SOMMAIRE

		Page
INTRODUCTION		7
1.	METEOROLOGIE	9
	1. Température de l'air	10
	2. Pluviométrie	10
	3. Insolation	10
	4. Rayonnement	10
	5. Homogénéisation totale du lac	11
	6. Conclusions	11
2.	EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	15
	1. Préambule	15
	2. Conditions de prélèvement des échantillons	16
	3. Le régime thermique des eaux	16
	4. Le régime de l'oxygène	18
	5. Les composés de l'azote	22
	6. Evolution du phosphore	29
	7. Le carbone organique total	33
	8. La silice	34
	9. Les chlorures	35
	10. Autres déterminations	36
	11. Conclusions	38
3.	EVOLUTION DU PLANCTON DANS LE LEMAN	41
	1. Introduction	41
	2. Méthodes	41
	2.1 Phytoplancton	41
	2.2 Transparence	42
	2.3 Chlorophylle et production primaire	42
	2.4 Zooplancton	42
	3. Phytoplancton	42
	3.1 Fréquence des espèces	42
	3.2 Variations des principaux groupes	43
	3.3 Variations quantitatives (biomasse)	44
	4. Transparence	48
	5. Chlorophylle et production primaire	49
	5.1 Variations saisonnières	49
	5.2 Production annuelle	50
	6. Zooplancton	51
	6.1 Biovolume sédimenté	51
	6.2 Rotifères	51
	6.3 Entomostracés	54
	6.4 Remarques générales sur le zooplancton en 1984	58
	7. Interrelations entre certains paramètres physiques, chimiques et biologiques du Léman en 1984	59
	7.1 Température et éclairement	59
	7.2 Transparence	59
	7.3 Oxygène dissous et pH	59

7.4 Nitrates, nitrites et azote ammoniacal 59
7.5 Orthophosphates 60
7.6 Relations phytoplancton - zooplancton 60

8. Conclusions 62

4. ETUDE DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES 63

1. Introduction 63
2. Echantillonnage 64
3. Méthodes analytiques 64
4. Résultats 65
5. Discussion des résultats 65

5. RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN 75

6. EVOLUTION DU PHOSPHORE DANS L'EAU INTERSTITIELLE ET DANS LES SEDIMENTS, CHRONOLOGIE DE LA POLLUTION MERCURIELLE 81

1. Introduction 81
2. Matériel et méthodes 82
3. Résultats et discussion 84

3.1 Datation et taux de sédimentation 84
3.2 Chronologie et évolution de la contamination en mercure 84
3.3 Formes du phosphore particulaire dans le sédiment 84
3.4 Evaluation du stock de phosphore dans les sédiments 88
3.5 Phosphore dans l'eau interstitielle 88
3.6 Flux de phosphore à l'interface 91

4. Conclusions 95

7. ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE 97

1. Généralités 97
2. Débits des affluents et de l'émissaire 98
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 99

3.1 Azote minéral et organique 99
3.2 Phosphore soluble et phosphore total 104
3.3 Chlorures 107
3.4 Potassium 108
3.5 Carbone organique 109
3.6 Silice 109
3.7 Sulfates 110
3.8 Calcium 111
3.9 Magnésium 111
3.10 Sodium 111
3.11 Cuivre, zinc et plomb 111

4. Conclusions 112

8. CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION 113

1. Nombre et fréquence des contrôles 113
2. Respect des normes de rejet et de rendement d'épuration 113
3. Flux de pollution et apports au Léman 114
4. Charge quotidienne par habitant 117
5. Conclusions 118

9. ETUDE DES POLLUTIONS D'ORIGINE DIFFUSE DU BASSIN VERSANT LEMANIQUE 143

1. Introduction 143
2. Rapport sur le contenu de l'étude 145
3. Résultats obtenus sur le bassin du Redon 147
4. Conclusions provisoires 159

10. METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DES AFFLUENTS DU LEMAN 161

- Introduction générale 161
1. Le Rhône amont et ses affluents 162
2. L'Eau Froide et le Grand Canal 173
3. La Venoge 176
4. La Chamberonne (la Mèbre et la Sorge) 180

11. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES 183

12. MODELISATION DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE LEMAN 207

1. But de la modélisation 207
2. Types de modèles disponibles 207
3. Application de modèles existants 209
   3.1 Modèles "Statistiques" 209
   3.2 Modèles basés sur les bilans 217
4. Conclusions 225
- Annexes 229

13. CONCLUSIONS GENERALES 235

14. LISTE DES AUTEURS RESPONSABLES DES RAPPORTS 237

INTRODUCTION

En prolongement de la publication de la remarquable synthèse des analyses et études réalisées à propos du Léman depuis 1957, les rapports scientifiques de cet ouvrage traitent des résultats des examens physico-chimiques et biologiques effectués tant sur le lac Léman que sur son bassin versant durant l'année 1984.

Aux rapports spécifiques usuels, ont été adjoints, cette année, deux textes offrant pour leur thème une vision globale :

- du cycle du phosphore dans le lac grâce à l'étude effectuée par H.P. FAHRNI et F. RAPIN consacrée à la modélisation de ce cycle dans le Léman. Ce texte s'inscrit dans le cadre des thèmes d'études prévues au programme quinquennal 1981 - 1985 et réaffirmés dans le programme 1986 - 1990 en cours d'élaboration : analyser les phénomènes de transfert de ce polluant majeur pour le lac que constitue le phosphore,

- du contexte météorologique de l'année écoulée : rapport de A. ORAND.

D'autre part, dans un souhait d'une vision plus synthétique du système lémanique, tous les rapports consacrés aux examens biologiques des eaux du lac ont été regroupés sous la plume de G. BALVAY, J.C. DRUART, J. PELLETIER et R. REVACLIER.

Il faut noter également le louable effort de synthèse effectué par les chercheurs qui offrent pour la première fois aux lecteurs une conclusion où ils essaient d'intégrer l'ensemble des données des observations de l'année.

Les autres rapports peuvent se répartir entre ceux ayant trait au lac et ceux consacrés au bassin versant.

De la première catégorie relèvent :

- l'analyse de l'évolution physico-chimique des eaux du lac traitée par R. MONOD,

- l'étude des micropolluants contenus dans le Léman, de W. GIGER, ou celle traitant des métaux lourds analysés par Cl. CORVI,

- un rapport intéressant de F. RAPIN et al. qui s'attache à évaluer le stock et le relargage du phosphore contenu dans l'eau interstitielle des sédiments.

De la deuxième catégorie, sont à signaler :

- l'évaluation des apports par les affluents par A. ORAND et le panorama des contrôles et de la situation en stations d'épuration par L. THELIN,

- l'étude des métaux lourds piégés dans les sédiments du Rhône (et de ses affluents), de l'Eau Froide, du Grand Canal, de la Venoge et de la Chamberonne, par F. RAPIN et J.P. VERNET,

- les premiers résultats issus du programme "Pollution d'origine diffuse" et provenant du sous-bassin opérationnel du Redon (Chablais) rassemblés et commentés par P. BALLAND et al.

1984 semble avoir été une année de continuité depuis 1982, années caractérisées par un stock de phosphore total stable dans le lac, mais malheureusement encore trop élevé. A l'inverse, ces années bénéficient d'hivers souvent froids provoquant des brassages complets des eaux, utiles à l'écosystème lémanique.

Cette année a été marquée par un contexte météorologique globablement moyen quant aux températures et à la pluviométrie enregistrées aux stations riveraines du lac. L'examen du détail de cette période montre cependant un déroulement moins équilibré. Un déficit hydrique constaté au début de l'année ne fut comblé qu'en fin d'année. Le basculement hydrodynamique de mars s'explique d'autre part par les basses températures et le violent vent persistant de mi-février à mi-mars.

Se démarquant de la moyenne, l'hydraulicité des principaux affluents a été nettement plus réduite que les années précédentes ce qui est susceptible d'expliquer pour partie les apports moins importants au lac en phosphore (que ce soit sous forme soluble ou totale) mais laisse inexpliquée l'augmentation des apports en azote.

L'évaluation des apports a été complétée et précisée par ceux issus des stations d'épuration dont le parc s'est aggrandi à nouveau en 1984, notamment par les ouvrages de Morzine (bassin du Léman) et Chamonix (bassin de l'Arve). Les apports en phosphore total des six principales stations se rejetant directement au lac ont légèrement augmenté en 1984 pour se retrouver au niveau de 1982 alors que les apports au milieu provenant de l'ensemble des stations du bassin lémanique ont à nouveau diminué pour se placer à 170 tonnes de phosphore total.

Toutefois, cette tendance n'est pas significative car la représentativité des contrôles n'est pas satisfaisante pour au moins 23 % de la capacité (surtout en Valais, Haute-Savoie, Ain).

Par ailleurs, 25 % des habitants ne sont encore pas raccordés à une station.

L'analyse des flux entrants dans les stations montre nettement que, pour la grande majorité des réseaux, la charge hydraulique par habitant est trop forte - trahissant la présence d'eaux parasites - et la charge organique (tant en DBO_5 qu'en phosphore total) est trop faible - trahissant des mauvais raccordements et des fuites dans le réseau.

De ce fait, la mise en oeuvre de stations nouvelles n'apparaît pas comme la plus urgente des priorités, mais bien plutôt le raccordement des populations qu'il convient de poursuivre ainsi que l'aménagement des réseaux de collecte qu'il convient de promouvoir (études, diagnostic...).

Dans le cadre du programme "Pollutions d'origine diffuse", les premiers résultats du petit bassin versant du Redon, situé dans le Chablais français, ont le mérite d'inaugurer une série de résultats qui donneront lieu à de nombreux commentaires dans les années futures. Il est cependant difficile de retirer d'ores et déjà une conclusion définitive des essais de bilan d'exportation en phosphore. Peut-on ainsi poser comme une certitude absolue que l'origine du phosphore est équitablement répartie entre les apports ménagers et provenant des élevages concentrés et ceux issus des sols ?

Réceptacle de l'ensemble de ces apports, le lac a fait preuve en 1984 d'une bonne tenue pour ses paramètres tant physico-chimiques que biologiques. Bénéficiant d'une recirculation complète entre le 12 et le 19 mars, le régime de l'oxygène est globalement satisfaisant. Le stock annuel s'est accru de 3 % et, surtout, la concentration en oxygène au fond est rarement tombée à un niveau critique. Cette situation favorable a ainsi limité au maximum les phénomènes redoutés du relargage du phosphore venant des sédiments. A noter que les concentrations en chlorures, quoique loin d'être alarmantes, sont toujours sur la courbe ascendante enregistrée depuis les années 1970.

Les examens du plancton confirment l'état physico-chimique du lac modulé toutefois avec les variations saisonnières spécifiques aux processus biologiques. A noter que la biomasse phytoplanctonique annuelle a fortement augmenté en 1984 du fait du développement considérable en septembre d'une dinophycée usuellement majoritaire dans le lac mais qui a atteint des valeurs moyennes assez rarement rencontrées, dues peut-être aux bonnes conditions climatiques de cette période.

Au demeurant, les rapports consacrés aux métaux lourds et aux micropolluants organiques dans les eaux du lac sont venus confirmer les notes optimistes, les concentrations étant largement inférieures aux normes usuelles.

Dans l'ensemble on note une diminution des concentrations polymétalliques dans les sédiments des différents canaux et rivières, à l'exception de certaines zones en aval d'usines d'incinération. Les teneurs en mercure dans les sédiments du Rhône se sont stabilisées; elles sont toutefois encore trop élevées. Les carottes de sédiments prélevées dans le lac montrent les pollutions historiques en mercure des années 1920/1940 et du début des années 1970. Par contre, les couches les plus récentes ne semblent pas avoir été contaminées lors des problèmes récents de mercure dans le Haut-Rhône.

1984 aura donc été une de ces années médiocres où il est difficile de déceler un frémissement d'amélioration, où il est tout aussi délicat de supputer une dégradation du milieu lacustre.

Le phosphore reste le problème primordial du lac. La tentative de modélisation actuellement en cours de réalisation vient opportunément donner un cadre de réflexion aux objectifs à assigner à une gestion patrimoniale du système lémanique. La réduction de toutes les sources en phosphore doit être absolument recherchée. Telle est la conclusion explicite de ce travail. La situation actuelle ne peut être considérée comme satisfaisante. Malgré tous les efforts réalisés, notamment en matière d'épuration des eaux usées, d'autres moyens pour réduire les apports en phosphore doivent être recherchés, proposés et mis en application.

Le Président de la Sous-commission technique :

J. MAYNADIE

CONCLUSIONS GENERALES

CAMPAGNE 1984

Au point de vue des apports au lac, l'année 1984 est caractérisée par :

- des apports hydrauliques inférieurs d'environ 20 % par rapport aux années précédentes;

- une hausse des apports en azote minéral et organique et une baisse des apports en phosphore. Cette baisse est partiellement due au déficit hydraulique et aux faibles crues de cette année qui ont limité l'érosion.

  A ce sujet, on notera qu'en 1984 le bilan des apports et exportation en phosphore total se présente comme suit :

- apports par les quatre affluents principaux	597 tonnes
- apports par les affluents secondaires (estimation à partir d'une régression entre les valeurs de ces affluents et celles de l'Aubonne + Venoge en 1972-1980)	120 tonnes
- apports par les stations d'épuration rejetant directement au lac	88 tonnes
- apports atmosphériques (moyenne des charges depuis 1977)	60 tonnes
- total des apports externes	865 tonnes
- exportation par l'émissaire	440 tonnes
- Solde du bilan	425 tonnes

  Le stock de phosphore total dans le Grand Lac est stable depuis 1982 (6'550 ± 100 tonnes);

- une augmentation des chlorures et cela malgré le fléchissement des débits. Les apports ont augmenté d'environ 20 % depuis 1981. Pour cet élément conservatif, on ne remarque pas de liaison entre les apports et le bilan hydraulique de l'année, ce qui laisse supposer que l'augmentation n'est pas liée au lessivage des sols;

- une diminution des apports en cuivre et en plomb par le Rhône (seule rivière étudiée pour les métaux lourds dans l'eau), mais par contre une nette augmentation des apports en zinc qui ont été multipliés par 2.5 depuis 1981;

- une stabilisation de la teneur en mercure dans les sédiments du Rhône et en général une diminution des contaminations polymétalliques dans les sédiments des canaux et rivières de la plaine du Rhône;

- des problèmes liés à des rejets ponctuels, par exemple usines d'incinération et autres, provoquent de fortes contaminations polymétalliques.

Le rapport sur le fonctionnement des stations d'épuration met en évidence les problèmes suivants :

- Pour un certain nombre de stations (22,3 % de la capacité), la fréquence des contrôles est encore très insuffisante et ne correspond pas aux recommandations de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. En plus, 0.7 % de la capacité n'a jamais été contrôlée.

Un effort particulier doit être fait pour améliorer la qualité des réseaux en raccordant les eaux usées (voir charge en DBO souvent trop faible) et en éliminant les eaux parasites (charge hydraulique trop forte).

L'année 1984 a été marquée dans le lac par une nouvelle circulation totale des eaux, qui s'était déjà produite en 1979 et 1981. Remarquons également que ce phénomène s'est à nouveau passé cette année (1985).

Nous bénéficions donc ces dernières années de conditions climatiques très favorables, ainsi les eaux du fond du lac ont pu être réoxygénées très fréquemment. Ce phénomène est favorisé ces dernières années par une augmentation générale de la température des eaux du fond (environ 0.1 ^{o}C par année) qui rend le brassage plus facile.

Cependant, on constate actuellement qu'après un brassage complet des eaux à la fin de l'hiver, la teneur en oxygène au fond du lac à l'automne suivant est déjà égale ou inférieure à 4 mg/l. Or, les études sur la régénération du phosphore des sédiments ont montré qu'il ne faudrait pas descendre en dessous de 5 mg/l d'oxygène dans les eaux du fond pour limiter sa remobilisation.

La situation très favorable du régime général de l'oxygène de ces dernières années pourrait donc se dégrader très rapidement si la période entre deux brassages complets dépassait deux à trois ans.

Par rapport aux années précédentes, la teneur en phosphore dans le lac s'est stabilisée.

Par contre, le stock d'azote total continue de progresser, cette augmentation est d'environ 17 % par rapport à 1980.

Les chlorures sont toujours en hausse (+ 15'000 tonnes).

En conclusion, on ne note pas en 1984 d'amélioration, tant au point de vue chimique que biologique de l'état du lac.

METEOROLOGIE

CAMPAGNE 1984

PAR

ALAIN ORAND

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

Les paramètres climatiques étant repris occasionnellement par les auteurs des différents rapports, il a semblé judicieux de présenter brièvement ce qui a le mieux caractérisé l'année sur le plan météorologique. Seuls ont été pris en compte la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation et le rayonnement global.

Pour la température de l'air et la pluviométrie, l'année 1984 ne se distingue guère des précédentes si ce n'est que le déficit pluviométrique enregistré de février à mai a été comblé en fin d'année.

En ce qui concerne l'insolation et le rayonnement global, 1984 est l'une des plus mauvaises années depuis quinze ans. En particulier le rayonnement global est déficitaire (par rapport à l'année moyenne) en février, mars et mai et de août à décembre. Enfin l'homogénéisation totale du lac en mars s'explique par les conditions exceptionnelles de la période du 15 février au 15 mars : température de l'air très basse et vent continu de secteur nord-est de 3 à 8 m/s.

INTRODUCTION

Les paramètres climatiques sont d'une grande importance dans la compréhension de l'écosystème lémanique.

Il a semblé nécessaire de dégager ces paramètres et de faire précéder l'ensemble des études du lac par une présentation climatique de l'année considérée en se limitant aux facteurs les plus importants.

Pour ce premier survol météorologique nous avons choisi les facteurs suivants :

- température de l'air
- pluviométrie
- insolation et
- énergie globale

Il manque l'un des paramètres les plus importants : le vent qui associé avec la température conditionne les courants et donc, la bonne homogénéisation des couches d'eaux. Nous tacherons d'intégrer ce facteur aux études de routine à partir de l'année prochaine.

1. TEMPERATURE DE L'AIR

Par rapport à l'année moyenne (Thonon 1970-1984), la moyenne annuelle 1984 de 10.2°C est voisine de la moyenne générale de 10.5°C.

A titre indicatif, l'année la plus froide de ces quinze dernières années est 1980 avec 9.8°C tandis que l'année la plus chaude est 1982 avec 11.1°C (fig. 1).

A l'échelle mensuelle et par rapport aux moyennes mensuelles des quinze dernières années, nous constatons un déficit pour les mois de février à mai inclus, déficit important en février (2.1 contre 3.3°C) et en mars (4.2 contre 5.8°C). Il faut remonter en 1971 pour trouver un mois de mars dont la température moyenne est inférieure (2.2 contre 4.2°C).

A l'inverse et à l'exception des mois d'août et septembre les mois de juin à décembre ont des températures moyennes mensuelles supérieures aux températures de référence. Nous avons examiné les résultats des autres stations météorologiques lémaniques. La moyenne annuelle interstation est de 9.8°C. Les stations de Pully et Montreux-Clarens obtiennent des résultats très voisins avec respectivement 9.8°C et 9.9°C. La station la plus froide est Changins (9.4°C) et la plus chaude Thonon (10.2°C)(figure 2).

2. PLUVIOMETRIE

La moyenne annuelle sur quinze ans est de 895.3 mm à Thonon. L'année 1984 avec un **total** de 955.3 mm arrive au 11ème rang (fig. 3) donc une année légèrement supérieure à la moyenne et pour ce paramètre très semblable aux années antérieures 1981, 1982, 1983. A l'échelle mensuelle, la caractéristique essentielle est le total du mois de septembre de 207.6 mm ce qui en fait le mois le plus pluvieux de la série.

Si nous comparons entre eux les résultats des différentes stations météorologiques autour du Léman (fig. 4) et ce pour l'année 1984, Montreux-Clarens arrive en tête avec 1'396.9 mm suivi de Pully (1'016.8), Thonon (955.3), Changins (920.9) et enfin Genève-Cointrin (826.3). La station de Pully donne des résultats proches de la moyenne des cinq stations (1'023.2).

Nous pouvons aussi comparer les années en analysant leurs diagrammes ombrothermiques respectifs (fig. 5 et 6). Ces diagrammes qui associent les paramètres température et pluviométrie permettent de déterminer les mois dits "secs". Pour 1983 et 1984, nous avons une bonne symétrie des diagrammes par rapport à un axe passant par le mois de juillet considéré comme mois sec. La pluie de mai 1983 correspond à celle de septembre 1984.

3. INSOLATION

La moyenne sur quinze ans à la station de Thonon est de 1'933.6 heures d'ensoleillement par an, 1984 est, avec 1'751.1 l'une des plus mauvaises années (14ème rang) (fig. 7). Pour les meilleures années citons 1971 et 1976 avec respectivement 2'200.3 heures et 2'104.3 heures. A l'échelle mensuelle le déficit est surtout important au mois de mai (151.2 contre 216.3 heures) et pour les quatre derniers mois (275.7 contre 436 heures) (fig. 8 et 9).

Sur le plan lémanique, le total annuel moyen des cinq stations est de 1'676.4 heures. La station de Changins est la plus près de cette moyenne (1'650 h), la plus faible Montreux-Clarens (1'518 h) et la plus forte Pully (1'821.6 h) (fig. 8).

4. RAYONNEMENT

Il est exprimé en mégajoules par m^2 (MJ/m^2). La moyenne annuelle des quatorze dernières années est de 4'299.4 MJ/m^2. Ainsi que pour l'insolation, 1984 se

place au dernier rang, les meilleures années étant 1976 (4'590.4 MJ/m^2) et 1971 (4'577.0 MJ/m^2)(fig. 10). A l'échelle du mois et par rapport à l'année moyenne les mois de février et mars ne représentent que les 79 % de l'apport énergétique moyen. Même situation en mai avec 82 % du mois de mai moyen. Les cinq derniers mois de l'année sont eux aussi déficitaires 1'200.8 MJ/m^2 contre 1'392.2 MJ/m^2 pour l'année moyenne (fig. 11 et 12).

La moyenne annuelle interstation 1984 est de 4'280.1 MJ/m^2. Pully a les résultats se rapprochant le plus de cette moyenne. Thonon (4'011.5 MJ/m^2) est la station la moins exposée et Genève-Cointrin (4'371.1 MJ/m^2) celle donnant les résultats les plus importants (fig. 12).

5. HOMOGENEISATION TOTALE DU LAC

En 1984, cette homogénéisation a eu lieu du 12 au 19 mars. L'examen des relevés météorologiques de la période précédant ce phénomène permet de donner une explication. Cette homogénéisation est le résultat de l'action de deux paramètres énergétiques importants : la température de l'air et l'action du vent.

Il faut remonter à plus de dix ans pour trouver des moyennes mensuelles de température aussi basse (1.7 en février 1979 et 2.2 en mars 1971). Si nous examinons les moyennes décadaires de la période du 10 février au 20 mars, nous avons dans l'ordre -0.9, 2.0, 1.8 et 3.7°C.

Quant au vent à partir du 9 février et jusqu'au 15 mars, le lac a été sous l'action continue de vent de secteur nord-est dont la vitesse moyenne journalière a varié de 3 à 8 m/s, les vitesses de pointe oscillant entre 5 et 17 m/s.

6. CONCLUSIONS

A l'examen des quatre facteurs météorologiques pris du compte, l'année 1984 se présente comme une année moyenne au plan de la température et de la pluviométrie, et déficitaire pour ce qui concerne l'insolation et le rayonnement global. Ce déficit énergétique est surtout sensible dans la première moitié de l'année (février, mars et mai). Bien que la température moyenne annuelle soit voisine de la moyenne des quinze dernières années, à l'échelle mensuelle le déficit des six premiers mois a été comblé en fin d'année

TEMPERATURE THONON 70-84

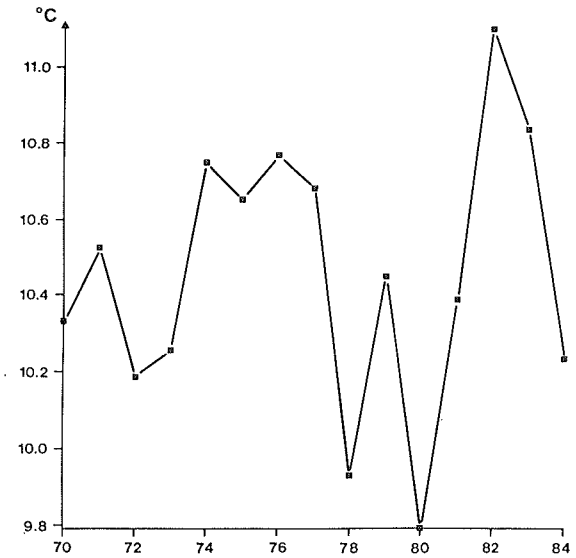


fig. 1

TEMPERATURE AIR LEMAN 1984

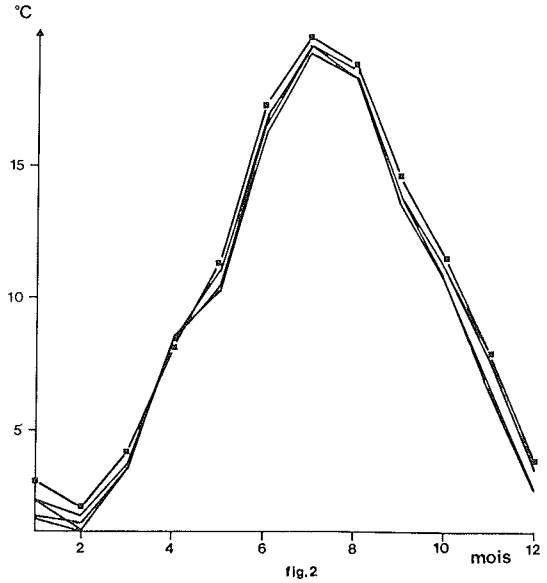


fig. 2

PLUVIOMETRIE THONON 70-84

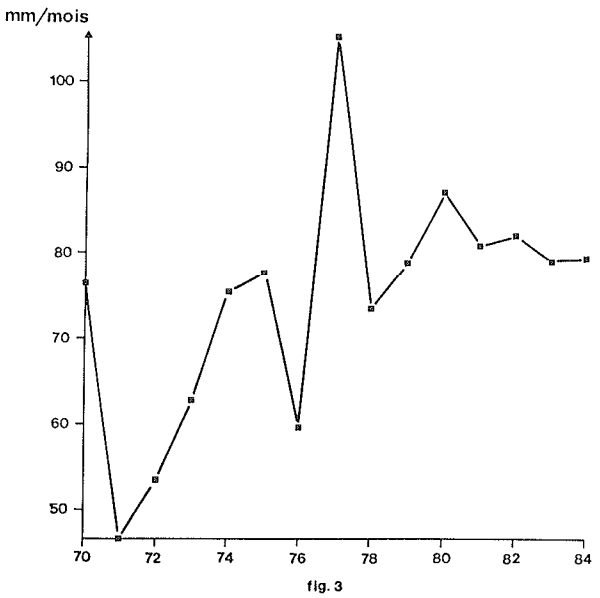


fig. 3

PLUVIOMETRIE LEMAN 1984

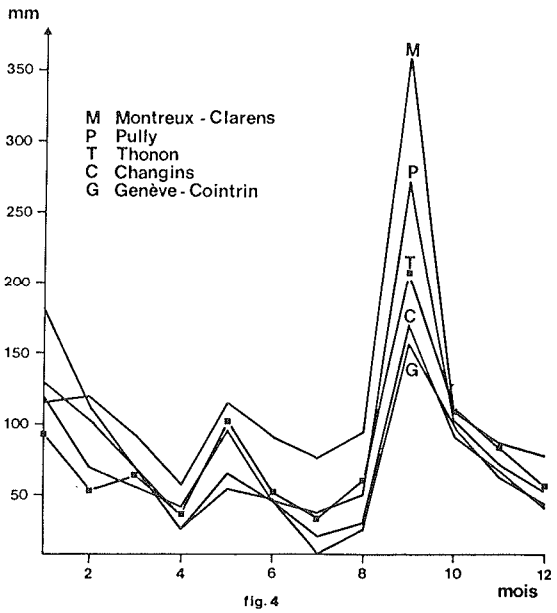


fig. 4

DIAGRAMME OMBROTHERMIQUE THONON 1983

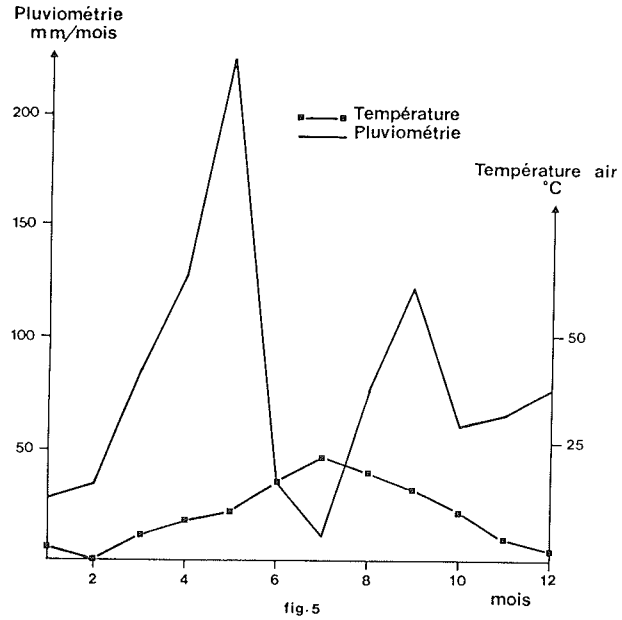


fig.5

DIAGRAMME OMBROTHERMIQUE THONON 1984

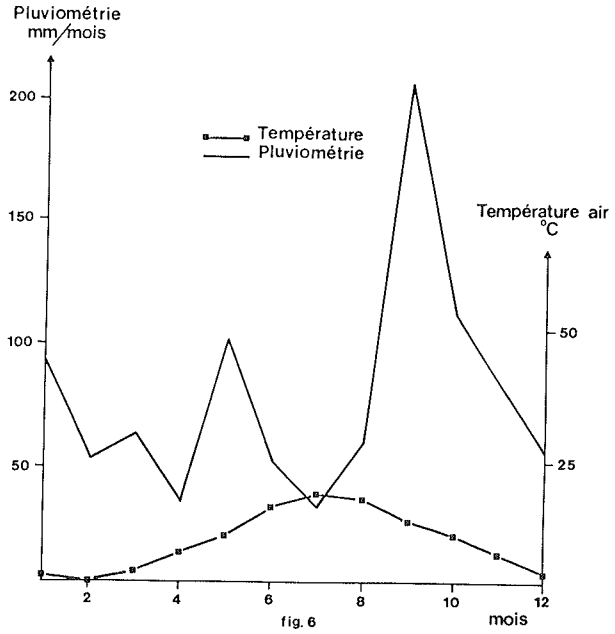


fig. 6

INSOLATION THONON 70-84

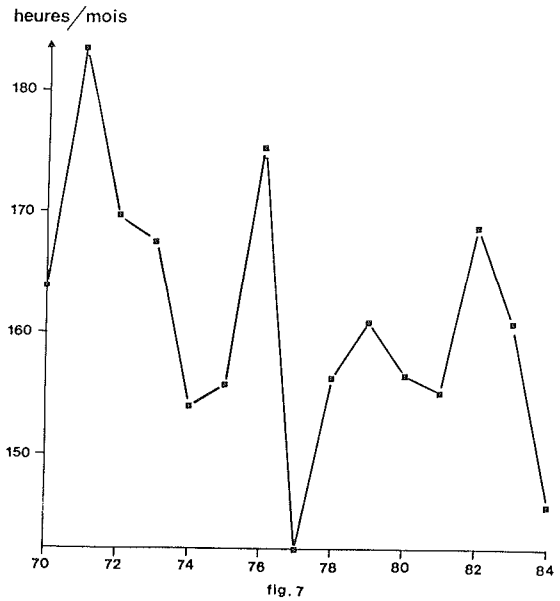


fig. 7

INSOLATION LEMAN 1984

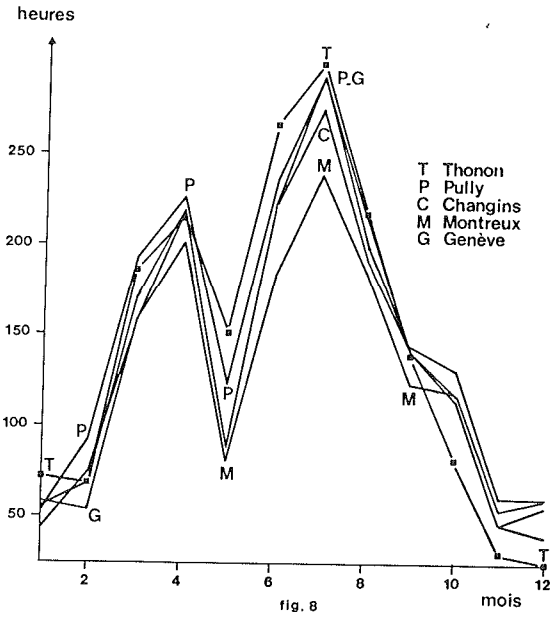


fig. 8

INSOLATION MOYENNE MENSUELLE THONON 70-84

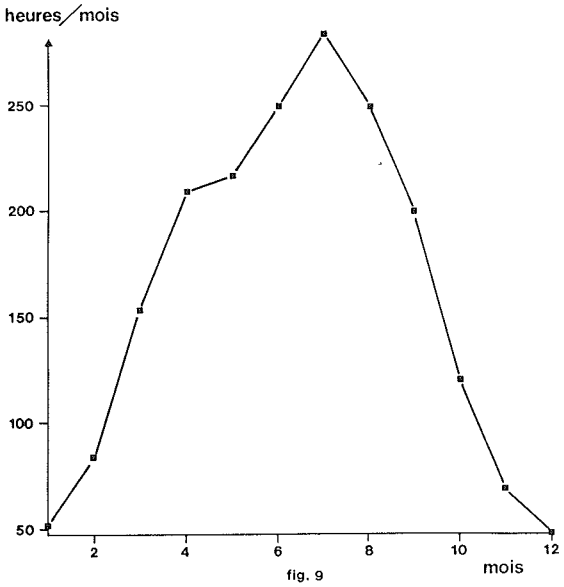


fig. 9

RAYONNEMENT THONON 71-84

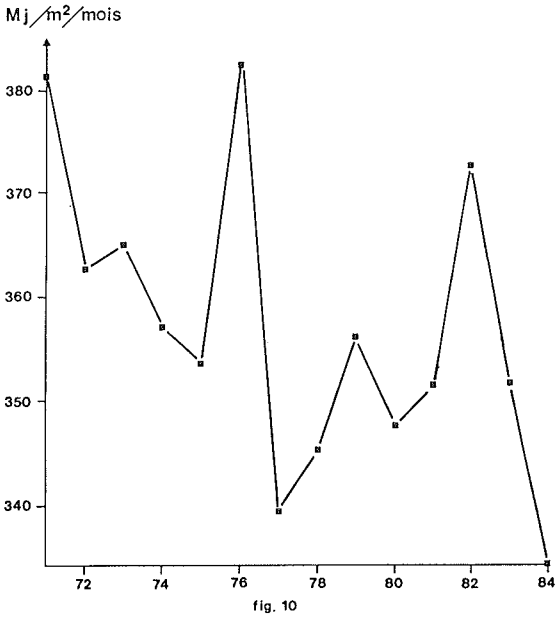


fig. 10

RAYONNEMENT MOYEN MENSUELLE THONON 71-84

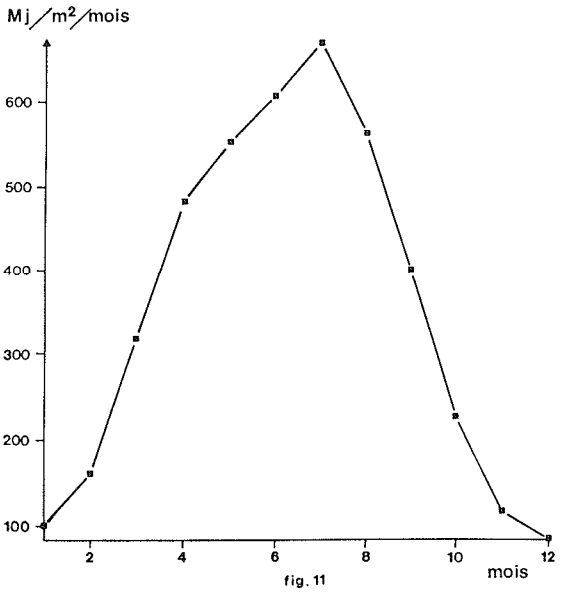


fig. 11

RAYONNEMENT LEMAN 1984

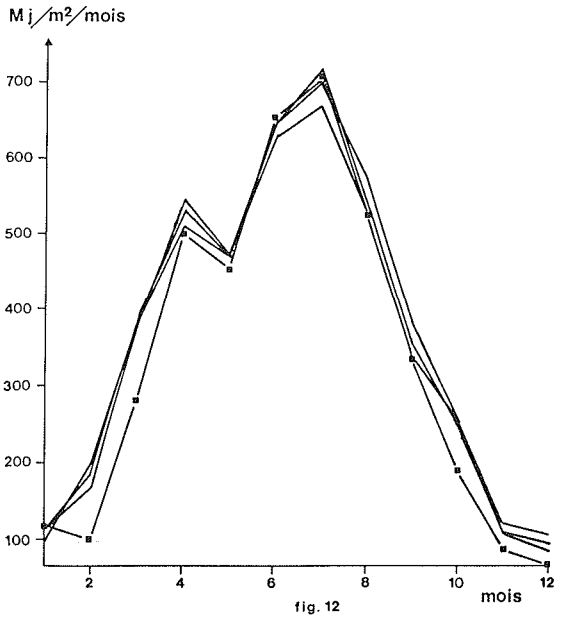


fig. 12

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN

CAMPAGNE 1984

PAR

RENE MONOD

SECRETAIRE DE LA

COMMISSION INTERNATIONALE, LAUSANNE

RESUME

La campagne 1984 met en évidence l'action bénéfique d'une circulation totale des eaux, notamment sur le régime de l'oxygène, lequel est particulièrement satisfaisant, sauf sporadiquement très près du fond du lac.

La physico-chimie des eaux est, par ailleurs, fortement influencée par le développement du phytoplancton à certaines époques.

Azote, chlorures et sodium voient leurs concentrations continuer à s'élever. L'azote peut être parfois un facteur limitant.

La concentration du phosphore, toujours trop élevée, n'a pas diminué.

1. PREAMBULE

La campagne 1984 est la quatrième du plan 1981-1985. Rappelons qu'un certain nombre de paramètres dont il est fait état ci-dessous, les principaux, sont déterminés en parallèle par deux laboratoires : celui de l'Office cantonal vaudois de protection des eaux et celui de l'Institut de Limnologie (INRA), de Thonon-les-Bains, ce dernier effectuant en outre les prélèvements et les déterminations in situ (température, pH, etc...). Ces deux laboratoires sont eux-mêmes contrôlés par des analyses comparatives interlaboratoires semestrielles. Les résultats indiqués sont donc très souvent des moyennes.

Lorsque des moyennes sont indiquées, elles tiennent compte du fait que les prélèvements sont bimensuels neuf mois de l'année, et mensuels en hiver. Lorsque des données manquent, ce qui peut arriver surtout en hiver, nous procédons par interpolation. Les concentrations ou stocks sont toujours des moyennes pondérées en fonction des volumes des différentes strates du Léman.

Pour faciliter la comparaison avec les données anciennes, nous continuons à utiliser le mode de calcul décrit dans le "Rapport de Synthèse 1957-1982" (page 73), que nous avons adapté aux niveaux actuels de prélèvement. Les stocks ici indiqués sont ceux calculés pour le Grand Lac. Ils peuvent être extrapolés, au besoin, au Léman pris dans son ensemble en les multipliant par le facteur 1.04. Ce faisant, l'erreur commise n'est, en moyenne, pas significative. Cela n'indique pas pour autant que les événements observés dans le Grand Lac peuvent sans autre être transposés au Petit Lac. Il faut se souvenir, en effet, que les deux parties du lac ont, à bien des égards, des vies différentes.

Les moyennes annuelles sont calculées selon le calendrier julien, faisant débuter l'année au 1er janvier et se terminer au 31 décembre. En fait, le calendrier la-

custre réel est différent. Il serait plus logique de faire débuter l'année lacustre à la fin de l'hiver, au moment où le lac est le plus froid, soit au moment de la circulation totale (si elle existe), ou, sinon, au début du réchauffement superficiel des eaux. Il arrive fréquemment en effet qu'au fond du lac, on observe un retard d'un ou deux mois sur ce qui se passe à la surface. Ce mode de faire rendrait mieux compte des phénomènes lacustres, où, par suite de l'inertie de la masse d'eau, une année peut durer dix ou onze mois, ou plus, treize, voire quatorze mois.

La plupart des graphiques émanent ou sont inspirés de programmes gérés à l'Office fédéral de la protection de l'environnement. D'autres sont dérivés de programmes "Digital".

2. CONDITIONS DE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Le chapitre consacré à la météorologie situe les événements de 1984 dans un contexte plus général.

Il est relativement rare que les programmes prévus puissent être réalisés dans leur intégralité. L'année 1984 n'a pas échappé à la règle, puisque le temps défavorable de janvier a empêché tout prélèvement. Il y a donc eu 20 campagnes en 1984. Dans d'autres cas, en mars et mai, le mauvais temps a retardé certaines campagnes, les rapprochant des suivantes, l'intervalle n'étant plus que d'une semaine. Cette situation, due au climat incertain, n'a pas que des inconvénients, comme on le verra ultérieurement.

Comme à l'accoutumée, les prélèvements pour les analyses physico-chimiques se font généralement au début de la matinée.

Les températures de l'air au moment du prélèvement ont varié entre 2.0 °C le 20 février et 21.0 °C le 3 septembre.

La nébulosité fut généralement forte jusqu'au début de juin, puis à mi-septembre, au début de novembre et à la mi-décembre. Plus de la moitié des prélèvements (treize sur vingt) furent effectués sous ciel nuageux.

Il y a presque toujours de la brume. Sur les vingt campagnes, les observateurs indiquent 12 cas de brume, 5 de brouillard (février, avril, octobre à décembre) 1 cas de pluie, et deux seuls cas de temps clair.

Les prélèvements ne se sont déroulés que quatre fois sur vingt par calme plat. Les autres fois, ce sont des vents de 1° à 2° Beaufort, de secteurs variables, surtout N et W, avec un lac faiblement agité.

La plupart du temps, la surface de l'eau à la station SHL 2 était propre. On signale des feuilles d'arbres en novembre.

La teinte verte du lac a dominé toute l'année, mêlée de jaune de mai au début juillet et en septembre.

Concernant la transparence de l'eau, nous renvoyons le lecteur au chapitre consacré à l'évolution du plancton.

3. LE REGIME THERMIQUE DES EAUX

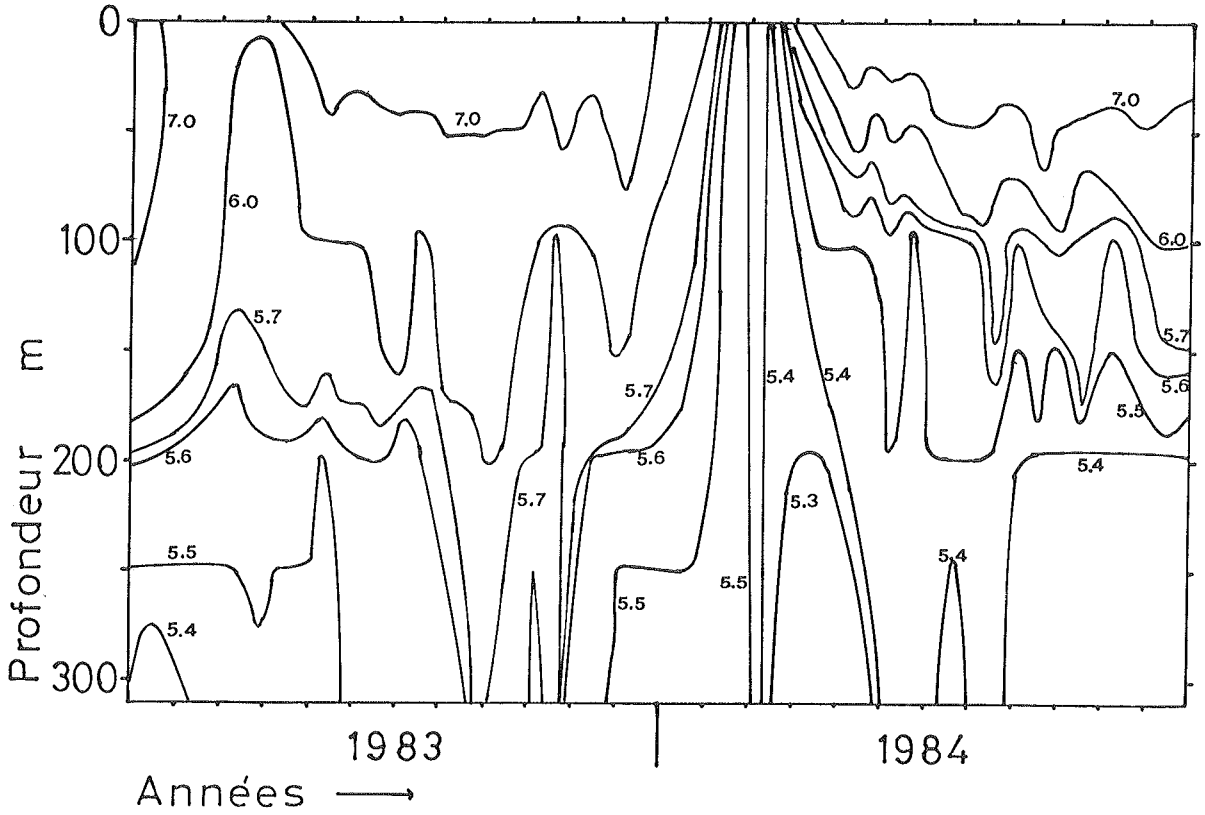
L'observation des isothermes de la figure 1, établies pour les années 1983 et 1984, montre qu'à la station SHL 2, l'eau du lac était homotherme le 20 février, avec une température de 5.5 °C. L'homothermie ne signifie pas que la masse d'eau soit ipso facto homogène. On verra plus loin que l'homogénéisation ne s'est faite que plus tardivement, en mars, le temps d'homothermie se prolongeant.

Rappelons que la circulation totale des eaux s'était déjà produite en 1981, dans des conditions assez semblables, avec une homothermie à 5.5 °C également. Cette circulation est cependant sans commune mesure avec celle d'hivers rigoureux comme 1963, avec une température moyenne de 4.7 °C, ou 1970 avec 4.9 °C.

Près du fond, la température a atteint son minimum vers fin mars, avec 5.3 °C. Elle s'est ensuite stabilisée dès septembre à 5.4 °C.

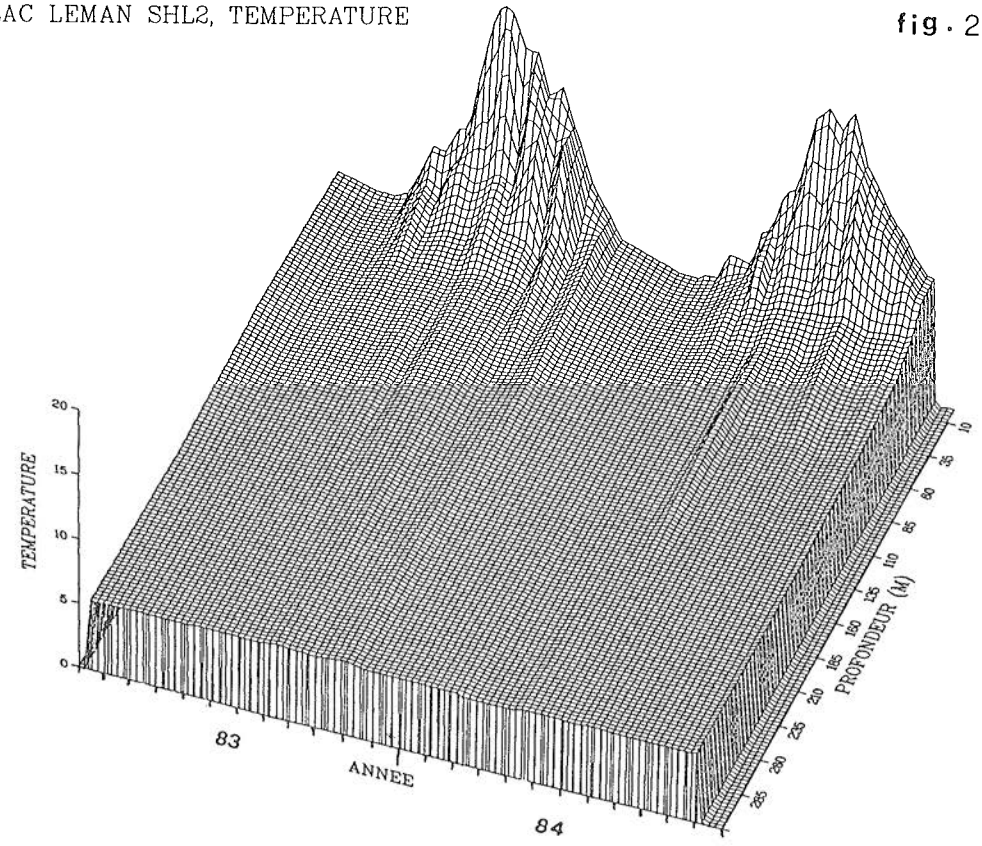
Fig. 1

TEMPERATURE DE L'EAU °C Grand Lac



LAC LEMAN SHL2, TEMPERATURE

fig. 2



Près de la surface (figure 2), la température maximale a été plus basse que l'année précédente. Un maximum de 21.8 °C ne s'est produit qu'au début de septembre. Il coïncide avec la forte poussée de *Ceratium hirundinella*. Rappelons que l'on avait observé 23.4 °C à fin juillet et début août 1983.

A noter que le lac s'est peu refroidi en arrière automne. En effet, on notait encore 9.3 °C à la surface de l'eau à mi-décembre 1984, contre 7.2 °C à la même période l'année précédente.

En moyenne annuelle, la température de l'eau est de 6.43 °C, contre 6.71 °C en 1983. Elle était de 6.45 °C en 1981, précédente année de circulation totale.

Le bilan thermique depuis le début du plan 1981-1985 s'établit comme suit :

Date	Température °C	Gain de l'été ou perte de l'hiver		
		°C	cal.cm^{-2}	kJ.cm^{-2}
1980 août	8.41			
		- 3.00	- 51'700	- 216
1981 mars	5.41			
		+ 2.39	+ 41'200	+ 172
octobre	7.80			
		- 2.15	- 37'100	- 155
1982 mars	5.65			
		+ 1.98	+ 34'100	+ 143
août	7.63			
		- 1.88	- 32'400	- 136
1983 mars	5.75			
		+ 2.22	+ 38'300	+ 160
septembre	7.97			
		- 2.52	- 43'400	- 182
1984 avril	5.45			
		+ 2.19	+ 37'800	+ 158
septembre	7.64			

Avec ses 2.52 °C (43'400 cal.cm^{-2}), la perte de température de l'hiver 1984 est plus faible que celle de l'hiver 1981 (3.0 °C). La baisse hivernale de température pour un hiver moyen est de 2.06 °C, soit environ 36'000 cal.cm^{-2} ou 150 kJ.cm^{-2}.

La fréquence des périodes de circulation totale ces dernières années (1979, 1981, 1984) résulte du fait que la température de l'eau du fond du lac est relativement élevée, ce qui facilite l'homothermie.

4. LE REGIME DE L'OXYGENE

La circulation totale des eaux s'est traduite en 1984 par un enrichissement important de la provision d'oxygène de l'ensemble du lac. Alors que le lac était homotherme dès février, il est devenu homogène du point de vue de l'oxygène - et d'autres paramètres que nous verrons plus loin - en mars seulement, très exactement entre le 12 et le 19 mars, à la suite d'une forte agitation du lac due à un régime de bise.

En effet, à 1 m du fond, alors que la concentration n'était que de 5.00 mg/l le 12 mars, elle a passé une semaine plus tard, c'est-à-dire le 19 mars, à 10.87 mg/l, autant, si ce n'est plus qu'en surface.

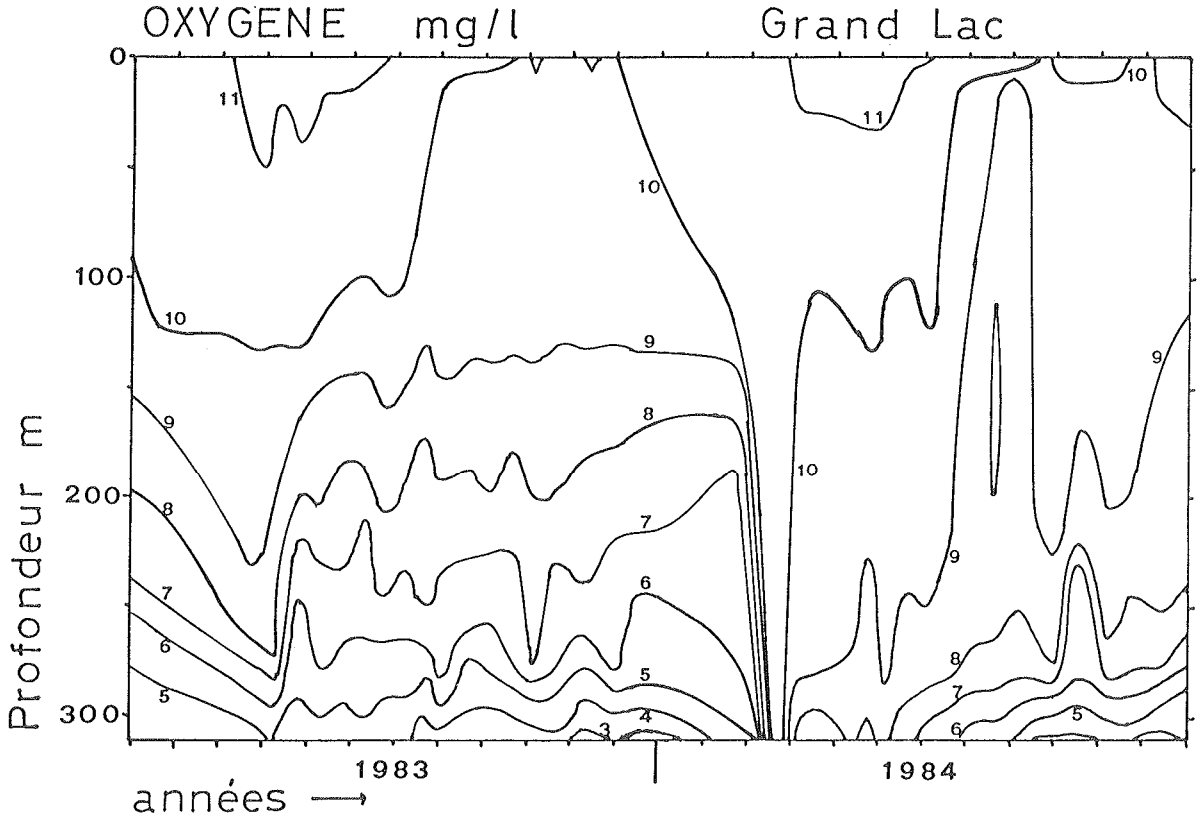
A la surface de l'eau on note une moyenne annuelle de 10.95 mg/l, légèrement inférieure à celle de 1983. Le taux moyen de saturation en oxygène est, en 1984, de 105.5 % contre 107.3 en 1983.

On pouvait alors comparer les valeurs suivantes :

Profondeur	Oxygène mg O_2/l		Taux de saturation %	
	12 mars	19 mars	12 mars	19 mars
Surface	10.22	10.74	84.8	89.8
50 m	10.12	10.08	83.5	83.2
100 m	10.20	9.84	84.2	81.2
200 m	10.08	10.46	83.3	86.3
250 m	6.17	10.95	50.9	90.4
275 m	7.42	10.99	61.2	90.7
Fond - 1 m	5.00	10.87	41.3	89.3
Moyenne pondérée	9.70	10.27	80.0	84.8
Stocks tonnes.10^3	831	880	-	-

Les courbes isoplètes de la figure 3 montrent l'évolution des concentrations au cours de l'année 1984 comparée à celle de 1983.

Fig. 3

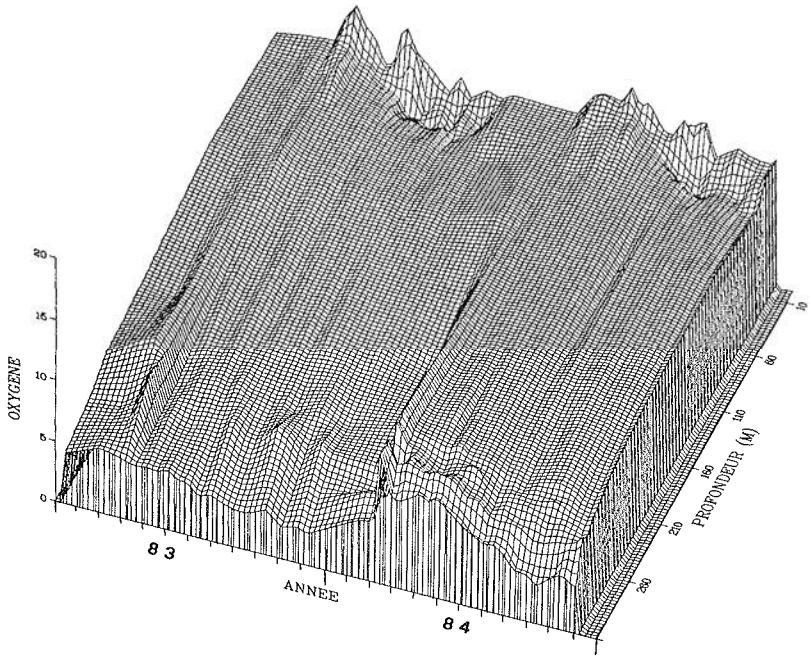


Dans l'épilimnion, il faut signaler un premier maximum à 14.42 mg/l à 5 m le 22 mai (14.32 en 1983) et un second à 13.71 à 5 m le 3 septembre, qui tous deux correspondent à une forte production planctonique. On note un premier maximum du taux de saturation à 143.7 % en juin (141.3 en août 1983) et un second de 158.7 % le 3 septembre à 5 m de profondeur.

La concentration minimale en surface est de 9.49 mg/l en septembre (9.22 en octobre 1983). Le taux minimal de saturation est de 92.6 % en décembre (88.5 en novembre 1983).

Le graphique à trois dimensions (figure 4) met en évidence le brusque enrichissement des couches profondes du lac. Il semble, par ailleurs, que la concentration de l'oxygène près de la surface s'élève moins en 1984 qu'en 1983, vraisemblablement à cause d'une plus faible activité chlorophyllienne moyenne. On observe également l'abaissement rapide des concentrations près du fond au cours des mois, sans cependant que l'on n'atteigne des valeurs aussi basses qu'en 1983.

LAC LEMAN SHL2, OXYGENE **fig. 4**



L'attention se porte tout naturellement sur le point critique du point de vue de l'oxygène, c'est-à-dire le fond du lac. La figure 5 est le reflet de l'évolution de la concentration de l'oxygène à 1 m du fond, de décembre 1983 à janvier 1985. On y observe que la période critique (concentrations inférieures à 4 mg/l) se place dans le dernier quart de l'année.

Les valeurs mesurées au fond du lac au cours des quatre années du plan sont les suivantes :

Année	Oxygène, mg O_2/l			Taux de saturation %		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
1981	7.55	10.13	4.29	62.0	83.4	35.2
1982	4.99	7.09	2.37	41.1	58.2	19.5
1983	3.93	5.29	2.62	32.5	43.6	21.6
1984	5.57	10.87	3.17	45.9	89.3	26.1

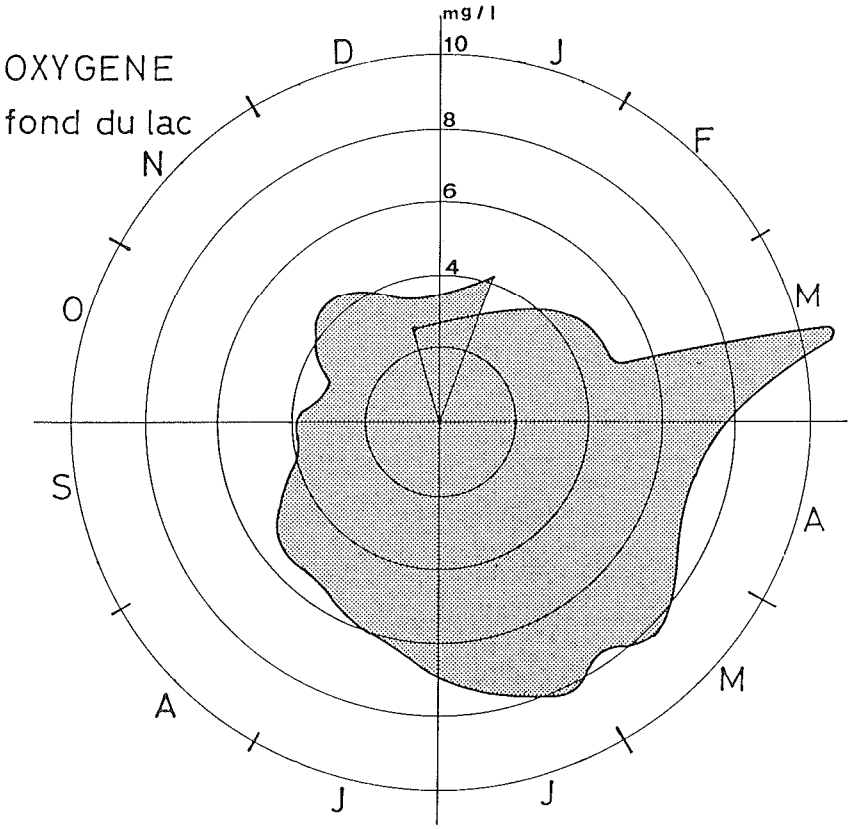
Il y a donc bien un manque partiel d'oxygène près du fond, mais sur quelle épaisseur ?

Les mesures effectuées de 5 m en 5 m près du fond du lac, aimablement fournies par l'Institut de Limnologie de Thonon, permettent de donner la réponse à cette question. Nous ne considérons ici que les trois derniers niveaux :

Profondeur m	Oxygène mg O_2/l			Taux de saturation %		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
300	7.12	10.54	5.41	58.7	87.0	44.5
305	5.77	10.98	3.83	47.5	90.6	31.5
309	5.57	10.87	3.17	45.9	89.3	21.6

Le niveau 300 m répond à la vocation du Léman qui veut que le lac contienne toujours au moins 4 mg/l d'oxygène. Il va de soi que les niveaux supérieurs y répondent aussi. Les niveaux inférieurs n'y répondent pas : celui de 305 m de septembre à novembre, celui de 309 m de septembre à décembre.

Fig. 5 1984



Le volume de la couche d'eau entre 300 m et le fond représente 0.5 % du volume total du lac. Le stock d'oxygène de cette couche était d'environ 2'300 tonnes le 12 mars 1984; il avait plus que doublé le 19 mars, avec 4'700 tonnes. Il atteignait son minimum à 1'850 tonnes le 17 octobre et remontait à 2'300 tonnes à mi-décembre.

L'évolution de l'oxygène depuis plus de vingt ans au fond du lac et près de la surface est indiquée dans la figure 6. On constate que, grâce notamment à la circulation totale, renouvelée, le régime de l'oxygène paraît en amélioration.

Globalement, la concentration en oxygène du Grand Lac est de 9.46 mg/l, contre 9.19 seulement en 1983. Le taux de saturation est de 79.9 %, contre 78.2 en 1983. Quant au stock moyen de l'oxygène dans le lac, il est de 810'000 tonnes (787'000 en 1983) avec un maximum à 888'000 et un minimum à 760'000 tonnes.

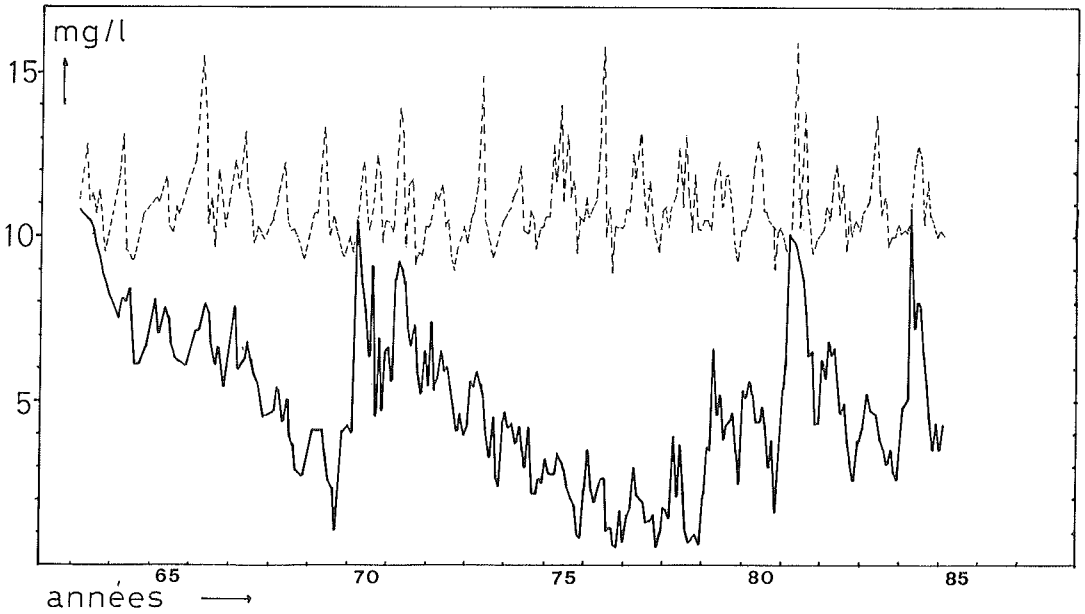
Le simple brassage des eaux de mars 1984 a permis un enrichissement de 50'000 tonnes en l'espace d'une semaine.

Il faut remonter à 1971 pour trouver une situation plus favorable : 9.62 mg/l, 80.4 % de la saturation, 824'000 tonnes.

Fig. 6

OXYGENE surface : ----- fond 309 m : ——

GRAND LAC station SHL2



5. LES COMPOSES DE L'AZOTE

a. AZOTE AMMONIACAL

La concentration de l'ammoniaque, liée, on le sait, à l'activité phytoplanctonique, est relativement élevée, ainsi que le montre le graphique tridimensionnel No 7. C'est le phénomène classique que l'on retrouve chaque année dans l'épilimnion, aux alentours du mois de juin, avec des intensités variables. Pour l'année 1984, il est particulièrement important, et dépasse en intensité ceux des années précédentes. Il se manifeste peu après les fortes poussées planctoniques de fin mai et juin.

Les concentrations maximales des quatre années du plan actuel sont, en effet, les suivantes :

- 0.116 mg N/l en juin 1981 à la surface de l'eau et à 15 m de profondeur
- 0.089 mg N/l en juin 1982 à 7.5 m de profondeur
- 0.066 mg N/l en juin 1983 à 10 m de profondeur
- 0.126 mg N/l en juin 1984 à 7.5 m de profondeur.

Le pic d'automne d'apparition de l'ammoniaque est très atténué, bien que la production de plancton ait été très importante.

Par suite de l'abondance relative d'oxygène, l'accumulation habituelle d'ammoniaque près du fond du lac est assez réduite, avec les concentrations maximales suivantes :

- 0.033 mg N/l en octobre 1981
- 0.020 mg N/l en juin 1982
- 0.021 mg N/l en juin 1983
- 0.032 mg N/l en novembre 1984

Ces fortes concentrations ne se retrouvent, du reste, que dans les derniers mètres près du fond.

La concentration annuelle moyenne dans l'épilimnion atteint 0.026 mg N/l à 7.5 et 10 m de profondeur. Elle est de 0.012 mg N/l à 1 m du fond du lac.

Pour l'ensemble du Grand Lac, elle s'élève à 0.011 mg N/l, soit 964 tonnes. C'est la plus forte observée depuis 1977.

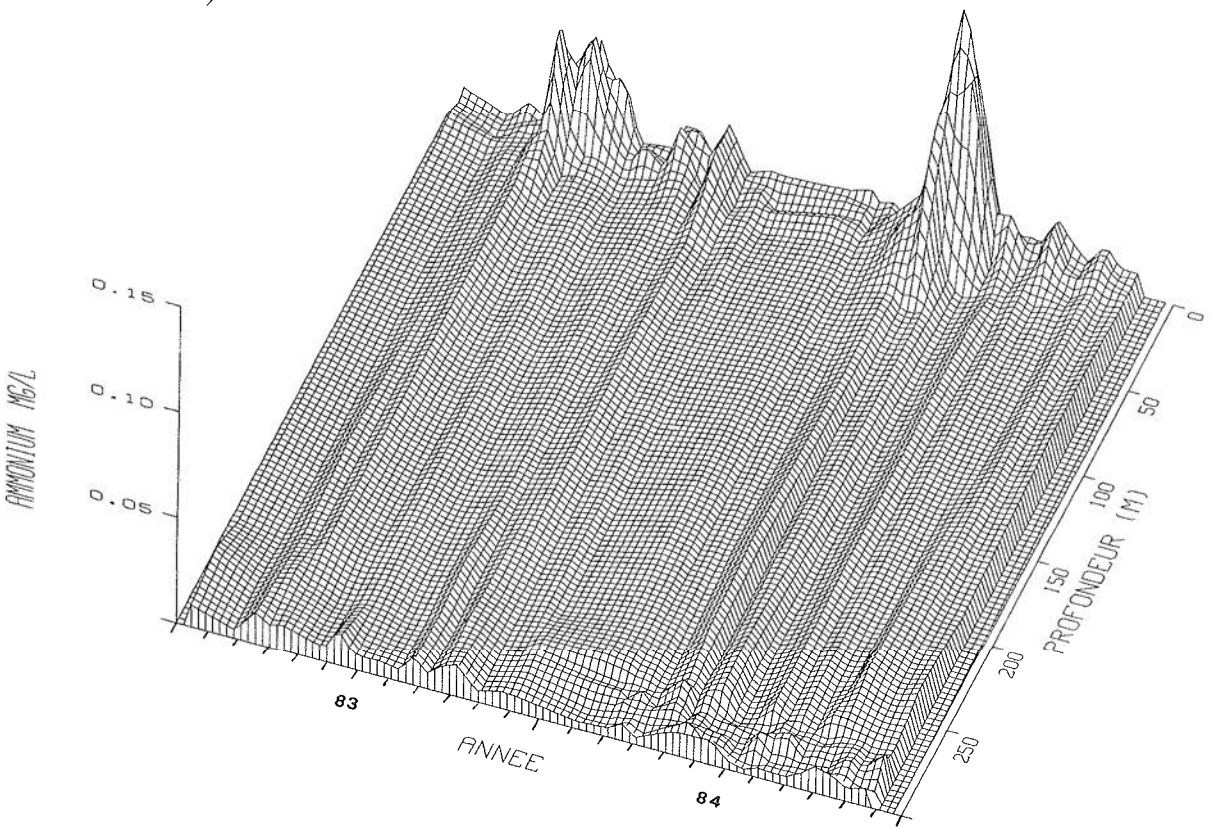
Le tableau ci-dessous permet de comparer les résultats des cinq dernières années.

Année	Azote ammoniacal					
	mg N/l			tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1980	0.008	0.019	0.003	704	1'658	181
1981	0.009	0.023	0.005	783	1'942	438
1982	0.008	0.017	0.003	722	1'494	225
1983	0.010	0.017	0.005	870	1'485	429
1984	0.011	0.024	0.005	964	2'099	407

Le maximum de 2'099 tonnes, observé en juin 1984, consécutif à un fort développement planctonique, est un des plus élevés remarqués depuis le début des études. On trouve cependant 2'250 tonnes en août 1964 et 2'161 tonnes en juin 1983, soit respectivement 0.026 et 0.025 mg N/l.

LAC LEMAN, CIPEL SHL2

fig. 7



b. AZOTE NITREUX

La figure tridimensionnelle 8 met bien en évidence les quatre phénomènes marquants de l'évolution des nitrites :

- développement estival intensif des concentrations dans l'épilimnion
- pauvreté en nitrites dans presque tout l'hypolimnion
- accumulation saisonnière de nitrites dans les derniers mètres près du fond
- absence quasi totale de ce composé en hiver.

Le développement des nitrites est limité à l'épilimnion et au métalimnion. On a observé des concentrations pouvant aller jusqu'à 0.046 mg N/l à 10 m de profondeur (août 1984). La période de forte concentration est limitée aux mois de mai jusqu'à octobre.

Dans le fond du lac, la concentration maximale observée a été de 0.038 mg N/l en juillet 1984 à 305 m, et 0.022 mg N/l à 309 m. Les concentrations dans les niveaux plus élevés sont négligeables, voire nulles.

On peut considérer que de décembre 1983 à mars 1984, toute la colonne d'eau a été exempte de nitrites.

Le tableau ci-dessous donne le résumé des quatre années du plan :

Année	Azote nitreux					
	mg N/l			tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.001	0.003	0.0000	93	223	0
1982	0.001	0.006	0.0002	103	502	20
1983	0.001	0.003	0.0000	105	250	0
1984	0.001	0.003	0.0000	83	263	0

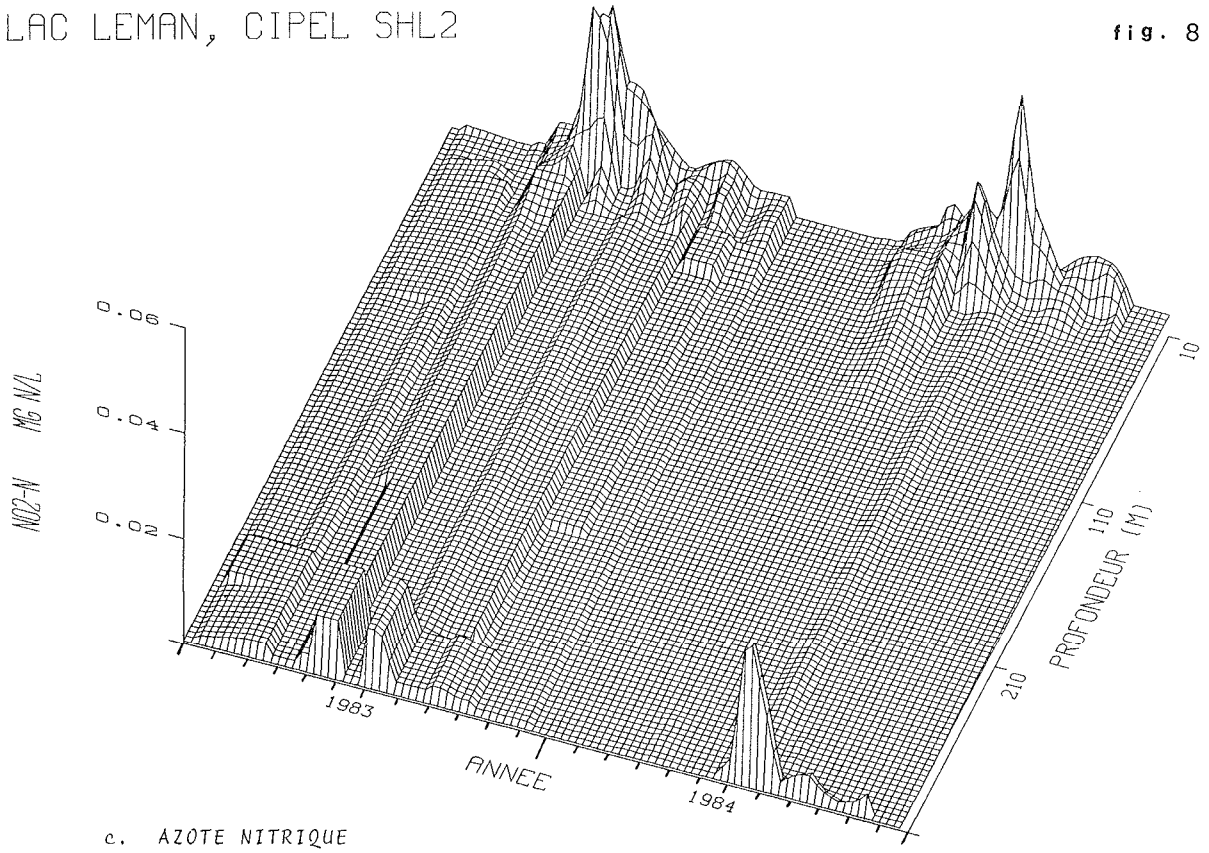


fig. 8

c. *AZOTE NITRIQUE*

En 1984, les nitrates ont été légèrement plus mis à contribution que l'an passé. La concentration moyenne annuelle de surface est de 0.32 mg N/l, contre 0.35 l'année précédente. Le 18 juin, en août et en septembre, les nitrates ont quasiment disparu, les minimums enregistrés étant de 0.06 en juin, 0.05 le 6 août et 0.01 mg N/l le 3 septembre. Cette carence est limitée à l'épilimnion. Ainsi, par exemple, le 3 septembre, la concentration sautait brusquement de 0.09 mg N/l à 0.41 mg N/l entre 10 et 15 mètres, le métalimnion se trouvant entre ces deux niveaux. Quinze jours plus tard, la couche de saut thermique s'étant approfondie, le saut des nitrates se produisait plus bas, avec 0.12 mg N/l à 15 m, 0.32 mg N/l à 20 m et 0.50 mg N/l à 30 m.

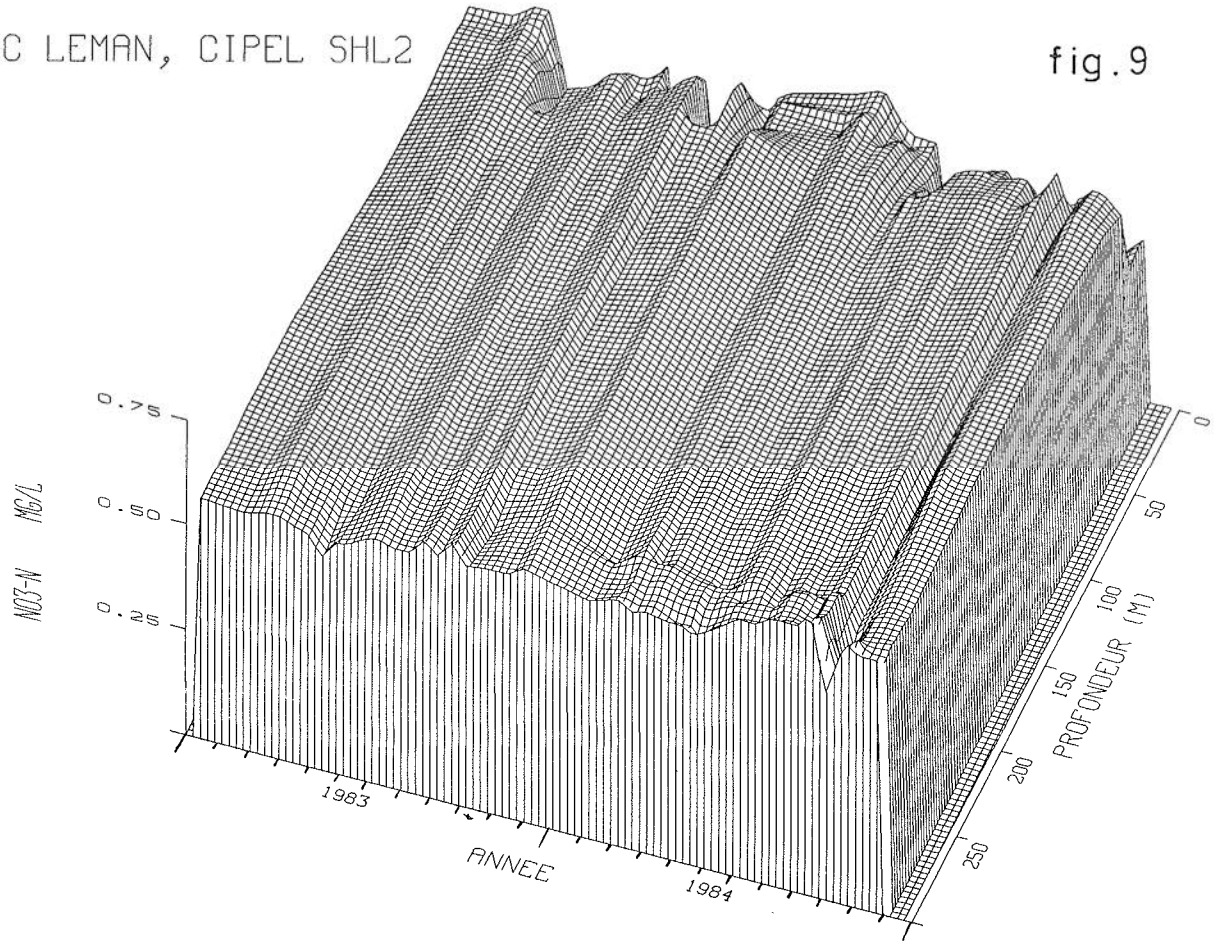
Dans l'hypolimnion, les concentrations varient relativement peu dans le temps et l'espace; elles sont toujours supérieures à 0.50 mg N/l et dépassent fréquemment 0.60 mg N/l. La figure 9, tridimensionnelle, le montre bien.

Par le fait d'une oxygénation suffisante du fond du lac, il n'y a pas de réduction de nitrates. La concentration annuelle moyenne y est de 0.58 mg N/l, comme du reste dans tout l'hypolimnion dès 50 m et en-dessous.

La concentration annuelle moyenne du Grand Lac est de 0.55 mg N/l (47'000 tonnes) avec deux maximums. L'un se situe en mars avec un lac rendu quasiment homogène en nitrates par la circulation totale : 0.58 mg N/l et 49'600 tonnes. Le second a été observé vers octobre-novembre, avec 0.57 mg N/l et 49'100 tonnes.

Si l'on prend en considération le mois de mars, qui donne en quelque sorte l'image du stock disponible avant toute activité biologique, nous pouvons constater que la concentration d'azote nitrique est en légère hausse, de 400 tonnes.

Année	Azote nitrique					
	mg N/l			tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel (mars)	Minimum mensuel (été)	Moyenne annuelle	Maximum mensuel (mars)	Minimum mensuel (été)
1981	0.50	0.55	0.45	42'600	46'800	38'700
1982	0.52	0.56	0.48	44'400	48'000	40'700
1983	0.55	0.57	0.51	47'000	49'100	43'500
1984	0.55	0.58	0.51	47'400	49'700	43'700



d. AZOTE MINERAL TOTAL

Il s'agit ici de la somme des azotes ammoniacal, nitreux et nitrique.

On notera les valeurs minimales, exprimées en mg N/l, observées à la surface de l'eau à la suite des poussées planctoniques :

	18 juin	6 août	3 septembre
Azote ammoniacal	0.049	0.010	0.018
Azote nitreux	0.004	0.010	0.001
Azote nitrique	0.065	0.050	0.010
Azote minéral total	0.118	0.070	0.029

La somme pour 1984 se présente comme suit :

	mg N/l	tonnes
Azote ammoniacal	0.011	964
Azote nitreux	0.001	83
Azote nitrique	0.554	47'436
Azote minéral total	0.566	48'483

Les concentrations moyennes et les stocks des quatre premières années du plan quinquennal ont évolué de la manière suivante :

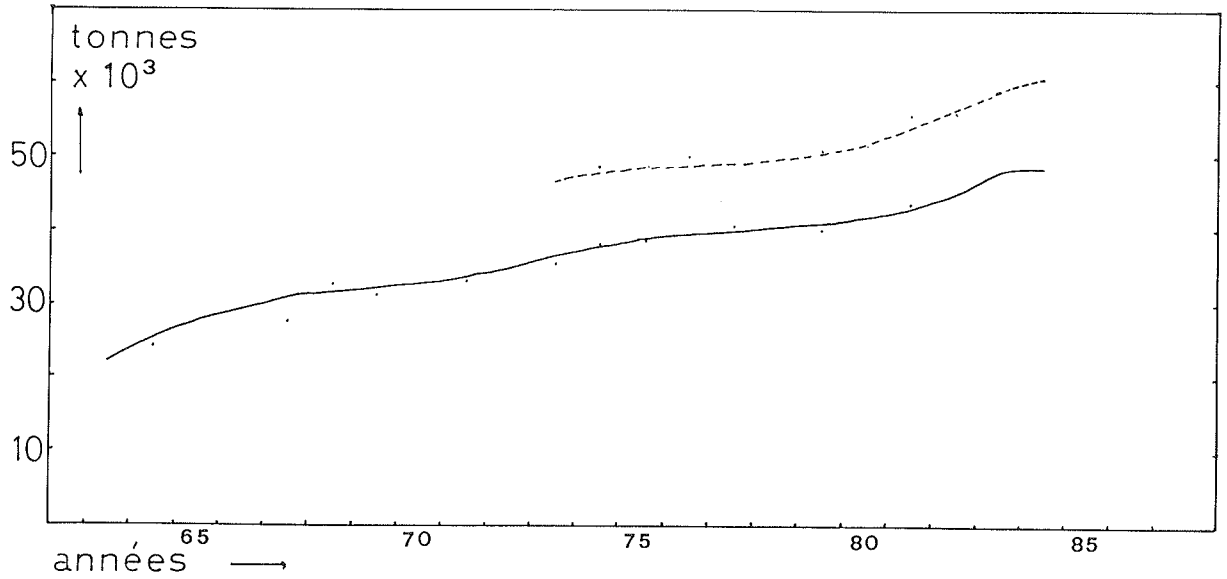
Année	Azote minéral total					
	mg N/l			tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.508	0.554	0.460	43'500	47'500	39'500
1982	0.528	0.572	0.499	45'300	49'050	42'700
1983	0.560	0.604	0.525	48'000	51'800	45'000
1984	0.566	0.588	0.520	48'500	50'400	44'600

La figure 10 résume l'évolution de l'azote minéral sur plus de vingt ans. On constate que la concentration de l'azote minéral augmente encore légèrement. Cependant, une augmentation de 1 %, comme c'est le cas ici, n'est pas significative. Elle indique simplement une tendance à la hausse.

