

S O M M A I R E

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES	9
1. METEOROLOGIE	15
1. Introduction	15
2. Température de l'air	15
3. Pluviométrie	17
4. Insolation	19
5. Rayonnement	20
6. Vent	22
7. Conclusions	23
2. EVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LEMAN	25
1. Méthodes	26
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	26
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	27
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	36
5. Evolution interannuelle des principaux éléments	36
6. Conclusions	45
- Bibliographie	45
3. RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN ET EFFLUENTS DES STATIONS D'EPURATION DE LAUSANNE ET DE THONON	47
1. Introduction	47
2. Echantillonnage	47
3. Méthodologie	48
4. Résultats	49
5. Conclusions	50
- Bibliographie	52
4. EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN	59
1. Introduction	59
2. Méthodes	59
2.1 Phytoplancton	60
2.2 Transparence	60
2.3 Chlorophylle et production primaire	60
2.4 Zooplancton	60
3. Phytoplancton	60
3.1 Fréquence des espèces	60
3.2 Variations dans les principaux groupes	61
3.3 Evolution de la biomasse	64
4. Production primaire	66
4.1 Profils verticaux	66
4.2 Variations saisonnières	66
4.3 Production annuelle	66
5. Zooplancton	70
5.1 Biovolume sédimenté	70
5.2 Composition spécifique de la biocénose zooplanctonique	70
5.3 Rotifères	70
5.3 Entomostracés	74
5.5 Remarques générales sur le zooplancton en 1989	79
6. Conclusions	80
- Bibliographie	80

5.	LE BACTERIOPLANCTON DU LEMAN	81
1.	Méthodes	81
2.	Résultats	82
	2.1 Moyennes annuelles, évolution saisonnière et répartition verticale	82
	2.2 Les relations trophiques	82
3.	Conclusions	86
-	Bibliographie	87
6.	ETUDE DE LA VARIATION SAISONNIERE DES PHENOMENES DE MELANGE DANS L'HYPOLIMNION DU LEMAN	89
1.	Introduction	89
2.	Allure des courbes de température et de conductivité en 1989	90
	2.1 Température	90
	2.2 Conductivité	92
	2.3 Densité	93
	2.4 Microstratification dans l'hypolimnion	93
3.	Variation à long terme durant les 4 dernières années	96
	3.1 Stock de chaleur	96
	3.2 Distribution des températures moyennes	96
	3.3 Profils des températures dans l'hypolimnion	99
	3.4 Coefficient de diffusion turbulente	99
4.	Conclusions	101
-	Bibliographie	102
7.	POLLUANTS METALLIQUES ET PCB DANS LA FAUNE PISCICOLE	103
1.	Introduction	103
2.	Echantillonnage et méthodes	103
3.	Résultats	104
	3.1 Mercure	104
	3.2 Plomb	106
	3.3 Cadmium	108
	3.4 Chrome et zinc	109
	3.5 Polychlorobiphényles et organochlorés	112
4.	Conclusions	112
-	Bibliographie	112
8.	EVOLUTION DU PHOSPHORE DANS L'EAU INTERSTITIELLE ET DANS LES SEDIMENTS. EVOLUTION DE LA POLLUTIONS METALLIQUE	115
1.	Introduction	115
2.	Matériel et méthodes	116
	2.1 Choix des sites	116
	2.2 Dates des prélèvements	117
	2.3 Les prélèvements	117
	2.4 Echantillonnage et traitement	117
	2.5 Méthodes analytiques	117
3.	Résultats et discussion	118
	3.1 L'évolution physico-chimique	118
	3.2 Le support sédimentaire	118
	3.3 Evolution verticale des métaux	123
	3.4 Formes du phosphore particulaire dans les sédiments	126
	3.5 Evolution du phosphore dissous dans l'eau interstitielle et l'eau surnageante	129
	3.6 Estimation des flux de phosphore à l'interface	132
4.	Conclusions	134
-	Bibliographie	135

9.	ESTIMATION DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE A PARTIR DE LA RELATION PHOSPHORE-OXYGENE EN ZONE PROFONDE	137
	1. Introduction	137
	2. Méthodes	138
	3. Résultats	139
	4. Conclusions	144
	- Bibliographie	144
10.	ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE	145
	1. Généralités	145
	2. Débits des affluents et de l'émissaire	146
	3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents principaux et de l'émissaire	147
	3.1 Azote minéral, azote organique et azote total	147
	3.2 Phosphore total et orthophosphates	150
	3.3 Chlorures	153
	3.4 Potassium	154
	3.5 Carbone organique	155
	3.6 Silice	155
	3.7 Sulfates	156
	3.8 Calcium	157
	3.9 Magnésium	157
	3.10 Sodium	157
	3.11 Cuivre, zinc et plomb	158
	4. Etude des affluents secondaires	159
	4.1 Azote minéral total	159
	4.2 Orthophosphates et phosphore total	159
	4.3 Chlorures	159
	4.4 Sulfates	160
	4.5 Silice	160
	5. Conclusions	161
11.	APPORTS ATMOSPHERIQUES AU LEMAN	163
	1. Méthodologie	163
	2. Résultats et discussion	165
	3. Conclusions	166
	- Bibliographie	166
12.	FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS ET METAUX DANS LES SUSPENSIONS DU RHONE PRES DE SON EMBOUCHURE DANS LE LEMAN	171
	1. Introduction	171
	2. Méthodologie	172
	3. Résultats	174
	3.1 Matière particulaire	174
	3.2 Phosphore	174
	3.3 Carbone et azote organiques	176
	3.4 Mercure et cadmium	178
	3.5 Plomb, chrome, cuivre et zinc	178
	3.6 étain, antimoine, sélénium et arsenic	178
	4. Conclusions	178
	- Bibliographie	180

13.	BIODISPONIBILITE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE LIE AUX SUSPENSIONS DU RHONE ET D'AUTRES AFFLUENTS DU LEMAN	181
	1. Introduction	181
	2. Echantillonnage et méthodes	182
	3. Résultats et discussion	184
	4. Conclusions	197
	- Bibliographie	198
14.	MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EFFLUENTS DES STATIONS D'EPURATION, LES EAUX DU RHONE ET LES EAUX DU LEMAN	199
	1. Introduction	199
	2. Echantillonnage	200
	2.1 Eaux du Léman	200
	2.2 Sédiments de la Baie de Vidy	200
	2.3 Effluents de stations d'épuration	200
	2.4 Eaux du Rhône	201
	3. Principe des méthodes analytiques	201
	3.1 PCB et PAH	201
	3.2 Chlorophénols et esters phosphoriques	201
	3.3 Sulfonates d'alkylbenzène linéaires (LAS)	201
	3.4 Organo-étains	201
	4. Résultats	202
	4.1 Eaux du Léman : stations SHL2 et Baie de Vidy	202
	4.2 Sédiment de la Baie de Vidy	203
	4.3 Eaux de STEP et du Rhône	204
	5. Conclusions	210
	- Bibliographie	211
15.	CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION	213
	1. Introduction	213
	2. Population raccordée, capacité des STEP et fréquence des contrôles	214
	2.1 Capacité et population raccordée annoncée	214
	2.2 Fréquence des contrôles	214
	3. Normes de rejet et rendement d'épuration, résultats pas bassin versant	216
	3.1 Demande biologique en oxygène - DBO ₅	216
	3.2 Phosphore total	218
	4. Flux de pollution et apports au Léman par les STEP et leur réseau	221
	4.1 Matières organiques-DBO ₅	221
	4.2 Phosphore total	222
	4.3 Azote minéral total	223
	4.4 Apports directs au lac des 5 principales STEP du bassin hydrographique du lac Léman	223
	5. Charges spécifiques journalières	224
	5.1 Charge hydraulique	224
	5.2 Charges en matière organique et en phosphore	224
	6. Conclusions	226
	- Bibliographie	228
.	LISTE DES AUTEURS	229

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

Campagne 1989

PAR

GRUPE DE TRAVAIL PROGRAMME QUINQUENNAL ET RAPPORTS

COMPORTEMENT DU LAC EN 1989

L'année 1989 est caractérisée par un hiver doux, un printemps très précoce et une température moyenne annuelle de l'air élevée qui constitue le record des 40 dernières années (11.2 °C à Thonon). Cet hiver doux n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac et la circulation hivernale des eaux n'a pas atteint cent mètres de profondeur; par conséquent, la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée.

Le réchauffement des couches superficielles du lac s'accroît ces dernières années; ceci est dû aux hivers doux qui se succèdent. Pour l'ensemble du lac la température moyenne annuelle pondérée atteint 6.56 °C (+ 0.2 °C par rapport à 1988). Par contre, les couches profondes sont restées fraîches avec une température de 5.0 °C.

L'absence de brassage complet ces dernières années, conjuguée à l'importante quantité de matière organique dégradable produite par les algues, accentue le déficit en oxygène dissous des eaux profondes. Le 11 décembre 1989, cette concentration est la plus faible mesurée depuis 1980 (1.21 mg O₂/l à 1 mètre au-dessus du sédiment). On relève également une augmentation des teneurs en phosphore et en manganèse près du fond.

La croissance des algues a débuté tôt (début avril). Cette poussée algale printanière est due à des espèces nanoplanctoniques (Cryptophycées surtout). L'activité planctonique pendant l'année 1989 a conduit à une consommation quasi totale des orthophosphates dans toute la couche euphotique (0 à 20 mètres) et dans une moindre mesure de la silice, les nitrates par contre sont restés à des niveaux de concentrations plus élevés que les années passées.

La phase des eaux claires en juin a été bien marquée en 1989. Parallèlement, on observe un développement du zooplancton herbivore qui "broute" le phytoplancton.

Le développement algal pendant la période estivale a été soutenu sans présenter toutefois de poussées exceptionnelles.

La biomasse du phytoplancton accuse en 1989 une baisse spectaculaire indiquée par les deux paramètres étudiés : biovolume cellulaire et chlorophylle a. Cette situation se traduit par une augmentation de la transparence (14.7 m le 06.11.1989, 14.3 m le 20.11.1989 et 20.4 m le 11.12.1989).

Toutefois la production primaire annuelle se maintient en 1989 au niveau très élevé déjà atteint les deux années précédentes. Bien qu'en diminution, la quantité de phosphore présente dans l'eau du lac est donc encore trop importante pour limiter la production de matière organique, en particulier au printemps.

Cette apparente contradiction entre les paramètres production et biomasse s'explique par le développement très important en 1989 du zooplancton et notamment des cladocères herbivores (daphnies en juin-juillet et bosmines en automne) qui consomment au fur et à mesure la matière organique produite.

L'activité du bactérioplancton suit les variations de la production du phytoplancton avec un décalage de quinze jours à un mois.

L'année 1989 se caractérise par une stabilisation de l'abondance cellulaire, une chute de 25 % de la biomasse et de 50 % de la production moyenne annuelle à la station SHL2 par rapport à 1988. La chute de l'activité bactérienne cette année semble imputable au zooplancton potentiellement bactériophage dont la biomasse est, cette année, près de 2 fois plus élevée qu'en 1988.

EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES DANS LE LAC (FIGURE 1)

La concentration moyenne pondérée en **oxygène** est en nette décroissance pour la troisième année consécutive. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux depuis l'hiver 1986-1987 et à la production algale encore trop importante pour le Léman.

La baisse continue des concentrations moyennes en **phosphore**, amorcée dès 1979, se poursuit avec une diminution de 6 % en 1989. Les concentrations en moyennes annuelles sont en 1989 de 58.3 µg P/l pour le phosphore total et de 51.7 µg P/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 4'995 tonnes (soit une baisse de 295 tonnes par rapport à 1988).

La diminution continue depuis 1979 (- 2'675 tonnes, soit une baisse de 35 %) est due aux efforts d'assainissement (stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles et aux pratiques agricoles tendant à limiter les pertes en nutriments. Certaines années le pouvoir fixateur des sédiments s'est vu renforcé par des apports détritiques importants.

En prenant pour base l'état 1985 de l'assainissement du bassin versant du Léman, un essai de modélisation du cycle du phosphore (FAHRNI et RAPIN, 1986) avait prévu, pour les années 1986 à 1995, une plage de variations des concentrations en phosphore dans le lac, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles. On constate que le lac évolue selon la "fourchette haute" de la prédiction.

Les observations faites sur les lacs ayant été soumis à des mesures de réhabilitation, par diminution des apports en phosphore, ont montré qu'il n'était possible de limiter de façon très nette et durable la production algale que si les concentrations moyennes en phosphore dans le lac étaient abaissées en dessous de 20 à 30 µg P/l.

Au vu de l'évolution constatée et prévue pour ces prochaines années, il apparaît que des efforts supplémentaires pour faire diminuer les apports en phosphore doivent être entrepris.

La concentration en **azote nitrique** continue d'augmenter légèrement. Le stock qui était de 50'350 tonnes en 1988 a passé à 51'220 tonnes en 1989, soit une augmentation de 870 tonnes (+ 1.7 %). L'azote total quant à lui est relativement stable depuis quatre ans, le stock est de 61'020 tonnes en 1989. Toutefois, la concentration moyenne (~ 2,6 mg NO₃/l) reste faible en regard des normes suisse et française (CEE) pour l'eau potable (40 et 50 mg NO₃/l).