Fig. 10

AZOTE minéral : —— total : ----

GRAND LAC



e. *AZOTE ORGANIQUE*

Rappelons qu'il s'agit de la différence calculée entre l'azote total déterminé et l'azote minéral total.

Tout naturellement, les concentrations sont les plus élevées dans l'épilimnion, surtout au moment du développement phytoplanctonique. La concentration annuelle moyenne y atteint et dépasse même 0.20 mg N/l, alors qu'elle n'est que de 0.11 à 0.12 mg N/l dans les grandes profondeurs. Le maximum observé en 1984 a été de 0.515 mg N/l le 22 mai à 2.5 m de profondeur, alors que l'azote minéral ne représentait que 0.225 mg N/l. A la surface de l'eau, d'autres concentrations élevées coïncident également avec la croissance phytoplanctonique : 0.339 mg N/l à 5 m le 4 juin; 0.310 mg N/l à 2.5 m en août. Le 3 septembre, l'azote organique, avec 0.27 mg N/l, représentait 90 % de l'azote total présent (0.30 mg N/l), l'azote minéral total ayant la concentration minimale de 0.03 mg N/l.

Les valeurs caractéristiques de l'année sont les suivantes :

	Moyenne	Maximum		Minimum
	annuelle	estival	automnal	
mg N/l	0.140	0.204	0.223	0.066
tonnes	12'020	17'476	19'086	5'677
mois	-	juillet	octobre	novembre

En moyenne annuelle, l'azote organique est en concentration un peu plus forte qu'en 1983 (0.132 mg N/l), mais moindre que celles de 1981 et 1982 (respectivement 0.180 et 0.147 mg N/l).

AZOTE TOTAL

Les bilans généraux de ces cinq dernières années se présentent comme suit :

Concentrations mg N/l - moyennes annuelles

	1980	1981	1982	1983	1984
Azote ammoniacal	0.009	0.008	0.008	0.010	0.011
Azote nitreux	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001
Azote nitrique	0.480	0.498	0.519	0.549	0.554
Azote minéral total	0.491	0.507	0.528	0.560	0.566
Azote organique	0.114	0.181	0.147	0.133	0.140
Azote total	0.605	0.688	0.675	0.693	0.706

Stocks tonnes / moyennes annuelles

	1980	1981	1982	1983	1984
Azote ammoniacal	736	682	722	870	964
Azote nitreux	189	90	103	105	83
Azote nitrique	40'900	42'718	44'447	47'037	47'436
Azote minéral total	41'825	43'490	45'272	48'012	48'483
Azote organique	9'813	15'477	12'556	11'346	12'020
Azote total	51'638	58'967	57'828	59'358	60'503

L'augmentation de l'azote total en 1984 par rapport à 1983 est de l'ordre de l'100 tonnes, dont 40 % sous forme minérale et 60 % sous forme organique. Cette augmentation, peu significative par rapport à 1983 (2 %) l'est par contre par rapport à 1980, avec 17 %.

6. EVOLUTION DU PHOSPHORE

a. *LES ORTHOPHOSPHATES*

Leur concentration est élevée en début d'année. En effet, au mois de février subsistent encore les séquelles de l'année précédente : les concentrations qui se sont élevées près du fond tout au long de l'année précédente ne sont pas encore totalement rééquilibrées. Elles le seront à partir du 19 mars, alors que le lac est devenu chimiquement homogène. A ce moment là, la concentration moyenne du Grand Lac est de 0.066 mg P/l (5'700 tonnes), très proche de la moyenne annuelle : 0.067 mg P/l (5'800 tonnes), quasiment identique à celle de l'année précédente. Le maximum est observé le 20 février avec 0.080 mg P/l (6'850 tonnes), le minimum du 20 août au 18 septembre avec 0.062 mg P/l (5'300 tonnes).

Le phosphore continue à jouer son rôle de facteur limitant. Près de la surface (0 m), on ne note que 0.006 mg P/l le 19 juillet, 0.001 le 6 août et 0 le 20 août. Les deux mois suivants, les teneurs à la surface se situent entre 0.004 et 0.005 mg P/l.

Si l'on considère l'épilimnion pris dans son ensemble (0 à 20 m), on notera le minimum de 0.002 mg P/l le 20 août.

La figure 11, si elle ne montre pas la disparition des orthophosphates près de la surface, illustre par contre clairement le phénomène d'accumulation progressif au fur et à mesure que l'on s'approche du fond.

Les concentrations annuelles moyennes pour les différentes couches considérées sont les suivantes :

Niveau	mg P/l
0 m	0.029
50 m	0.067
100 m	0.070
200 m	0.078
250 m	0.083
275 m	0.085
280 m	0.088
285 m	0.089
290 m	0.093
295 m	0.091
300 m	0.094
305 m	0.101
309 m	0.116

Le maximum observé près du fond du lac est de 0.172 mg P/l en octobre. Il faut remonter à 1979 et plus haut pour trouver une concentration égale ou supérieure.

b. *PHOSPHORE ORGANIQUE*

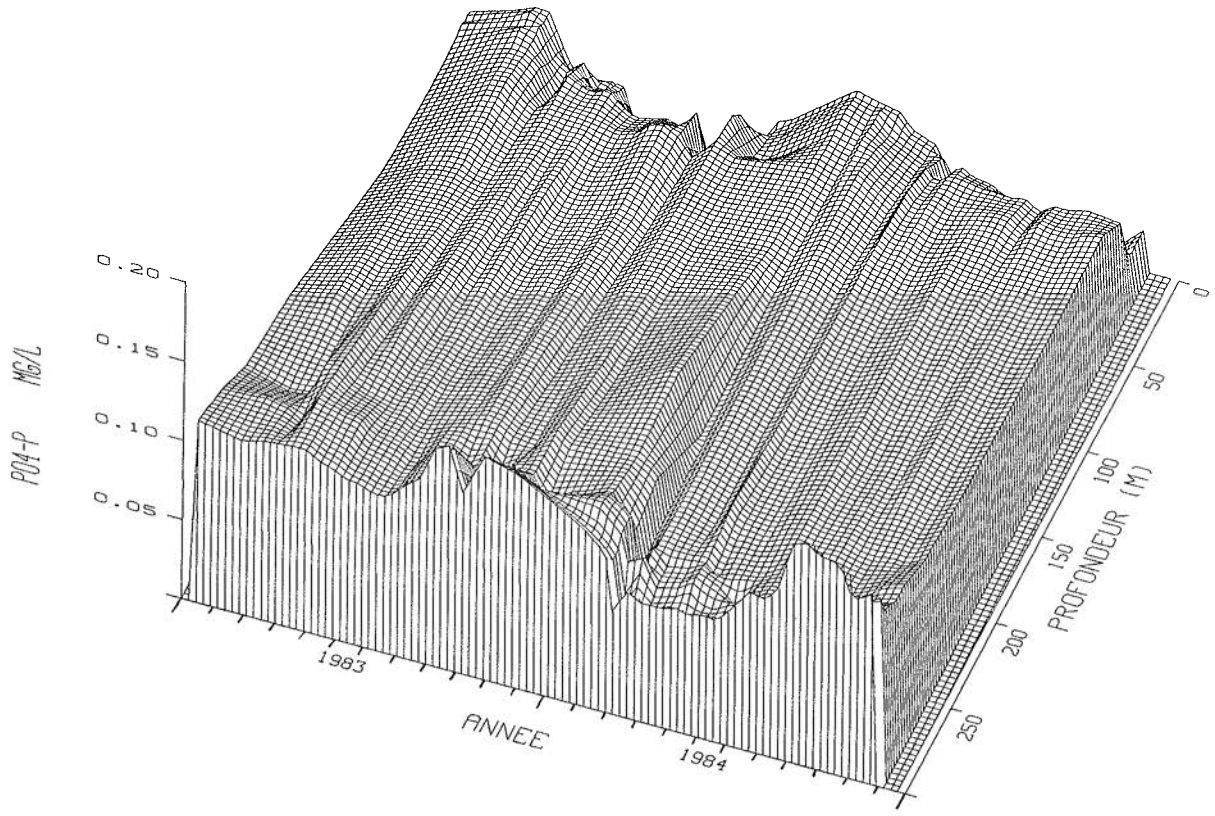
Cette dénomination est purement conventionnelle. Elle sous-entend tout le phosphore (soluble ou particulaire), qui ne se trouve pas sous forme d'orthophosphates.

En 1984, la concentration du phosphore organique est, en moyenne annuelle, relativement faible : 0.009 mg P/l (750 tonnes), en légère hausse cependant par rapport à 1983 (0.008 mg P/l).

Elle avait été plus élevée en 1981 avec 0.011 mg P/l, mais est en général nettement inférieure à celles de la décennie précédente.

On notera cependant des concentrations mensuelles moyennes élevées de l'ordre de 0.020 mg P/l (1'670 tonnes) à mi-mai et de l'ordre de 0.017 mg P/l (1'500 tonnes) au début de juin. Cela correspond à la forte productivité planctonique de cette période. On a en effet observé une concentration maximale de 0.053 mg P/l à 2.5 m le 22 mai et 0.044 mg P/l à 5 m le 4 juin. La

LAC LEMAN, CIPEL SHL2 fig. 11



poussée planctonique du début de septembre ne correspond pas à des concentrations aussi élevées. En effet, suite à la stratification thermique, le milieu est carencé en phosphore. Ce sont d'autres espèces qui se développent.

Dans l'hypolimnion, le phosphore organique a une concentration de l'ordre de 0.006 à 0.009 mg P/l.

En moyenne annuelle, le phosphore organique représente en 1984 11.5 % du phosphore total, du même ordre de grandeur depuis 4 à 5 ans.

c. *PHOSPHORE TOTAL*

La figure 12 représente l'évolution des concentrations en 1983 et 1984. On remarque que l'hiver 1983, relativement doux, avait laissé subsister de fortes concentrations à partir de 250 m environ. A la fin de l'hiver 1984, c'est-à-dire après le 19 mars, la concentration est quasi homogène, l'isoplète 0.070 mg/l atteignant quasiment le fond du lac.

Le graphique tridimensionnel (figure 13) met particulièrement bien en évidence le sillon de l'homogénéisation totale, ainsi que l'augmentation des concentrations près du fond.

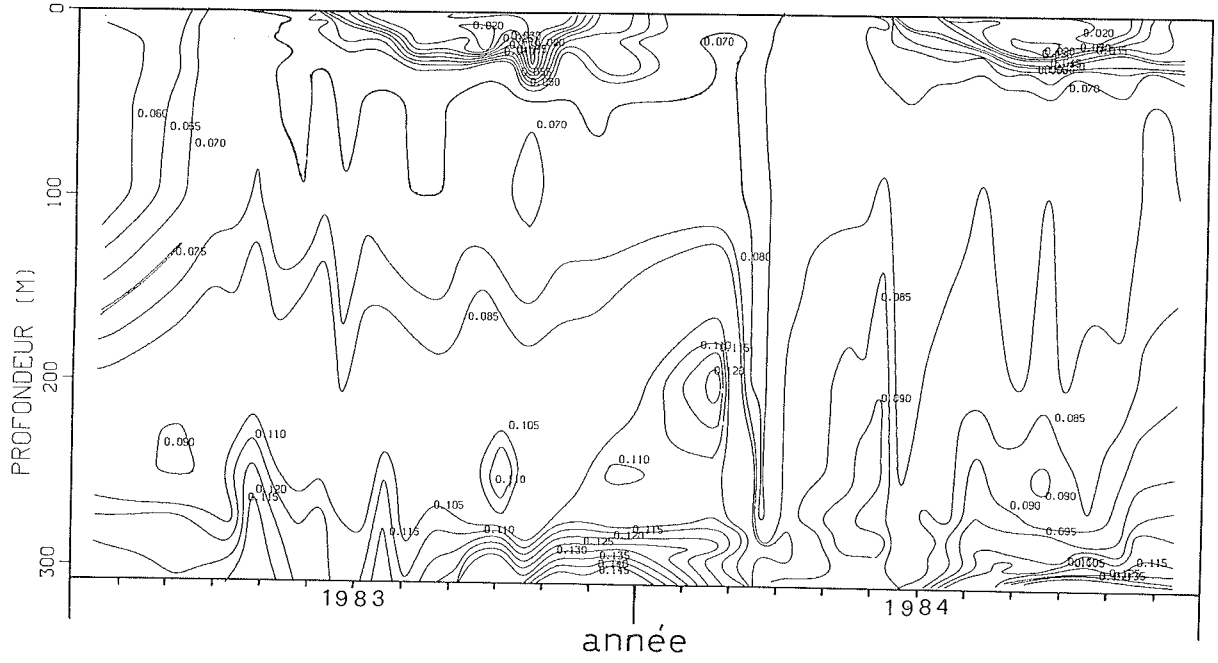
Près de la surface de l'eau, la concentration du phosphore total s'abaisse fortement en été. On note, par exemple, des concentrations de 0.012 mg P/l en juin, 0.014 en juillet, 0.015 en octobre, alors que la concentration de départ au printemps était de l'ordre de 0.070 mg P/l. A mi-décembre, les couches superficielles n'avaient encore que peu récupéré du déficit (0.04 mg P/l). Il faut dire que la stratification thermique s'est prolongée tard dans la saison.

Tout près du fond, la concentration a été à son minimum le 19 mars, avec 0.070 mg P/l. Le diagramme circulaire de la figure 14 montre l'évolution au cours de l'année 1984. Le maximum, de 0.180 mg P/l, a été enregistré à mi-octobre.

LAC LEMAN, CIPEL SHL2

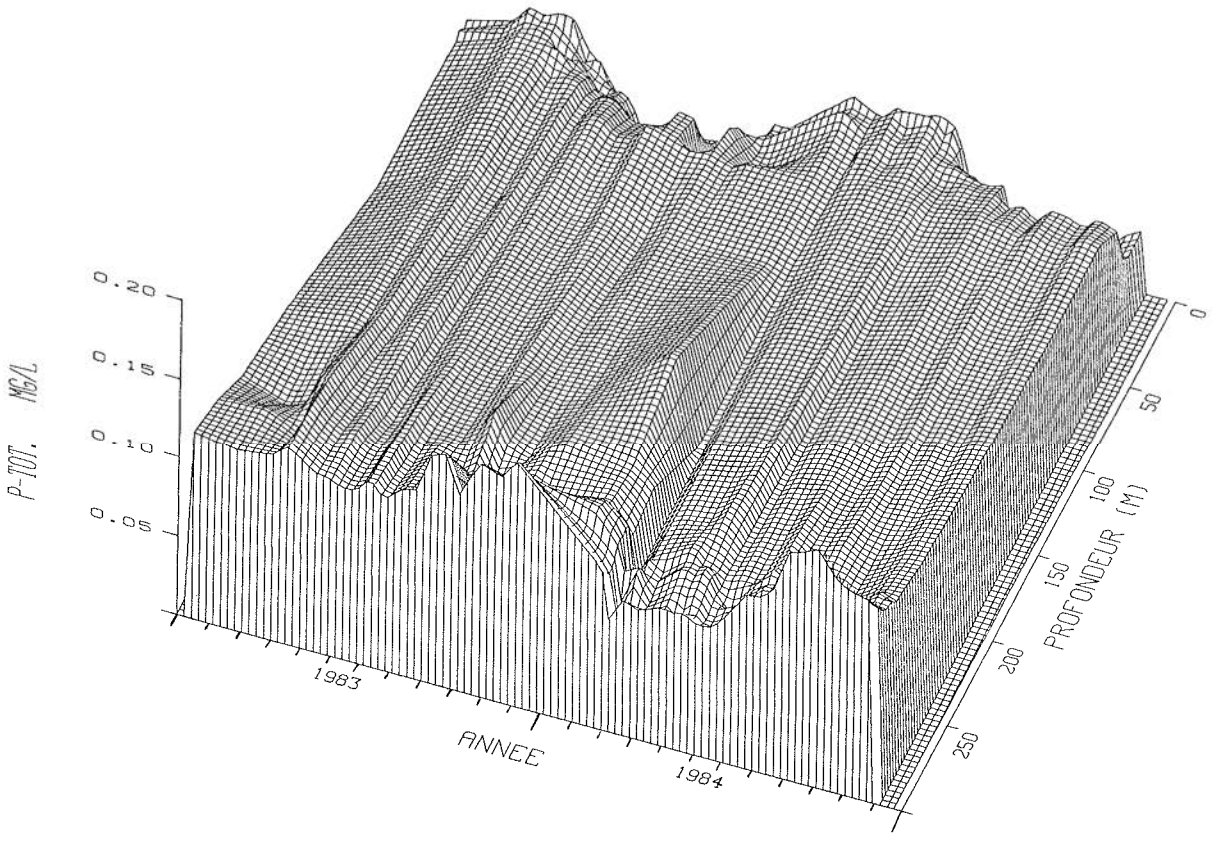
P-TOT. MG/L

fig. 12



LAC LEMAN, CIPEL SHL2

fig. 13



L'évolution moyenne du phosphore de ces cinq dernières années est la suivante :

Année	mg P/l			tonnes		
	Orthophosphates	Phosphore organique	Phosphore total	Orthophosphates	Phosphore organique	Phosphore total
1980	0.076	0.008	0.084	6'500	700	7'200
1981	0.071	0.011	0.082	6'100	950	7'050
1982	0.070	0.008	0.078	5'950	700	6'650
1983	0.067	0.008	0.075	5'750	700	6'450
1984	0.067	0.009	0.076	5'800	750	6'550

L'évolution générale du phosphore depuis plus de vingt ans est représentée par la figure 15.

L'augmentation apparente d'une centaine de tonnes de 1983 à 1984 (1.5 %) n'est pas significative. Il ne faut cependant pas oublier que la concentration en phosphore des eaux du Léman est de toute manière trop élevée.

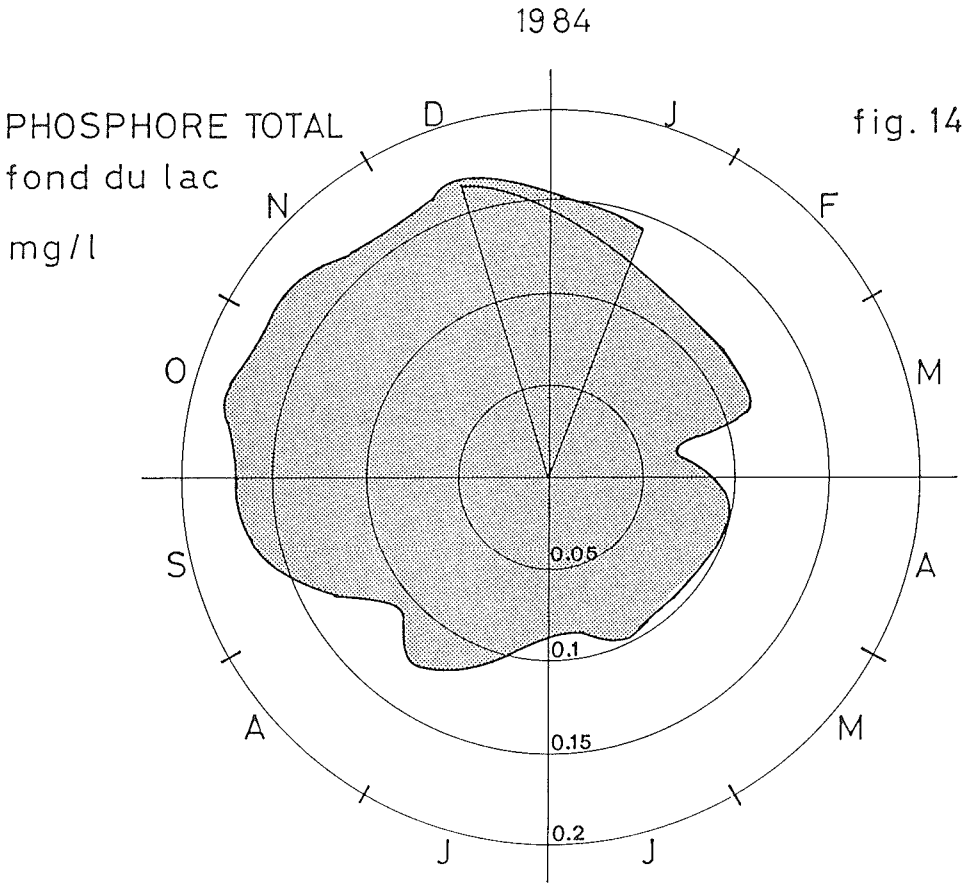
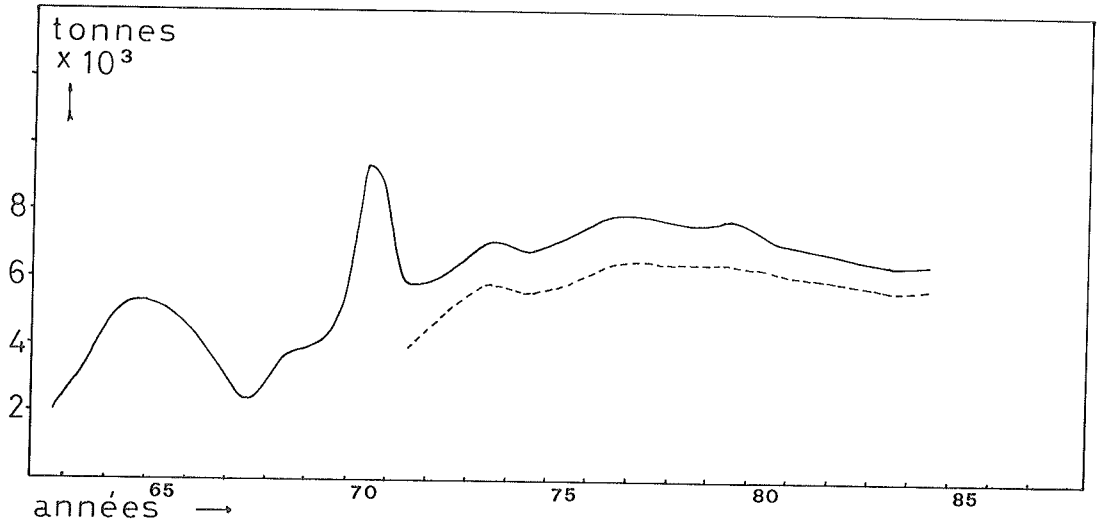


Fig. 15

PHOSPHORE total : —— ortho : -----

GRAND LAC



7. LE CARBONE ORGANIQUE TOTAL

Sa concentration continue à s'accroître dans le Grand Lac :

. 1981	0.89 mg C/l	76'700 tonnes
. 1982	0.94 mg C/l	80'800 tonnes
. 1983	0.98 mg C/l	83'800 tonnes
. 1984	1.03 mg C/l	88'300 tonnes

La concentration de 1984 est la plus élevée enregistrée depuis 1976.

La concentration maximale mesurée près de la surface de l'eau est de 1.72 mg C/l. Ce chiffre est relativement bas par rapport aux années précédentes (2.06 en 1983 et 1.91 en 1982).

La concentration de carbone organique total ne paraît pas être le reflet direct de la biomasse. En effet, le maximum mensuel se présente en février, avec 1.40 mg C/l (120'000 tonnes) alors que le minimum se situe en juin avec 0.85 mg C/l (73'000 tonnes). Cette constatation avait déjà été faite par P. BLANC.

Il faut noter par ailleurs que toute la masse lacustre est en train de s'enrichir en carbone organique. P. BLANC, parle de *l'existence de composés organiques à faible biodégradabilité constituant une espèce d'humus lacustre* (1984). Voir le tableau suivant.

Profondeur m	mg C/l			
	1981	1982	1983	1984
0	1.30	1.37	1.31	1.35
50	0.88	0.96	1.00	1.01
100	0.86	0.94	0.96	1.04
200	0.87	0.88	0.90	0.97
250	0.86	0.87	0.91	0.95
275	0.87	0.87	0.95	0.95
Fond	0.88	0.86	0.95	1.00

8. LA SILICE

La concentration annuelle moyenne de 1984, 2.05 mg SiO_2/l,(176'000 tonnes) est un peu plus élevée que l'année précédente. Elle représente approximativement la moyenne des treize dernières années.

La teneur maximale du lac est de 2.51 mg/l (215'000 tonnes) en février; la teneur minimale est en juin : 1.82 mg/l (156'000 tonnes).

En 1984, la silice n'est pas encore un facteur limitant. La concentration moyenne annuelle en surface est de l'ordre de 1.01 à 1.05 mg/l. On a noté cependant le 3 septembre à 10 m de profondeur la concentration minimale de 0.15 mg/l.

Lors de l'homogénéisation du lac, le 19 mars, la concentration était très uniforme de la surface au fond et variait entre 2.02 mg/l en surface et 1.96 au fond du lac. Le déséquilibre s'est rapidement développé, puisqu'un mois plus tard, on relevait 1.26 mg/l en surface et 3.10 mg/l près du fond.

Le diagramme de la figure 16 montre l'enrichissement progressif du fond du lac en silice, où le maximum de 4.84 mg/l est atteint au début du mois de novembre. C'est à notre connaissance, une des concentrations les plus élevées qui aient été enregistrées dans l'eau du fond du lac.

La figure 17 montre qu'il existe, dans le fond du lac, une relation étroite entre l'oxygène, le phosphore (représenté ici par les orthophosphates) et la silice. Les variations de l'oxygène vont en sens inverse de celles des orthophosphates et de la silice, et, en bonne logique, les concentrations d'oxygène baissent progressivement au cours de l'année, alors que celles du phosphore et de la silice s'élèvent. Il y a cependant des anomalies à cette règle.

Ainsi, par exemple, le 14 mai et le 4 juin, les concentrations en oxygène ont été plus fortes que normalement alors que celles du phosphore et de la silice se sont infléchies. Selon RAPIN, cela pourrait être dû à l'apport d'eaux de fortes densités en provenance du Rhône. Il est bien connu, en effet, que les eaux froides du Rhône à densité élevée par fortes crues, sont riches en oxygène et pauvres en phosphore et en silice.

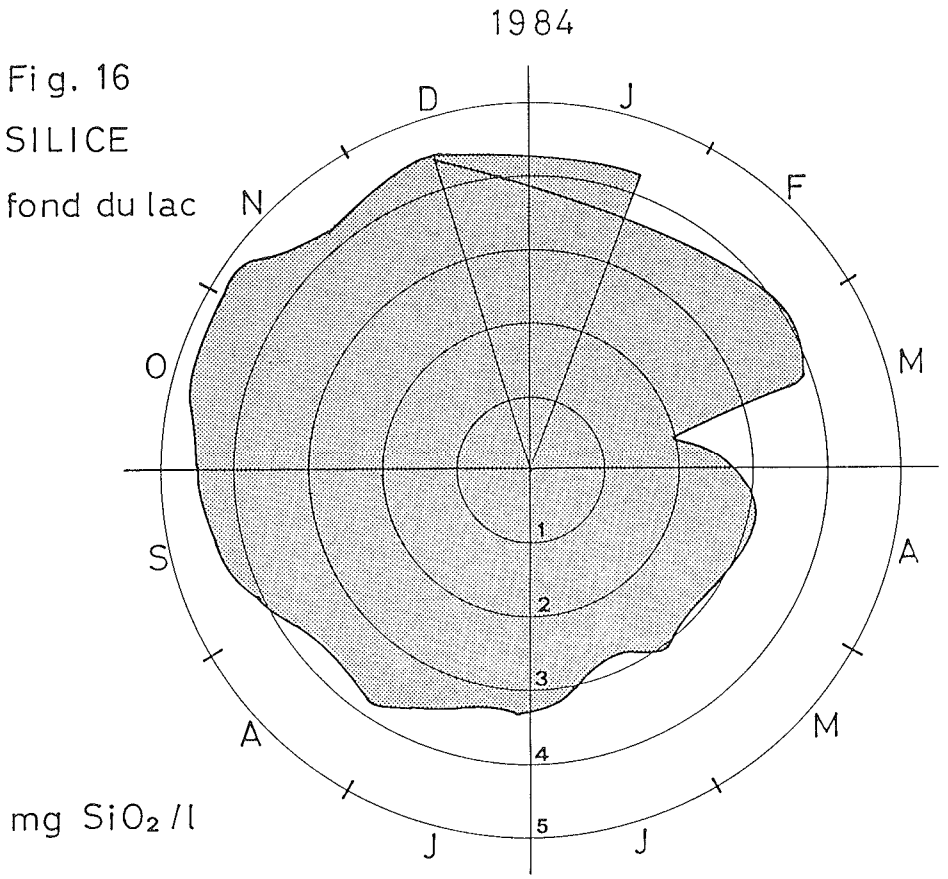
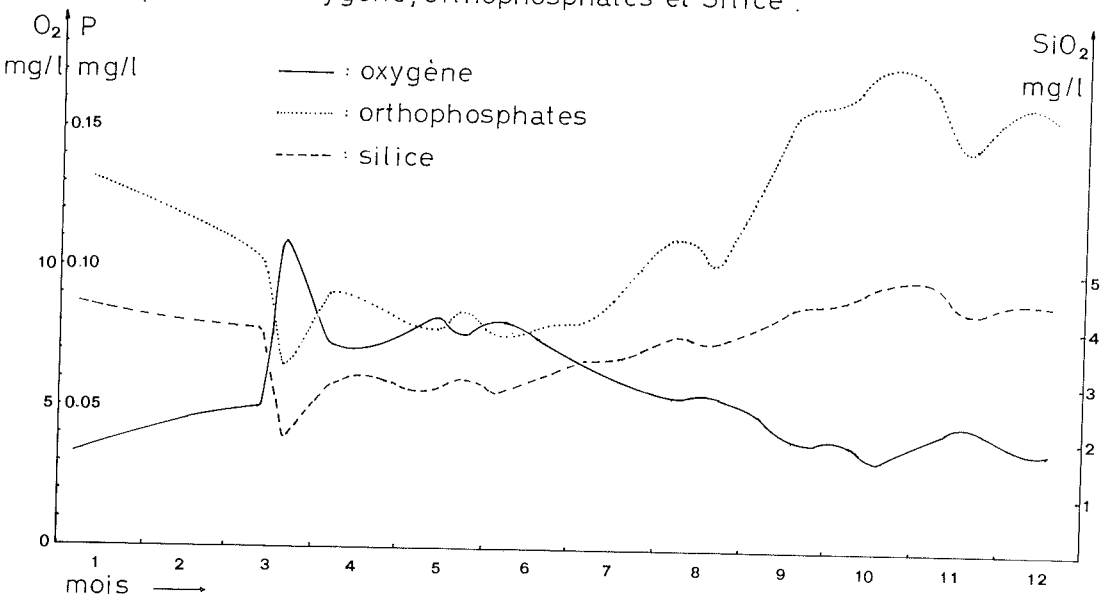


Fig. 16
SILICE
fond du lac

FOND DU LAC 309 m année 1984 Fig. 17

Comparaison Oxygène, Orthophosphates et Silice .



9. LES CHLORURES

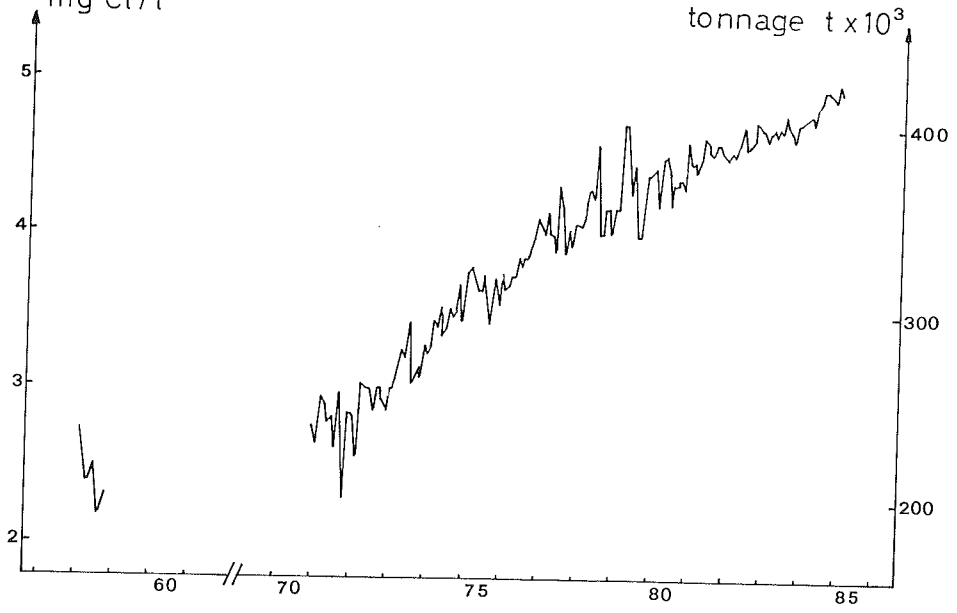
Leur concentration moyenne progresse lentement. De 4.70 mg Cl/l en moyenne annuelle en 1983 (403'000 tonnes), elle a passé en 1984 à 4.88 mg Cl/l (418'000 tonnes).

Au moment de l'homogénéisation totale (19 mars), on notait une concentration uniforme de la surface au fond de 4.85 mg/l, soit un stock de 416'000 tonnes. Depuis lors, le lac s'est enrichi dans les couches superficielles. On notait en décembre une concentration de l'ordre de 5.28 mg/l en moyenne de 0 à 10 m et 4.9 mg/l près du fond. La moyenne mensuelle du Grand Lac en décembre atteignait 5.01 mg/l, soit 430'000 tonnes.

La figure 18 indique l'évolution des chlorures depuis le début des études, mois par mois et en courbe lissée.

Fig. 18

CHLORURES moyennes mensuelles Grand Lac



10. AUTRES DETERMINATIONS

pH DE L'EAU (voir figure 19)

Rappelons que les moyennes indiquées sont basées sur les concentrations des ions H^+, et ne sont donc pas des moyennes arithmétiques de logarithmes.

La moyenne de l'année est de 7.80, un peu supérieure à celle de 1983, mais égale à celle de 1981 et 1982.

En période estivale, le pH a dépassé à deux reprises 9.0 : le 22 mai entre 0 et 5 m, le 6 août en surface. D'autres valeurs élevées se rencontrent lors de chaque poussée de plancton.

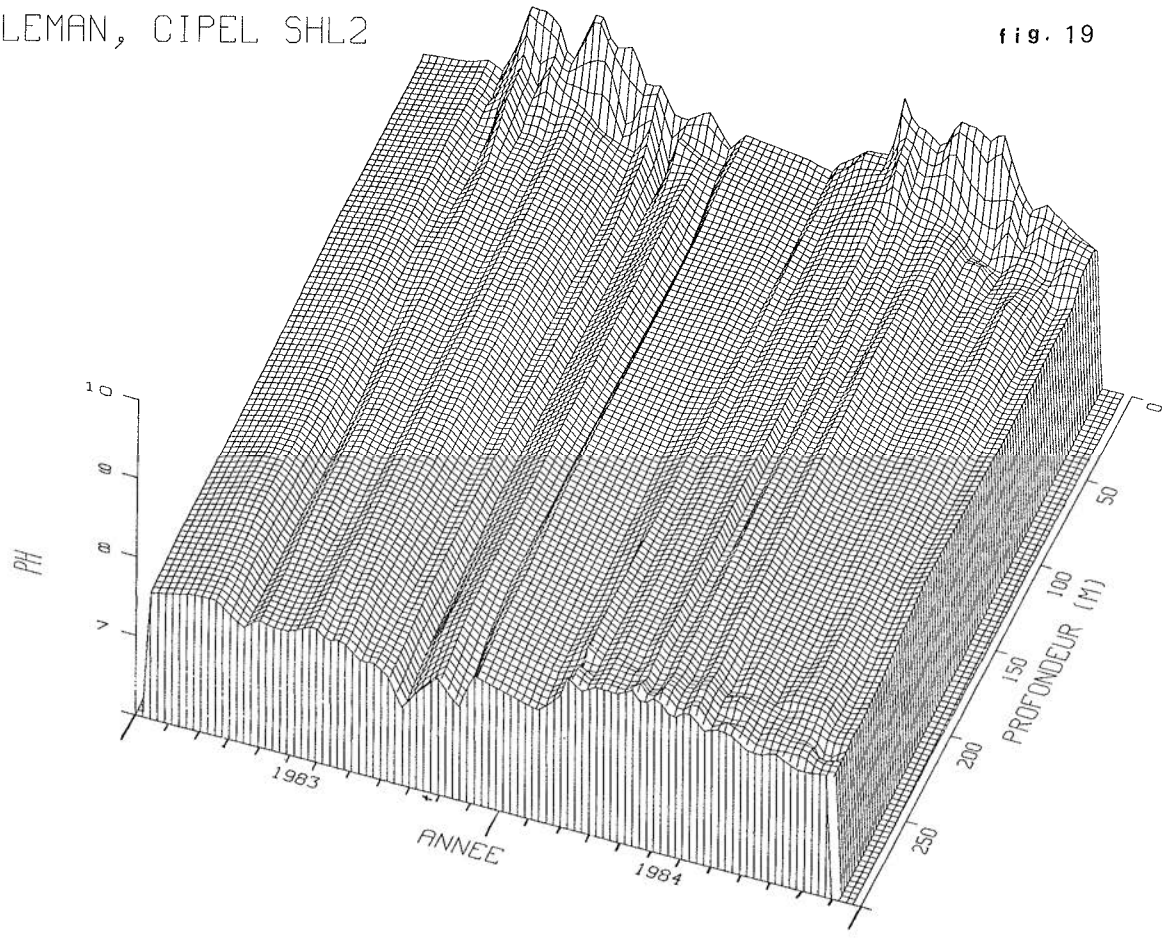
La circulation des eaux a eu pour effet que près du fond du lac, comme en 1981, le pH annuel moyen a été élevé : 7.67 en 1981, 7.64 en 1984. La valeur minimale est de 7.46 (décembre), en 1984, alors qu'elle n'était que de 7.1 en 1983 (novembre).

Les pH annuels moyens observés au cours de l'actuel plan ont été les suivants :

Année	Moyenne	Maximum	Minimum
1981	7.80	7.92	7.67
1982	7.80	7.91	7.72
1983	7.76	7.94	7.46
1984	7.80	8.09	7.58

LAC LEMAN, CIPEL SHL2

fig. 19



CONDUCTIVITE DE L'EAU

Elle est, comme l'an précédent, de 300 $\mu S.cm^{-1}$ en moyenne annuelle.

Elle est minima le 3 septembre à la surface de l'eau, avec 242 (244 en 1983; 233 en 1982; 244 en 1981).

Au moment de la circulation totale de mars, la conductivité est de 303 à 304 sur toute la colonne d'eau. Vers la fin de l'année, elle s'élève jusqu'à 315 près du fond. La moyenne annuelle du fond se situe à 309.

BICARBONATES DE L'EAU

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est très proche de celui de l'an passé : 1.78 mé/l au lieu de 1.79.

Le fort développement planctonique du 3 septembre a pour conséquence une importante baisse des bicarbonates : 1.30 en surface, voire même 1.26 à 5 m, valeur rarement rencontrée.

Le TAC maximum mensuel est observé en février (1.81 mé/l); le minimum est à 1.75 en août.

Près du fond, l'alcalinité est, en moyenne annuelle, plus faible que les deux années précédentes, mais plus élevée qu'en 1981 :

1981	1.87
1982	1.92
1983	1.95
1984	1.90

. *DURETE TOTALE*

Elle est de 2.86 mé/l en moyenne annuelle, peu différente des années précédentes.

Les valeurs estivales les plus faibles près de la surface se rencontrent bien entendu le 3 septembre, avec 2.34 à la surface, et 2.23 à 5 m de profondeur. Ce ne sont pas les plus faibles rencontrées jusqu'à maintenant.

Le maximum moyen de printemps est de 2.91.

. *DURETE PERMANENTE*

Elle est, comme en 1983, de 1.08 mé/l.

. *CALCIUM*

La concentration annuelle moyenne varie dans de faibles proportions d'une année à l'autre :

1981	2.32 mé/l	46.5 mg Ca/l	3'980 $t.10^3$
1982	2.31 mé/l	46.3 mg Ca/l	3'970 $t.10^3$
1983	2.38 mé/l	47.6 mg Ca/l	4'080 $t.10^3$
1984	2.34 mé/l	46.9 mg Ca/l	4'020 $t.10^3$

Lorsque le lac est homogène, le 19 mars, la concentration moyenne en calcium est de 2.33 mé/l, ou 46.8 mg Ca/l ou encore 4.01 millions de tonnes dans le Grand Lac.

Lors du développement planctonique du 3 septembre, la concentration du calcium s'abaisse à 1.85 mé/l (37.1 mg Ca/l) à la surface, et à 1.74 à 5 m (34.9 mg Ca/l). La moyenne de toute la colonne d'eau n'est plus que de 2.30 mé/l (46.1 mg Ca/l), avec 3.95 millions de tonnes. La décalcification amorcée se poursuit par la suite. Le 18 septembre, la moyenne de toute la colonne d'eau n'est plus que de 2.25 mé/l (45.1 mg Ca/l), avec 3.86 millions de tonnes.

Pour apprécier l'intensité du phénomène de la décalcification, il faut se souvenir qu'un abaissement de 1 mg Ca/l correspond à une diminution de 85 mille tonnes.

. *MAGNESIUM*

Rappelons les concentrations moyennes annuelles des quatre dernières années

. 1981	0.53 mé/l	6.44 mg Mg/l	552 $t.10^3$
. 1982	0.52 mé/l	6.36 mg Mg/l	545 $t.10^3$
. 1983	0.52 mé/l	6.32 mg Mg/l	542 $t.10^3$
. 1984	0.52 mé/l	6.26 mg Mg/l	537 $t.10^3$

Les différences ne sont pas significatives.

. *SODIUM*

Notons les valeurs moyennes annuelles mesurées les quatre années du plan dans le Grand Lac :

. 1981	3.55 mg Na/l	304 $t.10^3$
. 1982	3.52 mg Na/l	302 $t.10^3$
. 1983	3.57 mg Na/l	306 $t.10^3$
. 1984	3.66 mg Na/l	314 $t.10^3$

Comme pour les chlorures, la concentration du sodium continue à s'élever. Elle était encore de 3.00 mg/l il y a douze ans, en 1973 (256'000 tonnes).

. *POTASSIUM*

Les concentrations annuelles moyennes de ces dernières années sont les suivantes :

. 1981	1.39 mg K/l	119 $t.10^3$
. 1982	1.38 mg K/l	119 $t.10^3$
. 1983	1.39 mg K/l	119 $t.10^3$
. 1984	1.38 mg K/l	118 $t.10^3$

Il n'y a pas d'évolution notable.

11. CONCLUSIONS

Une circulation totale des eaux s'est produite en 1984. L'homothermie du Grand Lac, effective dès février, s'est poursuivie jusqu'en mars. Par suite de circonstances climatiques favorables, la masse d'eau est devenue pratiquement homogène en un temps très court, une semaine tout au plus. En l'espace de six ans, la température de l'eau du fond étant relativement élevée, la circulation totale s'est produite trois fois : 1979, 1981, 1984.

La température annuelle moyenne de l'eau est de 6.43 °C, en baisse par rapport à l'année précédente. La température de l'eau du fond (5.4 °C) reste encore relativement élevée.

La circulation totale a eu une influence importante sur la plupart des paramètres physico-chimiques observés. Par ailleurs, l'évolution physico-chimique de l'année 1984 est fortement influencée par les poussées planctoniques, notamment celles de juin et de septembre.

Le régime de l'oxygène de 1984 est globalement très satisfaisant. La provision annuelle moyenne (810'000 tonnes) s'est accrue de plus de 20'000 tonnes par rapport à l'année précédente. La circulation totale des eaux a apporté 50'000 tonnes d'oxygène au Grand Lac en l'espace d'une semaine.

Au fond du lac, une situation critique avec moins de 4 mg/l d'oxygène est limitée à deux niveaux seulement (moins de 0.5 % du volume du lac) et à quelques mois d'automne.

L'azote ammoniacal voit sa concentration s'élever à 0.011 mg N/l ou 964 tonnes. De très fortes concentrations sont observées dans l'épilimnion après de fortes activités phytoplanctoniques.

La concentration de l'azote nitreux est en légère régression.

L'azote nitrique voit sa concentration stationnaire à 0.55 mg N/l et 47'000 tonnes, le maximum jamais enregistré jusqu'à présent, quoique la hausse ne soit pas significative.

Il s'ensuit que l'azote minéral total voit sa concentration annuelle moyenne atteindre le maximum de 0.566 mg N/l et 48'500 tonnes.

L'azote organique montre également une progression par rapport à l'an passé. La cause en est l'apparition de fortes poussées planctoniques.

Le bilan de l'azote total montre une hausse de 0.013 mg N/l, ce qui porte la concentration annuelle moyenne au maximum absolu de 0.706 mg N/l ou 60'500 tonnes.

Les orthophosphates voient leur concentration annuelle stagner à 0.067 mg P/l et 5'800 tonnes.

Suite à une intense activité biologique, le phosphore dit organique est en légère hausse à 0.009 mg P/l et 750 tonnes.

En conséquence, le concentration du phosphore total subit une légère hausse non significative de 0.001 mg P/l, ce qui porte la concentration annuelle moyenne du Grand Lac à 0.076 mg P/l et 6'550 tonnes.

Le carbone organique total voit sa concentration s'élever peu à peu dans l'ensemble de la masse lacustre. Cet "humus lacustre" représente 88'000 tonnes de carbone en 1984.

La silice voit sa concentration augmenter légèrement à 2.05 mg SiO_2/l et 176'000 tonnes, augmentation non significative.

Les chlorures ont augmenté de 15'000 tonnes et passent à 418'000 tonnes (4.88 mg Cl/l). La concentration de 5.0 mg/l est atteinte en fin de saison.

Parallèlement, le sodium augmente de 8'000 tonnes et passe à 314'000 tonnes (3.66 mg/l).

Le pH de l'eau est satisfaisant, notamment dans les grandes profondeurs.

Les autres paramètres n'appellent pas de commentaires particuliers.

Ainsi l'année 1984 se caractérise par une circulation totale des eaux en mars, qui a eu une influence très favorable sur le régime de l'oxygène. Les efforts doivent être intensifiés pour mieux limiter et abaisser les apports de nutriments, azote et phosphore notamment.

EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN

CAMPAGNE 1984

PAR

GERARD BALVAY, JEAN-CLAUDE DRUART, JEAN PELLETIER

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON

ET

ROGER REVACLIER

SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, GENEVE

1. INTRODUCTION

Ce rapport regroupe et synthétise les résultats publiés jusqu'ici séparément sous les titres :

- EVALUATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE OU PRODUCTION ORGANIQUE DANS LE LEMAN
- ETUDE DU PHYTOPLANCTON
- LES ROTIFERES DU LEMAN

De plus, il traite des crustacés planctoniques(Entomostracés), sans oublier les larves planctoniques des Dreissena (Mollusques) et donne ainsi un aperçu global du plancton du Léman en 1984.

La campagne de prélèvement prévue en janvier n'a pu avoir lieu par suite des mauvaises conditions météorologiques. De plus, l'agitation du lac n'a pas permis les mesures de production primaire in situ à l'occasion de cinq campagnes : février, avril, septembre (pour les 2 prélèvements) et décembre.

2. METHODES

Les prélèvements et mesures sont réalisés uniquement au point SHL 2 situé au centre du Grand Lac.

2.1 *PHYTOPLANCTON*

Le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés par un appareil intégrateur. L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl.

2.2 *TRANSPARENCE*

Etroitement liée à l'abondance du phytoplancton par une relation inverse, la transparence est traitée dans ce rapport. Elle est évaluée à l'aide du disque de Secchi.

2.3 *CHLOROPHYLLE ET PRODUCTION PRIMAIRE*

Ces paramètres sont mesurés à neuf profondeurs réparties entre la surface et 20 mètres.

La concentration en chlorophylle *a*, considérée comme un indicateur global de l'abondance du phytoplancton, est déterminée par spectrophotométrie selon la méthode de Strickland et Parsons, après broyage des cellules et extraction des pigments dans l'acétone à 90 %.

La production primaire représente la quantité de matière organique synthétisée par le phytoplancton. Elle est évaluée par la méthode de Steemann-Nielsen, à l'aide de carbonate de sodium marqué par le ^{14}C. L'incubation du phytoplancton a lieu in situ pendant le tiers médian de la période diurne. La mesure du ^{14}C incorporé dans les cellules algales est réalisée par comptage en scintillation liquide.

2.4 *ZOOPLANCTON*

Le plancton est recueilli au cours de traits verticaux entre 50 m de profondeur et la surface, avec un filet à vide de maille de 64 µm (Rotifères) ou de 200 µm (Entomostracés), au cours des différentes campagnes d'échantillonnage.

Le biovolume zooplanctonique est mesuré à partir de trois prélèvements successifs réalisés avec le filet de 200 µm; chaque échantillon est mis à sédimenter pendant 24 heures dans des entonnoirs cylindres coniques à l'abri des vibrations.

Tous les résultats relatifs au zooplancton sont rapportés à l'unité de surface (ml/m^2 ou ind/m^2).

3. PHYTOPLANCTON

3.1 *FREQUENCE DES ESPECES*

En 1984, 125 taxons (genre ou espèce ou variété ou forme) ont été rencontrés. Les populations de 77 d'entre eux ont atteint ou dépassé une densité d'une unité/ml; c'était le cas de 84 taxons en 1983.

La diversité des espèces est assez stable dans le Léman depuis quelques années.

Année	Nombre moyen de taxons	Nombre minimum de taxons rencontrés *	Nombre maximum de taxons rencontrés *
1981	41	18	58
1982	41	19	69
1983	44	22	73
1984	42	26	51

* = par prélèvement

3.2 *VARIATIONS DES PRINCIPAUX GROUPES*

Cyanophycées

En 1984, les cyanophycées ont encore accusé une baisse par rapport à l'année 1983. *Oscillatoria rubescens* avec un maximum en décembre (16 fil./ml) est faiblement représentée. De même *Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa* atteignent des valeurs nettement plus faibles que pour l'année 1983.

Dinophycées

Ceratium hirundinella, comme chaque année, occupe la première place; son abondance est maximum le 3 septembre (143 cel/ml) mais n'atteint pas les valeurs de 1976 (350 cel/ml).

Les valeurs moyennes obtenues en 1984 sont nettement plus fortes que celles observées ces dernières années :

- 1981 8.00 cel/ml
- 1982 8.75 cel/ml
- 1983 8.70 cel/ml
- 1984 20.70 cel/ml

Il faut signaler l'apparition discrète en avril de *Peridiniopsis cunningtonii* Lemm. C'est un péridinien commun de certains lacs alpins (Annecy).

Cryptophycées

Ces espèces de petite taille sont présentes tout au long de l'année. *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* est surtout abondant le 21 mai (16'000 cel/ml) où il dépasse largement les valeurs obtenues en 1983 (6'280 cel/ml).

Chrysophycées

Cette classe pauvrement représentée dans le Léman, a encore régressé cette année.

Diatomées

Les diatomées centriques sont surtout représentées par *Stephanodiscus hantzschii* (14'000 cel/ml le 21 mai), qui est nettement plus abondant qu'en 1983 (1'116 cel/ml). Cette algue est maintenant présente toute l'année, mais son développement maximum se situe durant les mois de mai et juin.

Stephanodiscus binderanus qui prolifère d'habitude en arrière saison, a pratiquement disparu du plancton lémanique.

En 1984, *Stephanodiscus astraea* et *St.* var. *minutula* n'ont pas proliféré autant que l'année précédente. Les diatomées pennées sont surtout représentées par deux espèces, *Fragilaria crotonensis* qui se développe surtout le 20 août (2'270 cel/ml) et *Asterionella formosa* le 14 mai (2'900 cel/ml). Les valeurs maximales en 1983 étaient respectivement de 340 cel/ml le 3 octobre et de 143 cel/ml le 9 mai.

Chlorophycées

Avec 36 espèces, cette classe très diversifiée généralement, l'est moins cette année :

- 1981 43 espèces rencontrées
- 1982 46 espèces rencontrées
- 1983 40 espèces rencontrées
- 1984 36 espèces rencontrées

La petite *Chlorella vulgaris* prolifère surtout au printemps (47'000 cel/ml le 21 mai). Elle dépasse largement les valeurs de 1981 (27'000 cel/ml).

Conjuguées

Mougeotia gracillima, abondante le 3 octobre 1983 (431 cel/ml), disparaît presque complètement durant l'année 1984. *Closterium aciculare* que l'on rencontre normalement durant les mois d'hiver (novembre et décembre) est présent toute l'année avec une forte poussée le 19 novembre (167 cel/ml). C'est une situation qui n'avait pas été observée depuis 1971.

Les *Staurastrum sebaldii* var. *ornatum* et *St. messikommeri* ont été un peu plus abondants cette année, surtout en juillet et août. Signalons l'apparition discrète d'une nouvelle desmidiée : *Cosmarium laeve* Rab.

3.3 *VARIATIONS QUANTITATIVES (BIOMASSE)*

13 taxons seulement, sur 125, ont des biomasses relatives égales ou supérieures à 1 % de la biomasse totale, ce qui est nettement moins qu'en 1983. Elles représentent 93 % de la biomasse totale. Il faut remarquer l'augmentation brutale de *Ceratium hirundinella* ainsi que la plupart des conjuguées excepté *Mougeotia gracillima* qui disparaît (tableau 1).

En 1984, la biomasse annuelle moyenne et la biomasse maximale sont nettement supérieures à celles enregistrées en 1983 (tableau 2).

Les variations saisonnières de la biomasse se caractérisent par trois pics distincts (figure 1) au point de vue quantitatif et qualitatif : un pic de diatomées fin mars début avril, un pic de cryptophycées et diatomées fin mai et un pic très important fin août début septembre dominé par *Ceratium* qui pullule à nouveau vers le mois d'octobre. Celui-ci est l'espèce dont la biomasse est la plus élevée en 1984 (tableau 1).

Les dinophycées restent le groupe le plus important et leurs biomasses augmentent nettement par rapport aux trois années précédentes (tableau 3). Les cryptophycées, groupe le plus abondant après les dinophycées, ne présentent pas d'évolution particulière. L'importance des diatomées est très variable d'une année à l'autre (22 % en 1981, 6.4 % en 1982). Le groupe des conjuguées ne montre pas de changement. Les cyanophycées, après un maximum d'abondance en 1982, retombent au-dessous des valeurs rencontrées en 1981.

En 1984, les successions des espèces et des classes d'algues (figure 2) se caractérisent par une prédominance des diatomées de février à mi-mai; jusqu'en juillet les différents groupes se partagent la biomasse planctonique avec une importance plus grande du nannoplancton (cryptophycées et chlorophycées). A la mi-juillet, le plancton est dominé par les *Staurastrum*. Puis les *Ceratium* prennent et gardent la première place jusqu'en décembre. Il faut rappeler la prolifération de la zygophycée *Closterium aciculare* à partir de fin octobre.

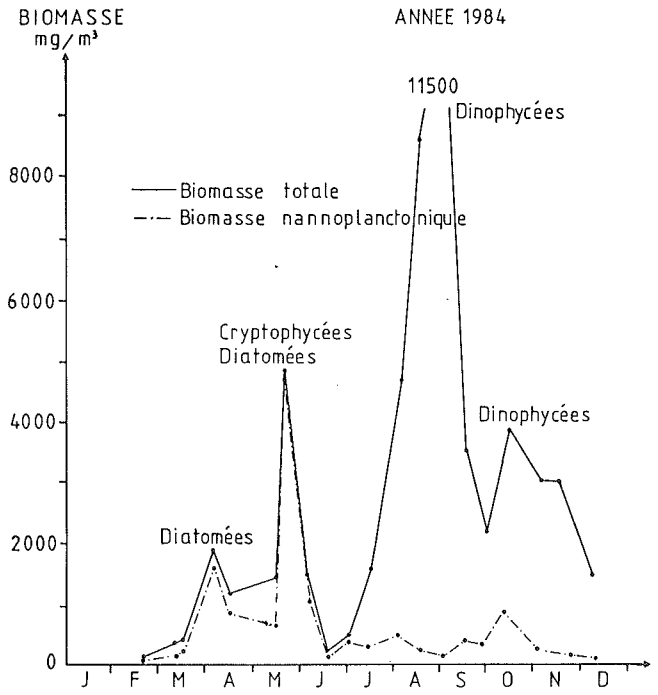


FIGURE 1 : EVOLUTION DE LA BIOMASSE EN 1984 A SHL 2 ET PRINCIPALES CLASSES DOMINANTES

TABLEAU 1 - Biomasse relative (%) des espèces les plus abondantes en 1981, 1982, 1983 et 1984

Espèces	1981	1982	1983	1984
Cyanophycées				
Microcystis aeruginosa	0.9	2.3	0.9	0.4
Aphanizomenon flos aquae	0.7	4.0	0.7	0.3
Oscillatoria rubescens	0.1	12.4	1.4	0.2
Pseudanabaena galeata	0.0	2.4	0.0	0.0
Dinophycées				
Gymnodinium helveticum	1.6	2.7	1.1	0.9
Ceratium hirundinella	27.7	33.3	40.4	57.0
Peridinium willei	0.4	0.7	1.6	1.4
Peridinium sp	0.6	-	0.7	1.1
Cryptophycées				
Cryptomonas spp	8.6	6.4	11.0	7.1
Rhodomonas minuta v. nannoplanctica	11.8	5.0	6.0	5.8
Rhodomonas minuta	1.2	1.0	3.5	0.5
Chrysophycées				
Dinobryon sociale	0.9	3.4	1.7	0.6
Erkenia subaequiciliata	1.1	0.6	1.0	0.3
Diatomées				
Stephanodiscus binderanus	3.3	1.1	0.6	0.0
Stephanodiscus astraea	0.2	1.0	3.0	0.1
Stephanodiscus astraea v. minutula	0.0	0.04	6.1	0.1
Stephanodiscus hantzschii v. pusillus	11.9	0.7	0.5	6.6
Fragilaria crotonensis	0.6	1.3	1.0	1.8
Asterionella formosa	5.5	1.3	0.4	1.7
Chlorophycées				
Chlamydomonas spp	0.0	0.1	1.9	0.6
Chlamydomonas conica	1.0	0.9	1.3	0.4
Coelastrum reticulatum	0.0	5.0	0.1	0.0
Coelastrum cambricum	0.6	1.0	0.6	0.2
Chlorella vulgaris	1.5	1.5	1.5	2.3
Ulothrix subtilissima	1.1	0.6	0.8	0.0
Conjuguées				
Mougeotia gracillima	2.3	0.3	2.2	0.0
Closterium aciculare	1.6	0.1	0.3	3.1
Staurastrum cingulum	2.4	1.3	0.6	1.4
Staurastrum sebaldii v. ornatum	7.7	0.2	1.3	2.5
Staurastrum messikommeri	-	0.4	1.0	1.3
Cosmarium depressum v. planctonicum	0.6	1.0	0.5	0.5
T O T A L	95.9	92.04	93.7	98.2

TABLEAU 2 - Biomasse annuelle moyenne et biomasse maximale enregistrées de 1977 à 1984

Année	Nombre de campagnes de prélèvements	Biomasse annuelle moyenne (mg/m^3) à SHL 2	Biomasse maximale (mg/m^3) à SHL 2
1977	12	950	3'300 (8)
1978	12	1'800	5'900 (10)
1979	12	880	2'410 (8)
1980	12	1'250	5'160 (9)
1981	20	2'142	6'456 (7)
1982	21	1'971	8'463 (7)
1983	20	1'641	5'941 (7)
1984	20	2'740	11'460 (9)

*Les chiffres entre parenthèses indiquent le No d'ordre du mois correspondant (par exemple (8) = août).

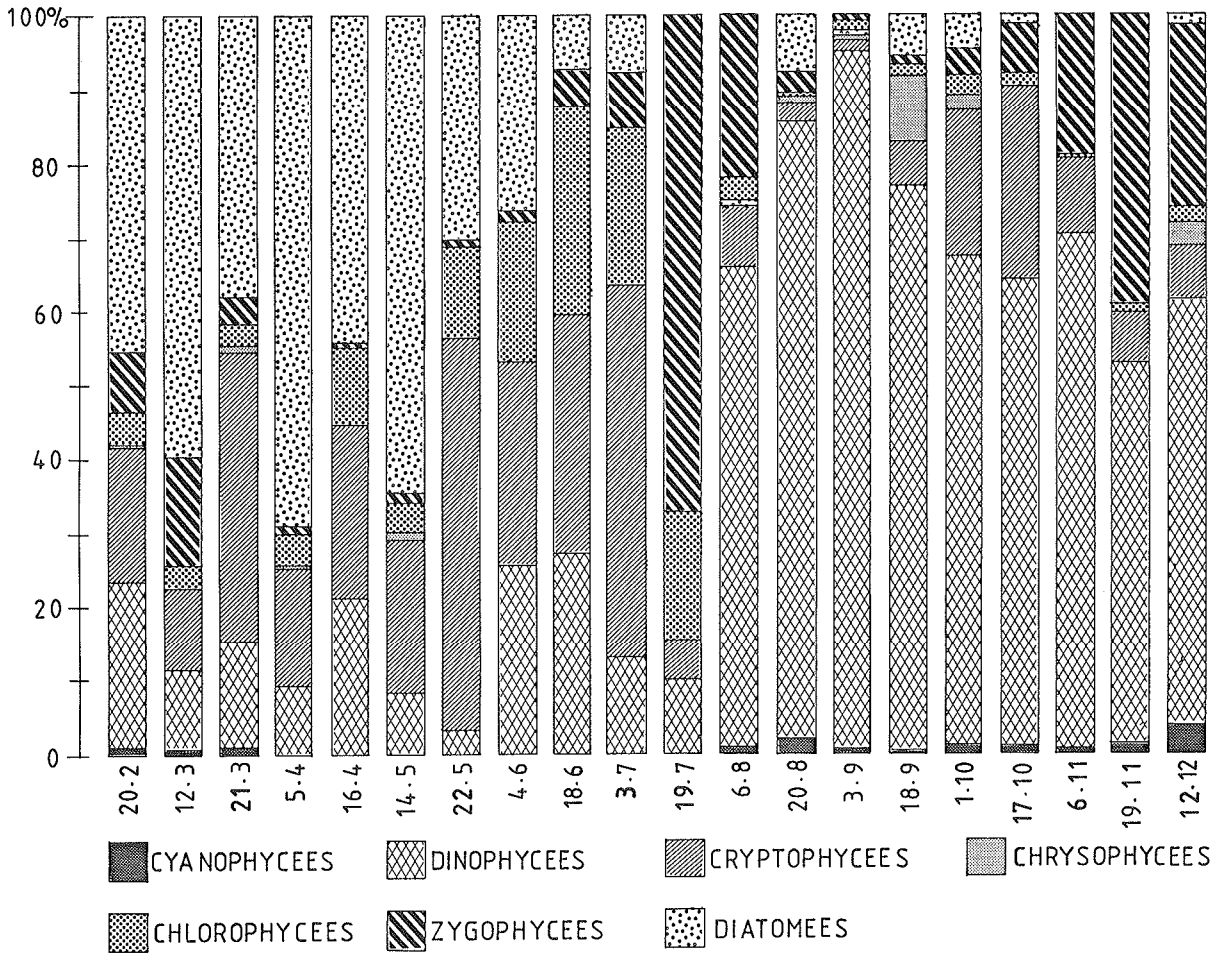


FIGURE 2 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA DISTRIBUTION DES CLASSES D'ALGUES EN POURCENTAGE DE LA BIOMASSE TOTALE (1984 - POINT SHL 2)

TABLEAU 3 - Biomasses moyennes absolues (µg/l) et relatives (%) par classes d'algues de 1981 à 1984.

Classes	1981		1982		1983		1984	
	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%
Cyanophycées	45	2.1	422	21.4	51	3.1	32	1.1
Dinophycées	653	30.5	747	37.9	718	43.7	1'687	60.4
Cryptophycées	465	21.7	244	12.4	332	20.2	368	13.2
Chrysophycées	70	3.2	93	4.7	58	3.5	29	1.0
Diatomées								
. pennées	145	6.8	66	3.3	36	2.2	113	4.0
. centriques	331	15.5	61	3.1	188	11.4	194	6.9
Chlorophycées	121	5.7	253	12.8	152	9.2	121	4.3
Conjuguées	312	14.6	85	4.3	108	6.6	251	9.0

4. TRANSPARENCE (TABLEAU 4 ET FIGURE 5)

En 1984, c'est en février et mars que l'on enregistre les plus grandes transparences, qui néanmoins ne dépassent pas 12 mètres. Le minimum se produit fin mai (2.1 m) et correspond au pic de nannoplancton, les petites cellules absorbant plus la lumière que les grosses, à biomasse égale. Les pics phytoplanctoniques d'automne ont en effet moins d'influence sur la transparence qui reste relativement élevée. La relative abondance du phytoplancton en arrière saison ne permet pas une forte augmentation de la transparence qui n'atteint que 7.5 mètres en novembre et 8.5 en décembre.

La transparence annuelle moyenne (7.6 m) est inférieure à celle de l'année précédente (8.2 m). Cette diminution s'explique par l'accroissement de la biomasse phytoplanctonique.

TABLEAU 4 - Paramètres de production primaire, concentration en chlorophylle *a* et transparence au point SHL 2 en 1984

Date 1984	ΣA mg C/m^2 . exp.	PP_J mg C/m^2 . J	A_{max} mg C/m^3 .exp	ΣA_{max}	$Chl_{A_{max}}$ mg/m^3	Chl_{0-10} mg/m^3	T_{DS} m
20.02					0.4	0.3	12.00
12.03					0.5	0.5	11.80
19.03	157.0	348.8	11.3	13.9	1.9	1.7	11.65
05.04					9.3	9.1	5.90
16.04					7.5	5.9	6.50
20.04	523.2	1'162.6	48.7	10.7	9.5	7.5	5.00
14.05	469.8	1'043.9	58.1	8.1	9.2	8.4	4.15
22.05	879.2	1'953.8	267.8	3.3	28.3	18.5	2.10
04.06	718.5	1'596.5	133.7	5.4	14.3	11.0	2.50
18.06	144.1	320.2	30.1	4.8	1.5	1.0	6.40
03.07	363.0	806.6	47.3	7.7	3.5	2.7	9.95
19.07	430.5	956.7	44.3	9.7	5.9	4.3	7.80
06.08	562.0	1'249.0	76.5	7.3	7.3	6.5	5.60
20.08	789.4	1'754.2	131.9	6.0	16.2	11.6	5.70
18.09					8.0	7.4	5.90
01.10	427.9	951.0	62.6	6.8	7.1	6.2	8.00
17.10	581.3	1'291.6	99.1	5.9	10.1	9.1	6.00
06.11	187.7	417.2	33.2	5.7	6.2	5.8	7.50
19.11	232.1	515.7	28.7	8.1	7.9	7.7	7.50
12.12					5.0	4.8	8.50

SYMBOLES UTILISES :

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/m^3) au niveau du maximum d'assimilation A_{max}

Chl_{0-10} : Concentration moyenne en chlorophylle *a* (mg/m^3) dans la couche surface - 10 mètres

T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi.

5. CHLOROPHYLLE ET PRODUCTION PRIMAIRE

5.1 *VARIATIONS SAISONNIERES*

Les variations de la production primaire et de la concentration en chlorophylle *a* au cours de l'année 1984 sont présentées sous forme de profils verticaux (figure 3) et de courbes de variations saisonnières (figure 4). Les valeurs de la transparence, évaluée par le disque de Secchi, sont également portées sur ces graphiques. Le tableau 4 réunit les valeurs caractéristiques de la production primaire et des paramètres associés.

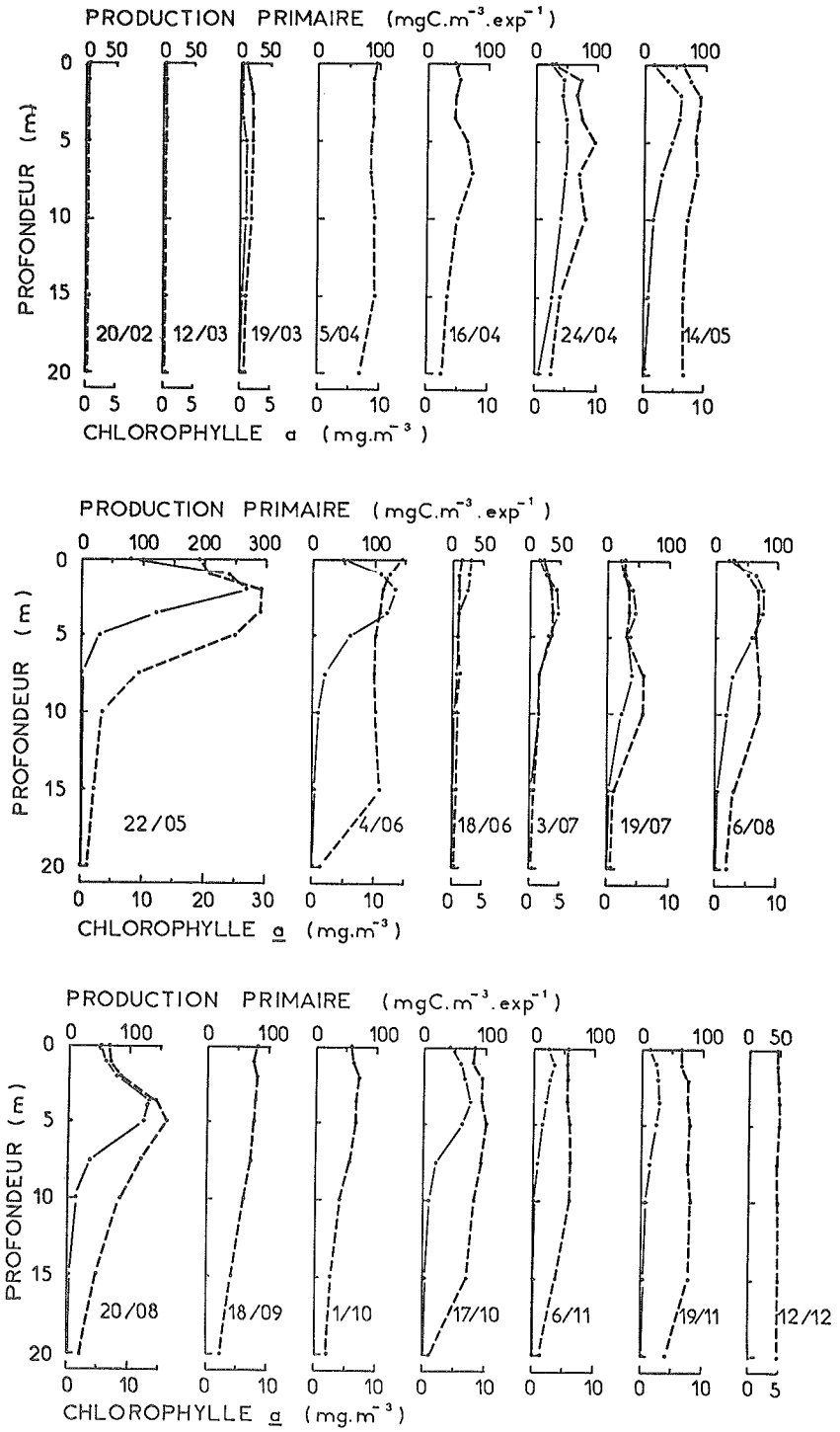


FIGURE 3 : PROFILS VERTICAUX DE PRODUCTION PRIMAIRE (TRAIT PLEIN) ET DE CHLOROPHYLLE A (TIRETS) DANS LE LEMAN AU POINT SHL 2, CAMPAGNE 1984. LES DONNEES DE PRODUCTION CORRESPONDENT A LA PERIODE D'INCUBATION

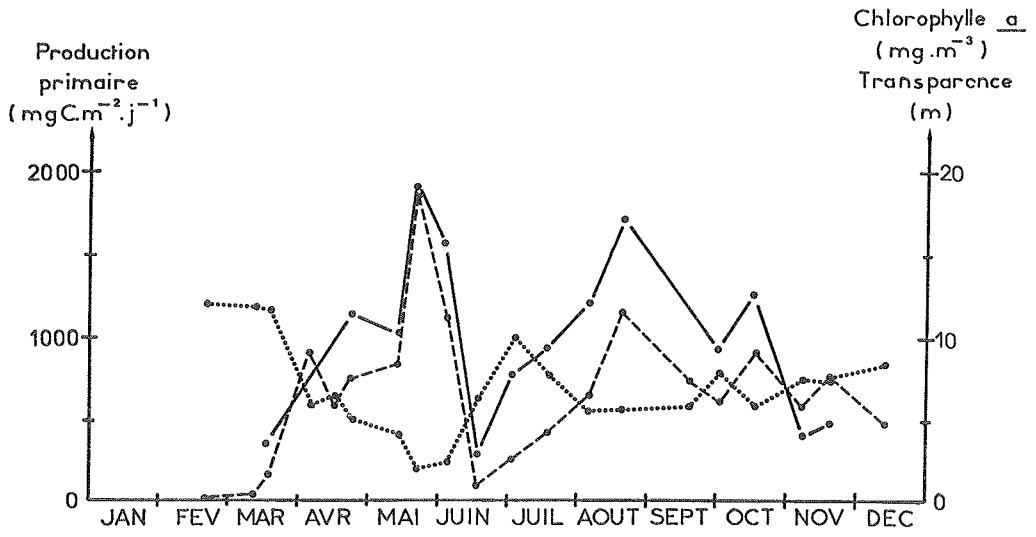


FIGURE 4 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA PRODUCTION PRIMAIRE (TRAIT PLEIN), DE LA TENEUR EN CHLOROPHYLLE DANS LES 10 PREMIERS METRES (TIRETS) ET DE LA TRANSPARENCE (POINTILLES) DANS LE LEMAN AU POINT SHL2, AU COURS DE L'ANNEE 1984

En 1984, la concentration en chlorophylle *a* reste basse jusqu'en mars, la transparence se maintenant à des valeurs relativement fortes (maximum annuel de 12.0 mètres en février). La biomasse phytoplanctonique prend de l'importance en avril et atteint son maximum annuel en mai (18.5 mg/m^3 de chlorophylle en moyenne dans la couche 0-10 m). Ce pic coïncide avec le maximum annuel de production primaire (1'954 mg C/m^2/jour)et avec la transparence la plus faible de l'année (2.1 m).

A la mi-juin, se produit une forte diminution de la concentration en chlorophylle et par voie de conséquence de la production primaire. Ce phénomène caractéristique est très marqué, mais de courte durée (et semble résulter essentiellement du broutage du phytoplancton par la zooplancton, alors très abondant). Il se manifeste en 1984 avec un retard de 15 jours par rapport aux années précédentes.

Par la suite la concentration en chlorophylle et la production primaire augmentent fortement pour atteindre un deuxième pic à la mi-août. La chlorophylle se maintient à des concentrations élevées jusqu'en novembre, époque à laquelle la production retombe à de faibles valeurs, l'éclairement devenant à nouveau limitant.

5.2 *PRODUCTION ANNUELLE*

La production annuelle brute est calculée par intégration des valeurs journalières mesurées au cours de l'année. La production nette, qui représente la quantité de matière organique à disposition des consommateurs, est obtenue en effectuant un abattement de 40 % correspondant aux pertes de carbone organique par respiration et excrétion.

En 1984, la production primaire annuelle nette (tableau 5) est de 174 g C/m^2, valeur en diminution par rapport à l'année précédente (la production journalière maximale est d'ailleurs modérée (1'954 mg C/m^2/jour en 1984, contre 2'920 en 1983). En revanche, la moyenne pondérée de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m atteint 5.6 mg/m^3, et accuse un accroissement sensible. La valeur relativement faible de la production annuelle est probablement la conséquence de deux conditions qui ont prévalu en 1984, d'une part un ensoleillement modéré et d'autre part une agitation fréquente des eaux qui tend à entraîner une part importante de la biomasse du phytoplancton en-dessous de la couche de production optimale, comme le suggère l'examen des profils verticaux de chlorophylle (figure 3).

TABLEAU 5 - Evolution des paramètres globaux de production primaire et de biomasse (chlorophylle *a*) de 1976 à 1984

	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Production annuelle nette (g C/m^2/an)	223	174	157	170	205	231	230	190	174
Chlorophylle *a* 0-10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	7.3	4.7	4.9	4.8	4.7	7.5	5.2	4.5	5.6

6. ZOOPLANCTON

6.1 *BIOVOLUME SEDIMENTE*

Le cycle annuel du zooplancton présente une phase de développement saisonnier important, avec un pic en juin (579 ml/m^2) et en juillet (780 ml/m^2) (figure 5)

Depuis le maximum observé en 1981 (258 ml/m^2), la quantité annuelle moyenne du zooplancton est en décroissance continue, passant de 171 ml/m^2 en 1983 à 162 ml/m^2 en 1984; cette valeur moyenne est proche de la valeur interannuelle moyenne observée de 1963 à 1968 (153 ml/m^2) et nettement inférieure à celle de 1972-1979 (205 ml/m^2).

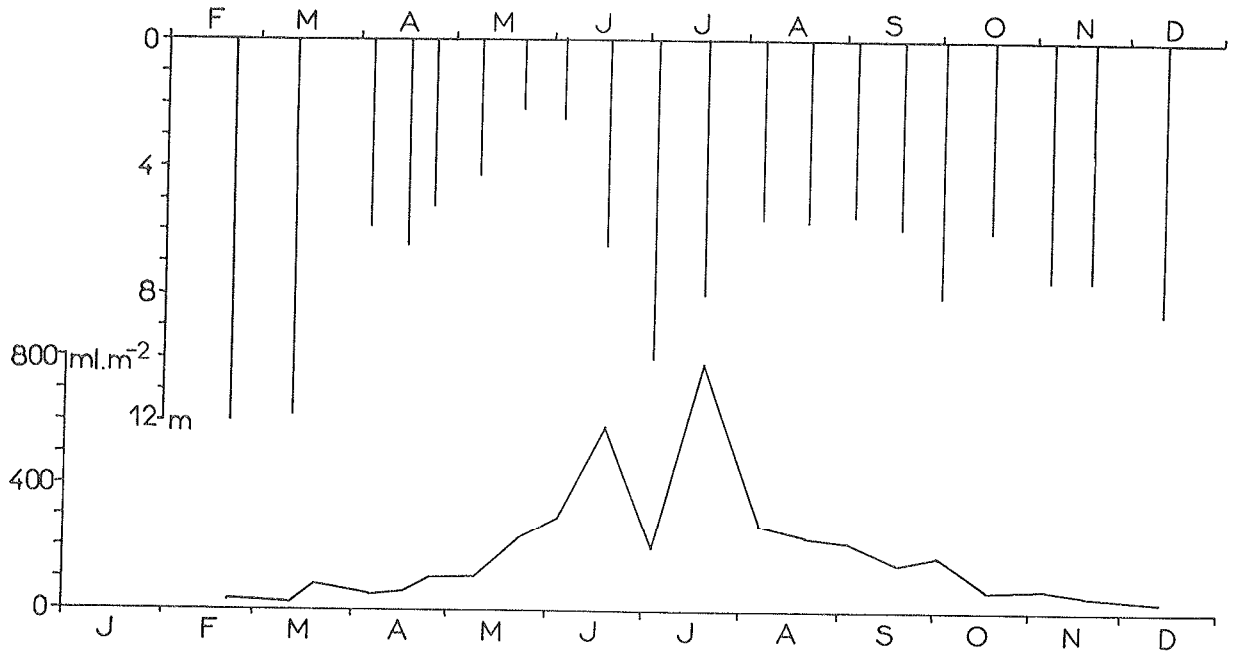


FIGURE 5 : CYCLE ANNUEL DE LA TRANSPARENCE ET DU BIOVOLUME SEDIMENTE DU ZOOPLANCTON

6.2 *ROTIFERES*

1. Abondance des Rotifères

La diminution de l'abondance moyenne annuelle des Rotifères, amorcée en 1983 (1.31 10^6 ind/m^2) se poursuit en 1984 (0.99 10^6 ind/m^2), pour une biomasse moyenne (poids frais) de 1.11 g/m^2 (1.44 g/m^2 en 1983) (figure 6).

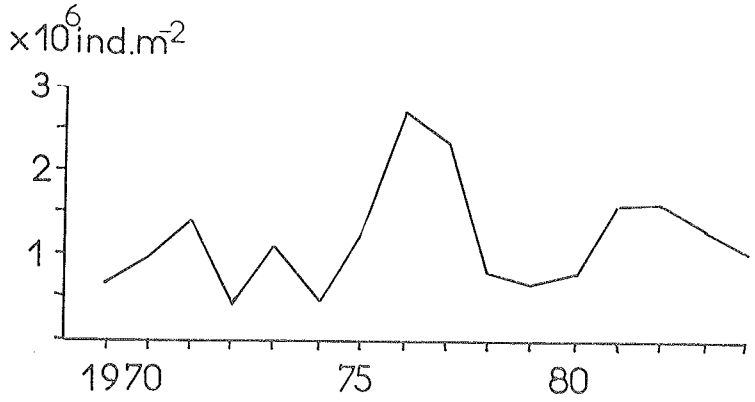


FIGURE 6 : EVOLUTION DE L'ABONDANCE DES ROTIFERES AU COURS DES ANNEES

2. *Cycle saisonnier et composition de la biocénose*

La population hivernale est très faible, inférieure à 50'000 ind/m^2. Un premier pic d'abondance apparaît en juin 2.27.10^6 ind/m^2) et le pic majeur se situe en août (4.58.10^6 ind/m^2). La population régresse ensuite continuellement sans présenter de pic automnal nettement différencié (figure 7).

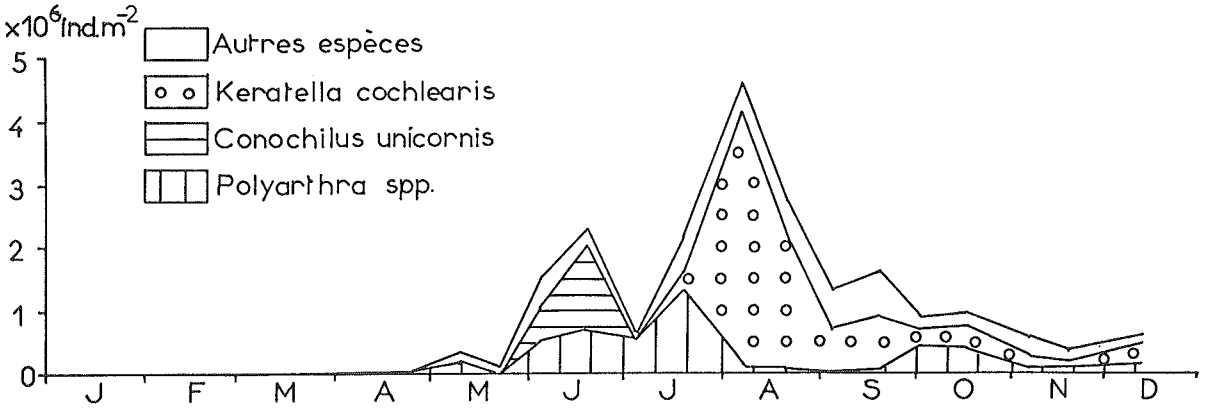


FIGURE 7 : CYCLE SAISONNIER DES ROTIFERES EN 1984

En hiver, la population peu nombreuse est diversifiée (13 espèces); le pic printanier résulte principalement du développement de *Conochilus unicornis* (1.30.10^6 ind/m^2). Au début du mois d'août, la plus importante part de la population est représentée par *Keratella cochlearis* (4.10^6 ind/m^2).

L'année 1984 est caractérisée par le développement saisonnier important de *Kellicottia longispina* et de *Conochilus unicornis*, espèces par ailleurs présentes tout au long de l'année, mais en faible densité numérique.

Keratella cochlearis reste toujours l'espèce dominante, en valeur moyenne annuelle, précédant *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*.

En % du nombre total des individus dénombrés	1980	1981	1982	1983	1984
Keratella cochlearis	30.8	19.5	39.9	30.3	43.6
Conochilus unicornis	2.2	5.1	2.9	19.4	11.4
Polyarthra dol.-vulg.	42.0	27.6	34.2	14.1	23.4
Synchaeta oblonga	3.7	21.8	4.8	10.0	3.8
Kellicottia longispina	6.0	1.0	2.9	8.4	2.7
Keratella quadrata	3.8	2.5	3.1	5.4	1.8
Asplanchna priodonta	1.0	0.9	3.2	3.0	3.2

3. *Commentaire sur les espèces observées en 1984*

Trente-deux espèces ont été recensées dans le domaine pélagique en 1984 (25 espèces en 1983) dont 29 à la stations SHL 2.

Par rapport à 1983, on note la réapparition de *Ascomorpha saltans*, *Euchlanis dilatata*, *Notholca squamula*, *Notholca labis*, *Ploesoma hudsoni*, *Testudinella patina* et *Collotheca* sp.

Hexarthra mira , espèce signalée en 1983, n'a pas été retrouvée en 1984, confirmant le caractère erratique de cette espèce dans le domaine pélagique lémanique. *Keratella testudo*, signalée en 1982 et 1983, n'a pas été observée en 1984.