On constate d'année en année une tendance à l'augmentation de la concentration en **chlorures**. En 1989 cette concentration était de 5.7 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.7 mg/l en 1971. En 1989, l'augmentation a été relativement faible et a atteint + 1.4 %. On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les apports soit environ 7 à 8 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorures restent stables.

Les teneurs en **métaux lourds** toxiques des eaux du Léman restent bien inférieures aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Cette constatation vaut également pour les poissons (perches et lottes) dans la chair desquelles il est mesuré des concentrations moyennes faibles de **plomb** et **cadmium**. La teneur en **mercure** se stabilise à des valeurs basses. Les concentrations mesurées pour ces éléments sont faibles et inférieures aux valeurs maximales admissibles pour les denrées alimentaires.

Bien que la présence de **polychlorobiphényles (PCB)** soit anormale en milieu naturel, leur concentration dans la chair des poissons analysés demeure faible et inférieure aux exigences requises en matière de ressources alimentaires.

Le remplacement partiel des phosphates par le **NTA** dans les lessives (nitrilotriacétate) ne pose pas de problème au niveau du lac. On ne note aucune évolution vers une augmentation des teneurs. La teneur moyenne dans les eaux superficielles était de 0.52 µg/l en octobre 1989. On peut relever qu'elle atteignait 0.76 µg/l en août 1984.

En 1989, la teneur moyenne en **atrazine** (herbicide) reste voisine de 0.04 µg/l, soit la moitié de la norme requise pour les eaux de boisson. Pour un autre herbicide, la **sima-zine**, les concentrations mesurées sont similaires. La persistance de ces produits, bien qu'étant dégradables, dans les eaux du lac est préoccupante et sera suivie.

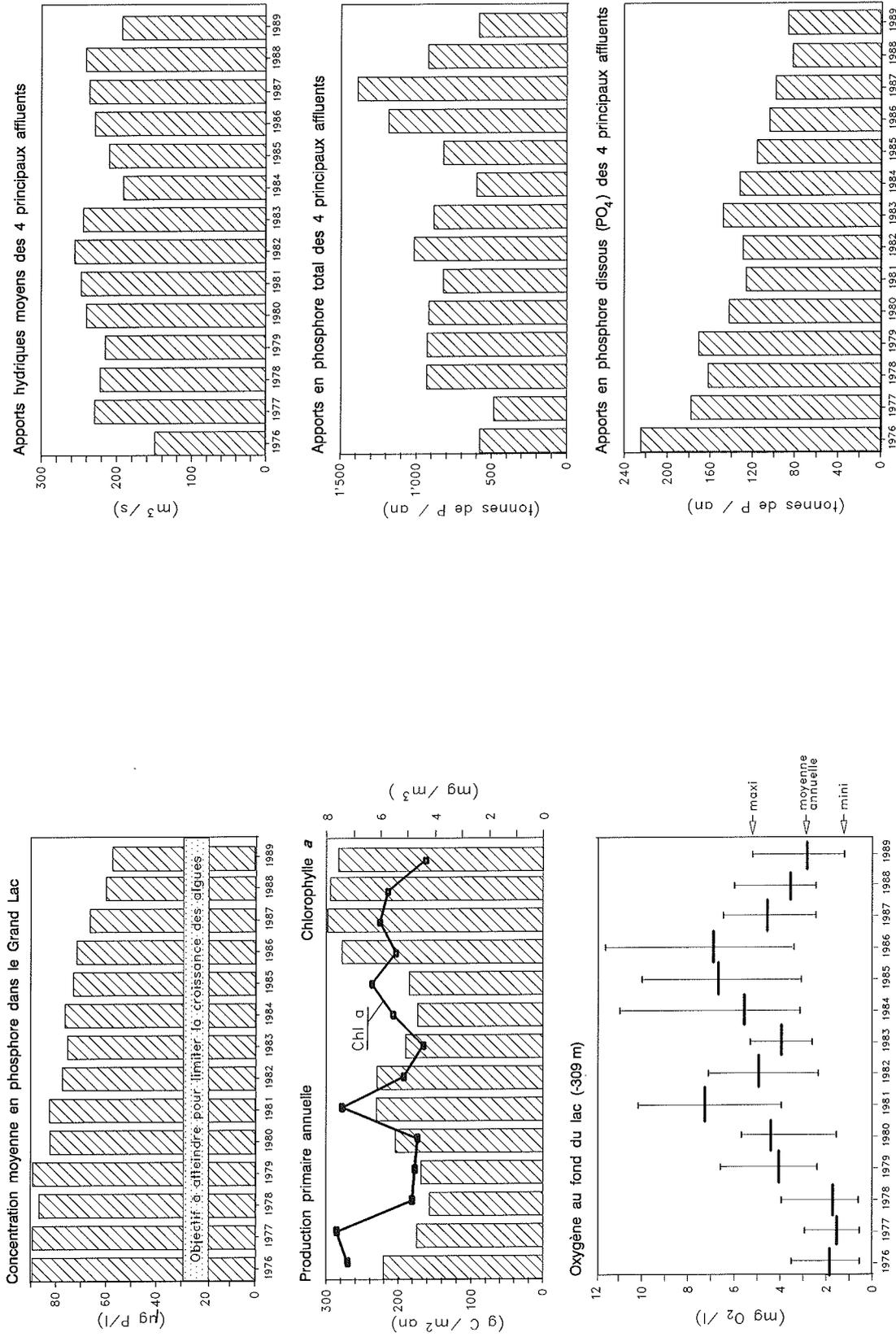


FIGURE 1

LES APPORTS AU LAC ET LEUR EVOLUTION (FIGURE 1)

- Les **apports hydriques** (197 m³/s) sont en nette diminution par rapport à 1988 (- 18 %). Il n'a pas été relevé en 1989 de très fortes crues pendant la période d'été comme en 1986 et 1987, ce qui entraîne une diminution nette des apports en **phosphore particulaire**.
- Les apports en **phosphore dissous** (orthophosphates - PO₄) par les quatre affluents principaux, forme du phosphore directement disponible pour les algues, se sont stabilisés en 1989 à une valeur proche de celle de 1988.

Le bilan des apports en phosphore durant l'année 1989 se présente comme suit :

	Phosphore dissous (PO ₄) directement disponible (tonnes)	PO ₄ +PINA+POP directement et potentiel- lement ** disponible (tonnes)	Phosphore total (tonnes)
. Apports par les quatre affluents principaux* (Rhône + Dranse + Aubonne + Venoge)	92	190	578
. Estimation des apports par les affluents secondaires	21	28	41
. Apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux traitées directement au lac ou dans des rivières non prises en compte	} } } } 24	29	36
. Estimation des apports par les déversoirs d'orage directs au lac ou dans des rivières non prises en compte	} }	29	36
. Apports atmosphériques	20	20 < x < 30	30
	157	296 < x < 306	721

* Dans les apports des quatre affluents principaux, environ 22 tonnes de phosphore dissous et 67 tonnes de phosphore total sont dus aux déversoirs d'orage et aux STEP rejetant dans ces bassins versants.

** PINA = phosphore particulaire inorganique non apatitique
POP = phosphore particulaire organique

- Les apports en **azote minéral** sont en nette baisse par rapport à 1988 (- 25 %).
- pour les **chlorures**, on relève également une diminution par rapport à 1988 (- 3.3 %).

En 1989, neuf affluents secondaires ont été contrôlés. Pour le phosphore total et dissous, les apports cumulés des affluents secondaires (dans lesquels les apports de la Versoix sont prépondérants) sont du même ordre de grandeur que ceux réunis de la Dranse, de l'Aubonne et de la Venoge. La Dullive, dont les apports en azote ammoniacal sont plus importants que ceux de toutes les autres rivières réunies (sauf Rhône amont), mérite d'être signalée.

Pour le phosphore particulaire potentiellement mobilisable, la comparaison des résultats des analyses chimiques et biologiques suggère clairement que l'analyse chimique fournit seulement une biodisponibilité potentielle maximale et qu'elle surestime la quantité de phosphore effectivement utilisée par le phytoplancton. En effet l'analyse chimique ne tient compte ni de la durée d'exposition des particules dans la zone photique, qui est dans l'ensemble inférieure à un jour, ni de l'effet inhibiteur des polluants associés à ces mêmes particules.

Le phosphore biodisponible du Rhône n'excédant pas 3 %, une proportion importante de ces apports de phosphore particulaire potentiellement mobilisable n'est pas directement utilisé par le phytoplancton; en revanche, ce phosphore potentiellement mobilisable sédimente rapidement en dessous de l'épilimnion et entre dès lors dans le cycle géochimique de ce nutriment dans l'hypolimnion.

FUNCTIONNEMENT DES STATIONS D'EPURATION (STEP) ET DE LEURS RESEAUX

201 STEP sont en service en 1989 dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du lac Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse). La population raccordée annoncée de celles-ci atteint ainsi 2'248'300 équivalents-habitants.

Le bassin hydrographique du lac Léman compte 142 STEP en 1989, dont 100 sont équipées pour la déphosphatation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'425'429 équivalents-habitants.

Du fait du manque de contrôles et de mesures en France selon les recommandations de la CIPEL, respectivement 127 et 95 STEP seulement ont pu être comptabilisées pour un bilan matières organiques et phosphore.

Ainsi, pour les matières organiques, les quantités rejetées après traitement atteignent 3'800 tonnes et les eaux traitées respectent en moyenne les normes suisses de rejet dans les bassins du "Léman", du Rhône amont et de la Venoge.

Pour les bassins de l'Aubonne et de la Dranse, les rendements sont légèrement inférieurs.

Le rendement de 80 % pour l'élimination du phosphore sur les eaux traitées est en moyenne respecté pour 81 % de la population raccordée annoncée aux STEP ayant fait l'objet d'au moins quatre contrôles 24 heures par an.

En comptabilisant les charges transitant par les déversoirs d'orage au sens large, les charges rejetées de phosphore total atteignent 139 tonnes.

Un certain nombre de stations, semble-t-il aux limites de leur capacité, sont fortement auto-polluées, les apports dus aux cycles internes de celles-ci (recirculation des boues, retours de digesteurs) pouvant représenter jusqu'à 60 % de la charge d'entrée de l'installation pour certains éléments. Il y aurait donc lieu de reconsidérer complètement la chaîne de traitement des installations nouvelles, en séparant nettement les filières de traitement eaux et boues.

CONCLUSIONS

L'évolution à la baisse des concentrations en phosphore dans les eaux du lac se confirme.

La biomasse moyenne du phytoplancton diminue fortement en 1989. En revanche, la production primaire annuelle se maintient à un niveau élevé.

Le développement particulièrement important du zooplancton explique les faibles biomasses algales mesurées, la matière organique produite étant consommée rapidement par des espèces herbivores.

Si la diminution de la biomasse algale traduit bien une apparente amélioration de l'état trophique du Léman, concrétisée par une augmentation de la transparence, le maintien d'une forte production de matière organique, notamment au printemps est un indice significatif : la quantité de phosphore disponible dans les eaux du lac reste encore trop importante pour limiter le développement algal, du moins en période printanière.

La dégradation d'une telle quantité de matière organique entraîne une forte consommation d'oxygène dans les eaux du fond.

De plus, depuis l'hiver 1985-1986, il n'y a plus eu de brassage complet des eaux dans le Léman (le brassage permet d'amener de l'oxygène dans les eaux du fond du lac).

En conséquence, les teneurs en oxygène dans les eaux du fond sont critiques (1.21 mg/l en décembre 1989).

Au vu des concentrations en phosphore qui sont encore deux fois trop élevées dans les eaux du lac pour pouvoir limiter de façon nette et durable la production des algues, il est indispensable de maintenir voire même d'amplifier les efforts pour diminuer les apports en cet élément, soit :

- réduire au maximum le phosphore à la source (produits de lavage des textiles, de vaisselle et de nettoyage, rejets industriels),
- introduire la déphosphatation dans toutes les stations d'épuration et instaurer le contrôle permanent de leur efficacité,
- éliminer les eaux claires parasites dans les réseaux arrivant aux stations d'épuration,
- poursuivre l'inventaire des rejets industriels et procéder à leur assainissement,
- créer ou adapter les fosses à purin et lisiers,
- lutter contre l'érosion et le lessivage des sols.

METEOROLOGIE
Campagne 1989

PAR

ALAIN ORAND, MICHEL COLON ET JEAN GAGNAIRE

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

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

En 1989, la moyenne de la température de l'air est de 11.2 °C à Thonon ce qui constitue le record des 40 dernières années. Au plan mensuel, les températures moyennes des mois de mai, juillet et août sont de plusieurs degrés au-dessus des normes saisonnières. Le total moyen interstation des précipitations est de 758.3 mm. La faiblesse des précipitations est due surtout à la période de mai à novembre où les précipitations moyennes cumulées sont inférieures à 400 mm. Pour les mêmes mois et sur la période 1951-1988, le total moyen des précipitations à Thonon est de 615.6 mm. L'insolation en 1989 reste médiocre malgré les totaux mensuels des mois de mars, mai, juin et octobre au-dessus de la moyenne. Quant au rayonnement global, la moyenne annuelle est comparable à celle des années 1981 et 1983 avec, au plan mensuel, les moyennes de mai et de juin largement supérieures aux normes établies sur quinze ans. Le vent a été plus actif en 1989 qu'en 1988 en particulier au début du printemps, au début du mois de juillet et à la fin du mois de septembre.

1. INTRODUCTION

Peu de modifications ont été apportées au réseau de mesures toujours constitué des stations de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et INRA-Thonon. Cette dernière est dotée en 1989 d'une station météorologique automatique à onze paramètres dont les résultats sont accessibles à distance sur minitel. En plus des paramètres classiques dont nous faisons état dans ce rapport, il sera possible d'obtenir, à partir de 1990, des renseignements instantanés sur le niveau et la température de l'eau du lac (port de l'INRA), ainsi que sur la direction des vents.

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

La moyenne annuelle à Thonon s'élève à 11.2 °C ce qui égale le record des quarante dernières années établi en 1988. Les moyennes annuelles des autres stations sont elles aussi en augmentation par rapport à 1988, de Genève la station la plus froide, à Pully la plus chaude, elles ont augmenté de 0.4 °C. En plus d'un hiver 1988-1989 relativement doux ce sont surtout les températures des mois de mai, juillet et août qui sont la cause de l'augmentation générale de l'année.

Si l'on examine les bilans mensuels du département haut-savoyard (Rapports mensuels de l'Association départementale de météorologie), on est amené aux mêmes constatations pour les mois suivants :

- mai : températures moyennes supérieures aux normales (+ 2 °C)
- juillet : températures maximales des 2ème et 3ème décades qui dépassent les valeurs normales de 3 à 4 °C
- août : températures largement supérieures aux normales (+ 1.1 à 1.7 °C).

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1989

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	1.5	2.2	2.7	2.1	2.3
FEVRIER	3.1	3.3	4.1	4.1	4.1
MARS	8.0	8.1	8.5	8.2	8.2
AVRIL	8.1	8.1	8.3	8.6	8.4
MAI	15.3	15.6	15.6	15.4	15.3
JUIN	17.3	17.3	17.1	17.1	17.0
JUILLET	21.0	20.7	20.8	20.7	20.7
AOUT	19.9	19.6	19.7	19.5	20.0
SEPTEMBRE	15.7	15.7	15.8	15.9	16.2
OCTOBRE	11.2	11.3	11.7	11.5	11.8
NOVEMBRE	4.3	4.7	5.2	5.7	5.5
DECEMBRE	3.9	4.0	4.3	4.3	4.7
MOYENNE	10.8	10.9	11.2	11.1	11.2

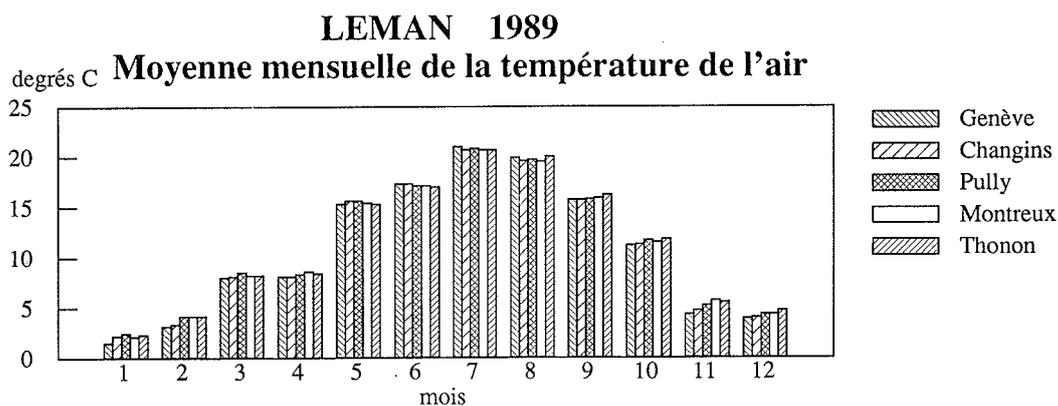


FIGURE 1.1

Variations interannuelles de la température THONON 1970-1989

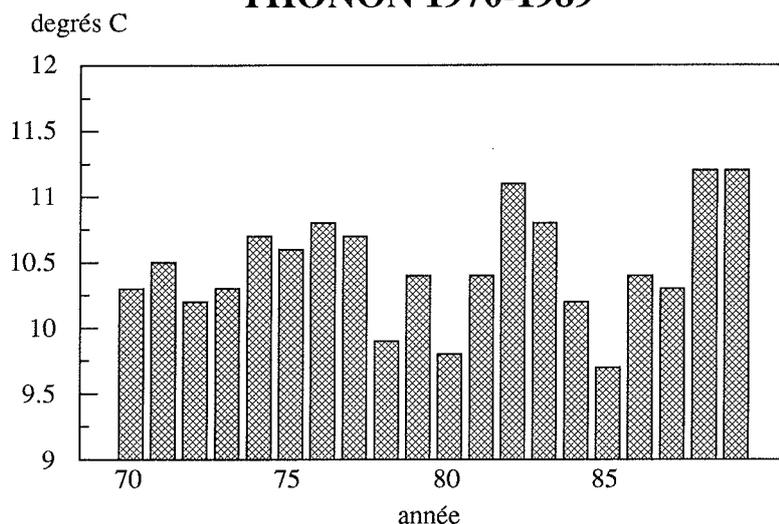


FIGURE 1.2

3. PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

Sur la période 1951-1989, l'année 1989 vient au troisième rang des années sèches, juste après 1971 et 1972. Les années comparables sur le plan de la pluviométrie sont dans l'ordre chronologique : 1953, 1962, 1969, 1971, 1972 et 1976 qui toutes ont un total annuel de pluviométrie inférieur à 750 mm. Le temps moyen de retour de telles années est inférieur à six ans pour la période de quarante ans considérée. Le phénomène n'est donc pas aussi rare qu'il semblait à première vue, mais les conséquences sont aggravées par l'augmentation de la population du bassin versant lémanique.

Après le mois de janvier déjà largement déficitaire, les mois de février, mars et avril dans les normes, c'est une succession de sept mois, de mai à novembre inclus, avec une pluviométrie largement inférieure à celle du mois correspondant de l'année moyenne. Sur les cinq stations lémaniques, celle de Montreux échappe à ce constat et avec un total de 1'149 mm de pluie, 1989 est une année de précipitation moyenne à cette station.

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1989

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	8.0	16.6	20.7	18.8	16.0
FEVRIER	73.3	93.0	42.2	42.4	51.5
MARS	66.8	74.1	89.8	103.3	83.5
AVRIL	93.4	96.0	139.7	224.4	120.3
MAI	23.2	38.4	40.6	95.8	38.5
JUIN	9.9	39.8	41.0	76.6	48.0
JUILLET	48.2	37.5	57.2	142.8	47.0
AOUT	25.7	45.4	69.2	135.4	55.5
SEPTEMBRE	30.2	24.9	35.8	72.3	32.0
OCTOBRE	41.3	38.5	89.7	99.8	55.5
NOVEMBRE	59.3	57.6	60.3	83.5	60.5
DECEMBRE	71.5	90.4	77.3	53.8	68.0
TOTAL	550.8	652.2	763.5	1148.9	676.3

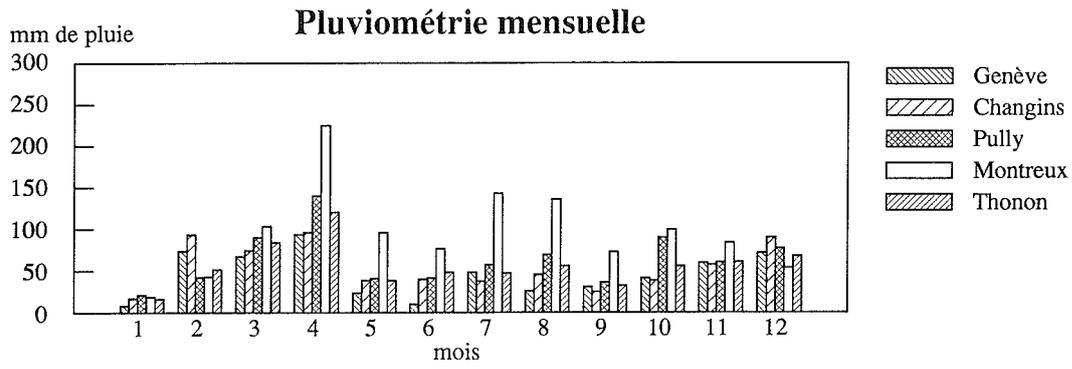


FIGURE 2.1

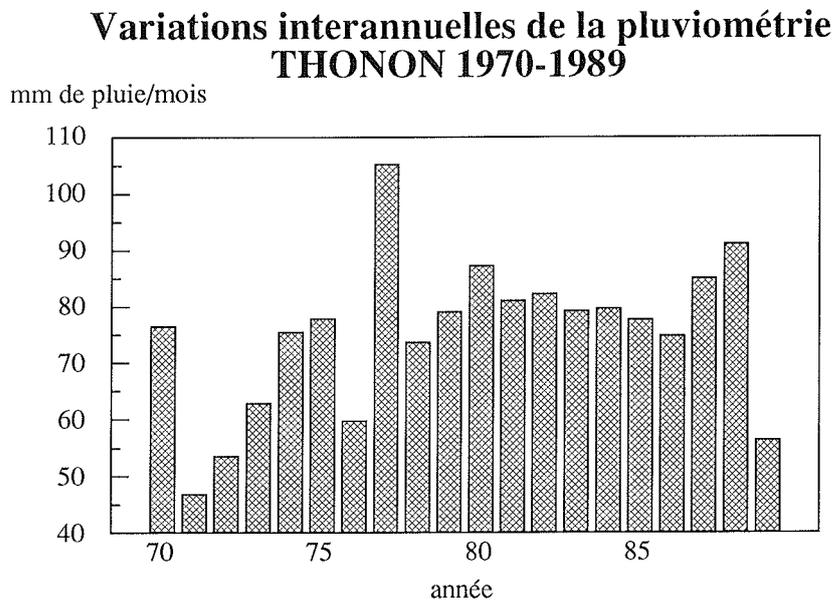


FIGURE 2.2

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

Malgré la faiblesse des précipitations, à Thonon, l'année 1989 est une année faible sur le plan de l'insolation. La moyenne établie sur la période 1954-1988 est de 1'843 heures, le maximum de 2'217 heures se situe en 1971 et le minimum de 1'376 heures en 1987. Le total atteint en 1989 place l'année au 31^{ème} rang des 35 années considérées. Seuls les totaux mensuels de mars, mai, juin et octobre sont au-delà de la norme établie sur 35 ans de mesures.

Pully est la station la plus ensoleillée et Montreux celle où l'insolation est la plus faible. La moyenne interstation est de 1'813.3 heures de soleil dans l'année.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1989

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	67.8	68.0	77.6	79.2	38.9
FEVRIER	46.3	43.0	53.6	42.2	34.0
MARS	196.0	195.8	200.4	158.4	156.4
AVRIL	79.5	89.0	88.8	74.8	95.9
MAI	272.3	266.2	278.4	214.1	270.5
JUIN	275.2	273.7	275.8	205.2	291.5
JUILLET	247.1	255.0	242.7	191.1	253.0
AOUT	249.0	244.6	245.4	225.0	231.5
SEPTEMBRE	168.0	170.4	166.9	137.3	139.3
OCTOBRE	193.3	195.3	192.3	157.2	126.7
NOVEMBRE	79.5	84.9	84.9	69.6	38.3
DECEMBRE	30.9	28.6	41.6	49.8	18.6
TOTAL	1904.9	1914.5	1948.4	1603.9	1694.6

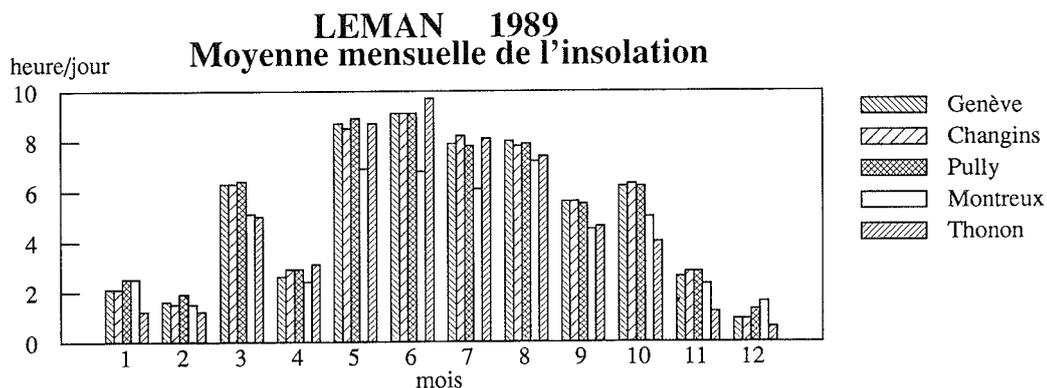


FIGURE 3.1

Variations interannuelles de l'insolation THONON 1970-1989

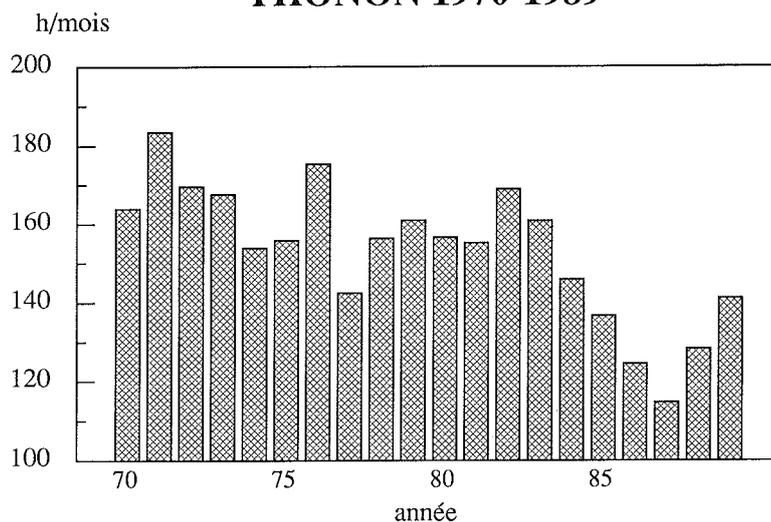


FIGURE 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

Dans la période 1971-1989, l'année 1989 se présente comme une année de rayonnement global moyen. Le total obtenu à la station de Thonon est comparable à celui des années 1981 ou 1983. Par rapport aux moyennes mensuelles de la période 1971-1984, trois mois sont mis en évidence : avril pour sa médiocrité (10.6 MJ/m².j, moyenne 16.1), mai et juin dont les moyennes mensuelles sont supérieures de 3.6 MJ/m².j à la norme établie sur quatorze ans. A Thonon, les résultats des mois d'octobre à février sont systématiquement inférieurs à ceux des autres stations lémaniques à cause de la position particulière de cette station par rapport aux montagnes situées au sud et au sud est.