Trichocerca bicristata est une espèce nouvelle pour le Léman, récoltée aux stations SHL 1 et CRG 24.

4. *Biomasse des Rotifères*

Le cycle de la biomasse (poids frais) des Rotifères présente deux pics saisonniers importants, sans concordance avec le nombre total des individus en raison de la présence plus ou moins marquée d' *Asplanchna priodonta*, espèce carnivore de très grande taille (figure 8).

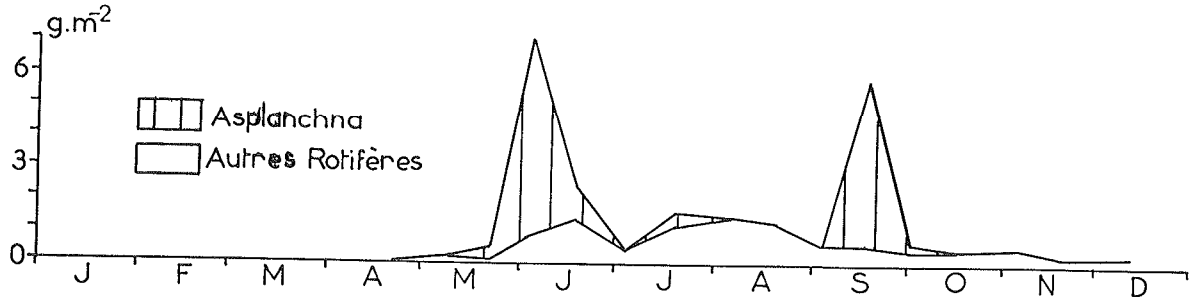


FIGURE 8 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA BIOMASSE TOTALE (POIDS FRAIS) DES ROTIFERES

6.3 *ENTOMOSTRACES*

1. *Liste des espèces rencontrées en 1984*

SOUS-CLASSE BRANCHIOPODA

. Famille Sididae

Sida crystallina (O.F.M.)
Diaphanosoma brachyurum (LIEVIN)

. Famille Daphniidae

Daphnia galeata SARS
Daphnia hyalina LEYDIG
Daphnia longispina O.F.M.
Ceriodaphnia sp.

. Famille Bosminidae

Bosmina coregoni BAIRD

. Famille Polyphemidae

Bythotrephes longimanus LEYDIG
Polyphemus pediculus L.

. Famille Leptodoridae

Leptodora kindtii (FOCKE)

SOUS CLASSE COPEPODA

. Ordre Calanoida

Famille Diaptomidae

Eudiaptomus gracilis (SARS)

. Ordre Cyclopida

Famille Cyclopidae

Macrocyclops albidus (JURINE)
Cyclops prealpinus (KIEFER)
Cyclops vicinus ULIANINE
Mesocyclops leuckarti (CLAUS)

Par rapport au récent inventaire des différentes espèces d'Entomostracés mentionnées dans le Léman (BALVAY, 1984), il faut signaler la première mention de *Diaphanosoma brachyurum* et de *Polyphemus pediculus*.

Diaphanosoma brachyurum a été récolté les 18 septembre et 1er octobre 1984, en faible quantité (570 et 360 ind/m^2). *Polyphemus pediculus* a été échantillonné uniquement le 19 juillet 1984, dans trois prélèvements différents, à des stades variés de développement. Cette espèce est, à cette date, peu abondante (60 ind/m^2).

2. *Cycle d'abondance des Entomostracés*

Très peu abondant en hiver, le zooplancton crustacéen se développe à partir de fin mars et atteint son abondance maximale au début juin (3.10^6 ind/m^2) ; deux pics secondaires apparaissent en juillet ($1.48.10^6$ ind/m^2) et en septembre ($0.71.10^6$ ind/m^2) (figure 9).

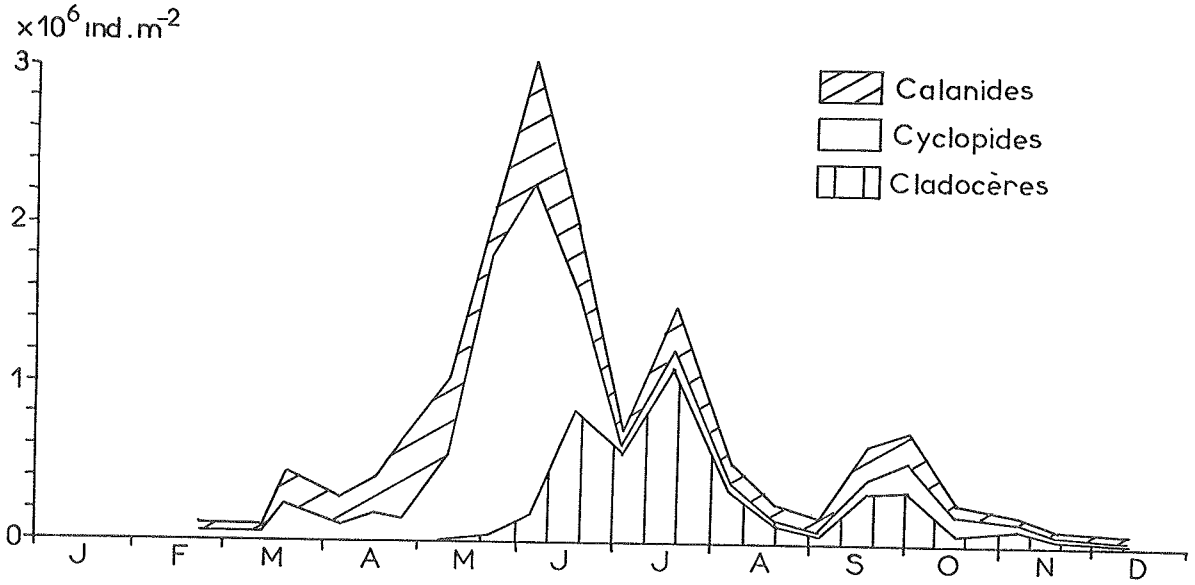


FIGURE 9 : CYCLE SAISONNIER DES ENTOMOSTRACES

Le pic de juin est dû essentiellement aux Cyclopides (*Cyclops vicinus*) alors que les deux autres pics sont dominés par les Cladocères (*Daphnia galeata* en juillet; *D. galeata*, *D. hyalina* et *Bosmina coregoni* en septembre-octobre).

En pourcentage du nombre des individus présents, le zooplancton crustacéen est représenté presque uniquement par des Calanides et des Cyclopides en hiver; les Cyclopides deviennent prépondérants en mai et cèdent la place aux Cladocères en été. En automne, les trois groupes d'Entomostracés apparaissent en proportions équivalentes (figure 10).

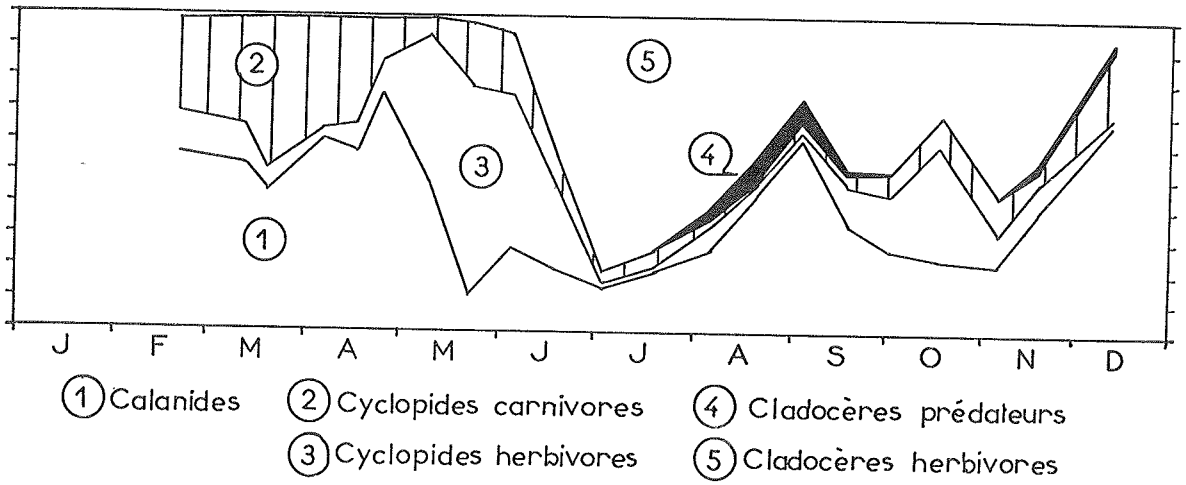


FIGURE 10 : EVOLUTION DE LA COMPOSITION DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN OU POURCENTAGE DU NOMBRE TOTAL D'INDIVIDUS

En fonction du régime alimentaire des différentes espèces rencontrées, le pourcentage des prédateurs carnivores est maximal en hiver alors que les phytophages sont largement dominants en été (figure 10).

3. *Succession des différents groupes et espèces*

En hiver, les Cladocères sont très faiblement représentés dans la biocénose planctonique. Les Calanides (*Eudiaptomus gracilis*) se développent à partir de mars et atteignent leur densité maximale au début juin, puis régressent et maintiennent une faible population durant le reste de l'année.

Les Cyclopides se développent à partir de mars et sont dominants dans le zooplancton en mai et juin, puis régressent à leur tour. Les Cladocères se développent plus tardivement et atteignent leur densité maximale en été, après la phase d'abondance des Cyclopides.

a. CLADOCERES

Parmi les dix espèces de Cladocères échantillonnées en 1984, quatre d'entre elles sont numériquement peu abondantes : *Ceriodaphnia* sp., *Diaphanosoma brachyurum*, *Polyphemus pediculus* et *Sida crystallina*.

L'essentiel du peuplement des Cladocères est représenté par quatre espèces herbivores (*Daphnia galeata*, *D. hyalina*, *D. longispina* et *Bosmina coregoni*) (figure 11 a)

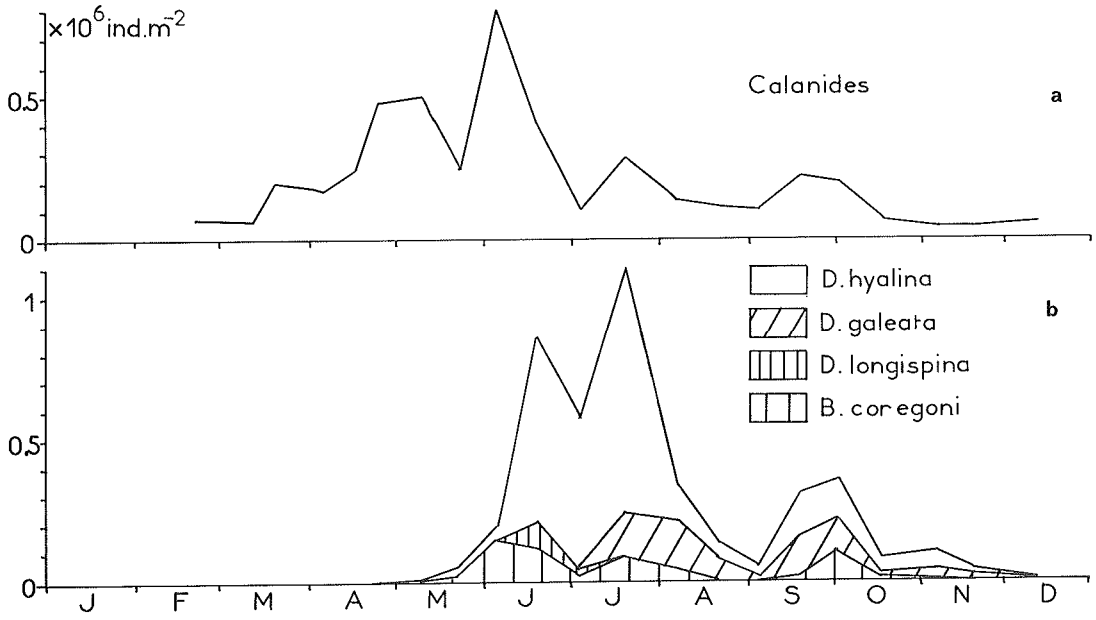


FIGURE 11 : CYCLE SAISONNIER DES CALANIDES ET DES PRINCIPAUX CLADOCERES

Daphnia hyalina est l'espèce la mieux représentée, avec un très important développement en juin-juillet et une seconde phase d'abondance en septembre-octobre.

D. galeata apparaît principalement de juillet à septembre et constitue l'espèce dominante en août.

D. longispina, présente toute l'année, se développe essentiellement en juin, avec une seconde poussée en septembre-octobre.

La reproduction parthénogénétique est de règle tout au long de l'année chez ces Cladocères. Mais il est possible d'observer deux phases de reproduction sexuée en juin-juillet et de fin septembre à novembre (mâles en juin-juillet et de fin septembre à novembre, femelles éphippiales en juin et novembre). Les femelles éphippiales sont peu abondantes dans les échantillons de zooplancton alors qu'elles peuvent représenter une fraction très importante du contenu stomacal des poissons.

Bosmina coregoni se développe surtout en mai-juin, avant la phase d'abondance des Daphnies, et en septembre-octobre.

Les Cladocères prédateurs sont représentés essentiellement par *Bythrotrephes longimanus* (espèce permanente) et *Leptodora kindtii* (espèce saisonnière).

Bythotrephes présente une population accrue en juillet-août et en automne, en dehors de la période d'abondance des *Leptodora*.

Leptodora kindtii est une espèce saisonnière qui apparaît en mai, se développe massivement en août-septembre et régresse progressivement à l'approche de l'hiver. Les mâles de *Leptodora* apparaissent vers la fin août et disparaissent en décembre, avec l'extinction saisonnière de cette espèce.

b. CALANIDES

Ce groupe mono-spécifique a une importance accrue d'avril à juin, et une seconde phase de développement en automne. *Eudiaptomus gracilis* montre une reproduction intense en avril-mai, plus diffuse de juillet à septembre (figure 11b). Pour cette espèce, le sex-ratio est légèrement en faveur des femelles, tant pour les adultes (55 % de femelles) que pour les stades copépoditiques 5 (53.5 % de femelles).

c. CYCLOPIDES

Deux espèces pérennes constituent la presque totalité des Cyclopides : *Cyclops vicinus*, espèce dominante (81 % des Cyclopides dénombrés) et *Cyclops prealpinus* (18 %).

Cyclops vicinus montre un très important développement en mai-juin et constitue presque toujours l'espèce dominante parmi des Cyclopides. *Cyclops prealpinus* est relativement plus abondant au printemps et en automne (figure 12).

Mesocyclops leuckarti et *Macrocyclops albidus* sont nettement plus rares et apparaissent surtout à partir de septembre.

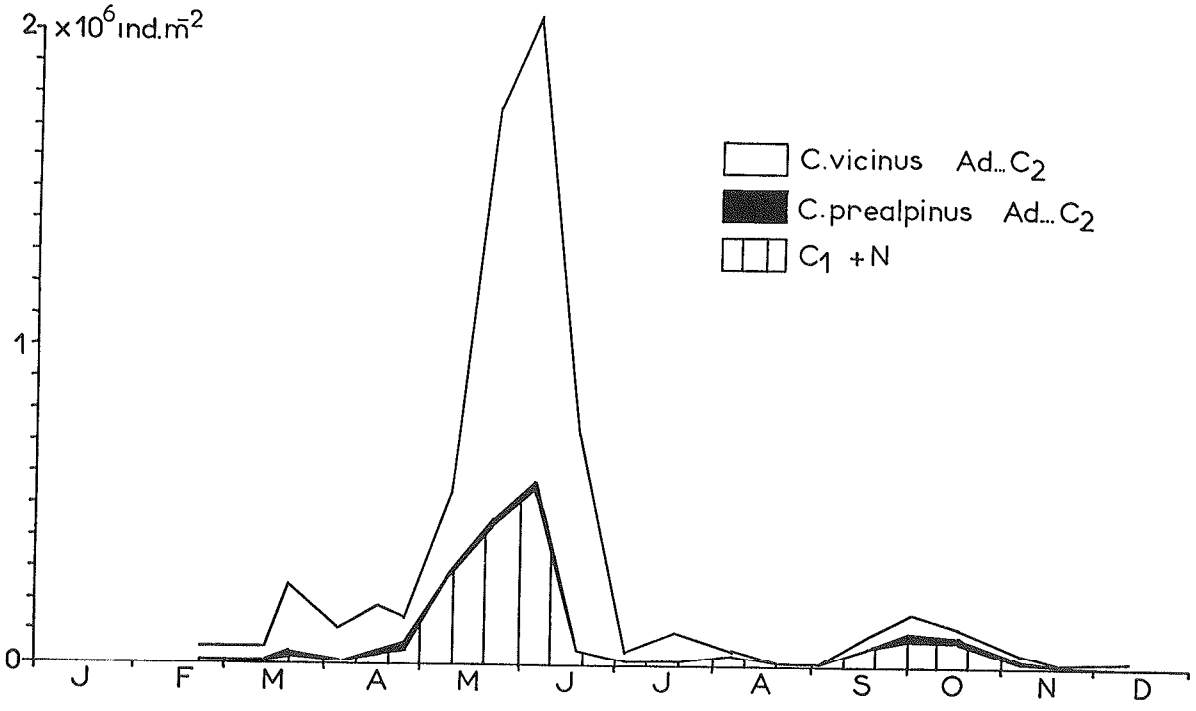


FIGURE 12 : CYCLE SAISONNIER DES CYCLOPIDES

d. MOLLUSQUES

Les larves véligères de *Dreissena polymorpha* apparaissent dans les prélèvements de zooplancton à la station SHL 2 de juillet à début novembre, avec une abondance maximale de 34'900 ind/m^2 en septembre.

6.4 *REMARQUES GENERALES SUR LE ZOOPLANCTON EN 1984*

L'année 1984 est marquée par la poursuite de la régression de l'abondance des Rotifères et du biovolume sédimenté. L'appauvrissement de la biocénose rotatorienne s'accompagne d'une augmentation de la diversité spécifique du peuplement.

Etant donné que les Entomostracés ne sont étudiés que depuis 1984, il n'est pas possible de comparer la composition du peuplement avec les années antérieures.

Sur un plan général, il existe toujours dans le zooplancton lémanique des organismes susceptibles d'exploiter la production phytoplanctonique. La figure 13 montre les périodes durant lesquelles un type de phytophage ou de prédateur est présent dans le plancton à une densité supérieure à sa valeur moyenne mensuelle (exprimée en ind/m^2; valeurs non comparables d'un type d'organisme à l'autre).

L'exploitation du phytoplancton est d'abord réalisée par *Eudiaptomus gracilis*, puis par les stades herbivores des Cyclopides, *Bosmina coregoni* et les Rotifères phytophages.

A partir de juin, les différentes espèces de Daphnies se succèdent, associées en septembre à *Dreissena polymorpha*. Durant toute l'année, le zooplancton est l'objet de la prédation par les Cyclopides, et durant l'été par les Cladocères prédateurs (*Leptodora* et *Bythotrephes*).

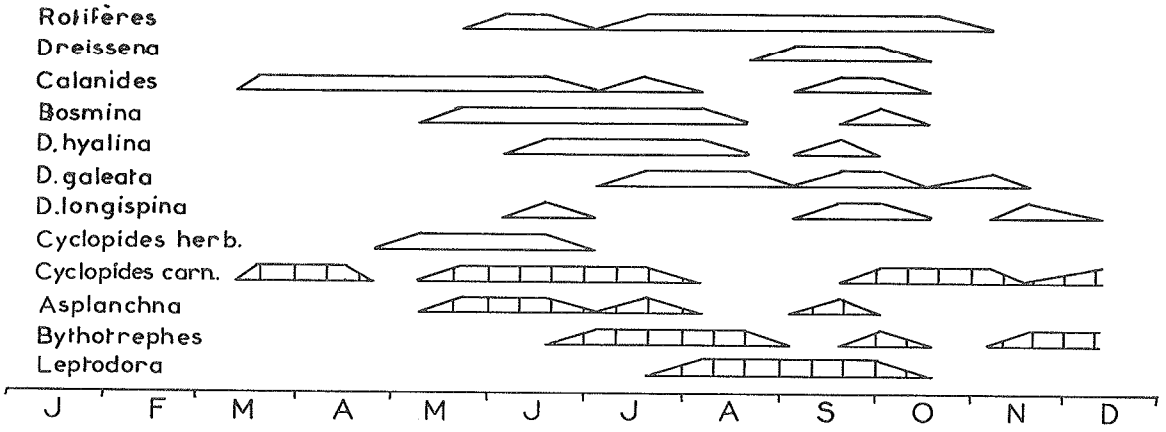


FIGURE 13 : SUCCESSION DES ORGANISMES HERBIVORES ET CARNIVORES AU COURS DU CYCLE ANNUEL DU DEVELOPPEMENT DU ZOOPLANCTON

7. INTERRELATIONS ENTRE CERTAINS PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES AU COURS DU CYCLE ANNUEL DU LEMAN EN 1984

L'étude des relations entre la physico-chimie et la biologie des eaux montre les influences réciproques considérables existant entre les organismes planctoniques et certains paramètres mesurés dans la zone trophogène (0-15 m) du biotope lacustre (station SHL 2) (figure 14).

7.1 *TEMPERATURE ET ECLAIREMENT*

Le plancton, tant végétal qu'animal, reste peu abondant jusqu'à la fin de la période d'homothermie (température minimale observée le 12 mars 1984); l'augmentation du rayonnement solaire à partir de mars et le réchauffement des eaux en surface permettent le développement respectif du phytoplancton puis du zooplancton.

La diminution progressive de la durée du jour et de l'intensité lumineuse ainsi que le refroidissement des eaux (après le 3 septembre 1984) entraînent en automne une réduction progressive de l'abondance du plancton qui va se poursuivre durant tout l'hiver.

7.2 *TRANSPARENCE*

Les fortes transparences hivernales (11.5 à 12 m) correspondent à la période d'abondance minimale du phytoplancton (moins de 2 mg chlorophylle a/m^3).

La transparence diminue ensuite régulièrement jusqu'au 22 mai, en fonction inverse de l'abondance du phytoplancton qui atteint alors son maximum saisonnier (18.5 mg chlorophylle a/m^3).

La forte augmentation de la transparence en juin est en rapport avec le développement du zooplancton herbivore qui consomme activement les algues de petite taille et contribue ainsi à l'éclairement des eaux (la transparence passe alors de 2 m à 10 m).

La seconde poussée phytoplanctonique en août-septembre entraîne une nouvelle diminution de la transparence, mais le zooplancton contrôle moins efficacement cette production végétale en raison de la dominance d'algues de grande taille difficilement consommables (*Ceratium* par exemple).

7.3 *OXYGENE DISSOUS ET pH*

Dès que le phytoplancton commence à se développer, on assiste à une augmentation immédiate de la teneur en oxygène dissous dans la zone trophogène. La sursaturation permanente d'avril à septembre est d'origine biologique et témoigne de l'intensité de la production primaire qui entraîne aussi une alcalinisation des eaux (pH > 8) pendant cette même période. Cette situation est particulièrement bien marquée le 22 mai 1984, où le pic de phytoplancton correspond à une forte sursaturation en oxygène et à un pH très élevé.

7.4 *NITRATES, NITRITES ET AZOTE AMMONIACAL*

Les teneurs mesurées à tout instant et en tout lieu dans le Léman représentent un équilibre entre les flux de production (ou d'apport) et de consommation (ou de perte) pour l'élément considéré.

La teneur maximale en nitrates, élément fertilisant pour le phytoplancton, est observée dans la zone trophogène durant la période hivernale (0.574 mg N/l le 12 mars 1984).

Le phytoplancton consomme les nitrates dont la teneur baisse progressivement jusqu'au 5 avril. La quantité de chlorophylle restant sensiblement constante en avril, il n'y a pas de modification appréciable de la teneur des eaux en nitrates qui ne diminue qu'après la mi-mai, chute brutalement lors du pic phytoplanctonique du 22 mai, et atteint son minimum au début du mois de septembre.

L'accroissement estival des teneurs en azote nitreux et ammoniacal dans la zone trophogène semble en rapport avec le développement saisonnier du plancton. En effet, on peut penser que ces deux formes de l'azote sont d'origine biologique, provenant d'une part de la décomposition du plancton mort, végétal et animal, et d'autre part de l'excrétion azotée du zooplancton.

La constance de la teneur en azote nitrique en juin-juillet peut s'expliquer par la transformation de l'azote ammoniacal en nitrites et des nitrites en nitrates; cet apport de nitrates par nitrification compense l'assimilation des nitrates par le phytoplancton qui est également en mesure d'utiliser directement l'azote ammoniacal pour sa croissance.

Le stock de nitrates commence à se reconstituer à partir de la mi-septembre par suite de la diminution de l'assimilation par le phytoplancton et en raison également du début de la circulation automnale des eaux ramenant dans la couche trophogène des eaux plus profondes, plus riches en nitrates.

7.5 *ORTHOPHOSPHATES*

Comme les nitrates, les orthophosphates constituent un élément fertilisant pour le phytoplancton, et leur épuisement progressif va de pair avec le développement algal.

En revanche, le plancton, par excrétion et par décomposition *post-mortem*, est en mesure de libérer les orthophosphates dans la couche trophogène. Le stock instantané en orthophosphates devenant pratiquement nul en été, il faut envisager l'existence d'un recyclage suffisamment intense dans l'épilimnion pour maintenir une importante population algale en août.

7.6 *RELATIONS PHYTOPLANCTON - ZOOPLANCTON*

Même lorsque la biomasse phytoplanctonique est faible, en hiver par exemple, la production primaire n'est jamais nulle et contribue à fournir au zooplancton herbivore l'énergie dont il a besoin pour assurer son métabolisme.

Au printemps, le zooplancton herbivore est en mesure de contrôler efficacement l'abondance du phytoplancton, le broutage étant assuré, avec un certain décalage dans le temps, par les crustacés herbivores et les rotifères. En automne, le zooplancton ne semble pas être aussi efficace qu'au printemps du fait de l'abondance dans le phytoplancton d'algues difficilement ingérables (Dinophycées en particulier).

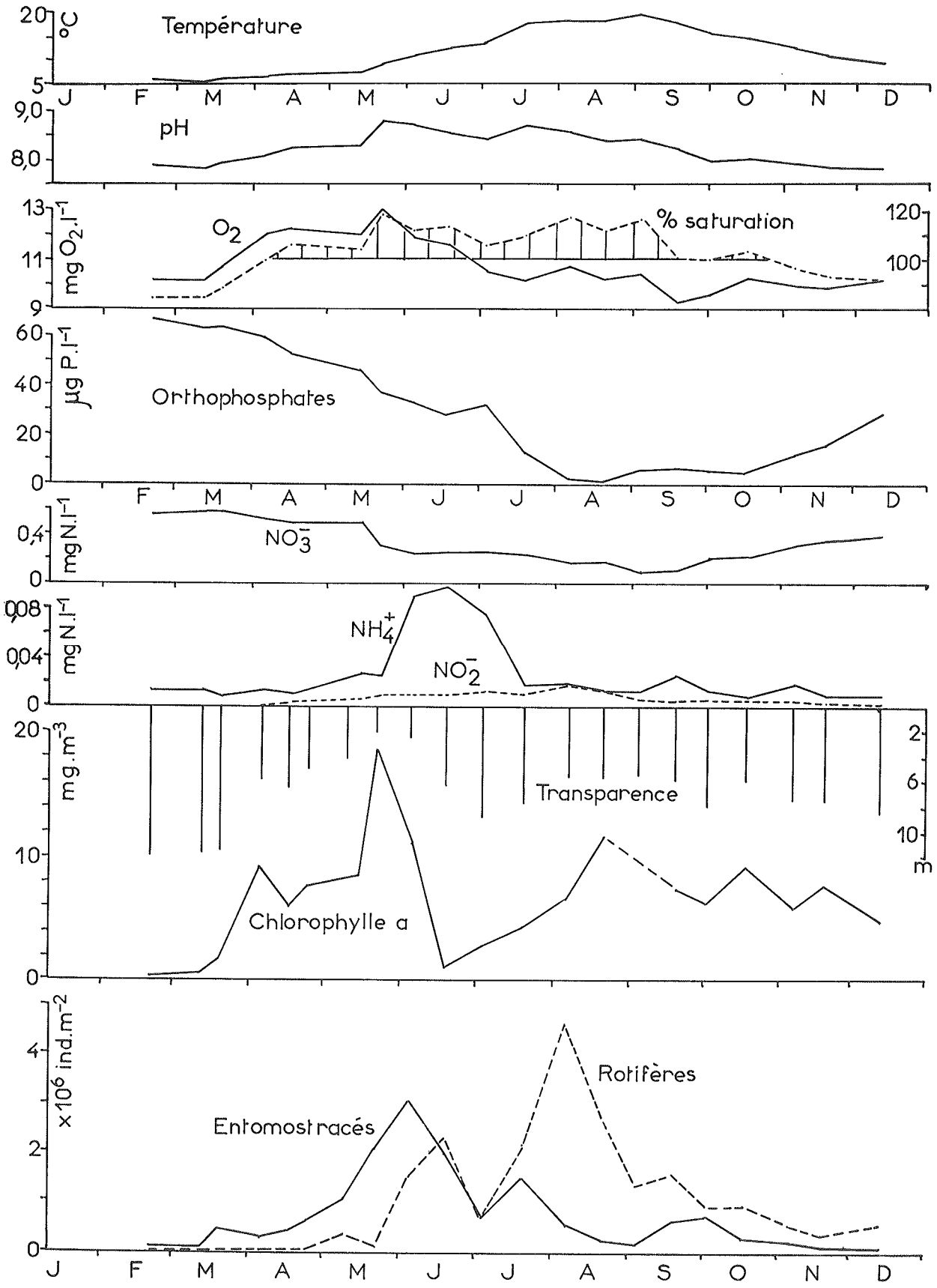


FIGURE 14 : INTERRELATIONS ENTRE CERTAINS PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES DANS LE LEMAN (STATION SHL 2) EN 1984

8. CONCLUSIONS

Du point de vue de l'évolution trophique du Léman, l'année 1984 se caractérise par un accroissement important de la biomasse du phytoplancton, dû essentiellement au développement considérable de *Ceratium hirundinella* (Dinophycée) en septembre. En revanche, les Cyanophycées, et notamment *Oscillatoria rubescens*, sont restées très discrètes toute l'année, ce qui confirme l'évolution observée en 1983.

La concentration annuelle moyenne en chlorophylle dans les dix premiers mètres fait ressortir un accroissement plus modéré de l'abondance du phytoplancton car les Dinophycées sont pauvres en chlorophylle, et le pic de septembre n'a pu être pris en compte, du fait de l'absence d'analyse de chlorophylle à cette période. La production primaire annuelle accuse une diminution sensible, mais cette valeur est sous-estimée, du fait de l'absence de mesure en septembre, période au cours de laquelle les biovolumes exceptionnellement élevés de phytoplancton ont très probablement entraîné une très forte production.

Depuis 1981, et à la différence du phytoplancton, on assiste à une diminution constante des Rotifères ainsi que des Entomostracée (biovolume zooplanctonique sédimenté). Malgré l'absence provisoire de données numériques sur les Entomostracés avant 1984, il est possible de formuler plusieurs hypothèses :

- la diminution du zooplancton permet le développement d'un phytoplancton plus abondant,
- la fraction non utilisable du phytoplancton (Dinophycées par exemple) par le zooplancton herbivore est en accroissement,
- la biocénose zooplanctonique réagit beaucoup plus lentement que le phytoplancton à des modifications de l'environnement.

La connaissance de l'activité biologique des eaux du Léman est indispensable pour la compréhension de l'évolution saisonnière de bon nombre de paramètres physico-chimiques.

Bien que le zooplancton réagisse plus tardivement que le phytoplancton aux modifications de l'environnement, la connaissance des variations temporelles de ces deux composantes de la biocénose lacustre est indispensable pour une compréhension synthétique des phénomènes en vue de leur modélisation future.

ETUDE DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

CAMPAGNES 1983 - 1984

PAR

WALTER GIGER, MARIJAN AHEL, ELMAR KUHN ET CHRISTIAN SCHAFFNER

INSTITUT FEDERAL POUR L'AMENAGEMENT,

L'EPURATION ET LA PROTECTION DES EAUX (E.A.W.A.G.)

DÜBENDORF

RESUME

Le présent rapport regroupe les résultats des compagnes 1983 et 1984. Il traite successivement des résultats enregistrés pour le tétrachloréthylène (PER), le dichlorobenzène (DCB), les benzènes substitués, les produits de dégradation des tensio-actifs non ioniques du type polyéthoxylate de 4-nonylphénol (NP), monoéthoxylate de 4-nonylphénol (NP1EO) et diéthoxylate de 4-nonylphénol (NP2EO) et du pentachlorophénol (PCP).

Au point SHL 2, les concentrations en PER et en DCB, maximales au niveau de la thermocline, sont comparables à celles des campagnes précédentes. Les teneurs en benzènes substitués, composés caractéristiques de l'essence, du carburant diesel et des huiles de chauffage, restent faibles et proches des objectifs de qualité généralement admis. L'augmentation des concentrations en surface démontre l'influence probable des apports atmosphériques. Le NTA est retrouvé au centre du Léman entre 0 et 30 m de profondeur par lac stratifié et jusqu'à 100 m en période de circulation. Les concentrations moyennes sont de l'ordre de $0{,}5.10^{-6}$ g/l, comparables à celles des lacs de Zürich et de Constance, mais plus faibles que celles des lacs de Bienne et de Greifen. Les teneurs en PCP, NP, NP1EO et NP2EO sont en général proches, voire inférieures aux limites analytiques de détection.

Dans la Baie de Vidy, les recherches entreprises démontrent, sauf pour les benzènes substitués, des teneurs souvent plus élevées, en rapport avec le déversement des eaux épurées de la station de Vidy. Ainsi la valeur maximale en NTA atteint 43.10^{-6} g/l.

1. INTRODUCTION

Les recherches effectuées en 1983 et 1984 complètent les travaux entrepris en 1981 et 1982 (1). Le programme initial, touchant le centre du lac, est étendu à des profils relevés dans la Baie de Vidy afin de connaître la qualité des eaux du Léman dans une région caractérisée par des déversements d'eau épurée (station d'épuration de Lausanne). Cette extension englobe également quelques sondages effectués directement à l'exutoire de cette station et au Rhône à la Porte du Scex, soit pratiquement à son embouchure dans le lac.

Parmi les micropolluants organiques volatils, le programme de recherche des années 1983-1984 touche non seulement les dérivés chlorés, tels le tetrachloréthylène et le 1-4 dichlorobenzène, mais également des benzènes substitués; la présence de ces dernières substances, relativement hydrosolubles, revêt dans les eaux une importance certaine puisqu'elles proviennent d'huiles minérales (benzine, diesel, huile de chauffage).

Par rapport aux années précédentes, le programme de 1984 englobe encore d'autres micropolluants organiques, dont il est fait mention ci-après.

Le nitrilotriacétate (NTA, figure 1) est de plus en plus utilisé dans les produits de lavage comme complexant ou adoucisseur. Actuellement, la consommation annuelle en Suisse atteint 1'000 tonnes (2). Suite à la diminution, voire à la suppression des phosphates dans les produits de nettoyage, de rinçage et de lavage, il faut s'attendre à une augmentation constante de l'utilisation de ce composé. Il est donc souhaitable de connaître la charge actuelle des eaux superficielles en nitrilotriacétate.

Le 4-nonylphénol (NP), le monoéthoxylate de 4-nonylphénol (NP1EO) et le diéthoxylate de 4-nonylphénol (NP2EO) sont des produits persistants de dégradation, issus des tensio-actifs non ioniques du type polyéthoxylate de 4-nonylphénol (2, 3, 4 - figure 2). Ces métabolites difficilement biodégradables se caractérisent par leur haute toxicité pour les poissons (3).

Les NTA, NP, NP1EO et NP2EO sont des composés organiques contenus dans des produits de lavage ou provenant de leurs constituants. Les eaux usées en contiennent d'importantes quantités; il importe, en conséquence, d'étudier soigneusement leur comportement pendant l'épuration et leur impact sur la qualité des eaux de surface (2). Le pentachlorophénol (PCP) est également analysé dans les eaux du lac. Ce composé persistant se retrouve dans toutes les eaux usées et n'est éliminé que très partiellement par l'épuration mécano-biologique. Le PCP peut donc aussi être mis en évidence dans des cours d'eau pollués (5). On admet que cette substance est très toxique (6) et il est souhaitable d'en connaître les concentrations dans les eaux.

2. ECHANTILLONNAGE

Les 22 août 1983, 20 août et 11 décembre 1984, des échantillons d'eau sont prélevés au centre du lac, à la station SHL 2, à des profondeurs comprises entre 0 et 300 mètres.

De plus, en août 1983 et 1984 des prélèvements sont effectués à différentes profondeurs dans la Baie de Vidy, respectivement sur des fonds de 29.0 et 13.6 m. Le 10 décembre 1984, des échantillons d'eau sont à nouveau prélevés dans la Baie de Vidy, entre 1 et 30 m de profondeur. Lors de cette campagne, la position du bateau utilisé pour les prélèvements n'a pu être maintenue avec exactitude à cause de violents courants. L'échantillonnage dans la Baie de Vidy a été programmé dans le but de suivre le panache des eaux épurées de la station d'épuration de Vidy, après leur déversement dans le lac. Un échantillon d'eau est encore prélevé dans le décanteur secondaire de cette station, le 10 décembre 1984. Le 22 août 1983, l'eau du Rhône à la Porte du Scex a fait l'objet de deux prélèvements ponctuels.

3. METHODES ANALYTIQUES

Comme lors des campagnes 1981 et 1982, les micropolluants volatils sont enrichis au moyen d'un entraînement par barbotage selon GROB (1,7). La détermination quantitative des divers composés est réalisée par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire.

Le NTA est déterminé par la méthode de SCHAFFNER et GIGER (2,8). La figure 1 donne une description succincte de cette méthode analytique qui permet de doser quantativement le NTA jusqu'à une concentration de 0.2 µg/l.

Les NP, NP1EO, NP2EO sont analysés selon la méthode de AHEL et GIGER (9). Celle-ci repose sur une concentration par entraînement à la vapeur d'eau, suivie de dosage par chromatographie en phase liquide (HPLC). La figure 3 représente un chromatogramme obtenu lors de cette analyse.

Le PCP est déterminé par une méthode analytique découlant de celle de RENBERG et LINDSTRÖM (5,10). Les composés lipophiles contenus dans l'eau sont concentrés sur une colonne d'adsorption non polaire (octadécyl-silice), puis élués au moyen d'acétone. Les chlorophénols sont ensuite acétylés et analysés par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons. La figure 4 reproduit un chromatogramme obtenu lors de l'analyse du PCP.

4. RESULTATS

Les résultats des analyses de micropolluants organiques dans des échantillons d'eau du Léman sont résumés dans les tableaux 1, 2 et 3. Les concentrations y sont notées en regard des profondeurs et des températures de l'eau. Les figures 5 à 8 représentent des profils verticaux pour le centre du lac (station SHL 2) et la Baie de Vidy.

Les concentrations en benzène substitués ne sont transcrites que pour les campagnes 1983 (tableau 1, figures 5 et 6), bien que ces composés aient été également analysés en 1984. Les résultats de cette dernière année, que ce soit au milieu du lac ou dans la Baie de Vidy, sont caractérisés par des concentrations nettement plus élevées que précédemment. D'autre part, on ne constate aucune diminution des concentrations le long des profils verticaux. Il faut donc admettre qu'au moment des déterminations le système d'entraînement par barbotage, utilisé pour l'analyse, était éventuellement contaminé. D'une façon générale, le dosage de très faibles quantités de benzènes substitués est rendu délicat par des contaminations pouvant intervenir soit au moment des prélèvements (gaz d'échappement du moteur du bateau), soit au niveau de la préparation des échantillons en laboratoire. Pour cette raison, les résultats de l'année 1984 ne sont pas mentionnés dans ce rapport.

En date du 20 août 1984, pour l'ensemble des profondeurs de prélèvement de SHL 2, les concentrations en PCP sont inférieures à la limite de détection (20.10^{-9} g/l). Pour les mêmes échantillons d'eau, les teneurs en NP, NP1EO et NP2EO sont également proches, voire inférieures à la limite de détection ($0.1.10^{-6}$ µg/l). Quelques valeurs plus élevées, en particulier pour le NP, apparaissent cependant, sans qu'il soit, à coup sûr, possible d'exclure des contaminations.

Il est encore fait mention des résultats des analyses de deux échantillons d'eau prélevés au Rhône à la Porte du Scex (tableau 1) et d'un sondage effectué dans le décanteur secondaire de la station d'épuration de Lausanne (tableau 2).

5. DISCUSSION DES RESULTATS

Les mesures de PER et de DCB dans les échantillons prélevés, en août 1983 et 1984, à différentes profondeurs à la station SHL 2 confirment les résultats des deux années antérieures. Les valeurs maximales sont à nouveau trouvées dans les échantillons d'eau correspondant à la thermocline; elles sont, cependant, moins prononcées que précédemment. Par contre, des concentrations plus faibles caractérisent les échantillons d'eau de surface (figure 5).

La comparaison des teneurs en PER et en DCB d'une part, et, d'autre part, celles en benzènes substitués (toluène, éthylbenzène et xylène) est intéressante.

Dans l'épilimnion, ces derniers accusent des concentrations toujours un peu plus élevées (tableau 1). L'évolution en fonction de la profondeur de la somme des benzènes substitués illustre parfaitement cette constatation (figure 5). Lors de l'échantillonnage du 22 août 1983, toutes les précautions ont été prises en vue d'éviter des contaminations au moment des prélèvements, sans qu'il soit cependant a priori possible d'écarter toute influence négative par le bateau. Malgré cette réserve, il est plausible d'admettre que les concentrations plus élevées en benzènes substitués dans les couches proches de la surface sont dues soit à des apports atmosphériques soit à des apports en provenance de la Chamberonne.

GROB et GROB ont déjà, dans un travail antérieur, mentionné les teneurs en benzènes substitués rencontrés dans l'air et lors de leur absorption par les précipitations (11).

Les concentrations en benzènes substitués trouvées dans l'épilimnion lors des campagnes sur le Léman sont encore faibles. Elles correspondent aux objectifs de qualité fixés pour les eaux de surface, soit 200.10^{-9}g/l pour la somme des benzènes substitués solubles (13).

Les concentrations en PER et en DCB, mesurées en août 1983 à différentes profondeurs dans la Baie de Vidy, prouvent que les eaux épurées de la station d'épuration de Lausanne se répandent à une profondeur de 7.5 m (tableau 1, figure 6). Les mêmes profils tracés pour les benzènes substitués, montrent qu'il n'existe pas de maximum de concentration et, qu'en conséquence, ces micropolluants ne proviennent pratiquement pas de l'exutoire de la station d'épuration. Par contre, le profil de la somme des benzènes substitués démontre, à nouveau, l'influence des apports atmosphériques; les valeurs rencontrées correspondent, comme à

SHL 2, aux objectifs de qualité précités. Les teneurs en toluène sont nettement plus élevées dans l'échantillon le plus proche du fond du lac. Le même phénomène, cependant nettement plus marqué, apparaît l'année suivante en août, avec des concentrations de $1{,}3.10^{-6}$ et $7{,}8.10^{-6}$ g/l pour des profondeurs respectivement de 10 et 13.5 m. A l'heure actuelle, il n'existe pas d'explication pour justifier ces concentrations élevées en toluène.

En conclusion, on constate que les composés solubles de la benzine, du diesel et du mazout de chauffage se trouvent en concentrations faibles dans les eaux du Léman et qu'il n'y a donc pas de déversement important par les réseaux d'eaux usées. Il en résulte que, dans ce domaine, les mesures de protection sont efficaces. L'influence négative éventuelle de la batellerie à moteur sur la qualité des eaux du lac n'est pas prouvée, mais elle ne peut être ignorée.

Les résultats des analyses des échantillons prélevés le 20 août 1984 dans la Baie de Vidy sont riches d'enseignements (tableau 2, figure 7).

Toutes les substances présentes dans les effluents des stations d'épuration, telles PCP, PER, DCB, NTA, NP1EO et NP2EO accusent des teneurs maximales à une profondeur de 7.5 m pour une température de l'eau de 19.2 °C. De toute évidence, les échantillons proviennent plus ou moins du panache des eaux épurées se propageant à 7.5 m de la surface du lac, bien que l'exutoire de la station de Lausanne soit placé à une profondeur de 12 m. Cette anomalie apparente s'explique aisément en fonction de la température et de la densité des eaux épurées déversées.

La concentration de 382.10^{-6} g/l de NTA dans un échantillon d'eau prélevé dans le décanteur secondaire de la station d'épuration de Lausanne donne une première indication sur les charges dues aux installations d'épuration. Cette teneur en NTA est la plus élevée jamais trouvée en Suisse dans les eaux usées épurées mécano-biologiquement (2.12). De même, la concentration en NTA de 43.10^{-6} g/l dans la Baie de Vidy, dans le panache des eaux épurées de la station d'épuration, est une des plus élevées rencontrées jusqu'ici dans les eaux suisses (2.12).

STEPHANOU (14) cite des concentrations identiques, voire plus élevées en NP, NP1EO et NP2EO dans les exutoires des stations d'épuration de Lausanne, Nyon et Prangins. Dans des échantillons d'eau du lac prélevés à proximité du point de déversement de ces installations d'épuration, cet auteur mesure des teneurs en NP, NP1EO et NP2EO également de quelque 10^{-6} g/l.

Les résultats des analyses de NTA par lac stratifié (22 août 1983, tableau 1, figure 8) prouvent que ce composé est aussi détectable au centre du lac dans l'épilimnion (0 - 30 m : valeur moyenne = $0.5 \pm 0.2.10^{-6}$ g/l). Toujours dans l'épilimnion, aucun pic attribuable au déversement d'eaux usées n'apparaît le long du profil vertical. Dans l'hypolimnion, par contre, le NTA n'est pas détectable ($< 0.2.10^{-6}$ g/l). En décembre 1984, pour le lac à peu près mélangé jusqu'à 100 mètres, le NTA est présent également jusqu'à la même profondeur, avec une concentration moyenne de l'ordre de $0.4 \pm 0.2.10^{-6}$ g/l. Les eaux du centre du lac renferment donc des teneurs en NTA cent fois plus faibles que celles d'un panache d'eaux épurées, à proximité de leur point de déversement dans le lac. Par analogie, les concentrations en PCP, de même que celles en NP, NP1EO et NP2EO, devraient se situer en-dessous des limites de détection (respectivement 20.10^{-9} g/l et $0.1.10^{-6}$ g/l).

Ces résultats démontrent que dans un lac important comme le Léman, le NTA est déjà présent en concentrations mesurables, ceci à un moment où l'utilisation de ce produit est encore limitée. Des teneurs identiques caractérisent le lac de Zürich et le lac de Constance (12). Aux lacs de Bienne et de Greifen, des teneurs légèrement plus élevées ont été mesurées (respectivement $0.7 \pm 0.2.10^{-6}$ g/l et de 0.3 à $2.1.10^{-6}$ g/l) (12). Ces résultats paraissent logiques, compte tenu de la minéralisation très lente du NTA dans des gammes de concentration inférieure au microgramme ($<10^{-6}$ g/l). L'évolution future des teneurs en NTA de l'eau au milieu du lac montrera si, suite à des consommations plus grandes en NTA, des quantités plus importantes de cette substance atteindront le lac.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

(1) GIGER, W., MOLNAR, E., et SCHWARZENBACH, R.P., (1981-1982) : Etude des micropolluants organiques. Campagnes 1981 et 1982. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, rapports sur les études et recherches entreprises sur le bassin lémanique.

(2) GIGER, W. (1984) : Constituants organiques des détergents : Comportement dans les stations d'épuration et dans les eaux. Nouvelles de L'EAWAG. No 18.

(3) STEPHANOU, E., et GIGER, W., (1982) : Persistent Organic Chemicals in Sewage Effluents. 2. Quantitative Determinations of Nonylphenols and Nonylphenol Ethoxylates by Glass Capillary Gas Chromatography. Environ. Sci. Technol., 16, 800.

(4) GIGER, W., BRUNNER, P.H., and SCHAFFNER, C., (1984) : 4-Nonylphenol in Secondary Sewage Sludge : Accumulation of Toxic Metabolites from Nonionic Surfactants. Science, 225, 623.

(5) AHEL, M., GIGER, W., MOLNAR-KUBICA, E, et SCHAFFNER, C., (1984) : Organic Micropolluants in the Glatt Valley, Switzerland. In "Analysis of Organic Water Pollutants", G. Angeletti and A. Bjørseth, eds., reidel Publ. Comp., Dordrecht, Holland, pp. 280.

(6) BUNDESAMT FUER UMWELTSCHUTZ (1982) : Beeinträchtigung des Gewässer durch Pentachlorphenol. Mitteilung Nr. 21.

(7) DEPARTEMENT FEDERAL DE L'INTERIEUR (1983) : Directives concernant l'analyse des eaux usées et des eaux de surface, 2ème partie : eaux de surface p. 49/12.

(8) SCHAFFNER, C., et GIGER, W., (1984) : Determination of Nitrilotriacetic Acid in Waters and Wastewaters by High-Resolution Gas Chromatography. J. Chromatogr. 312, 413.

(9) AHEL, M., et GIGER, W., (1985) : Determination of Alkylphenols, Alkyphenol Mono-and Diethoxylates in Environmental Samples by High-Performance Liquid Chromatography. Anal. Chem. 57, in press.

(10) RENBERG, L., et LINDSTROEM, K., (1981) : C_{18} -Reversed Phase Trace Enrichment of Chlorinated Phenols, Guaiacols and Catechols in Water. J. Chromatogr. 214, 327.

(11) GROB, K., et GROB, G., (1974) : Organische Stoffe in Zürichs Wasser. Neue Zürcher Zeitung, 10. Sept. 1973 et J. Chromatogr. 90, 303.

(12) EAWAG : Résultats non publiés.

(13) GIGER, W., : Communication personnelle, résultats non publiés.

(14) STEPHANOU, E., (1985) : Environmental Determination of Alkylphenol Polyethoxylate Refractory Residues Using Mass Spectrometric Techniques. Int. J. Environ. Anal. Chem., in press.

TABLEAU 1 - Concentrations des composés organiques volatifs dans l'eau du Léman et du Rhône

Lieu et date des prélèvements	Profondeur m	Température °C	Tétra-chlor-éthylène PER 10^{-9}g/l	Trichlor-éthylène, TRI 10^{-9}g/l	1-4 Di-chloro-benzène 10^{-9}g/l	Toluène T 10^{-9}g/l	Ethyl-benzène EB 10^{-9}g/l	1.4- 1.3- Xylène X1 10^{-9}g/l	1.2- Xylène X2 10^{-9}g/l	Somme des alkyl-benzènes ΣAB 10^{-9}g/l
SHL 2	0	20.9	11	7	11	40	9	46	18	113
22.08.1983	1	20.8	11	5	9	42	10	48	20	120
	5	17.1	19	7	27	29	10	58	22	119
	7.5	13.1	30	11	29	18	8	38	12	76
	10	12.2	26	13	14	12	2	10	4	28
	15	10.9	21	11	12	7	2	9	5	23
	20	9.8	22	12	14	6	2	9	4	21
	30	8.5	24	14	15	19	4	14	4	41
	100	6.6	23	10	15	10	3	12	4	29
	300	5.8	26	11	15	11	3	12	4	30
BAIE DE VIDY	1	21.6	9	-	8	57	10	110	50	227
22.08.1983	5	21.1	13	-	-	58	10	91	42	201
	10	20.4	18	6	7	21	3	94	34	152
	12.5	18.3	48	7	37	14	3	102	40	159
	15	12.4	27	8	15	47	5	40	21	113
	20	10.8	27	11	-	18	4	27	12	61
	29	8.2	23	13	(58)	126	9	48	39	222
RHONE			29	9	42	151	13	37	19	220
Porte du Scex			38	-	-	151	16	52	23	242

TABLEAU 2 - Concentration des micropolluants organiques dans les eaux du Léman et dans l'effluent de la station d'épuration de Lausanne

Lieu et date des prélèvements	Profondeur m	Température °C	Nitrilotriacétate NTA 10^{-6}g/l	4-Nonylphénol, NP 10^{-6}g/l	4-Nonylphénol monoéthoxylé, NP1EO 10^{-6}g/l	4-Nonylphénol diéthoxylé, NP2EO 10^{-6}g/l	Pentachlorophénol, PCP 10^{-9}g/l	Tretrachloréthylène, PER 10^{-9}g/l	1,4-Dichlorobenzène DCB 10^{-9}g/l
BAIE DE VIDY	0	20.3	0.8	0.1	0.1	0.1	< 20	12	16
20.08.1984	1	20.3	1.0	0.3	0.3	0.4	-	15	18
	5	19.5	21.0	1.3	2.4	2.9	130	913	58
	7.5	19.2	43.0	2.7	5.8	6.7	340	1'780	92
	10	18.1	4.3	0.9	1.3	0.6	120	346	70
	13.5	15.4	0.7	1.9	0.8	0.2	97	48	65
BAIE DE VIDY	1		0.6	0.8	1.1	0.5	< 20	-	-
10.12.1984	5		0.7	5.3	1.5	< 0.1	28	-	-
	10		0.5	0.2	0.5	< 0.1	30	-	-
	12		0.6	< 0.1	0.9	< 0.1	< 20	-	-
	15		0.8	0.2	1.4	0.5	31	-	-
	20		1.0	1.3	4.2	0.7	< 20	-	-
	30		1.7	1.0	1.0	5.4	< 20	-	-
STATION D'EPURATION - Décanteur secondaire 10.12.1984			382.0	16.0	76.0	25.0	410	-	-

TABLEAU 3 - Concentration des micropolluants organiques dans les eaux du Léman

Lieu et date des prélèvements	Profondeur m	Température °C	Tétrachloro-éthylène, PER 10^{-9}g/l	Dichloro-benzène, DCB 10^{-9}g/l	Nitrilotri-acétate NTA 10^{-6}g/l
SHL 2	0	19.9	-	8	0.8
20.08.1984	1	19.8	12	9	0.7
	5	18.7	12	10	0.8
	7.5	17.5	11	11	0.7
	10	16.3	14	6	0.7
	15	14.5	20	12	0.6
	17.5	12.4	17	5	0.5
	20	11.2	17	12	0.6
	30	8.1	15	7	0.4
	100	5.8	18	7	< 0.2
	300	5.5	14	< 5	< 0.2
SHL 2	0	9.3	-	-	0.5
12.12.1984	2.5	9.3	-	-	0.6
	7.5	9.3	-	-	0.4
	10	9.2	-	-	0.3
	15	9.2	-	-	0.5
	20	9.2	-	-	0.3
	30	8.1	-	-	0.2
	100	5.9	-	-	0.3
	300	5.4	-	-	< 0.2

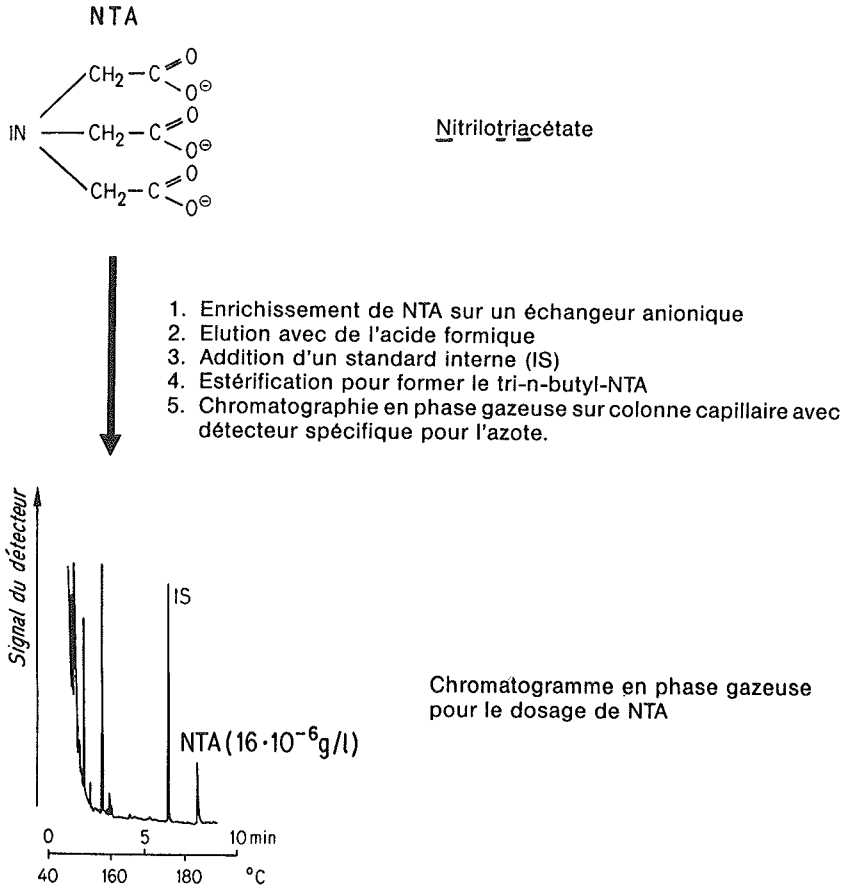


FIGURE 1 : METHODE DE DOSAGE DU NTA DANS LES EAUX NATURELLES ET LES EAUX USEES

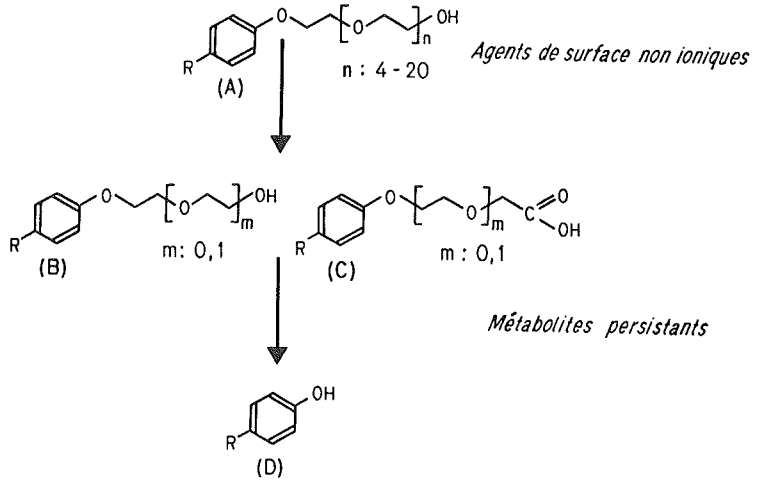


FIGURE 2 : DEGRADATION BIOLOGIQUE DES POLYETHOXYLATES DE 4-ALKYLPHENOL RAMIFIES

(A) : Polyéthoxylates de 4-alkylphénol
(B) : Mono et diétoxylate de 4-alkylphénol
(C) : Mono et diéthoxycarbonates de 4-alkylphénol
(D) : 4-alkylphénol
R : Nonyl -, Octyl -, Decyl -

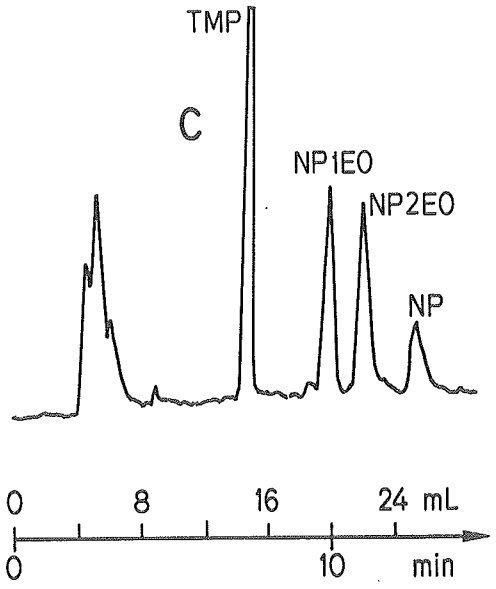


FIGURE 3 : CHROMATOGRAMME EN PHASE LIQUIDE À HAUTE PRESSION POUR LE DOSAGE DE NP, NP1EO ET NP2EO.
IS : STANDARD INTERNE (2, 4, 6- TRIMETHYLBENZENE)
VOIR REFERENCE 9

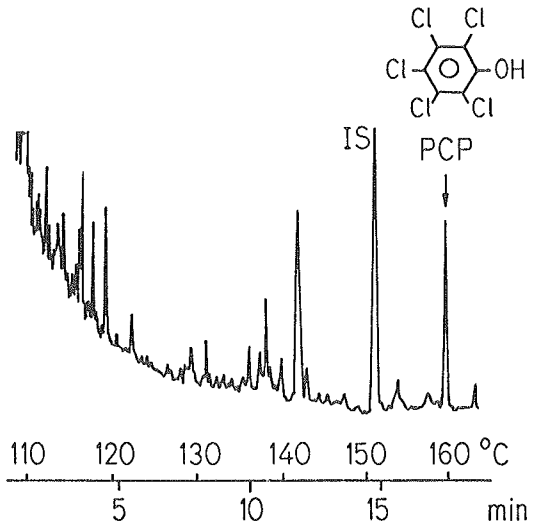


FIGURE 4 : CHROMATOGRAMME EN PHASE GAZEUSE POUR LE DOSAGE DU PCP
IS : STANDARD INTERNE (2, 4,6 TRIBROMOPHENOL)
VOIR REFERENCE 5

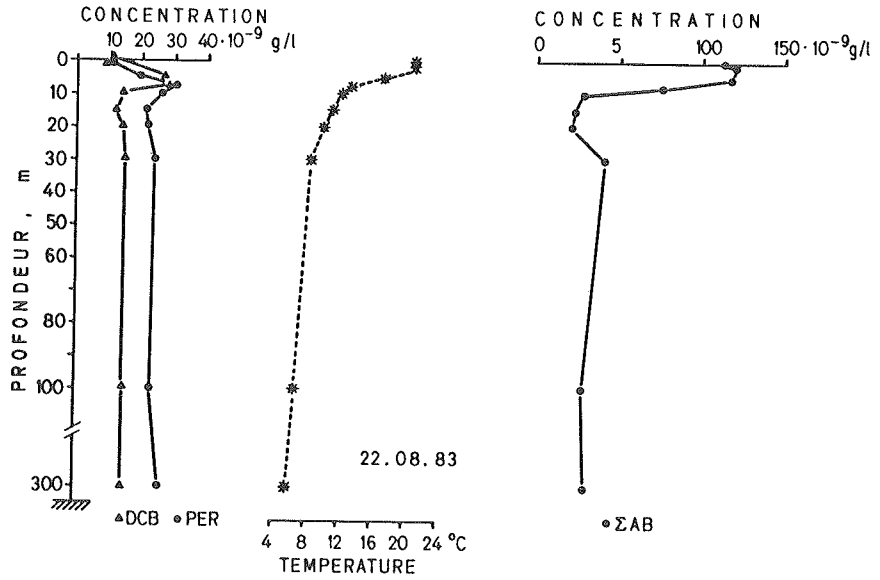


FIGURE 5 : LEMAN POINT SHL 2 - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS EN DCB, EN PER ET EN ΣAB ET DE LA TEMPERATURE (22.08.1983)

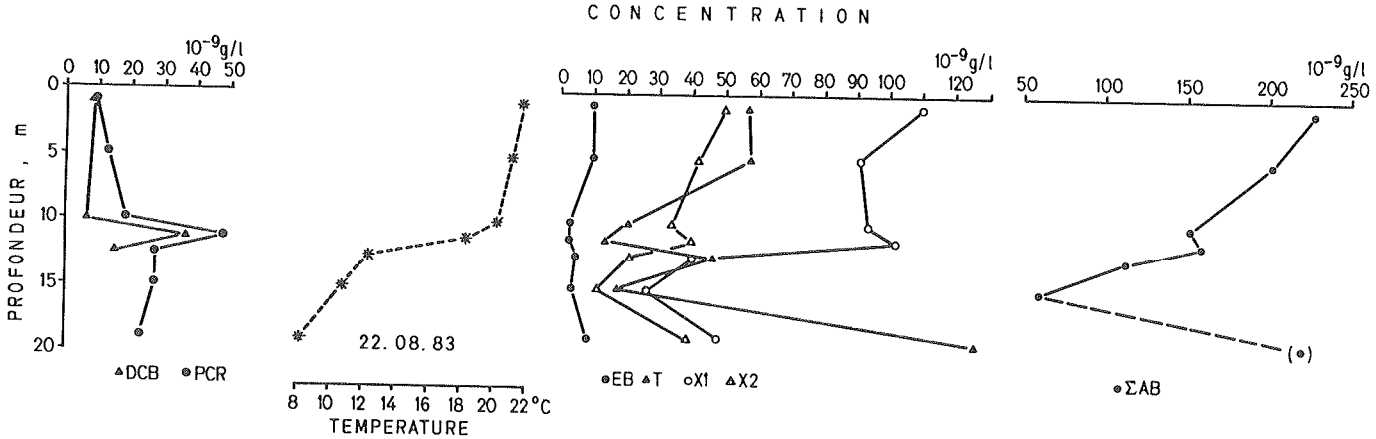


FIGURE 6 : LEMAN, BAIE DE VIDY : EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS EN DCB, PER ET EN ALKYLBENZENES ET DE LA TEMPERATURE (22.08.1983)

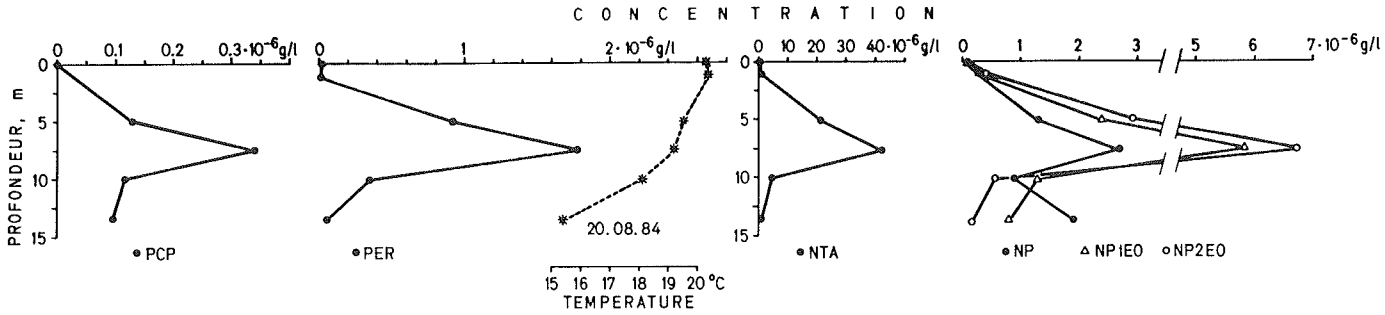


FIGURE 7 : LEMAN, BAIE DE VIDY À EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS EN PCP, PER, DCB, NTA, NP, NP1EO ET NP2EO ET DE LA TEMPERATURE (20.08.1984)

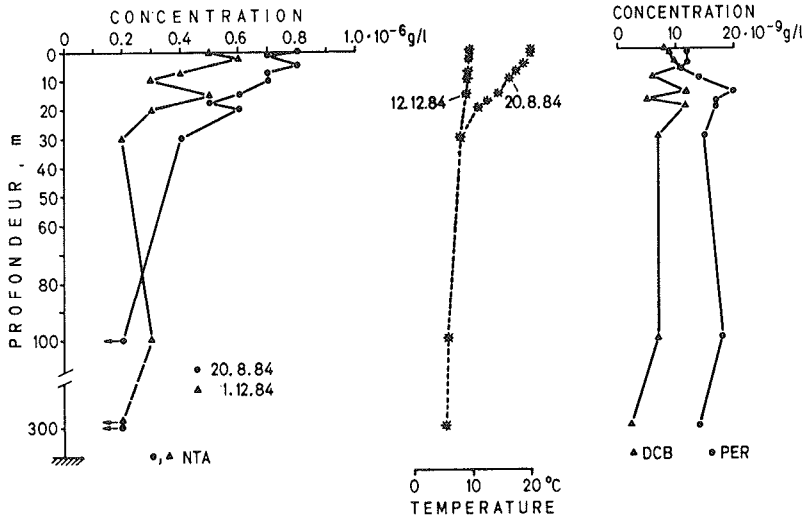


FIGURE 8 : LEMAN, POINT SHL 2 - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS EN NTA, EN DCB ET EN PCR ET DES TEMPERATURES (20.08/11.12.1984)

RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN

CAMPAGNE 1984

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

La teneur en divers métaux des eaux du Léman a été déterminée, à différentes profondeurs, au point SHL 2.

Les concentrations des métaux lourds sont faibles et bien inférieures aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Des variations saisonnières selon la profondeur sont observées dans quelques cas.

INTRODUCTION

Le programme quinquennal 1981-1985 de la Commission internationale prévoit la surveillance des teneurs en métaux dans les eaux du lac. Depuis 1982, l'étude semestrielle initialement prévue pour quatre profondeurs a été étendue à huit niveaux. De plus, depuis 1984, les couches profondes font également l'objet d'analyses complémentaires, hors programme, pour le fer et le manganèse.

ECHANTILLONNAGE

Deux campagnes principales de prélèvements sont effectuées au point SHL 2, le 19 mars et le 18 septembre 1984, c'est-à-dire après homogénéisation hivernale des eaux et pendant la période de stratification thermique. Les prélèvements sont réalisés à 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 200 et 309 m pour les deux campagnes.

Les variations des concentrations en manganèse dans les couches profondes sont suivies mensuellement par des prélèvements, tous les 5 m, de 275 à 309 m.

METHODES

CAMPAGNES PRINCIPALES

Les analyses sont effectuées sur l'eau brute acidifiée à raison de 0.2 % à l'aide d'acide nitrique suprapur.

Fer, aluminium et manganèse sont dosés par absorption atomique sans flamme (four graphite) selon la méthode des ajouts dosés directement sur l'échantillon acidifié.

Dans le cas du plomb, cadmium, chrome et cuivre, les dosages sont effectués de la même manière, mais sur des échantillons préalablement concentrés afin d'abaisser la limite de détection. Calcium et magnésium sont mesurés, par absorption atomique, dans une flamme air-acétylène après dilution de l'eau brute dans un tampon spectral à base de nitrate de lanthane.

Le mercure est dosé par absorption atomique sans flamme après oxydation préalable des échantillons par un mélange acides-oxydants.

CAMPAGNES "MANGANESE"

Dès réception des échantillons d'eau, une partie aliquote est immédiatement filtrée sur membrane de 0.45 µm puis acidifiée. Cette fraction est destinée au dosage du fer et du manganèse "solubles".

Le solde de l'échantillon non filtré, également acidifié, est utilisé pour la détermination de la teneur totale en fer et manganèse.

RESULTATS

Les résultats des deux campagnes semestrielles sont regroupés dans les tableaux 1 et 2.

Nous n'avons jamais décelé de mercure dans les différents échantillons. Pour ce métal, la teneur des eaux du lac est bien inférieure à notre limite de détection qui est de 0.05 µg/l. DOGAN et al. ont observé en 1976 des concentrations en mercure total de l'ordre de 0.009 à 0.015 µg/l.

Les teneurs de calcium et magnésium ne varient pas dans toute la colonne d'eau pour les échantillons de mars. Elles traduisent la grande homogénéité des eaux à cette période, suite à une circulation totale pendant l'hiver. Cette homogénéité est confirmée par l'étude d'autres paramètres : température, oxygène, conductivité, etc... (voir chapitre "Evolution physico-chimique des eaux"). Par contre, les mesures effectuées en septembre illustrent bien l'établissement du gradient vertical de la concentration en calcium, gradient résultant de la précipitation de carbonate de calcium dans l'épilimnion suite à l'intense activité photosynthétique estivale (BLANC et MONOD, 1984).

De même, la précipitation de magnésium sous forme de carbonate mixte avec le calcium induit, dans les couches superficielles, une légère baisse de la concentration durant cette période.

Les teneurs en métaux lourds, plomb, cadmium, chrome et cuivre ne varient pas de façon significative dans la colonne d'eau.

Les teneurs en cadmium sont voisines de celles observées dans le lac de Constance, mais celles de plomb et de cuivre semblent légèrement plus élevées (HEGI, 1976 - SIGG et al., 1982).

Le cuivre n'a pas été décelé dans les échantillons de mars : sa concentration est alors inférieure à 0.5 µg/l. Par contre, elle atteint en moyenne 1.3 µg/l en été. BLANC (1978) a également observé pour cet élément une concentration minimale en mars-avril et maximale en septembre-octobre dans les eaux de surface en rade de Genève.

Pour le fer et l'aluminium, les concentrations fluctuent en fonction de la profondeur, mais semble-t-il conjointement. Comme le montre la figure 1 : aux fortes teneurs de fer correspondent, pour chaque campagne, des teneurs élevées d'aluminium. Nous n'avons pas observé ce phénomène lors de la campagne 1983. En été, dans l'épilimnion, les teneurs sont plus élevées.

Nous n'avons actuellement pas d'explication concernant cette corrélation fer-aluminium. Dans les eaux naturelles, ces éléments existent principalement sous forme d'oxydes et hydroxydes et il est possible que les polymères mixtes d'hydroxydes de fer et d'aluminium puissent se former et expliquer par là la corrélation que nous observons. Des phénomènes d'adsorption de l'un de ces éléments sur des composés du deuxième sont aussi envisageables, ainsi qu'une adsorption de ces métaux sur la matière organique en suspension. La présence éventuelle d'argiles pourrait également expliquer cette corrélation.

La teneur en manganèse reste faible à l'exception des couches profondes, pendant la période de stratification thermique. Ces phénomènes d'oxydo-réduction ont été décrits dans les rapports antérieurs de la Commission (CORVI, 1983 et 1984). Le tableau 3 regroupe les valeurs des concentrations de manganèse mesurées près de l'interface eau-sédiments : seuls les 10 à 15 derniers mètres sont caractérisés par des teneurs élevées. Ce manganèse est entièrement sous forme insoluble MnO_2 et n'apparaît pas dans les échantillons après filtration sur millipore de 0.45 µm.

L'évolution comparée des concentrations d'oxygène et du manganèse près du fond est représentée dans la figure 2.

CONCLUSIONS

Les concentrations en principaux métaux lourds des eaux du lac sont faibles, bien inférieures aux normes internationales requises pour les eaux de boisson. Des variations saisonnières sont observées pour certains métaux : les alcalino-terreux, le manganèse, le cuivre et dans une certaine mesure le fer et l'aluminium.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., et MONOD, R., (1984) : Equilibres carboniques et paramètres associés. Rapport de Synthèse de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Chapitre 3.2.5, page 145-172.

BLANC, J.P., (1978) : Méthode de préconcentration pour l'analyse panoramique d'éléments traces dans les eaux douces, par activation neutronique. Thèse No 1874. Université de Genève.

CORVI, Cl., (1984) : Métaux en traces. Rapport de Synthèse de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Chapitre 3.2.11, pages 205-210.

CORVI, Cl., (1983) : Recherche de métaux dans l'eau du Léman. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Campagne 1983, pages 63-67.

DOGAN, S., et HAERDI, W., (1976) : Some applications of separation of mercury on metallic copper to environmental samples and its determination by flameless atomic absorption spectroscopy. Anal. Chem. Acta, 84, pages 89-96.

HEGI, H.R., (1976) : Schwermetalle im Pelagial des Bodensees (Obersee und Untersee) und des Greifensees. Hydrologie, 38, pages 35-47.

SIGG, L., STURM, M., et STUMM, W., (1982) : Schwermetalle in Bodensee. Naturwissenschaften, 69, pages 546-547.

TABLEAU 1 - Echantillons du 19 mars 1984

Profondeur m	Calcium mg/l	Magnésium mg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Manganèse µg/l
1	46.9	6.3	0.1	0.02	0.2	⩽ 0.5	11.3	13.0	1.5
5	46.9	6.4	0.2	0.02	0.2	⩽ 0.5	6.5	10.4	1.6
7.5	46.7	6.3	0.1	0.01	0.3	⩽ 0.5	5.4	9.2	1.0
10	46.9	6.3	0.4	0.01	0.2	⩽ 0.5	6.1	8.9	1.3
30	46.7	6.3	⩽ 0.1	0.01	0.2	⩽ 0.5	5.5	9.2	1.3
100	46.9	6.2	0.2	0.01	0.2	⩽ 0.5	5.2	8.9	1.7
200	46.7	6.3	0.2	0.02	0.3	⩽ 0.5	6.8	8.7	1.3
Fond	46.7	6.3	0.2	0.03	0.4	⩽ 0.5	11.0	11.7	2.6

TABLEAU 2 - Echantillons du 18 septembre 1984

Profondeur m	Calcium mg/l	Magnésium mg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Manganèse µg/l
1	37.0	6.0	0.1	0.01	0.4	0.9	4.6	6.8	4.1
5	36.4	6.0	0.5	0.02	0.4	1.7	9.7	14.8	2.9
7.5	36.7	6.0	0.5	0.01	0.4	1.5	6.0	7.8	2.7
10	36.7	6.0	⩽ 0.1	0.01	0.4	1.0	6.1	7.5	1.6
30	44.7	6.2	0.4	0.02	0.6	1.3	13.2	14.0	5.3
100	45.7	6.2	0.3	0.02	0.5	1.6	5.6	2.7	2.7
200	46.9	6.3	0.7	0.02	0.4	1.6	6.0	3.2	7.3
Fond	49.3	6.3	⩽ 0.1	0.01	0.5	1.0	4.4	1.5	15.9

TABLEAU 3 - Concentrations de manganèse dans les couches profondes (µg/l) - SHL 2/1984

Profondeur (m) / Date du prélèvement	275	280	285	290	295	300	305	Fond - 1 m
20 février	4.4	5.8	6.9	5.5	4.4	5.0	8.1	8.3
19 mars	3.3	4.1	3.3	6.8	2.3	3.3	3.9	3.9
16 avril	1.8	1.8	1.7	1.9	1.8	1.9	3.5	6.0
22 mai	2.3	2.5	2.9	4.2	3.8	3.6	6.4	8.5
18 juin	2.6	3.6	2.5	1.7	2.0	3.5	27.4	27.1
19 juillet	6.5	17.0	11.5	12.4	13.6	16.5	246.0	134.0
20 août	6.8	8.7	10.6	13.6	58.6	46.7	89.6	103.0
18 septembre	5.7	6.3	9.6	10.3	12.9	12.4	284.0	252.0
17 octobre	5.1	7.5	6.1	11.4	22.5	54.0	87.0	251.0
19 novembre	14.3	17.2	18.6	17.8	19.7	22.7	51.8	283.0
12 décembre	6.1	7.7	9.3	10.9	10.2	15.7	30.8	92.7

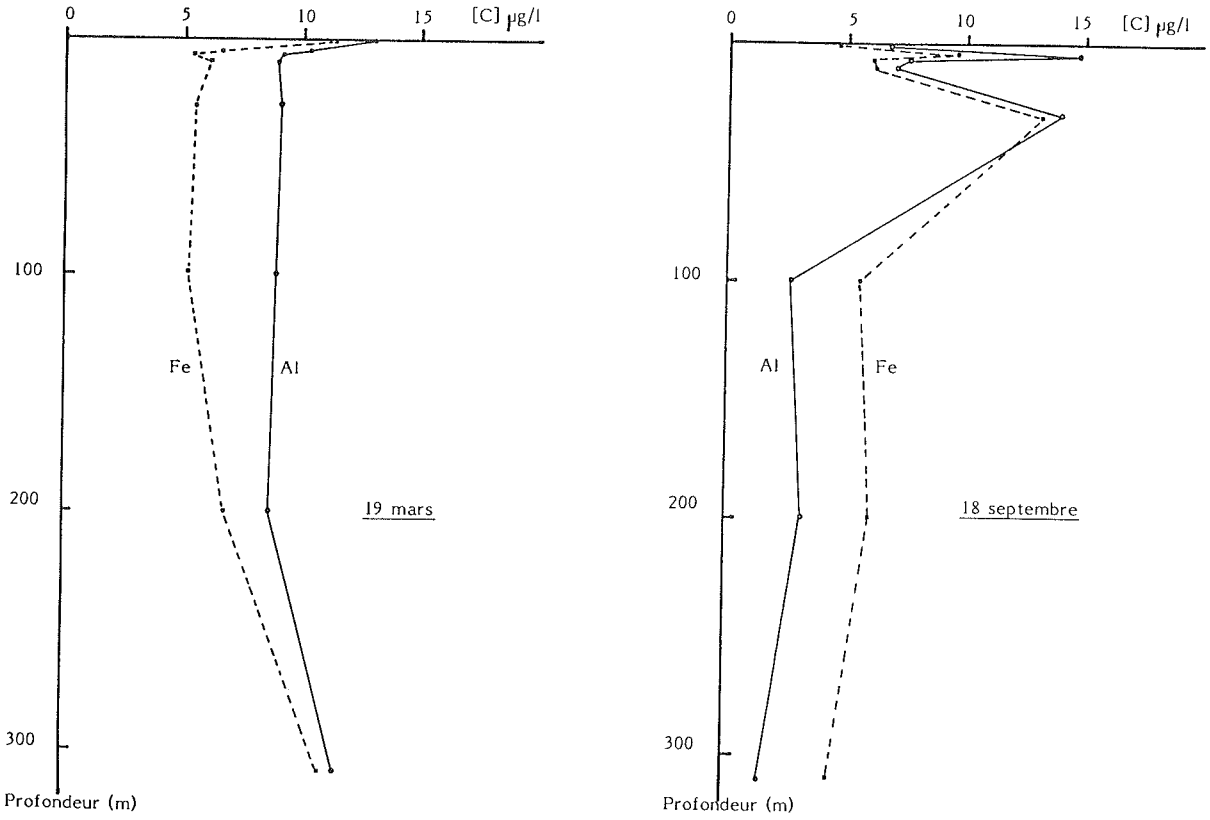


FIGURE 1 : Profils de concentration du fer et de l'aluminium - SHL 2

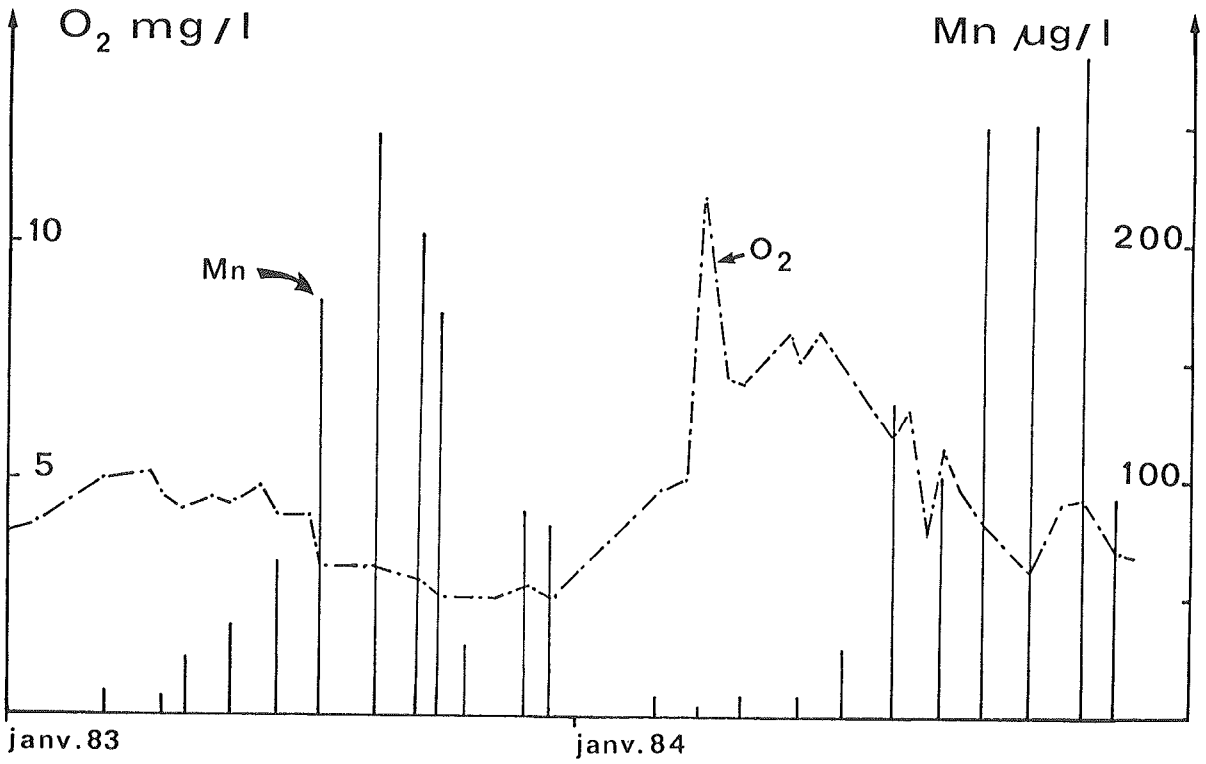


FIGURE 2 : Evolution comparée des concentrations d'oxygène et de manganèse près du fond (SHL 2)

EVOLUTION DU PHOSPHORE DANS L'EAU INTERSTITIELLE ET DANS LES SEDIMENTS
CHRONOLOGIE DE LA POLLUTION MERCURIELLE

CAMPAGNE 1984

PAR

FRANÇOIS RAPIN, JANUSZ DOMINIK, FREDERICO GIOVANOLI,

HASSAN EL-GHOBARY, PIERRE-YVES FAVARGER ET JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

- *L'évolution du mercure et les formes du phosphore (organique O-P, inorganique non-apatitique NAI-P et apatitique A-P) ont été étudiées dans les sédiments de carottes provenant de deux sites du Léman (Plaine Centrale et au large du Vel-ta du Rhône) à trois périodes différentes de l'année. Les niveaux de sédiments ont été datés par le Césium-137. Parallèlement les concentrations du phosphore dissous dans l'eau interstitielle des sédiments ont été mesurées.*
- *Les profils du mercure montrent deux épisodes principaux de contamination : 1920-1940 et au début des années 1970.*
- *Les stocks de phosphore obtenus dans la "zone active" du sédiment, (0-5 cm) confirment les valeurs trouvées lors de la campagne de 1981.*
- *Les gradients de concentration et les flux de diffusion du phosphore dissous à l'interface sédiment-eau sont très variables en cours d'année et fonction de la teneur en oxygène dissous dans les eaux du fond.*
- *En première approximation, il semble qu'environ 70 % du phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P) et du phosphore organique (O-P) qui sédimente dans le fond du lac est remobilisé.*
- *En extrapolant les valeurs du flux moyen de diffusion de la zone de profondeur supérieure à 200 m (env. 200 km^2), on obtient 200 tonnes de phosphore régénéré en 1984.*

1. INTRODUCTION

La sédimentation du phosphore particulaire joue un rôle primordial dans l'élimination du phosphore introduit dans un lac. Néanmoins, la colonne d'eau ou les sédiments sont le siège de processus biogéochimiques qui peuvent conduire à la remise en solution de certains éléments, comme le phosphore.

Le phosphore particulaire sédimenté n'est pas définitivement retiré de l'écosystème lacustre. La mise en solution de certaines formes du phosphore particulaire dans le sédiment augmente la teneur en phosphore dissous de l'eau interstitielle, ce qui crée un gradient entre celle-ci et l'eau du fond (à l'interface eau-sédiment). Ce gradient de concentration permet le passage du phosphore dissous de l'eau interstitielle du sédiment à l'eau du lac. L'amplitude du phénomène de régénération du phosphore à partir du sédiment est fonction de plusieurs paramètres interdépendants.

- des formes chimiques du phosphore liées au sédiment; permettant ou non sa solubilisation dans l'eau interstitielle;
- des conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment qui influencent le gradient de concentration en phosphore dissous entre l'eau interstitielle et l'eau du fond : conditions très oxiques → diffusion limitée, conditions faiblement oxiques ou anoxiques → diffusion beaucoup plus grande; ces conditions dépendent de la quantité et de la qualité de la matière organique sédimentée;
- du taux de sédimentation;
- des phénomènes d'adsorption, de convection, de bioturbation et de remise en suspension du sédiment par des courants.

Différentes études entreprises dans le cadre de la Commission internationale (CHASSAING, 1977, 1979, 1982; JAQUET, 1979; DOMINIK et al., 1982) ont permis d'estimer des stocks de phosphore total et potentiellement disponible dans des sédiments du Léman, des stocks de phosphore dissous dans les eaux interstitielles et des flux de celui-ci du sédiment vers l'eau du lac.

La présente étude a été entreprise au large du Delta du Rhône, zone d'où proviennent les plus grands apports de phosphore total et de mercure. Ses objectifs principaux étaient les suivants :

- déterminer l'évolution et le stock des différentes formes de phosphore particulaire à partir de sédiments de carottes et étudier les relations avec le phosphore dissous dans l'eau interstitielle de ces sédiments, et ceci en deux sites et à trois périodes différentes de l'année : en hiver (avant un éventuel brassage), au printemps (après la première explosion planctonique) et en automne (après la deuxième explosion planctonique);
- déterminer des gradients de concentration en phosphore dissous dans les sédiments superficiels (à l'interface sédiment-eau du fond) pendant ces trois périodes;
- estimer le flux de phosphore régénéré depuis le sédiment au cours de l'année dans les deux zones choisies;
- étudier la chronologie et l'évolution de la contamination en mercure des sédiments à partir de carottes dont les niveaux ont été datés.

2. MATERIEL ET METHODES

Deux zones ont été choisies pour cette étude (fig. 1) :

- L 14 à 257 mètres de profondeur, au large du Delta du Rhône (prodelta);
- L 16 à 305 mètres de profondeur, dans la Plaine Centrale dans une zone moins exposée aux courants de turbidité qu'au point SHL 2 (entre Lausanne et Evian).

L'échantillonnage a eu lieu à trois reprises en 1984 : en hiver (29 février), au printemps (25 mai) et en automne (15 octobre).

Avant les carottages, un profil est effectué à l'aide d'une multisonde "Züllig". Les paramètres mesurés sont : la profondeur, la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité et la turbidité. Sur chaque site une carotte est prélevée avec un carottier à gravité "Ambühl". Ce type de carottier nous permet de prélever le sédiment avec son interface et l'eau surnageante. Des échantillons de cette eau sont pris immédiatement sur le bateau. Ces carottes sont maintenues hermétiquement fermées pour éviter tout contact avec l'atmosphère et conservées à 4°C pendant le transport au laboratoire.

Les carottes sont découpées sans délai en tranches de 0.5 à 2 cm dans une boîte à gants et sous atmosphère d'azote. Toujours dans la boîte à gants, le sédiment est introduit dans des tubes à centrifuger en polycarbonate fermant hermétiquement. Le sédiment est centrifugé à 5'500 t/min. pendant 30 min. à 4°C. Les tubes à centrifuger sont ensuite réintroduits dans la boîte à gants toujours sous atmosphère d'azote et l'eau surnageante de chaque tube est filtrée avec un filtre en polycarbonate "Nucléopore" de 0.4 µm. Le phosphore dissous dans l'eau interstitielle est analysé selon la méthode de HARWOOD et al. (1969).

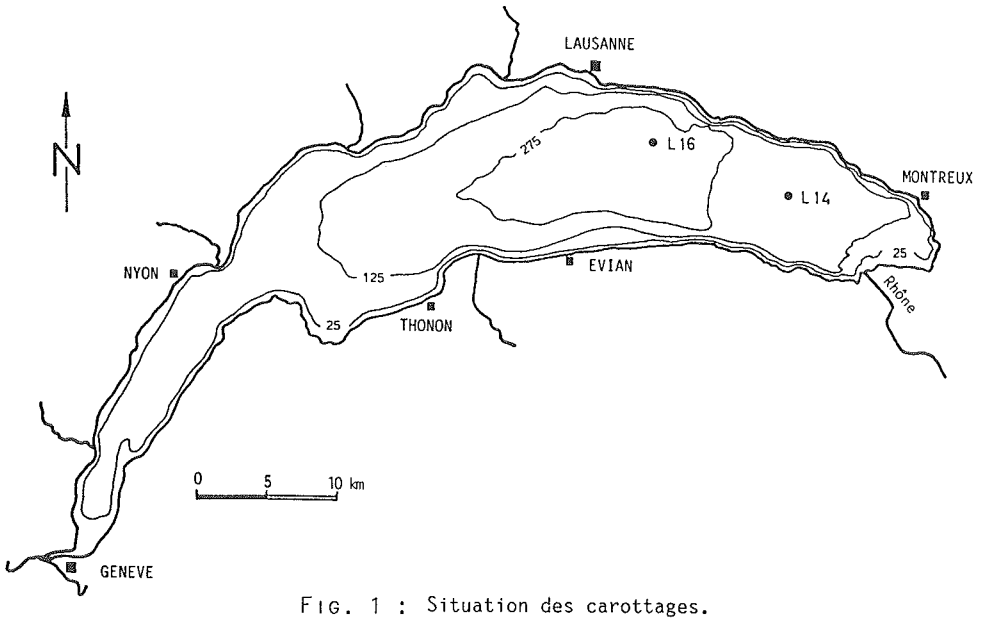


FIG. 1 : Situation des carottages.

Le culot de sédiment est tout de suite lyophilisé. Pour vérifier que l'on ait bien échantillonné l'interface eau-sédiment, nous dosons le ^{7}Be, isotope naturel de courte durée de vie ($T_{½}$ = 53.4 jours), dans le premier niveau du sédiment (0-1 cm). Le ^{7}Be n'est plus détectable si les sédiments sont déposés depuis plus de dix mois. Cet isotope est dosé par spectrographie γ.

La datation et les taux de sédimentation des carottes de la troisième campagne (15.10.1984) sont obtenus en mesurant l'activité du ^{137}Cs par spectrométrie γ.

Le mercure est analysé par absorption atomique en vapeur froide (MAS 50-Coleman) après attache chloro-nitrique du sédiment (FAVARGER et al., 1979).

Le phosphore total et les formes du phosphore dans les sédiments : phosphore organique (O-P), phosphore apatitique (A-P) et phosphore inorganique non apatitique (NAI-P) sont analysés selon la méthode décrite par WILLIAMS et al. (1978) légèrement modifiée.

Rappelons que :

- le phosphore organique (O-P) représente le phosphore constituant de la matière organique autochtone (plancton, etc...) ou allochtone (eaux usées, débris végétaux, etc...). Une partie de cette forme est remobilisée lors de la décomposition de la matière organique

- le phosphore apatitique (A-P) représente les ions orthophosphates impliqués dans la structure du minéral apatite ($Ca_5(F, OH, Cl)(PO_4)_3$). D'origine généralement détritique allochtone (DOMINIK et al., 1982), cette forme est pratiquement insoluble; elle n'intervient donc pas dans les processus de régénération à l'interface eau-sédiment

- le phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P) correspond à tout le phosphore qui peut être libéré lors de l'attaque basique (1 N NaOH). Ce phosphore peut être adsorbé à la surface de substrats comme les hydroxydes de fer, de manganèse ou d'alumine, piégé dans les structures de ces minéraux, soit encore précipité sous forme de phosphate de fer. Ces composés sont très sensibles aux variations du potentiel redox et en milieu réducteur, ils peuvent être détruits et donc libérés des ions orthophosphates. Cette forme peut être considérée comme potentiellement mobilisable.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 *DATATION ET TAUX DE SEDIMENTATION*

Les activités du ^{137}Cs dans les sédiments des carottes sont représentées à la figure 2. L'activité maximum correspond à 1963, année durant laquelle les essais nucléaires dans l'atmosphère ont produit les plus fortes retombées.

Ce maximum se trouve entre 6 et 7 cm dans la carotte L 16-3 et entre 9 et 10 cm dans la carotte L 14-3. A partir de ce niveau daté il est possible, en tenant compte de la densité du sédiment et de la teneur en eau, de calculer un taux de sédimentation en poids sec (moyenne entre 1963 et 1984).

On remarque une autre particularité dans la carotte L 16-3 : la forte chute de l'activité en ^{137}Cs entre les niveaux 8 et 10 cm. L'étude lithologique de la carotte montre une couche de 2 centimètres avec une couleur gris-clair. La teneur en eau (fig. 3) diminue également entre 8 et 10 cm. L'ensemble de ces informations nous conduit à admettre la présence d'une turbidite. Elle se trouve en-dessous du pic maximal de l'activité du ^{137}Cs et ne perturbe donc pas la détermination du taux de sédimentation.

Ce taux est de 0.07 $g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$ au point L 16 et de 0.15 $g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$ au point L 14. Le taux de sédimentation estimé à partir de trappes au point L 14, entre 1982 et 1983 est légèrement plus élevé (Institut F.A. Forel, résultat non publié).

3.2 *CHRONOLOGIE ET EVOLUTION DE LA CONTAMINATION EN MERCURE*

Les profils des teneurs en mercure des sédiments (fig. 4) montrent deux pics principaux situés l'un vers 1920-1940 et l'autre au début des années 1970. Ce dernier correspond aux rejets importants dans le Rhône valaisan à cette époque (VERNET et al., 1975). Les teneurs maximums en mercure dans le sédiment atteignent près de 3 mg/kg soit 60 fois la teneur naturelle. Cette contamination a commencé au début de ce siècle et a duré jusque vers 1940. Une chronologie similaire avait déjà été constatée dans les régions de Morges (VERNET et al., 1977), et de Nyon (FAVARGER et al., 1980).

Ces résultats montrent que la chronologie de la contamination en mercure est similaire sur une grande partie du Léman.

Ce phénomène pourrait être utilisé pour corréler des niveaux dans les sédiments. Les forts rejets de mercure des années 1980-1981 dans le Haut-Rhône valaisan ne se marquent pas dans les sédiments superficiels du Léman, à l'exception peut-être des sédiments de la carotte L 16-3. Il faut relever toutefois que les teneurs en mercure en 1980 dans les sédiments du Rhône au Bouveret atteignaient 0.52 mg/kg, alors que ces teneurs s'élevaient en 1971 à 2.44 mg/kg.

3.3 *FORMES DU PHOSPHORE PARTICULAIRE DANS LE SEDIMENT*

L'évolution verticale des formes du phosphore particulaire dans les différentes carottes est très similaire (fig. 5 et 6). Le phosphore apatitique (A-P), d'origine détritique en provenance du Rhône, ne montre pas de variation significative. La teneur moyenne est de 410 mg/kg à L 14 et de 340 mg/kg à L 16. Elle est donc plus élevée dans la zone la plus influencée par le Rhône. Le phosphore apatitique représente le 35 % à 45 % du phosphore total dans le premier centimètre du sédiment et entre 70 à 80 % à partir de 10 centimètres.

Pour le phosphore organique particulaire (O-P) la teneur à la surface du sédiment (0-1 cm) est plus élevée à L 16 (245 mg/kg) qu'à L 14 (170 mg/kg). Ceci peut s'expliquer par l'effet dilutif du matériel apporté par le Rhône sur le phosphore organique lié à la biomasse qui sédimente (plancton). Dans les sédiments des carottes, la teneur en phosphore organique diminue très rapidement avec la profondeur; à environ 5 centimètres il n'y a plus que la moitié de la teneur de surface.

Cette forte diminution dans les premiers centimètres est surtout due à la décomposition diagénétique de la matière organique (minéralisation).

Les teneurs en phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P) sont maximums dans les sédiments superficiels (0-1 cm) et décroissent très rapidement dans les 4 à 5 premiers centimètres. La teneur moyenne à l'interface est similaire dans les deux sites (env. 335 mg/kg). Cette valeur est beaucoup plus élevée que celles obtenues dans les suspensions du Rhône (BURRUS, 1985) :

. moyenne pour les hautes eaux : 47 ± 39 mg/kg
. moyenne pour les basses eaux : 128 ± 86 mg/kg

La diminution du NAI-P dans les premiers centimètres du sédiment est liée aux phénomènes de mobilisation/migration du phosphore et sera discutée dans les paragraphes suivants, en liaison avec l'évolution du phosphore dissous dans l'eau interstitielle.

A partir des résultats des formes du phosphore particulaire dans le sédiment il n'est pas possible de mettre en évidence une variation saisonnière au cours de l'année 1984.

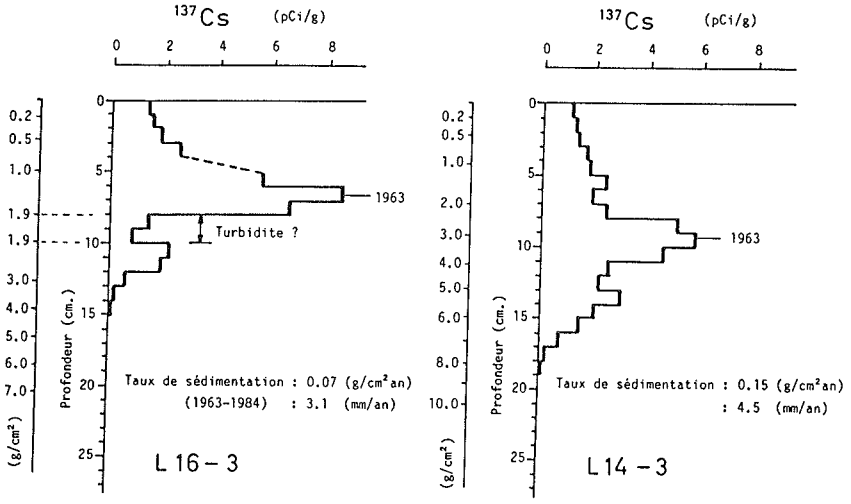


FIG. 2 : Datation des sédiments des carottes et taux de sédimentation.

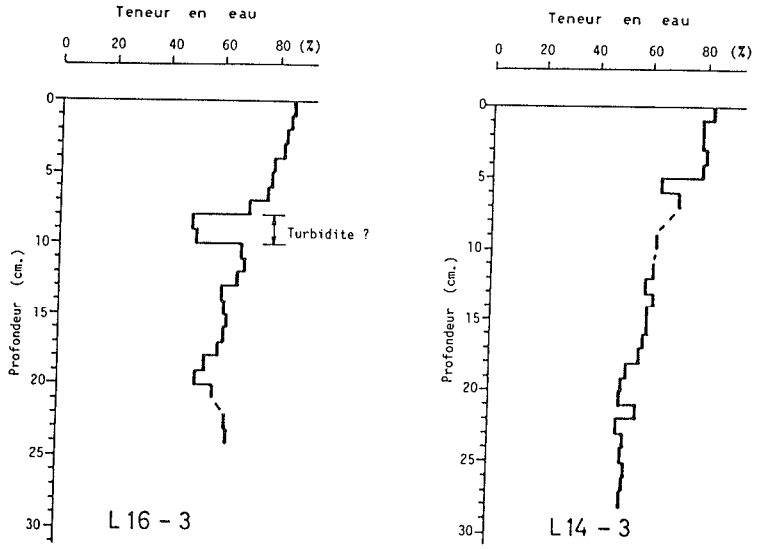


FIG. 3 : Teneur en eau des sédiments.

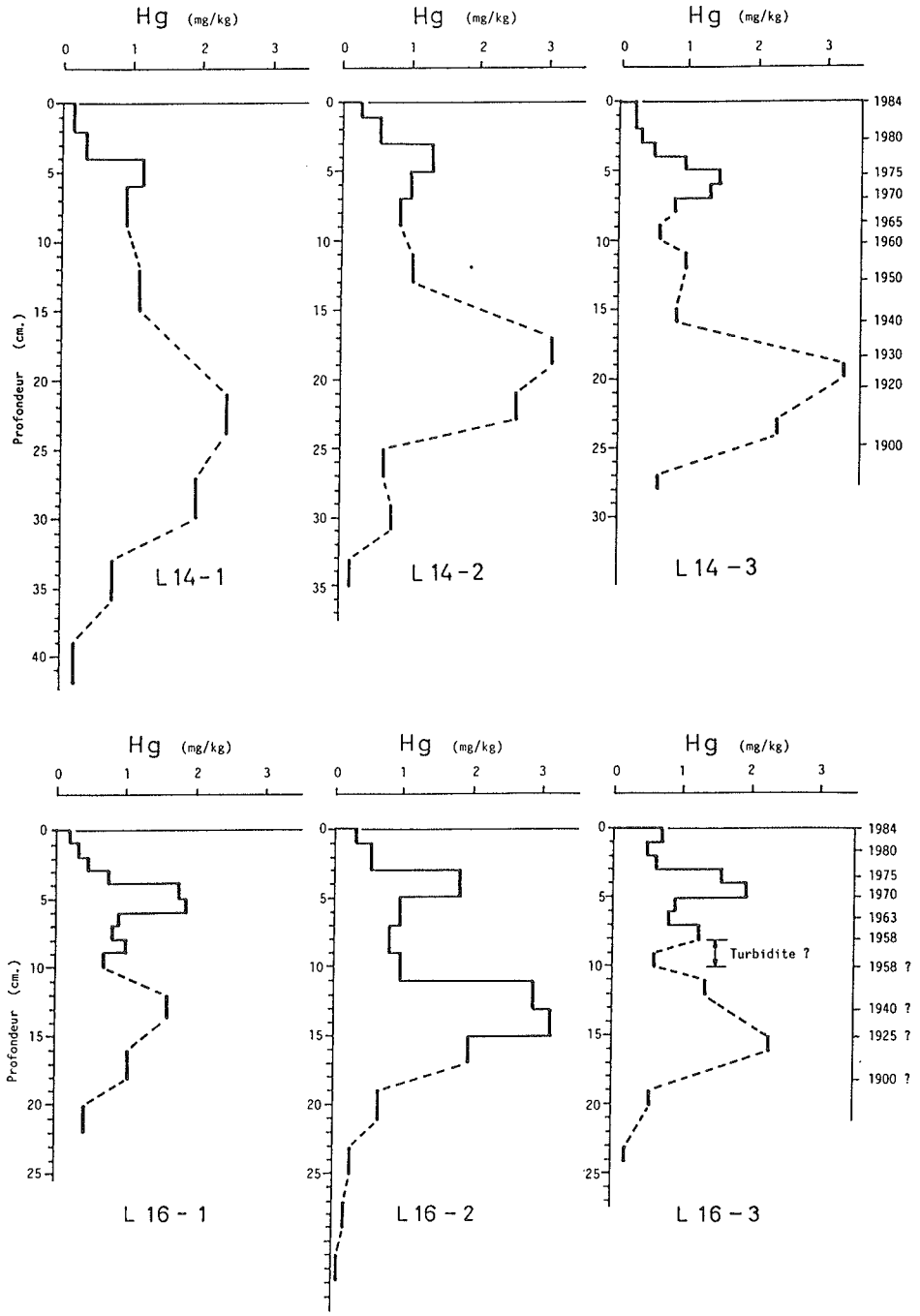


FIG. 4 : Teneur en mercure des sédiments.

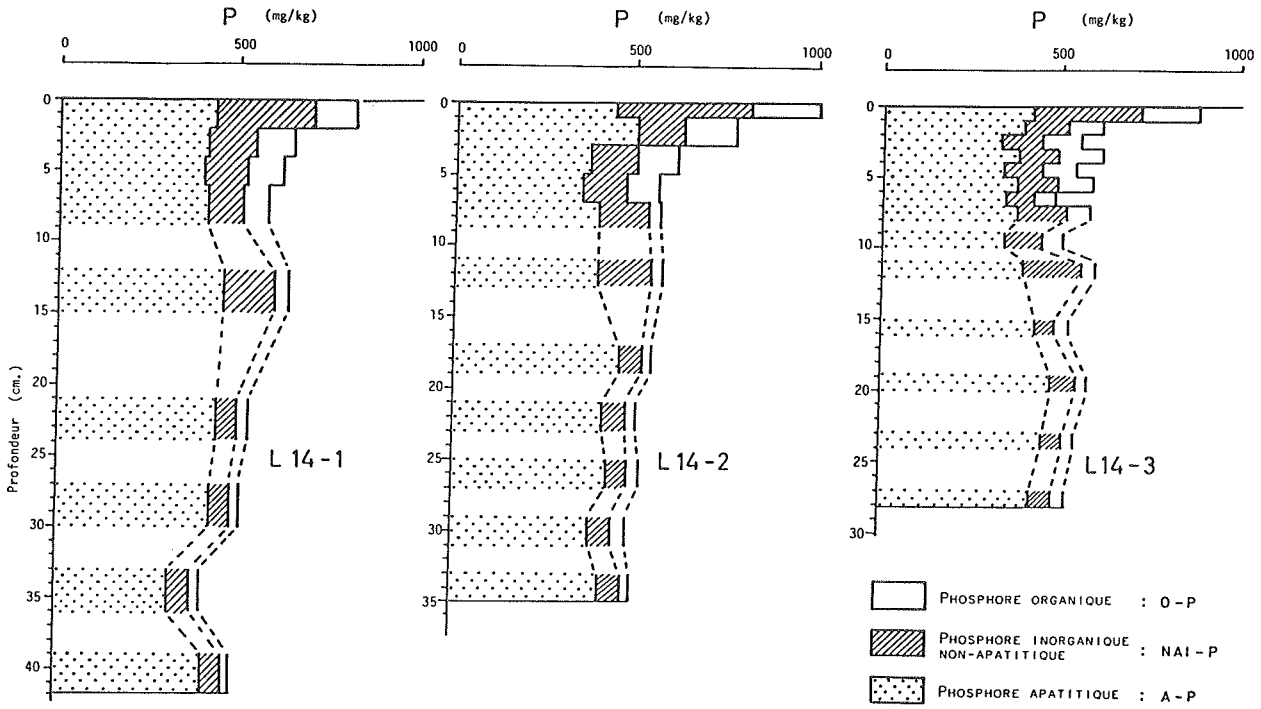


FIG. 5 : Formes du phosphore particulaire dans les sédiments, station L 14.

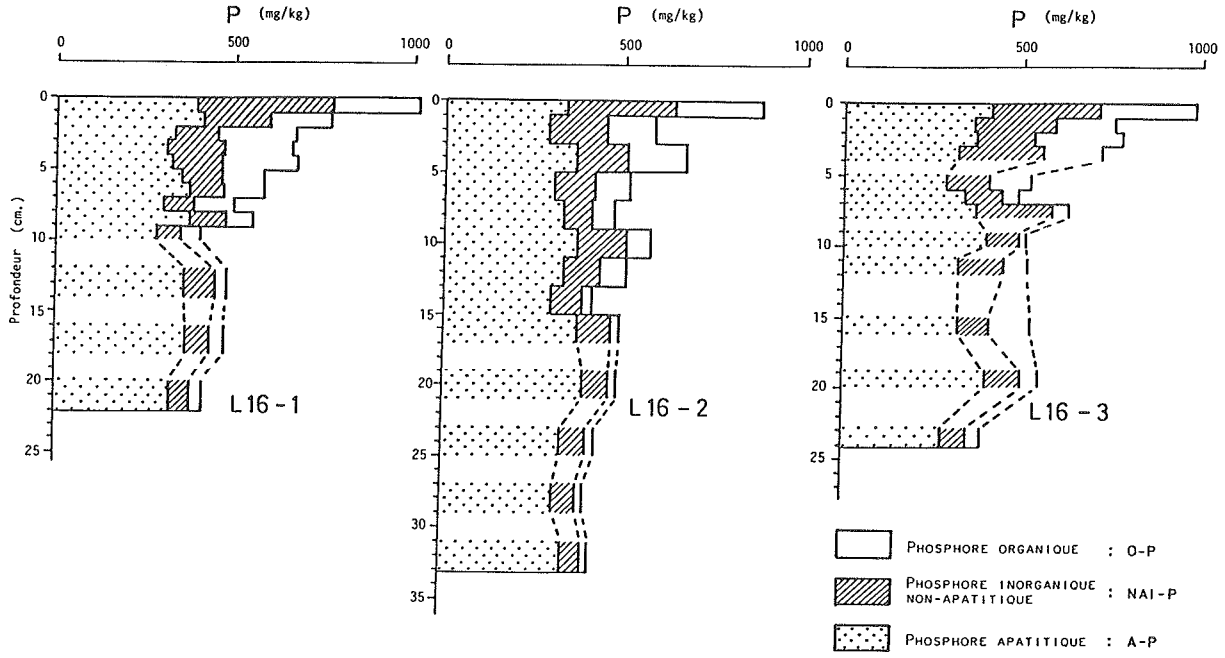


FIG. 6 : Formes du phosphore particulaire dans les sédiments, station L 16.

3.4 *EVALUATION DU STOCK DE PHOSPHORE DANS LES SEDIMENTS*

Pour le calcul des stocks de phosphore on ne tient compte que des cinq premiers centimètres du sédiment qui sont les plus actifs. En effet, en-dessous on ne note plus de fortes variations des teneurs (fig. 5 et 6).

Afin de calculer les stocks, chaque concentration en phosphore total, en NAI-P et en O-P dans l'intervalle 0-5 cm, est multipliée par le poids sec du sédiment pour une surface de 1 cm^2. Les stocks correspondent à la somme de ces différentes valeurs obtenues (tabl. 1).

On constate que le stock de phosphore total est plus élevé dans la zone la plus proche du Delta du Rhône, mais cette différence est due à la teneur plus élevée en phosphore apatitique lorsqu'on s'approche de la zone d'apport, l'embouchure du Rhône.

Le stock en O-P est par contre plus élevé à L 16 qu'à L 14. Le stock de NAI-P est, lui, similaire dans les deux zones.

Il est à relever que les variations saisonnières des stocks sont comprises entre 5 et 10 %, ce qui est de l'ordre de la précision des méthodes utilisées.

La valeur des stocks obtenue en 1984 confirme (dans les zones étudiées) les estimations établies en 1981 par DOMINIK et al. (1982), soit environ 6'900 tonnes de phosphore total et 2'800 tonnes de phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P) dans les cinq premiers centimètres du sédiment. Dans les deux zones étudiées, le stock de phosphore organique (O-P) est d'environ 20 % plus faible que celui du NAI-P.

3.5 *PHOSPHORE DANS L'EAU INTERSTITIELLE*

L'évolution du phosphore dissous dans l'eau interstitielle des différentes carottes est représentée à la figure 7.

Dans toutes les carottes, on remarque des teneurs maximums vers 3 à 5 centimètres de profondeur et un net gradient négatif vers l'interface eau-sédiment. Ceci met très clairement en évidence les phénomènes de dissolution du phosphore particulaire dans la zone réductrice et la diffusion de ce phosphore dissous vers la surface (avec adsorption/précipitation dans le ou les premiers centimètres du sédiment ou diffusion dans l'eau surnageante).

Ces phénomènes de mobilisation et de migration ont été bien mis en évidence en milieu marin (KROM et al., 1981) et en milieu lacustre (CARIGNAN et al., 1981, 1985).

Pour l'estimation du gradient de concentration en phosphore dissous $(\frac{dC}{dz})$, on utilise la valeur obtenue dans l'eau interstitielle la plus proche de l'interface (0-1 cm) et la valeur du prélèvement dans l'eau surnageante (1 cm) considérée comme concentration à l'interface (LERMAN 1979). En effet, le coefficient de diffusion étant beaucoup plus élevé (plusieurs ordres de grandeur) et par conséquent le gradient de concentration beaucoup plus faible dans l'eau surnageante que dans l'eau interstitielle, on peut estimer que la valeur à un centimètre en-dessus du sédiment est identique à celle de l'interface (sédiment-eau).

Il faut toutefois relever que la détermination du gradient de concentration $(\frac{dC}{dz})$ est fonction de la méthodologie actuellement à disposition qui ne permet pas d'avoir une valeur de dz plus petite que 0.5 à 1 cm. Le gradient que l'on détermine est un gradient minimum.

Dans les deux sites on constate une nette évolution saisonnière des concentrations en phosphore dissous près de l'interface eau-sédiment. Lorsque les conditions sont les plus oxiques (fig. 8 et tabl. 2), après le brassage hivernal (carottes L 14-2 et L 16-2), le gradient de la teneur en phosphore dissous entre le premier centimètre dans l'eau interstitielle et l'eau surnageante est minimum : env. 0.2 à 0.4 mg $. l^{-1} . cm^{-1}$. Par contre, en automne, après les deux explosions planctoniques et lorsque la teneur en oxygène dissous dans l'eau du fond du lac est minimum, ce gradient est maximum et environ dix fois supérieur à celui du mois de mai : L 14-3; env. 2.8 et L 16-3 : env. 3.2 mg $. l^{-1} . cm^{-1}$. En hiver, (L 14-1 et L 16-1), avant le brassage, ce gradient à l'interface est d'environ 1.0 à 1.4 mg $. l^{-1} . cm^{-1}$.

Les valeurs des concentrations dans l'eau interstitielle et les gradients sont plus élevés que ceux déterminés dans plusieurs sites du Léman par CHASSAING (1982). Au point SHL 2, NEMBRINI et al., (1982) avaient obtenu en octobre 1979 et avril 1980 des gradients variant entre 1.4 et 0.7 mg $. l^{-1} . cm^{-1}$ et RAPIN et NEMBRINI (résultats non publiés) en octobre 1982 de 0.9 mg $. l^{-1} . cm^{-1}$.

Il faut relever que lors des échantillonnages en 1984, un maximum de précautions a été pris pour éviter l'oxydation des sédiments et de l'eau interstitielle pendant les manipulations.

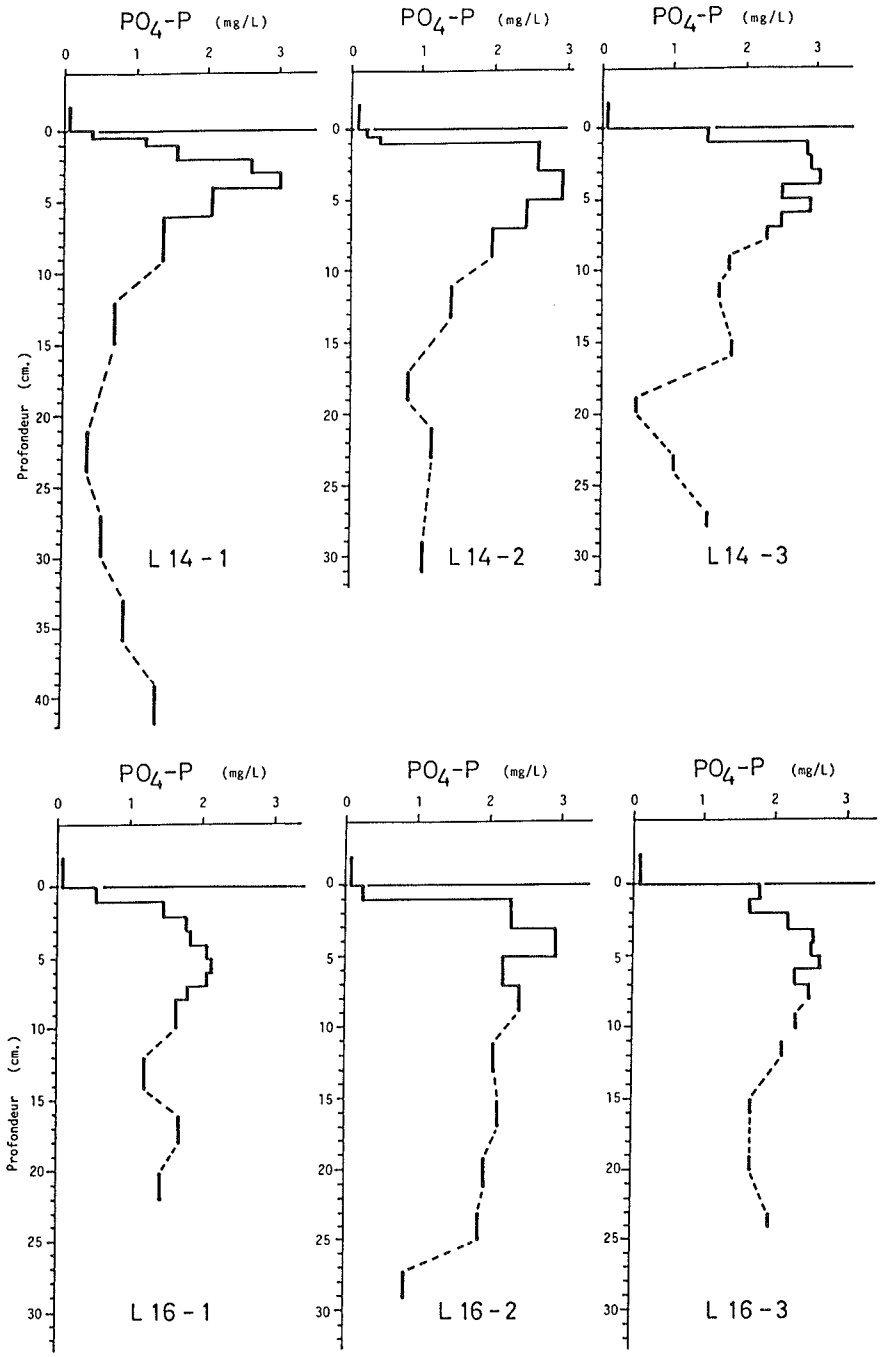


Fig. 7 : Teneurs en phosphore dissous dans l'eau surnageante et dans l'eau interstitielle, stations L 14 et L 16.

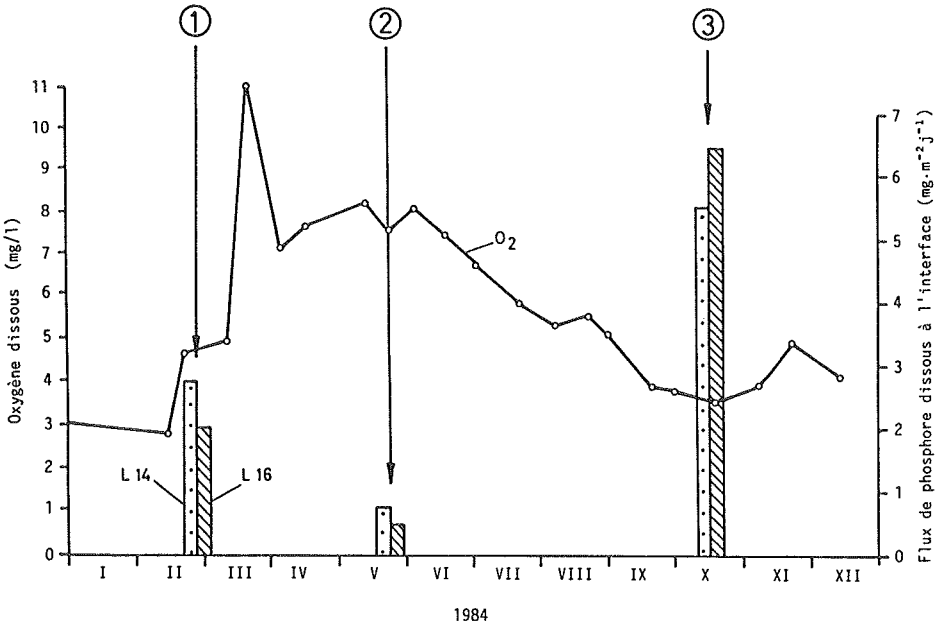


Fig. 8 : Evolution de la teneur en oxygène dissous à 1 mètre au dessus du fond au point SHL_2 en 1984 et du flux de phosphore dissous à l'interface sédiment-eau au 2 sites (L 14 et L 16) à trois périodes de l'année.

TABLEAU 1 - Stocks de phosphore total, de NAI-P et de O-P dans les cinq premiers centimètres des sédiments

	P tot mg/cm²	NAI-P mg/cm²	O-P mg/cm²
L 14-1	0.835	0.216	0.123
L 14-2	0.880	0.199	0.160
L 14-3	0.714	0.168	0.135
L 14 moyenne	0.810 ± 0.07	0.194 ± 0.02	0.139 ± 0.015
L 16-1	0.722	0.186	0.198
L 16-2	0.646	0.169	0.165
L 16-3	0.721	0.205	0.178
L 16 moyenne	0.696 ± 0.035	0.187 ± 0.015	0.180 ± 0.014

TABLEAU 2 - Teneurs en oxygène dissous mg/l dans l'eau à environ 2 mètres au-dessus du sédiment lors des trois campagnes de carottage

	1 29.02.1984	2 23.05.1984	3 15.10.1984
L 14	5.4	7.6	< 6.2
L 16	4.5	6.7	4.2

3.6 *FLUX DE PHOSPHORE A L'INTERFACE*

Le flux net à travers l'interface sédiment-eau ($F_{z=o}$) peut être décrit de la manière suivante (LERMAN, 1979) :

$$F_{z=o} = F_d + F_a + F_s \quad (g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1})$$

avec le flux dû à la diffusion moléculaire :

$$F_d = - \phi D_s \frac{dC}{dz}$$

avec le flux dû à l'advection dans l'eau interstitielle :

$$F_a = \phi U.C$$

et avec le flux dû à la sédimentation

$$F_s = \phi U_s . C_s$$

avec : ϕ = porosité

C = concentration en solution

$\frac{dC}{dz}$ = gradient de concentration

D_s = coefficient de diffusion ($cm^2 \cdot an^{-1}$)

C_s = concentration du solide

U_s = taux de sédimentation ($g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$)

U = taux d'advection dans l'eau interstitielle ($cm \cdot an^{-1}$)

z = profondeur dans le sédiment (cm)

Le calcul du flux dû à l'advection, dans les deux sites étudiés, donne des valeurs extrêmement faibles : env. 10^{-3} $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$. Par conséquent, ce flux peut être négligé et le flux net à l'interface devient :

$$F_{z=o} = - \phi D_s . \frac{dC}{dz} + \phi U_s . C_s$$

Il est possible d'estimer le flux de phosphore dissous, dûs à la diffusion moléculaire, à l'interface sédiment-eau :

$$F_d \ (z=o) = - \phi D_s \frac{dC}{dz}$$

Pour déterminer ce flux, il faut donc connaître le gradient de concentration à l'interface, le coefficient de diffusion dans le sédiment et la porosité.

Comme nous l'avons vu au paragraphe précédent, la précision du gradient de concentration est fonction de la résolution verticale (dz) pour les concentrations. Le choix du coefficient de diffusion est également critique. On prend un coefficient composite tenant compte de la variation de la mobilité en fonction des formes chimiques du phosphate (PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, etc...) en solution dans l'eau interstitielle, corrigé pour la température et la tortuosité :

$$D_s = \frac{D_5{}^o}{\theta^2}$$

$D_5{}^o$ = coefficient de diffusion moléculaire à 5°C

θ = tortuosité

$D_{25}° \triangleq 7.5 . 10^{-6}$ cm^2 . sec^{-1}

$D_{5}° \triangleq 4.0 . 10^{-6}$ cm^2 . sec^{-1} | LI et GREGORY, 1974)

Pour des sédiments de haute porosité, le facteur correctif pour la tortuosité (θ^2) varie de 1.4 à 1.8 (BERNER, 1980).

KROM et BERNER (1981) avaient déterminé, pour des sédiments marins à 12°C et avec une porosité de 0.65, un coefficient de diffusion (D_S) de 2.45 cm^2. sec^{-1}.

En tenant compte des différentes corrections, on obtient comme coefficient de diffusion dans le sédiment :

$$D_S \triangleq 2.2 \text{ à } 2.8.10^{-6} \text{ cm}^2 . \text{sec}^{-1}$$

N'ayant pas de valeur mesurée de la tortuosité dans ces sédiments du Léman, nous retiendrons une valeur intermédiaire du coefficient de diffusion :

$$D_S \triangleq 2.5 . 10^{-6} \text{ cm}^2 . \text{sec}^{-1}$$

Les estimations des flux de phosphore dissous à l'interface, aux points L 14 et L 16 à trois périodes de l'année 1984, sont reportées dans le tableau 3.

Le flux est maximum en automne après les deux explosions planctoniques et minimum au printemps après le brassage hivernal des eaux. On constate une nette relation entre le flux de phosphore dissous à l'interface sédiment-eau et la teneur en oxygène dans les eaux (SHL 2) à 1 mètre du fond (fig. 8). En-dessous d'une certaine valeur de l'oxygène dissous ($\lesssim$ 5 mg/l à 1 mètre au-dessus de l'interface) le flux augmente très fortement.

En automne, lorsque le flux est maximum, on observe une augmentation de la teneur en phosphore total dans les eaux du fond à SHL 2 (fig. 9), confirmant bien cette remobilisation maximum du phosphore contenu dans le sédiment.

En tenant compte des variations de l'oxygène dissous au fond du lac (fig. 8), il est possible d'estimer un flux de diffusion moyen pour l'ensemble de l'année 1984 : soit environ 3.5 mois avec le flux déterminé en octobre ($O_2 \lesssim 4$ mg . l^{-1}), 4 mois avec le flux du mois de février ($O_2 \triangleq 4$ à 6 mg . l^{-1}) et le reste de l'année avec le flux obtenu lors de la campagne de mai ($O_2 > 6$ mg . l^{-1}) :

L 14 : F_d moy. $\triangleq$ 2.80 mg . m^{-2} . j^{-1}

L 16 : F_d moy. $\triangleq$ 2.70 mg . m^{-2} . j^{-1}

En extrapolant ces résultats à la zone du fond du lac (profondeur supérieure à 200 m : ~ 200 km^2), on obtient environ 200 tonnes de phosphore régénéré en 1984.

Il est également possible d'aborder le problème du phosphore sédimentaire régénéré en estimant le flux du phosphore qui se sédimente et la quantité qui reste réellement dans le sédiment.

A partir de résultats préliminaires obtenus à l'aide de trappes à sédiment par l'Institut F.A. Forel au point L 14 en 1982-1983, il est possible de faire une première estimation. Nous n'avons pour l'instant à notre disposition que les résultats pour la période des mois d'août à novembre 1982, période qui représente le 45 % de la sédimentation annuelle.

Valeurs à 2 mètres en-dessus du sédiment (GIOVANOLI et al., résultats non publiés) :

POINT L 14

taux de sédimentation :	0.77	mg . cm^{-2} . j^{-1}
concentration en NAI-P :	404	mg/kg
concentration en O-P :	190	mg/kg
Σ (NAIP-P) + (O-P) :	594	mg/kg

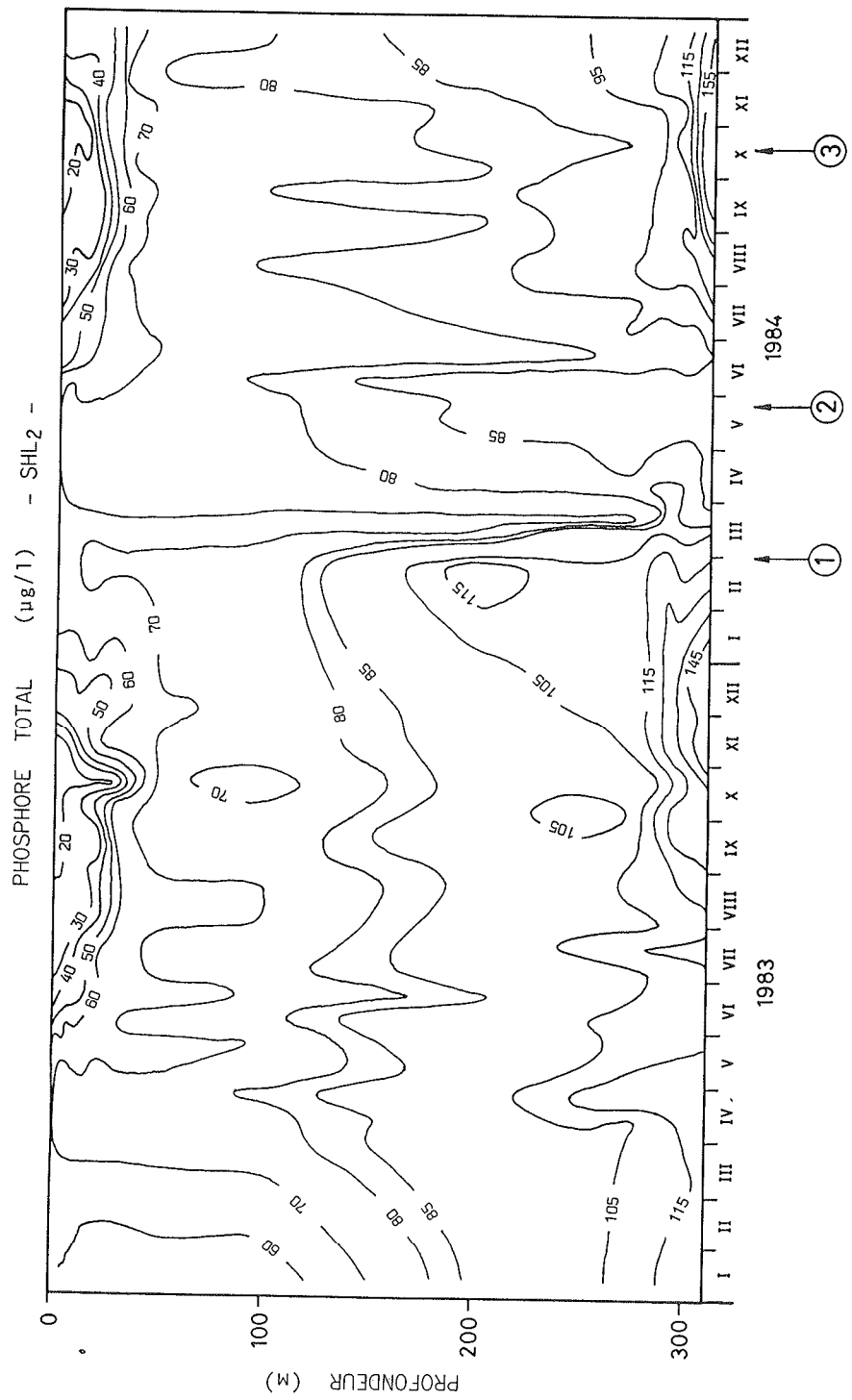


Fig. 9 : Evolution de la teneur en phosphore total au point SHL_2 et dates des 3 campagnes de carottage.

On peut admettre que ces 10 à 15 dernières années (à l'exception de 1976), la sédimentation de phosphore n'a que peu varié. En effet, la teneur du phosphore apatitique (forme très peu mobile) dans les trappes et dans les carottes est identique; quant à la biomasse, elle a été relativement stable (variation < 20 %) (BALVAY et al., 1984) et les estimations de la sédimentation nette en phosphore dans le Léman (FAHRNI et RAPIN, 1984) à l'aide de modèle bilan montrent une certaine stabilité.

A environ 6 à 7 cm (env. 1970) dans le sédiment la concentration en NAI-P + O-P n'est plus que de 180 mg/kg; donc environ le 70 % du NAI-P + O-P qui sédimente est remobilisé.

En utilisant les valeurs obtenues dans les trappes pour la période étudiée, on obtient un flux sédimentaire (F_s) de :

F_s NAI-P = 3.11 $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$

F_s O-P = 1.46 $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$

F_s (NAI-P)+(O-P) = 4.57 $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$

dont environ le 70 % est remobilisé, soit un flux de ~ 3.2 $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$. Ces valeurs pourront être précisées pour toute l'année lorsque le projet d'étude de la sédimentation de la plume du Rhône sera terminé (GIOVANOLI et al., Institut F.A. Forel).

Il est toutefois à relever que l'on trouve des valeurs très proches du flux de remobilisation en prenant deux méthodes différentes pour estimer celui-ci.

TABLEAU 3 - Gradient de concentration et flux de phosphore dissous à l'interface sédiment-eau. Porosité du sédiment (0 - 1 cm)

	$\frac{dC}{dz}$ à l'interface $mg \cdot l^{-1} \cdot cm^{-1}$	F_d (z=o) $mg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$	Porosité 0-1 cm ϕ	Date de prélèvement
L 14 - 1	1.37	2.72		29.02.84
L 14 - 2	0.39	0.77		25.05.85
L 14 - 3	2.77	5.50	0.92	15.10.84
L 16 - 1	0.98	1.99		29.02.84
L 16 - 2	0.23	0.47		25.05.84
L 16 - 3	3.18	6.45	0.94	15.10.84

4. CONCLUSIONS

- L'évolution des teneurs en mercure dans les sédiments montre deux épisodes de contamination : 1920-1940 et au début des années 1970. Les forts rejets de mercure dans le Haut-Rhône en 1980-1981 ne se marquent pas dans les sédiments superficiels.

- Le stock moyen de phosphore potentiellement mobilisable (2'800 tonnes de NAI-P) dans les cinq premiers centimètres du sédiment, déterminé par DOMINIK et al. (1982) lors de la campagne de la Commission internationale 1981, est confirmé dans les deux zones étudiées.

- Les gradients de concentration et les flux de diffusion de phosphore dissous à l'interface sédiment-eau varient au cours de l'année et sont fonction de la teneur en oxygène dissous au fond du lac.

- En extrapolant les valeurs du flux de diffusion moyen de phosphore dissous à la zone profonde du lac (profondeur > 200 m), on obtient environ 200 tonnes de phosphore sédimentaire régénéré en 1984.

- Les premiers résultats des trappes à sédiments indiquent qu'environ 70 % du phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P) et du phosphore organique (O-P) sédimenté au fond du lac est remobilisé. Il est à relever que les teneurs en NAI-P et O-P dans le matériel se sédimentant sont beaucoup plus élevées (> 4 fois) que dans les suspensions apportées par le Rhône. Il semble donc qu'une grande partie de ce phosphore régénéré depuis le sédiment se refixe aux particules en suspension.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G., DRUART, J.C., PELLETIER, J., PONGRATZ, E., et REVACLIER, R., (1984) : Plancton. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Comm. intern. protect. eaux Léman, 261-313.

BERNER, R.A., (1980) : Early diagenesis. A theoretical approach. Princeton Univ. Press, Princeton, N.J., 241 p.

BURRUS, D., (1985) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse Fac. Sci., Uni. Genève.

CARIGNAN, R., et FLETT, R.J., (1981) : Post-depositional mobility of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr., 26, 361-366.

CARIGNAN, R., et LEAN, D.R.S., (1985) : Lake chemistry as influenced by the diffusive fluxes of dissolved substances across the sediment-water interface of a seasonally anoxic lake. Limnol. Oceanogr., In press.

CHASSAING, B., (1977) : Etude de l'interface eau-sédiment du lac Léman. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux Léman, campagne 1976, 323-332.

CHASSAING, B., (1979) : Etude de l'interface eau-sédiment du lac Léman. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux Léman, campagne 1978, 327-331.

CHASSAING, B., (1982) : Etude de l'interface eau-sédiment. In : Rapp. Comm. intern. protec. eaux Léman, campagne 1981, 173-186

DOMINIK, J., VIEL, M., et VERNET, J.P. (1982) : Evolution des formes du phosphore dans les sédiments. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux Léman, campagne 1981, 187-202.

FAHRNI, H.P., et RAPIN, F., (1984) : Modélisation du cycle du phosphore dans le lac Léman. Rapport intermédiaire, Comm. intern. protect. eaux Léman, 47 p.

FAVARGER, P.-Y., et VERNET, J.P. (1979) : L'isotope ^{137}Cs utilisé comme dateur de la pollution des sédiments lacustres. Arch, Sci. Genève, 32 / 1, 25-42.

FAVARGER, P.-Y., et VERNET, J.P. (1980) : Evolution de la pollution des sédiments. In : Rapp. Comm. intern. prot. eaux Léman. Campagne 1979, 265-274.

HARWOOD, J.E., van STEENDEREN, R.A. et KUHN, A.L. (1969) : A rapid method for orthophosphate analysis at high concentration in water. Water Res., 3, 417-423.

JAQUET, J.M., (1979) : Formes du phosphore dans les sédiments lémaniques en 1978. In : Rapp. Comm. intern. protec. eaux Léman, campagne 1978, 310-326.

KROM, M.D., et BERNER, R. (1981) : The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. Geochim. Cosmochim. Acta, 45, 207-216.

LERMAN, A., (1979) : Geochemical processus, water and sediment environments. Ed John Wiley & Sons, N.Y, 482 p.

LI, Y.H., et GREGORY, S., (1974) : Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. Geochim. Cosmochim. Acta, 38, 703-714.

NEMBRINI, G., CAPOBIANCO, J.A., GARCIA, J., et JAQUET, J.M. (1982) : Interaction between interstitial water and sediment in two cores of Lac Léman, Switzerland. Hydrobiologia, 92, 363-375.

VERNET, J.P., et FAVARGER, P.Y., (1977) : Chronologie récente de la pollution des sédiments. In. Rapp. Comm. intern. protec. eaux Léman, campagne 1976, 312-321.

VERNET, J.P., et RIBORDY, E., (1975) : Teneurs en métaux lourds des sédiments du Rhône valaisan et de ses affluents. Bull. de la Murithienne, Soc. val. Sci. nat., Sion, 92, 9-20.

WILLIAMS, J.D.H., JAQUET, J.M., et VERNET, J.P. (1978) : Influence des rejets de deux stations d'épuration sur la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman. Schweiz. Z. Hydrol. 40/2, 361-373.

ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE

CAMPAGNE 1984

PAR

ALAIN ORAND

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

Depuis 1981, les recherches de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution reposent sur l'étude du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge et de l'Aubonne au titre d'affluents principaux et du Rhône à Genève en tant qu'émissaire.

A partir des données de l'analyse des constituants chimiques de l'eau, et la mesure des débits des rivières, on effectue le calcul des flux annuels.

Par rapport à l'année 1983, et malgré un débit moyen annuel inférieur, on note une augmentation des apports en azote minéral total, en azote organique et en chlorures. Par contre, on enregistre une baisse sensible des apports en phosphore total et soluble.

Le rapport fait encore mention de bilans partiels pour le carbone organique total et dissous, la silice, les sulfates, le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le zinc, le plomb, et le cuivre

Tous ces éléments sont relativement stables, à l'exception du zinc pour lequel on note une augmentation de 35 tonnes (Rhône seul).

1. GENERALITES

Les études réalisées en 1984 sur les affluents du Léman et de son émissaire sont à quelques détails près semblables à celles entreprises lors des années antérieures.

Les affluents pris en compte sont, côté Suisse, le Rhône amont, la Venoge et l'Aubonne et côté Français, la Dranse. Pour les exportations, l'unique émissaire du Léman est le Rhône aval à Genève. Pour ce dernier, les débits journaliers sont soustraits de ceux du Rhône à Chancy en déduisant le débit de l'Arve par la formule Q Rhône = 0.97 x Q Chancy - Q Arve.

Les quatre affluents principaux sont équipés de limnigraphes et de préleveurs d'eau fonctionnant en continu et permettant d'obtenir un échantillon d'eau représentatif du volume écoulé et de la charge réelle transportée. La périodicité des analyses est hebdomadaire dans le cas de la Dranse, la Venoge et l'Aubonne et bimensuelle pour le Rhône amont (Porte du Scex) et l'émissaire à Genève.

En ce qui concerne les prélèvements des échantillons destinés aux analyses, une remarque s'impose. Bien qu'a priori, compte tenu de la stabilité des eaux du lac, il n'apparaisse pas nécessaire de procéder, à l'émissaire, à un échantillonnage en continu identique à celui des affluents principaux, le fait même de prélever l'échantillon manuellement, en bordure d'un quai, introduit de grandes variations de concentration.

Par exemple, un rapport de :

- 10 entre les analyses en NH_4 du 11 et du 23 janvier
- 1.5 entre les analyses en PO_4 du 11 et du 23 janvier
- 7 entre les analyses en PO_4 du 7 et du 20 août.

Un préleveur séquentiel placé à proximité d'une des piles d'un pont et dont la prise d'eau serait immergée au sein de la veine fluide permettrait d'éviter ces inconvénients et rendrait homogène les calculs de bilans sur l'ensemble des affluents et émissaire.

Toujours dans un souci d'homogénéité des méthodes de calculs, nous avons procédé de façon identique pour l'ensemble des rivières considérées.

Les apports reposent sur des concentrations hebdomadaires ou bimensuelles et des débits correspondants selon la formule suivante :

$$T \text{ annuel} = \sum_{1}^{n} Ci \cdot Qi$$

Les concentrations moyennes annuelles sont pondérées par les débits selon la formule

$$C \text{ moy} = \frac{\sum_{1}^{n} Ci \cdot Qi}{\sum_{1}^{n} Qi}$$

Les échantillons étant prélevés manuellement tous les 15 jours pour le Rhône à Genève, nous avons procédé, pour l'émissaire, à une comparaison entre les deux méthodes de calcul :

$$T \text{an.} = \frac{\sum_{1}^{n} Ci}{n} \sum_{1}^{n} Qi \quad \text{et} \quad T \text{an.} = \sum_{1}^{n} Ci\, Qi$$

les écarts des bilans ainsi calculés sont de

- + 0.3 % pour le phosphore total
- - 4.9 % pour l'azote minéral total
- - 6.7 % pour les orthophosphates
- - 0.4 % pour les chlorures.

2. DEBITS DES AFFLUENTS ET DE L'EMISSAIRE

La somme des débits moyens annuels des quatre affluents considérés est de 191 m^3/s valeur très en retrait des débits des années précédentes (240 m^3/s en 1983). Nous constatons une évolution identique des débits de la Dranse (19.6 contre 21.7 m^3/s) et de l'Aubonne (5.9 contre 6.5 m^3/s). Quant à la Venoge, son débit moyen est sensiblement le même (5.3 contre 5.2 m^3/s en 1983) (figure 1).

REPARTITION DES DEBITS

En % des apports totaux, on note une baisse des apports du Rhône amont et une légère augmentation des autres apports :

Répartition du débit des affluents en %

	1982	1983	1984
Rhône amont	85.9	86.0	83.9
Dranse	8.9	9.1	10.2
Venoge	2.4	2.2	2.8
Aubonne	2.8	2.7	3.1

Le débit moyen à l'émissaire est de 221 m^3/s pour l'année considérée, valeur inférieure à celle de 1983 (268 m^3/s).

Le Rhône, après son confluent avec l'Arve, a un débit de 309 m^3/s, l'Arve participant pour 78.8 m^3/s.

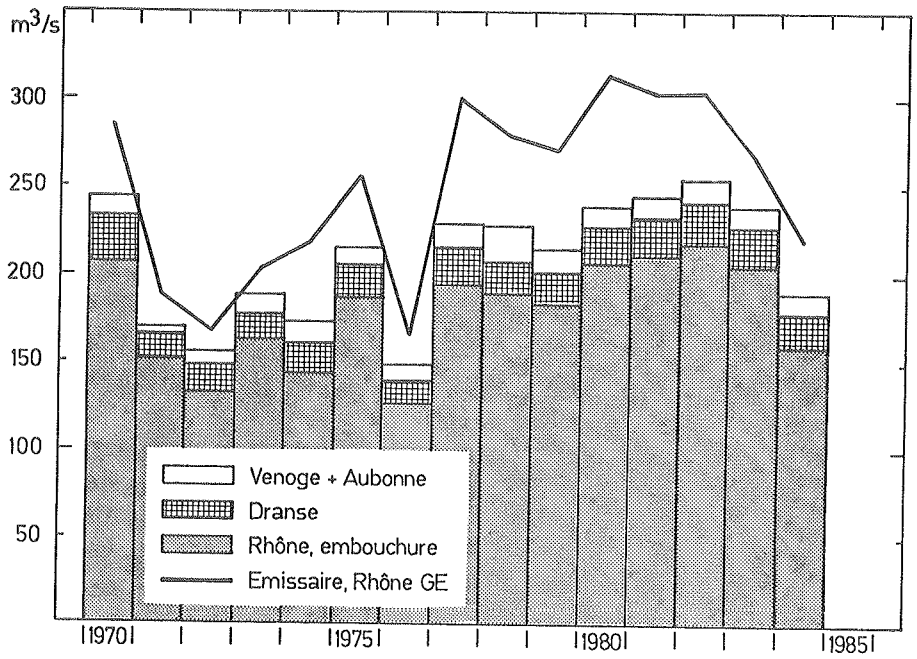


Fig.1 : Debits moyens annuels

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

3.1 *AZOTE MINERAL ET ORGANIQUE*

Les apports en azote minéral total (sommes des trois formes de l'azote : nitreux, nitrique et ammoniacal) s'élèvent à 5'111 tonnes en 1984 en augmentation de 224 tonnes par rapport à 1983. Les proportions des rivières affluentes par rapport au total des apports restent sensiblement identiques avec une augmentation de 1.4 % pour la Venoge et une diminution de 0.6 % pour l'Aubonne.

Apports en azote minéral total

	1980	1981	1982	1983	1984
Apports totaux en tonnes	4'930	4'439	4'883	4'887	5'111
Apports en %					
Rhône amont	76.9	69.9	72.7	76.6	75.7
Dranse	8.1	9.9	7.7	6.7	6.8
Venoge	8.7	13.8	13.2	10.7	12.1
Aubonne	6.3	6.4	6.4	6.0	5.4

Compte tenu du fléchissement des débits depuis 1982 (environ 25 %), le maintien ou la légère augmentation des apports en azote minéral total (figure 2) correspond a une augmentation sensible des concentrations moyennes pondérées qui passent de 0.61 mg/l en 1982 à 0.65 mg/l en 1983 et 0.84 mg/l en 1984.

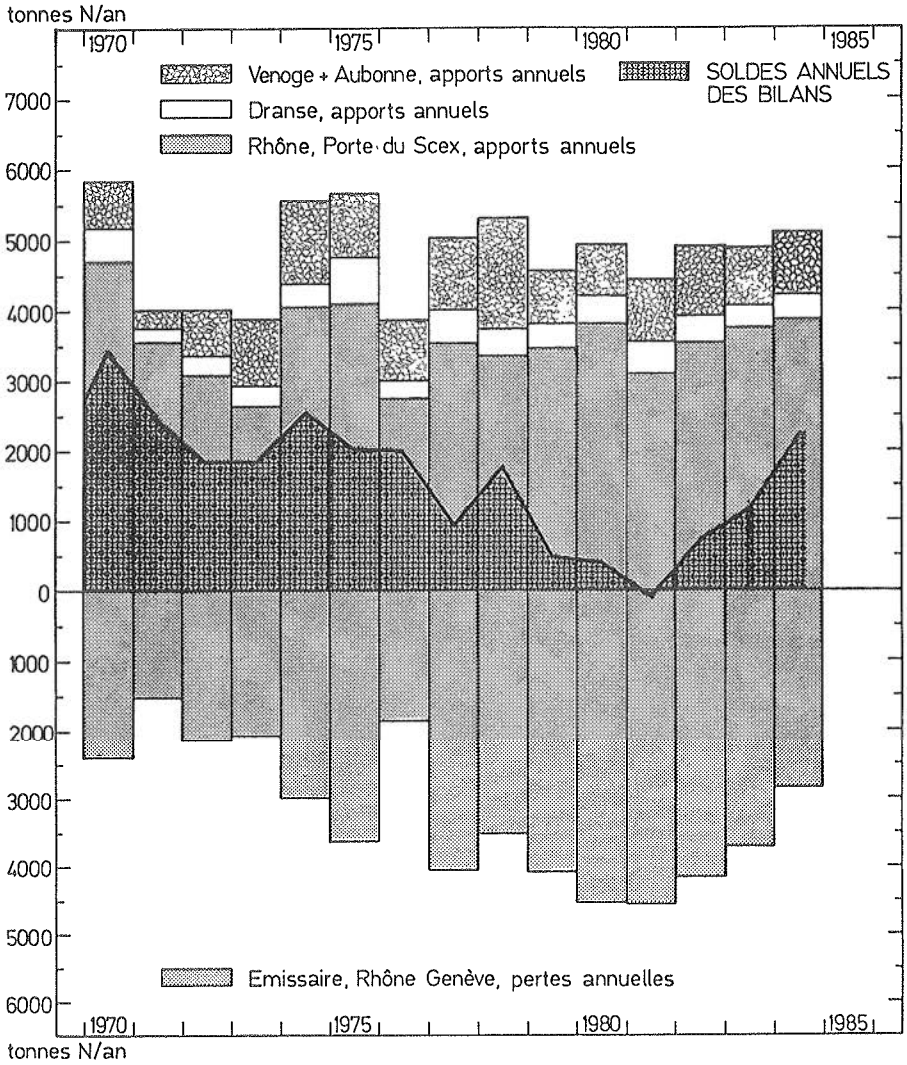


Fig.2 : Apports, pertes, bilans annuels pour l'azote minéral total

Quant aux exportations, elles sont en baisse continue depuis 1980 et atteignent 2'864 tonnes en 1984 contre 3'725 en 1983 et 4'150 tonnes en 1982. Les soldes des bilans croissent conjointement, de négatifs en 1981 puis de 1'160 tonnes en 1982 ils ont atteint 2'247 tonnes cette année.

Cette évolution défavorable est surtout due à l'azote ammoniacal (figure 3) dont la somme des apports a augmenté de 264 tonnes en deux ans alors que la situation restait stable voire légèrement plus favorable pour l'azote nitreux et nitrique. Cette situation est aggravée par la diminution des exportations qui passent successivement de 500 tonnes à 300 tonnes puis à 220 tonnes de 1982 à 1984. La baisse est aussi nette pour l'azote nitreux dont le bilan à l'émissaire passe de 60 tonnes en 1983 à 36 tonnes en 1984 (figure 4).

La stabilité observée dans l'évolution des apports en nitrates, l'année dernière, stabilité depuis 1975, ne s'est pas démentie cette année (figure 5). L'écart à la moyenne des dix ans (4'285 tonnes) est de 2.3 % (4'388 tonnes en 1984).

Sur le plan des concentrations moyennes annuelles pondérées en azote minéral total, l'Aubonne reste stable (1.46 mg/l contre 1.43 mg/l en 1983) alors que l'on note une augmentation sensible pour le Rhône (0.76 mg/l contre 0.58 mg/l en 1983), augmentation un peu moins forte pour les deux autres affluents : Dranse 0.56 mg/l contre 0.48 mg/l en 1983, Venoge 3.67 mg/l contre 3.19 mg/l en 1983.

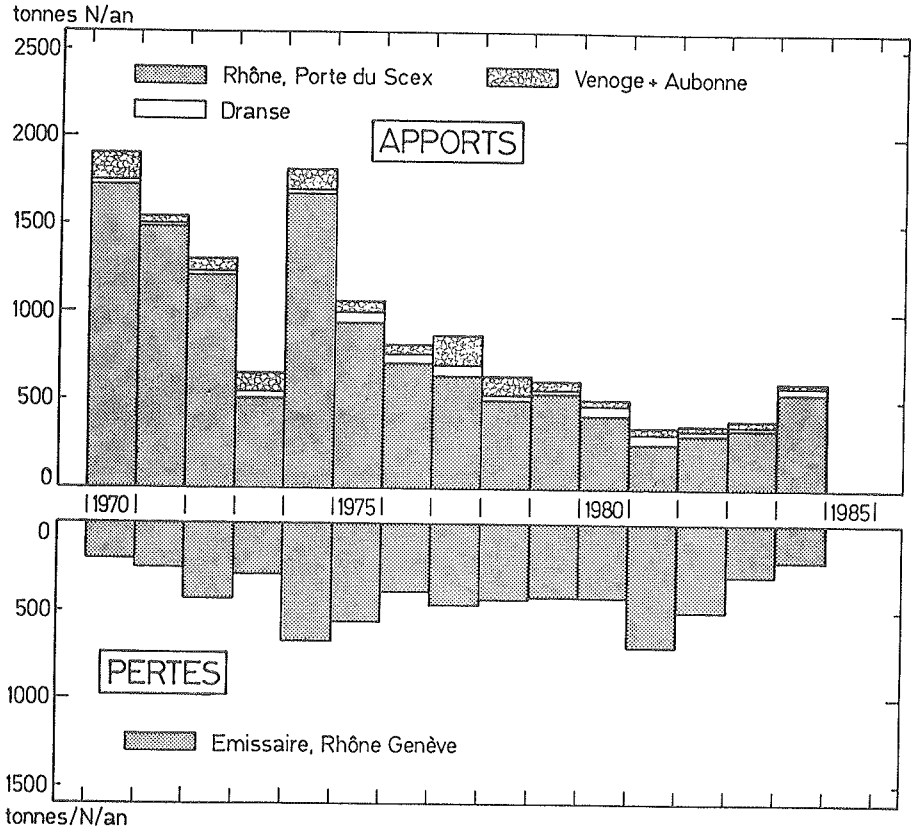


Fig. 3 : Apports et pertes en azote ammoniacal

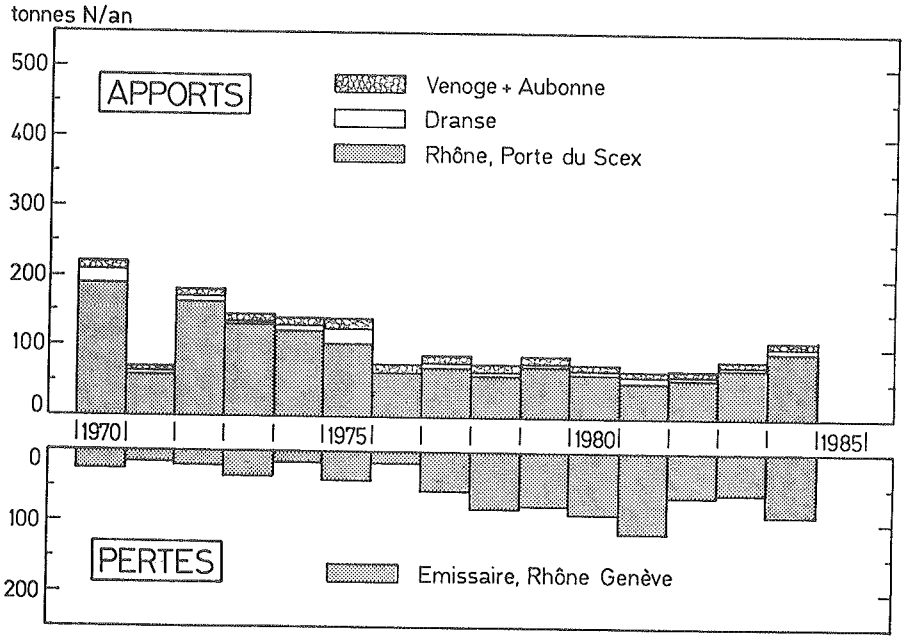


Fig. 4 : Apports et pertes en azote nitreux

L'azote organique n'est déterminé que dans les échantillons prélevés au Rhône à la Porte du Scex et à la Dranse. Des résultats annuels exprimés en tonnes il ressort une relative stabilité de ces apports qui sont en 1984 très voisins de la moyenne des huit dernières années :

. 2'314 tonnes pour le Rhône (moyenne 2'308 tonnes)
. 175 tonnes pour la Dranse (moyenne 169 tonnes).

Cette constatation doit être corrigée par le fait que, bien que moyens, ces apports en azote organique ont augmenté de 43 % pour le Rhône en deux ans et de la même proportion pour la Dranse en un an.

Apports en azote organique en tonnes N/an

Année	Rhône	Dranse
1977	1'704	203
1978	3'180	165
1979	2'618	189
1980	2'688	165
1981	2'396	179
1982	1'621	155
1983	1'942	123
1984	2'314	175

Pour l'azote total (figure 6), (sommes des formes inorganiques et organiques) les bilans passent de 6'130 tonnes en 1983 à 6'706 tonnes en 1984. Ces résultats montrent une augmentation nette depuis 1982 et nous retrouvons en 1984 des niveaux comparables à ceux de 1978 et 1980. Les proportions d'azote organique dans l'azote total sont légèrement inférieures à la moyenne de huit ans pour le Rhône et légèrement supérieures à la moyenne de huit ans pour la Dranse.

Proportion d'azote organique

Année	Rhône	Dranse
1977	32.6	30.9
1978	48.8	30.8
1979	43.0	36.3
1980	41.3	29.0
1981	43.6	29.8
1982	33.3	29.7
1983	34.1	27.8
1984	37.4	33.3
Moyenne	39.3	30.9

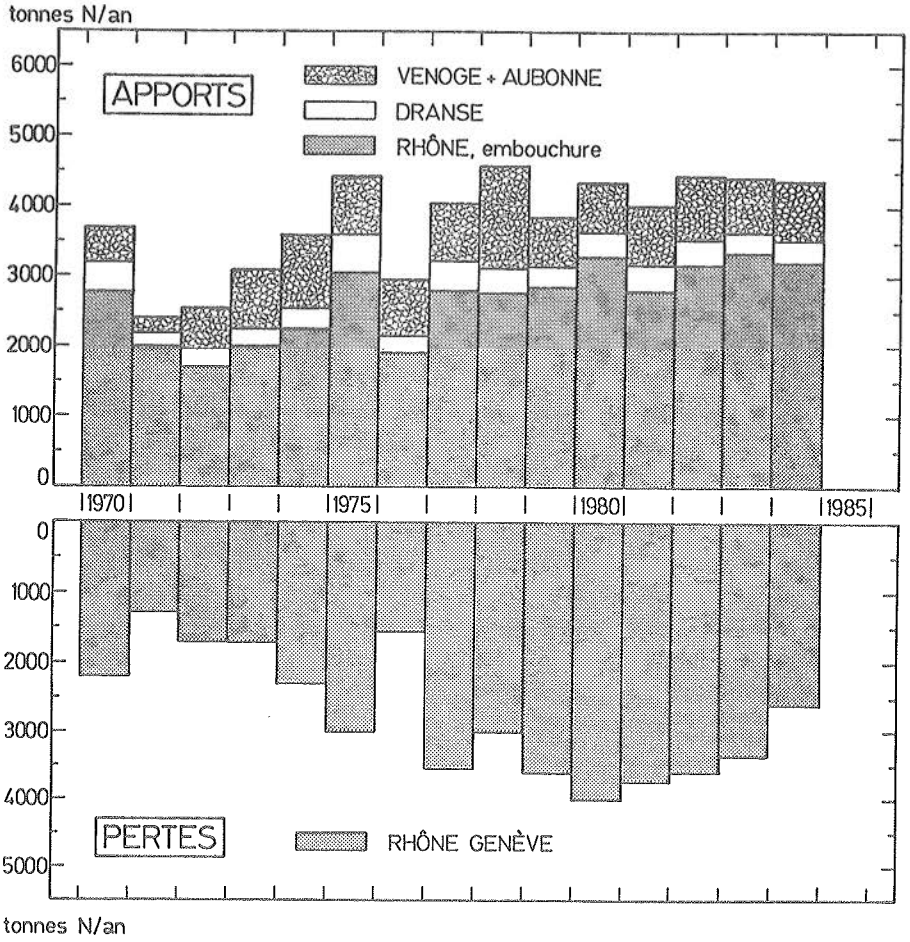


Fig.5: Apports et pertes en azote nitrique

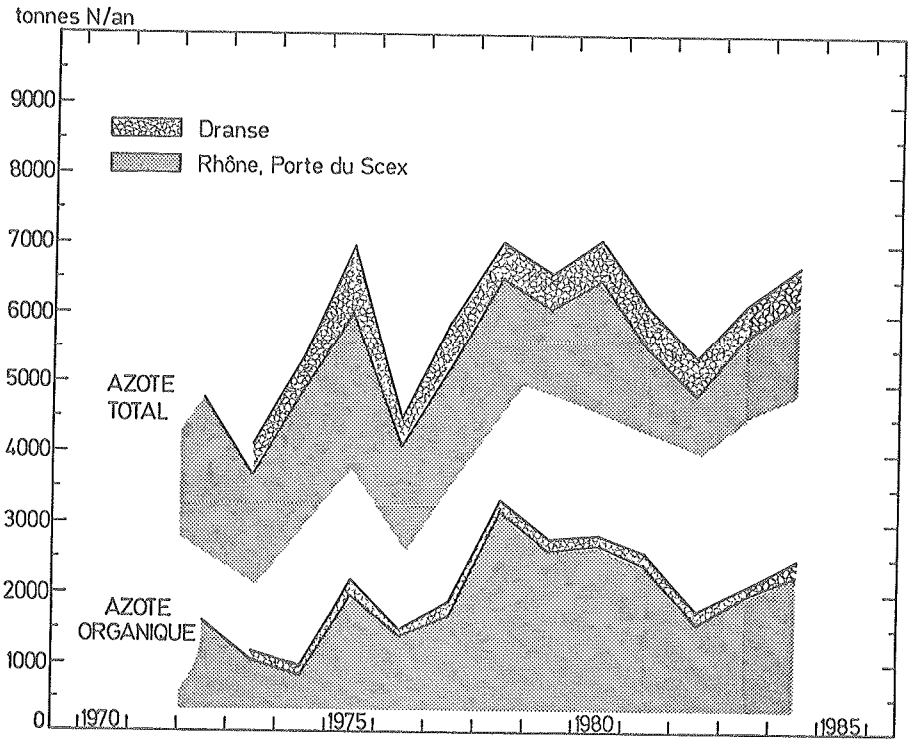


Fig.6: Apports en azote organique et total pour le Rhône et la Dranse

3.2 *PHOSPHORE SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL*

Pour les définitions de ces éléments, nous renvoyons le lecteur au rapport de la campagne 1983 (page 107). Ils y sont clairement définis. En particulier, nous continuerons à appeler phosphore organique et particulaire la différence entre phosphore total et phosphore soluble.

Après l'augmentation des apports en phosphore total en 1982 nous avons assisté à une première diminution de ces apports en 1983 (- 13 %) diminution confirmée en 1984 avec - 30 %. De 1983 à 1984, ces fléchissements des apports sont nets en ce qui concerne le Rhône amont et la Dranse avec respectivement - 242 tonnes et 47.5 tonnes de phosphore; les bilans de l'Aubonne et de la Venoge n'ont pas pour cet élément sensiblement évolué (figure 7)

Bilan du phosphore total en tonnes P/an

	1980	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	653.7	611.4	812.6	713.4	471.4
Dranse	175.4	146.1	114.3	118.0	70.5
Venoge	53.9	46.4	63.3	33.8	40.0
Aubonne	30.7	16.8	24.1	17.3	15.5
Apports 4 affluents	913.7	820.7	1'014.3	882.5	597.4
Exportation par l'émissaire	631.6	627.3	593.6	526.2	440.5
Solde partiel du bilan	282.1	193.4	420.7	356.3	156.9

Les débits plus faibles en 1984 qu'en 1983 ont accentué cette diminution des apports en phosphore total.

Si nous considérons le cas de la Dranse, nous constatons une diminution spectaculaire de ses apports en phosphore total de 1980 à 1984 et la tentation de mettre sur le compte de la dépollution cette amélioration est très forte.

Rappelons tout d'abord que cet exemple n'est pas isolé. Sans remonter au-delà de 1970, on en rencontre deux autres sur deux années successives : 1970 et 1971 et entre 1975 et 1976. De même que pour ces deux périodes, la diminution des apports en phosphore total peut être mise au compte, pour partie, de la réduction des volumes écoulés. Entre 1980 et 1984, cette baisse des volumes écoulés atteint 42 %.

Une explication complémentaire est donnée par le phénomène de chasse lorsqu'une crue importante survient après une longue période d'étiage. Ce phénomène est net sur les rivières à caractère torrentiel tel le Redon ou la Dranse (voir rapport "Pollutions d'origine diffuse").

Enfin, le dernier point, mais non le moindre, tient au fonctionnement de la retenue du Jotty placée en aval des stations d'altitude (Morzine, Avoriaz, Les Gets, Châtel, Abondance) et en amont du point de contrôle de la rivière. Pour des raisons techniques de fonctionnement, la retenue doit être vidée en partie des sédiments accumulés pendant les périodes de crue. Ces chasses liées systématiquement aux crues provoquent l'évacuation des sédiments qui, entre-temps, ont piégé en partie du phosphore au fond de la retenue.

Aucune crue en 1984 n'a été d'un niveau suffisant pour permettre la chasse de la retenue. Par contre, en 1980, les crues de février, juillet et octobre (vidange décennale) ont permis ces opérations. C'est ainsi que la crue de 4 au 11 février a amené 12.8 tonnes de phosphore, celle du 10 juin au 20 juillet, 53.7 tonnes et celle d'octobre 21.4 tonnes. Pour comparaison de la même période du 10 juin au 20 juillet, 1984 a amené 5.9 tonnes de phosphore total au lac.

Concentrations moyennes annuelles pondérées
en phosphore total en mg P/l

	1983	1984
Rhône amont	0.110	0.093
Dranse	0.173	0.114
Venoge	0.206	0.238
Aubonne	0.084	0.082
Rhône émissaire	0.055	0.063

Ce tableau comparatif de 1983 et 1984 confirme la baisse des apports en phosphore total pour le Rhône amont dont les concentrations passent de 0.110 mg P/l à 0.093 mg P/l ainsi que pour la Dranse, 0.114 mg P/l en 1984 contre 0.173 mg P/l en 1983, et la stagnation de ces apports pour l'Aubonne (0.082 mg P/l en 1984 contre 0.084 mg P/l en 1983) et enfin l'augmentation de ceux-ci pour la Venoge (+ 16 %)

Les apports en phosphore soluble des quatre affluents principaux ont eux aussi sensiblement baissé (133.3 tonnes en 1984 contre 146 tonnes en 1983). La proportion par rapport au phosphore total atteint 22 % en 1984 alors qu'elle n'était que de 16.5 % en 1983.

Les exportations par l'émissaire ont, elles aussi, diminué de 420 tonnes à 332 tonnes ce qui nous ramène, en ce qui concerne les orthophosphates, à des conditions d'avant 1979 (figure 8).

Les flux en phosphore organique et particulaire suivent l'évolution des apports en phosphore total dont ils représentent 77.7 % en 1984. Les exportations par l'émissaire (108.9 tonnes en 1984) n'ont pratiquement pas changé (100 tonnes en 1983) du fait de la baisse des débits et bien que les concentrations pondérées aient augmenté, passant de 0.010 mg P/l en 1983 à 0.016 mg P/l en 1984 (figure 9).