TABLEAU 4 - Rayonnement global (MJ/m².j) - 1989

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	3.6	3.5	4.0		2.9
FEVRIER	4.9	4.6	5.1		4.2
MARS	12.4	11.6	11.8		11.0
AVRIL	11.1	10.5	10.7		10.6
MAI	22.2	19.9	20.9		21.4
JUIN	23.9	22.4	23.1		23.8
JUILLET	21.4	20.6	20.8		20.7
AOUT	18.8	17.7	18.2		18.0
SEPTEMBRE	12.8	12.4	12.7		11.3
OCTOBRE	9.8	9.5	9.5		8.2
NOVEMBRE	4.2	4.5	4.8		3.2
DECEMBRE	2.1	2.3	2.7		1.8
MOYENNE	12.3	11.7	12.1		11.4

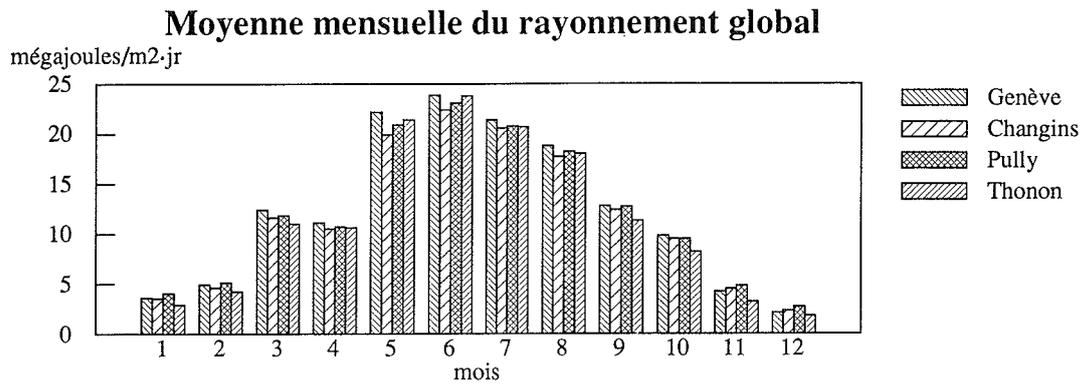


FIGURE 4.1

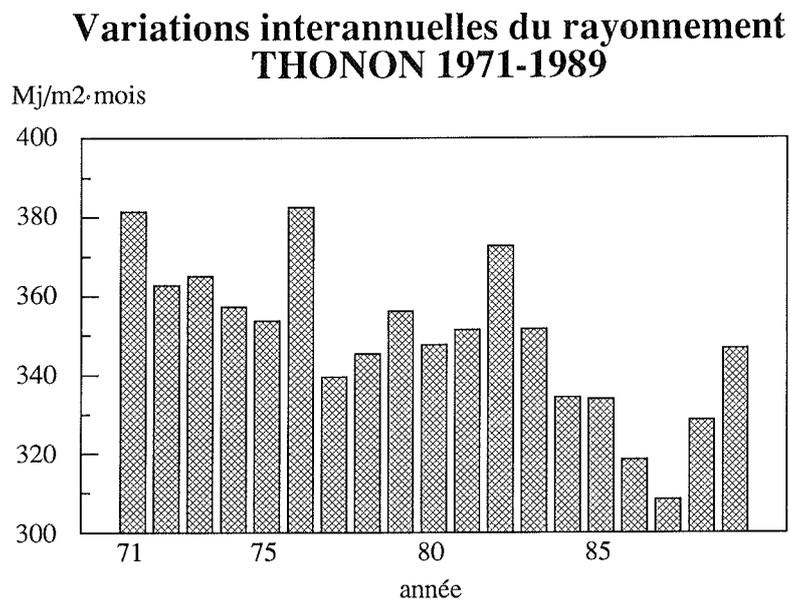


FIGURE 4.2

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

Les relevés de la force et de la direction du vent sont faits à heure fixe pour les stations météorologiques suisses (1 h., 7 h., 13 h., 19 h.) et en continu pour la station de Thonon. Dans la figure 5.1 il faut donc lire : vitesse instantanée pour Genève, Changins, Pully et Montreux et vitesse moyenne pour la station de Thonon. Les résultats des stations de Genève et de Changins sont assez voisins mais, comme les années passées, c'est la station de Changins qui a été choisie comme représentative pour ce paramètre. Des quatre relevés journaliers, nous n'avons mis en évidence que celui de 13 heures où les vitesses maximales atteintes sont les plus importantes.

Globalement, l'année 1989 est une année beaucoup plus venteuse que l'année 1988, en particulier de la fin avril à la mi-mai, au début du mois de juillet et à la fin du mois de septembre. Les vitesses instantanées les plus importantes correspondent à des vents de secteur nord-est. On a relevé les résultats maximum suivants à 13 heures à la station de Changins :

- 10.8 m/s le 30 avril
- 10.3 m/s le 2 mai
- 11.3 m/s le 3 juillet
- 11.3 m/s le 28 septembre

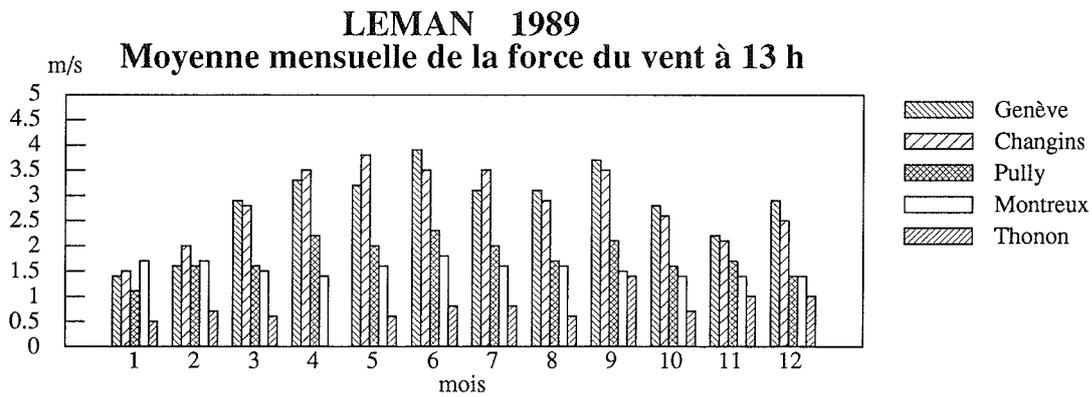


FIGURE 5.1

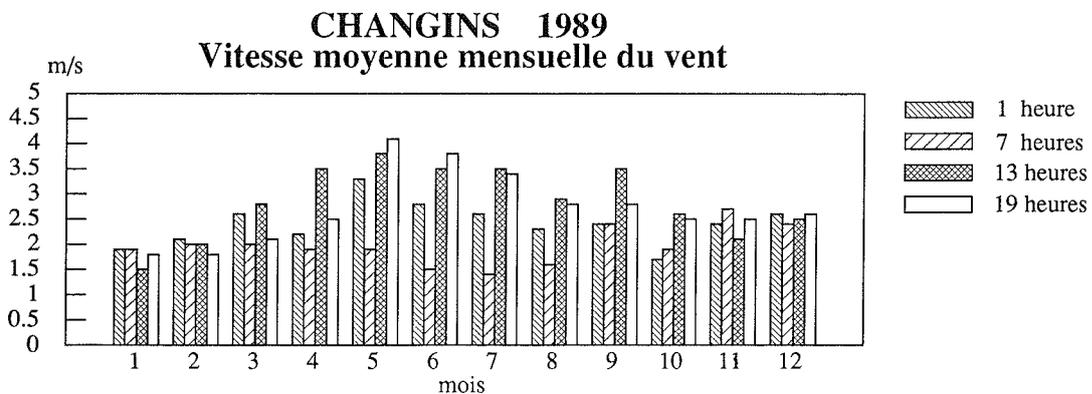


FIGURE 5.2

CHANGINS 1989

vitesse du vent (m/s) à 13 heures.

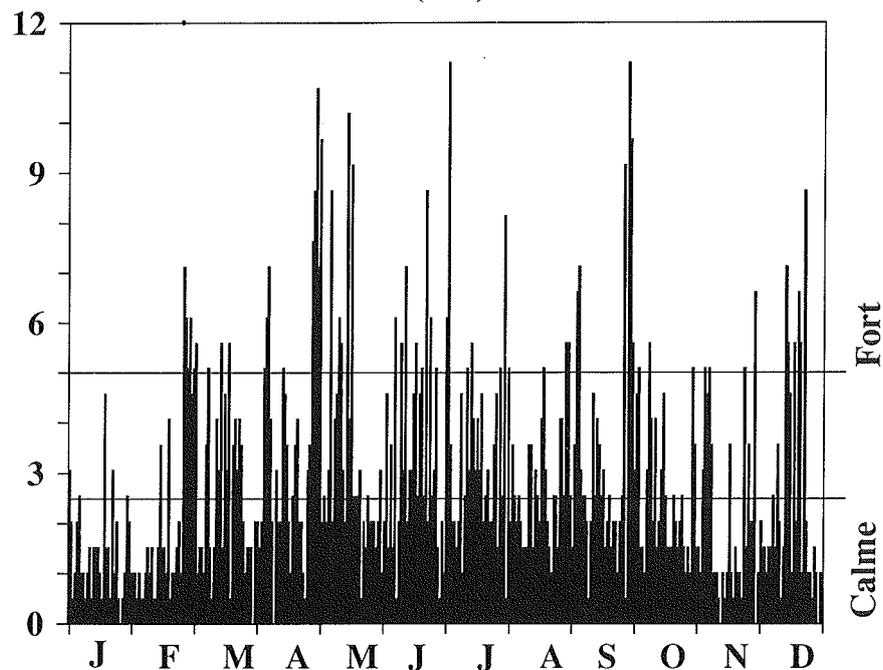


FIGURE 5.3

7. CONCLUSIONS

Pour les paramètres climatiques pris en considération, l'année 1989 se présente comme une année record pour la température de l'air et une année de précipitations faibles, à l'exception de celles de la station de Montreux. Avec une température de l'air élevée et des précipitations faibles on aurait pu s'attendre à une insolation supérieure à la moyenne : il n'en a rien été et paradoxalement c'est au contraire une année médiocre pour ce paramètre. Le rayonnement est moyen, voisin de celui des années 1981 et 1983. Le vent a été notablement supérieur à celui des années précédentes en particulier au début du printemps, au début de juillet et à la fin septembre.

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN
Campagne 1989

PAR

PAUL BLANC

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON-LES-BAINS

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

FRANÇOIS RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN,
LAUSANNE

RESUME

L'année 1989 a été à nouveau marquée par un hiver très doux qui n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a pas atteint cent mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Cette situation défavorable a entraîné rapidement une chute des teneurs en oxygène au-dessous de 4 mg/l. Le 11 décembre 1989, cette concentration au fond du lac est la plus faible (1.21 mg/l) mesurée durant les années 80.

Suite à l'hiver très doux, au cours duquel la température moyenne hebdomadaire de l'air n'a jamais été négative, les eaux du lac se sont réchauffées très rapidement dès le début mars.

Pour l'ensemble du lac, le réchauffement observé ces dernières années s'est poursuivi : la température moyenne annuelle pondérée atteint 6.56 °C (+ 0.2 °C par rapport à 1988).

L'activité biologique s'est manifestée très tôt au printemps dans les tous premiers mètres et a continué tard dans l'automne, conduisant à une consommation quasi totale des orthophosphates dans toute la couche euphotique (0 à 20 m) et dans une moindre mesure de la silice. Les nitrates par contre sont restés à des niveaux de concentrations plus élevés que les années passées.

Au déficit en oxygène des eaux du fond correspond une augmentation de la teneur en orthophosphates diffusant du sédiment. Le gradient de concentration près du fond est plus important que l'an dernier.

La diminution du stock de phosphore se poursuit. Ce stock est de 4'995 tonnes contre 5'290 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 58.3 µg P/l pour le phosphore total et de 51.7 µg P/l pour le phosphore dissous. Ces teneurs restent cependant trop élevées pour assurer de façon nette et durable une chute de la production algale.

1. METHODES

La station de mesure des paramètres physico-chimiques est située au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (SHL 2, figure 1) et correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m). Après diverses études, cette station avait été admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique.

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage

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

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

De plus, pour suivre les phénomènes liés à l'état d'oxygénation des eaux du fond, les niveaux complémentaires suivants sont échantillonnés :

280 - 285 - 290 - 295 - 300 - 305 m.

La fréquence de prélèvements correspond au cycle biologique du lac : mensuelle de décembre à février, mois où l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, où l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 21 campagnes de prélèvements en 1989.

Les prélèvements sont effectués, selon des techniques uniformisées, par l'Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains, qui procède également à diverses mesures "in situ".

Les échantillons sont prélevés à double et analysés séparément (pour les paramètres les plus importants), dans deux laboratoires, qui sont celui de l'Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains (INRA) et celui du Service des eaux et de la protection de l'environnement à Epalinges (SEPE). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires où participent 8 à 10 laboratoires (c.f. : RAPIN et BLANC, 1988). En 1989, les résultats analytiques sont bons et concordants.

Les analyses de quelques éléments particuliers dans la colonne d'eau ont été maintenues en 1989, soit :

- carbone organique particulaire
- phosphore particulaire
- azote particulaire

Les techniques analytiques sont décrites dans le rapport de la campagne 1986 (BLANC et al. 1987).

2. REGIME THERMIQUE ET INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION OU LE MELANGE DES EAUX

Les isothermes de la figure 2 montrent que encore cette année le brassage hivernal a été très limité, la circulation des eaux n'ayant pas atteint la profondeur de 100 mètres. De ce fait la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée (figure 3). Dans la couche 0 à 30 m, la température la plus basse a été observée le 13 février avec 6.1 °C (en 1987 et 1988 les minima de la même époque étaient respectivement de 5.1 et 5.6 °C). Le réchauffement des couches superficielles du lac s'accroît donc ces dernières années; ceci est dû aux hivers doux qui se succèdent (figure 4).

Pour l'ensemble du lac, le réchauffement observé ces dernières années s'est poursuivi : la température moyenne annuelle pondérée atteint 6.56 °C (+ 0.2 °C rapport à 1988) (figure 5).

Par contre, les couches profondes sont restées froides avec une température de 5.0 °C.

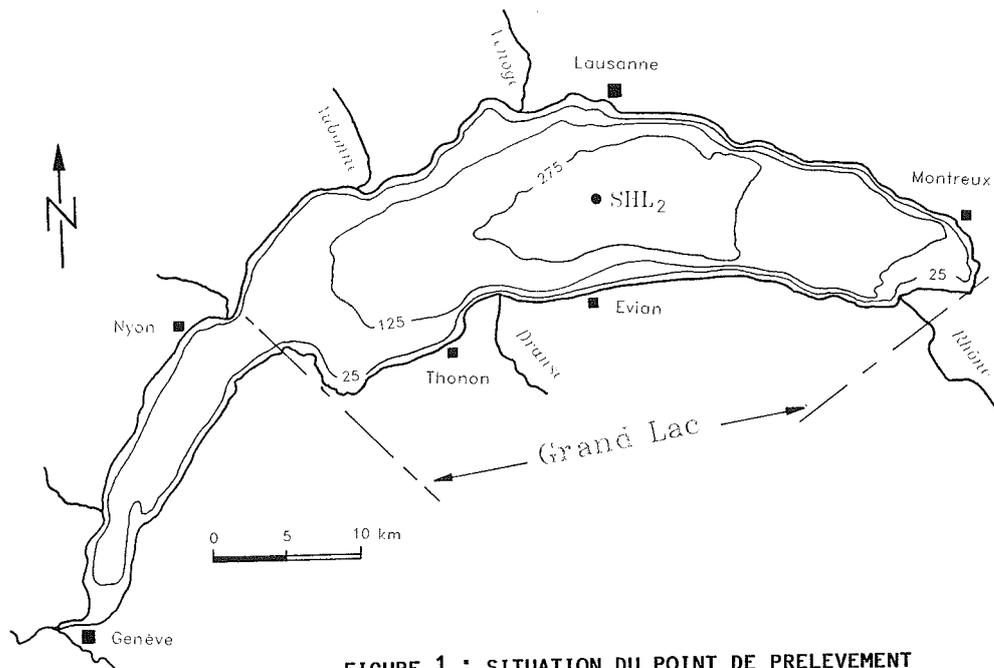


FIGURE 1 : SITUATION DU POINT DE PRELEVEMENT

3. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

A. PREMIERE POUSSEE PLANCTONIQUE

La diminution des concentrations en orthophosphates des couches superficielles 0 - 10 m (figure 8), après le brassage hivernal, observée les années précédentes, continue cette année avec 40 $\mu\text{g/l}$ d'orthophosphates en février.

Le réchauffement des couches superficielles a été précoce (mars) puisqu'il a été observé une quinzaine de jours plus tôt qu'en 1988 et un mois plus tôt qu'en 1987 (figure 6). Il a provoqué un démarrage aussi précoce de l'activité photosynthétique du phytoplancton, puisque la transparence (figure 7) est passée de 13.7 m le 6 mars à 6.2 m le 20 mars, accompagnée d'une baisse sensible des nutriments (orthophosphates et nitrates) dans les trois premiers mètres.

Cette première poussée de production algale s'est poursuivie et accentuée début avril, mais elle est restée plus modérée que celle observée en 1987 et 1988 comme en témoignent les plus faibles teneurs en carbone organique particulaire (figure 10). Les orthophosphates ont très rapidement été épuisés dans la couche 0 - 5 m puisque déjà le 24 avril ils avaient chuté à 2 - 3 $\mu\text{g/l}$.

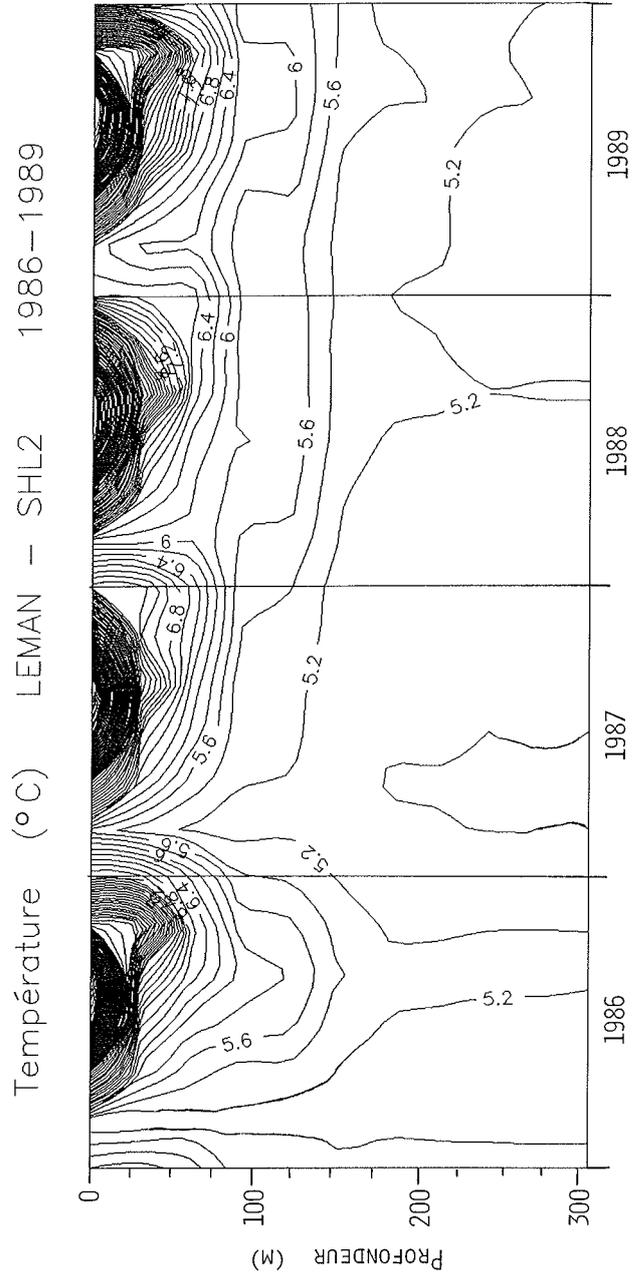


FIGURE 2 : TEMPERATURE DES EAUX DU LEMAN (SHL 2)

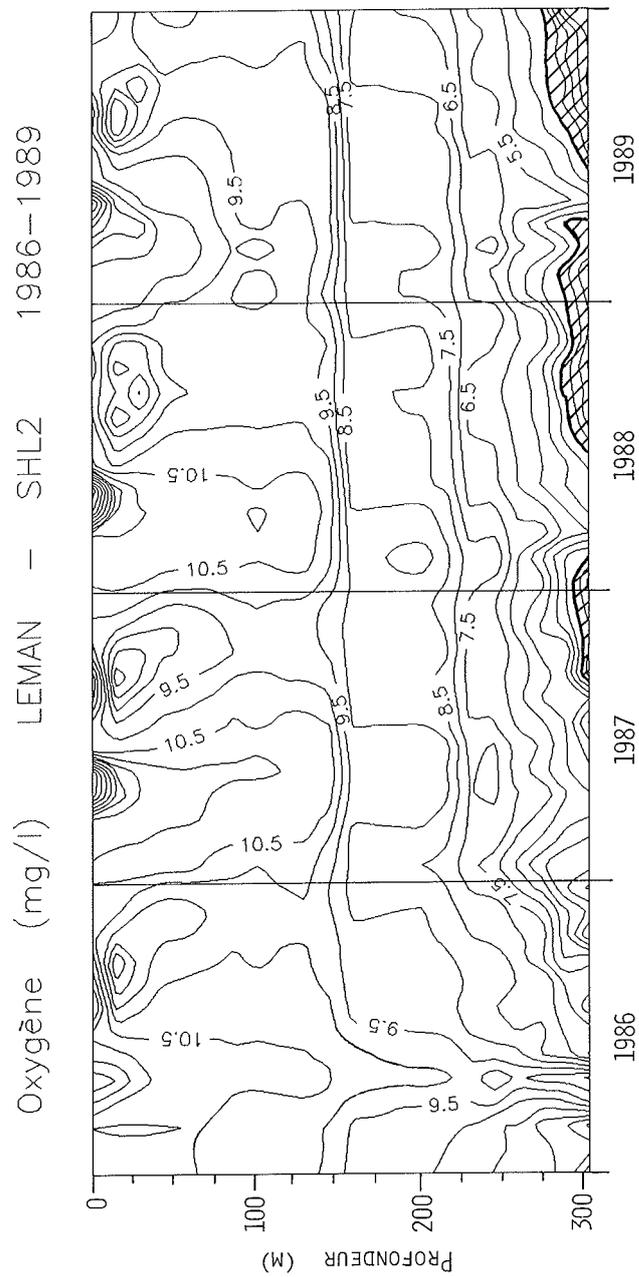


FIGURE 3 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DES EAUX DU LEMAN (SHL 2).
ZONE HACHUREE = TENEUR INFÉRIEURE A 4 MG/L

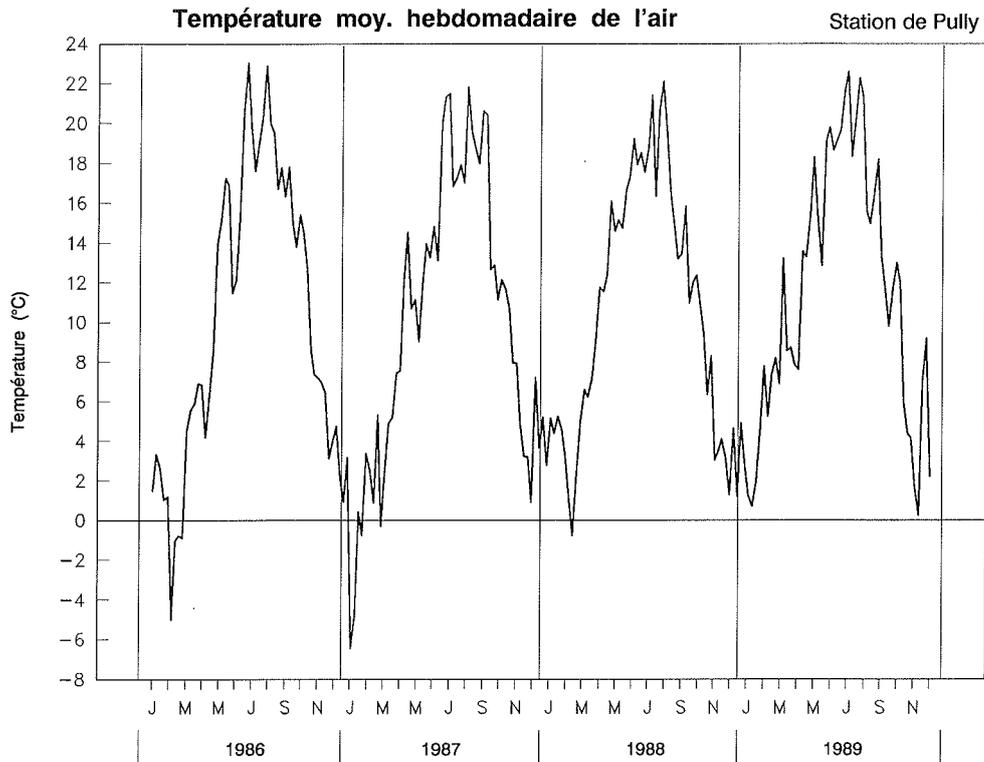


FIGURE 4 : TEMPERATURE MOYENNE HEBDOMADAIRE DE L'AIR (°C)