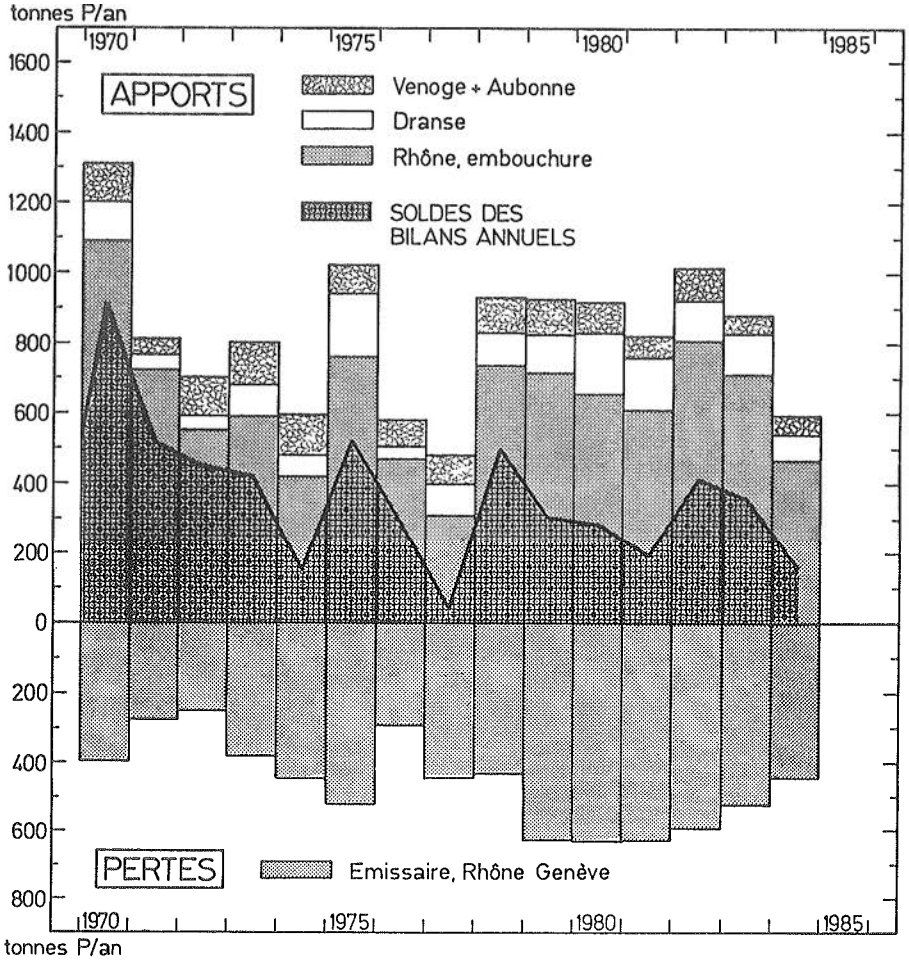


Fig. 7 : Apports, pertes, bilans annuels pour le phosphore total

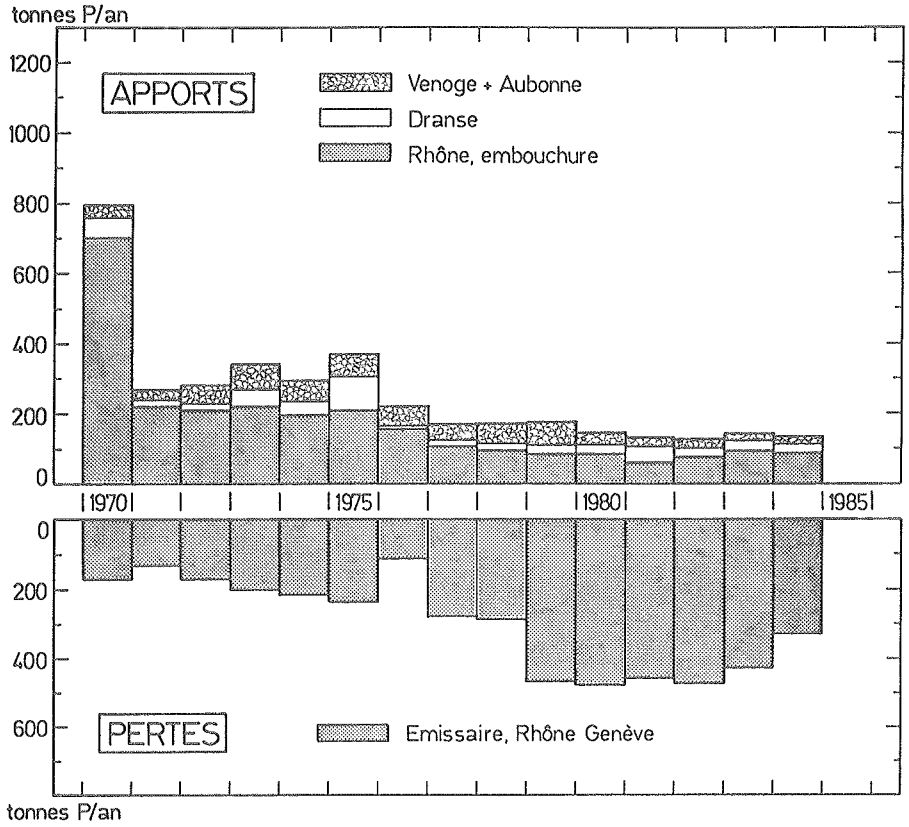


Fig.8 : Apports et pertes en ortho-phosphates

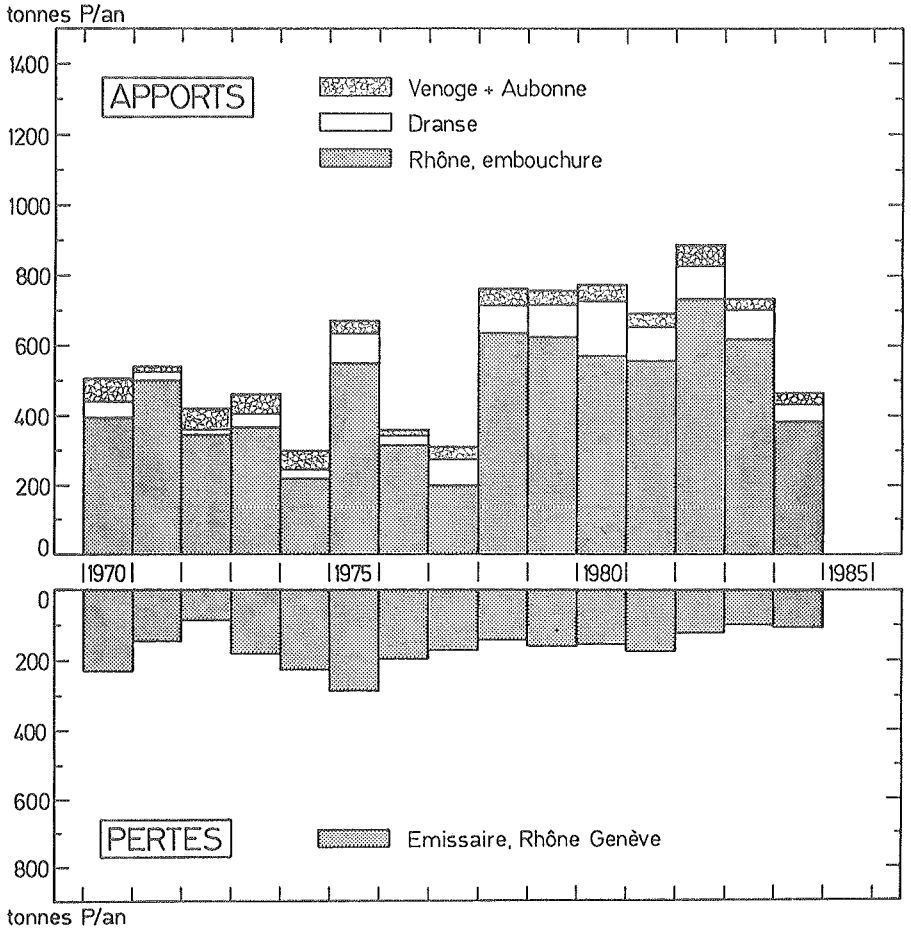


Fig. 9 : Apports et pertes en phosphore organique et particulaire

3.3 *CHLORURES*

Le bilan des chlorures (figure 10) montre une évolution qui s'aggrave d'année en année depuis 1981 et cela malgré le fléchissement des débits. En 1980, les apports des quatre affluents principaux sont passés de 32'600 tonnes, en 1981 à 34'900, en 1982 à 37'300 pour atteindre plus de 39'000 tonnes en 1984. Les exportations par l'émissaire continuent de diminuer depuis 1982.

Au niveau des concentrations pondérées, nous obtenons 6.6 mg Cl/l pour le Rhône amont, 3.6 mg Cl/l pour la Dranse, 4.4 mg Cl/l pour l'Aubonne et enfin 16.1 mg Cl/l pour la Venoge. Le Rhône à l'émissaire demeure à 4.7 mg Cl/l.

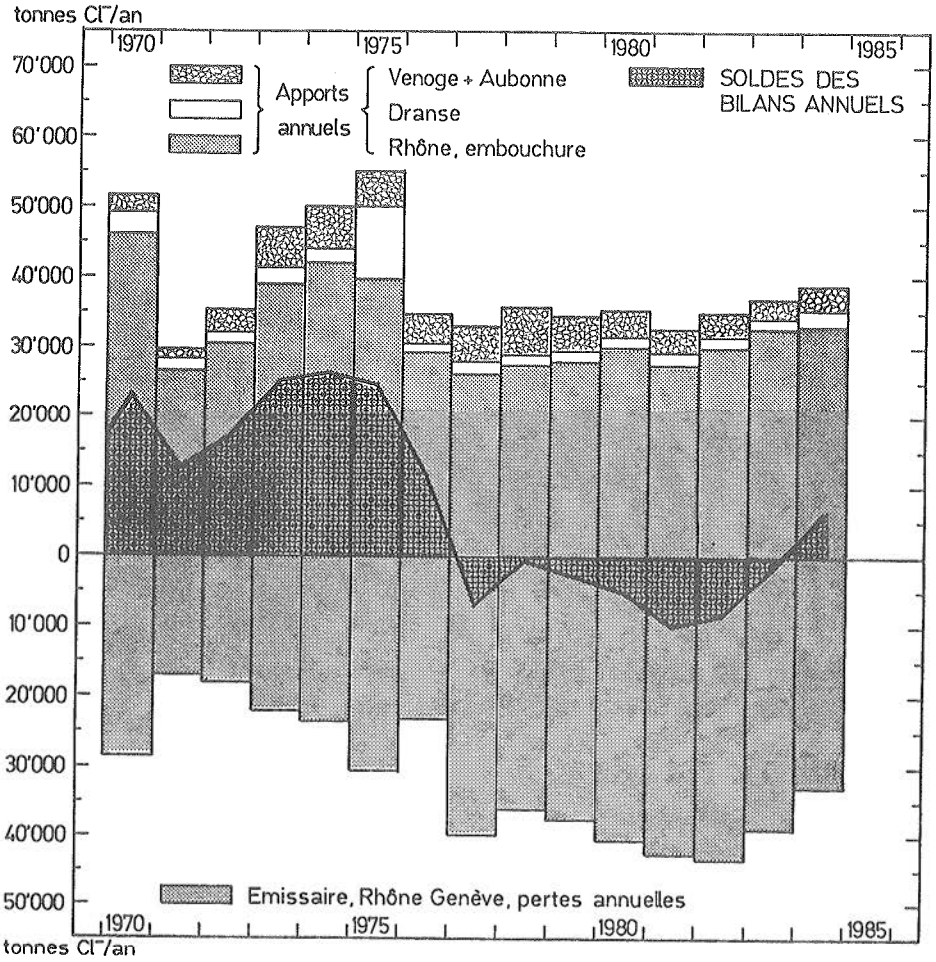


Fig.10 : Chlorures:
apports, pertes et bilans annuels

3.4 *POTASSIUM*

Ces apports ne sont mesurés que pour le Rhône amont et la Dranse. Globalement, ils sont de 6'719 tonnes K/an ce qui les maintient à un niveau légèrement inférieur à celui des années précédentes. On constate une diminution régulière des apports en cet élément depuis 1981 (figure 11).

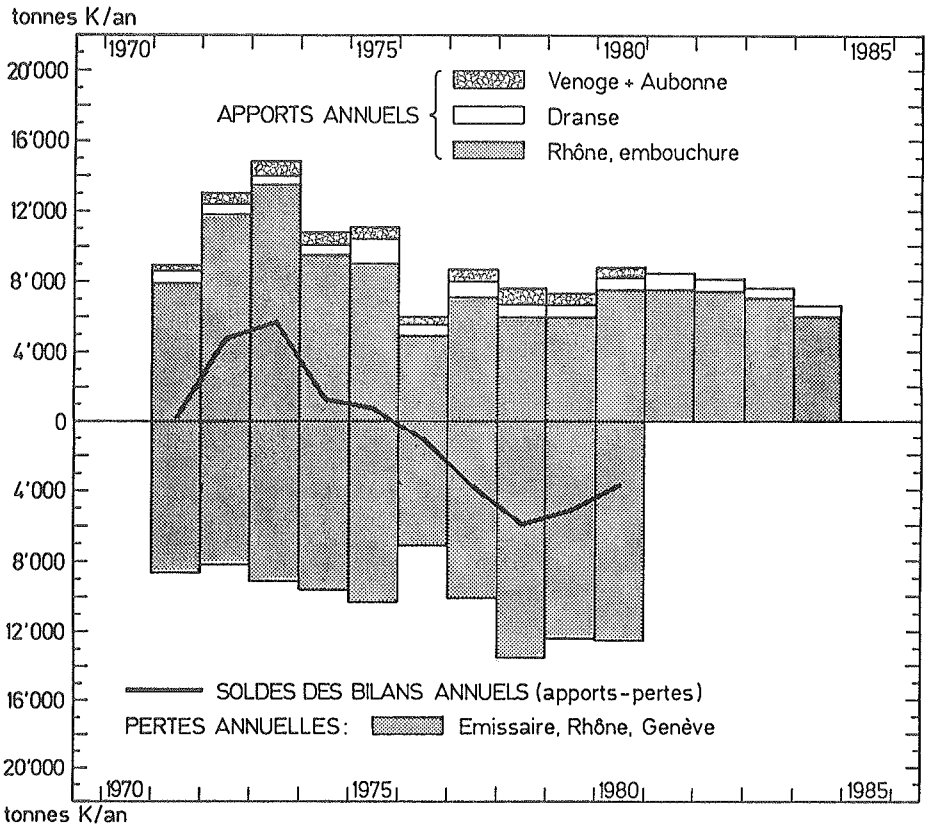


Fig.11 : Potassium:
apports, pertes et bilans annuels

3.5 *CARBONE ORGANIQUE*

Pour l'année 1984, les concentrations pondérées en carbone organique s'établissent comme suit, exprimées en mg C/l :

	1982	1983	1984
Carbone organique dissous			
Rhône amont	1.14	1.02	0.97
Carbone organique total			
Rhône amont	2.36	2.73	2.56
Dranse	1.13	1.21	-
Rhône émissaire	1.72	1.59	1.35

Les comparaisons d'une année sur l'autre sont malaisées, les concentrations moyennes 1982 et 1983 étant des concentrations moyennes arithmétiques et 1984 des concentrations moyennes pondérées par les débits.

Au niveau des bilans, nous obtenons les résultats suivants en tonnes C/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Carbone organique dissous							
Rhône amont	5050	5400	6870	6520	7780	6800	4900
Carbone organique total							
Rhône amont	12600	13900	17800	17300	-	18650	13000
Emissaire	15500	18000	13000	15700	16530	13500	9400

En carbone organique dissous et total, les apports par le Rhône et les exportations par l'émissaire diminuent depuis 1982. Le solde partiel des bilans demeure positif et relativement stable abstraction faite de l'activité propre du lac.

3.6 *SILICE*

Pendant la période 1982-1984, il y a eu peu d'évolution des concentrations moyennes annuelles en silice. Pour 1984, les moyennes annuelles sont pondérées par les débits.

Concentrations en silice mg SiO_2/l

	1982	1983	1984
Rhône amont	3.24	3.23	3.30
Dranse	3.63	3.85	3.21
Venoge	4.72	4.38	4.69
Aubonne	3.25	3.25	2.83
Rhône émissaire	1.27	0.88	0.77

En rapport avec la diminution des débits, les bilans annuels exprimés en tonnes SiO_2 sont en nette diminution sauf pour la Venoge.

Apports annuels en silice tonnes SiO_2/an

	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	21'000	20'640	20'260	16'770
Dranse	2'230	2'620	2'440	1'990
Venoge	800	900	640	790
Aubonne	680	700	520	530
Total affluents	24'710	24'860	23'860	20'080
Emissaire	12'070	12'220	7'480	5'360

Le fléchissement est identique pour les exportations qui ont diminué de plus de moitié depuis 1982. Le solde des bilans reste nettement positif pour le lac d'environ 14'700 tonnes en 1984.

3.7 *SULFATES*

Les sulfates ne sont déterminés que dans les échantillons d'eau prélevés au Rhône à la Porte du Scex et à la Dranse.

Ces apports en sulfates, stables depuis 1980, subissent un net fléchissement en 1984, en rapport avec la diminution des débits.

Apports en sulfates tonnes SO_4/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	258'500	275'400	323'800	303'700	314'800	308'500	269'800
Dranse	34'000	34'600	34'600	30'200	34'000	35'400	30'800

Les concentrations moyennes pondérées sont transcrites dans le tableau suivant pour les trois dernières années.

Concentrations en sulfates en mg SO_4/l

	1982	1983	1984
Rhône amont			
moyenne	44.0	47.5	53.2
minimum	28.0	28.0	30.0
maximum	82.2	92.0	85.0
Dranse			
moyenne	42.2	51.7	49.8
minimum	22.0	22.0	19.5
maximum	174.0	158.0	160.0

Malgré une fourchette entre valeur minimale et maximale plus étendue pour la Dranse, les valeurs moyennes pondérées sont sensiblement identiques pour les deux affluents.

3.8 *CALCIUM*

Par rapport à 1983, les apports en calcium du Rhône et de la Dranse sont en nette régression. On retrouve en 1984 les conditions des années 1978 en 1979. Les fléchissements des débits en 1984 sont à prendre en compte dans l'explication de cette régression. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont de 41.1 mg Ca/l pour le Rhône (25.7 à 54.1 mg Ca/l) et de 66.7 mg Ca/l pour la Dranse (50.0 à 112 mg Ca/l).

Apports en calcium, tonnes de Ca/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	221'000	228'000	277'000	281'000	271'000	240'000	208'000
Dranse	47'000	47'000	50'000	45'000	51'000	46'000	41'000

3.9 *MAGNESIUM*

Les concentrations moyennes annuelles pondérées des eaux du Rhône amont et de la Dranse en magnésium s'élèvent respectivement à 5.3 mg Mg/l et 8.2 mg Mg/l. Les bilans annuels en cet élément pour ces deux rivières fléchissent depuis 1980 et atteignent 27'000 tonnes et 5'100 tonnes pour l'année 1984.

Apports en magnésium tonnes de Mg/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	30'000	27'500	34'400	30'700	30'900	28'600	27'000
Dranse	6'100	5'700	6'100	5'300	6'100	5'600	5'100

3.10 *SODIUM*

De même que pour les sulfates, le calcium et le magnésium, le sodium n'est analysé que dans le Rhône amont et la Dranse. En 1984, les concentrations moyennes annuelles pondérées s'élèvent à 4.8 mg Na/l pour le Rhône et 2.1 mg Na/l pour la Dranse. Les flux, quant à eux, ils sont très comparables à ceux des années précédentes.

Apports en sodium en tonnes de Na/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Rhône amont	21'400	22'000	24'200	21'400	22'600	24'100	24'200
Dranse	1'500	1'400	1'600	1'500	1'480	1'340	1'330

3.11 *CUIVRE, ZINC ET PLOMB*

Ces éléments ne sont dosés que sur les échantillons du Rhône à la Porte du Scex. Par rapport aux années précédentes, on note une diminution des apports en cuivre depuis 1982 et en plomb depuis 1981. La situation est inverse pour le zinc dont les apports ont été multipliés par 2.5 depuis 1981.

Apports en cuivre, zinc et plomb, en tonnes/an

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Cuivre	17.0	27.7	23.6	28.6	39.5	24.5	20.2
Zinc	77.6	97.9	126.0	85.0	142.3	182.5	217.3
Plomb	9.8	15.2	23.4	22.8	19.0	14.6	10.0

4. CONCLUSIONS

L'étude des affluents du Léman a porté en 1984, comme pour les années précédentes, sur le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge, l'Aubonne et sur l'émissaire, le Rhône à Genève. Selon les résultats des études antérieures ces quatre affluents représentent un peu moins de 90 % de la somme des débits de l'ensemble des affluents au Léman.

Pour 1984, l'ensemble de ces affluents a amené un débit de 191 m^3/s, nettement inférieur à celui de l'année 1983 (240 m^3/s). Le débit moyen annuel de l'émissaire est de 221 m^3/s nettement en retrait des 304 m^3/s de 1983.

Pour les éléments considérés comme déterminants dans les processus d'eutrophisation du Léman, l'examen des bilans conduit aux conclusions suivantes :

. Augmentation des apports en

- azote minéral total	+	224 tonnes	4 affluents
- azote organique	+	424 tonnes	Rhône + Dranse

. Par contre, on enregistre une diminution des apports des éléments suivants :

- phosphore total	-	285 tonnes	4 affluents
- phosphore soluble	-	13 tonnes	4 affluents

. Pour les autres éléments, l'évolution est la suivante :

- chlorures	37'300 à	39'000 tonnes	4 affluents
- carbone organique total	18'650 à	13'000 tonnes	Rhône
- carbone organique dissous	6'800 à	4'900 tonnes	Rhône
- silice	23'860 à	20'080 tonnes	4 affluents
- sulfates	343'900 à	290'600 tonnes	Rhône + Dranse
- calcium	286'000 à	249'000 tonnes	Rhône + Dranse
- magnésium	34'200 à	32'100 tonnes	Rhône + Dranse
- sodium	25'440 à	25'530 tonnes	Rhône + Dranse
- potassium	7'110 à	6'720 tonnes	Rhône + Dranse
- zinc	182 à	217 tonnes	Rhône
- plomb	14 à	10 tonnes	Rhône
- cuivre	24 à	20 tonnes	Rhône

Les soldes des bilans du lac restent positifs pour toutes les formes de l'azote, le phosphore total, le phosphore organique et particulaire, malgré une diminution importante des apports de ces deux derniers éléments. Enfin, le solde des chlorures redevient positif.

CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION

CAMPAGNE 1984

PAR

LUC THELIN

CHEF DU SERVICE DES CONTROLES DE POLLUTION

DEPARTEMENT DES TRAVAUX PUBLICS - GENEVE

En 1984, deux importantes stations ont été mises en service en Haute-Savoie : Morzine dans le bassin du Léman (28'000 habitants) et Chamonix dans le bassin de l'Arve (40'000 habitants). Ainsi que deux petites stations à Araches-Bourg en Haute-Savoie (500 habitants) et Pougny-Gare dans l'Ain (500 habitants).

Ces constructions portent le nombre total de stations d'épuration pour le bassin du Rhône jusqu'à la frontière de Chancy à 175, avec une capacité de 2'629'000 habitants.

Pour le bassin du Léman, ce sont 126 stations d'épuration pour une capacité de 1'845'000 habitants.

1. NOMBRE ET FREQUENCE DES CONTROLES

Le tableau 1 donne les détails des contrôles effectués en 1984.

Le nombre des STEP contrôlées en conformité des recommandations de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (au minimum 4 analyses annuelles sur 24 heures) est inférieur en 1984 à celui de 1983 (tableau 2).

Il faut donc, malheureusement, constater qu'en capacité près du quart des stations d'épuration n'est pas encore suffisamment contrôlé.

Cette carence dans le nombre des contrôles rend extrêmement difficile une appréciation objective du fonctionnement de l'épuration.

Faut-il admirer la station qui, selon trois prélèvements instantanés, rejette de l'eau à 2 mg/l de DBO et condamner celle dont le rejet, selon deux prélèvements instantanés, contient 118 mg/l DBO_5. Et que dire de la station d'épuration contrôlée une seule fois dont le rejet est dix fois plus chargé que l'eau brute !

Le détail des contrôles et des résultats est donné dans les tableaux 6 à 21 par canton et département.

2. RESPECT DES NORMES DE REJET ET RENDEMENT D'EPURATION

a. Pour les normes de pollution organique (demande biochimique et demande chimique en oxygène DBO et DCO) les conclusions du rapport précédent peuvent être reprises, à savoir que les normes de rejet en concentration sont très généralement respectées mais que les rendements d'épuration sont encore trop souvent en-dessous de 85 %.

b. En ce qui concerne l'élimination du phosphore, la majorité des stations pratiquant la déphosphatation (94 % de la capacité habitants dans le bassin lémanique) fonctionne correctement et respecte les normes tant de rejet que de rendement.

TABLEAU 1 - Fréquence des contrôles effectués en 1984 sur les stations d'épuration

	Stations d'épuration en service		Contrôlées sur 24 h 4 fois et plus		1 à 3 contrôles sur 24 h et contrôles instantanés		Non contrôlées	
	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.
HAUTE-SAVOIE	37	384'000	1	115'000	35	262'500	1	6'500
	100 %	100 %	2.7 %	29.9 %	94.6 %	68.4 %	2.7 %	1.7 %
VAUD	60	691'685	46	677'520	13	13'165	1	1'000
	100 %	100 %	76.7 %	98.0 %	21.7 %	1.9 %	0.6 %	0.1 %
VALAIS	51	954'958	5	689'073	42	264'095	4	1'790
	100 %	100 %	9.8 %	72.2 %	82.4 %	27.6 %	7.8 %	0.2 %
GENEVE	16	542'725	15	542'650	1	75	-	-
	100 %	100 %	94.0 %	99.9 %	6.0 %	0.1 %	-	-
AIN	11	55'700	-	-	5	47'300	6	8'400
	100 %	100 %	-	-	45.0 %	85.0 %	55.0 %	15.0 %
T O T A L	175	2'629'068	67	2'024'243	96	587'135	12	17'690
	100 %	100 %	38.3 %	77.0 %	54.8 %	22.3 %	6.9 %	0.7 %

TABLEAU 2 - Evolution du nombre et de la capacité des stations contrôlées, selon les normes

Année	Nombre de stations	%	Capacité	%
1979	57	38	1'205'000	54
1980	59	39	1'240'000	55
1981	78	49	2'071'000	86
1982	85	51	2'192'000	88
1983	85	50	2'186'000	85
1984	67	38	2'024'000	77

3. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LEMAN

Il a été possible de calculer les flux pour cent onze stations dont le débit est mesuré.

La charge à l'entrée des stations a un peu augmenté par rapport à 1983 pour être sensiblement identique à celle constatée en 1982.

3.1 *DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (TABLEAU 3)*

En raison, d'une part de l'augmentation de la charge à l'entrée des stations et d'autre part de la légère diminution du rendement d'élimination total (89.8 au lieu de 92.1 % en 1983), l'apport au Léman a passé de 2'026 tonnes/an à 2'623 tonnes/an en 1984.

TABLEAU 3 - Bilan des apports en DBO_5 des stations d'épuration du bassin du Léman

	Nombre de stations	kg/j			Tonnes/an		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Haute-Savoie	3	4827	1228	3599	1767	450	1317
Vaud [1]	58	27588	3620	23968	10097	1325	8772
Valais [2]	46	37253	2191	35062	13634	802	12832
Genève	3	464	77	387	169	28	141
Ain [3]	1	103	48	55	38	18	20
	111	70235	7164	63071	25705	2623	23082

Rendement d'élimination total 89.8 %

[1] = sans la station de Roche

[2] = sans la station du Grand-St-Bernard

[3] = sans la station de Ferney-Voltaire

3.2 *PHOSPHORE TOTAL*

Le tableau 4 donne les apports au Léman en phosphore total.

TABLEAU 4 - Bilan des apports en phosphore total des stations d'épuration du bassin du Léman

	Nombre de stations	kg/j			Tonnes/an		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Haute-Savoie	3	202.5	50.3	152.2	74.1	18.4	55.7
Vaud	59	1332.4	205.0	1127.4	487.6	75.0	412.6
Valais [1]	46	828.9	195.3	633.6	303.4	71.5	231.9
Genève	3	25.7	6.1	19.6	9.4	2.2	7.2
Ain [2]	1	10.9	9.1	1.8	4.0	3.3	0.7
	112	2400.4	465.8	1934.6	878.5	170.4	708.1

Rendement d'élimination total 80.6 %

[1] = sans la station du Grand St-Bernard

[2] = sans la station de Ferney-Voltaire

L'évolution des bilans annuels est la suivante (en tonnes par an) :

Année	quantité à l'entrée	quantité au rejet	quantité éliminée	% d'élimination
1981	911	224	687	75.4
1982	900	186	714	79.3
1983	862	206	656	76.1
1984	878	170	708	80.6

Ces chiffres montrent une grande stabilité dans les flux et également dans les rendements d'épuration. La diminution de la quantité de phosphore rejeté ne peut être considérée comme significative.

3.3 *APPORTS DIRECTS AU LAC DES SIX PRINCIPALES STATIONS D'EPURATION*

Les apports directs des principales stations (Lausanne, Vevey, Montreux, Morges, Pully et Thonon) ont été calculés de façon identique à celle des rapports précédents (tableau 5).

TABLEAU 5 - Apports directs au lac

	Lausanne	Vevey	Montreux	Morges	Pully	Thonon
TOC tonnes C/an	565	69.5	76.4	48		267
Phosphore total tonnes P/an	19.03	3.58	4.72	1.53	1.21	16.8
PO_4^{3-} tonnes P/an	11.9	1.44	2.73	0.97	0.51	4.00
NH_4^+ tonnes N/an	397	63	55	43	59	93
NO_2^- tonnes N/an	14.3	2.0	2.0	1.8	0.5	2.5
NO_3^- tonnes N/an	25.3	2.5	10.7	12.0	1.1	10.4
DCO tonnes O_2/an	2761	255	280	182	141	1739
DBO_5 tonnes O_2/an	666	60	104	31	37	403
Cl^- tonnes Cl/an	3966	236	357	302	235	570
Débit m^3/jour	130'083	14'830	20'187	12'110	8'342	22'978

Il y a une augmentation, en comparaison avec 1983, dans les tonnages rejetés spécialement pour la charge organique et le phosphore total. Les flux se retrouvent au niveau de 1982. L'évolution des rejets en phosphore total, depuis 1981, est la suivante :

	1981	1982	1983	1984
Lausanne	20.8	19.5	11.8	19.0
Vevey	4.7	3.4	2.3	3.6
Montreux	8.7	4.2	2.5	4.7
Morges	4.0	3.9	3.7	1.5
Pully	1.8	1.2	0.8	1.2
Thonon	26.9	17.8	11.8	16.8
Total	66.9	50.0	32.9	46.8

Les rendements des stations vaudoises se trouvant constamment au-dessus de 85 % et souvent autour de 90 %, il faut considérer que ces variations proviennent de conditions indépendantes de leur exploitation et de leur fonctionnement. De plus, le très grand nombre de contrôles effectués (tous les 2 jours et même quotidiennement) augmente certainement la représentativité des chiffres de 1984.

4. CHARGE QUOTIDIENNE PAR HABITANT

4.1 *CHARGES HYDRAULIQUES*

Cette charge est toujours très variable d'une station à l'autre. Elle se trouve couramment entre 300 et 600 litres par jour et par habitant, généralement un peu plus forte en Suisse qu'en France.

Des plus fortes charges se trouvent également ascendant à 1'300 - 1'500 et même 2'000 litres/jour/habitant.

Ceci démontre une fois de plus la nécessité de lutter énergiquement contre les eaux parasites.

4.2 *CHARGES ORGANIQUES ET EN PHOSPHORE*

Les stations recevant de fortes charges organiques par habitant sont l'exception dans le bassin du Léman. Pour le plus grand nombre la charge organique se trouve entre 40 et 70 grammes par jour. Les stations recevant des charges plus faibles sont également nombreuses.

La charge en phosphore se trouve entre 2 et 4 grammes/habitant/jour. Peu de stations dépassent ces chiffres, par contre certaines ne les atteignent pas.

Ces deux constatations montrent une fois de plus que l'état des réseaux de canalisations n'est pas satisfaisant et que des eaux usées n'arrivent pas aux stations d'épuration.

5. CONCLUSIONS

1. Pour 108 stations d'épuration, soit 23 % de la capacité d'épuration installée, les contrôles de fonctionnement ne sont pas encore suffisants pour permettre un jugement de leur efficacité d'épuration. Une amélioration des contrôles est indispensable.

2. Les stations d'épuration, suffisamment contrôlées, respectent généralement les normes de rejet et de rendement demandées par la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

3. Cependant, beaucoup trop d'entre elles reçoivent d'une part une quantité d'eau parasite trop importante et d'autre part une charge organique et en phosphore trop faible comparée à la population desservie. La mise en ordre des réseaux de canalisations s'impose donc de façon impérative.

4. Les apports totaux en phosphore au Léman ont diminué d'une trentaine de tonnes. Cette amélioration, certainement peu significative, ne doit pas masquer l'effort considérable à poursuivre pour achever la construction des stations d'épuration et les équiper toutes de la déphosphatation.

DEPARTEMENT DE LA HAUTE-SAVOIE

BASSIN DU LEMAN

. Thonon-les-Bains
  Morzine
\+ Bons-en-Chablais
\+ Vacheresse
  Veigy-Fonceney
\+ Cervens
\+ Saint-Paul-en-Chablais
\+ Le Biot

\+ Stations sans déphosphatation

BASSIN DU RHONE

. Annemasse
  Chamonix
  La Roche-sur-Foron
  Samoens
  Bonneville
  Bonne-sur-Menoge (Cranves-Sales)
  Les Gets
  Saint-Julien-en-Genevois
  Flaine
  Taninges
  Bellecombe
  Neydens
  Le Thy
  Collonges-sous-Salève
  Le Grand-Bornand
  Combloux
  Taninges-Praz de Lys
  Les Houches
  Saint-Pierre-en-Faucigny
  Onnion
  Araches-les-Carroz
  Cordon
  Valleiry
  Boëge
  Magland
  Le Reposoir
  Etrembières
  Araches (Bourg)

Station d'épuration non contrôlée

Sallanches 6'500 habitants

Voir tableaux 6 à 9.

TABLEAU 6 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Léman)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Thonon-les-Bains	115'000	4 E + 4 S	24 h	187	48	74	334	76	77	687	239	65	7.5	2.0	73
		8 S	24 h	-	-	-	-	81	-	-	228	-	-	2.1	-
Contrôles par le gestionnaire		104 E + 104 S	24 h	227	48	79	369	64	83	657	203	69	6.3	1.9	69
Morzine	28'000	2 E + 2 S	24 h	90	22	75	91	13	86	230	60	74	4.7	0.7	85
Bons-en-Chablais	2'700	3 S	instantané	-	31	-	-	21	-	-	83	-	-	6.4	-
Vacheresse	2'500	3 S	instantané	-	5	-	-	13	-	-	40	-	-	15.6	-
Veigy-Foncenex	2'800	1 E + 1 S	24 h	120	25	79	120	15	88	455	45	90	14.0	2.0	85
		3 S	instantané	-	6	-	-	6	-	-	45	-	-	2.7	-
Cervens	1'700	3 S	instantané	-	13	-	-	35	-	-	63	-	-	2.7	-
St-Paul-en-Chablais	1'500	3 S	instantané	-	42	-	-	28	-	-	69	-	-	8.8	-
Le Biot	600	1 S	instantané	-	15	-	-	12	-	-	45	-	-	2.2	-

TABLEAU 7 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Rhône)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Annemasse	60'000	2 E + 2 S	24 h	137	11	92	176	19	89	409	65	84	-	-	-
Chamonix	40'000	1 E + 1 S	24 h	56	11	80	164	40	76	167	41	75	-	-	-
La Roche sur Foron	17'000	1 E + 1 S	24 h	573	545	5	318	1172	-	1669	1530	8	-	-	-
		4 S	instantané	-	42	-	-	40	-	-	99	-	-	-	-
Bonneville	15'000	1 E + 1 S	24 h	547	51	91	421	9	98	999	97	90	-	-	-
		3 S	instantané	-	58	-	-	31	-	-	128	-	-	-	-
Samoens	9'300	3 S	instantané	-	14	-	-	5	-	-	22	-	-	3.9	-
Bonne s/Menoge (Cranves-Sales)	7'700	1 E + 1 S	24 h	64	5	71	93	22	76	186	38	79	10.2	6.7	35
		3 S	instantané	-	5	-	-	8	-	-	27	-	-	6.3	-
Les Gets	7'500	4 S	instantané	-	19	-	-	12	-	-	35	-	-	0.5	-
Flaine	7'000	1 E + 1 S	24 h	340	53	85	275	26	90	715	137	81	-	-	-
		1 S	instantané	-	16	-	-	13	-	-	57	-	-	6.0	-
St Julien en Genevois	7'500	4 S	instantané	-	12	-	-	19	-	-	44	-	-	1.4	-
Taninges	5'700	4 S	instantané	-	9	-	-	17	-	-	28	-	-	-	-
Bellecombe	5'400	1 E + 1 S	24 h	400	12	97	703	9	99	1277	65	95	-	-	-
		3 S	instantané	-	33	-	-	34	-	-	95	-	-	-	-
Neydens	5'300	4 S	instantané	-	15	-	-	44	-	-	55	-	-	4.5	-
Le Thy	5'400	4 S	instantané	-	10	-	-	12	-	-	34	-	-	2.0	-
Collonges s/Salève	4'000	3 S	instantané	-	21	-	-	15	-	-	48	-	-	7.8	-
Le Grand Bornand	3'400	3 S	instantané	-	64	-	-	56	-	-	135	-	-	10.6	-

TABLEAU 7 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984 (suite)

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Rhône)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Combloux	3'000	3 S	instantané		35			49			83			9.5	
Taninges (Praz de Lys)	2'200	3 S	instantané		36			45			140			11.4	
Les Houches	2'500	3 S	instantané		13			10			49			13.5	
St-Pierre en Faucigny	2'500	4 S	instantané		49			49			132			17.6	
Onnion	2'000	3 S	instantané		13			26			51			8.0	
Arâches les Carroz	1'800	1 E + 1 S	24 h	370	310	16	184	128	30	783	626	20	-	-	-
Cordon	1'800	3 S	instantané		41			128			207			14.8	
Valleiry	1'700	3 S	instantané		10			7			23			5.8	
Boege	1'500	3 S	instantané		18			24			61			8.5	
Magland	1'500	3 S	instantané		2			2			15			1.5	
Le Reposoir	1'000	2 S	instantané		-			152			560			12.4	
Etrembières	500	2 S	instantané		118			176			320			28.5	
Arâches (Bourg)	500	3 S	instantané		34			35			138			6.3	

TABLEAU 8 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
estimation de la charge quotidienne

HAUTE-SAVOIE

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Thonon-les-Bains	22'977	4302	1100	3202	15785	5492	10293	173.0	46.0	127.0
Contrôles par le gestionnaire	23'408	5314	1124	4190	15379	4752	10627	147.0	45.4	101.6
Annemasse	19'585	2683	215	2468	8010	1273	6737	-	-	-
Chamonix	13'959	786	155	631	2331	572	1759	-	-	-
Morzine	5'486	495	122	373	1262	329	933	26.0	3.8	22.2
La Roche sur Foron	3'020	1729	1647	82	-	299	-	-	-	-
Bonneville	780	427	40	387	779	76	703	-	-	-
Bonne s/Menoge	409	26	2	24	76	15	61	4.0	2.6	1.4
Flaine	1'060	363	56	307	758	145	613	-	-	-
S.I. Bellecombe	617	247	8	239	788	40	748	-	-	-
Veigy-Foncenex	253	30	6	24	115	11	104	3.5	0.5	3.0
Araches les Carroz	697	258	216	42	545	436	109	-	-	-

TABLEAU 9 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984

HAUTE-SAVOIE

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Thonon-les-Bains	115'000	42'740	101	538	4.05
Annemasse	60'000	48'000	56	408	-
Chamonix	40'000	28'000	28	498	-
Morzine	28'000	19'000	26	288	1.40
La Roche s/Foron	17'000	8'000	216	378	-
Bonneville	15'000	4'200	101	186	-
Bonne s/Menoge	7'700	1'000	26	409	4.00
Flaine	7'000	8'000	45	133	-
Bellecombe	5'400	1'900	130	325	-
Veigy-Foncenex	2'800	1'600	19	158	2.20
Araches les Carroz	1'800	5'400	48	129	-

CANTON DE VAUD

BASSIN DU RHONE AMONT

. Leysin
Lavey Saint-Maurice
Ormont-Dessous
Gryon
Ormont-Dessus

BASSIN DU LEMAN

.	Lausanne	stations dont l'effluent se rejette directement au lac ou à proximité immédiate
	Vevey	
	Montreux	
	Morges	
	Pully	
	Gland	
	Cully	
	Nyon	
	Lutry	
+	Rolle	
	Villeneuve	
	Saint-Prex	
	Prangins	
	Coppet	
	Founex	
	Mies-Tannay	
	Crans	
	Allaman	
+	Buchillon	
	Aigle	stations dont l'effluent se rejette dans un cours d'eau
	Penthaz	
	Bussigny	
	Bière	
	La Sarraz	
	Aubonne	
+	Eclépens	
	Chavannes-de-Bogis	
	La Claie-aux-Moines	
	Gimel	
	Gingins	
+	Montricher	
	Sullens	
	L'Isle	
	Crassier/La Rippe	
	Ollon	
	Roche	
	Yvorne	
	Rennaz	
	Lully	
+	Saint-George	
+	Colombier	
	Gilly	
+	Mont-la-Ville	
	Apples	
	Senarclens	
+	Vullierens	
	Reverolle	
+	Moiry	
	Chavannes-des-Bois	
	Burtigny	
+	Dizy	
+	Marchissy	
+	Daillens	
+	Bettens	

Station d'épuration non contrôlée

+ Cugy 1'000 habitants

+ Stations d'épuration non équipées de déphosphatation

Voir tableaux 10 à 12.

TABLEAU 10 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Lausanne	330'000	159 E + 159 S	24 h	123	14	89	-	13	-	259	58	78	4.4	0.4	91
Vevey	60'000	355 E + 355 S	24 h	84	11	87	-	10	-	195	47	76	5.0	0.7	87
Montreux	45'000	355 E + 355 S	24 h	53	14	74	-	10	-	135	38	72	4.4	0.6	85
Morges	36'150	245 E + 245 S	24 h	95	7	93	-	10	-	177	41	77	5.3	0.4	93
Pully	30'000	236 E + 236 S	24 h	110	12	89	-	8	-	152	46	70	5.4	0.4	93
Aigle	15'000	13 E + 13 S	24 h	113	13	88	-	10	-	190	49	74	6.1	0.8	86
Gland	14'000	12 E + 12 S	24 h	79	19	76	-	8	-	192	28	85	6.1	0.7	88
Lutry	12'000	5 E + 5 S	24 h	56	7	88	-	8	-	118	34	71	4.4	0.5	89
Nyon	12'000	8 E + 8 S	24 h	134	36	73	-	58	-	264	93	65	6.7	0.8	89
Ollon	11'000	6 E + 6 S	24 h	52	4	92	-	5	-	125	22	82	4.0	0.5	88
Leysin	10'000	5 E + 5 S	24 h	44	5	89	-	4	-	104	21	80	3.5	0.6	83
Penthaz	8'500	5 E + 5 S	24 h	56	7	88	-	5	-	143	29	80	3.8	0.9	76
Bussigny	8'000	6 E + 6 S	24 h	156	18	88	-	17	-	293	71	76	6.1	0.4	93
Lavey-St-Maurice	8'000	5 E + 5 S	24 h	72	4	94	-	5	-	178	15	92	5.7	0.3	95
Ormont-Dessous	7'770	6 E + 6 S	24 h	81	10	88	-	10	-	211	38	82	5.8	0.4	93
Rolle	7'500	8 E + 8 S	24 h	104	16	85	-	15	-	178	54	70	3.6	1.9	47
Saint-Prex	7'000	5 E + 5 S	24 h	80	9	89	-	5	-	145	28	81	4.7	0.8	83
Villeneuve	6'100	6 E + 6 S	24 h	168	11	93	-	15	-	304	80	74	10.2	2.0	80
Cully	5'000	12 E + 12 S	24 h	105	8	92	-	7	-	193	45	77	6.2	0.3	95
Gryon	5'000	6 E + 6 S	24 h	21	3	86	-	9	-	60	16	73	1.7	0.8	53

TABLEAU 10 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Bière	4'900	12 E + 12 S	24 h	204	4	98	-	3	-	503	26	95	12.5	0.2	98
La Sarraz	4'000	4 E + 4 S	24 h	53	16	70	-	22	-	161	59	63	4.7	2.3	51
Aubonne	3'800	5 E + 5 S	24 h	37	6	84	-	8	-	107	34	68	4.1	0.7	83
Ormont-Dessus	3'500	2 E + 2 S	24 h	62	21	66	-	20	-	97	30	69	5.0	4.1	18
Coppet	3'000	5 E + 5 S	24 h	66	17	74	-	12	-	170	60	65	7.2	1.3	82
Prangins	3'000	4 E + 4 S	24 h	61	6	90	-	17	-	182	57	69	6.9	1.2	83
Founex	2'300	3 E + 3 S	24 h	42	7	83	-	15	-	119	59	50	6.9	6.1	12
Mies-Tannay	2'200	4 E + 4 S	24 h	62	4	94	-	12	-	160	49	69	8.4	1.1	87
Chavannes-de-Bogis	1'600	4 E + 4 S	24 h	33	5	85	-	13	-	139	44	68	4.5	0.4	91
Eclépens	1'600	4 E + 4 S	24 h	35	6	83	-	9	-	85	32	62	5.1	4.7	8
La Claie-aux-Moines	1'500	4 E + 4 S	24 h	21	4	81	-	14	-	64	24	63	2.9	1.0	66
Roche	1'500	12 E + 12 S	24 h	-	-	-	-	-	-	210	56	73	4.2	0.5	89
Gimel	1'500	4 E + 4 S	24 h	76	31	59	-	59	-	195	120	38	5.9	4.9	17
Gingins	1'300	4 E + 4 S	24 h	108	9	92	-	24	-	242	66	73	6.1	1.7	72
Yvorne	1'300	13 E + 13 S	24 h	174	13	93	-	12	-	373	50	87	7.1	2.5	65
Montricher	1'135	4 E + 4 S	24 h	65	19	71	-	20	-	170	63	63	6.1	6.2	-
Sullens	1'000	2 E + 2 S	24 h	44	11	75	-	16	-	79	37	53	3.7	0.7	81
L'Isle	970	3 E + 3 S	24 h	49	20	59	-	29	-	193	97	50	4.3	0.9	79
Crassier-la-Rippe	920	3 E + 3 S	24 h	79	9	89	-	20	-	257	73	72	6.7	0.8	88
Lully	900	20 E + 20 S	24 h	46	6	87	-	9	-	95	26	73	3.1	0.1	96

TABLEAU 10 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l E	DBO_5 mg/l S	DBO_5 élimination %	Mat. susp. mg/l E	Mat. susp. mg/l S	Mat. susp. élimination %	DCO mg/l E	DCO mg/l S	DCO élimination %	Phosphore total mg/l E	Phosphore total mg/l S	Phosphore total élimination %
Saint-George	860	4 E + 4 S	24 h	75	23	69	-	36	-	214	100	53	7.1	6.0	15
Colombier	850	1 E + 1 S	24 h	-	9	-	-	31	-	-	71	-	-	3.4	-
Gilly	825	5 E + 5 S	24 h	45	5	89	-	12	-	185	58	69	4.5	0.3	93
Mont-la-Ville	800	3 E + 3 S	24 h	15	9	40	-	11	-	90	51	43	4.1	5.7	-
Apples	800	4 E + 4 S	24 h	93	5	95	-	10	-	206	34	83	6.0	0.5	92
Crans	750	4 E + 4 S	24 h	66	23	65	-	79	-	197	106	46	6.1	4.6	25
Senarclens	715	2 E + 2 S	24 h	46	12	74	-	23	-	85	70	18	4.0	1.2	70
Vullierens	630	2 E + 2 S	24 h	11	6	45	-	11	-	62	27	56	0.8	1.1	-
Rennaz	600	4 E + 4 S	24 h	37	5	86	-	11	-	102	30	71	3.4	0.4	88
Reverolle	580	3 E + 3 S	24 h	39	6	85	-	30	-	128	46	64	6.2	0.8	87
Moiry	580	4 E + 4 S	24 h	28	10	64	-	17	-	101	51	50	4.7	4.2	11
Daillens	500	8 E + 8 S	24 h	63	11	83	-	16	-	160	67	58	6.1	5.3	13
Chavannes-des-Bois	500	98 E + 98 S	instantané	-	6	-	-	-	-	-	27	-	-	5.0	-
Allaman	500	2 E + 2 S	24 h	117	50	57	-	73	-	583	179	69	10.2	10.2	-
Burtigny	400	4 E + 4 S	24 h	67	8	88	-	14	-	174	49	72	6.2	0.7	89
Dizy	315	3 E + 3 S	24 h	104	10	90	-	13	-	173	40	77	5.4	1.6	70
Bettens	250	7 E + 7 S	24 h	86	18	79	-	38	-	164	124	24	3.5	6.3	-
Marchissy	200	4 E + 4 S	24 h	14	2	86	-	5	-	67	21	69	2.4	1.8	25
Buchillon	85	3 E + 3 S	24 h	188	7	96	-	17	-	361	56	84	13.5	6.2	54

TABLEAU 11 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
estimation de la charge quotidienne

VAUD

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Lausanne	130'083	16000	1821	14179	33691	7545	26146	572.4	52.0	520.4
Vevey	14'830	1246	163	1083	2892	697	2195	74.2	9.8	64.4
Montreux	20'187	1070	283	787	2725	767	1958	88.6	12.9	75.7
Morges	12'110	1150	85	1065	2143	497	1646	63.6	4.2	59.4
Pully	8'342	918	100	818	1268	384	884	45.0	3.3	41.7
Aigle	4'057	458	53	405	771	199	572	24.7	3.4	21.3
Gland	8'032	635	153	482	1542	225	1317	49.3	5.8	43.5
Lutry	3'200	179	22	157	378	109	269	14.1	1.6	12.5
Nyon	8'484	1137	305	832	2240	789	1451	56.8	6.4	50.4
Ollon	6'018	313	24	289	752	132	620	24.1	3.0	21.1
Leysin	3'858	170	19	151	401	81	320	13.5	2.3	11.2
Penthaz	3'833	215	27	188	548	111	437	14.6	3.4	11.2
Bussigny	2'870	448	52	396	841	204	637	17.5	1.1	16.4
Lavey-St-Maurice	5'398	389	22	367	961	81	880	30.8	1.6	29.2
Ormont-Dessous	597	48	6	42	126	23	103	3.5	0.2	3.3
Rolle	5'416	563	87	476	964	292	672	19.5	10.3	9.2
Saint-Prex	3'354	268	30	238	486	94	392	15.8	2.7	13.1
Villeneuve	1'412	237	16	221	429	113	316	14.4	2.8	11.6
Cully	1'818	191	15	176	351	82	269	11.3	0.5	10.8
Gryon	1'235	26	4	22	74	20	54	2.1	1.0	1.1
Bière	2'112	431	8	423	1062	55	1007	26.4	0.4	26.0
La Sarraz	1'956	104	31	73	315	115	200	9.2	4.5	4.7
Aubonne	2'067	76	12	64	221	70	151	8.5	1.4	7.1
Ormont-Dessus	1'085	67	23	44	105	33	72	5.4	4.4	1.0
Coppet	2'199	145	37	108	374	132	242	15.8	2.9	12.9
Prangins	864	53	5	48	157	49	108	6.0	1.0	5.0
Founex	3'794	159	27	132	451	224	227	26.2	23.1	3.1
Mies-Tannay	1'087	67	4	63	174	53	121	9.1	1.2	7.9
Chavannes-de-Bogis	328	11	2	9	46	14	32	1.5	0.1	1.4
Eclépens	302	11	2	9	26	10	16	1.5	1.4	0.1
La Claie-aux-Moines	452	9	2	7	29	11	18	1.3	0.5	0.8
Roche	1'158	-	-	-	243	65	178	4.8	0.5	4.3
Gimel	488	37	15	22	95	59	36	2.9	2.4	0.5
Gingins	1'230	133	11	122	298	81	217	7.5	2.1	5.4
Yvorne	696	121	9	112	260	35	225	4.9	1.8	3.1
Montricher	498	32	9	23	85	31	54	3.0	3.1	-
Sullens	612	27	7	20	48	23	25	2.3	0.4	1.9
L'Isle	1'259	62	25	37	243	122	121	5.4	1.1	4.3
Crassier-la-Rippe	316	25	3	22	81	23	58	2.1	0.3	1.8
Lully	469	22	3	19	45	12	33	1.4	0.1	1.3
Saint-George	251	19	6	13	54	25	29	1.8	1.5	0.3
Colombier	260	-	2	-	-	18	-	-	0.9	-
Gilly	140	6	1	5	26	8	18	0.6	0.0	0.6
Mont-la-Ville	260	4	2	2	23	13	10	1.1	1.5	-
Apples	242	23	1	22	50	8	42	1.5	0.1	1.4
Crans	662	44	15	29	130	70	60	4.0	3.0	1.0

TABLEAU 11 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
(suite) estimation de la charge quotidienne

VAUD

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Senarclens	390	18	5	13	33	27	6	1.6	0.5	1.1
Vullierens	410	5	3	2	25	11	14	0.3	0.5	-
Rennaz	347	13	2	11	35	10	25	1.2	0.1	1.1
Reverolle	194	8	1	7	25	9	16	1.2	0.2	1.0
Moiry	389	11	4	7	39	20	19	1.8	1.6	0.2
Daillens	213	13	2	11	34	14	20	1.3	1.1	0.2
Chavannes-des-Bois	80	-	1	-	-	2	-	-	0.4	-
Allaman	870	102	44	58	507	156	351	8.9	8.9	0.0
Burtigny	260	17	2	15	45	13	32	1.6	0.2	1.4
Dizy	102	11	1	10	18	4	14	0.6	0.2	0.4
Bettens	169	15	3	12	28	21	7	0.6	1.1	-
Marchissy	993	14	2	12	67	21	46	2.4	1.8	0.6
Buchillon	63	12	1	11	23	4	19	0.9	0.4	0.5

TABLEAU 12 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984

VAUD

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge Phosphore total g/hab/jour
Lausanne	330'000	194'284	82	670	2.9
Vevey	60'000	36'436	34	407	2.0
Montreux	45'000	33'496	32	603	2.6
Morges	36'150	22'905	50	529	2.8
Pully	30'000	17'025	54	490	2.6
Aigle	15'000	6'369	72	637	3.9
Gland	14'000	13'631	47	589	3.6
Lutry	12'000	6'240	29	513	2.3
Nyon	12'000	14'716	77	577	3.9
Ollon	11'000	12'005	26	501	2.0
Leysin	10'000	9'176	18	420	1.5
Penthaz	8'500	4'476	48	856	3.3
Bussigny	8'000	8'529	52	336	2.1
Lavey-St-Maurice	8'000	4'000	97	1'350	7.7
Ormont-Dessous	7'770	2'628	18	227	1.3
Rolle	7'500	5'440	104	996	3.6
Saint-Prex	7'000	4'506	60	744	3.5
Villeneuve	6'100	3'733	64	378	3.9
Cully	5'000	3'870	49	470	2.9
Gryon	5'000	3'417	8	361	0.6

TABLEAU 12 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge Phosphore total g/hab/jour
Bière	4'900	2'250	191	939	11.7
La Sarraz	4'000	1'727	60	1'133	5.3
Aubonne	3'800	3'483	22	593	2.4
Ormont-Dessus	3'500	2'360	29	460	2.3
Coppet	3'000	3'748	39	587	4.2
Prangins	3'000	2'287	23	378	2.6
Founex	2'300	2'408	66	1'575	10.9
Mies-Tannay	2'200	1'991	34	546	4.6
Chavannes-de-Bogis	1'600	997	11	329	1.5
Eclépens	1'600	682	15	443	2.3
La Claie-aux-Moines	1'500	783	12	577	1.7
Roche	1'500	853	-	1'358	5.6
Gimel	1'500	1'316	28	371	2.2
Gingins	1'300	1'300	102	946	5.8
Yvorne	1'300	1'008	120	690	4.9
Montricher	1'135	623	52	799	4.9
Sullens	1'000	786	34	779	2.9
L'Isle	970	663	93	1'898	8.2
Crassier-la-Rippe	920	1'048	24	302	2.0
Lully	900	750	29	625	1.9
Saint-George	860	343	55	732	5.2
Colombier	850	572	-	455	-
Gilly	825	553	11	253	1.1
Mont-la-Ville	800	309	13	841	3.4
Apples	800	885	25	273	1.6
Crans	750	1'463	30	453	2.8
Senarclens	715	450	40	867	3.5
Vullierens	630	300	15	1'367	1.1
Rennaz	600	267	48	1'300	4.4
Reverolle	580	325	23	598	3.7
Moiry	580	300	36	1'297	6.1
Daillens	500	400	34	533	3.2
Chavannes-des-Bois	500	230	-	347	-
Allaman	500	326	312	2'669	27.2
Burtigny	400	224	78	1'161	7.2
Dizy	315	100	106	1'020	5.5
Bettens	250	200	73	845	3.0
Marchissy	200	188	74	5'282	12.7
Buchillon	85	50	237	1'260	17.0

CANTON DU VALAIS

. + Viège-Lonza
  Monthey-Ciba
  Châteauneuf
  Sierre
  Chandoline
  Martigny
  Granges
  Zermatt
  Nendaz
  Verbier
  Fiesch
  Leukerbad
  Collombey
  Vétroz
  Chamoson
  Randa
  Saxon
  Riddes
  Bouveret
  Leytron
  Saint-Léonard
  Saint-Martin
  Uvrier
  Charrat
  Saint-Gingolph
  Varen
  Icogne
+ Brigue
+ Torgon
+ Isérables
+ Vouvry
+ Champéry
+ Riederalp
+ Siviez
+ Erde
+ Goppisbergeralp
+ Anzère
+ Aproz
+ Mase
+ Guttet
+ Grand Saint-Bernard
+ Hohtenn
+ Chemin
+ Illarsaz
+ Daviaz
+ Greich
+ Bister

Stations d'épuration non contrôlées

+ Unterbach	1'000 habitants
+ Rosswald	350 habitants
+ Mex	300 habitants
+ Goppisberg	140 habitants

+ stations d'épuration non équipées de déphosphatation

Les effluents des stations valaisannes se jettent dans le Rhône ou ses affluents, sauf les stations du Bouveret (Port-Valais) et de Saint-Gingolph qui se jettent dans le lac.

Voir tableaux 13 à 15.

TABLEAU 13 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

VALAIS

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Viège)	311'073	6 E + 6 S [1]	24 h	77	15	80	-	48	-	-	-	-	7.8	1.1	86
Lonza)		6 E + 6 S [2]	24 h	1675	15	99	-	48	-	-	-	-	4.3	1.1	75
Monthey)	280'000	6 E + 6 S [1]	48 h	98	13	86	-	20	-	-	-	-	5.1	0.9	83
Ciba)		6 E + 6 S [2]	48 h	1130	13	99	-	20	-	-	-	-	9.3	0.9	91
Châteauneuf	50'000	3 E + 3 S	24 h	101	18	82	-	7	-	157	55	65	3.9	1.1	72
Sierre	50'000	4 E + 4 S	24 h	60	5	92	-	5	-	129	34	74	4.7	1.7	64
Brigue	44'000	1 E + 1 S	24 h	30	15	50	-	54	-	107	69	36	1.5	0.9	41
Candoline	26'000	46 E + 46 S	24 h	102	5	95	-	9	-	209	23	89	6.0	0.9	86
Martigny	24'000	3 E + 3 S	24 h	103	9	91	-	21	-	213	53	75	5.6	1.1	80
Granges	22'000	4 E + 4 S	24 h	44	13	71	-	10	-	119	31	74	4.9	1.0	79
Zermatt	22'000	3 E + 3 S	24 h	106	8	92	-	3	-	226	36	84	6.2	0.7	88
Nendaz	20'000	3 E + 3 S	24 h	83	8	91	-	9	-	120	51	58	3.8	0.9	77
Verbier	15'000	3 E + 3 S	24 h	50	5	91	-	2	-	135	26	81	3.6	0.3	92
Finges	14'100	3 E + 3 S	24 h	92	8	91	-	6	-	176	48	73	4.3	1.5	66
Leukerbad	11'000	3 E + 3 S	24 h	28	4	86	-	6	-	74	25	66	5.2	0.7	87
Collombey	6'500	2 E + 2 S	24 h	48	9	82	-	7	-	109	32	71	3.3	0.4	88
Vétroz	6'500	2 E + 2 S	24 h	82	5	94	-	3	-	162	25	85	4.4	0.4	90
Camoson	4'000	2 E + 2 S	24 h	35	9	74	-	8	-	143	42	71	3.2	1.0	69
Randa	4'000	3 E + 3 S	24 h	66	7	90	-	4	-	109	34	69	3.2	0.4	86
Saxon	3'500	2 E + 2 S	24 h	50	5	91	-	2	-	117	14	88	3.6	1.0	74

[1] = Eaux domestiques
[2] = Eaux industrielles

TABLEAU 13 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984 (suite)

VALAIS

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Vouvry	3'500	2 E + 2 S	24 h	37	35	4	-	32	-	89	83	7	3.7	4.2	-
Champéry	3'000	2 E + 2 S	24 h	98	10	90	-	3	-	105	31	70	4.7	2.3	50
Riddes	2'800	2 E + 2 S	24 h	221	37	83	-	14	-	364	195	46	9.8	0.7	93
Bouveret	2'500	2 E + 2 S	24 h	98	11	89	-	10	-	236	44	82	7.2	0.3	96
Leytron	2'250	2 E + 2 S	24 h	142	9	94	-	5	-	385	38	90	12.1	0.4	97
Riederalp	2'250	1 E + 1 S	instantané	245	45	82	-	8	-	297	133	55	11.1	4.1	63
Saint-Léonard	2'000	1 E + 1 S	24 h	99	4	96	-	1	-	290	34	88	9.4	0.9	90
Torgon	2'000	2 E + 2 S	24 h	163	23	86	-	12	-	180	63	65	3.5	2.6	26
Isérables	2'000	2 E + 2 S	instantané	77	8	90	-	6	-	239	51	79	5.7	2.8	51
Siviez	2'000	1 E + 1 S	instantané	600	98	84	-	39	-	370	150	59	17.1	9.5	45
Saint-Martin	1'800	2 E + 2 S	24 h	53	4	92	-	2	-	127	17	87	2.4	0.6	76
Charrat	1'700	2 E + 2 S	24 h	122	9	93	-	2	-	170	21	88	6.0	0.6	90
Erde	1'600	1 E + 1 S	24 h	58	4	93	-	2	-	149	22	85	3.1	1.3	58
Uvrier	1'500	3 E + 3 S	24 h	105	5	95	-	11	-	197	27	86	9.3	0.9	91
Goppisbergeralp	1'350	1 E + 1 S	instantané	253	18	93	-	5	-	445	123	72	14.0	9.6	31
Saint-Gingolph	1'000	2 E + 2 S	24 h	39	25	36	-	76	-	140	92	34	4.7	3.1	34
Varen	1'000	1 E + 1 S	24 h	45	6	87	-	8	-	108	44	59	3.7	0.9	76
Icogne	850	2 E + 2 S	instantané	57	8	87	-	2	-	103	18	83	1.4	0.2	85
Anzère	700	1 E + 1 S	instantané	66	18	73	-	17	-	128	39	70	9.1	1.1	88

TABLEAU 13 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984 (suite)

VALAIS

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Aproz	850	1 E + 1 S	instantané	279	26	91	-	11	-	-	-	-	22.6	11.2	50
Mase	600	1 E + 1 S	24 h	30	14	53	-	6	-	108	47	56	3.2	2.8	12
Guttet	570	1 E + 1 S	instantané	180	61	66	-	62	-	346	200	42	12.7	9.3	27
Grand-St-Bernard	400	1 E + 1 S	instantané	40	420	-	-	3200	-	334	1185	-	0.8	11.5	-
Hôtenn	350	1 E + 1 S	instantané	160	115	28	-	72	-	308	292	5	3.1	8.5	-
Chemin	250	1 E + 1 S	instantané	240	75	69	-	26	-	416	186	55	6.5	7.7	-
Illarsaz	250	1 E + 1 S	24 h	128	9	93	-	2	-	222	71	68	9.5	8.3	13
Daviaz	150	1 E + 1 S	instantané	45	38	16	-	33	-	143	93	35	3.1	2.7	13
Greich	140	1 E + 1 S	instantané	248	18	93	-	10	-	539	119	78	7.7	9.2	-
Bister	135	1 E + 1 S	instantané	500	52	90	-	37	-	960	140	85	7.6	5.5	27

TABLEAU 14 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
estimation de la charge quotidienne

VALAIS

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Viège)	3'164	228	46	182	-	-	-	23.2	3.0	20.2
Lonza)	7'570	12651	117	12534	-	-	-	32.0	8.1	23.9
Monthey)	11'436	1085	152	933	-	-	-	59.3	8.8	50.5
Ciba)	11'479	12897	154	12743	-	-	-	112.8	9.6	103.2
Châteauneuf	25'724	2328	413	1915	3619	1242	2377	84.9	21.9	63.0
Sierre	25'040	1518	126	1392	3159	863	2296	117.2	40.3	76.9
Brigue	36'000	1080	540	540	3852	2484	1368	55.4	32.8	22.6
Chandoline	5'472	519	31	488	1038	127	911	29.6	4.7	24.9
Martigny	7'093	712	64	648	1466	364	1102	38.1	7.4	30.7
Granges	7'782	359	109	250	951	248	703	37.9	8.0	29.9
Zermatt	8'980	937	73	864	2013	314	1699	56.4	6.9	49.5
Nendaz	3'019	268	26	242	380	163	217	11.5	2.9	8.6
Verbier	3'100	149	14	135	414	81	333	10.6	0.9	9.7
Fiesch	3'358	310	29	281	597	148	449	14.0	4.5	9.5
Leukerbad	3'627	100	15	85	270	94	176	18.1	2.6	15.5
Collombey	3'785	129	29	100	327	102	225	8.8	1.6	7.2
Vétroz	6'283	471	28	443	1011	157	854	26.4	2.6	23.8
Chamoson	1'562	52	14	38	226	65	161	4.9	1.6	3.3
Randa	1'867	127	15	112	174	58	116	5.6	0.9	4.7
Saxon	2'300	117	10	107	268	32	236	8.3	2.2	6.1
Vouvry	701	26	25	1	62	58	4	2.6	3.0	-
Champéry	1'278	100	11	89	170	50	120	5.0	2.6	2.4
Riddes	648	151	26	125	242	135	107	6.3	0.5	5.8
Bouveret	425	41	5	36	96	18	78	3.0	0.2	2.8
Leytron	1'000	141	8	133	399	37	362	12.5	0.4	12.1
Riederalp	175	43	8	35	52	23	29	2.0	0.7	1.3
Saint-Léonard	800	79	3	76	232	27	205	7.5	0.7	6.8
Torgon	335	51	8	43	41	14	27	0.8	0.6	0.2
Isérables	479	37	4	33	114	24	90	2.8	1.4	1.4
Siviez	150	90	15	75	56	23	33	2.6	1.4	1.2
Saint-Martin	494	26	2	24	64	9	55	1.2	0.3	0.9
Charrat	539	67	5	62	94	12	82	3.3	0.3	3.0
Erde	920	53	4	49	137	20	117	2.8	1.2	1.6
Uvrier	244	25	1	24	48	6	42	2.3	0.2	2.1
Goppisbergeralp	14	4	1	3	6	2	4	0.2	0.1	0.1
St-Gingolph	362	13	10	3	48	35	13	1.6	1.2	0.4
Varen	351	16	2	14	38	15	23	1.3	0.3	1.0
Icogne	607	36	5	31	57	10	47	0.8	0.1	0.7
Anzère	140	9	3	6	18	5	13	1.3	0.2	1.1
Aproz	425	119	11	108	-	-	-	9.6	4.8	4.8
Mase	98	3	1	2	11	5	6	0.3	0.3	0.0
Guttet	202	36	12	24	70	40	30	2.6	1.9	0.7
Hohtenn	52	8	6	2	16	15	1	0.2	0.4	-
Chemin	50	12	4	8	21	9	12	0.3	0.4	-
Illarsaz	28	4	1	3	6	2	4	0.3	0.2	0.1
Daviaz	52	2	2	0	8	5	3	0.2	0.1	0.1
Greich	24	6	1	5	13	3	10	0.2	0.2	0
Bister	35	18	2	16	34	5	29	0.3	0.2	0.1

TABLEAU 15 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984

VALAIS

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge Phosphore total g/hab/jour
Viège)	311'073	11'510	20	275	2.01
Lonza)	193'515	168'682	75	45	0.19
Monthey)	280'000	11'650	93	982	5.09
Ciba)	191'958	171'958	75	67	0.66
Châteauneuf	50'000	34'020	68	756	2.50
Sierre	50'000	47'040	32	532	2.49
Brigue	44'000	23'320	46	1'544	2.38
Chandoline	26'000	11'510	45	475	2.57
Martigny	24'000	13'550	53	523	2.81
Granges	22'000	12'380	29	629	3.06
Zermatt	22'000	15'230	62	590	3.70
Nendaz	20'000	11'620	23	260	0.99
Verbier	15'000	15'040	10	206	0.70
Fiesch	14'100	8'560	36	392	1.63
Leukerbad	11'000	8'920	11	407	2.03
Collombey	6'500	2'870	45	1'319	3.07
Vétroz	6'500	7'480	63	840	3.53
Chamoson	4'000	3'270	16	478	1.49
Randa	4'000	2'820	45	662	1.98
Saxon	3'500	2'570	46	895	3.23
Vouvry	3'500	2'190	12	320	1.17
Champéry	3'000	4'870	21	262	1.04
Riddes	2'800	1'650	91	392	3.83
Bouveret	2'500	1'550	26	274	1.91
Leytron	2'250	1'500	94	667	8.34
Riederalp	2'250	1'460	29	120	1.33
Saint-Léonard	2'000	1'480	54	541	5.05
Torgon	2'000	1'960	26	171	0.41
Isérables	2'000	1'140	32	420	2.41
Siviez	2'000	640	141	234	4.01
Saint-Martin	1'800	1'690	16	293	0.71
Charrat	1'700	920	73	585	3.61
Erde	1'600	1'190	45	773	2.36
Uvrier	1'500	510	49	478	4.55
Goppisbergeralp	1'350	770	5	18	0.25
Saint-Gingolph	1'000	1'190	11	304	1.36
Varen	1'000	600	26	585	2.15
Icogne	850	510	71	1'190	1.57
Anzère	700	3'450	3	41	0.37
Aproz	850	510	232	833	18.84
Mase	600	480	6	204	0.65
Guttet	570	690	53	292	3.72
Grand St-Bernard	400	100	20	504	0.39
Hohtenn	350	280	30	187	0.57
Chemin	250	170	71	296	1.92
Illarsaz	250	180	20	156	1.47
Daviaz	150	100	24	524	1.61
Greich	140	140	43	173	1.34
Bister	135	160	110	221	1.67

CANTON DE GENEVE

BASSIN DU LEMAN

. Grand-Saconnex	Effluent dans le Vengeron
Nant d'Aisy	Effluent dans le Nant d'Aisy
Hermance	Effluent dans l'Hermance

Ces stations sont équipées de déphosphatation

BASSIN DU RHONE

. Aïre	Effluent dans le Rhône
Villette	Effluent dans l'Arve
Nant d'Avril	Effluent dans le Rhône
Plaine de l'Aire	Effluent dans l'Aire
Chancy	Effluent dans le Rhône
Avully Gennecy	Effluent dans le Rhône
Laconnex	Effluent dans l'Eaumorte
Soral	Effluent dans l'Eaumorte
Dardagny	Effluent dans le Rhône
Camping Allondon	Effluent dans l'Allondon
La Louvière	Effluent dans le Foron (Arve)
La Plaine Firmenich	Effluent dans le Rhône
Vernier-Ouest Givaudan	Effluent dans le Rhône

Ces stations ne pratiquent pas la déphosphatation

Voir tableaux 16 à 18.

TABLEAU 16 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

GENEVE

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Aïre	400'000	49 E + 49 S	24 h	156	15	91	120	15	88	234	56	75	-	-	-
Villette	50'000	13 E + 13 S	24 h	92	10	89	81	17	79	208	43	80	-	-	-
Nant d'Avril	30'000	16 E + 16 S	24 h	184	13	93	181	28	85	333	62	81	-	-	-
Nant d'Aisy	6'000	12 E + 12 S	24 h	63	5	92	67	6	91	116	18	84	3.8	1.4	63
Plaine de l'Aire	5'000	7 E + 7 S	24 h	106	17	84	114	25	78	226	60	74	-	-	-
Chancy	4'500	6 E + 6 S	24 h	131	5	96	108	17	84	260	43	83	-	-	-
Grand-Saconnex	3'500	11 E + 11 S	24 h	109	6	95	87	25	72	236	39	84	5.5	0.8	85
Avully Gennecy	1'800	6 E + 6 S	24 h	173	9	95	221	24	89	315	57	82	-	-	-
Hermance	800	11 E + 11 S	24 h	117	5	96	94	9	90	215	33	85	6.5	1.0	85
Laconnex	600	5 E + 5 S	24 h	52	10	81	38	9	75	79	24	70	-	-	-
Soral	500	8 E + 8 S	24 h	80	15	82	49	26	46	141	50	64	-	-	-
Dardagny	450	7 E + 7 S	24 h	84	23	72	77	101	-	184	125	32	-	-	-
Camping Allondon	500	4 E + 4 S	24 h	92	17	81	47	10	78	133	68	49	-	-	-
La Louvière	75	3 E + 3 S	24 h	71	6	91	45	12	73	138	40	71	-	-	-
La Plaine	1'500 + 13'000 é.h	5 E + 5 S	24 h	486	21	96	44	15	65	730	102	86	-	-	-
Vernier Ouest *	4'500 + 20'000 é.h	4 E + 4 S	24 h	183	25	-	188	67	-	292	150	-	-	-	-
				488			54			1762					

* Le % d'élimination ne peut être calculé à partir des concentrations car il y a deux entrées et une sortie -
En utilisant les kg/jour le % d'élimination pour la DBO_5 est de 94 % et pour les matières en suspension de 32 %

TABLEAU 17 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
estimation de la charge quotidienne

GENEVE

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Aïre	204'278	30590	2439	28151	47801	11440	36361	-	-	-
Villette	20'242	1740	113	1627	4210	870	3340	-	-	-
Nant d'Avril	13'738	2199	136	2063	4575	852	3723	-	-	-
Nant d'Aisy	2'693	160	14	146	312	48	264	9.9	3.8	6.1
Plaine de l'Aire	2'780	245	39	206	628	167	461	-	-	-
Chancy	506	64	3	61	132	22	110	-	-	-
Grand-Saconnex	2'163	228	61	167	510	84	426	11.5	1.6	9.9
Avully Gennecy	342	58	8	50	108	19	89	-	-	-
Hermance	659	76	2	74	142	22	120	4.3	0.7	3.6
Laconnex	528	26	4	22	42	13	29	-	-	-
Dardagny	297	19	10	9	55	37	18	-	-	-
La Plaine	1'202	576	27	549	877	123	754	-	-	-
Vernier-Ouest	3'740	1481	93	1388	4929	589	3340	-	-	-

TABLEAU 18 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984

GENEVE

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Aïre	400'000	276'759	110	738	-
Villette	50'000	36'072	48	561	-
Nant d'Avril	30'000	21'226	103	647	-
Nant d'Aisy	6'000	3'882	41	694	2.6
Plaine de l'Aire	5'000	7'417	33	374	-
Chancy	4'500	2'147	30	235	-
Grand-Saconnex	3'500	2'627	87	823	4.4
Avully Gennecy	1'800	1'586	37	215	-
Hermance *	800	579	131	1'138	7.4
Laconnex	600	438	59	1'205	-
Dardagny	450	400	47	742	-

* = Calculs effectués sans tenir compte des campeurs qui peuvent doubler la population en été

DEPARTEMENT DE L'AIN

BASSIN DU LEMAN

Stations d'épuration contrôlées

Divonne-les-Bains
\+ Ferney-Voltaire
\+ Station pratiquant la déphosphatation

Stations d'épuration non contrôlées

Sauverny-Versonnex	3'500 habitants
Vesancy	500 habitants

BASSIN DU RHONE

Stations d'épuration contrôlées

Saint-Genis Pouilly
Farges
Pougny-Gare

Stations d'épuration non contrôlées

Challex	1'200 habitants
Saint-Jean-de-Gonville	1'400 habitants
Peron	1'500 habitants
Pougny Chef Lieu	300 habitants

Voir tableaux 19 à 21.

TABLEAU 19 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984

AIN

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
BASSIN DU LEMAN															
Divonne-les-Bains	15'000	9 E + 9 S	2 h	64	18	72	83	13	84	139	32	77	3.9	1.8	54
		2 E + 2 S	24 h	21	10	52	24	13	46	58	13	78	2.3	1.9	17
Ferney-Voltaire	14'000	9 E + 9 S	2 h	116	75	35	152	100	34	286	114	60	7.1	5.3	25
		2 E + 2 S	24 h	69	174	-	86	280	-	207	363	-	5.4	10.8	-
BASSIN DU RHONE															
St-Genis Pouilly	17'000	1 E + 1 S	24 h	95	12	87	193	28	85	262	62	76	-	-	-
Farges	800	1 S	instantané	-	14	-	-	5	-	-	47	-	-	-	-
Pougny-Gare	500	1 S	instantané	-	2	-	-	2	-	-	8	-	-	-	-

TABLEAU 20 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1984
estimation de la charge quotidienne

AIN

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Divonne-les-Bains	4'872	103	48	55	283	63	220	10.9	9.1	1.8
Ferney-Voltaire	4'635	321	805	-	959	1682	-	24.9	49.9	-
St-Genis Pouilly	6'900	654	83	571	1806	428	1378	-	-	-

TABLEAU 21 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1984

AIN

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Divonne-les-Bains	15'000	5'000	21	974	2.2
Ferney-Voltaire	14'000	11'000	29	421	2.3
St-Genis-Pouilly	17'000	17'000	38	406	-

ETUDE DES POLLUTIONS D'ORIGINE DIFFUSE DU BASSIN VERSANT LEMANIQUE

CAMPAGNE 1984

PAR

PIERRE BALLAND, EVELYNE PILLEBOUE, JEAN-MARCEL DORIOZ

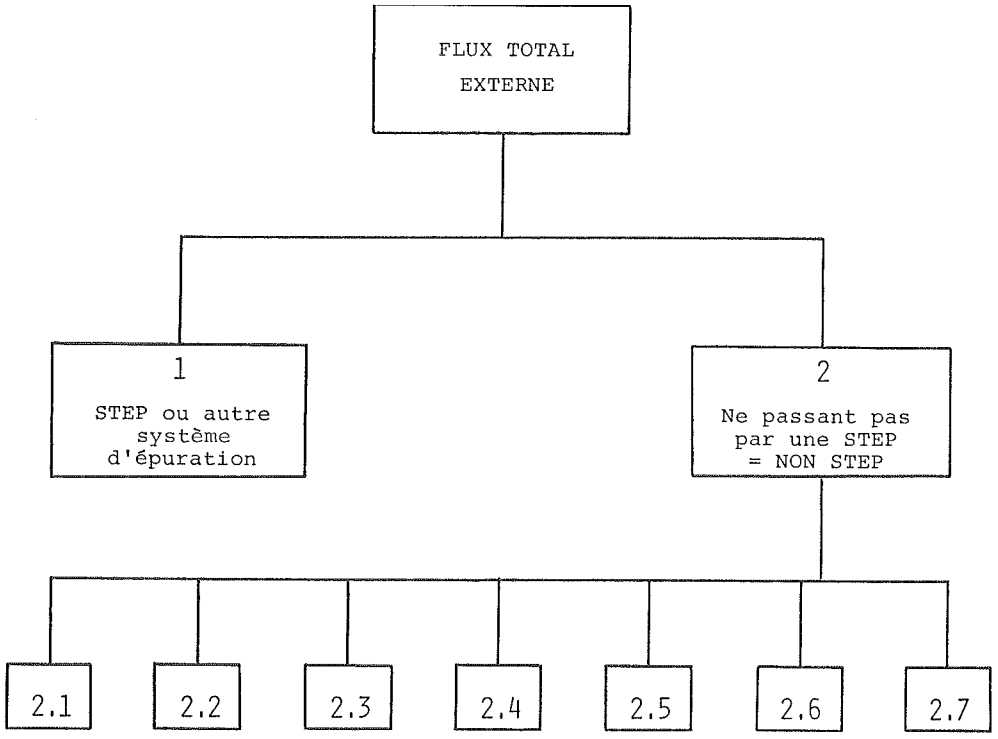
AVEC LA COLLABORATION

DE LA DIVISION HYDROLOGIE, HYDRAULIQUE FLUVIALE ET SOUTERRAINE

DU CEMAGREF

1. INTRODUCTION

Il est possible de ventiler grossièrement les sources externes d'apports de nutriments à un lac de la façon suivante :



2.1 rejets urbains et industriels non épurés
2.2 rejets ponctuels pluviaux si réseau séparatif
2.3 rejets par les déversoirs du réseau
2.4 apports atmosphériques directs
2.5 charge naturelle de base
2.6 pollution diffuse d'origine agricole
2.7 rejets illicites des élevages concentrés

Si l'on excepte la contribution (2.5) qui représente les pertes spécifiques des sols "naturels", non influencés par l'homme, et qui s'apparente au métabolisme basal des sols et de leur couverture végétale "naturelle", l'ensemble des sources est d'origine anthropique et résulte d'une activité se produisant sur le bassin versant, voire en dehors de celui-ci : cas des apports atmosphériques.

Les sources (1) et (2), respectivement STEP et NON STEP se distinguent par ailleurs par une autre caractéristique : le caractère permanent de l'écoulement dans le premier cas (STEP), intermittent dans le second (NON STEP).

En ce qui concerne le Léman, les mesures effectuées de façon routinière par la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman permettent d'aboutir au constat suivant :

1. Le flux total externe annuel, apprécié par les apports des points de mesures permanents que sont le Rhône, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne plus ceux des STEP dont l'effluent de sortie ne rejoint pas un des quatre écoulements superficiels précités, est au minimum égal, bon an mal an, à 1'300 tonnes de phosphore total (tous les chiffres cités à la suite du rapport sont extraits du rapport de synthèse 1957-1982). Il existe bien entendu des variations interannuelles liées en partie aux aléas climatiques mais celles-ci sont de faible importance relative. Il s'agit à coup sûr d'une estimation par défaut, dans la mesure où les quatre points de mesure ci-dessus, s'ils représentent une bonne partie des apports en eau au lac (environ 89 % pour la période 1964-1980 pour 76 % de la surface) n'en représentent cependant pas la totalité.

   Par conséquent, la somme (1) + (2) du graphique ci-dessus est au moins égale à 1'300 tonnes de phosphore total par an.

2. Sur ce montant, la contribution des STEP, c'est-à-dire du point (1) ci-dessus est au plus égale à 300 tonnes de phosphore total par an.

3. Il en résulte, de façon extrêmement simpliste et directe, que la contribution de la source NON STEP (2) ci-dessus, s'établit à environ 1'300 - 300 = 1'000 tonnes de phosphore total par an.

C'est ce constat, très simple et même brutal dans sa formulation qui a amené la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman à se préoccuper de cette origine. Comme le montre le schéma ci-dessus, elle-même se subdivise en une série de contributions élémentaires; au nombre d'au moins sept. Une approche idéale, mais quelque peu idéaliste, consisterait à tenter de quantifier les contributions de chacun de ces émetteurs : c'est toutefois un travail peu réaliste.

Et la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman a décidé, dans un premier temps, de tenter de chiffrer les apports dus aux différents territoires non urbanisés : ceci inclut par conséquent les origines (2.5) et (2.6) ci-dessus, à savoir :

- la charge naturelle de base; c'est en quelque sorte le "bruit de fond" incompressible du bassin que l'on peut assimiler, si l'on veut bien considérer que celui-ci est un milieu vivant, à son métabolisme basal.

- la pollution diffuse d'origine agricole sensu stricto : elle représente strictement, la perte en nutriments des sols mis en valeur par l'homme, d'une façon ou d'une autre.

Mais comme le montre clairement le schéma ci-dessus, il existe bien d'autres origines à cette source (2) abusivement dénommée "Pollution diffuse". En particulier la charge des ouvrages de déversement que l'on trouve en grand nombre sur les réseaux d'assainissement est certainement importante et, dans une deuxième phase, il est prévu de tenter de la quantifier.

Ces remarques revêtent toute leur importance pour bien comprendre la démarche de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman : il n'est pas question, dans son esprit, de faire de l'agriculture la seule et unique coupable de la pollution résiduelle appréciée par l'approche indirecte brièvement décrite plus haut. Bien au contraire, il s'agit, dans une optique opérationnelle de réduction de cette charge résiduelle, d'en apprécier au plus juste les composantes : en clair, l'agriculture a sa part, mais rien que sa part. Tentons de la chiffrer par grandes masses, en même temps que les autres origines, afin de pouvoir ultérieurement concentrer l'effort opérationnel sur les plus importantes de ces contributions.

Tel est l'esprit qui a motivé les autorités de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, il n'est en aucune façon accusateur, coercitif ou contraignant. Il s'agit seulement du seul intérêt du Léman, auquel tous sont attachés.

2. RAPPEL SUR LE CONTENU DE L'ETUDE

La démarche chronologique qui a conduit la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman à se préoccuper de la question des pollutions diffuses d'origine agricole, le contenu et les modalités du programme retenu, la description des bassins étudiés ne sont pas rappelés ici.

On renvoie aux différentes publications déjà réalisées, notamment les chapitres "Pollutions d'origine diffuse" du rapport de synthèse et du rapport annuel de la campagne 1983.

Aussi se bornera-t-on dans le présent chapitre à préciser quelques caractéristiques du programme en cours.

C'est la notion de bilan hydrologique et chimique, qui est choisie pour une approche quantifiée de la pollution diffuse d'origine agricole (PDOA).

L'échelle spatiale choisie pour son élaboration est celle du petit bassin versant expérimental et représentatif (BVER), classique en hydrologie.

La représentativité signifie que le BVER est choisi et délimité de telle sorte que, au sein d'un ensemble homogène, il ait des caractéristiques analogues à celui-ci en termes de :

- pente moyenne
- composition lithologique
- couverture végétale
- régime hydrogéologique.

Il est dès lors possible d'assimiler le BVER à un modèle réduit de l'unité homogène dont il est extrait.