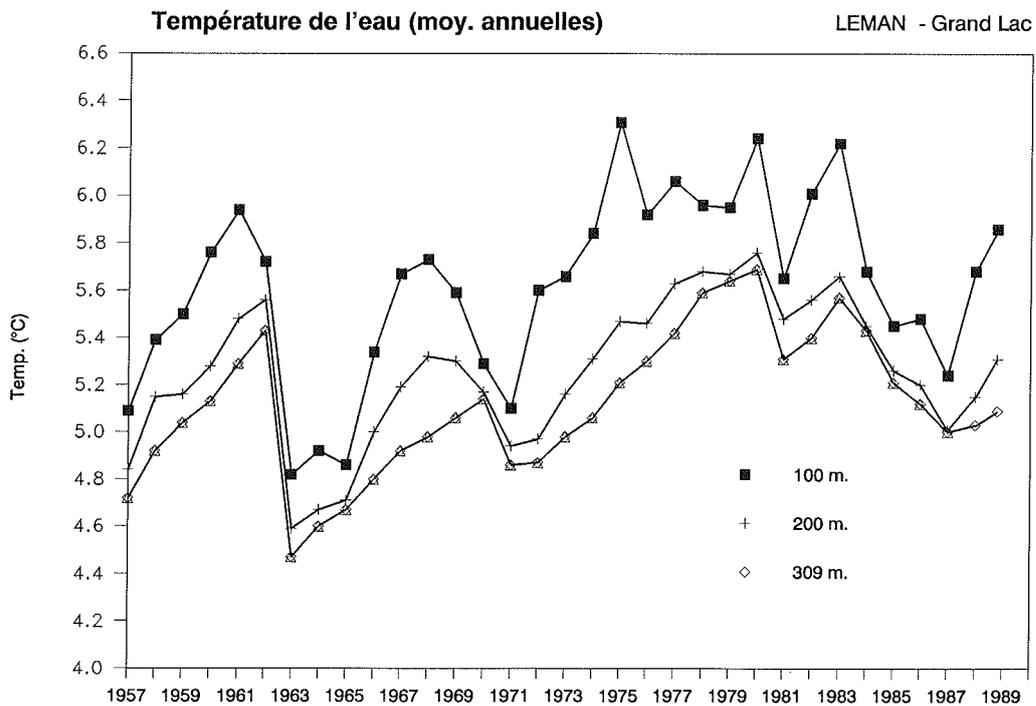


FIGURE 5 : EVOLUTION DE LA TEMPERATURE MOYENNE ANNUELLE DE L'EAU A 100, 200 ET 309 METRES DE PROFONDEUR

B. RESTE DE L'ANNEE

Le réchauffement des eaux superficielles a été très régulier tout au long de la saison, avec cependant un palier du 22 mai au 5 juin, pour atteindre le maximum de 22.6 °C observé cette année le 21 août. A noter la régularité des profils de température (figure 6) témoignant d'une très grande stabilité des couches d'eau, conséquence des conditions météorologiques particulièrement favorables.

La transparence (figure 7) a été encore faible cette année lors des poussées algales printanières dans les eaux très superficielles; on a en effet mesuré une transparence de 2.4 m lors des deux campagnes successives des 9 et 22 mai. Cette année la phase des eaux claires s'est produite très tôt et a été caractérisée par une transparence record de 12.9 m mesurée le 5 juin.

La production phytoplanctonique s'est poursuivie très tard dans l'automne et s'est accompagnée d'une très forte diminution des orthophosphates dans la totalité de la couche 0 - 30 m (6 novembre 1989 : 4 µg P/l).

Les nitrates (figure 9) par contre n'ont subi qu'une consommation modérée comparée à celle des années passées; on peut voir en cela le signe d'une limitation de la production phytoplanctonique par le phosphore qui retrouve progressivement son rôle de facteur limitant dans le Léman.

L'ammoniaque qui accompagne habituellement la période des eaux claires a montré cette année des concentrations plus faibles que les deux années précédentes (figure 11 et BLANC et al. 1989), par contre, il s'est de nouveau manifesté en automne dans toute la couche 0 - 10 m (en octobre et début novembre) s'accompagnant d'un accroissement spectaculaire de la transparence avec 14.7 m le 6 novembre, 14.3 m le 20 novembre, puis 20.4 m le 11 décembre.

La précipitation de la calcite a été faible cette année (figure 12) ce qui peut être une conséquence des poussées planctoniques modérée. Le pH n'a que très rarement atteint la valeur de 9 (24 avril et 22 mai).

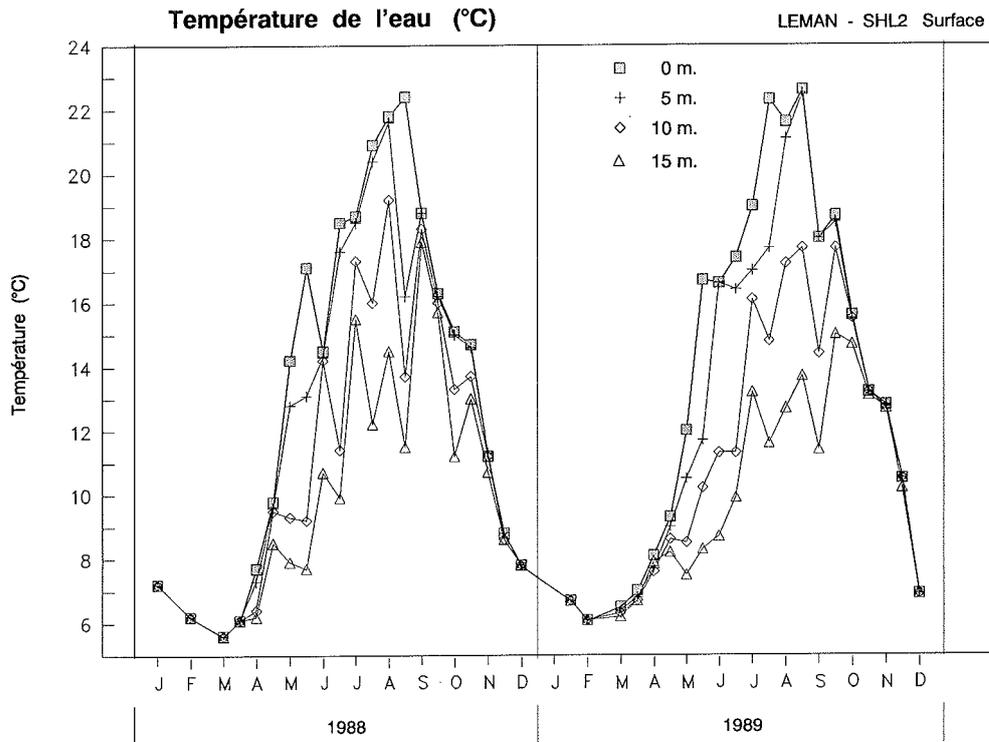


FIGURE 6 : TEMPERATURE DE L'EAU (°C) DES COUCHES SUPERFICIELLES

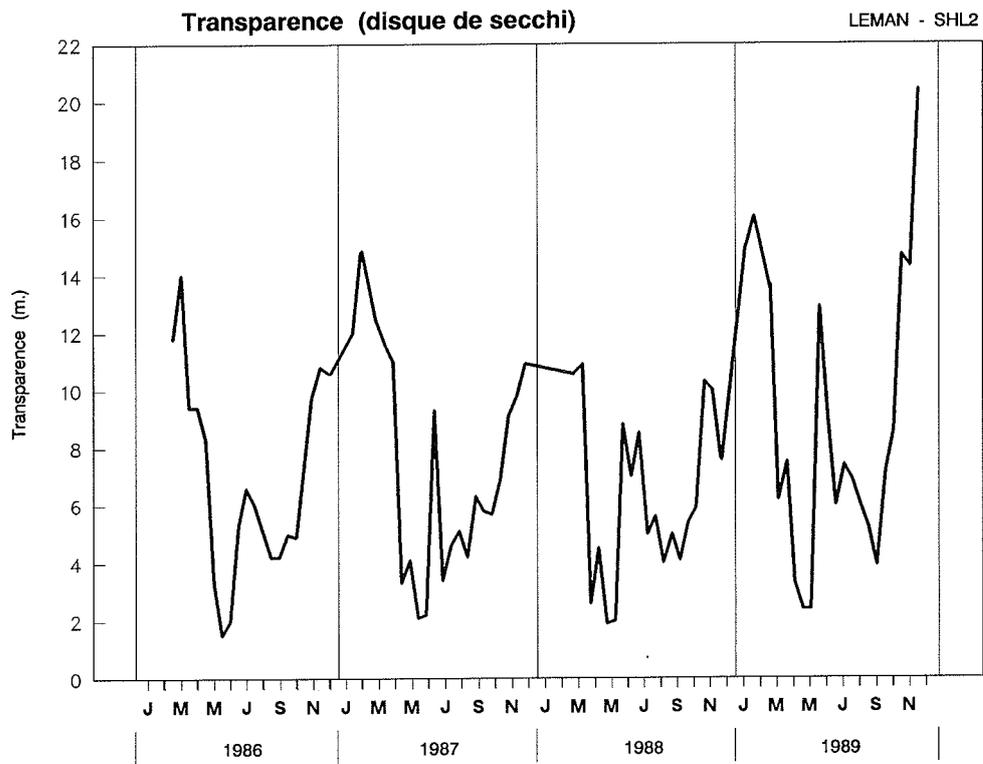
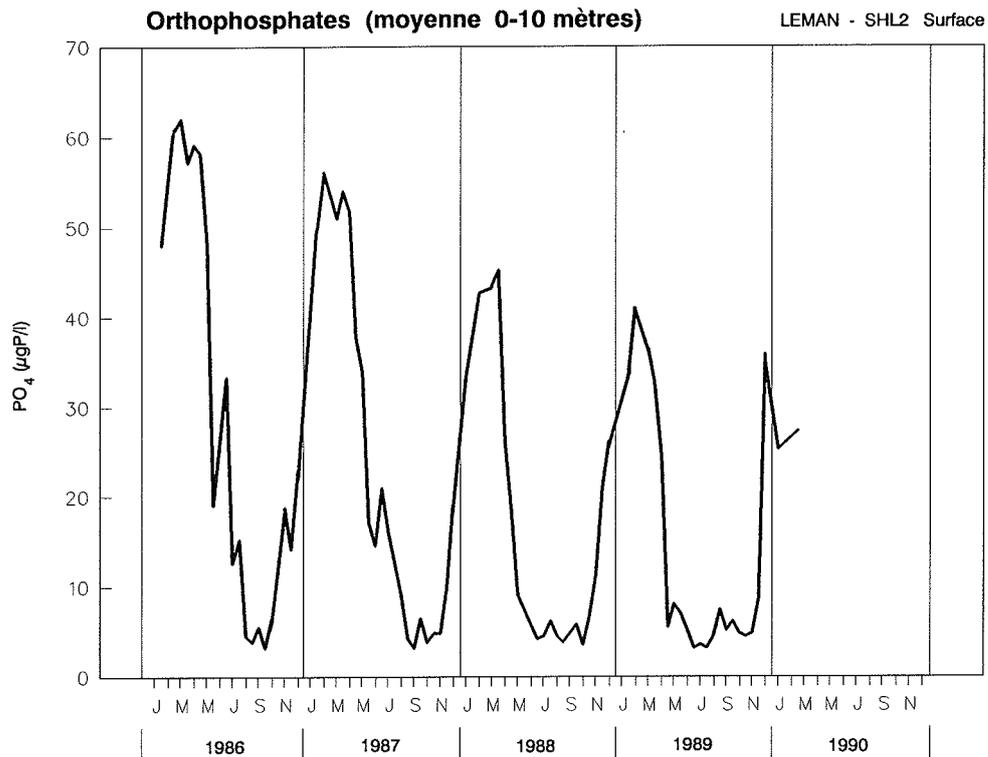
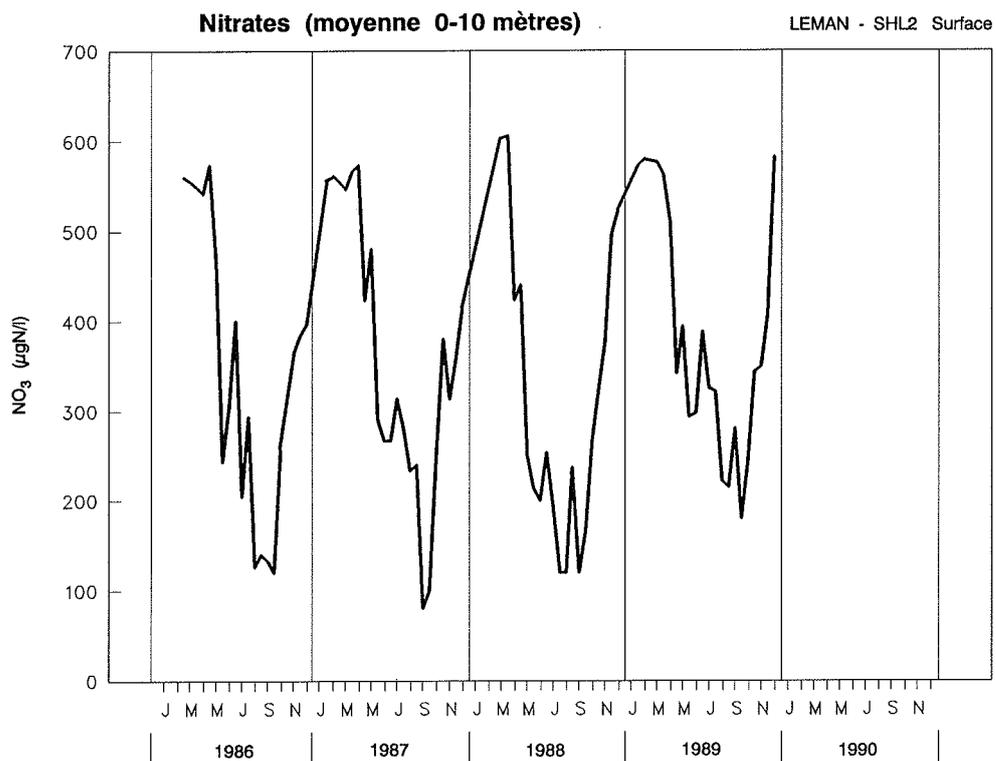