Partant du rapport RUEGG, qui avait défini douze unités paysagères homogènes dans le bassin lémanique, dont la caractéristique commune est d'être d'une taille ne permettant pas l'approche quantifiée en raison, notamment, de la grande densité du chevelu hydrographique et de l'existence d'un bruit de fond de pollution masquant la contribution des PDOA, il a donc été choisi d'isoler, au sein de chacun de ces ensembles, un BVER ayant des caractéristiques aussi proches que possible de celles de l'"ensemble-mère" dont on maîtriserait mieux les entrées-sorties. C'est par conséquent, au niveau du BVER que l'on "décortiquera" les termes du bilan à savoir :

.	Entrées :	apports par les fumures	(E)
		apports atmosphériques	(C)
		apports par arrosage	(C)
.	Sorties :	exportations par l'exutoire du bassin	(C)
		prélèvement par les récoltes	(E)

Certains termes du bilan seront estimés (E), d'autres feront l'objet d'une mesure quantifiée (C).

Dans cette démarche, le BVER est considéré comme une boîte noire au sens où il n'est pas de notre propos d'apprécier le devenir de l'élément suivi dans le sol. Seul le bilan entrées-sorties nous intéressera, nous permettant d'apprécier

- la capacité de rétention/fuite du sol
- les coefficients de transfert de l'élément considéré

extraits d'après les termes du bilan et dans les conditions les plus variées au plan hydrologique notamment.

Ceci suppose que le suivi du BVER s'étende sur une période de temps permettant d'explorer les extrema climatiques ou bien encore, en cas de rotation des cultures, un cycle complet de celle-ci.

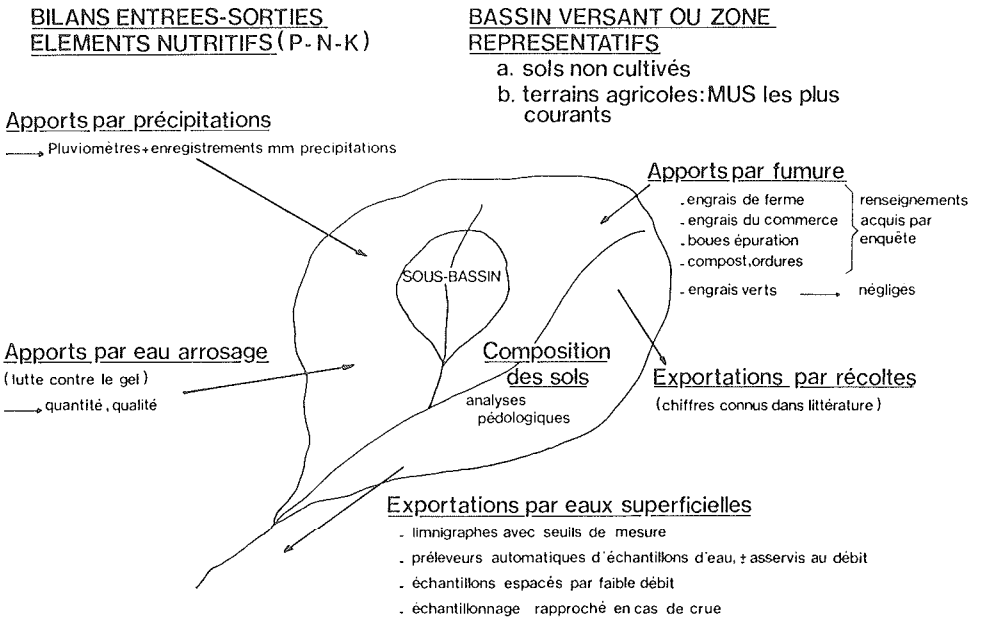
Le simple fait de sélectionner cette dimension spatiale et ce concept de BVER suppose que l'on se fixe implicitement comme objectif, à l'issue de l'élaboration du bilan entrées-sorties, l'étude des conditions d'extrapolation des résultats de celui-ci à l'ensemble homogène dont il est issu et représentatif. Précisons d'emblée qu'il ne s'agit pas simplement de multiplier par le rapport des

surfaces, mais plutôt d'apprécier la similitude entre les deux échelles, tenant compte, en particulier, des "densités hydrographiques" (en mètre linéaire de cours d'eau à l'ha par exemple) respectives des deux échelles spatiales.

Cette réflexion interviendra après l'établissement des bilans entrées-sorties.

Le caractère expérimental assigné au bassin signifie que l'expérimentateur contrôle la plupart des paramètres du bilan et qu'il se laisse la possibilité d'apprécier les effets sur tel ou tel terme de celui-ci, de modifications expérimentales, intentionnelles ou non, mais connues, concernant par exemple la couverture végétale ou le mode de drainage, toutes choses égales d'ailleurs.

Telle est la démarche choisie. Elle est parfaitement illustrée par la schématisation ci-dessous, extraite d'une publication de P. BURKARD (1983) :



On résume, ci-après, la démarche utilisée :

1. Identification de douze régions agricoles

2. Sélection au sein de chacune d'elles d'un BVER

3. Elaboration du bilan E/S de chaque BVER en tentant de couvrir l'éventail des conditions climatiques

4. Appréciation de la sensibilité des sols de chaque BVER à l'érosion et de leur pouvoir infiltrant par mesure de

   - la stabilité structurale (fonction de la proportion d'agrégats et d'éléments fins et de la teneur en matière organique)

   - la perméabilité : elle exprime la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol qui conditionne expressément les fuites en certains éléments (nitrates)

5. Les dimensions de chaque BVER étant sensiblement égales et les suivis concomitants il sera légitime, à la fin de la phase d'élaboration des bilans, d'établir pour chaque BVER des chiffres respectifs de pertes spécifiques (kg/ha/an par exemple) des nutriments considérés. Cette information, couplée à celle résultant des superficies mises en jeu par chaque BVER, sera déjà un élément extrêmement important d'appréciation des modes sensibles en vue d'orienter l'action opérationnelle à venir visant à réduire les PDOA.

6. Essai d'extrapolation des résultats de chaque BVER à l'ensemble homogène "mère" par mesure de la similitude entre les deux ensembles ou encore, s'il a été possible de mettre en évidence des relations concentration-débit (C.Q) ou flux-débit (CQ.Q) au niveau du BVER, par utilisation de relations, couplées à un modèle pluie-débit élaboré au niveau de la région agricole mère.

7. Le cas échéant, et ultérieurement, mise en place d'une expérimentation sur les modes-cibles sélectionnés dans les phases ci-dessus, visant à étudier les moyens techniques de limiter les pertes (parcelles d'érosion par exemple).

Bien évidemment, et dès le début de l'opération, il a été souhaité d'associer la profession agricole à son déroulement. Ceci a été fait par un sous-groupe de travail spécialisé et l'essai de pratiques agricoles adaptées peut se concevoir sans attendre la fin de l'étude. Des recommandations ont d'ores et déjà été édictées en ce sens.

A l'heure actuelle, sont disponibles et d'ores et déjà exploitables des résultats se rapportant au seul bassin français du Redon. Ils sont exposés ci-après. Les résultats des bassins suisses le seront en son temps.

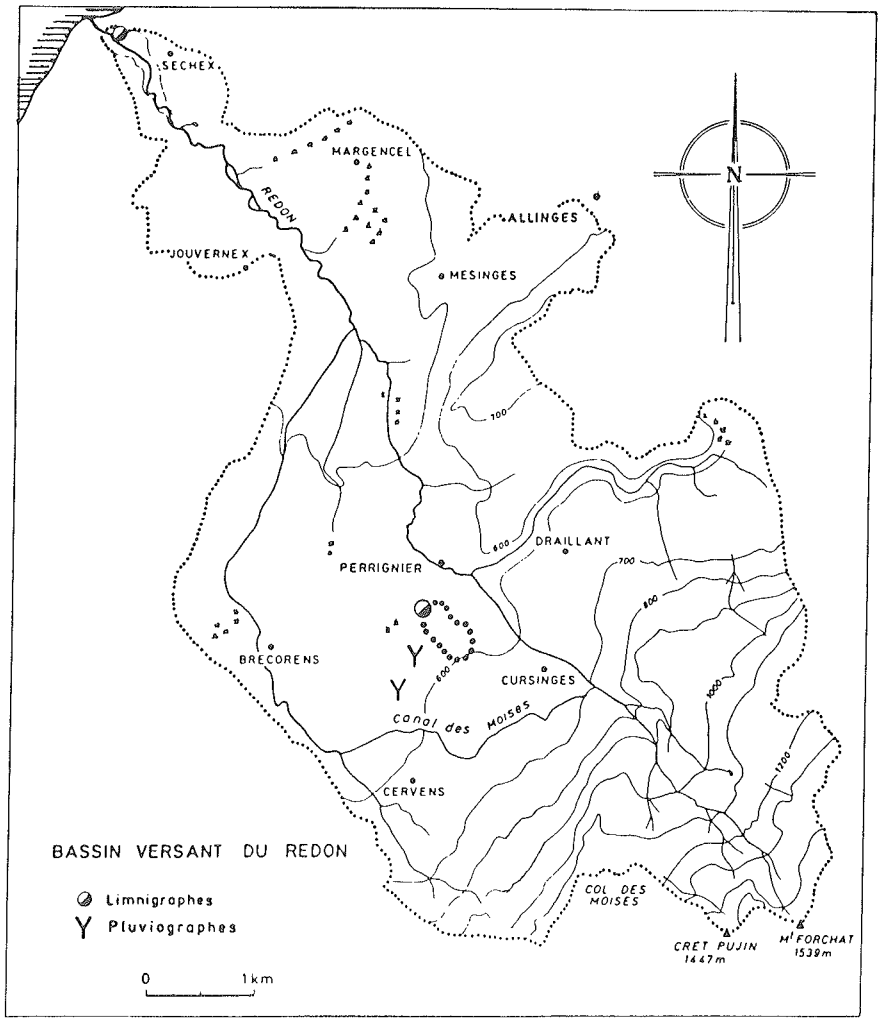
3. RESULTATS OBTENUS SUR LE BASSIN FRANÇAIS DU REDON

3.1 *PRESENTATION DU BASSIN*

Le Redon est un bassin de la rive française du Léman situé entre Thonon et Douvaine. Sa superficie est de 33 km^2 et les altitudes extrêmes du bassin sont comprises entre 380 et 1'550 m. Il est situé dans la région géographique du Chablais, Haute-Savoie (No 4 du rapport RUEGG).

On peut y distinguer deux grandes unités géomorphologiques : la première, qui occupe environ 30 % de la superficie, a une forte pente (parfois supérieure à 50 %) et caractérise la partie haute du bassin : c'est la région des Préalpes calcaires. La seconde est au contraire de relief très doux, caractéristique des dépôts glaciaires du quaternaire (alternance de moraine et de dépôts fluvio-glaciaires recouvrant toutes les structures géologiques antérieures).

Le réseau hydrographique est constitué d'une rivière à régime torrentiel prenant sa source dans les Préalpes. Ce réseau se diversifie dans la partie basse où l'alternance de dépôts perméables et imperméables favorise l'instauration d'un chevelu de ruisselets, de drains et aussi de zones humides au travers de la zone agricole.



Les variations du débit du cours d'eau à l'exutoire sont importantes et caractérisées par la violence et la soudaineté. Les extrema relevés sur deux années se situent respectivement à 70 et 13'000 l/s (valeurs instantanées). Les crues sont brèves (au plus 24 heures) et se situent soit au début de l'hiver (1984) soit au printemps (1983). On donne ci-après le graphique des débits moyens journaliers et la courbe des débits classés pour les années 1983 et 1984.

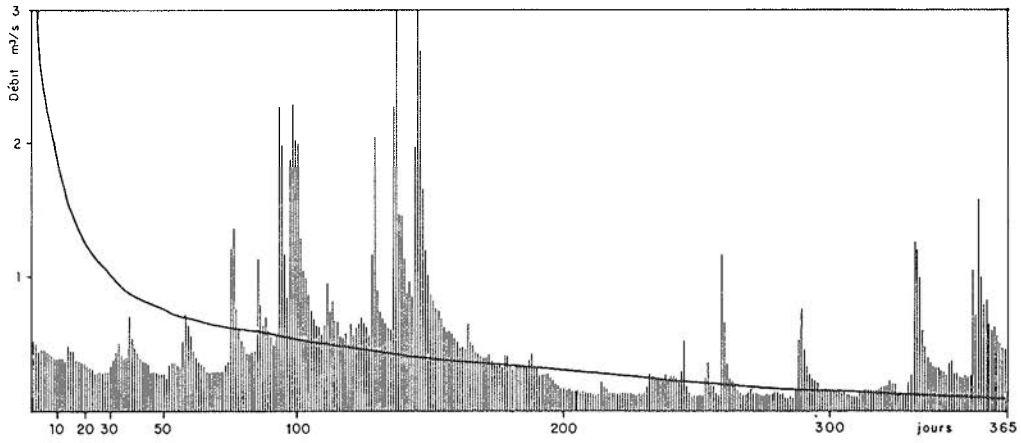


Fig DEBITS MOYENS JOURNALIERS - COURBES DES DEBITS CLASSES - 1983

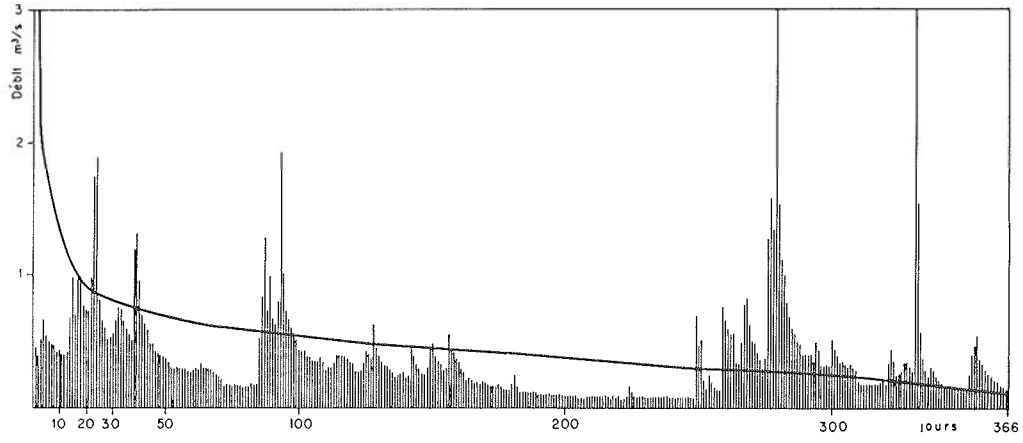


Fig DEBITS MOYENS JOURNALIERS - COURBES DES DEBITS CLASSES - 1984

On relève un débit moyen supérieur ou égal à 1 m^3/s pendant une durée de l'ordre de 20 à 30 jours, le débit moyen annuel s'établissant à 0.477 et 0.382 m^3/s, respectivement pour les années 1983 et 1984.

L'eau dans l'ensemble du bassin est bicarbonatée calcique, la température du ruisseau variant de 0° en hiver à 16° en été. Enfin, sur tout le parcours, les berges sont boisées (Aulnaie).

La population du bassin est de l'ordre de 3'600 habitants regroupés en petits villages dont le plus gros n'excède guère l'000 âmes. La région présentant un attrait touristique certain; on y relève une fréquentation saisonnière caractérisée par un habitat assez dispersé.

Au plan de l'assainissement, il ressort de l'enquête menée que :

- environ 600 habitants bénéficient d'un système d'épuration par lagunage,
- une centaine situés à l'aval sont reliés à la station d'épuration de Thonon,
- quelque l'500 autres disposent de systèmes d'assainissement individuels (fosses septiques, puits perdus...),
- le solde, soit environ l'400 habitants, est susceptible de rejeter ses eaux usées dans la rivière. Le caractère indécis du réseau d'assainissement ne permet pas encore d'être affirmatif. C'est un point à l'heure actuelle à l'étude. Une certitude est que ce réseau est unitaire.

L'activité permanente principale du bassin est l'agriculture.

Celle-ci est de type polyculture extensive avec rotation des cultures. Elle concerne surtout la partie basse du bassin et se pratique sur un sol profond, souvent limono-argileux, de type brun parfois calcaire, jamais acide. Elle est peu intensive (1.2 UGB/ha (Unité Gros Bétail)) et utilise relativement peu de fertilisants (30 kg/ha/an en moyenne) excepté sur les céréales où ces chiffres atteignent 40 à 60 kg P/ha/an. Une grande partie des cultures de céréales est utilisée pour l'alimentation du bétail.

Le sous-bassin de Perrignier, d'une superficie de 23 ha, qui a été isolé dans le bassin du Redon, est caractérisé par un type d'agriculture un peu plus intensifié que dans le reste du bassin.

On résume les différents MUS (Mode d'Utilisation des Sols) du bassin et du sous-bassin dans les tableaux ci-dessous :

	Surface totale ha	Forêts %	SAU %	Divers %
Bas-Chablais	37'500	34	44	22
Redon Séchex	3'300	25	53	22 urbain : 12
Redon Perrignier	23 - 24	0	100	0

	SAU ha	Prairies %	Céréales %	Divers %	Pâturage haute altitude %
Redon Séchex	1'800	83	14	2	1
Redon Perrignier	23 -24	70	25	5	0

On relève dans le bassin du Redon une activité agricole importante : plus de la moitié de la superficie est cultivée. Cette Surface Agricole Utile (SAU) est constituée principalement de prairies, viennent ensuite les céréales. A cet égard, le sous-bassin de Perrignier est assez semblable au Redon total.

L'enquête agricole réalisée à l'été 1983 a mis en évidence les résultats suivants :

EFFECTIF ANIMAL

	Nombre	Devenir	Nature
Bovins à l'engrais	1'430 dont 500 veaux en batterie	6 mois étable 6 mois au pré	fumier lisier
Bovins lait	860	3/4 étable 1/4 pré	fumier
Porcs	670	-	lisier
Ovins	650	au pré	fumier
Chevaux	85	au pré	-
Lapins	1'200		-

Il faut y ajouter la volaille et les porcs non déclarés.

FUMURE PHOSPHATEE

Culture	Surface ha	Engrais de ferme kg/ha	Engrais du commerce kg/ha
Pâturage montagne	16	-	-
Herbages	1'505	10	13
Céréales	204	33	40
Maïs	40	65	44
Colza	3	33	40
Pommes de terre	10	65	-
Betteraves	11	65	27
Cultures maraîchères	18	27	40
	1'800	30 t	30 t

Au total, les apports d'engrais sur le bassin sont de l'ordre de 60 tonnes de phosphore/an, également répartis entre engrais de ferme et engrais du commerce.

Au plan de la représentativité telle que définie ci-dessus, le MUS de Perrignier peut être considéré comme typique de la région 4 du rapport RUEGG (Chablais, Haute-Savoie), soit 170 km^2 et une partie des régions 1 et 2, respectivement la Côte (170 km^2) et le Pied du Jura (150 km^2) où l'on rencontre ce type d'activité agricole : polyculture extensive avec rotation, en pente faible, orientée vers l'élevage. Au total, la superficie concernée par ce type de MUS dans le bassin du Léman est de l'ordre de 500 km^2, ce qui est loin d'être négligeable. Ces chiffres ont été fournis par Monsieur M. INGOLD de la Station fédérale de recherches agronomiques de Changins. Ils correspondent aux surfaces terres ouvertes et prairies de ces régions.

3.2 *PREMIERS ESSAIS D'INTERPRETATION DES DONNEES COLLECTEES*

Les résultats présentés ci-après ont un caractère partiel et provisoire pour les raisons suivantes :

- on ne dispose pas encore des données d'apports par les pluies
- l'enquête agricole réalisée est à préciser, ainsi que celle relative à l'assainissement et aux usages
- les informations sur les analyses de sols ne sont pas en notre possession
- les données du préleveur de crues de Séchex ne sont pas encore disponibles.

Aussi se bornera-t-on à présenter et commenter les données de flux à l'exutoire, pour le seul préleveur de routine de Séchex et pour Perrignier pour les années 1983 et 1984.

L'élaboration détaillée des bilans entrées-sorties de ces deux bassins et les conclusions qu'on peut en tirer sur le transfert des éléments dans ces bassins seront exposées dans le rapport annuel des observations 1985, à paraître en 1986.

Pour des raisons d'encombrement, les résultats bruts ne sont pas joints au rapport. Ils peuvent être fournis sans difficulté sur demande.

3.2.1 *Redon à Séchex (exutoire)*

La fréquence d'analyse opérée sur le prélèvement de routine a été (sauf incident) de sept jours, l'échantillon correspondant étant reconstitué proportionnellement au volume d'eau écoulé, à partir de 3 prélèvements journaliers étalés chacun sur une période de 8 h. Chaque échantillon moyen a donc été constitué à partir de 21 (3 x 7) échantillons élémentaires.

Le flux F sur une période de N semaines s'écrit donc simplement

$$F = \sum_{i=1}^{N} Ci \cdot Vi$$

dans laquelle

Ci est le résultat de la concentration mesurée } pendant la semaine de rang i
Vi le volume d'eau écoulé }

Il est arrivé quelquefois que le prélèvement hebdomadaire soit défaillant. Dans ce cas les concentrations journalières ont été reconstituées à partir du meilleur ajustement C = f (Q) obtenu à partir des données à disposition.

Trois ajustements ont été systématiquement testés sur celles-ci.

		loi
. linéaire	$C = a + b \cdot Q$	1
. logarithmique	$C = a + b \cdot \log_n Q$	2
. puissance	$C = a + \frac{b}{Q}$	3

Le meilleur d'entre eux a été sélectionné pour la reconstitution.

En ce qui concerne les matières en suspension : du 1er janvier 1983 au 19 mai 1984, c'est le résidu sec qui a été analysé et fourni.

A partir du 20 mai 1984, ce sont les matières en suspension, obtenues par la différence résidu sec eau brute - résidu sec eau filtrée.

On observe que :

- le résidu sec et les MES sont faiblement corrélés au débit. La mauvaise qualité de la liaison s'explique en partie par les aléas créés par le mode de prélèvement des échantillons instantanés et de constitution des échantillons moyens,

- chlorures et potassium, azote organique, l'ensemble des formes du phosphore (soluble, total sur eau filtrée, total sur eau brute) montrent une assez bonne relation inverse (de type 3 ci-dessus) avec le débit. C'est le signe d'une contribution importante des sources ponctuelles de pollution sur ce bassin (ne subissant pas un passage prolongé par le sol agricole),

- les nitrates démontrent, comme cela a été souvent constaté, une relation moyennement serrée mais du type logarithmique avec le débit soit

$$C = a + b \cdot \log_n Q$$

Tentons une évaluation comparée, 1983 et 1984, des flux des éléments qui ont été suivis et une première interprétation.

On donne, dans le tableau ci-après, pour chacun d'eux, la valeur moyenne annuelle ainsi que les valeurs minimum et maximum, sur la journée, l'unité étant à chaque fois précisée.

Ce tableau est intéressant et appelle les remarques suivantes :

a. Les deux années étudiées sont relativement semblables au plan de l'hydraulicité.

b. Le débit spécifique moyen du bassin se situe entre 12 et 15 l/sec/km^2.

c. Cette stabilité se retrouve également au niveau des flux des éléments principaux, l'azote nitrique, l'azote minéral total, le phosphore total sur eau brute, dont les variations d'une année sur l'autre sont dans le même rapport que celui des volumes écoulés. En moyenne annuelle par conséquent, on relève une certaine constance des comportements dans ce bassin. Ce qui frappe toutefois, et ceci est une caractéristique du Redon, c'est l'extrême étendue (différence entre valeur maximum et minimum) des résultats journaliers de flux pour tous les éléments.

Le Redon est un bassin où se succèdent des épisodes de dépôts dans le lit du cours d'eau en basses eaux et de reprises lors de la montée de celles-ci qui peuvent augmenter considérablement les flux. Les données des préleveurs de crues préciseront ces comportements qui permettent d'ores et déjà de constater que dans un bassin comme celui-ci, aux temps de concentration des eaux très courts, la saisie des crues dans l'optique de la quantification des flux est un impératif, aussi bien pour l'azote que pour le phosphore.

	1983 Moyenne	1983 Mini	1983 Maxi	1984 Moyenne	1984 Mini	1984 Maxi	Valeur 1983/1984
Q moyen m^3/s	0.477	0.1	4.63	0.382	0.07	3.43	1.25
Volume écoulé 10^6 m^3	15.042			12.047			1.25
Chlorures kg/j	397	5.54	2'810	435	88.7	3'550	
Potassium kg/j	120	21.7	960	106	26.8	877	
Ammoniaque kg/j	2.21	0.138	23	2.41	0.083	16.1	
Nitrites kg/j	2.92	0	323	0.797	0	16.6	
Nitrates kg/j	94.9	8.74	1'930	73.3	12.1	636	1.29
Azote minéral total kg/j	100			76.5			1.30
Azote total kg/j	104	23.6	766	92.4	23.2	749	1.13
Orthophosphates kg/j	6.38	1.94	49.6	6.58	1.63	128	
Phosphore total EF kg/j	8.56	2.42	52.8	7.77	1.84	133	1.10
Phosphore total EB kg/j	12.1	2.79	83.6	9.78	2.11	136	1.24
Résidu sec EB t/j	19.8	3.95	242	-			

d. La similitude (peut-être factice) relevée plus haut entre les flux annuels d'éléments chimiques et volumes écoulés se répercute sur les concentrations : en moyennes annuelles, celles-ci sont donc peu variantes d'une année sur l'autre; on les fournit ci-après :

g/m^3	1983	1984
Azote ammoniacal	0.053	0.073
Nitrates	2.30	2.22
Azote minéral total	2.43	2.32
Azote total	2.52	2.80
Phosphore total EB	0.294	0.296

En particulier, s'agissant du phosphore total sur l'eau brute, on relève :

- la constance de la concentration moyenne annuelle
- la valeur très élevée de celle-ci; 0.3 g/m^3, si on la compare à celle rencontrée dans des rivières voisines(0.17 et 0.11 g/m^3 sur la Dranse en 1983 et 1984 respectivement).

e. En flux annuel, nous obtenons, pour l'azote et le phosphore, les chiffres suivants :

	1983	1984
Nitrates, tonnes	34.6	26.8
Azote minéral, tonnes	36.5	28.0
Azote total, tonnes	38.0	33.8
Orthophosphates, tonnes	2.33	2.41
Phosphore total EF, tonnes	3.12	2.84
Phosphore total EB, tonnes	4.42	3.58

On obtient, pour azote total et phosphore total sur eau brute, les chiffres respectifs de perte spécifique suivants :

- 10.2 - 11.5 kg/ha/an d'azote
- 1.08 - 1.34 kg/ha/an de phosphore

Ce dernier chiffre en particulier démontre, par référence aux données bibliographiques, qu'il existe d'appréciables apports "non naturels" de phosphore. On renvoie aux références FAHRNI citées dans les précédentes publications pour s'en convaincre.

Les effluents domestiques et d'élevage ont certainement leur responsabilité, les apports d'origine agricole aussi, c'est ce qu'il nous faut essayer de démêler.

f. Remarquons la relative constance du flux de phosphore soluble (orthophosphates), qui représente, selon l'année, la moitié et les 2/3 des apports de phosphore total.

g. Tentons donc une première ventilation des flux ci-dessus, phosphore en particulier, selon les émetteurs potentiels répartis dans le bassin :

APPORTS NATURELS :

Il s'agit des pertes de la partie haute du bassin, supposées transiter intégralement à l'embouchure. Il est clair que la partie mise en culture aurait aussi, si elle ne l'était pas, une perte "naturelle" en éléments fertilisants difficile à apprécier car masquée par la perte d'origine anthropique.

Ces apports relèvent de la contribution 2.5 du graphique introductif. Il est possible, dans le cas du Redon, d'en tenter une estimation grâce au suivi de la qualité des eaux de sources qui a été réalisé sur la période (une centaine d'analyses par an). On relève une concentration de l'ordre de 0.010 ± 0.005 g/m^3. Un récent travail de l'IRCHA (1985) permet d'estimer à 15 % le débit au niveau des sources par rapport au débit à l'embouchure. On observe, par conséquent, un flux "naturel" annuel, au plus égal à 34 kg de phosphore, soit à peine 1 % du flux total à l'embouchure : c'est négligeable.

Cela ne surprend pas quand on sait que la partie naturelle du bassin est pour l'essentiel faite de forêts et l'on sait bien que la forêt exerce un excellent pouvoir de rétention sur les fuites en fertilisants.

- *APPORTS DOMESTIQUES*

On a signalé plus haut qu'environ l'400 habitants étaient susceptibles de rejeter leurs eaux usées sans épuration directement dans le cours d'eau. Si l'on adopte le ratio usuel de 3.5 à 4 g/hab/j, dont 50 % proviennent du métabolisme basal et 50 % des détergents (le ratio ci-dessus est probablement un peu fort pour la zone considérée), on aboutit à un flux annuel potentiel de l'ordre de 1.7 à 2 t/an pour cette population.

Il convient d'y ajouter quelque 600 autres habitants, qui bénéficient d'un système d'épuration par lagunage dont l'efficacité, vis-à-vis du phosphore, est de l'ordre de 30 %.

Cela correspond à un surcroît de charge annuelle compris entre 0.5 et 0.6 tonnes.

Au total, la contribution de la population permanente du bassin à la charge en phosphore du cours d'eau serait au maximum de l'ordre de 2.2 à 2.5 t/an. Ceci suppose, en effet, que :

. l'on adopte le ratio ci-dessus concernant la perte spécifique par habitant,

. la totalité des l'400 habitants rejette directement au cours d'eau.

Cette contribution s'apparente à la source (2.1) du schéma introductif puisqu'il n'y a quasiment pas de rejets industriels sur le bassin. Bon an mal an, elle pourrait représenter au plus 50 à 60 % de la charge totale.

- *APPORTS ZOOTECHNIQUES*

Ce sont ceux dont les élevages concentrés sont responsables. On relève cinq concentrations zootechniques sur le bassin, 500 veaux et l'000 porcs principalement, dont le mode d'élevage "en batterie" est susceptible d'accroître la charge du cours d'eau.

On peut y ajouter, en ce qui concerne la charge animale potentielle, celle des bovins à l'engrais ou des vaches laitières (en tout environ 2'300 têtes de bétail) lorsqu'ils sont à l'étable (au moins 6 mois dans l'année).

En effet, les excreta sont concentrés dans les fosses puis épandus : un élevage de 240 porcs rejette le lisier produit et l'eau de lavage dans un lagunage : ceci représente 0.6 t P/an (70 % de 0.9 t). Pour les autres élevages, il est difficile d'en apprécier la responsabilité directe; de deux choses l'une, ou bien les fosses à lisier et à purin sont correctement dimensionnées et les opérations d'épandage réalisées de façon rationnelle : dans ce cas la contribution de l'élevage est de nature indirecte par l'intermédiaire de l'engrais de ferme épandu sur les terres agricoles. Il n'y a pas alors, dans ce cas, d'apport direct dû à l'élevage à proprement parler.

Ou bien, au contraire, le stockage des egesta n'est pas correct, par sous-dimensionnement en particulier des fosses. Il y a alors rejet au cours d'eau. Une enquête additionnelle fine, au niveau du mode d'élevage des principales concentrations animales, s'avère donc nécessaire.

En considérant que :

les déjections des l'000 porcs et 500 veaux du bassin, élevés en mode concentré, rejoignent le cours d'eau directement et pendant toute l'année, et sur la base de

10.2 g/porc/j
5.5 g/veau/j

on obtient un flux théorique des élevages concentrés de 4.7 t/an. C'est de l'ordre de grandeur des flux totaux observés. Ce chiffre est donné simplement pour fixer les idées.

Les apports zootechniques, au moins égaux à 0.6 t/an pourraient être de l'ordre de 1 t/an. En effet, la quantité assez importante d'engrais de ferme épandus (environ 30 t) est une preuve que dans ce bassin la politique d'épandage suivie est raisonnable. Ceci reste toutefois à préciser par enquête.

On peut rattacher cette contribution à la source (2.7) de notre introduction.

- *APPORTS DES TERRES AGRICOLES*

C'est bien sûr notre préoccupation. Une première approche par différence nous fournit les résultats ci-après :

Type d'apport	Flux tonnes	origine selon l'introduction
Naturel	0.03	2.5
Habitants	2.2 à 2.5	2.1
Animaux	1	2.7
Total	3.23 à 3.53	

à comparer à 4.42 et 3.58 respectivement pour les années 1983 et 1984.

Le bilan serait ainsi quasiment bouclé pour 1984, ce qui démontrerait, pour cette année assez sèche, la faible contribution des terres agricoles type Redon à la charge en phosphore du cours d'eau. A supposer même que les apports zootechniques aient été vus un peu grands et qu'ils ne soient que de 0.6 tonnes, et que les apports des habitants ne soient que de 2.2 tonnes, on trouve par différence une contribution des terres agricoles au plus égale à une tonne, pour cette année-là.

Par rapport à notre schéma introductif, cette différence se rapporte aux origines

. 2.2 rejets ponctuels pluviaux si séparatifs (non présents dans le Redon)

. 2.3 rejets des déversoirs des réseaux (faibles ?)

. 2.4 apports atmosphériques directs sur le bassin (faibles pour le phosphore)

. 2.6 apports des terres agricoles.

La comparaison avec 1983, et la similitude observée entre le rapport des modules et flux annuels de phosphore respectifs nous conduit à attribuer au débit, donc à la pollution d'origine agricole, l'excédent de flux de phosphore observé cette année là de 0.85 tonnes (2.32 kg/j).

Il est par conséquent légitime de penser que la contribution des terres agricoles à la charge en phosphore du Redon s'est située en 1983 et 1984 à environ 1 à 2 tonnes/an.

Rapportés à l'ha de SAU (Surface Agricole Utile) (1'800 au total), on obtient des chiffres de perte spécifique des sols agricoles compris entre

0.55 et 1.1 kg/ha/an

indiquant une activité agricole "moyenne".

Rapportés à la fumure (60 t/an dont moitié engrais de ferme et moitié engrais du commerce (scories Thomas)), on relève un taux de rétention de celle-ci au moins égal à 96 % indiquant une faible migration du phosphore vers le cours d'eau.

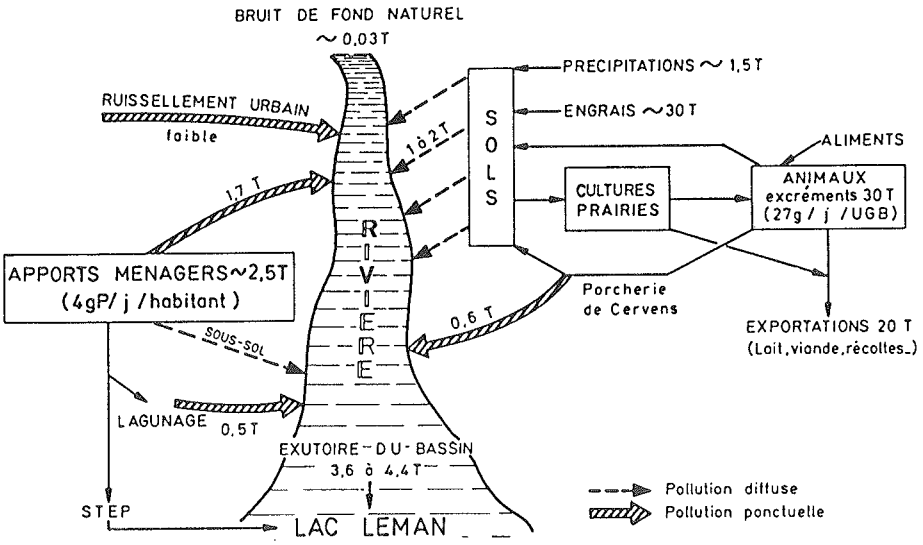
Cela ne surprend pas. Le MUS Redon est caractérisé par un faible apport d'engrais minéral (16 à 17 kg/ha/an) et une pente peu prononcée; les pertes ne peuvent par conséquent être importantes et le MUS Redon n'explique d'ores et déjà que bien peu des 1'000 tonnes déficitaires évoquées au début. Sans vouloir l'affranchir trop vite, il est probable que ce déficit est à rechercher ailleurs, d'autant que les superficies mises en jeu par ce MUS sont de faible importance relative.

Petite extrapolation irréaliste

Le MUS Redon se rencontre sur 500 km^2 (= 50'000 ha). Si la perte spécifique moyenne est de 1 kg/ha/an, on arrive au plus à 50 tonnes/an soit 5 % seulement du déficit. Cette faible contribution s'explique, on la dit, par le caractère peu intensif et plutôt traditionnel du système de culture caractérisant le Redon, mais aussi par une géomorphologie régionale glaciaire favorisant une hydrographie "indécise".

L'observation du réseau hydrographique montre que le Redon est constitué d'un ensemble de sous-bassins qui ne participent pas toujours au débit de la rivière ou bien après un écoulement sinueux entrecoupé de marécages favorisant les dépôts. Ainsi, à supposer qu'une quantité appréciable de phosphore quitte les terres agricoles par suite de l'érosion, il est probable qu'une grande part se trouve piégée dans les zones tampon que sont ces marécages.

L'ensemble des considérations ci-dessus est assez bien résumé dans le graphique ci-après qui montre de façon schématique les différentes contributions.



INVENTAIRE DES ENTREES ET SORTIES DE P DANS LE REDON

Il en ressort que le Redon est un bassin multi-usages associant population permanente, élevage et agriculture dans des rapports, au plan de la contribution à la charge en phosphore, encore mal définis. On a tenté une ventilation entre ces trois émetteurs aboutissant à des pourcentages respectifs de 50, 25, 25 (50 % population, 25 % élevage, 25 % agriculture).

Il s'agit, compte tenu des nombreuses incertitudes encore à lever sur le bassin, d'une première illustration qu'il est prévu d'affiner. La seule chose qui ressorte d'ores et déjà clairement est la prépondérance de l'origine ponctuelle (ne passant pas par un sol agricole) sur la pollution diffuse agricole. Les concentrations relevées, le comportement de celles-ci selon le débit en sont la preuve.

Pour affiner les contributions ci-dessus, et en particulier la part due à l'agriculture, il faut poursuivre l'affinage des termes du bilan (prise en compte de la pluviométrie et des crues) et aussi la connaissance précise du réseau d'assainissement et des modes de stockage et élimination des déchets animaux des élevages les plus importants.

3.2.2 *Le Redon à Perrignier*

Il s'agit du point de mesure installé sur le BVER défini plus haut. Sa superficie est de 23 ha totalement constitués de SAU (Surface Agricole Utile), répartie entre 70 % de prairies, 25 % de céréales et 5 % d'autres cultures au moment de l'enquête agricole (été 1983). De ce point de vue ce BVER est peu différent du reste du bassin, seule la superficie de prairies y est-elle un peu plus faible (sur le BVER).

Le dispositif de mesures de débit et de prélèvement est opérationnel depuis le 10 juin 1983.

La méthodologie de constitution des échantillons se rapproche de celle qui a caractérisé le point de mesure de Séchex : à savoir une reconstitution d'échantillon moyen porportionnel au volume écoulé. Selon les circonstances, l'analyse est faite sur cet échantillon moyen ou bien sur un échantillon instantané.

La caractéristique de l'écoulement est d'être intermittent.

Les mois de juillet et août sont secs pendant les deux années, ainsi qu'une partie de juin, septembre et novembre.

On relève un écoulement permanent en décembre, janvier, février, mars.

Les débits moyens s'établissent à

- 2 l/s en 1983 (calculés sur 6 mois dont presque 3 à sec)
- 4 l/s en 1984 (sur 12 mois)

Le bilan hydrologique précis s'établit comme suit :

	1983	1984
Nombre de jours échantillonnés	205	366
Nombre de jours à écoulement	74	236
Volume total écoulé m^3	36'115	129'946
Débit moyen de la période d'écoulement l/s	5.65	6.37

Bien que tout le premier semestre de 1983 soit défaillant au niveau de la mesure, on relève une certaine analogie entre les deux années en ce qui concerne le débit moyen de la période où un écoulement s'est produit.

Celui-ci a lieu en automne, hiver et printemps et est très réduit en période estivale.

Les débits maxima journaliers relevés sont semblables les deux années : 42 à 43 l/s. Le débit moyen de la période d'écoulement s'établit aux environs de 6 l/sec, le débit maximum instantané atteignant 100 l/sec.

L'absence de couverture de l'année 1983 dans son entier permet mal la comparaison. C'est pourquoi nous établirons un bilan complet lorsque les résultats de plusieurs années seront disponibles. Il est néanmoins possible de dresser le tableau ci-après.

On a reporté dans ce tableau un flux moyen tenant compte de la seule période où un écoulement s'est produit.

	1983 Moyenne		1984 Moyenne	
	Mini	Maxi	Mini	Maxi
Orthophosphates kg/j	0.017		0.015	
	0.001	0.167	0.001	0.111
Phosphore total EB kg/j	0.093		0.074	
	0.001	0.855	0.001	1.04
Nitrates kg/j	0.713		0.360	
	0.1	5.44	0.004	4.64

Exprimé en flux, sur la période d'écoulement, on obtient les chiffres suivants .

	1983	1984
Orthophosphates, kg	1.28	3.66
Phosphore total EB, kg	6.9	17.6
Nitrates, kg	52.8	86.0

On remarque, d'après ces tableaux dont on fait une première exploitation rapide qui sera détaillée dans les prochaines publications, une relative constance du flux moyen journalier de phosphore quittant le BVER. Bien sûr, et pour permettre la comparaison, ce flux est rapporté à la durée de la période où un écoulement a été observé, respectivement 74 et 236 jours.

15 à 20 g/j d'écoulement de phosphore soluble quittent ainsi la parcelle alors que 75 à 100 g de phosphore total en font autant.

Cela n'est pas tout à fait négligeable et pour prendre en compte une année complète, près de 18 kg de phosphore total ont été "exportés" hors du BVER en 1984, pour les 236 jours où le bassin a déversé.

Cela représente une perte spécifique de phosphore de quelque

0.75 kg/ha/an

à comparer au bilan "agricole" fait plus haut.

Rappelons qu'il a été évalué à l'intérieur d'une fourchette comprise entre 0.55 et 1.1 kg/ha/an. Le chiffre tiré du BVER est donc en excellente concordance avec l'approche globale faite au niveau du bassin. Il va sans dire que tout ceci sera précisé dans le rapport final.

En ce qui concerne les nitrates, la comparaison 1983-1984 montre un certain écart concernant les flux moyens journaliers émis. L'écart est de 1 à 2 (0.71 kg/j en 1983 contre 0.36 en 1984). Ceci tient au fait que les périodes sont mal comparables au plan hydrologique, le 2ème semestre de l'année 1984 ayant été relativement plus mouillé que l'équivalent en 1983 (7.1 l/sec contre 5.65). Considérant néanmoins l'année 1984, 86 kg de nitrates ont été emportés du BVER, ce qui représente une perte spécifique de l'ordre de 3.6 kg/ha/an.

Rappelons que la référence temporelle n'est pas l'année mais une période de 236 jours seulement.

L'ensemble de ces résultats sera complété, repris et commenté ultérieurement. Il est difficile, pour le moment, d'aller au-delà.

Signalons que nous disposerons bientôt des données "crues" à Séchex qui permettront de mieux affiner encore le bilan.

4. CONCLUSIONS PROVISOIRES

Le bassin français du Redon est de type multi-usages associant élevage et agriculture sur un fond de population permanente. Il est depuis deux ans maintenant opérationnel au plan du suivi des pollutions diffuses et constitue une intéressante référence pour le mode d'utilisation des sols caractérisé par la polyculture extensive orientée vers la prairie et les cultures fourragères (donc vers l'élevage), en pente faible à moyenne.

Au sens défini par RUEGG, de région agricole, on peut dire qu'on retrouve ce MUS sur une superficie d'environ 500 km^2, dans la région du Bas Chablais et du canton de Vaud, alors que le Redon lui-même a une superficie de 33 km^3.

Un premier bilan portant sur les années 1983-1984 a permis de déterminer que ce cours d'eau draine au lac environ 4 à 5 tonnes de phosphore total par an dont un premier essai de ventilation permet d'attribuer plus de la moitié à la pollution ménagère.

La perte spécifique des sols naturels du bassin étant négligeable, le solde du flux doit être réparti entre l'élevage, notamment concentré ou en "batterie", et l'agriculture sensustricto. Une première approche permet d'attribuer à chacune de ces sources un flux d'environ 1 tonne, de sorte que rapportée à l'ha de SAU, la perte spécifique en phosphore des sols du bassin se situe entre 0.5 et 1 kg/ha/an, situant le Redon en zone d'agriculture de moyenne intensité.

Ce chiffre est confirmé par la toute première exploitation des résultats d'un bassin versant de 23 ha isolé dans le bassin lui-même. Quoique l'écoulement y soit intermittent, on y a relevé en 1984 une "fuite" d'environ 18 kg de phosphore total, soit une perte spécifique de 0.75 kg/ha pour l'année, très proche du résultat élaboré au niveau du bassin total.

Le bilan de pollution du bassin sera réalisé ultérieurement, lorsque seront disponibles les données de pluviométrie et d'enquêtes qu'il est prévu d'affiner.

De même, les bassins suisses feront l'objet dès que possible d'un rapport analogue, l'objectif immédiat étant l'appréciation la plus juste des MUS les plus sensibles au regard des fuites en éléments fertilisants.

Les bilans globaux de bassin établis, il restera à les comparer et à étudier les conditions dans lesquelles l'extension à la région agricole correspondante pourra se faire.

Se posera alors le problème de la définition des MUS cibles et des moyens à disposition pour réduire autant que possible les pollutions diffuses en provenance des sols agricoles.

BIBLIOGRAPHIE SOMMAIRE

BALLAND, P., (1982) : Pollutions diffuses dans le bassin versant du lac Léman. Proposition française sur le bassin du Redon. Juin - note interne 25 pages.

BURKARD, P., (1983) : Evaluation des pollutions diffuses dans le bassin versant lémanique : le programme de recherches de la CIPEL. Communication présentée à l'ARPEA, 4 novembre, 18 pages.

CIPEL (1982) : Sous-commission technique. Groupe de travail "Pollutions d'origine diffuse" : projet d'étude des pollutions diffuses sur le bassin versant lémanique. Août. 44 pages.

CIPEL (1983) : Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique.

CIPEL (1984) : Le Léman, rapport de Synthèse 1957-1982 - 650 pages.

FAHRNI, H.P., (1978) : Charge en phosphates du lac Léman. Office fédéral de la protection de l'environnement. Avril 13 pages.

FAHRNI, H.P., et BUEHRER, H., (1982) : Essais de modélisation de la relation entre charge et débit des affluents du Léman. Office fédéral de la protection de l'environnement (13 pages) (non publié).

IRCHA (1985) : Phosphore dans le Redon. Expérience pilote. 29 pages + annexes.

RUEGG, E., (1980) : Pollutions d'origine diffuse - Etude préliminaire

METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DES AFFLUENTS DU LEMAN

CAMPAGNE 1984

PAR

FRANÇOIS RAPIN ET JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

La surveillance de la pollution par les métaux lourds des sédiments du Rhône amont, de ses affluents et de la Venoge s'est poursuivie en 1984. De plus il a été étudié, en détail cette année, les sédiments de l'Eau Froide, du Grand Canal et de la Chamberonne.

- *L'évolution vers la diminution de la pollution du Rhône par le mercure s'est stabilisée en 1984. L'origine principale de cette contamination est toujours le canal de Turtig.*
- *Dans l'ensemble on note une diminution des concentrations polymétalliques dans les différents canaux et rivières de la plaine du Rhône, à l'exception de la Gamsa en aval de l'usine d'incinération, du canal d'Evionnaz et du canal de la station d'épuration de Brigue.*
- *L'état de la Venoge qui semblait s'améliorer en 1983 s'est à nouveau aggravé. Cette forte contamination est toujours principalement due au rejet de l'usine d'incinération de Penthaz.*
- *La pollution des sédiments de la Chamberonne (la Sorge + la Mèbre) s'est améliorée (Plomb, Cuivre, Argent, Cadmium) ou stabilisée (Mercure, Zinc) entre 1979 et 1984. Cette évolution permet difficilement d'expliquer l'augmentation des teneurs en zinc et en argent dans les sédiments de la baie de Vidy entre 1978 et 1983, à moins d'un événement temporaire dont les traces ont été éliminées par des crues.*

INTRODUCTION GENERALE

En 1984, la surveillance de la contamination par les métaux lourds des sédiments du Rhône amont (et de ses affluents) et de la Venoge s'est poursuivie. Les sédiments de l'Eau Froide, du Grand Canal et de la Chamberonne (la Mèbre et la Sorge) ont été étudiés de manière détaillée cette année.

Les résultats seront présentés en quatre parties :

- LE RHONE AMONT ET SES AFFLUENTS
- L'EAU FROIDE ET LE GRAND CANAL
- LA VENOGE
- LA CHAMBERONNE (LA MEBRE ET LA SORGE)

METHODOLOGIE

Les sédiments des rivières sont prélevés à la main ou à l'aide d'un puisoir depuis la berge. Seule la couche superficielle est échantillonnée.

Après tamisage humide, la fraction fine inférieure à 63 µm (limon + argile) est analysée, afin de minimiser l'influence de la granulométrie du sédiment (la fraction grossière sableuse n'étant qu'un très faible fixateur de métaux lourds).

Le mercure est analysé par absorption atomique en vapeur froide (MAS 50-Coleman) et le cadmium par absorption atomique four graphite (Varian AA-875 et CRA-90). La mise en solution pour ces deux métaux est la suivante :

. attaque chloro-nitrique de 0.5 à 2.0 g de sédiment sec; 2 ml HCl 32 % + 5 ml HNO_3 65 % à 95°C pendant 75 minutes; puis dilution à 100 ml et mesure (FAVARGER et al. 1979).

Les autres métaux sont analysés par spectrographie d'émission plasma ICP-AES (ARL 3400). La mise en solution est la suivante :

. deux attaques successives en réacteurs Teflon fermés de 2.5 g de sédiments sec :

a. 5 ml H_2O + 5 ml $HClO_4$ 70 % à 150°C pendant 14 heures;

b. 2 ml HF 48 % + 10 ml HCl 37 % à 100°C pendant 14 heures; puis dilution à 50 ml, décantation et mesure (FAVARGER, 1982).

Pour le carbone organique, le dosage est en fait une oxydabilité au $K_2Cr_2O_7$ en milieu H_2SO_4 / H_3PO_4 à chaud en présence d'un catalyseur - Ag SO_4 (GAUDETTE et al., 1974).

1. LE RHONE AMONT ET SES AFFLUENTS

1.1 *INTRODUCTION*

Comme les années précédentes et pour tenir compte des changements de concentration dûs aux effets d'accumulation-dilution provoqués par les variations du débit, les sédiments du Rhône ont été prélevés à quatre reprises en 1984. Ceux du canal de Turtig (Schnydrigenkanal) et du canal d'Evionnaz ont également été prélevés à quatre reprises.

. en période de crues : juin (07.06) et août (15.08)

. en période de basses eaux : février (15.02) et octobre (22-24.10)

Les sédiments des autres canaux et affluents ont été prélevés, comme chaque année, lors de la campagne d'automne (22-24.10).

Cette année ont été étudiés :

. 44 points du Rhône, dont 28 à quatre reprises. Un point supplémentaire (No 158, voir fig. 1a) a été introduit entre Ardon et Riddes;

. 46 points dans les canaux ou affluents, dont 6 à quatre reprises (2 dans le canal de Turtig; 4 dans le canal d'Evionnaz). Trois points supplémentaires ont été introduits : dans le canal rive droite - Viège (No 160), STEP de Brigue (No 159) et dans le canal Ardon-Riddes (No 161).

1.2 *NUMEROTATION ET PROVENANCE*

La position géographique des points prélevés sur le Rhône, les canaux et les affluents et leurs numéros sont reportés sur les figures 1a et 1b. Les numéros reportés sur les figures et les tables correspondent à ceux de ces figures (figures 1a et 1 b).

1.3 *RESULTATS*

Les teneurs naturelles sont estimées à partir de l'étude de l'histogramme des concentrations mesurées; la méthode a été décrite par VIEL et al., (1983). Les teneurs naturelles retenues en 1984 et les limites de détection sont indiquées dans le tableau 1.

TABLEAU 1 - Teneurs naturelles et limites de détection pour les sédiments des rivières en 1984 (en mg/kg)

Elément		Teneur naturelle	Limite de détection
Mercure	(Hg)	0.05	0.03
Cadmium	(Cd)	0.30	0.05
Plomb	(Pb)	50	5
Zinc	(Zn)	80	3 *
Cuivre	(Cu)	50	0.5 *
Etain	(Sn)	< 13	13 *
Argent	(Ag)	< 1	1 *
Arsenic	(As)	< 40	40
Antimoine	(Sb)	< 20	20
Nickel	(Ni)	50	1

* = valeurs moyennes

1.3.1 *Le Rhône (figures 1a, 2, 3, 4 et tableaux 2, 3 et 4)*

Comme les autres années, les sédiments du Rhône ne sont contaminés (valeur supérieure au double de la teneur naturelle admise) que par le mercure (tabl. 3 et 4).

La figure 2, représentant l'évolution de la teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône (27 points de base - tabl. 2) de ces huit dernières années, montre que la phase de diminution de la pollution mercurielle s'est stabilisée. La valeur pour 1984 (1.0 mg/kg) est légèrement supérieure à celle de 1983 (0.6 mg/kg).

L'évolution des teneurs en mercure dans les sédiments le long du Rhône (figure 3 et tabl. 3) montre toujours très clairement que la principale contamination provient du canal de Turtig (Schnydrigenkanal). Les teneurs moyennes dans les sédiments du canal (points 44 et 91) en 1984 (20-30 mg/kg) sont légèrement supérieures à celles de 1983 (13-30 mg/kg) et sont probablement liées à la dernière phase d'assainissement du canal dans l'enceinte de l'usine LONZA (dragage, puis bétonnage du lit). Toutefois, dans les sédiments du Rhône au point 13 qui se trouve en aval du canal de Turtig, les valeurs maximales en 1984 sont comparables à celles de 1983 (figure 4).

En aval de Gampel, les teneurs décroissent de manière exponentielle. On remarque cependant d'autres zones où les teneurs augmentent à nouveau :

. augmentations nettes

point 67 (Granges) : aval de la STEP de Sierre

point 68 (Bramois) : aval de la STEP de Granges et d'Uvrier/St-Léonard

. augmentations plus faibles

point 20 (Aproz) : aval de Sion et de sa zone industrielle

point 21 (Riddes) : région de Riddes - les Allamands

point 22 (Fully) : région de Fully

point 77 (Collonges) : région de Collonges.

1.3.2 *Les affluents et canaux (figures 1b, 5 et tableau 5)*

Dans l'ensemble la situation n'a que peu évolué depuis 1983. On peut relever :

. une forte augmentation de la contamination polymétallique dans la Gamsa, en aval de l'usine d'incinération (par exemple en mg/kg : Cd = 240, Hg = 3.6, Zn = 10'200, Sn = 207, Ag = 5.1, Pb = 2'100).

Il faudra toutefois vérifier ces teneurs durant l'année 1985, car lors du prélèvement d'octobre 1984 le débit de la Gamsa était très faible, ce qui peut expliquer ces fortes teneurs.

- une forte diminution de la teneur en mercure dans les sédiments de la Viège qui n'est plus que de 0.15 mg/kg.

- des teneurs toujours très élevées (3 à 55 mg/kg) en mercure dans les sédiments du canal de Turtig, ce canal restant la principale source de contamination par le mercure du Rhône.

- le canal de Rarogne-Gampel est faiblement contaminé et il y a une diminution du mercure et du zinc et une lègère augmentation du cadmium par rapport à 1983.

- le canal Sion-Riddes est toujours fortement contaminé par le mercure, le cadmium, le zinc, le cuivre, l'étain et l'argent. Il n'y a pas d'amélioration.

- le canal de Fully est, comme en 1983, légèrement contaminé par le mercure, le cadmium et le zinc.

- Il n'y a aucune amélioration dans le canal d'Evionnaz qui présente toujours une forte contamination polymétallique, les teneurs moyennes pouvant atteindre dans les sédiments, en mg/kg : Hg = 12, Cd = 31, Pb = 260, Zn = 1'700, Cu = 170, Sn = 170, As = 58, Sb = 6'150.

  Il est à relever que c'est le seul canal pollué par l'arsenic et l'antimoine.

- Le canal Massongex-Collombey est surtout contaminé par le cadmium et le mercure. Il n'y a pas de variation par rapport à 1983.

- Les sédiments du canal Stockalper sont fortement pollués par le cadmium, le mercure et le zinc. Il n'y a pas non plus d'amélioration par rapport à 1983. Le point (No 35) le plus contaminé de ce canal se trouve en aval de Collombey-Muraz.

- les échantillons des canaux recevant les rejets des STEP montrent toujours une importante pollution polymétallique. Le nouveau point (No 159) se trouvant en aval du rejet de la STEP de Brigue présente de fortes teneurs. Toutefois, pour les autres canaux recevant les rejets des STEP, on note une nette tendance vers une amélioration.

1.4 *CONCLUSIONS*

La pollution du Rhône par le mercure, qui montrait une forte diminution depuis 1981, s'est stabilisée; les teneurs sont toutefois trop élevées. L'origine principale de cette contamination reste le canal de Turtig.

Les contaminations par les autres métaux lourds dans les affluents ne se marquent pas dans le Rhône.

Pour l'ensemble des canaux et des affluents la situation n'a que peu évolué depuis 1983. On note cependant une tendance à l'amélioration de l'état des canaux de rejet des STEP à l'exception de celui de celle de Brigue.

La Gamsa, en aval de l'usine d'incinération, est à nouveau très fortement contaminée par de nombreux métaux lourds. C'est un problème qu'il faudrait examiner au même titre que pour d'autres usines d'incinération, comme par exemple celle de Penthaz dont nous commentons plus loin l'influence (voir 3).

La pollution des sédiments du canal d'Evionnaz est stationnaire depuis plusieurs années. Seul un enlèvement complet des sédiments permettrait d'améliorer la situation.

FIG. 1a SITUATION DES ÉCHANTILLONS DU RHÔNE

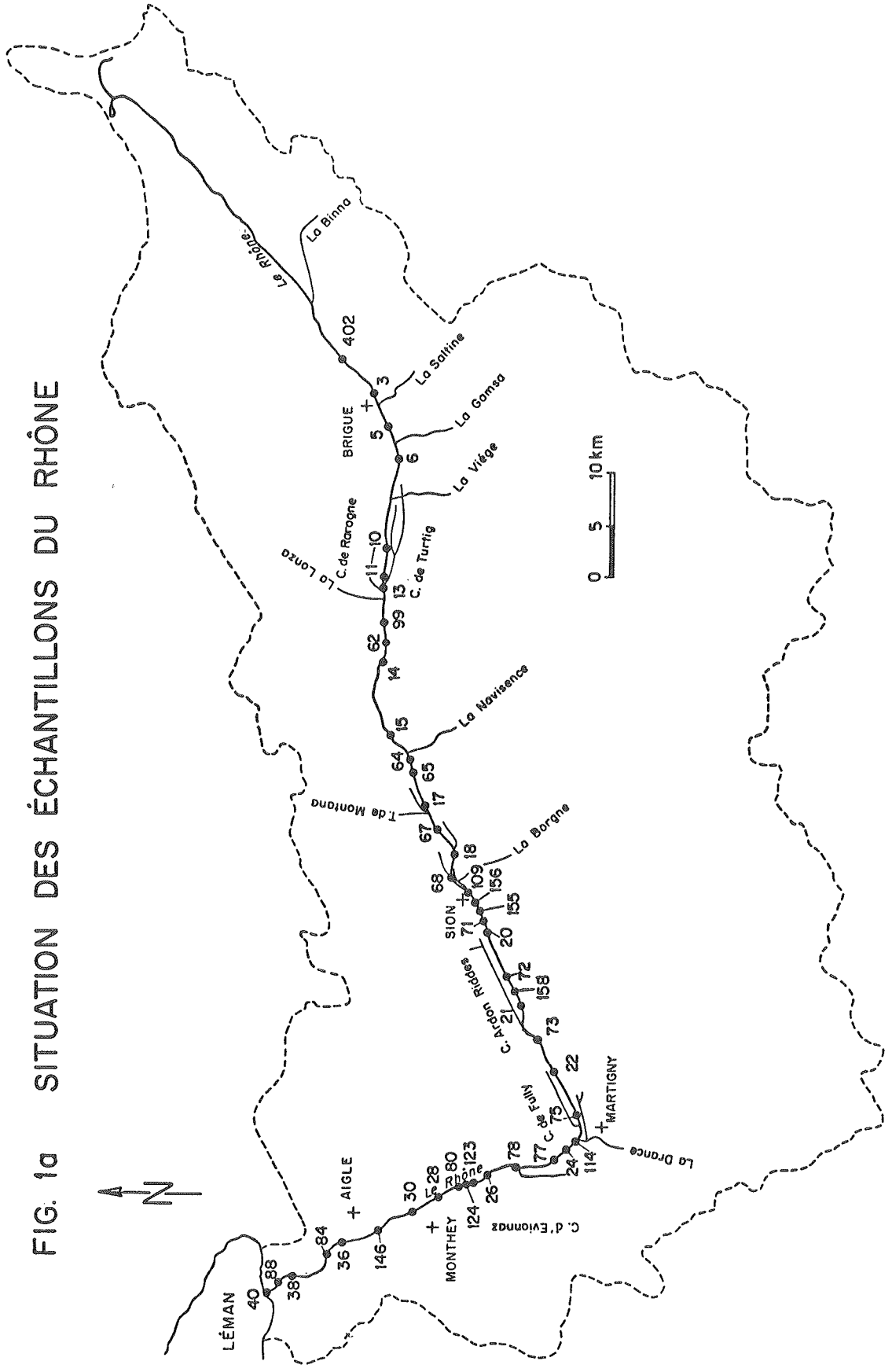


FIG. 1b SITUATION DES ÉCHANTILLONS DES CANAUX ET AFFLUENTS.

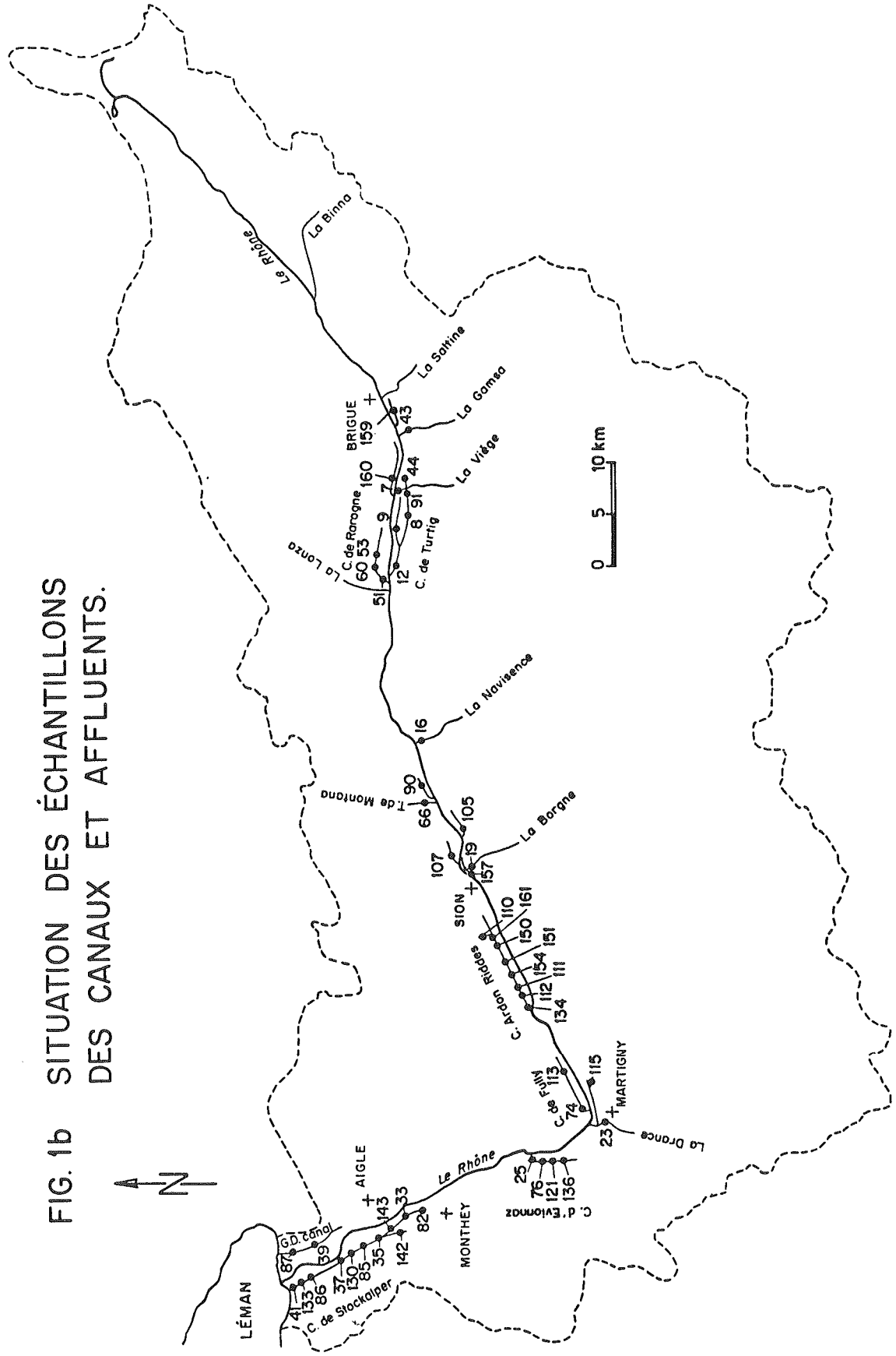


TABLEAU 2 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône (en mg/kg)

Situation	No	1977	1978	1979*	1980**	1981*	1982*	1983*	1984*
Brigue	3	0.05	0.02	0.04	0.07	0.07	0.05	0.18	0.10
Sankt-German	10	0.12	0.05	0.21	0.18	0.20	0.14	0.25	0.12
Gampel	13	0.28	1.17	7.92	25.30	21.21	10.35	4.47	7.84
Niedergampel	99	0.19	0.43	3.57	5.14	8.14	1.50	1.34	2.81
Gampinen	62	0.31	0.72	2.48	9.38	2.87	0.81	0.43	1.22
La Souste	14	0.25	0.30	1.54	2.89	2.27	1.40	0.67	1.22
Finges	15	0.39	0.62	0.68	1.44	0.25	0.33	0.31	1.19
Laminoir Chippis	65	0.17	0.68	1.11	7.74	3.37	2.06	0.79	0.52
Chalais	17	0.05	0.60	1.20	2.25	2.14	1.14	0.49	0.60
Granges	67	0.09	0.73	1.71	5.55	3.41	1.69	0.66	1.46
Saint-Léonard	18	0.10	0.86	0.88	5.03	1.55	0.97	0.45	0.86
Bramois	68	0.09	0.84	1.23	4.82	2.20	1.91	0.83	1.56
Aval de Sion	71	0.06	1.38	0.56	2.30	2.07	1.30	0.53	0.82
Aproz	20	0.16	1.30	0.99	5.18	2.24	1.22	0.37	0.94
Ardon	72	0.05	0.51	0.61	2.53	1.10	0.18	0.35	0.56
Saillon	73	0.11	0.27	0.71	1.58	1.86	0.86	0.39	0.65
Fully	22	0.11	0.55	0.67	2.51	1.17	0.65	0.52	0.89
Branson	75	0.12	0.18	0.67	1.48	1.34	0.56	0.36	0.58
Les Follatères	114	0.06	0.32	0.89	1.53	0.91	0.81	0.43	0.60
Evionnaz	78	0.21	0.31	0.73	1.07	0.91	1.14	0.32	0.44
Lavey-les-Bains	26	0.44	0.17	0.41	0.63	0.38	0.27	0.30	0.25
Aval St-Maurice	80	0.30	0.33	0.54	1.42	1.09	0.38	0.14	0.26
Monthey	30		0.38	0.82	1.69	0.96	0.59	0.44	0.42
Illarsaz	36	0.16	0.30	0.63	1.26	0.81	0.53	0.55	0.46
Porte du Scex	38		0.22	0.55	1.23	0.84	0.39	0.24	0.32
Noville	88	0.18	0.54	0.79	1.33	0.80	0.64	0.31	0.40
Le Bouveret	40	0.19	0.47	0.36	0.52	0.42	0.44	0.16	0.28
Moyenne		0.17	0.53	1.20	3.56	2.36	1.20	0.60	1.01

* = moyenne 4 prélèvements

** = moyenne 6 prélèvements

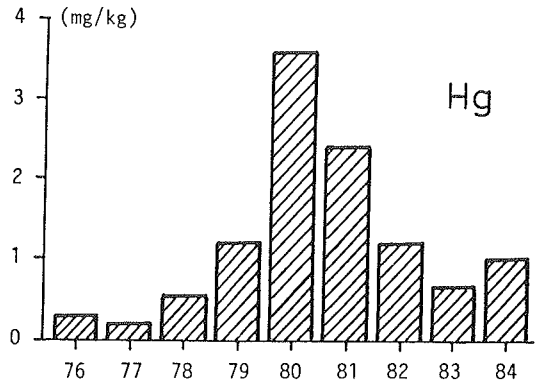


Fig. 2 : Teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône (en mg/kg).

TABLEAU 3 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône et du canal de Turtig en 1984 (en mg/kg)

Situation	No	15.02	07.06	15.08	22-24.10	Moyenne
Morel	402	-	0.130	0.050	0.045	0.075
Brigue	3	0.080	0.145	0.125	0.070	0.105
Gamsen	5	-	-	-	0.085	0.085
Brigerbad	6	-	-	-	0.050	0.050
Sankt-German	10	0.175	0.110	0.100	0.115	0.125
Niedergesteln	11	-	-	-	0.060	0.060
Gampel (RG)	13	12.670	4.010	5.075	9.600	7.840
Niedergampel	99	3.510	0.640	1.075	6.020	2.810
Gampinen (RG)	62	1.890	0.540	0.950	1.470	1.215
La Souste	14	0.210	0.780	2.655	1.220	1.215
Finges	15	0.100	0.780	3.550	0.335	1.190
Chippis	64	-	-	-	0.150	0.150
Laminoir Chippis	65	0.200	0.460	0.990	0.410	0.515
Chalais	17	0.220	0.725	0.510	0.940	0.600
Granges	67	2.030	0.970	0.920	1.920	1.460
Saint-Léonard	18	1.080	0.850	0.630	0.890	0.865
Bramois	68	3.740	0.640	0.590	1.275	1.560
Sion	109	-	-	-	0.180	0.180
Aval de Sion	156	-	-	-	0.700	0.700
	155	-	-	-	0.770	0.770
	71	1.600	0.610	0.290	0.765	0.815
Aproz	20	1.080	0.725	0.930	1.020	0.940
Ardon	72	0.560	0.380	0.550	0.690	0.545
Les Allamands	158	-	-	-	0.820	0.820
Riddes	21	-	-	-	1.160	1.160
Saillon	73	0.390	0.470	0.870	0.870	0.650
Fully	22	1.200	0.430	1.080	0.865	0.890
Branson	75	0.530	0.380	0.760	0.645	0.580
Les Follatères	114	0.700	0.440	0.620	0.645	0.600
Dorénaz	24	-	-	-	0.430	0.430
Collonges	77	-	-	-	0.930	0.930
Evionnaz	78	0.550	0.270	0.390	0.540	0.440
Lavey-les-Bains	26	0.060	0.090	0.540	0.315	0.250
STEP St-Maurice	123	-	-	-	0.530	0.530
Saint-Maurice (RG)	124	-	-	-	0.600	0.600
Aval St-Maurice	80	0.160	0.245	0.285	0.320	0.255
Massongex	28	-	-	-	0.470	0.470
Monthey	30	0.600	0.320	0.320	0.465	0.425
Satom (Monthey)	146	-	-	-	0.460	0.460
Illarsaz	36	0.610	0.360	0.370	0.475	0.455
Barges (Vouvry)	84	-	-	-	0.355	0.355
Porte du Scex	38	0.170	0.320	0.370	0.440	0.325
Noville	88	0.455	0.290	0.370	0.510	0.405
Le Bouveret	40	0.195	0.185	0.410	0.340	0.285
Canal de Turtig						
- en aval de la STEP	91	9.360	13.430	42.430	53.960	29.795
- en aval zone industrielle	44	4.000	22.700	55.780	3.015	21.375

TABLEAU 4 - Teneurs moyennes en métaux lourds et en carbone organique des sédiments du Rhône en 1984 (en mg/kg)

Situation	No	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	C. Org. (%)
Mörel	402	0.32	64	87	34	0.60
Brigue	3	0.40	74	111	34	0.87
Gamsen	5	0.45*	77*	96*	37*	0.45*
Brigerbad	6	0.20*	76*	88*	34*	0.32*
Sankt-German	10	0.18	63	96	41	1.21
Niedergesteln	11	0.24*	55*	88*	37*	0.51*
Gampel (RG)	13	0.27	65	97	45	1.53
Niedergampel	99	0.25	66	98	44	0.70
Gampinen (RG)	62	0.22	64	97	39	0.92
La Souste	14	0.21	50	89	28	0.62
Finges	15	0.14	40	75	23	0.76
Chippis	64	0.11*	52*	76*	36*	0.66*
Laminoir Chippis	65	0.16	52	82	23	0.56
Chalais	17	0.18	45	84	26	0.47
Granges	67	0.23	59	97	33	0.80
Saint-Léonard	18	0.15	42	85	28	0.66
Bramois	68	0.18	54	97	32	0.79
Sion	109	0.16*	36*	71*	23*	0.23*
Aval de Sion	156	0.40*	55*	96*	28*	0.58*
	155	0.35*	56*	100*	29*	0.54*
	71	0.28	49	110	30	0.80
Aproz	20	0.33	54	107	31	0.88
Ardon	72	0.26	38	99	29	0.90
Les Allamands	158	0.36*	49*	97*	25*	0.50*
Riddes	21	0.35*	55*	116*	32*	0.69*
Saillon	73	0.21	46	94	28	0.73
Fully	22	0.24	47	96	31	0.71
Branson	75	0.24	44	95	28	0.71
Les Follatères	114	0.22	43	96	30	0.60
Dorénaz	24	0.29*	40*	83*	26*	0.39*
Collonges	77	0.36*	53*	130*	40*	0.90*
Evionnaz	78	0.32	44	129	40	1.80
Lavey-les-Bains	26	0.24	51	120	36	1.16
STEP St-Maurice	123	0.40*	95*	139*	42*	1.00*
Saint-Maurice	124	0.25*	50*	80*	29*	0.43*
Aval St-Maurice	80	0.19	34	78	28	0.62
Massongex	28	0.22*	45*	74*	25*	0.57*
Monthey	30	0.29	44	105	36	1.00
Satom (Monthey)	146	0.22*	44*	92*	27*	0.49*
Illarsaz	36	0.25	52	95	32	0.69
Barges (Vouvry)	84	0.35*	46*	78*	24*	0.51*
Porte du Scex	38	0.22	42	86	26	0.64
Noville	88	0.31	42	106	32	0.93
Le Bouveret	40	0.26	103	144	43	0.92

Les valeurs suivies du signe "*" correspondent à des valeurs individuelles et les autres sont des moyennes de 4 prélèvements

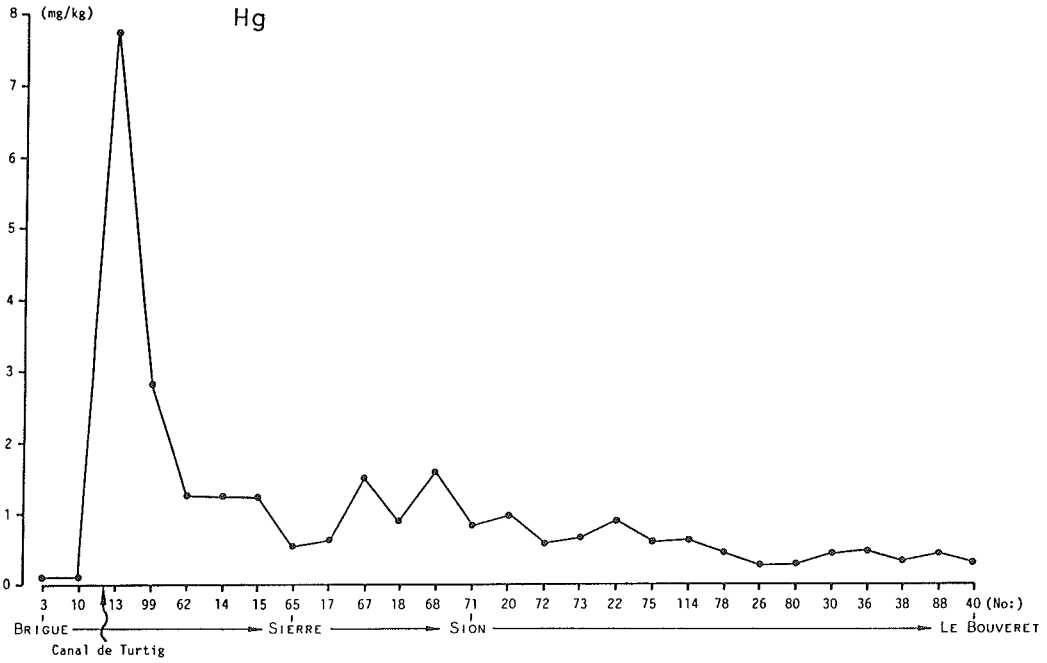


Fig. 3 : Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône en 1984. (moyenne de 4 prélévements)

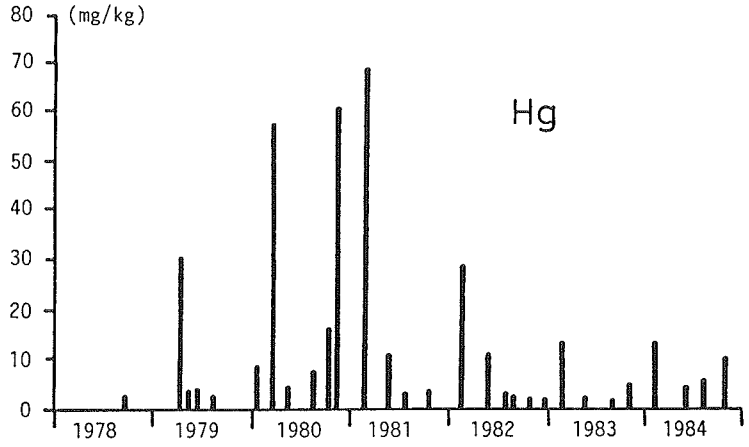


Fig. 4 : Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône - Point 13 (Gampel).

FIG. 5 AFFLUENTS DU RHÔNE
TENEUR EN MERCURE, CADMIUM, PLOMB, ZINC ET CUIVRE.

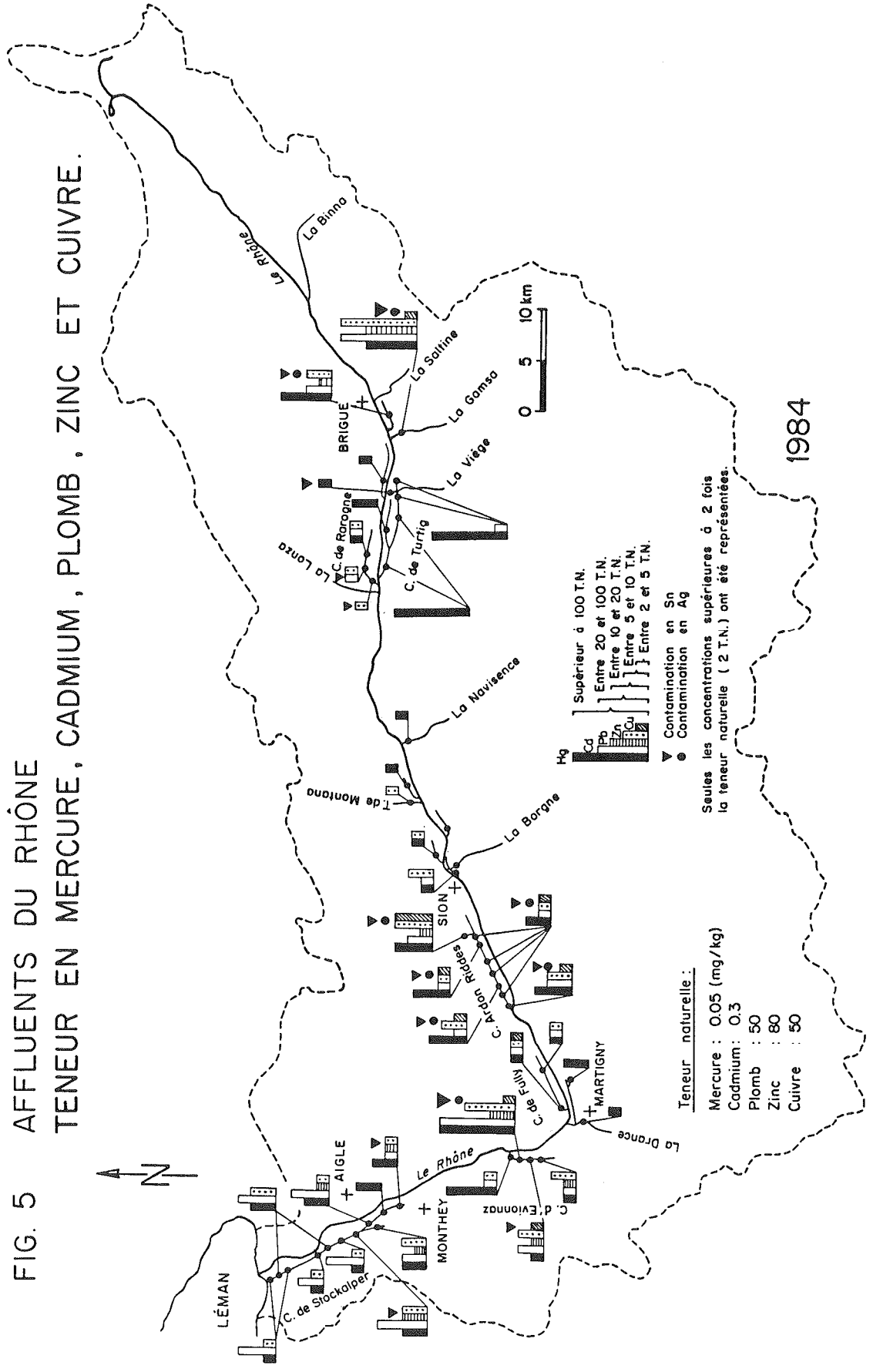


TABLEAU 5 - Teneurs en métaux lourds et en carbone organique des sédiments des canaux et des affluents du Rhône en 1984 (campagne d'automne) (en mg/kg)

Situation	No	Mercure	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	Etain	Argent	C. org. (%)
La Gamsa	43	3.62	240.00	2100	10200	239	207	5.1	1.34
STEP Brigue	159	1.88	1.93	106	419	86	14	3.7	5.09
Canal Viège (RD)	160	0.24	0.28	83	146	40	< 13	< 1.0	1.34
La Viège	7	0.15	0.07	44	76	42	25	< 1.0	0.34
Canal de Turtig	12	29.32	0.22	65	124	50	< 13	< 1.0	1.11
	8	54.83	0.27	63	107	48	< 13	< 1.0	0.86
	91	53.96	0.84	70	125	42	< 13	< 1.0	0.70
	44	3.02	0.16	55	110	22	< 13	< 1.0	1.02
Affluent Canal Turtig	9	0.44	0.38	66	122	45	< 13	< 1.0	1.86
Canal de Rarogne	51	0.09	0.58	93	247	49	19	1.0	1.91
- Gampel	60	0.06	0.77	83	235	46	20	< 1.0	2.08
	53	0.20	1.07	86	283	62	< 13	< 1.0	3.44
La Navisence	16	0.18	0.10	45	71	32	< 13	< 1.0	0.28
STEP Sierre	90	0.18	0.26	49	148	39	< 13	< 1.0	2.10
Torrent Montana	66	0.06	0.26	49	161	46	< 13	< 1.0	2.42
STEP Granges	105	0.04	0.10	< 18	54	12	< 13	< 1.0	0.22
STEP Uvrier	107	0.25	0.50	64	246	55	< 13	< 1.0	2.54
La Borgne	19	0.02	0.12	34	54	20	< 13	< 1.0	0.10
STEP Sion	157	0.13	0.86	80	424	61	< 13	< 1.0	2.06
STEP Conthey	110	0.84	2.88	128	875	508	64	5.9	10.50
C. Ardon Riddes	134	0.50	2.01	77	405	223	15	3.2	5.28
	112	0.45	1.30	71	381	208	14	2.8	4.97
	111	0.60	1.12	97	486	195	81	4.6	5.83
	154	0.44	1.28	85	389	167	18	3.4	4.75
	151	0.40	0.84	68	345	153	13	2.2	4.73
	150	0.52	0.90	71	313	146	13	2.8	4.15
	161	0.35	0.98	78	403	163	15	2.2	4.61
Canal de Fully	74	0.20	0.66	59	241	104	< 13	< 1.0	2.77
	113	0.10	0.67	56	177	66	< 13	< 1.0	2.12
STEP Martigny	115	0.34	0.32	52	88	31	< 13	< 1.0	1.23
La Drance	23	0.12	0.23	34	95	37	< 13	< 1.0	0.45
Canal d'Evionnaz	25	2.30	1.16	88	302	53	< 13	< 1.0	2.61
	76	22.39	68.20	323	2120	182	221	2.4	8.29
	121	0.24	2.27	231	646	125	16	< 1.0	7.22
	136	0.20	0.74	130	440	78	< 13	< 1.0	4.81
Canal Massongex	143	0.30	3.80	113	223	35	< 13	< 1.0	0.84
- Collombey	33	0.42	0.30	53	109	31	< 13	< 1.0	0.75
	82	0.40	1.37	118	254	68	14	< 1.0	5.28
Canal Stockalper	41	0.22	5.38	87	384	49	< 13	< 1.0	2.88
	133	0.26	5.30	82	418	54	< 13	< 1.0	3.59
	86	0.24	5.16	81	381	51	< 13	< 1.0	0.61
	37	0.13	1.91	48	245	37	< 13	< 1.0	2.74
STEP Vouvry	130	0.46	7.80	94	539	73	< 13	< 1.0	3.88
	85	0.14	4.41	70	281	38	< 13	< 1.0	2.33
	35	0.36	12.62	361	490	54	13	< 1.0	2.01
	142	0.35	1.92	117	401	86	< 13	< 1.0	4.78

2. L'EAU FROIDE ET LE GRAND CANAL

2.1 *INTRODUCTION*

Dans le rapport 1983 de la Commission internationale sur la pollution des sédiments du Léman (MONDAIN-MONVAL et al., 1984a) il avait été relevé une augmentation de la pollution, surtout en mercure et en cadmium, entre l'embouchure du Rhône et celle du Grand Canal. L'origine supposée en étant les apports du Rhône ou du Grand Canal ou éventuellement de l'Eau Froide.

Pour lever cette incertitude, une étude détaillée du Grand Canal et de l'Eau Froide a donc été entreprise en 1984. Les sédiments ont été échantillonnés, en quatre points dans l'Eau Froide et en huit points dans le Grand Canal (fig. 6), à trois reprises en 1984 : juin, août et octobre.

2.2 *RESULTATS (fig. 6 et tableaux 6 et 7)*

Les teneurs naturelles retenues sont les mêmes que pour le Rhône (voir tabl. 1).

Le Grand Canal présente une contamination en mercure (point 422 - jusqu'à 0.92 mg/kg) et en zinc (point 87-39 - jusqu'à 306 mg/kg). L'ensemble du cours de la rivière est contaminé de façon plus ou moins similaire. Certains points (422, 421, 87, 39) présentent une pollution en cadmium (jusqu'à 1.2 mg/kg) et en cuivre (150 mg/kg), mais pas lors de toutes les campagnes.

Le faible débit du Grand Canal et les teneurs moyennes dans les sédiments pour 1984 au point le plus proche de l'embouchure (No 422), qui sont de 0.40 mg/kg pour le mercure et de 0.59 mg/kg pour le cadmium, ne permettent pas d'expliquer les teneurs dans les sédiments du lac en 1983.

L'Eau Froide ne présente qu'une faible contamination en mercure et en zinc. Les valeurs maximales sont de 0.3 mg/kg en mercure (point 427) et 310 mg/kg en zinc (point 429). Ces contaminations apparaissent dès le point 427, donc en aval de la STEP de Roche.

Comme pour le Grand Canal, les teneurs moyennes dans les sédiments en 1984 à l'embouchure de l'Eau Froide, 0.18 mg/kg pour le mercure et 0.52 pour le cadmium, ne permettent pas d'expliquer les anomalies dans le lac en 1983.

2.3 *CONCLUSIONS*

Les sédiments du Grand Canal et de l'Eau Froide ne sont que faiblement contaminés par le mercure et le zinc.

Les teneurs plus élevées en mercure et en cadmium dans les sédiments du lac, entre l'embouchure du Rhône et du Grand Canal, détectées en 1983 ne peuvent pas être expliquées par les apports du Grand Canal ou de l'Eau Froide (mesurés en 1984). Il faut plutôt chercher l'explication dans une ancienne contamination par ces deux rivières, ou plus probablement, par le fait que cette zone lacustre est soumise à une activité de dragage et que les sédiments échantillonnés en 1983 pourraient provenir par conséquent de niveaux plus profonds du sédiment, remis en suspension par l'exploitation et qui seraient donc le reflet d'anciennes contaminations. (Voir l'évolution du mercure dans les sédiments de carottes datées - RAPIN et al., 1985).

TABLEAU 6 - Evolution de la teneur en métaux lourds et en carbone organique des sédiments du Grand Canal en 1984 (en mg/kg)

GRAND CANAL	No	Mercure	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	Etain	Argent	C. org. (%)
07.06.84	422	0.17	0.80	63	170	68	< 13	< 1.0	6.59
15.08.84		0.92	0.39	50	219	60	< 13	< 1.0	7.06
22.10.84		0.12	0.58	55	211	70	< 13	< 1.0	9.11
Moyenne		0.40	0.59	56	200	66	< 13	< 1.0	7.59
07.06.84	421	0.23	1.03	72	297	135	< 13	< 1.0	6.04
15.08.84		0.06	0.16	53	180	53	< 13	2.5	4.24
22.10.84		0.03	0.17	48	120	32	< 13	< 1.0	2.67
Moyenne		0.11	0.45	58	199	73	< 13	< 1.5	4.32
07.06.84	420	0.08	0.32	48	163	37	< 13	< 1.0	2.74
15.08.84		0.04	0.26	48	161	38	< 13	< 1.0	2.52
22.10.84		0.05	0.34	49	188	46	< 13	< 1.0	3.08
Moyenne		0.06	0.31	48	171	40	< 13	< 1.0	2.78
07.06.84	87	0.27	1.23	89	306	150	< 13	< 1.0	7.21
15.08.84		0.10	0.16	63	205	70	< 13	< 1.0	5.53
22.10.84		0.02	0.22	50	123	31	< 13	< 1.0	1.50
Moyenne		0.13	0.54	67	211	84	< 13	< 1.0	4.75
07.06.84	39	0.26	0.79	78	276	142	13	< 1.0	5.52
15.08.84		0.25	0.71	74	295	128	< 13	< 1.0	6.41
22.10.84		0.18	1.06	70	244	137	< 13	< 1.0	6.51
Moyenne		0.23	0.85	74	272	136	< 13	< 1.0	6.15
07.06.84	424	0.14	0.78	66	199	85	< 13	< 1.0	8.85
15.08.84		0.09	0.41	69	188	108	13	1.7	5.88
22.10.84		0.12	0.51	63	186	125	< 13	< 1.0	4.99
Moyenne		0.12	0.57	66	191	106	< 13	< 1.2	6.57
07.06.84	423	0.04	0.45	56	136	59	13	< 1.0	8.10
15.08.84		0.08	0.44	86	259	149	< 13	< 1.0	11.43
22.10.84		-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne		0.06	0.44	71	198	104	< 13	< 1.0	9.77
07.06.84	425	0.30	0.93	74	173	90	18	< 1.0	4.60
15.08.84		0.16	0.50	80	153	91	13	< 1.0	4.73
22.10.84		-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne		0.23	0.72	77	163	90	15	< 1.0	4.67

TABLEAU 7 - Evolution de la teneur en métaux lourds et en carbone organique des sédiments de l'Eau Froide en 1984 (en mg/kg)

EAU FROIDE	No	Mercure	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	Argent	C. Org. (%)
07.06.84	429	0.19	0.49	57	209	61	< 1.0	3.13
15.08.84		0.18	0.57	88	248	87	< 1.0	5.06
22.10.84		0.18	0.50	77	310	101	< 1.0	4.40
Moyenne		0.18	0.52	74	256	83	< 1.0	4.20
07.06.84	428	0.14	0.45	23	156	48	< 1.0	2.36
15.08.84		0.12	0.23	16	159	50	< 1.0	2.34
22.10.84		0.08	0.26	17	135	50	< 1.0	1.74
Moyenne		0.11	0.31	19	150	49	< 1.0	2.15
07.06.84	427	0.12	0.32	23	113	46	< 1.0	1.63
15.08.84		0.30	0.52	37	259	72	1.7	4.19
22.10.84		0.08	0.25	17	111	45	< 1.0	1.69
Moyenne		0.17	0.36	26	161	54	< 1.2	2.50
07.06.84	426	0.04	0.58	27	78	42	< 1.0	0.87
15.08.84		0.04	0.12	22	94	39	< 1.0	1.37
22.10.84		0.03	0.17	16	85	38	< 1.0	1.66
Moyenne		0.04	0.29	22	86	40	< 1.0	1.30

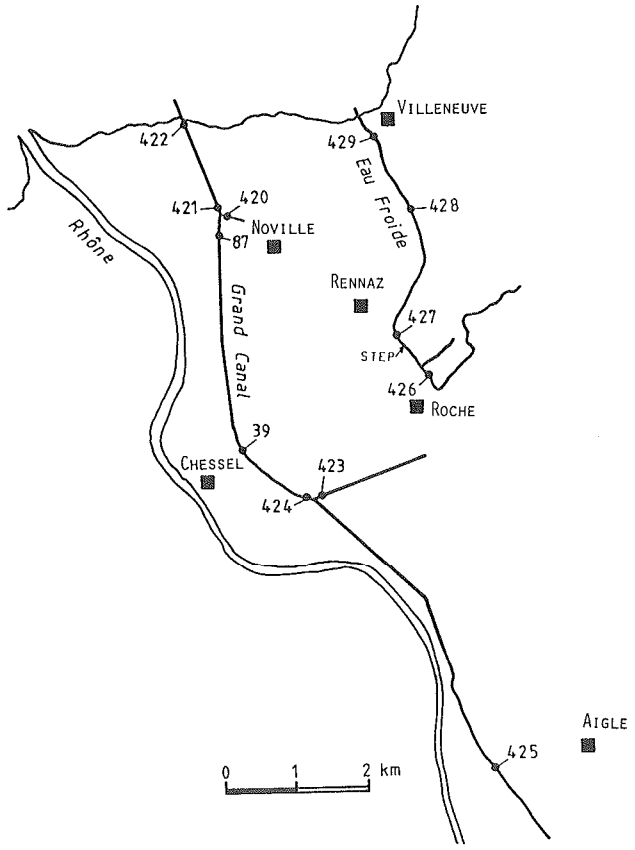


FIG. 6 : Situation des échantillons du Grand Canal et de l'Eau Froide en 1984.

3. LA VENOGE

3.1 *INTRODUCTION*

Pour suivre l'évolution des contaminations par les métaux lourds des sédiments de la Venoge, et plus particulièrement au voisinage de l'usine d'incinération de Penthaz, quatre campagnes d'échantillonnage ont été effectuées en 1984 : en mars, en mai, en août et en novembre.

La situation géographique des points dans la Venoge est présentée à la figure 7. Les teneurs naturelles retenues en 1984 et les limites de détection sont indiquées au tableau 1.

3.2 *RESULTATS (fig. 7 et tableaux 8, 9, 10 et 11)*

Les sédiments en amont d'Eclépens ne présentent pas de contamination par les métaux lourds. Les teneurs dans les sédiments sont supérieures à 4 ou 5 fois la teneur naturelle, dès Eclépens pour le mercure et le zinc et dès Cossonay pour le cadmium et le cuivre.

Au niveau de l'usine d'incinération de Penthaz les teneurs sont à nouveau extrêmement importantes. Les plus élevées se mesurent toujours en aval de la sortie du bac de décantation des eaux de lavage et de refroidissement de l'usine d'incinération (point 557). Les teneurs moyennes en 1984 pour ce point sont les suivantes :

Hg =	11.17	mg/kg	soit env. 220 fois la teneur naturelle
Cd =	50.72	mg/kg	soit env. 170 fois la teneur naturelle
Pb =	1816	mg/kg	soit env. 35 fois la teneur naturelle
Zn =	3710	mg/kg	soit env. 45 fois la teneur naturelle
Cu =	804	mg/kg	soit env. 15 fois la teneur naturelle
Ni =	125	mg/kg	soit env. 2.5 fois la teneur naturelle
Ag =	5.8	mg/kg	soit > 6 fois la teneur naturelle
Sn =	314	mg/kg	soit > 25 fois la teneur naturelle
As =	50	mg/kg	
Sb =	95*	ng/kg	

* = lors d'une des campagnes (23.08.84)

Le rejet se caractérise par des suspensions noirâtres qui recouvrent les sédiments de la rive droite de la rivière jusqu'à 200-300 m en aval du point de rejet lors des basses eaux.

Plus en aval, on note une diminution rapide des teneurs dans les sédiments due à la dilution, mais malgré cette dernière, la forte pollution des sédiments de la Venoge à Penthaz se répercute pour certains éléments jusqu'à l'embouchure (point 6), où nous avons des teneurs moyennes dans les sédiments en 1984 de :

Cd :	20	fois la teneur naturelle
Hg :	5	fois la teneur naturelle
Zn :	3.5	fois la teneur naturelle
Cu :	2.2	fois la teneur naturelle

Il y a une contamination nette en cadmium (11 fois la teneur naturelle) dans un petit affluent de la Venoge : le Bochet.

3.3 *CONCLUSIONS*

En 1983 il avait été constaté une amélioration de la contamination par les métaux lourds des sédiments de la Venoge (MONDAIN-MONVAL et al., 1984c). Par contre, cette année (1984), les teneurs moyennes sont à nouveau très élevées, proches des valeurs de 1982 (VIEL et al., 1983). Ces teneurs élevées en métaux lourds dans les sédiments sont dues aux rejets de la cuve de décantation de l'usine d'incinération de Penthaz. Une solution doit absolument être trouvée pour résoudre ce problème.

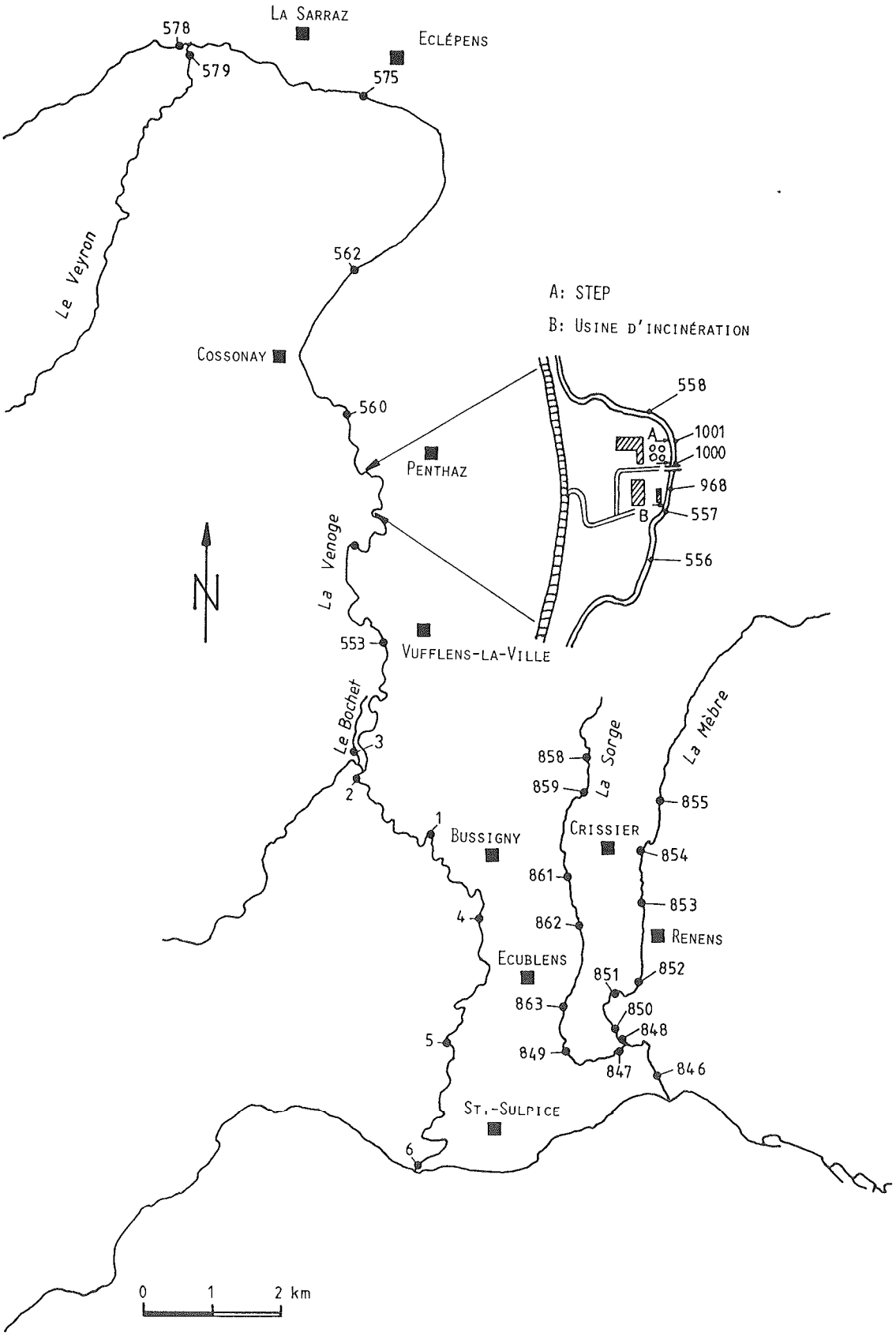


Fig. 7 : Situation des échantillons de la Venoge et de la Chambronne (La Mèbre + La Sorge) en 1984.

TABLEAU 8 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

MERCURE (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	09.03.84	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
Le Veyron	579			-	0.10	0.07	0.06	0.08
La Venoge								
. Ferreyres	578			-	0.12	0.10	0.11	0.11
. Eclépens	575			-	0.20	0.78	-	0.49
. Lussery	562		0.31	0.17	0.24	0.45	0.54	0.35
. Cossonay	560	0.18	0.26	0.13	0.31	0.40	0.45	0.32
. Penthaz	558	0.19	0.13	0.14	0.19	0.30	0.23	0.22
	1001			0.68	0.23	0.50	-	0.47
	1000		0.16	0.84	0.33	1.68	0.21	0.76
	968	0.30	0.99	0.75	0.43	0.45	0.28	0.48
	557	12.14	3.60	4.69	1.77	31.40	6.81	11.17
	556	1.79	0.95	0.50	0.18	1.31	1.58	0.89
. Le Moulinet	555	0.39	0.57	0.40	0.38	1.11	0.74	0.66
. Vufflens	553		0.39	0.21	0.22	0.58	-	0.34
. Le Bochet, affluent	3		0.36	0.30	0.29	0.31	0.46	0.34
. Moulin du Choc	2		0.21	0.21	0.20	0.43	0.26	0.28
. L'Abbaye	1		0.17	0.13	0.20	0.24	0.28	0.21
. La Chocolaterie	4			0.13	0.14	0.45	0.33	0.26
. Renges	5			0.12	0.17	0.17	0.26	0.18
. Le Sout	6			0.27	0.24	0.15	0.28	0.24

TABLEAU 9 - Evolution de la teneur en cadmium des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

CADMIUM (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	09.03.84	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
Le Veyron	579			-	0.26	0.20	0.32	0.26
La Venoge								
. Ferreyres	578			-	0.30	0.21	0.42	0.31
. Eclépens	575			-	0.28	0.90	-	0.59
. Lussery	562		0.40	0.28	0.41	0.50	0.66	0.46
. Cossonay	560	0.94	1.34	0.69	1.47	1.27	1.16	1.15
. Penthaz	558	0.85	0.59	0.59	0.56	1.18	0.78	0.78
	1001			0.73	0.50	1.85	-	1.03
	1000		0.51	1.40	0.99	3.70	1.03	1.78
	968	1.22	3.59	1.55	1.44	0.91	0.96	1.22
	557	80.70	5.44	11.93	5.85	147.10	38.00	50.72
	556	11.76	7.08	1.36	0.89	6.52	11.30	5.02
. Le Moulinet	555	1.91	0.98	1.11	1.62	1.26	1.60	1.40
. Vufflens	553		4.20	0.81	0.90	2.75	-	1.49
. Le Bochet, affluent	3		4.17	2.52	1.95	3.49	5.32	3.32
. Moulin du Choc	2		2.33	0.70	0.67	1.83	1.98	1.30
. L'Abbaye	1		2.05	0.83	0.79	1.40	2.58	1.40
. La Chocolaterie	4			0.70	0.77	2.14	2.90	1.63
. Renges	5			0.49	0.65	0.63	3.19	1.24
. Le Sout	6			1.84	13.40	3.35	5.59	6.04

* = moyenne 4 prélèvements sauf pour le point 968, 2 prélèvements
** = moyenne 2 prélèvements sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

TABLEAU 10 - Evolution de la teneur en plomb des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

PLOMB (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	09.03.84	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
Le Veyron	579			-	32	37	41	37
La Venoge								
. Ferreyres	578			-	52	50	56	53
. Eclépens	575			-	50	202	-	126
. Lussery	562		53	51	50	105	140	86
. Cossonay	560	86	74	68	81	120	118	97
. Penthaz	558	79	55	70	54	113	88	81
	1001			96	56	190	-	114
	1000		41	429	87	324	82	230
	968	180	204	332	104	118	83	159
	557	3443	217	863	300	5240	860	1816
	556	527	241	107	76	221	273	169
. Le Moulinet	555	114	71	69	77	100	92	84
. Vufflens	553		132	88	73	154	-	105
. Le Bochet, affluent	3		134	140	94	153	134	130
. Moulin du Choc	2		78	82	57	100	88	82
. L'Abbaye	1		65	78	63	89	90	80
. La Chocolaterie	4			64	65	209	135	118
. Renges	5			68	63	75	112	80
. Le Sout	6			88	64	77	101	82

TABLEAU 11 - Evolution de la teneur en zinc des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

ZINC (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	09.03.84	24.04.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
Le Veyron	579			-	97	138	124	120
La Venoge								
. Ferreyres	578			-	129	179	176	161
. Eclépens	575			-	153	1140	-	646
. Lussery	562		211	139	149	523	485	324
. Cossonay	560	210	233	156	194	399	431	295
. Penthaz	558	196	154	149	164	288	267	217
	1001			206	168	417	-	264
	1000		172	475	212	849	247	446
	968	307	506	316	312	365	266	315
	557	10775	2215	1600	805	9880	2560	3710
	556	1739	531	238	168	617	876	475
. Le Moulinet	555	347	202	191	195	293	291	242
. Vufflens	553		400	194	170	471	-	278
. Le Bochet, affluent	3		598	431	303	457	458	412
. Moulin du Choc	2		265	183	144	382	266	244
. L'Abbaye	1		253	175	163	268	279	211
. La Chocolaterie	4			163	175	510	483	333
. Renges	5			156	175	200	338	217
. Le Sout	6			229	278	250	363	280

* = moyenne 4 prélèvements sauf pour le point 968, 2 prélèvements
** = moyenne 2 prélèvements sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

4. LA CHAMBERONNE (LA MEBRE ET LA SORGE)

4.1 *INTRODUCTION*

La dernière campagne d'étude des métaux lourds des sédiments du Léman en 1983, dans le cadre de la Commission internationale (MONDAIN-MONVAL et al., 1984a), avait montré une contamination accrue dans la région de la baie de Vidy, entre autres par le zinc et l'argent.

Dans cette baie se jettent les eaux de la Chamberonne (la Mèbre et la Sorge) et le rejet de la STEP de Vidy. Il a été décidé d'étudier à nouveau la Chamberonne en 1984 (dernière étude en 1979 - VIEL et al., 1980) pour voir si ces augmentations des teneurs dans la baie de Vidy pouvaient être liées à la contamination de cette rivière.

Les sédiments de la Chamberonne (la Mèbre et la Sorge) ont été prélevés à trois reprises en 1984 : mai, août et novembre. Les positions des points d'échantillonnage sont données à la figure 7.

4.2 *RESULTATS (fig. 7 et tableaux 12, 13 et 14)*

Les teneurs naturelles retenues sont données dans le tableau 1. D'une façon générale on constate que les contaminations des sédiments de ces deux rivières par le plomb, le cuivre, l'argent et le cadmium ont baissé depuis 1979 et que l'état est resté stationnaire pour le mercure et le zinc (tabl. 12 à 14).

Les sédiments de la Sorge sont contaminés dès les points 861 et 862, en aval de Crissier. Le point présentant le maximum de pollution par les métaux lourds, avec des valeurs qui dépassent dix fois la teneur naturelle pour le zinc et l'argent, se situe en aval d'Ecublens au Nord-Ouest de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (point 849). Le maximum de mercure dans les sédiments, avec quatorze fois la teneur naturelle, se situe en aval de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (point 847).

Les sédiments de la Mèbre ont des teneurs moyennes en 1984 supérieures à deux fois la teneur naturelle dès Crissier (point 854) pour la plupart des métaux lourds (sauf le cuivre et l'argent). On note une nette augmentation des contaminations en mercure et argent dès l'aval de Renens-Chavannes (points 852-851), avec un maximum pour tous les métaux lourds au point 848 qui se trouve en aval du rejet d'un gros tuyau cimenté (égouts, eaux pluviales ?) au Sud de Chavannes. Les valeurs dans le sédiment dépassent dix fois la teneur naturelle pour le mercure et pour l'argent et six fois pour le zinc.

Après la jonction de la Sorge et de la Mèbre, les teneurs moyennes dans les sédiments de la Chamberonne (point 846), près de l'embouchure dans le lac sont de :

Hg	=	0.42	mg/kg	soit env. 8	fois la teneur naturelle
Ag	=	6.5	mg/kg	soit > 6	fois la teneur naturelle
Zn	=	515	mg/kg	soit env. 6	fois la teneur naturelle
Cd	=	0.88	mg/kg	soit env. 3	fois la teneur naturelle
Cu	=	130	mg/kg	soit env. 2.5	fois la teneur naturelle
Pb	=	114	mg/kg	soit env. 2	fois la teneur naturelle

Les teneurs obtenues dans les sédiments superficiels de la baie de Vidy ont passé entre 1978 et 1983 de 285 à 700 mg/kg pour le zinc et de 7.8 à 16 mg/kg pour l'argent (RAPIN et al., 1979; MONDAIN-MONVAL et al., 1984a). Au vu de l'évolution des concentrations dans les sédiments de la Chamberonne entre 1979 et 1984 (tabl. 12 et 14) il est difficile d'expliquer cette augmentation de certains métaux lourds (Zn et Ag) dans les sédiments de la baie de Vidy uniquement par les apports de cette rivière. Notons toutefois que ces augmentations pourraient être dues à des rejets accidentels qui auraient eu lieu entre 1979 et 1983.

Les teneurs actuelles dans les sédiments de la Chamberonne (la Sorge et la Mèbre) sont tout de même beaucoup trop élevées et ces contaminations participent à la pollution de la baie de Vidy.

TABLEAU 12 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments de la Chamberonne (la Mèbre + la Sorge) (en mg/kg)

Mercure (mg/kg)	No	25.07.79	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
La Sorge	858	0.06	0.06	0.07	0.05	0.06
	859	0.09	0.07	0.08	0.07	0.07
	861	0.10	0.09	0.09	-	0.09
	862	0.29	0.10	0.16	0.08	0.11
	863	0.14	0.26	0.41	-	0.34
	849	0.14	0.34	0.29	0.32	0.32
	847	0.88	1.22	0.62	0.25	0.70
La Mèbre	855	0.06	0.12	0.20	-	0.16
	854	0.16	0.18	0.27	0.10	0.18
	853	0.19	0.18	0.25	0.12	0.18
	852	1.67	0.49	0.40	0.23	0.37
	851	0.53	0.58	0.42	0.31	0.44
	850	0.65	0.23	0.72	0.41	0.45
	848	0.84	0.78	0.95	0.37	0.70
La Chamberonne	846	0.48	0.48	0.38	0.40	0.42

TABLEAU 13 - Evolution de la teneur en zinc des sédiments de la Chamberonne (la Mèbre + la Sorge) en mg/kg)

Zinc (mg/kg)	No	25.07.79	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
La Sorge	858	260	204	239	143	195
	859	210	219	346	196	254
	861	600	419	366	-	392
	862	600	304	856	297	486
	863	600	512	713	-	613
	849	600	728	1'270	646	881
	847	600	737	916	409	687
La Mèbre	855	190	212	282	-	247
	854	380	304	322	200	275
	853	420	307	418	216	314
	852	600	395	389	210	331
	851	400	289	409	246	315
	850	600	218	506	228	317
	848	-	607	570	320	499
La Chamberonne	846	600	548	545	451	515

TABLEAU 14 - Evolution de la teneur en argent des sédiments de la Chamberonne (la Mèbre + la Sorge) (en mg/kg)

Argent (mg/kg)	No	25.07.79	24.05.84	23.08.84	19.11.84	Moyenne 1984
La Sorge	858	0.6	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
	859	0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
	861	10.0	< 1.0	< 1.0	-	< 1.0
	862	0.5	1.4	< 1.0	2.8	< 1.7
	863	0.3	3.2	< 1.0	-	< 2.1
	849	40.0	12.2	10.9	6.4	9.8
	847	40.0	3.3	4.6	3.8	3.9
La Mèbre	855	0.4	< 1.0	1.9	-	< 1.5
	854	1.4	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
	853	1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
	852	4.1	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
	851	6.2	< 1.0	2.9	3.4	< 2.4
	850	7.1	2.4	4.9	2.9	3.4
	848	-	8.2	14.6	7.7	10.2
La Chamberonne	846	32.9	2.3	2.9	14.3	6.5

4.3 *CONCLUSIONS*

La Sorge présente une forte contamination polymétallique avec un maximum en aval d'Ecublens. La Mèbre est également très contaminée en aval de Renens avec un maximum en aval d'un rejet juste en amont de la jonction avec la Sorge.

Les teneurs élevées dans les sédiments de ces deux rivières entraînent un apport notable de métaux lourds (Hg, Ag, Zn) dans la Chamberonne et donc participent à la pollution des sédiments de la baie de Vidy.

On constate, entre 1979 et 1984, une tendance vers la stabilisation pour le mercure et le zinc et une diminution pour les autres métaux lourds des contaminations dans les sédiments de la Chamberonne (la Sorge et la Mèbre).

BIBLIOGRAPHIE

FAVARGER, P.Y., (1982) : Simultaneous determination of 31 elements in lacustrine sediments by ICP. Anal. Techn. Environ. Chem.2 (Pergamon Ser. Environ. Sci., 7), 371-376.

FAVARGER, P.Y., et VERNET, J.P., (1979) : L'isotope Cs-137 utilisé comme dateur de la pollution des sédiments lacustres. Arch. Sc. Genève 32/1, 25-42.

GAUDETTE, H.E., FLIGHT, W.R., TONER, L., et FOLGER, D.W., (1974) : An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. J. sediment. Petrol.,44/1, 249-253.

MONDAIN-MONVAL, J.Y., DONARD, O., FAVARGER, P.Y., et VERNET, J.P., (1984a) : Etude de la pollution des sédiments du Léman. In : Rapp. Comm. internat. protect. eaux du Léman, campagne 1983, 77-95.

MONDAIN-MONVAL, J.Y., et VERNET, J.P., (1984b) : Etude de la pollution des sédiments du Rhône et de ses affluents par les métaux lourds. In : ibid. 161-173.

MONDAIN-MONVAL, J.Y., et VERNET, J.P., (1984 c) : Etude de la pollution des sédiments de la Venoge par les métaux lourds. In : ibid. 175-179.

RAPIN, F., DAVAUD, E., et VERNET, J.P., (1979) : Etude générale de la pollution des sédiments du Léman. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux du Léman, campagne 1978, 294-309.

RAPIN, F., DOMINIK, J., GIOVANOLI, F., et al., (1985) : Evolution du phosphore dans l'eau interstitielle et dans les sédiments. Chronologie de la pollution mercurielle. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux du Léman, Campagne 1984

VIEL, M., et VERNET, J.P., (1980) : Contamination par les métaux lourds des sédiments de quelques affluents du Léman et d'un affluent de l'Arve. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux Léman. Campagne 1979, 218-233.

VIEL, M., et VERNET, J.P., (1983) : Contamination par les métaux lourds des sédiments des affluents suisses du Léman et des rivières du canton de Genève. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux du Léman. Campagne 1982, 111-133.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

CAMPAGNE 1984

PAR

PAUL BLANC

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

RESUME

Au cours de l'année 1984 les analyses interlaboratoires ont porté sur deux échantillons d'eau du Léman et un échantillon d'eau de rivière.

Les résultats obtenus confirment la bonne qualité des analyses effectuées au sein de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

L'effort doit se poursuivre pour maintenir cette qualité et si possible l'améliorer, notamment en ce qui concerne les formes du phosphore.

1. LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES CIRCULAIRES

- Laboratoire des Services Industriels de Genève
- Institut d'Hygiène, Service d'Hydrobiologie, Genève
- Office cantonal de la protection des eaux (OCPE), Epalinges (VD)
- Laboratoire cantonal de chimie, Sion (VS)
- Laboratoire de l'Office cantonal de protection de l'environnement, Sion (VS)
- Laboratoire de l'Office cantonal de protection de l'environnement, Neuchâtel
- Centre de Recherches Géodynamiques, Thonon
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon

2. DEROULEMENT DES ANALYSES

2.1 *ECHANTILLONS*

- *Eaux du Léman*

  Les échantillons ont été prélevés au pompage de la pisciculture de la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon. La crépine est située à -38 m.

- *Eau de rivière*

  Elle a été prélevée dans le Redon près de son embouchure dans le Léman.

Pour assurer une bonne homogénéité à l'échantillon tout au long de sa répartition dans les flacons de deux litres remis aux laboratoires, la procédure suivante a été utilisée :

1. Prélèvement de deux bidons de 30 litres
2. Décantation de deux heures pour éliminer les suspensions à décantation rapide
3. Siphonnage d'environ 20 litres de chacun des bidons. Les 40 litres d'eau ainsi décantée sont rassemblés dans un grand bac
4. Remplissage des flacons de deux litres par siphonnage depuis le grand bac tout en assurant une agitation continuelle à l'aide d'une palette remuée manuellement.

Pour chaque série d'analyses les échantillons ont été préparés le matin du jour de la distribution et conservés en chambre froide à 4°C.

Chaque laboratoire a reçu les échantillons en triple exemplaire.

2.2 *ANALYSES*

Elles ont débuté le jour même ou le lendemain de la distribution des échantillons; elles ont porté sur les éléments et composés consignés dans les tableaux 1, 2 et 3.

2.3 *RESULTATS*

Les laboratoires ont donné trois résultats pour chaque type d'eau analysée :

. les figures 1 à 18 donnent une représentation graphique de l'ensemble des résultats comportant :

- la médiane $\bar{m}$ et la moyenne $\bar{M}$ de l'ensemble des résultats
- la moyenne de chaque laboratoire encadrée par les valeurs extrêmes obtenues par le laboratoire considéré
- les résultats rejetés par le test de Fischer sont signalés par la lettre R

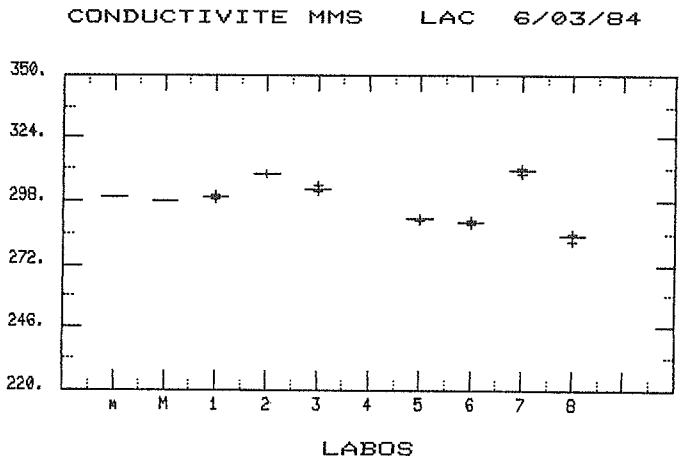
. les tableaux 1 à 3 donnent pour chaque élément les résultats de l'exploitation statistique des moyennes de tous les laboratoires.

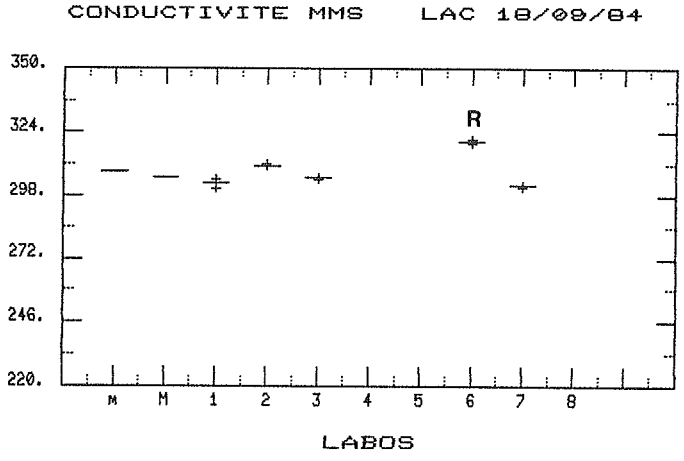
3. INTERPRETATION DES RESULTATS

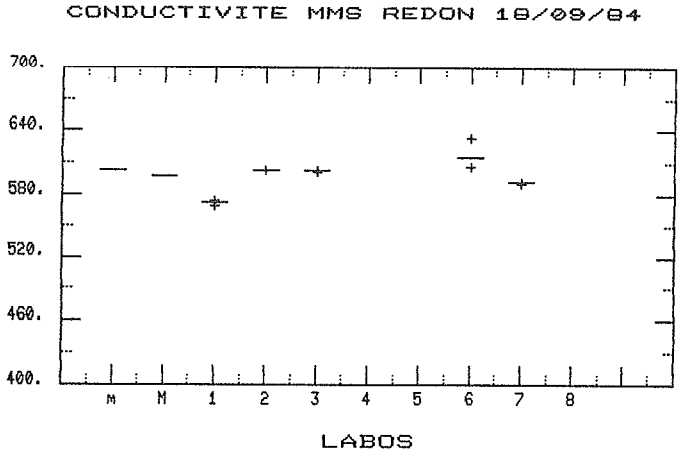
L'examen des figures et tableaux permet, pour chaque détermination, de faire les observations suivantes :

. *CONDUCTIVITE (figure 1)*

Les résultats du 6 mars montrent une légère dégradation de la qualité des mesures. Le coefficient de variation reste cependant faible (3.4 %). Les résultats pour l'eau du lac du 18 septembre sont très bons y compris ceux du laboratoire rejeté par le test de Fischer.





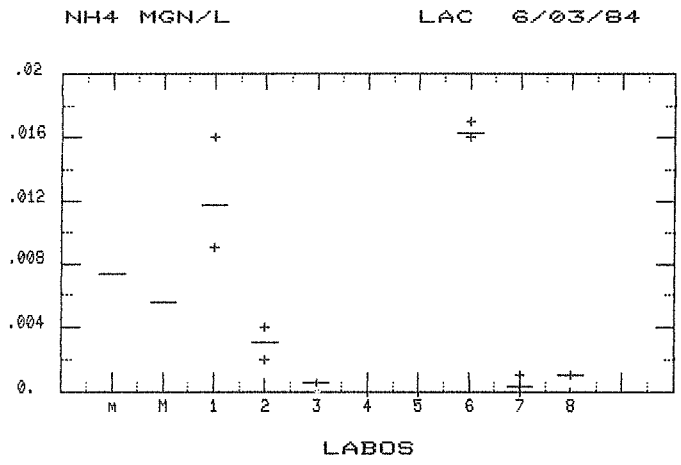


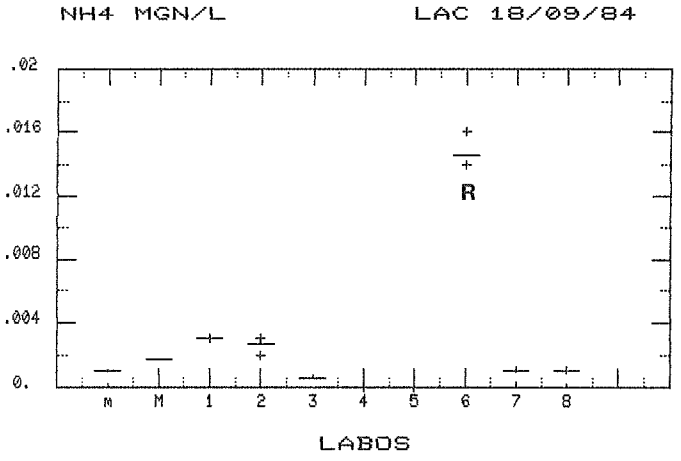
FORMES DE L'AZOTE MINERAL

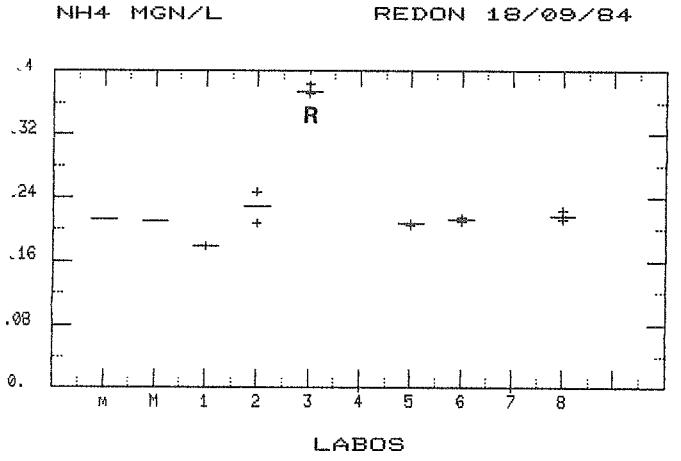
- *Azote ammoniacal (figure 2)*

Comme pour les analyses antérieures, les concentrations dans les eaux du lac sont très faibles. Les écarts sont importants en valeurs relatives, car nous sommes à la limite de détection des méthodes utilisées.

Dans le Redon la concentration étant plus élevée (0.2 mg N/l), la précision s'améliore et, hormis un résultat aberrant, la coefficient de variation de 8.7 % est obtenu.



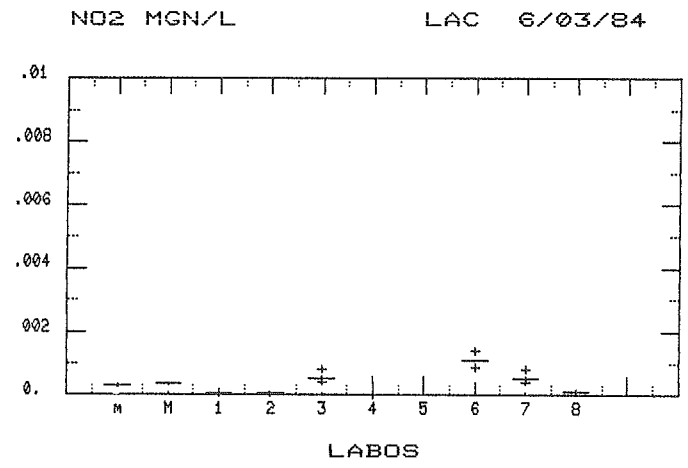


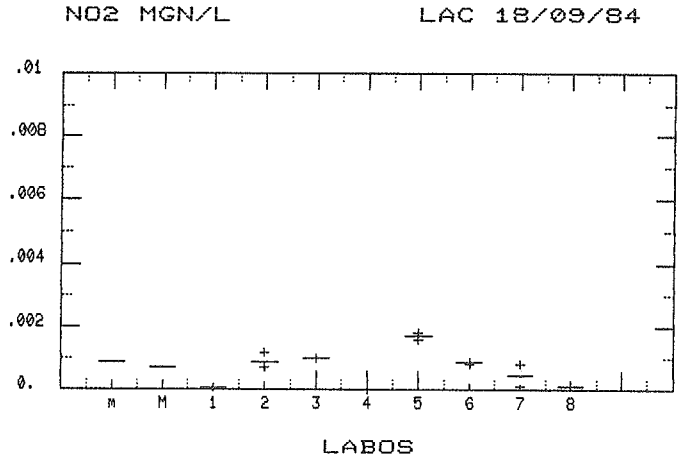


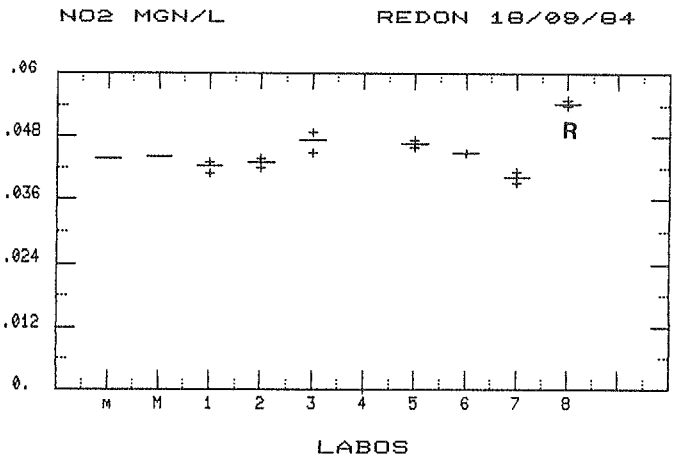
Azote nitreux (figure 3)

Les concentrations en azote nitreux sont elles aussi proches de la limite de détection de la méthode analytique, ce qui explique les forts coefficients de variation observés pour les échantillons du lac.

Dans l'eau du Redon, la teneur voisine de 0.05 mg N/l permet l'obtention de résultats très bons, puisque le coefficient de variation obtenu est de 6 %.



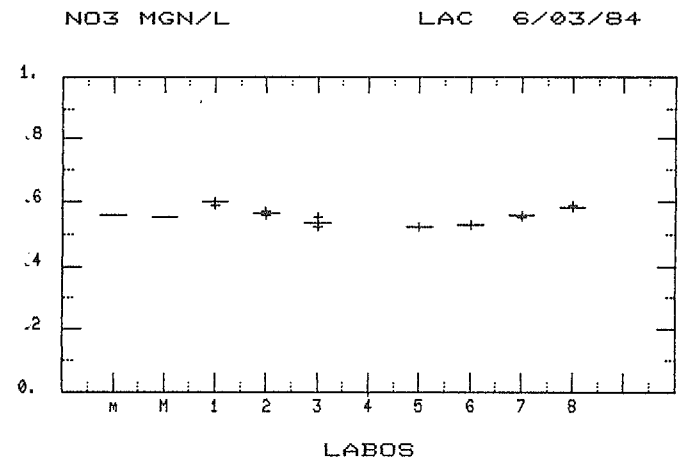


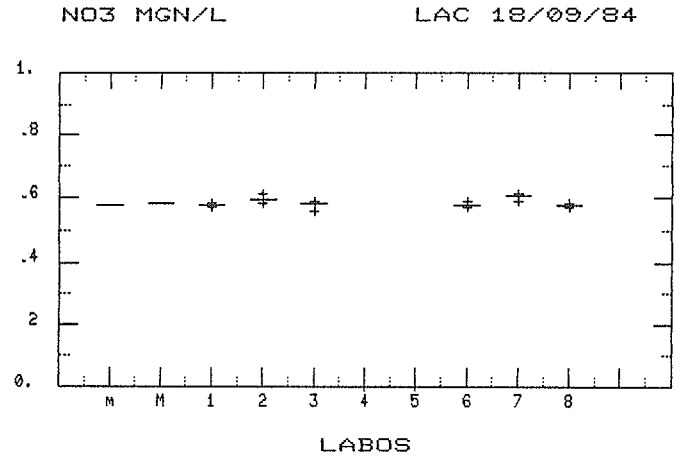


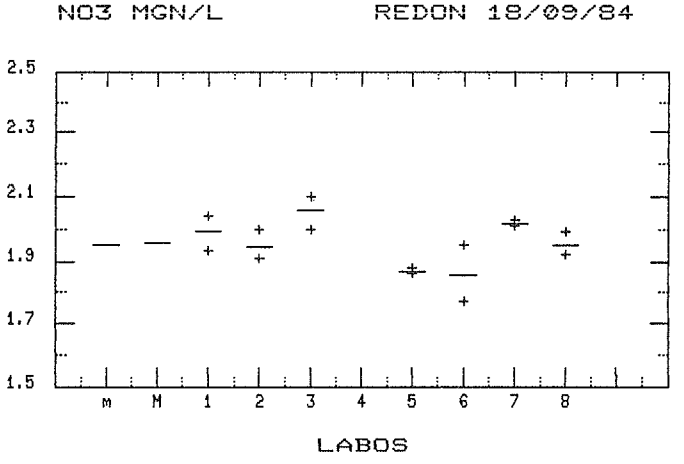
Azote nitrique (figure 4)

Pour le lac, la qualité des résultats obtenus en 1983 se maintient.

Pour le Redon, la concentration est triple de celle rencontrée dans le lac, l'écart type est lui aussi triplé et l'on observe des variations intralaboratoires plus élevées. Le coefficient de variation de 3.8 % reste bon.



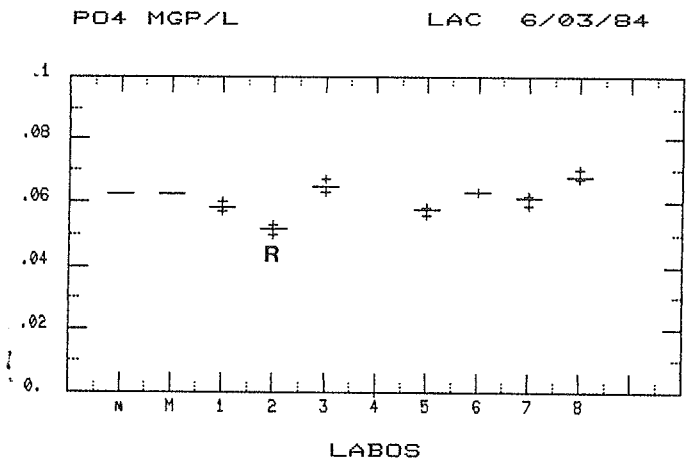


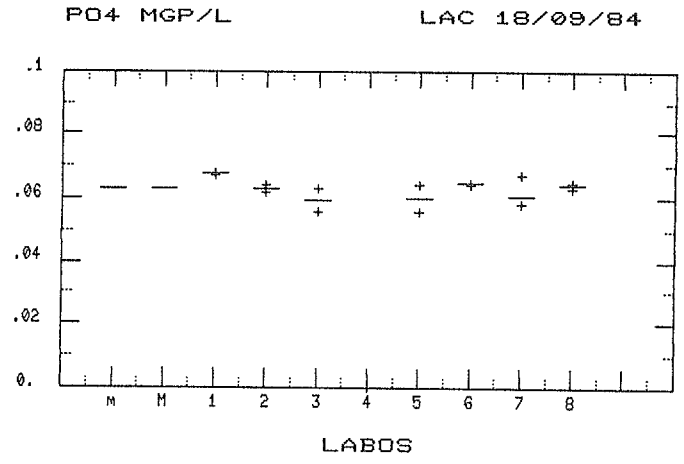


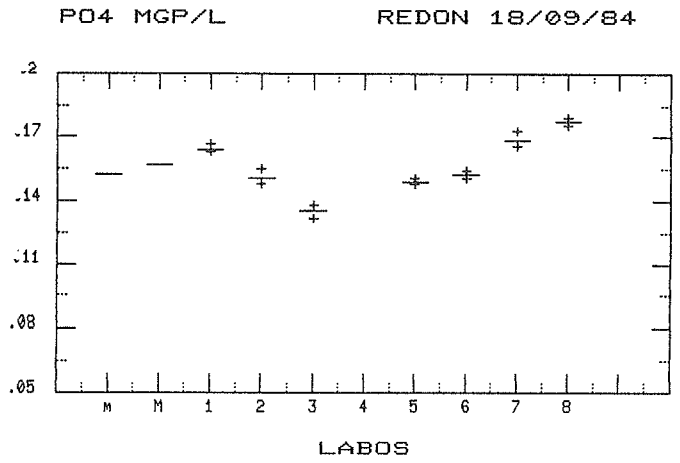
FORMES DU PHOSPHORE

Orthophosphates (PO_4) (figure 5)

Le coefficient de variation de 8.9 % obtenu pour le lac du 06.03 et le Redon du 18.09 est égal à celui observé en 1983. Par contre l'analyse du lac du 18.09 est nettement meilleure avec un coefficient de variation de 4.8 %.



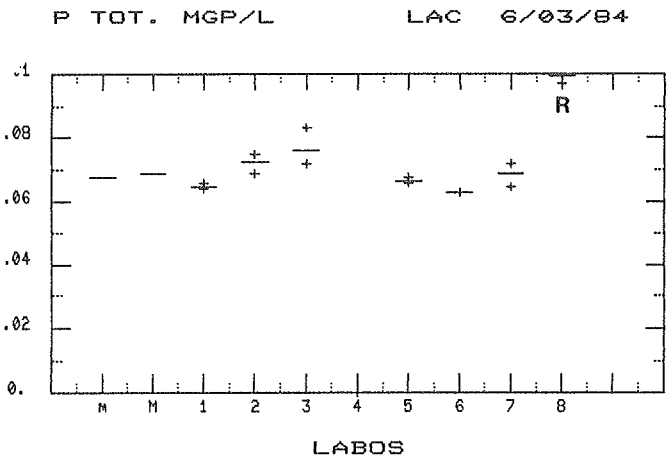


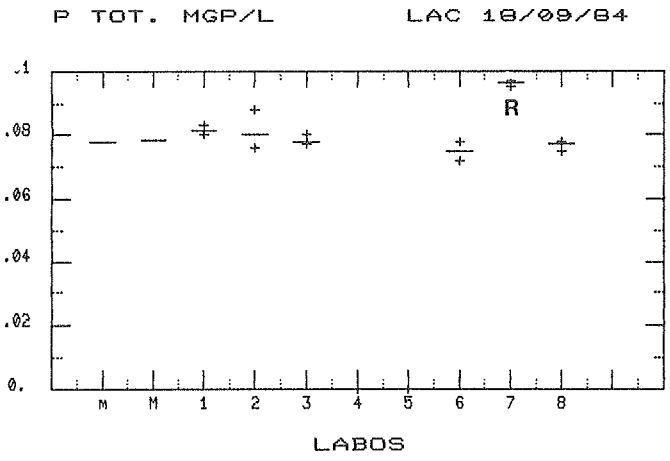


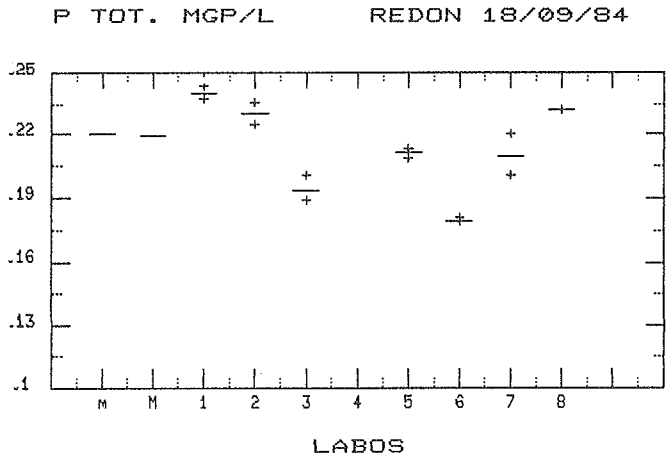
Phosphore total (figure 6)

Le coefficient de variation reste voisin de 10 % sauf pour le lac du 18.09 pour lequel après élimination d'une valeur aberrante il tombe à 3.3 %.

Malgré les bons résultats obtenus sur l'eau du lac en septembre, des progrès restent à faire pour le dosage du phosphore sous ses deux formes. En effet sauf pour le Redon pour lequel les valeurs obtenues sont distribuées symétriquement autour de la moyenne, les valeurs les plus divergentes pour le lac sont des valeurs par excès. Ceci nous conduit à penser qu'il subsiste encore des problèmes de contamination.

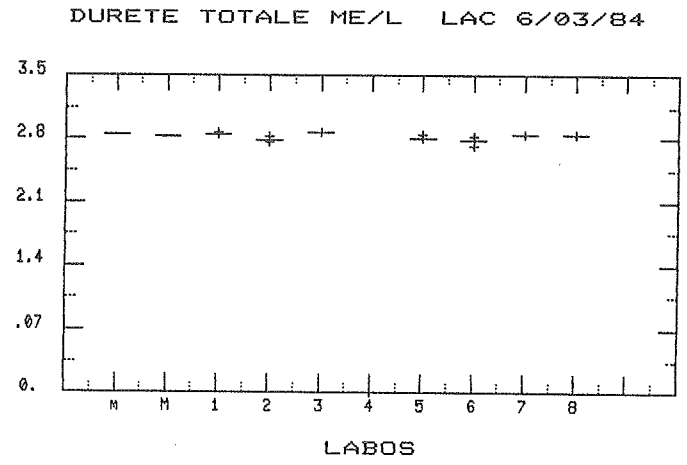


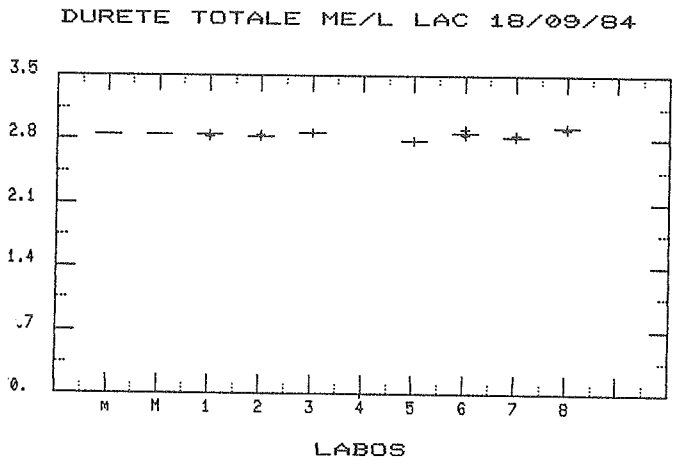


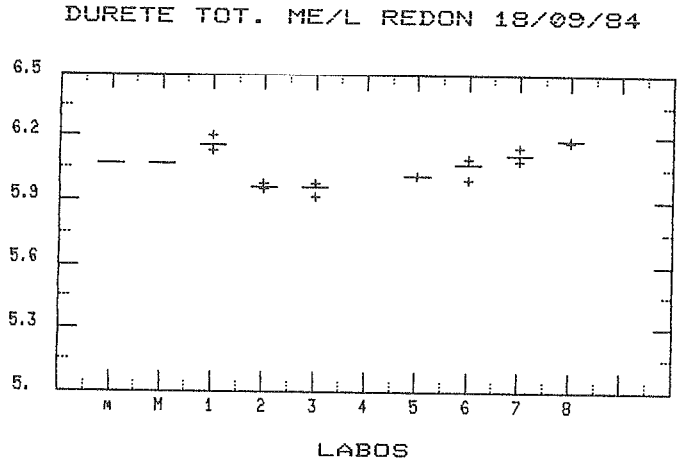


DURETE TOTALE (figure 7)

Les résultats sont excellents puisque le coefficient de variation reste voisin de 1.5 % dans tous les cas, et ceci bien que les méthodes ne soient pas identiques dans tous les laboratoires. Certains dosent directement la dureté par complexométrie et d'autres la calculent en faisant la somme Ca + Mg, éventuellement Sr, dosés séparément par spectrophotométrie d'absorption atomique.

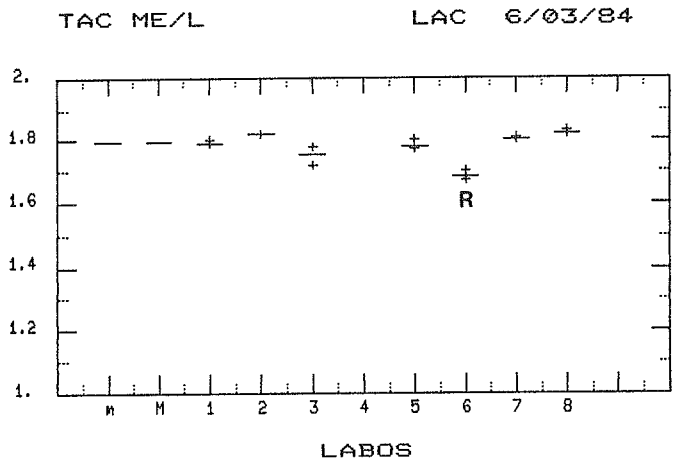


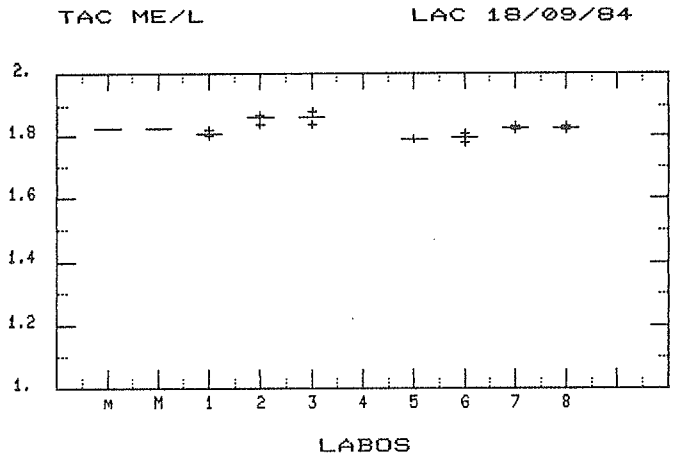


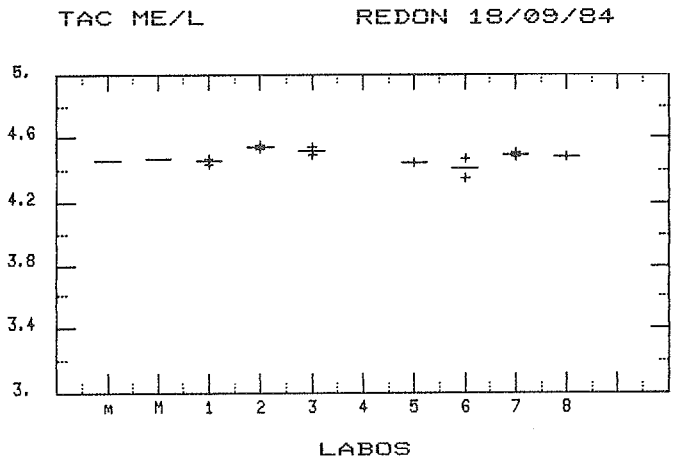


ALCALINITE (TAC) (figure 8)

A part une valeur légèrement divergente pour le lac du 6 mars, les résultats sont très bons avec des coefficients de variation inférieurs ou égaux à 1.5 %.

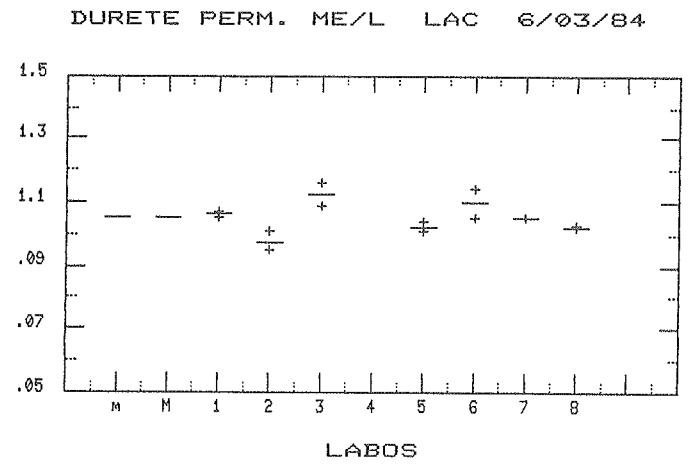


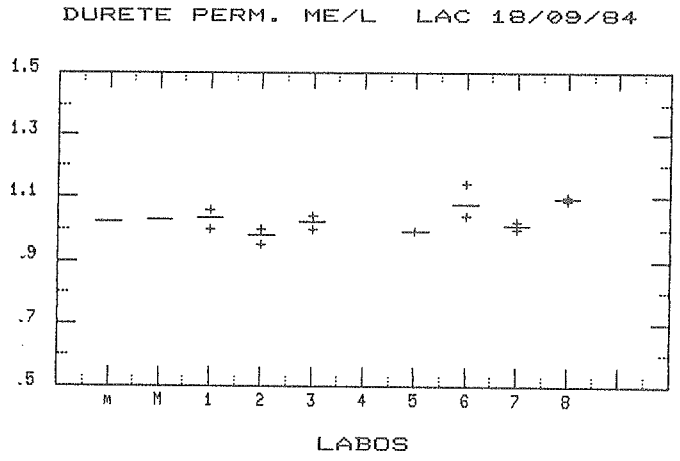


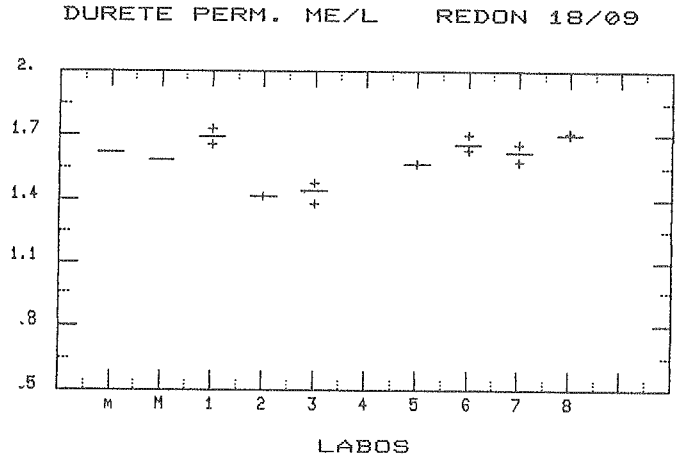


DURETE PERMANENTE (figure 9)

Ce paramètre étant calculé à partir des deux précédents, il est influencé par leurs fluctuations et il se retrouve affecté d'un coefficient de variation de près de 5 % pour le lac et de 6.9 % pour le Redon.

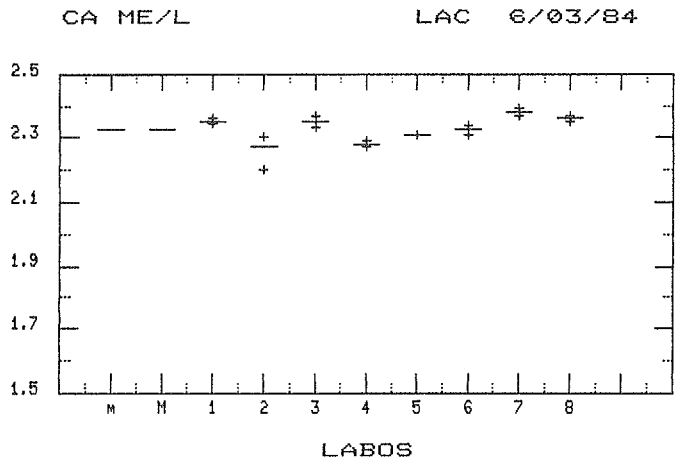


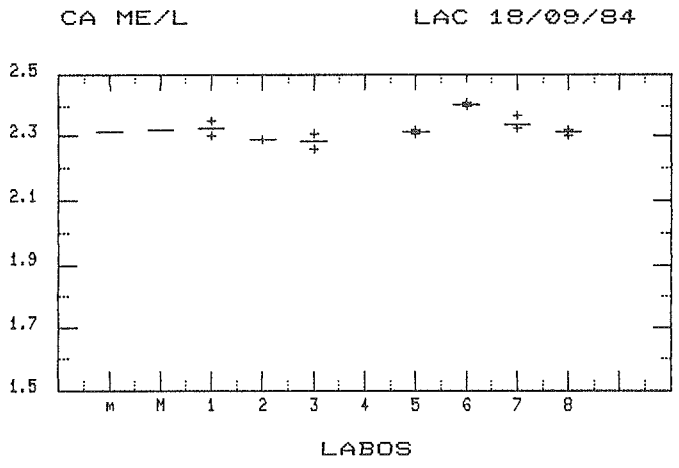


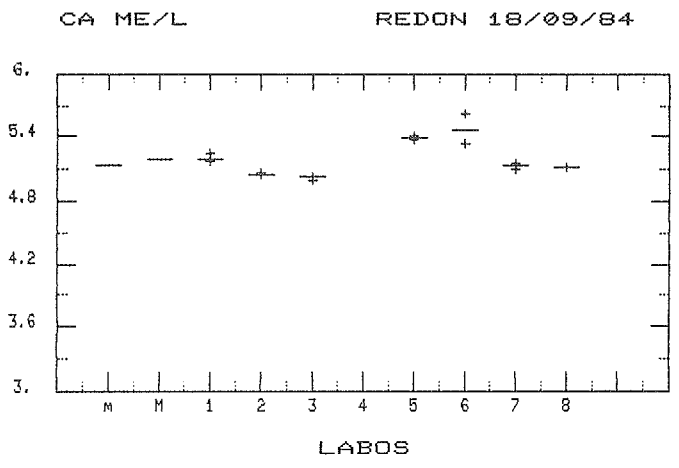


CALCIUM (figure 10)

Les résultats sont excellents pour le lac et encore très bons pour le Redon puisque les coefficients de variation obtenus sont respectivement de 1.7 % et de 3.2 %.

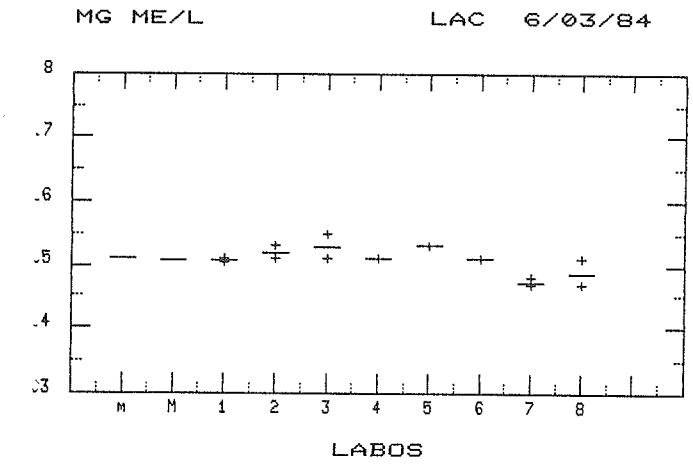


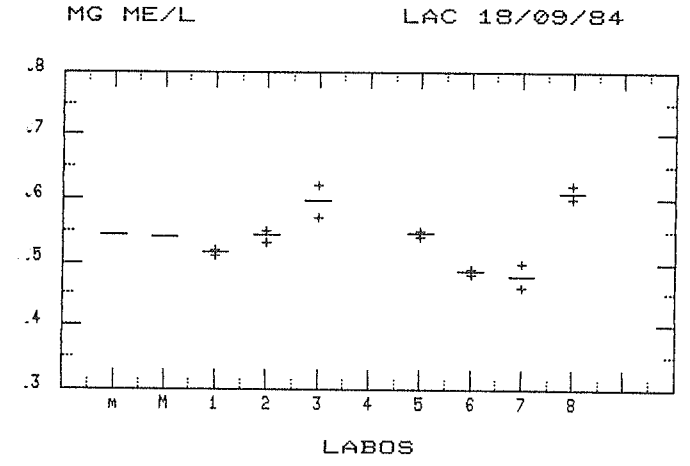


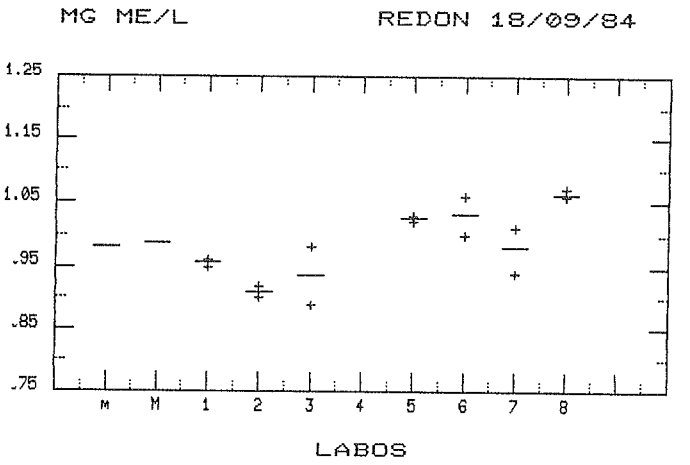


MAGNESIUM (figure 11)

Les résultats du 6 mars pour le lac sont de qualité égale à ceux obtenus les années précédentes avec un coefficient de variation voisin de 4 %. Par contre, les analyses du 18 septembre sont un peu moins bonnes pour le Redon et se détériorent nettement pour le lac.

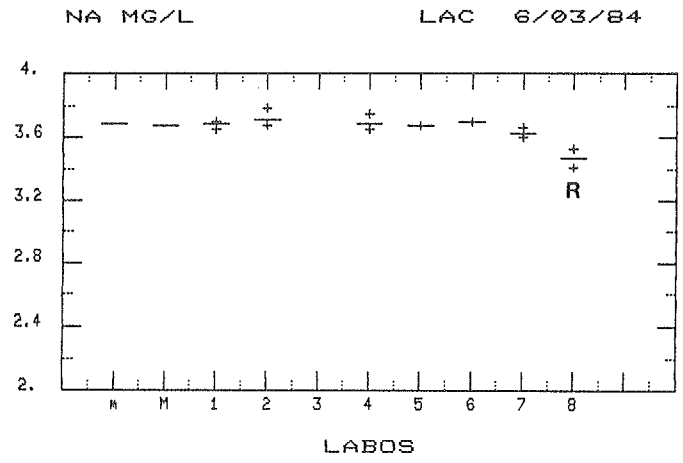


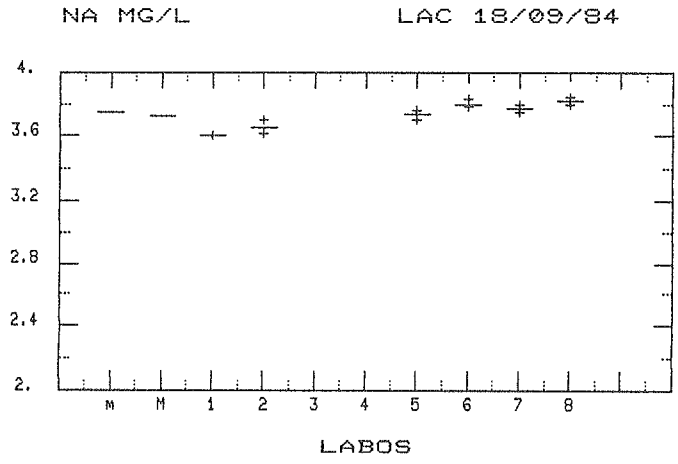


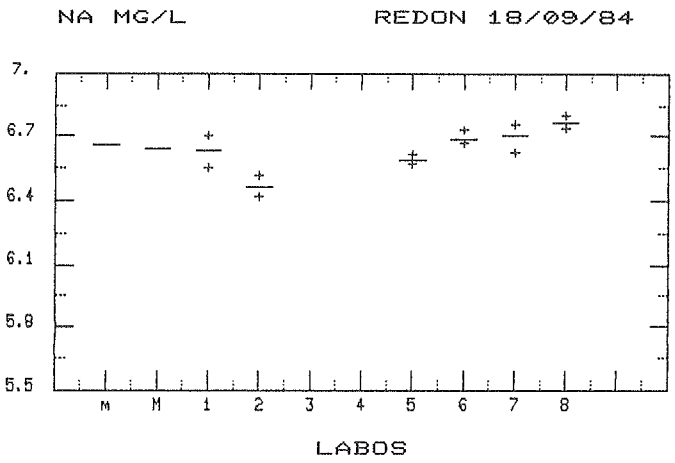


SODIUM (figure 12)

Les résultats de cette année sont parmi les meilleurs jamais obtenus par l'ensemble des laboratoires. Le coefficient de variation n'atteint jamais 2.5 %. Lors de l'analyse du 6 mars le résultat d'un laboratoire se trouve rejeté par le test de Fischer, non pas à cause d'une très grande divergence par rapport aux autres, mais par la très bonne concordance des autres avec un coefficient de variation de 0.8 %.

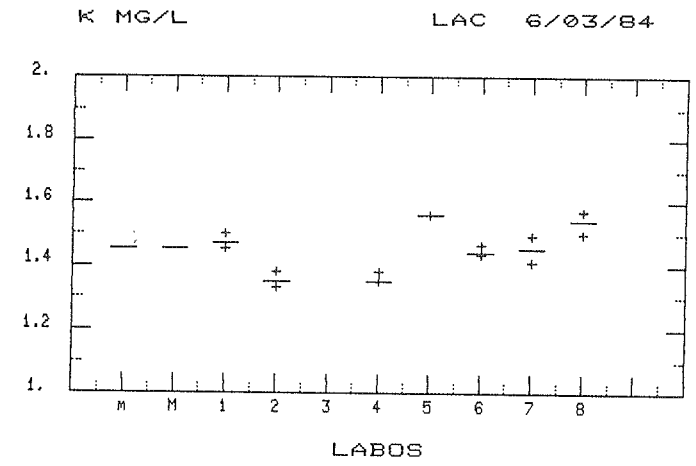


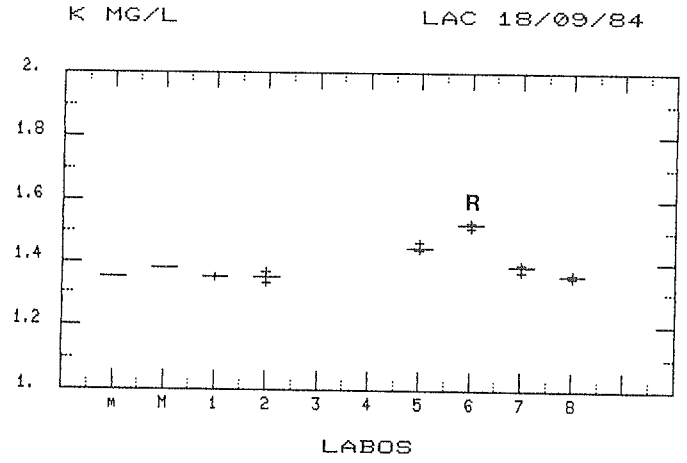


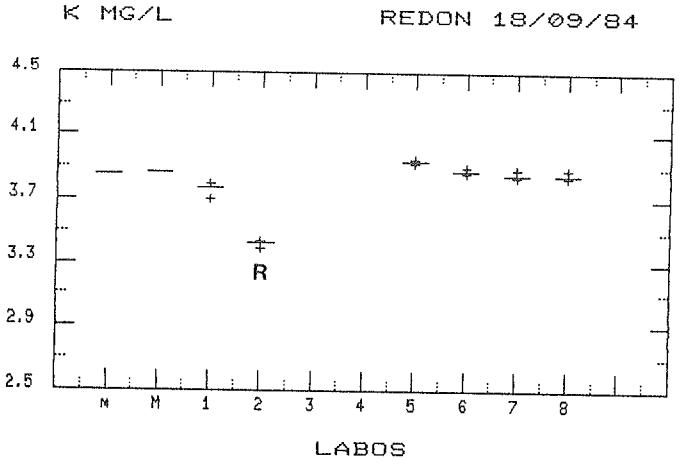


POTASSIUM (figure 13)

Comme pour le sodium, les résultats sont très bons compte tenu des faibles concentrations rencontrées. Ils sont, tous laboratoires confondus, identiques à ceux de 1983 avec un coefficient de variation de 6 %. Après application du test Fischer deux résultats sont rejetés des analyses de septembre et le coefficient de variation s'abaisse à 2.9 % pour le lac et à 1.6 % pour le Redon.

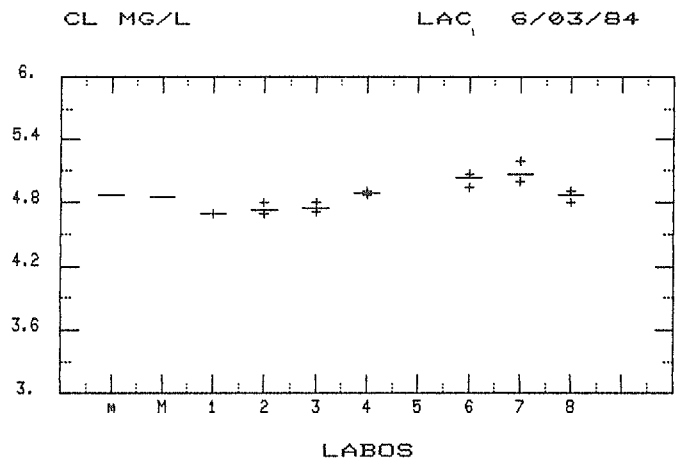


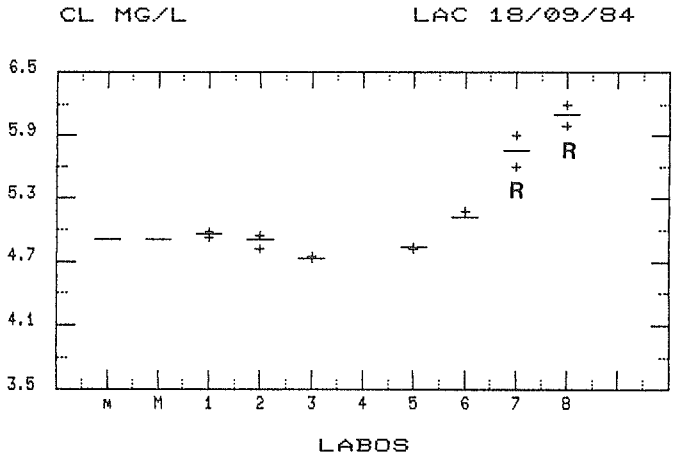


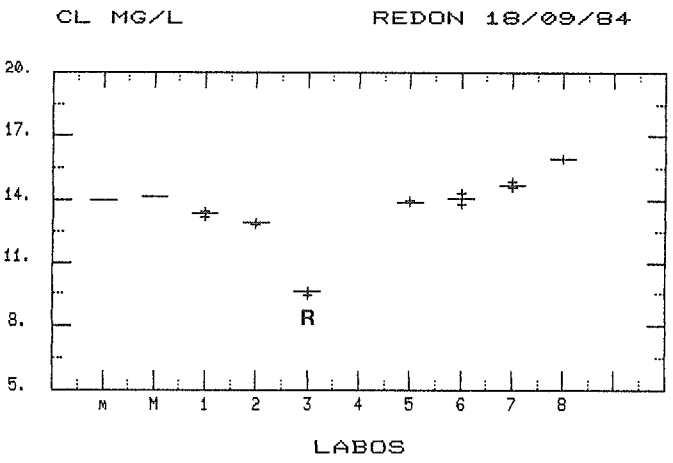


CHLORURES (figure 14)

Les résultats de mars sont excellents; par contre en septembre on observe deux résultats aberrants par excès pour le lac et un par défaut pour le Redon. Hormis ces points divergents les coefficients de variation restent voisins de ceux observés jusqu'ici.

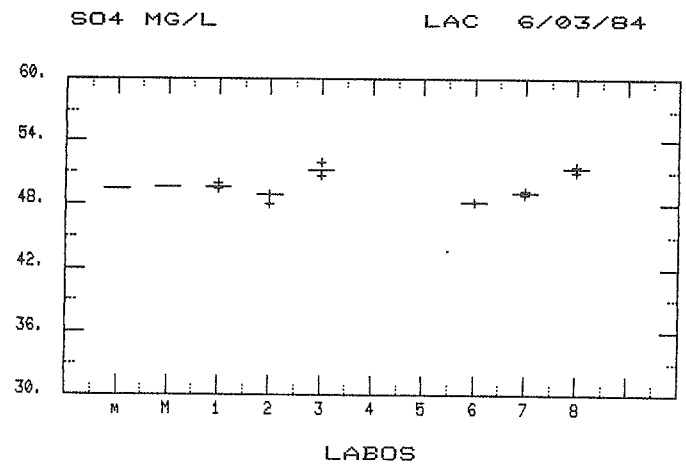


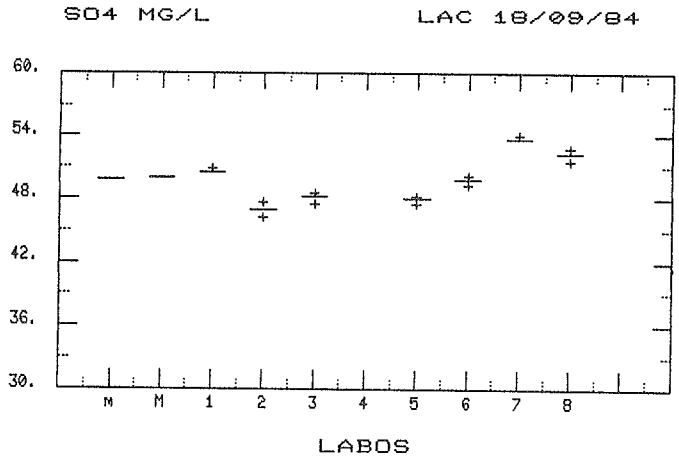


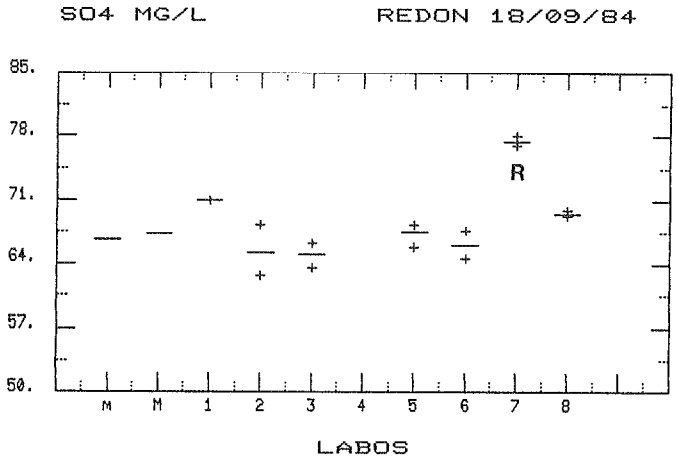


SULFATES (figure 15)

Hormis un résultat aberrant pour le Redon en septembre, les résultats sont bons.