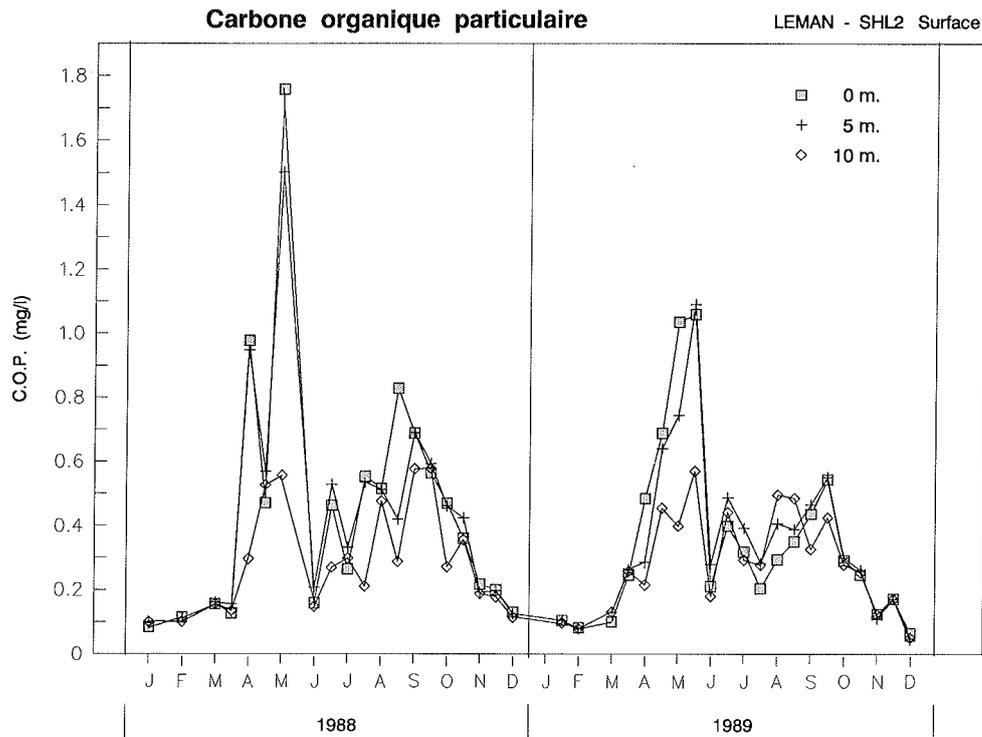
FIGURE 7 : TRANSPARENCE MESUREE AVEC LE DISQUE DE SECCHI



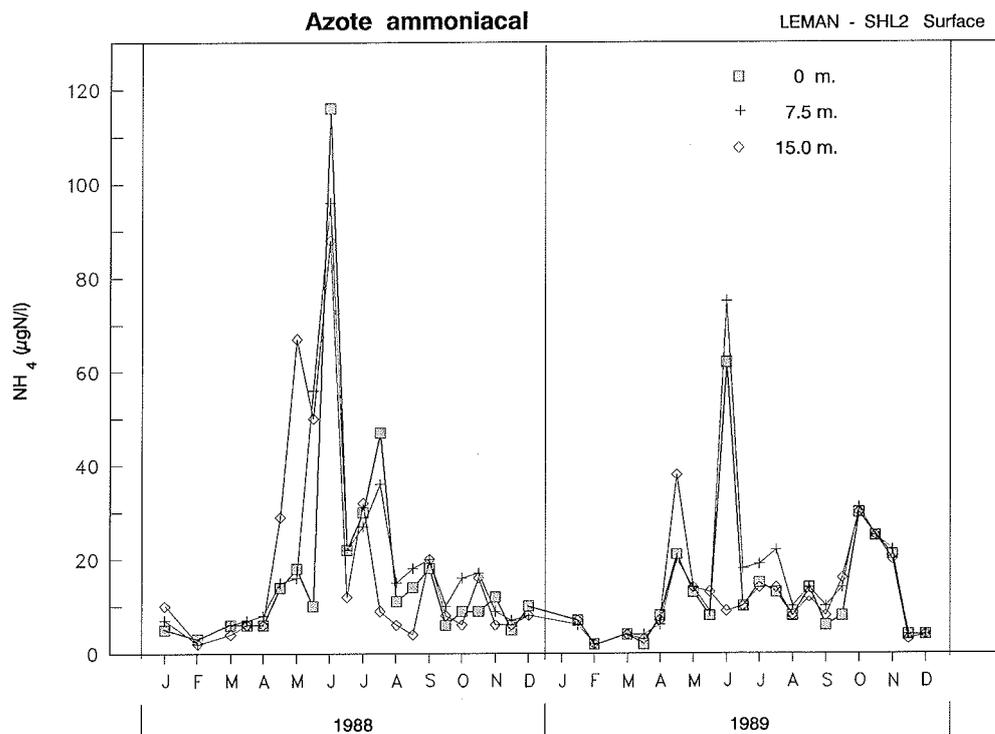
**FIGURE 8 : TENEUR EN PHOSPHORE DISSOUS (PO_4)
DES EAUX DE LA COUCHE SUPERFICIELLE (0-10 m)**



**FIGURE 9 : TENEUR EN NITRATES (NO_3)
DES EAUX DE LA COUCHE SUPERFICIELLE (0-10 m)**



**FIGURE 10 : TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE
DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES**



**FIGURE 11 : TENEUR EN AZOTE AMMONIACAL DES EAUX
DES COUCHES SUPERFICIELLES**

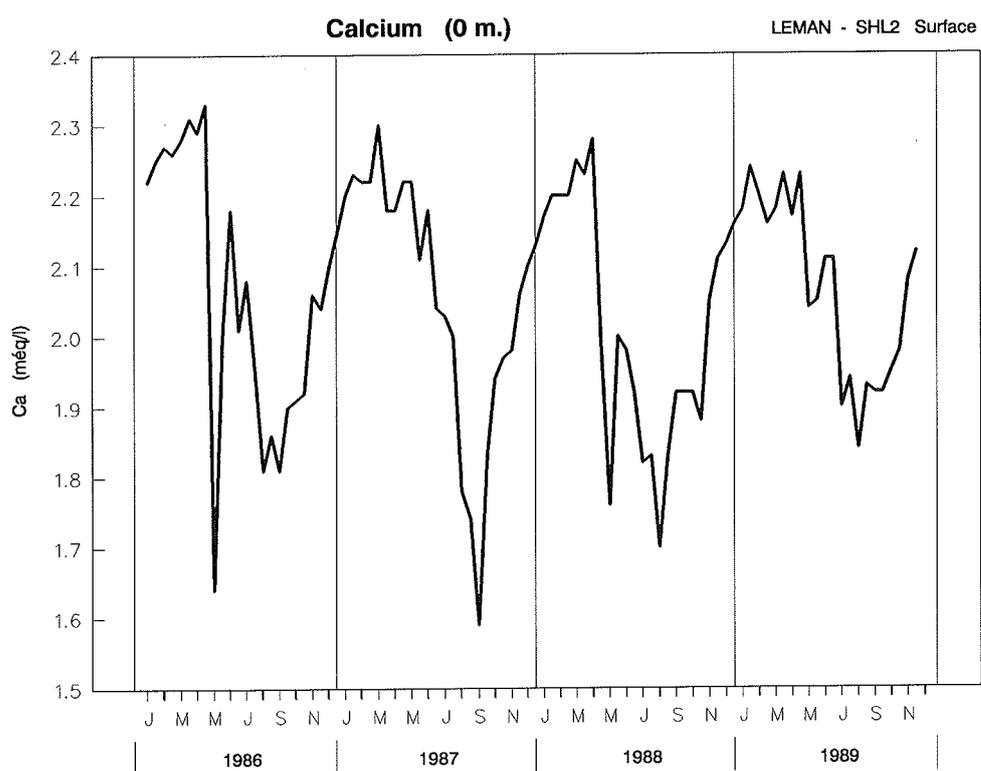


FIGURE 12 : TENEUR EN CALCIUM DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

4. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES PROFONDES

Comme nous l'avons vu, le brassage hivernal des eaux n'a été que très partiel lors de l'hiver 1988-1989 (figure 2) et l'homogénéisation de la colonne d'eau n'a pas atteint la profondeur de 100 mètres.

D'autres paramètres physico-chimiques confirment nettement cette absence d'homogénéité à la fin de l'hiver; l'oxygène dissous, la conductivité et les concentrations de calcium, chlorures, silice, phosphore ne sont pas uniformes dans toute la colonne d'eau.

Ce brassage hivernal incomplet contribue à augmenter le déficit en oxygène des couches profondes amorcé avec l'hiver doux de 1986-1987. Près du fond, nous sommes loin des concentrations d'oxygène voisines de 10 mg/l que nous constatons après un hiver froid avec brassage complet. La teneur en oxygène au fond (- 309 m) n'augmente que tardivement pour atteindre un maximum début mai de 5.23 mg O₂/l, teneur qui très rapidement tombera en dessous de 4 mg O₂/l (figure 13). Le 11 décembre, nous atteignons, au fond du lac, la concentration en oxygène la plus faible (1.21 mg O₂/l) mesurée pendant les années 80.

Les orthophosphates et l'oxygène étant inversement corrélés entre eux (BLANC et al, 1987; BARROIN et COLON, 1986 et BARROIN, 1988), au déficit en oxygène des eaux du fond correspond une augmentation de la teneur en orthophosphates diffusant du sédiment (figures 13 et 14).

La formation d'une barrière oxygène à l'interface eau-sédiment que nous observons ces dernières années joue toujours son rôle, mais dans une moindre mesure : la diffusion du phosphore depuis le sédiment augmente et influence la teneur en phosphore des eaux du fond sur une couche plus épaisse (20 mètres en décembre 1989) (figure 14).

Les concentrations du fer près du fond, ainsi que la turbidité sont liées (figure 15). Cette relation est probablement due à la présence de suspensions très fines dans les couches profondes (dans les 25 derniers mètres). Les phénomènes d'oxydo-réduction n'influencent pas la teneur en fer du fait que les concentrations d'oxygène sont suffisamment élevées. Par contre, le manganèse est inversement corrélé à l'oxygène (figure 16).

5. EVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX ELEMENTS

Les concentrations moyennes pondérées pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (point SHL 2, figure 1).

L'oxygène (figure 17)

La concentration moyenne pondérée (figure 16) est en très nette décroissance pour la troisième année consécutive (- 7.3 % en 1989 et - 12 % depuis 1986). Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant les hivers 1986-1987, 1987-1988 et 1988-1989. Avec la production actuelle d'algues, il faudrait des brassages complets chaque année pour pouvoir maintenir, dans les couches profondes, des conditions d'oxygénation satisfaisantes.

Phosphore total et orthophosphates (figures 18 et 19)

La baisse continue des concentrations moyennes pondérées (pour toute la masse d'eau) amorcée dès 1979 se poursuit avec une diminution de 5.5 % en 1989. Les concentrations moyennes annuelles sont en 1989 de 58.3 µg P/l pour le phosphore total et de 51.7 µg P/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 4'995 tonnes (soit une baisse de 295 tonnes par rapport à 1988).

La diminution continue depuis 1979 (- 2'675 tonnes, soit une baisse de 35 %) est due aux efforts d'assainissement (stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles et aux pratiques agricoles tendant à limiter les pertes en nutriments. Certaines années le pouvoir fixateur des sédiments s'est vu renforcé par des apports détritiques importants.