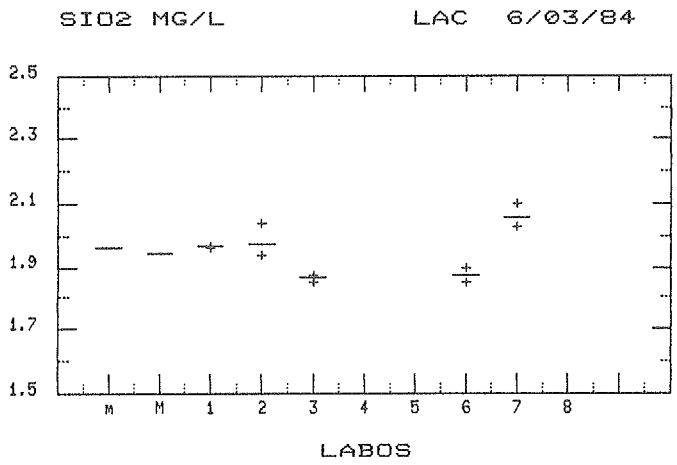


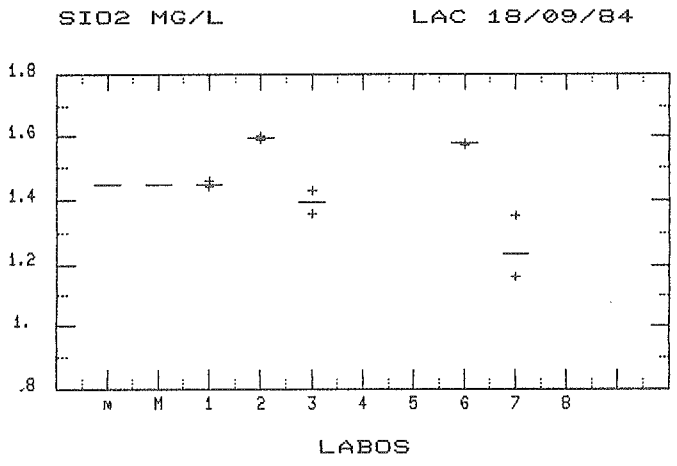


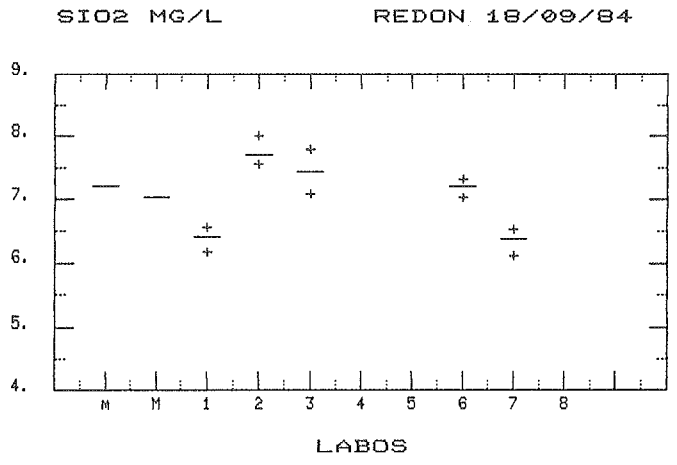


SILICE (figure 16)

On observe toujours une dispersion relativement importante avec des coefficients de variation allant de 4 à 10 %.



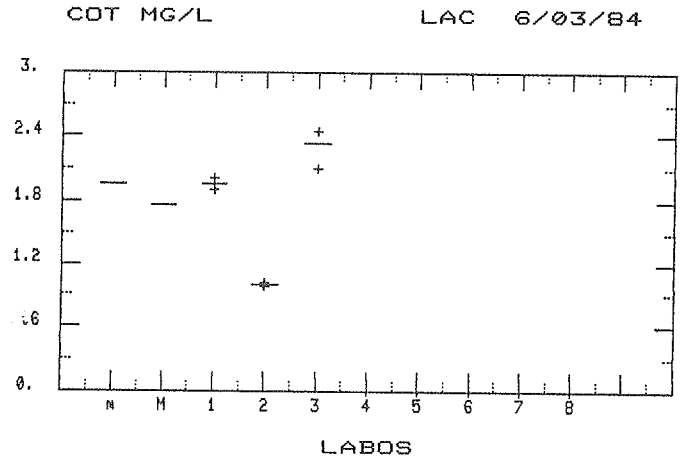


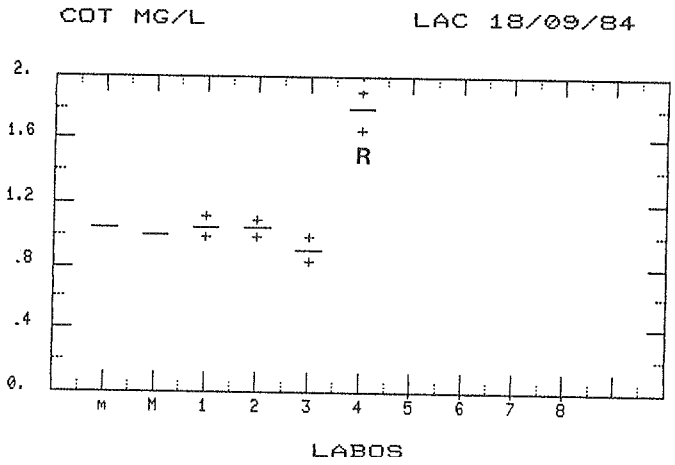


CARBONE ORGANIQUE TOTAL SUR EAU DU LAC (figure 17)

Ce dosage n'est pas encore totalement maîtrisé par tous les laboratoires au niveau de concentration très faible rencontrée dans le lac.

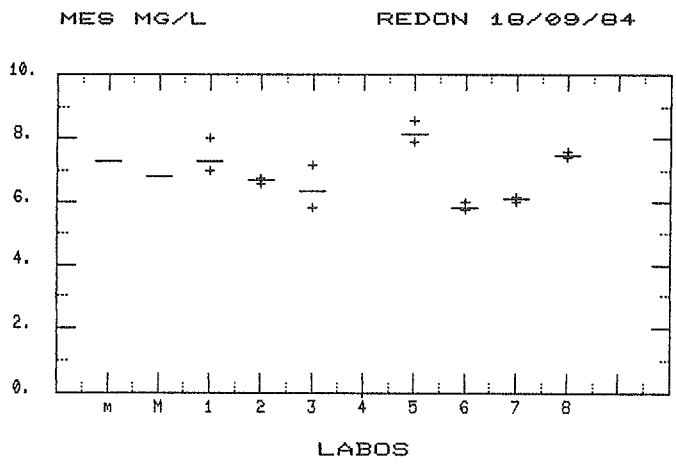
Les résultats de mars sont très divergents mais en septembre seul un résultat s'écarte nettement des autres qui à eux seuls présentent un coefficient de variation de 8.6 %.





MATIERES EN SUSPENSION SUR EAU DU REDON (figure 18)

Cette première mesure interlaboratoire des matières en suspension a donné de bons résultats compte tenu de la faible teneur rencontrée.



4. CONCLUSIONS

Si dans l'ensemble les résultats de cette année présentent des coefficients de variation sensiblement égaux à ceux obtenus les années précédentes, il convient de souligner la nécessité de maintenir ce type de confrontation. En effet, le nombre non négligeable de résultats aberrants rencontrés chaque année est une incitation à la vigilance pour chacune des personnes participant à la réalisation des analyses.

Pour l'analyse des eaux du Léman, cette confrontation est réalisée à chacune des 21 campagnes annuelles, entre les deux laboratoires analysant les mêmes échantillons du point SHL 2.

Pour les analyses d'eaux de rivières les tests interlaboratoires repris cette année devront être maintenus, voire multipliés, car les types d'eaux rencontrés sont plus diversifiés et peuvent donner lieu à des difficultés analytiques inconnues avec les eaux du lac.

S'il est difficile d'améliorer les résultats obtenus pour les composés comme l'azote ammoniacal ou nitreux présents à des concentrations proches des limites de détection des méthodes, il est en revanche indispensable de faire porter l'effort sur l'amélioration du dosage des formes du phosphore qui est l'un des éléments clés de la vie du Léman.

TABLEAU 1 - Analyses du 6 mars 1984
Exploitation des moyennes des laboratoires

EAU DU LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25°C	7	300	298	10	3.4
NH_4^+ mg N/l	6	0.0073	0.0056	0.0070	125
NO_2^- mg N/l	6	0.00025	0.00036	0.00044	122
NO_3^- mg N/l	7	0.557	0.555	0.028	5.1
P ortho mg P/l	7 (6)	0.0613 (0.062)	0.0606 (0.062)	0.0054 (0.0040)	8.9 (6.5)
P total/eau brute mg P/l	7 (6)	0.069 (0.0676)	0.073 (0.0687)	0.012 (0.0050)	16 (7.3)
Dureté totale mé/l	7	2.85	2.83	0.038	1.3
Alcalinité TAC mé/l	7 (6)	1.80 (1.80)	1.78 (1.795)	0.049 (0.026)	2.75 (1.5)
Dureté permanente mé/l	7	1.05	1.051	0.050	4.8
Ca^{++} mé/l	8	2.327	2.328	0.040	1.7
Mg^{++} mé/l	8	0.510	0.508	0.020	3.9
Na^+ mg/l	7 (6)	3.68 (3.69)	3.65 (3.68)	0.082 (0.031)	2.25 (0.8)
K^+ mg/l	7	1.45	1.451	0.084	5.8
Cl^- mg/l	7	4.87	4.86	0.14	2.9
SO_4^{--} mg/l	6	49.4	49.6	1.34	2.7
SiO_2 mg/l	5	1.97	1.95	0.08	4.1
COT mg C/l	3	1.965	1.76	0.70	4.0

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Analyses effectuées sur eau brute

TABLEAU 2 - Analyses du 18 septembre 1984
Exploitation des moyennes des laboratoires

EAU DU LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25°C	5 (4)	308.6 (308.2)	305.7 (305.6)	7.45 (3.7)	2.4 (1.2)
NH_4^+ mg N/l	6 (5)	0.043 (0.001)	0.0057 (0.0015)	0.0063 (0.0013)	132 (82)
NO_2^- mg N/l	7	0.00087	0.00071	0.00059	82
NO_3^- mg N/l	6	0.578	0.584	0.012	2.1
P ortho mg P/l	7	0.0627	0.0628	0.003	4.8
P total/eau brute mg P/l	6 (5)	0.079 (0.078)	0.081 (0.078)	0.0077 (0.003)	9.5 (3.3)
Dureté totale mé/l	7	2.84	2.85	0.045	1.6
Alcalinité TAC mé/l	7	1.82	1.82	0.028	1.5
Dureté permanente mé/l	7	1.02	1.03	0.043	4.2
Ca^{++} mé/l	7	2.31	2.32	0.039	1.7
Mg^{++} mé/l	7	0.543	0.54	0.051	9.4
Na^+ mg/l	6	3.75	3.73	0.085	2.3
K^+ mg/l	6 (5)	1.37 (1.35)	1.40 (1.38)	0.070 (0.040)	5.0 (2.9)
Cl^- mg/l	7 (5)	4.95 (4.90)	5.21 (4.92)	0.52 (0.158)	10 (3.2)
SO_4^{--} mg/l	7	49.8	50.0	2.54	5.1
SiO_2 mg/l	5	1.45	1.49	0.15	10
COT mg C/l	4 (3)	1.05 1.05	1.20 1.00	0.407 0.086	34 (8.6)

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Analyses effectuées sur eau brute

TABLEAU 3 - Analyses du 18 septembre 1984
Exploitation des moyennes des laboratoires

EAU DU REDON

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart-type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.\ cm^{-1}$ à 25°C	5	603	597	16	2.7
NH_4^+ mg N/l	6 (5)	0.214 (0212)	0.236 (0.208)	0.069 (0.018)	29.5 (8.7)
NO_2^- mg N/l	7 (6)	0.045 (0.044)	0.0456 (0.044)	0.0046 (0.0027)	10 (6)
NO_3^- mg N/l	7	1.95	1.955	0.075	3.8
P ortho mg P/l	7	0.153	0.157	0.014	8.9
P total/eau brute mg P/l	7	0.211	0.214	0.022	10.3
Dureté totale mé/l	7	6.07	6.07	0.09	1.5
Alcalinité TAC mé/l	7	4.46	4.48	0.044	0.98
Dureté permanente mé/l	7	1.62	1.59	0.11	6.9
Ca^{++} mé/l	7	5.14	5.20	0.17	3.2
Mg^{++} mé/l	7	0.98	0.99	0.056	5.7
Na^+ mg/l	6	6.66	6.42	0.105	1.6
K^+ mg/l	6 (5)	3.86 (3.86)	3.79 (3.86)	0.190 (0.063)	5.0 (1.6)
Cl^- mg/l	7 (6)	13.9 (14.0)	13.5 (14.16)	2.00 (1.08)	14.8 (7.6)
SO_4^{--} mg/l	7 (6)	67.4 (66.7)	68.8 (67.3)	4.4 (2.4)	6.4 (3.6)
SiO_2 mg/l	5	7.21	7.03	0.608	8.7
MES mg/l	7	7.02	6.85	0.83	12

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Analyses effectuées sur eau filtrée, sauf pour le phosphore total et les MES

MODELISATION DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE LEMAN

RAPPORT INTERMEDIAIRE 1)
SEPTEMBRE 1984

PAR

HANS PETER FAHRNI
OFFICE FEDERAL DE LA PROTECTION
DE L'ENVIRONNEMENT, BERNE

FRANCOIS RAPIN
INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

Dans cette étude, les différents types de modélisation du cycle du phosphore sont passés en revue.

Des modèles statistiques et basés sur des bilans ont été utilisés avec les données disponibles sur le Léman. Les résultats montrent qu'il faudrait ramener la charge externe en phosphore du Léman à environ 600 tonnes/an pour éviter les effets négatifs de l'eutrophisation.

Un modèle bilan a été utilisé pour estimer les teneurs en phosphore des eaux du Léman à la suite de l'application de différents scénarios de réduction de la charge externe en phosphore.

1. BUTS DE LA MODELISATION

L'objectif de cette modélisation consiste à évaluer la charge en phosphore (tonnes/an) admissible par le Léman, de telle façon que la production primaire permette une concentration d'oxygène dissous de 4 mg/l au minimum, selon l'ordonnance fédérale de 1976 sur le déversement des eaux usées.

A l'aide de modèles de conception évoluée, il est possible de prédire l'évolution du système lacustre dans des conditions météorologiques et nutritionnelles variables (par exemple selon divers scénarios pour la diminution ou l'augmentation des apports externes).

2. TYPES DE MODELES DISPONIBLES

2.1 *GENERALITES*

"Les modèles ont pour but de réduire la structure compliquée des systèmes naturels de telle sorte que les processus les plus importants relatifs à un problème donné deviennent transparents" (IMBODEN, 1982).

1/ Ce rapport intermédiaire constitue la première partie du rapport final qui sera réalisé pour la fin 1985.

Parmi les nombreux modèles disponibles figurent dans l'ordre de sophistication :

a. modèles "statistiques"
b. modèles basés sur des bilans : stock-entrée-sortie
c. modèles dynamiques.

2.2 *MODELES "STATISTIQUES"*

L'idée de base ayant conduit à ces modèles est la suivante : "l'accélération de l'eutrophisation est due à un excès de charge nutritive (externe et interne); il existe une relation quantifiable entre cette charge et la réaction trophique de la (des) masse (s) d'eau affectée (s); cette relation dépend néanmoins d'un grand nombre de facteurs, tels que la morphométrie, l'hydrologie, les caractéristiques climatiques générales, etc..." (OCDE, 1982).

On utilise dans ces modèles des abaques ou des équations (par exemple : relation entre charge critique en phosphore et profondeur moyenne du lac) qui ont été déterminés à partir de l'analyse statistique d'un grand nombre de lacs (analyse de régression). Des paramètres comme le taux de sédimentation du phosphore et la concentration limite de phosphore dans le lac sont également déterminés par l'analyse statistique d'un grand nombre de lacs.

Dans ces modèles, le lac est considéré comme un compartiment unique, toujours homogène et à l'état d'équilibre ("steady state").

Les modèles les plus répandus de ce type sont : VOLLENWEIDER (1968, 1975, 1976) et VOLLENWEIDER et al., (1974, 1981).

Ces modèles utilisent des paramètres tels que : la profondeur moyenne du lac (z), le temps de séjour moyen de l'eau (Tw), le temps de séjour moyen du phosphore (Tp), la concentration moyenne du phosphore des apports (Pin), etc...

Dans certains modèles plus récents, VOLLENWEIDER établit également des bilans pour le "steady state".

Le modèle VOLLENWEIDER et al., (1981) a été appliqué au Léman par VOLLENWEIDER (1983) sur la base de données de l'année 1977.

Une évaluation critique de l'application de ces modèles "statistiques" à des lacs "alpins" a été faite par FRICKER (1981).

2.3 *MODELES BASES SUR DES BILANS*

Dans ces modèles, le lac est également considéré comme un compartiment unique, toujours homogène. Le bilan des apports et des pertes en phosphore permet de décrire dans certaines limites les variations temporelles de concentration, en considérant le lac comme système réacteur mixte. Le taux de sédimentation nette (sédimentation + relargage) est variable et doit être déterminé par un calcul d'entrée-sortie (bilan) :

(variation du stock de phosphore total dans le lac) = (apports externes) - (exportations émissaire) - (sédimentation nette)

Pour ces modèles on n'utilise que les données du lac étudié (pas de paramètres déterminés à partir de l'analyse statistique d'autres lacs).

Avec ces modèles on peut décrire, dans certaines limites, l'évolution de paramètres tels que le phosphore total dans le lac, lors de modification de la charge externe.

On peut citer le modèle proposé par GAECHTER et al., (1983 a).

2.4 *MODELES DYNAMIQUES*

Dans ces modèles, le lac est divisé au minimum en deux compartiments (par exemple : épilimnion et hypolimnion), qui sont eux-mêmes homogènes. Pour chaque compartiment, un calcul des bilans est nécessaire. Les flux de matière entre ces compartiments, ainsi que les variations de concentration de paramètres tels que le phosphore, la production primaire ou éventuellement l'oxygène dissous, sont déterminés par des expressions mathématiques. Par exemple, la concentration en phosphore dans un compartiment est déterminée par un système d'équations différentielles. La résolution de ces équations se fait par méthode itérative et, par conséquent, exige l'utilisation d'un ordinateur relativement puissant.

Le degré de sophistication de ces modèles est fonction des processus dont on tient compte.

A l'aide de ces modèles il peut être possible de prédire, pour différentes mesures d'assainissement, l'évolution du système lacustre et plus particulièrement du phosphore.

On peut citer divers modèles de ce type : un des premiers est celui de IMBODEN (1973), d'où sont dérivés d'autres modèles, par exemple : SNODGRASS (1974), SNODGRASS et al., (1975a, 1975 b) et appliqué au Léman par JAQUET et al., (1976, 1984) avec les données des années 1957 à 1974.

Dans le modèle IMBODEN et al. (1978), qui utilise des fonctions non-linéaires, le lac est divisé en de nombreuses couches. Ce modèle a été appliqué à divers lacs : Alpnachersee, Greifensee et Lake Washington (IMBODEN et al., 1978). Il a été légèrement modifié et appliqué, dans un but prédictif, au lac de Sempach (GAECHTER et al., 1983 b) et au lac de Zoug (EAWAG, 1984).

On peut citer encore des modèles plus complexes qui prennent en compte tous les processus physiques et biologiques du cycle du phosphore (DITORO et al., 1971; THOMANN et al., 1975).

3. APPLICATION DE MODELES EXISTANTS

3.1 *MODELES "STATISTIQUES"*

1. *Modèle : VOLLENWEIDER (1968) Lc = f (z); Lc = (0.025 → 0.05) · $z^{0.6}$*

Le premier modèle de ce type, mettant en relation le degré de trophie, la charge spécifique et la profondeur moyenne du lac, a été suggéré par VOLLENWEIDER (1968). Cet auteur a en effet constaté, en étudiant les données d'un grand nombre de lacs européens et nord-américains, qu'il était possible de tracer des droites (fig. 1) séparant les lacs en trois états trophiques : oligotrophe, mésotrophe et eutrophe, sur un graphique à deux dimensions impliquant les variables suivantes :

ordonnée : log Lsp et abcisse : log z

(Lsp = charge spécifique de phosphore total en : g . $m^{-2}.a^{-1}$)

(z = profondeur moyenne du lac en m)

La droite séparant les lacs oligotrophes et mésotrophes représente la charge critique admissible en fonction de la profondeur moyenne du lac (Lc = 0.025 · $z^{0.6}$) et la droite séparant les lacs mésotrophes et les lacs qui peuvent être qualifiés d'eutrophes représente la charge critique dangereuse (Lc = 0.05 · $z^{0.6}$).

Si l'on applique ce modèle "statistique" au Léman, on obtient, pour le phosphore total, les limites suivantes pour la charge :

(avec z = 152.7 m et surf. = 582.36 km^2) Lc = (0.025 → 0.05) · $z^{0.6}$)

Lc admissible = 0.510 $g.m^{-2}.a^{-1}$ → 297.5 (tonnes/an)

Lc dangereuse = 1.020 $g.m^{-2}.a^{-1}$ → 595.0 (tonnes/an)

Comme on le constate (fig. 1 et tabl. II), la charge spécifique réelle du Léman pour les années 1972 à 1983, calculée à partir des apports externes (tabl. II), est beaucoup plus élevée :

Lsp max. (1975) = 2.90 $g.m^{-2}.a^{-1}$

Lsp min. (1976) = 1.87 $g.m^{-2}.a^{-1}$

Lsp moy. (1972-83) = 2.38 $g.m^{-2}.a^{-1}$

ce qui place le Léman, avec une grande probabilité, dans les lacs à caractère eutrophe (fig. 1).

A l'aide de ce modèle, la prédiction de l'état trophique de nombreux lacs a été confirmée de manière satisfaisante : l'état prédit correspondant bien à l'état observé du lac, déterminé par des critères classiques, tels que transparence, concentration estivale moyenne en chlorophylle, concentration de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion, etc... Mais il existe bien sûr aussi des exceptions pour lesquelles les états prédits ne s'accordent pas avec la réalité.

TABLEAU I - Débit de l'ensemble des affluents, temps de séjour et concentrations en phosphore

Année	Q = débit de l'émissaire (Rhône à Genève) m^3/sec	Tw = temps de séjour de l'eau, Tw = V / Q an	[Pin][1] = concentration moyenne des apports mg/m^3	[Pout] = concentration dans l'émissaire mg/m^3	[P] = concentration dans le lac mg/m^3	b^2 = [Pout] / [P]	r = 1 / Tw an^{-1}
1983	268	10.53	154	62	75	0.829	0.095
1982	305	9.25	153	62	76	0.813	0.108
1981	302	9.34	132	66	81	0.812	0.107
1980	313	9.01	138	64	83	0.770	0.111
1979	271	10.40	167	73	83	0.881	0.096
1978	279	10.11	164	49	88	0.552	0.099
1977	300	9.40	153	47	86	0.541	0.106
1976	166	17.00	208	54	84	0.637	0.059
1975	256	11.02	210	61	76	0.796	0.091
1974	218	12.94	188	61	73	0.837	0.077
1973	203	13.90	244	57	71	0.796	0.072
1972	168	16.79	278	45	68	0.654	0.060
Moyenne 72-83	254	11.11					
Moyenne 35-83	241	11.70					

[1] $[Pin] = \frac{\text{charge externe annuelle}}{\text{débit annuel}}$

[2] $b = \frac{\text{concentration dans l'émissaire}}{\text{concentration moyenne dans le lac}}$

Toutefois, ce modèle est inadéquat pour prédire l'état trophique de lacs dont la profondeur moyenne et le temps de renouvellement des eaux sont élevés, ce qui est le cas du Léman !

Rappelons que ce type de modèle ne s'applique qu'à des lacs dont l'état trophique est en équilibre avec les apports ("steady state"), c'est-à-dire que les concentrations des nutriments sont stables tant dans les apports que dans le lac.

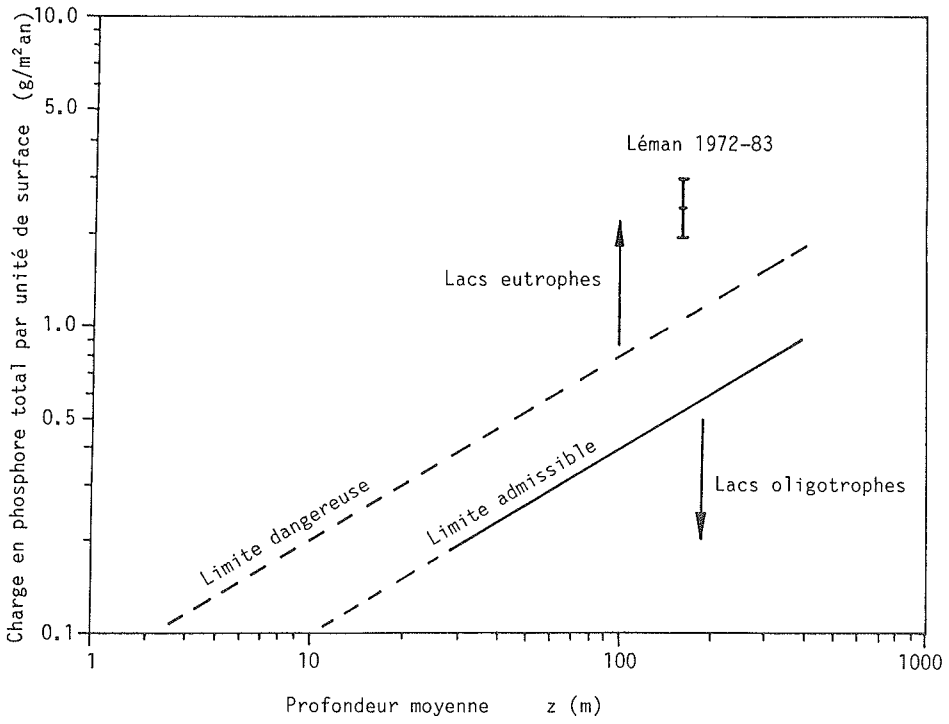


Fig. 1 : Relation entre les charges critiques et la profondeur moyenne du lac (VOLLENWEIDER, 1968). $Lc = (0.025 \rightarrow 0.05) \cdot z^{0.6}$

2. *Modèle : VOLLENWEIDER et al., (1974) et VOLLENWEIDER (1975, 1976)*
Lc = f (z/Tw)

La relation entre la charge critique par unité de surface (Lc) et la profondeur moyenne (z) est trop approximative pour définir l'état trophique de certains lacs. En effet la fréquence de renouvellement des eaux du lac influence aussi l'état trophique du lac. Afin de tenir compte de ce temps de renouvellement pour des lacs où ce temps est très élevé ou très faible, VOLLENWEIDER (1975) a modifié sa relation simple Lc = f (z) en introduisant le temps de séjour moyen de l'eau (Tw = volume du lac divisé par le débit moyen annuel à l'émissaire), ce qui donne un graphique à deux dimensions (fig. 2) impliquant les variables suivantes :

ordonnée : log Lsp et abcisse : log z/Tw

L'équation pour les charges critiques est la suivante :

$Lc = (0.1 \rightarrow 0.2) \cdot (z/Tw)^{0.5}$ (VOLLENWEIDER, 1975)

Pour le Léman, nous avons pour Tw (tableau I) :

Tw min. (1980) = 9.0 (a)
Tw max. (1976) = 17.0 (a)
Tw moy. (1972-1982) = 11.11 (a)

ce qui nous donne les limites suivantes pour la charge critique :

Lc admissible = 0.30 à 0.41 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$
Lc dangereuse : 0.60 à 0.82 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$
Lc moyenne admissible = 0.37 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ → 215 tonnes/an
Lc moyenne dangereuse : 0.74 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ → 430 tonnes/an

Il est également possible de calculer les charges critiques à partir de l'équation de bilan, en déterminant statistiquement certains paramètres :

$$V \frac{d\,[P]}{dt} = Lext - Q \cdot [P] - s \cdot [P] \cdot V \qquad (1)$$

Dans cette équation les variations de stocks de phosphore dans le lac ($V \cdot d\,[P]$) par unité de temps (dt) sont égales aux apports externes ($Lext$) moins la masse de phosphore sortant par l'émissaire ($Q \cdot [P]$) moins la masse nette de phosphore déposé dans le sédiment ($s \cdot [P] \cdot V$). On admet ici que le taux de sédimentation du phosphore est proportionnel au stock de phosphore dans le lac ($[P] \cdot V$). On admet également que les concentrations dans l'émissaire et dans le lac sont équivalentes.

En travaillant en concentration (division par le volume), l'équation (1) devient :

$$\frac{d\,[P]}{dt} = \frac{Lext}{V} - \frac{[P]}{Tw} - s\,[P] \qquad (2) \qquad \left(\frac{Q}{V} = \frac{1}{Tw}\right)$$

l'état d'équilibre ($\frac{d\,[P]}{dt} = 0$), l'équation (2) devient :

$$\frac{Lext}{V} = \frac{[P]}{Tw} + s \cdot [P] = [P] \cdot \left(\frac{1}{Tw} + s\right) \qquad (3)$$

en multipliant l'équation (3) par z on obtient :

$$z \cdot \frac{Lext}{V} = [P] \cdot \left(\frac{z}{Tw} + s \cdot z\right) \qquad (4)$$

comme $\frac{z}{V} \cdot Lext = \frac{Lext}{surf} = Lsp$

$$Lsp = [P] \cdot \left(\frac{z}{Tw} + s \cdot z\right) \qquad (5)$$

A partir de l'analyse statistique de nombreux lacs, VOLLENWEIDER (1975) trouve que s peut être estimé :

$$s = \frac{10}{z} \cdot K \qquad (6)$$

(K : facteur de conversion exprimé en $m.a^{-1}$)

$$\text{soit (6) dans (5) : } Lsp = [P] \left(\frac{z}{Tw} + K \cdot 10\right) \qquad (7)$$

Rappelons que la constante de sédimentation (s) est déterminée statistiquement et qu'il n'y a pas de différence entre $[P]$ et $[Pout]$.

Avec les limites critiques de concentration en phosphore au moment du brassage printanier données par VOLLENWEIDER (1975, 1976) :

$[Pc]$ admissible = 0.01 g/m^3
$[Pc]$ dangereuse = 0.02 g/m^3

on obtient les charges critiques suivantes :

Lc admissible = 0.24 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ → 140 (tonnes/an)
Lc dangereuse = 0.48 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ → 280 (tonnes/an)

VOLLENWEIDER (1976) donne une nouvelle formule pour le calcul de la charge critique :

$$Lc = [Pc]\, q_s \,.\, (1 + \sqrt{z/q_s}) \quad \text{avec} \quad q_s = \frac{z}{Tw}$$

$$Lc = [Pc]\, \frac{z}{Tw} \,.\, (1 + \sqrt{Tw})$$

avec les mêmes valeurs pour les concentrations critiques, on obtient :

Lc admissible = 0.6 $g \,.\, m^{-2} \,.\, a^{-1}$ → 350 (tonnes/an)
Lc dangereuse = 1.2 $g \,.\, m^{-2} \,.\, a^{-1}$ → 700 (tonnes/an)

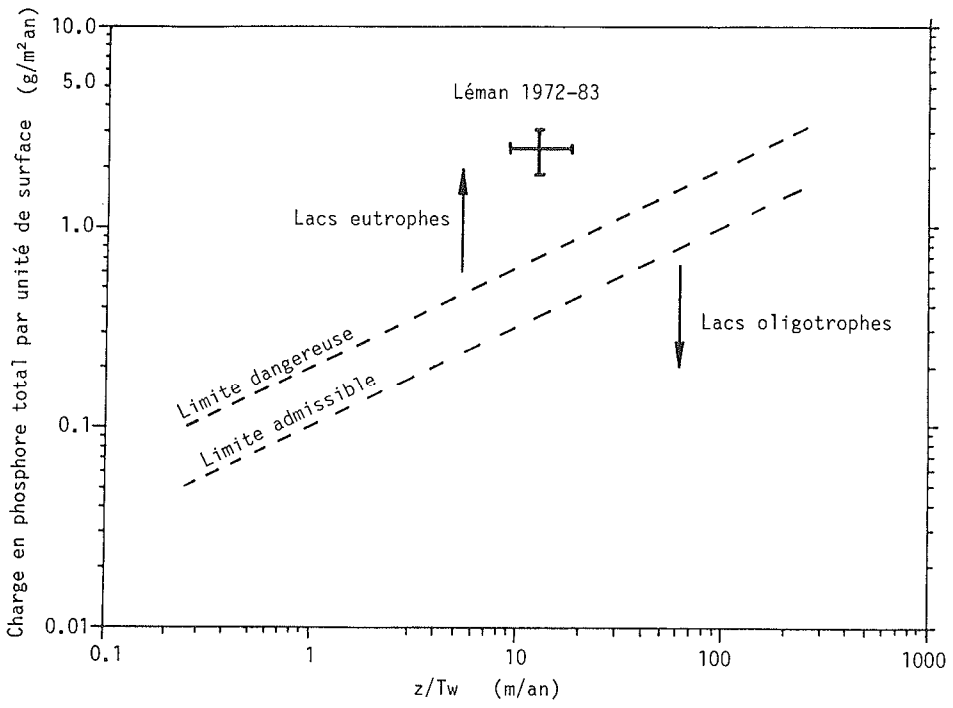


Fig. 2 : Relation entre les charges critiques et la vitesse d'apport de l'eau ($q_s = z/Tw$) (VOLLENWEIDER, 1975).
$Lc = (0.1 \rightarrow 0.2)(z/Tw)^{0.5}$

Pour récapituler, les charges critiques calculées à l'aide des différents modèles sont les suivantes : (tableau II)

(A) $Lc = (0.025 \rightarrow 0.05)\, z^{0.6}$

(B) $Lc = (0.1 \rightarrow 0.2)\, (z/Tw)^{0.5}$

(C) $Lc = [Pc]\, (\frac{z}{Tw} + K \cdot 10)$

(D) $Lc = [Pc]\, \frac{z}{Tw}\, (1 + \sqrt{Tw})$

et avec pour (C) et (D)

[Pc] admissible = 0.01 g/m^3
[Pc] dangereuse = 0.02 g/m^3

TABLEAU II - Charges critiques du lac et charges externes, admissibles et dangereuses, déterminées à l'aide des différents modèles

Modèle	Lc admissible ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Lc dangereuse ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Lext adm. (tonnes/an)	Lext dang. (tonnes/an)
A	0.51	1.02	298	596
B	0.37	0.74	215	430
C	0.24	0.48	140	280
D	0.60	1.20	350	700

Dans le cadre du Léman, on peut estimer la valeur limite de la concentration moyenne du lac en phosphore total qu'il ne faudrait pas dépasser pour maintenir une concentration en oxygène dissous à 300 m supérieure à 4 mg/l. On peut prendre, en effet, les valeurs des concentrations en phosphore total des années 1957 à 1962, période pendant laquelle la concentration en oxygène dissous s'est maintenue au-dessus de 4 mg/l (à l'exception d'une mesure : 19.11.1959; O_2 = 3.7 mg/l) et où le lac semblait être en équilibre avec sa charge externe, ce qui donne :

[P] limite entre 0.015 et 0.020 (g/m^3).

On peut raisonnablement choisir cette limite à [P] = 0.02 g/m^3 , ce qui nous donne pour la charge externe (Lext) à ne pas dépasser pour maintenir 4 mg/l d'oxygène dissous à 300 m, et selon les différents modèles, des valeurs variant entre 280 et 700 tonnes/an.

3. *Modèle VOLLENWEIDER et al. (1981)*

Ce modèle est celui proposé dans le rapport de synthèse de 1981 du programme d'étude de l'OCDE sur l'eutrophisation. Le but de cette étude était, entre autres, d'établir une relation entre la charge externe en phosphore et la réponse du lac.

Les résultats de cette étude (OCDE) sont donnés sous forme de graphiques dont certains contiennent des analyses de corrélation et de régression.

La figure 3 nous montre la distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de la concentration en phosphore total dans le lac. Ce qui donne avec les valeurs actuelles pour le Léman [P] 1983 = 75 mg/m^3, la probabilité suivante de classement trophique :

- 12 % hypereutrophe
- 62 % eutrophe
- 1 % mésotrophe
- 0 % oligotrophe

La figure 4 nous donne, à partir d'une analyse de régression des données de l'OCDE ($[P] = 1.55\ [P]_{\lambda} L^{0.82}$), la prévision de la concentration moyenne des eaux en phosphore total à partir des charges ([Pin]), calculées après correction de flux hydraulique. Dans ce graphique nous avons reporté les valeurs pour le Léman (+) pour les années 1972-1983. On constate que ces valeurs ont tendance à s'éloigner de la relation standard (OCDE).

Nous avons calculé les valeurs prédites (selon : standard OCDE) de la concentration moyenne du phosphore total dans le lac à partir de [Pin] et Tw (tableau III); en parallèle sont notées les concentrations moyennes mesurées.

Comme on peut le constater les valeurs sont assez différentes. Avec les charges d'entrée, le standard OCDE nous donne des concentrations de phosphore dans le lac plus basses que celles mesurées.

VOLLENWEIDER (1983) l'avait déjà constaté en appliquant les standards-OCDE aux valeurs du Léman pour l'année 1977; toutefois il précisait que :

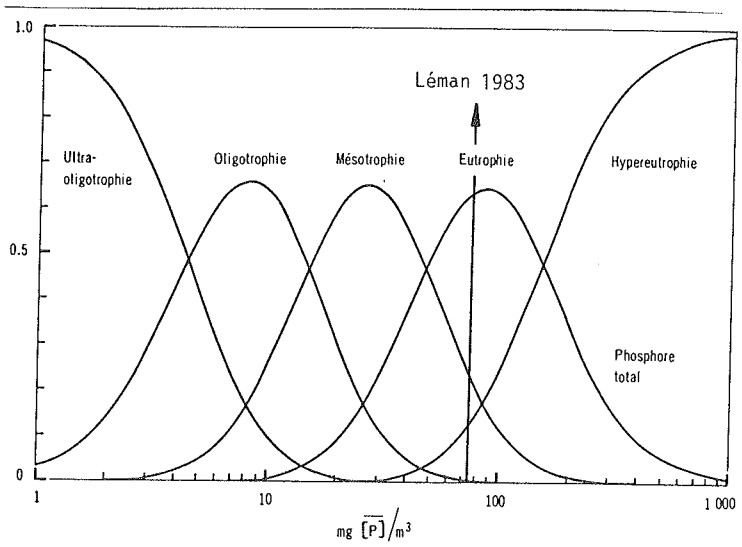


Fig. 3 : Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de la concentration en Ptot dans le lac (OCDE, 1982).

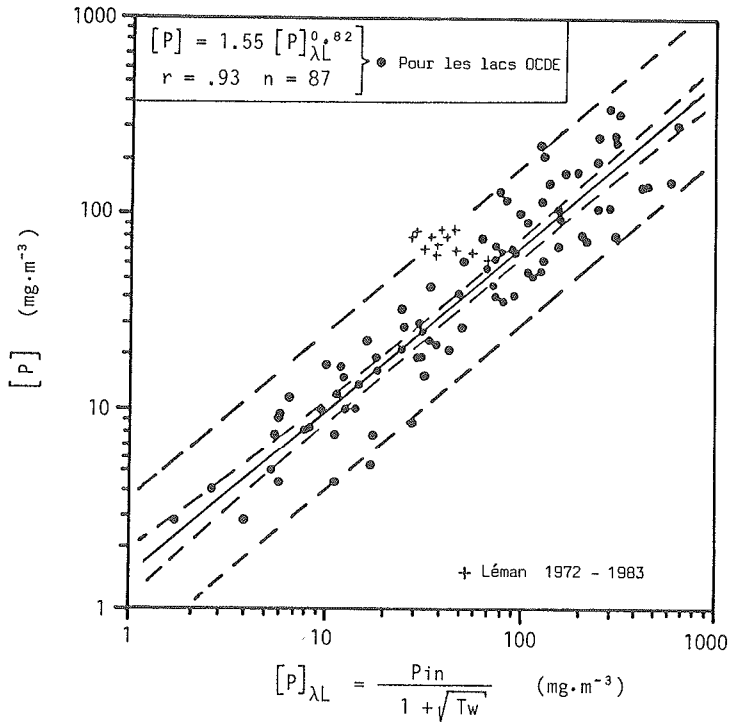


Fig. 4 : Relation entre la concentration moyenne en phosphore total du lac et la concentration des apports externes corrigée pour tenir compte du temps de séjour de l'eau. (VOLLENWEIDER et al., 1981).

"les résultats de l'étude de l'OCDE ne doivent pas être pris au sens strict, mais ils remplissent le rôle de référence permettant de dire si un lac présente des caractéristiques particulières. En travaillant de cette manière, leur utilité est certaine. Toutefois, il y a toujours l'exception qui ne correspond pas aux critères. Si un lac est dans un tel cas, il faut prendre de grandes précautions dans la prédiction de son comportement futur lors de changements de la charge externe. Le lac Léman est justement un cas particulier"

Il concluait néanmoins en disant :

"Le lac Léman montre une réduction substantielle de la capacité de rétention du phosphore des sédiments"

et ajoutait que :

"la charge annuelle en phosphore total devrait être maintenue ("optimistic assumptions") en dessous de 500 tonnes/an.

On peut retenir que les prévisions, selon les standards OCDE, de la concentration en phosphore total dans le lac en fonction de la concentration des apports externes sont beaucoup trop optimistes pour un lac comme le Léman, qui a une profondeur élevée, dont le brassage des eaux ne se fait pas régulièrement et dont la constante de sédimentation du phosphore (voir 3.2.1) semble particulièrement faible actuellement.

TABLEAU III - Concentrations mesurées en phosphore total (moyennes annuelles lac total) et calculées à partir des concentrations d'entrée avec standards-OCDE

Année	[P] calculée* mg/m^3	[P] mesurée dans le lac mg/m^3	[Pin] mesurée dans les apports mg/m^3	Lext = apports externes (mesurés) t/an	Lsp = charge spécifique mesurée g.m^{-2}.a^{-1}
1983	29	75	154	1'301	2.23
1982	29	76	153	1'475	2.53
1981	26	81	132	1'261	2.17
1980	27	83	138	1'360	2.34
1979	31	83	167	1'431	2.46
1978	31	88	164	1'440	2.47
1977	29	86	153	1'449	2.49
1976	37	84	208	1'088	1'87
1975	37	76	210	1'694	2.90
1974	34	73	188	1'290	2.22
1973	42	71	244	1'561	2.68
1972	47	68	278	1'473	2.53

* [P] calculée selon standard OCDE (VOLLENWEIDER et al., 1981)

$$[P] = 1.55 \cdot \left([Pin] \cdot \frac{1}{1 + \sqrt{Tw}} \right)^{0.82} \qquad \text{avec Tw (1972-83)} = 11.11$$

4. *Remarques sur les modèles "statistiques"*

Tous ces modèles "statistiques" sont établis à partir de données de nombreux lacs répartis entre l'Amérique du Nord et l'Europe.

Ces modèles sont performants lorsqu'il s'agit d'un lac qui a des caractéristiques se rapprochant bien de la majorité de ces lacs. Malheureusement, ce n'est pas tout à fait le cas du Léman, avec sa profondeur élevée et son long temps de séjour des eaux, ainsi que des conditions météorologiques très variables (brassage hivernal des eaux irrégulier).

De ces modèles, on peut toutefois retenir la charge limite estimée qu'il ne faudrait pas dépasser, soit environ 400 à 600 tonnes/an. Avec environ 1'300 tonnes/an, la charge externe actuelle du lac et par conséquent les concentrations de phosphore sont beaucoup trop élevées et des mesures sévères devraient être prises pour la diminuer.

Notons toutefois, qu'il est très délicat de vouloir utiliser ces modèles statistiques pour décrire ou même prévoir une évolution dans le temps, lors de diminution de la charge externe.

3.2 *MODELES BASES SUR LES BILANS*

Pour pouvoir aborder l'application de modèles basés sur les bilans, il est nécessaire de déterminer avec la meilleure précision possible, pour chaque année, les stocks de phosphore dans le lac, ainsi que les apports externes et les exportations par l'émissaire.

En effet ces paramètres doivent être connus pour pouvoir appliquer ces modèles. (Voir annexe et tableau IV).

1. *Modèle GAECHTER et al., (1983 a)*

On peut définir les variations du phosphore dans un lac, qui constitue un système ouvert, par une équation de bilan massique :

$$\frac{\Delta MP}{\Delta t} = I + R - O - Séd. = I - O - SR \qquad (1)$$

avec :

MP = Stock de phosphore total dans le lac
I = Charge externe (affl. + STEP + Atmosph.)
R = Relargage à partir du sédiment (charge interne)
O = Perte par l'émissaire
Séd = Perte par sédimentation
SR = "Sédimentation nette"

Avec les données actuelles les termes R et Séd ne sont pas connus individuellement et l'on ne peut déterminer que la somme de ces deux termes, appelée : "Sédimentation nette".

L'équation (1) peut être écrite :

$$\frac{d\,[P]}{dt} V = ([Pin] \cdot Q) - ([Pout] \cdot Q) - (s.[P] \cdot V) \qquad (2)$$

avec s = constante de sédimentation

comme : $r = \frac{1}{Tw} = \frac{Q}{V}$ et $b = \frac{[Pout]}{[P]}$ l'équation (2) devient :

$$\frac{d\,[P]}{dt} V = (r \cdot V \cdot [Pin]) - (b \cdot r \cdot V\,[P]) - (s \cdot V \cdot [P]) \qquad (3)$$

en travaillant en concentration (division pour le volume) :

$$\frac{d\,[P]}{dt} = (r \,.\, [Pin]) - (b \,.\, r.[P]) - (s.[P]) \qquad (4)$$

après réarrangement algébrique :

$$s = \left(\frac{[Pin]}{[P]} - b\right) . r - \frac{1}{[P]} . \frac{d\,[P]}{dt} \qquad (5)$$

à l'état d'équilibre (steady state), $\frac{d\,[P]}{dt} = 0$,

l'équation (4) devient :

$$[P]_{\infty} = [Pin] . \frac{r}{b . r + s} \qquad (6)$$

$$Lext = [Pin] . V . r \qquad (7)$$

$$Lsp = \frac{Lext}{surf} = \frac{[Pin] . V . r}{V/z} = [Pin] . r . z \qquad (8)$$

La constante de réactivité C est définie comme le rapport entre : la charge spécifique en phosphore ($g . m^{-2} . a^{-1}$) et la concentration en phosphore résultant dans le lac :

$$C = \frac{Lsp}{[P]} \qquad (9)$$

en introduisant (6) et (8) dans (9), on obtient :

$$C = [Pin] . r . z . \frac{(b . r + s)}{[Pin] . r} = z . (b.r + s) \qquad (10)$$

A partir des variations du stock annuel, des apports externes et de l'exportation par l'émissaire (tabl. IV) et en appliquant l'équation (1), on peut calculer SR la "sédimentation nette" en tonnes/an (tabl. IV); à partir de l'équation (2), on peut calculer s, la constante de sédimentation (tabl. IV). A partir de l'équation (10), on obtient C = constante de réactivité (tableau IV).

Les valeurs de C reportées au tableau IV varient en fonction des conditions météorologiques et hydrologiques. Les calculs sont basés sur les moyennes interannuelles des coefficients s, b, r et C.

Les valeurs pour l'année 1972 ont été mises entre parenthèses, car pour les calculer on doit déterminer les variations du stock dans le lac en utilisant les valeurs de 1971, année où les concentrations ont beaucoup varié (coeff. variation : 23.5 %).

Pendant la période 1973-1983, l'année 1976 ressort de manière exceptionnelle : la sédimentation nette pendant cette année n'a été que de 77 tonnes (moyenne des autres années : 925 tonnes). Cette année a été particulièrement sèche avec très peu de crues (tabl. I), ce qui fait que les apports en phosphore particulaire ont été très faibles.

TABLEAU IV - Stock en phosphore, variation annuelle, exportations et sédimentation

Année	Stock (moyenne annuelle) t	Variation annuelle écart-type t/an	Coefficient de variation %	Apports externes t/an	Exportations par l'émissaire t/an	SR = sédimentation nette t/an	s = constante de sédimentation an^{-1}	C = constante de réactivité m/an
1983	6'629	535	8.1	1'302	526	924	0.138	33.1
1982	6'777	469	6.9	1'475	594	1'536	0.201	44.1
1981	7'252	459	6.3	1'262	627	808	0.112	30.4
1980	7'425	559	7.5	1'361	631	706	0.096	27.7
1979	7'401	306	4.1	1'431	625	1'343	0.187	41.5
1978	7'938	528	6.7	1'439	428	668	0.085	21.3
1977	7'595	392	5.2	1'449	440	858	0.112	25.9
1976	7'444	356	4.8	1'088	280	77	0.010	7.3
1975	6'713	249	3.7	1'694	488	1'005	0.149	33.8
1974	6'512	245	3.8	1'290	420	706	0.109	26.4
1973	6'348	873	13.8	1'561	362	874	0.138	29.8
1972	6'023	945	15.7	1'473	236	(2'070)	(0.342)	(58.2)
1971	6'856	1'611	23.5					
1970	8'400	3'737	44.4					
1969	3'705	2'008	54.2					
1968	3'683	855	23.2					
1967	2'503	1'903	76.0					
1966	3'439	1'010	29.4					
1965	5'981	3'327	55.6					
1964	5'181	2'676	51.7					
1963	3'657	1'979	54.1					
1962	1'860	798	42.9					
1961	1'881	881	46.8					
1960	1'341	261	19.5					
1959	826	243	29.4					
1958	931	145	15.6					
1957	1'049	428	40.8					

Estimations prédictives

Les équations(4) et (6) peuvent être utilisées dans un but prédictif, en utilisant les paramètres s, r, b déterminés pour les années 1973-1983.

On calcule les variations annuelles de la concentration dans le lac en fonction des concentrations des apports externes :

$$\frac{d\,[P]}{dt} = (r \,.\, [Pin]) - (b.r.[P]) - (s.[P]) \qquad (4)$$

ainsi que la concentration dans le lac à l'état d'équilibre ($t \to \infty$), avec un apport qui reste constant :

$$[P]_{\infty} = [Pin] \frac{r}{(b \,.\, r + s)} \qquad (6)$$

Notons qu'en prenant les valeurs moyennes de s, r et b des années 1973-1983 ou des années 1980-1983, nous obtenons les mêmes valeurs pour la concentration à l'état d'équilibre (équ. : 6).

L'évolution des concentrations en phosphore peut être décrite par la fonction :

$$[P]\ (t) = [P]_{o}.e^{-Yt} + [P]_{\infty} \,.\, (1 - e^{-Yt})$$

$[P]_{o} = [P]$ au temps initial

où $Y = b \,.\, r + s$

Après le temps 1/ (br + s), le changement de direction du nouvel équilibre (steady state) est atteint à 65 %.

Plusieurs scénarios, faisant varier les apports externes sont envisageables :

. Scénario O

La charge externe reste au niveau de ces dernières années : 1'300 tonnes/an, soit avec un débit moyen (1972-1983) à l'émissaire de : 254 m^3/s, [Pin] = 162 mg/m^3.

. Scénario A

Interdiction, dès le 1er janvier 1985 avec adaptation jusqu'au 1er janvier 1986, du phosphore dans les produits de lavage des textiles + assainissement achevé état 1987 (tous les projets d'épuration et de raccordement connus à l'Office fédéral de la protection de l'environnement seront réalisés).

. Scénario B

Comme le scénario A + interdiction du phosphore dans les produits de nettoyage et de rinçage (par exemple produits pour machines à laver la vaisselle).

. Scénario C

Comme le scénario B + floculation - filtration dans les STEP de plus de 10'000 habitants.

. Scénario D

Comme le scénario C + pratiques agricoles adaptées pour réduire les pertes d'engrais.

Les diminutions de la charge externe, en appliquant ces divers scénarios, peuvent être estimées à partir de la publication de l'Office fédéral de la protection de l'environnement (OFPE, 1983 a) (tableau V)

TABLEAU V - Charges externes et concentrations dans les apports en fonction des différents scénarios

Scénarios	Lext. tonnes/an	[Pin] mg/m^3 avec Q = 254 m^3/s
O	1'300	162
A	860	107
B	810	101
C	750	94
D	575	72

Pour faire le choix des paramètres r, b et s à utiliser dans le modèle prédictif,

r = fréquence de renouvellement des eaux = $\frac{1}{Tw}$ (a^{-1})

b = rapport entre la concentration dans l'émissaire et dans le lac total b = [Pout] / [P]

s = constante de sédimentation (a^{-1})

nous avons vérifié l'influence de la pluviosité des années sur ces paramètres r, b et s et par conséquent sur les concentrations en phosphore prédites à l'état d'équilibre ($[P]_\infty$) (tableau VI)

$$[P]_\infty = [Pin] \frac{r}{b.r + s} \qquad A = \frac{r}{b.r + s}$$

TABLEAU VI - Influence de la pluviosité des années sur les paramètres r, b et s

	Q m^3/s	A	r	b	s
1. Années humides 1980-1983	297	0.474	0.105	0.806	0.137
2. Années sèches 1973-1976	211	0.470	0.075	0.767	0.102
3. Moyennes 1973-1983	262	0.475	0.090	0.751	0.122

Comme on le constate, les différences sont de l'ordre de 1 %, et les concentrations prédites avec ces différents paramètres seront identiques.

Tout d'abord le modèle a été utilisé, pour les scénarios O, A et D, avec les paramètres moyens r, b et s déterminés pendant les dernières années (1980-1983) :

- b = 0.806
- r = 0.105
- s = 0.137

soit les scénarios : O, A_1 et D_1. Les résultats sont indiqués au tableau VII et sur la figure 5.

Puis, en admettant qu'en réduisant la charge externe, la concentration en phosphore dans le lac diminue, la production primaire aura tendance à diminuer et par conséquent l'oxygénation des eaux du fond sera meilleure (moins d'oxygène consommé pour la minéralisation de la matière organique) et l'on peut s'attendre à ce que la constante de sédimentation s augmente. Pour tenir compte de ce phénomène, le modèle a été réutilisé en prenant s = 0.200 (valeur atteindre en 1982). Les résultats sont également indiqués dans le tableau VII et sur la figure 5 (scénarios : A_2 et D_2).

Dans ces différents scénarios, nous avons réparti la diminution de la charge externe sur plusieurs années. En effet, la diminution de la charge se fera progressivement, par exemple lors de l'interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles, les gens continueront d'utiliser les produits stockés chez eux. De même pour les pratiques agricoles adaptées, les habitudes feront que la diminution de la charge sera également progressive. Pour tenir compte de ces phénomènes pour les scénarios A et D, la diminution de la charge due à l'interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles a été répartie sur deux ans et la diminution due aux pratiques agricoles adaptée sur trois ans.

Au début, la sédimentation du phosphore dans le lac sera probablement égale à la moyenne de ces dernières années (s = 0.137; courbes A_1 ou D_1); puis dès que les conditions d'oxygénation des eaux du fond se seront améliorées, cette sédimentation tendra à augmenter (s = 0.200, courbes A_2 ou D_2).

De ces différentes applications dans un but prédictif de ce modèle bilan, on peut tirer les conclusions suivantes :

La charge externe du lac est d'environ 1'300 tonnes/an. Si aucune mesure n'est prise pour faire diminuer cette charge, les concentrations en phosphore total dans le lac se maintiendront aux environs de 75 à 80 mg/m^3, pour autant qu'il n'y ait pas de longues périodes avec un mauvais brassage des eaux et une anoxie prolongée des eaux du fond du lac. Ceci provoquerait un fort relargage du phosphore du sédiment (diminution de la constante de sédimentation) qui pourrait faire basculer le lac vers un état eutrophe.

Par contre, si des mesures sont prises pour diminuer cette charge externe, des améliorations relativement rapides pourront avoir lieu en ce qui concerne P. Avec le scénario A (interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles, 01.01.1986 + assainissement achevé), en l'espace de cinq ans, les concentrations dans le lac pourraient diminuer de 20 - 30 mg/m^3 et en dix ans de 25 - 35 mg/m^3. Les concentrations dans le lac seraient alors de 40 à 50 mg/m^3.

Pour ramener le lac à des conditions qui prévalaient à la fin des années 50, il faudrait appliquer le scénario D (Interdiction, dès le 01.01.1986 du phosphore dans les produits de lavage des textiles, de rinçage et de nettoyage, produits pour machines à laver la vaisselle + assainissement achevé + floculation - filtration dans les STEP de plus de 10'000 habitants + pratiques agricoles adaptées). Ce scénario permettrait, en dix ans, de ramener les concentrations dans le lac au niveau de 25 à 35 mg/m^3.

Rappelons que ces prévisions sont faites à partir d'un modèle qui reflète d'une manière simple une réalité complexe.

TABLEAU VII - Concentrations en phosphore résultant dans le lac pour différentes charges externes (divers scénarios de réduction de la charge).

	[P] mg/m³ résultant dans le lac (Divers scénarios)				
	avec s = 0.137			avec s = 0.200	
	O	A_1	D_1	A_2	D_2
(mg/m³)		1986 : 135 1987 : 107	1986 : 123 1987 : 83 1988 : 72	1986 : 135 1987 : 107	1987 : 123 1987 : 83 1988 : 72
[Pin] →	162	↓ ∞ : 107	↓ ∞ : 72	↓ ∞ : 107	↓ ∞ : 72
1983	75.0				
1984	75.4				
1985	75.7				
1986	75.9	73.1	71.8	68.3	67.1
1987	76.1	68.1	64.6	60.1	56.7
1988	76.2	64.2	57.8	54.2	48.1
1989	76.3	61.3	52.5	50.0	42.0
1990	76.4	58.9	48.4	47.0	37.6
1991	76.5	57.1	45.2	44.9	34.5
1992	76.6	55.7	42.7	43.4	32.2
1993	76.7	54.6	40.8	42.3	30.6
1994	76.7	53.7	39.3	41.5	29.9
↓					
∞	76.8	50.7	34.1	39.5	26.6

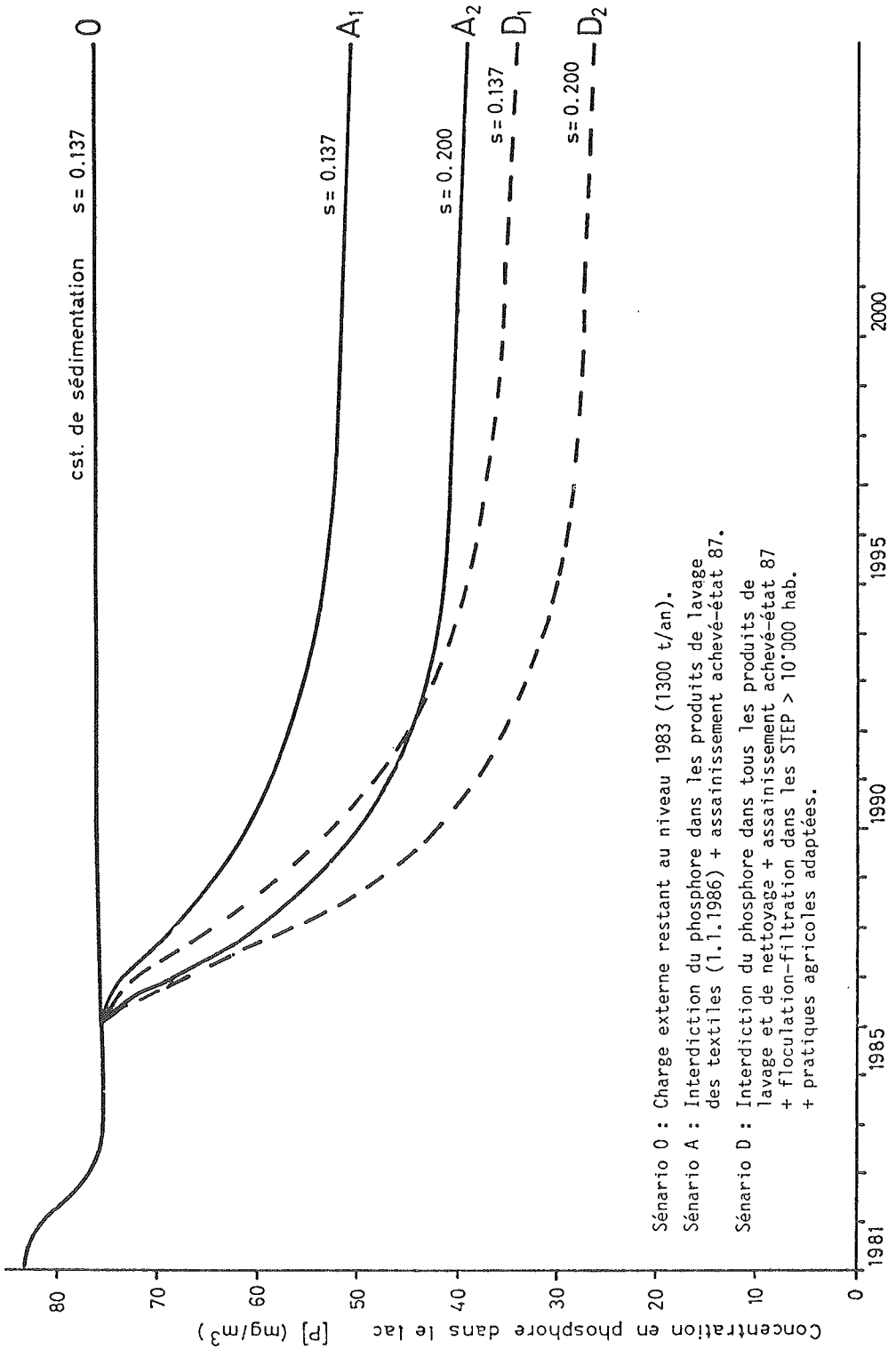


Fig. 5 : Estimation de l'évolution de la concentration en phosphore dans le lac en fonction de divers scénarios pour la réduction de la charge externe.

4. CONCLUSIONS ET CONTINUATION DES ACTIVITES DE RECHERCHE

Il est possible avec les résultats aujourd'hui en notre possession et avec nos connaissances des processus internes à ce lac de préciser certains points essentiels pour le choix des mesures d'assainissement et pour la poursuite des activités de recherche :

- A court terme le lac ne subira pas de grande modification. Actuellement on peut considérer que les concentrations en phosphore dans le lac sont plus ou moins en équilibre avec les apports externes. La concentration en phosphore dans le lac et par conséquent la production primaire resteront probablement au niveau actuel si la charge externe reste au même niveau qu'aujourd'hui (~ 1'300 tonnes/an). Ceci pour autant que les conditions météorologiques et hydrologiques soient aussi favorables que ces dernières années.

- Cependant certains dangers potentiels existent. Les teneurs en phosphore actuelles provoquent une production primaire élevée qui pour sa minéralisation consomme une forte quantité d'oxygène dans les zones profondes. Le brassage complet des eaux ne se faisant pas chaque année, un état d'anoxie peut se développer dans le fond du lac. Ce phénomène entrainerait un certain relargage de phosphore à partir du sédiment. Cette augmentation des teneurs en nutriments pourrait faire tendre le lac vers un état nettement eutrophe, avec forte prolifération des végétaux. L'augmentation de la teneur en phosphore dans l'eau ne devrait pas prendre des proportions dramatiques, si cette anoxie ne dure pas trop longtemps.

  Par contre, il y aurait de très gros problèmes pour le lac, si pendant une stagnation des eaux profondes de plusieurs années les substances dissoutes augmentaient fortement (relargage de substances dissoutes à partir du sédiment). Ces substances dissoutes augmenteraient la densité des eaux du fond et amèneraient une stabilisation de la stratification des eaux, comme par exemple dans les lacs de Lugano ou de Zoug. Un tel phénomène, qui empêcherait la réoxygénation des eaux du fond, serait pratiquement irréversible sans intervention extérieure.

- Ce lac est assez sensible à l'eutrophisation pour plusieurs raisons :

  - le long temps de séjour des eaux (~ 11 ans) fait qu'il réagit lentement aux diminutions de la charge externe en phosphore

  - son faible taux de sédimentation du phosphore par rapport à d'autres lacs ne lui permet pas d'en éliminer rapidement un excès

  - la biomasse qui sédimente dans les zones profondes doit être assez basse pour qu'elle puisse être minéralisée pendant plusieurs années avec le stock d'oxygène amené dans les zones profondes par le brassage complet des eaux.

- Pour éviter les effets négatifs de l'eutrophisation comme la diminution massive d'oxygène dans les eaux profondes et la prolifération des végétaux dans les zones côtières, il faut diminuer de manière drastique la charge externe actuelle en phosphore (~ 1'300 tonnes/an). L'expérience des années 1950 nous montre qu'avec des concentrations en phosphore dans le lac d'environ 25 mg/m^3, il n'y aurait pas de problème avec l'oxygène dans les eaux du fond. Le modèle bilan (voir 3.2.1) nous permet d'estimer la charge externe à environ 600 tonnes/an pour obtenir cette concentration dans le lac. Il faudrait donc réduire la charge externe actuelle de 1'300 tonnes/an à 600 tonnes/an.

CONTINUATION DES ACTIVITES DE RECHERCHE ET PREPARATION DES DONNEES POUR L'UTILISATION DU MODELE SEEMOD (EAWAG) :

- Il faudra étudier la pénétration des eaux des affluents dans les différents niveaux du lac. Les données nécessaires existent : débit, température, conductibilité et concentration des matières en suspension, pour déterminer les densités des eaux des affluents. Ces densités pourront être comparées avec celles des eaux des différents niveaux du lac.

  Ces résultats devront être comparés avec ceux des campagnes de mesures de l'Institut F.A. Forel sur la plume du Rhône.

  A cause de l'influence possible sur l'état du lac, il faudrait étudier l'effet des centrales hydroélectriques projetées le long du Rhône sur les matières en suspension. En effet, si les hautes eaux de printemps contiennent moins de suspensions dans l'avenir, il est possible d'envisager qu'elles ne puissent plus venir se glisser dans les couches profondes du lac et participer à la réoxygénation de ces eaux.

Pour obtenir des prévisions fiables avec des modèles dynamiques en ce qui concerne l'impact des mesures d'assainissement à prendre, il est indispensable de disposer d'une étude soignée des affluents. Les rejets directs des STEP, les débordements en cas d'orage et les arrivées des eaux non traitées doivent être quantifiés. Pour tous les apports et pour le lac il faut au moins distinguer entre ortho-P, Ptot dans le filtrat et Ptot dans l'eau brute. Les résultats existant pour le Rhône du laboratoire cantonal valaisan pourront aussi être utilisés. Il faudra aussi pouvoir distinguer entre les différentes formes du phosphore dans les apports particulaires. Pour ce point on pourra tenir compte des résultats de la thèse de BURRUS (1985).

- Le flux de phosphore relargué du sédiment devra être estimé de la manière la plus précise possible.

- L'estimation du facteur de diffusion verticale qui est très importante, ne peut pas être obtenue dans les zones profondes à partir des différences de température à cause des faibles gradients vertical et temporel de la température. Elle doit être déterminée autrement pour les zones profondes, éventuellement à l'aide du rapport He_3/He_4. Les valeurs d'étalonnage pour le rapport P organique/C organique dans la biomasse sont aussi très importantes.

- Il manque également des données sur la minéralisation de la matière organique, sur la sédimentation, sur certains échanges biologiques et sur la pénétration du rayonnement solaire utilisable pour la photosynthèse dans les différentes couches de l'épilimnion en fonction des saisons.

- Il n'est possible d'utiliser le modèle mathématique (SEEMOD) que si toutes les données nécessaires sont à disposition. Avec ce modèle on pourra vérifier si les incertitudes dans la détermination de certains paramètres critiques permettent tout de même une prévision plus détaillée sur l'état futur du lac qu'avec le modèle bilan.

5. BIBLIOGRAPHIE

BANNERMAN,R.T., ARMSTRONG, D.E., HARRIS, R.F. & HOLDREN G.C. (1975) : - Phosphorus uptake and release by lake Ontario sediments. Rapp. U.S. EPA-660/3.75.006, 51 p.

BERNER, R.A., (1971) : Principles of chemical sedimentology. Mc Graw-Hill, New-York, 240 p.

BUEHRER, H. (1979) : Die Berechnung der totalen Menge gelöster Stoffe in Seen. Schweiz. Z. Hydrol., 41/2, 418-420.

BURNS, N.M. & ROSS. C. (1972) : Project hypo : an intensive study of the lake Erie central hypolimnion and related surface phenomena. C.C.I.W., publ. No 6 182 p.

BURRUS, D. (1985) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse Fac. Sci., Univ. Genève, 80 p.

CARIGNAN, R., & LEAN, D.R.S. (1985) : Lake chemistry as influenced by the diffuse fluxes of dissolved substances across the sediment-water interface of a seasonally anoxic lake. Limnol. & Oceanogr., In press.

COTTIER, R., (1985) : Etude des sources de pollution du Nant d'Aisy. Rapp. Inst. Génie Environ., EPFL, Lausanne, 75 p. A paraître.

DITORO, D.M., O'CONNOR, D.J., & THOMANN, R.V., (1971) : A dynamic model of phytoplankton populations in the Sacramento-San Joaquin Delta. Advances in Chemistry Series, 106, 131-180.

EAWAG, (1984) : Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung. EAWAG, Dübendorf, Janv. 1984, Auftrag No 4663, Baudirektion des Kantons Zug, 103 p.

FRICKER, H.J., (1981) : Critical evaluation of the application of statistical phosphorus loading models to Alpine Lakes. PhD. disser., No 6883, ETH, Zürich. ADAG Admin. & Druck AG, 119 p.

GAECHTER, R., IMBODEN, D., & JOLLER, T. (1983 a) : Lake restoration. Abst. of Workshop : "Chemical Processus in Lakes", Kastanienbaum-CH, Sept. 1983, 119-127.

GAECHTER, R., IMBODEN, D., BUEHRER, H., & STADELMANN, P. (1983 b) : Mögliche Massnahmen zur Restaurierung des Sempachersees. Schweiz. Z. Hydrol., 45/1, 246-266.

GARCIA, J.I., (1982) : Applications of EDXRF Spectrometry to trace metal determinations in a lacustrine environment. Thèse Fac. Sci., Univ. Genève, 230 p.

HUBAULT, E., (1947) : "Les lacs des préalpes de Savoie". In : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de France. Ann. Ecole nation. eaux et forêts, 10/2.

IMBODEN, D.M., (1973) : Limnologische Transport - und Nährstoffmodelle. Schweiz. Z. Hydrol., 35/1, 29-68.

IMBODEN, D.M., (1982) : Modellvorstellungen über des Phosphor-Kreislauf in stehenden Gewässern. Z. Wasser Abwasser Forsch., 15/3, 89-95.

IMBODEN, D.M., GAECHTER, R., (1978) : A dynamic lake model for trophic state prediction. Ecol. Modelling, 4, 77-98.

JAQUET, J.M., & SNODGRASS, W.J., (1976) : Modelling of total phosphorus variations in Lac Léman (Switzerland) : the role of sediments. Presentation au Symposium : Interactions between sediments and fresh water, sept. 1976, Amsterdam.

JAQUET, J.M., & SNODGRASS, W.J., (1984) : Modélisation du phosphore. In : Rapport de synthèse, Comm. int. protect. des eaux du Léman contre la pollution, Lausanne, 547-558.

LI, Y.H., & GREGORY, S. (1974) : Diffusion of ions in sea Water and in deep-sea sediments. Geochim. Cosmochim. Acta, 38, 703-714.

NEMBRINI, G., CAPOBIANCO, J.A., GARCIA, J., & JAQUET, J.M. (1982) : Interaction between interstitial water and sediment in two cores of Lac Léman, Switzerland. Hydrobiologia, 92, 363-375.

OCDE (1982) : Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Publ. OCDE, Paris, 164 p.

OFPE (1983 a) : Phosphates dans les lessives. Les cahiers de l'environnement No 14, Off. Féd. Protect. Environ., Berne, 39 p.

OFPE (1983 b) : Epuration des eaux usées et qualité des eaux de surface, situation 1er janvier 1983. Les cahiers de l'environnement, No 20. Off. Féd. Protect. Environ., Berne, 265 p.

OFPE (1979) : idem, situation au 1er janvier 1979

OFPE (1975) : idem, situation au 1er janvier 1975

OFPE (1973) : idem, situation au 1er janvier 1973.

SERRUYA, C., EDELSTEIN, M., POLLINGHER, U., & SERRUYA, S. (1974) : Lake Kinneret sediments : nutrient composition of the pore water and mud water exchanges. Limnol. & Oceanogr., 19/3, 489-508.

SLY, P.G., (1976) : Lake Erie and its basin. J. Fish. Res. Bd Canada, 33, 355-370.

SNODGRASS, W.J., (1974) : A predictive phosphorus model for lakes - development and testing. PhD. disser., Univ. North Carolina. Chapel Hill, N.C. 309 p.

SNODGRASS, W.J., & O'MELIA, C.R., (1975 a) : Predictive model for phosphorus in lakes. Environ. Sci. Technol., 9/10, 937-944.

SNODGRASS, W.J., & O'MELIA, C.R., (1975 b) : A predictive phosphorus model for lakes - sensitivity analysis and applications. Présenté à la 38ème rencontre de la Soc. amér. Limnol., Halifax, Canada, 24 p.

THOMANN, R.V., DITORO, D.M., WINFIELD, R.P., & O'CONNOR D.J., (1975) : Mathematical Modeling of Phytoplankton in Lake Ontario, Part 1. Model Development and Verification. EPA-660/3-75-005. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.

VOLLENWEIDER, R.A., (1968) : Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. OECD Technical Report DAS/CSI/68. 27, 159 p.

VOLLENWEIDER, R.A., (1975) : Input - output models. Schweiz. Z. Hydrol., 37/1, 53-84.

VOLLENWEIDER, R.A., (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Memorie Ist. Ital. Idrobiol., 33. 53-83.

VOLLENWEIDER, R.A., (1983) : Notion de charge admissible. Manuscrit présenté au colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman, Genève, sept. 1983, 20 p.

VOLLENWEIDER, R.A., & DILLON, P.J., (1974) : Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. Cons. natl. Rech. Canada, No 13691, 44 p.

VOLLENWEIDER, R.A., & KEREKES, J., (1981) : The OECD Cooperative Programme on Eutrophication, Synthesis Report. OECD Secret., Paris.

ANNEXE

CALCULS DES STOCKS DE PHOSPHORE DU LAC, DES APPORTS EXTERNES ET DES EXPORTATIONS PAR L'EMISSAIRE

STOCK ANNUEL DE PHOSPHORE DANS LE LAC

Les volumes des différentes couches ont été pris de HUBAULT (1947).

Ils sont considérés comme une succession de troncs de cône. En ce qui concerne les concentrations, on suppose que la variation entre deux points de mesure est linéaire. Seules les mesures de concentrations effectuées à SHL 2 ont été utilisées (extrapolation à l'ensemble du lac).

Pour le calcul des stocks dans les différentes couches, on applique la formule suivante (BUEHRER, 1979) :

$$\text{Stock} = \frac{H}{12} \left[2\,Co\,Fo + 2\,Cu\,Fu + (Co + Cu)\left(\sqrt{Fo} + \sqrt{Fu} \right)^2 \right]$$

Co = concentration à la surface supérieure de la couche

Fo = surface supérieure de la couche

H = hauteur de la couche

Cu = concentration à la surface inférieure de la couche

Fu = surface inférieure de la couche

Le stock total dans le lac est égal à la somme des stocks de chaque couche.

Le stock annuel est égal à la moyenne des stocks calculés pour tous les prélèvements.

Pour 1957 à 1983 les valeurs des stocks, ainsi que les coefficients de variation sont donnés dans le tableau IV.

La grande variabilité mensuelle des teneurs en phosphore total pendant les années 1957 à 1971, ainsi que la difficulté de chiffrer les apports externes pendant cette période, nous ont conduit à n'utiliser, pour les différents modèles, que les données entre 1972 et 1983.

APPORTS EXTERNES (tableau VIII et figure 6)

Les apports externes sont constitués de :

a. apports dus aux affluents mesurés dans les programmes CIPEL

b. apports dus aux affluents non pris en compte dans ces programmes

c. apports dus aux STEP rejetant directement dans le lac

d. apports atmosphériques.

a. La charge des affluents mesurés dans les programmes CIPEL a été calculée à partir des résultats CIPEL et du programme NADUF, sans tenir compte du Flon (voir c). Les valeurs pour le Rhône 1973 et 1974 ont été corrigées (car mesures instantanées) à partir d'une relation : concentration en phosphore - débit.

La charge pour les affluents secondaires qui ne sont plus analysés depuis 1981 a été déterminée de la manière suivante : une régression linéaire a été établie pour les années 1972 à 1980 entre les charges des affluents secondaires et les charges de l'Aubonne + Venoge et cette régression a été utilisée pour calculer les charges des affluents secondaires en 1981-1983 à partir des charges de l'Aubonne + Venoge de ces années.

L'introduction en 1979 des mesures en continu montre une forte différence des charges pour l'Aubonne (environ 15 tonnes supplémentaires). Pour tenir compte de ce phénomène, les charges 1972 à 1978 de l'Aubonne ont été corrigées en conséquence.

b. En se basant sur la surface des bassins versants des affluents pris en compte dans le programme de la CIPEL depuis 1970, on constate que environ 9.8 % du bassin n'est pas pris en compte. Nous avons estimé à 9 % de la charge annuelle des affluents étudiés, la charge supplémentaire due à cette surface.

c. Nous avons pris l'ensemble des STEP (STEP de Lausanne - Flon comprise) dont l'émissaire se déverse directement dans le lac ou dans un affluent non pris en compte.

Deux études effectuées en 1982-1983 sur les rejets de STEP ont montré :

- pour la STEP de Lausanne en 1983 (Office cantonal vaudois de la protection des eaux, 1984) : environ 14 % de la charge est déversée directement dans le lac sans traitement (déversement réseau : 9.1 %; déversoir décanteur primaire : 4.2 %)

- pour la STEP du Nant d'Aisy (GE) (COTTIER, 1985) en 1982-1983, également environ 14 % de la charge est déversée directement (déversoirs d'orage : 12 %; déversement après décantation primaire : 1.2 %; déversement pour entretien : 0.8 %).

Pour tenir compte de ces rejets, nous avons rajouté à la charge de sortie des STEP : 14 % de la charge d'entrée pour la STEP de Lausanne et 10 % pour les autres STEP.

Il a également été tenu compte des habitants qui n'étaient pas encore raccordés, pendant la période 1972-1983, à ces différentes STEP (OFPE, 1973, 1975, 1979, 1983 b). Les charges ont été calculées sur la base de 4.9 g P/hab. jour (SLY, 1976; GAECHTER et al., 1983 b; OFPE, 1983 a) pondérées par un facture 0.5 à 0.125 en fonction de la proximité de la rive du lac et de la densité d'habitation. C'est-à-dire que nous avons multiplié ces charges par un facteur 0.5 lorsque les habitants non raccordés se trouvaient en zone urbaine (peu de fosses septiques) et très proches de la rive du lac, 0.25 en zone intermédiaire et 0.125 lorsque les habitants non raccordés étaient en zone rurale (fosse septique - rétention dans le terrain) et éloignés de la rive du lac.

d. Pour la charge annuelle due aux apports atmosphériques, nous avons pris la moyenne des charges annuelles données dans les rapports CIPEL depuis 1977, année où des protections contre les déjections d'oiseaux ont été introduites dans les jauges de prélèvement.

EXPORTATIONS PAR L'EMISSAIRE

Les valeurs sont celles calculées dans les différents rapports de la CIPEL.

TABLEAU VIII - Apports externes et exportations par l'émissaire (tonnes de phosphore/an)

		1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
a	Apports par les affluents CIPEL (sans Flon)	1'033	1'140	918	1'280	718	1'099	1'091	1'115	1'040	952	1'157	997
b	Apports par les affluents non pris en compte	93	103	83	115	65	99	98	100	94	86	104	90
c	STEP rejetant directement dans le lac + hab. non raccordés	287	258	229	239	245	191	190	156	167	164	154	155
d	Apports atmosphériques	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
	Σ apports externes	1'473	1'561	1'290	1'694	1'088	1'449	1'439	1'431	1'361	1'262	1'475	1'302
	Exportations par l'émissaire	236	362	420	488	280	440	428	625	631	627	594	526

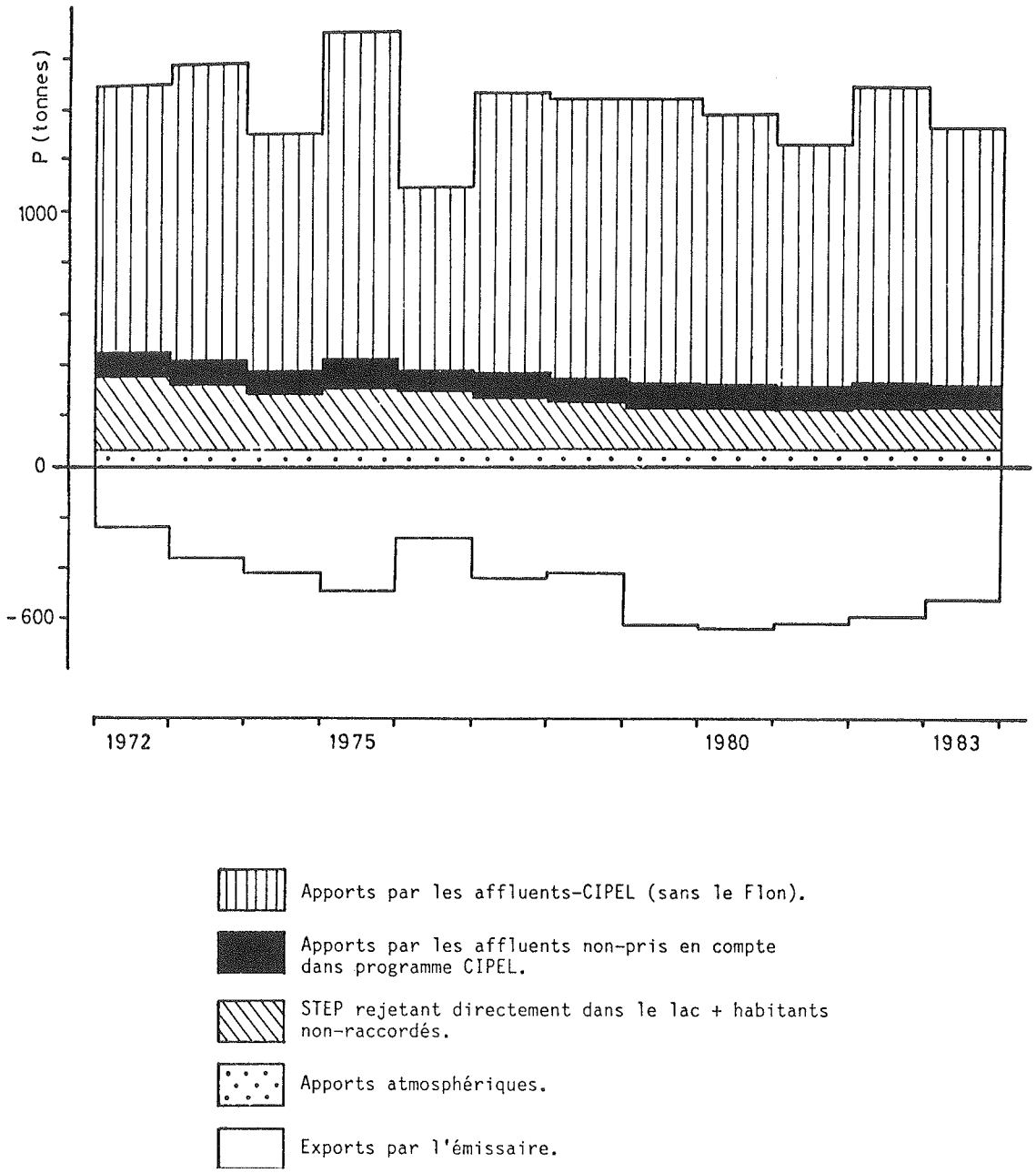


Fig. 6 : Apports externes en phosphore et exportations par l'émissaire entre 1972 et 1983.

DEFINITION TERMINOLOGIE

$[P]$	=	concentration en phosphore dans le lac	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pc]$	=	concentration critique en phosphore dans le lac	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pin]$	=	moyenne pondérée de la concentration en phosphore de tous les apports externes	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pout]$	=	concentration en phosphore de l'émissaire	$(mg \cdot m^{-3})$
Lext	=	charge externe en phosphore	$(g \cdot a^{-1})$
Lsp	=	$\frac{Lext}{surf}$ = charge spécifique en phosphore	$(g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1})$
Lc	=	Charge critique en phosphore	$(g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1})$
V	=	Volume du lac	(m^3)
z	=	Profondeur moyenne du lac	(m)
Surf	=	$\frac{V}{z}$ = surface du lac	(m^2)
Q	=	Débit de l'émissaire	$(m^3 \cdot a^{-1})$
Tw	=	$\frac{V}{Q}$ = temps de séjour de l'eau	a
r	=	$\frac{1}{Tw}$ = fréquence de renouvellement	a^{-1}
s	=	constante de sédimentation	a^{-1}
b	=	$\frac{[Pout]}{[P]}$ = rapport entre la concentration dans l'émissaire et dans le lac total	--
c	=	constante de réactivité	$m \cdot a^{-1}$

CARACTERISTIQUES DU LAC

Volume moyen	$88.97 \cdot 10^9$ (m^3)
Superficie	$582.36 \cdot 10^6$ (m^2)
Profondeur moyenne	152.7 m
Profondeur maximale	309.7 m