Avec l'état 1985 de l'assainissement du bassin versant du Léman, un essai de modélisation du cycle du phosphore (FAHRNI et RAPIN, 1980) avait prévu, pour les années 1986 à 1995, une plage de variations des concentrations en phosphore dans le lac, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles. On constate que le lac évolue selon la "fourchette haute" de la prédiction.

Les observations faites sur les lacs ayant été soumis à des mesures de réhabilitation, par diminution des apports en phosphore, ont montré qu'il n'était possible de limiter de façon très nette et durable la production algale que si les concentrations moyennes en phosphore dans le lac étaient abaissées en dessous de 20 à 30 $\mu\text{g P/l}$ en concentration moyenne.

Au vu de l'évolution constatée et prévue pour ces prochaines années, il apparaît que des efforts supplémentaires pour faire diminuer les apports en phosphore doivent être entrepris.

La figure 19 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans le lac pour les années 1986 à 1989.

Dans les couches superficielles on constate d'année en année une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement.

La diffusion du phosphore à partir du sédiment est à nouveau perceptible en 1989.

Azote nitrique et total (figure 20)

La concentration en azote nitrique continue d'augmenter légèrement. Le stock qui était de 50'350 tonnes en 1988 a passé à 51'220 tonnes en 1989, soit une augmentation de 870 tonnes (+ 1.7 %). L'azote total quant à lui est relativement stable depuis quatre ans, le stock est de 61'020 tonnes en 1989.

Les chlorures (figure 21)

On constate d'année en année une tendance à l'augmentation de la concentration en chlorures. En 1989 cette concentration était de 5.7 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.7 mg/l en 1971. En 1989, l'augmentation a été relativement faible et a atteint + 1.4 %.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les apports soit environ 7 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorures restent stables.

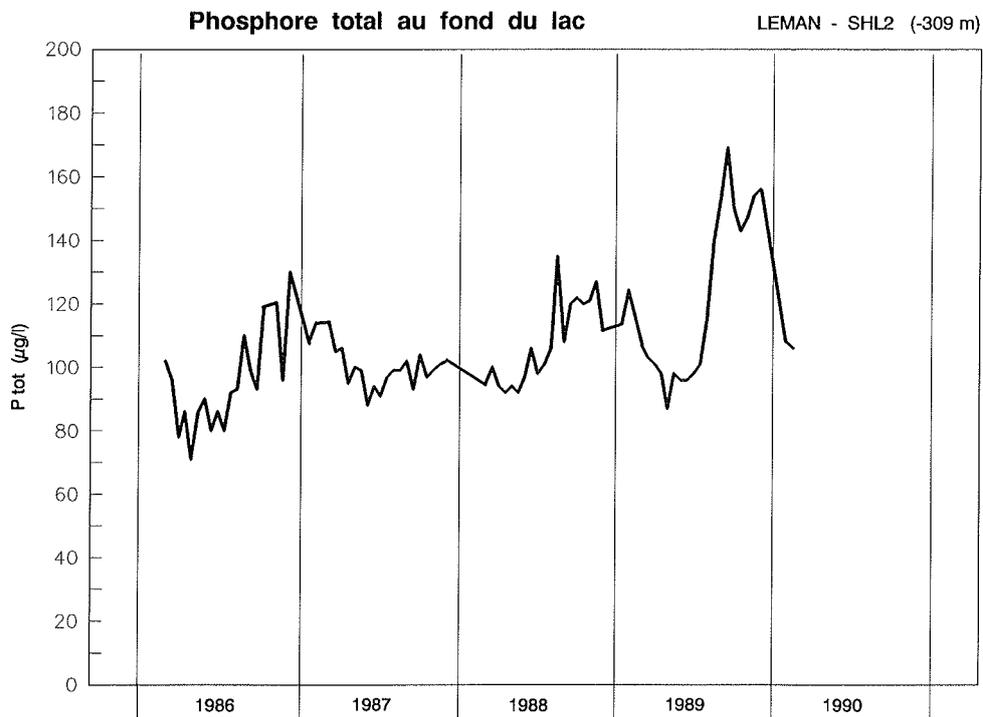
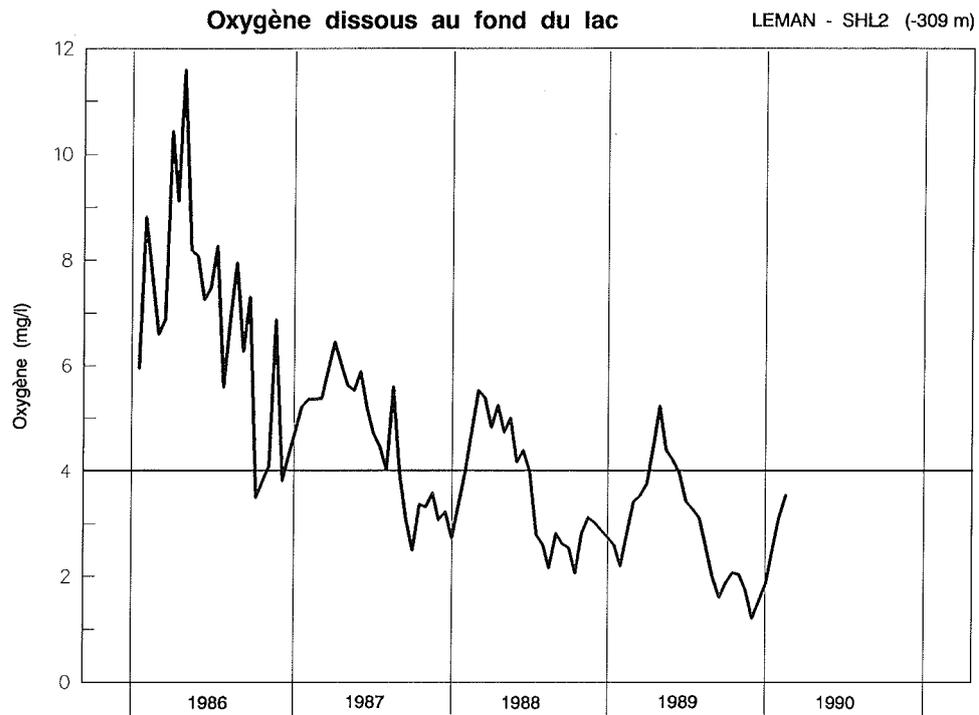
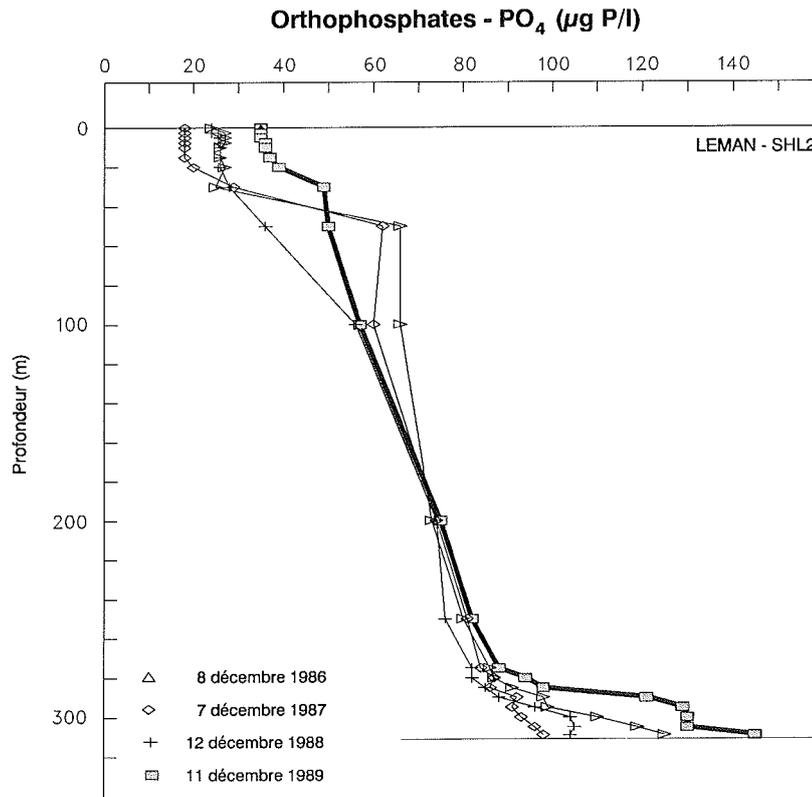
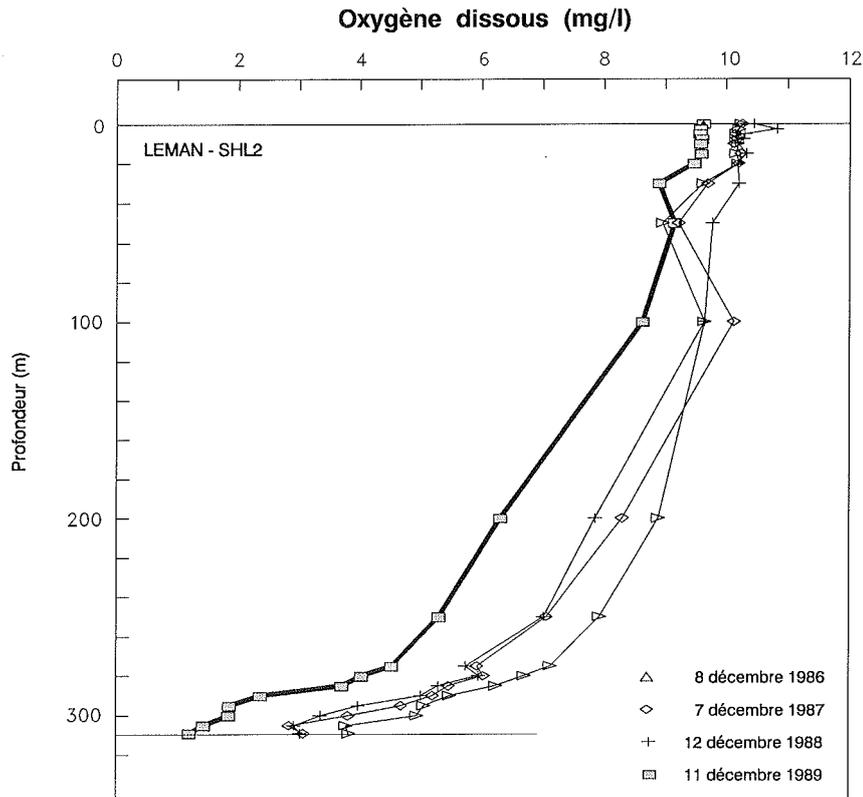


FIGURE 13 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS ET EN PHOSPHORE TOTAL DES EAUX DU FOND



**FIGURE 14 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS ET EN PHOSPHORE DISSOUS (PO₄)
DANS LE LEMAN (SHL 2)**

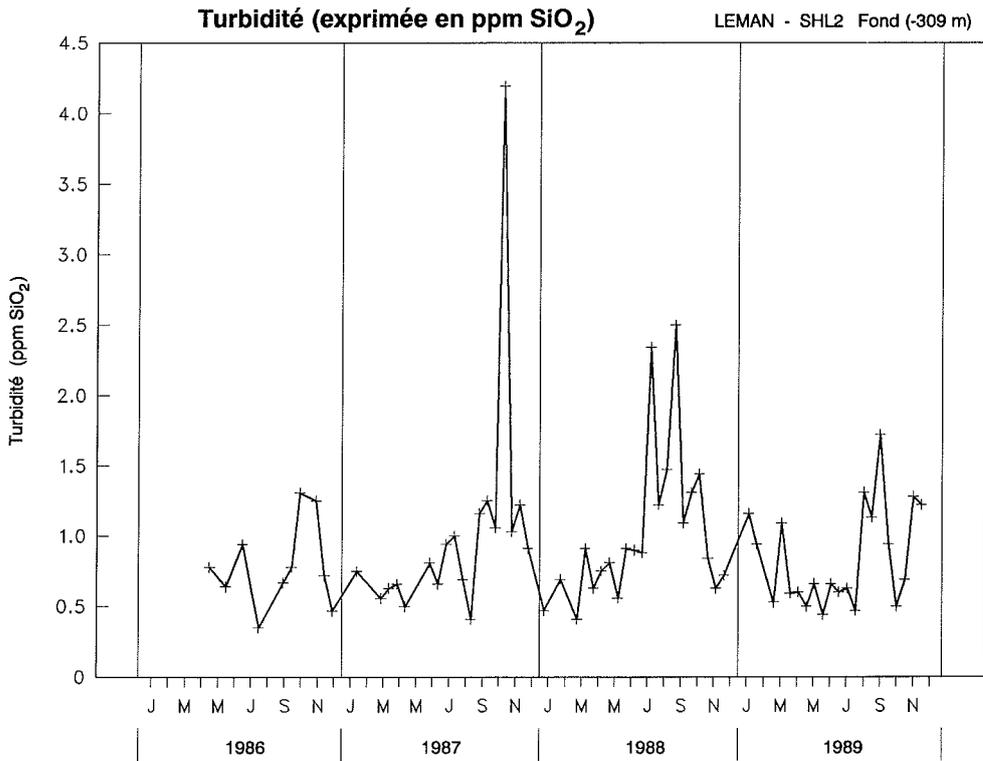
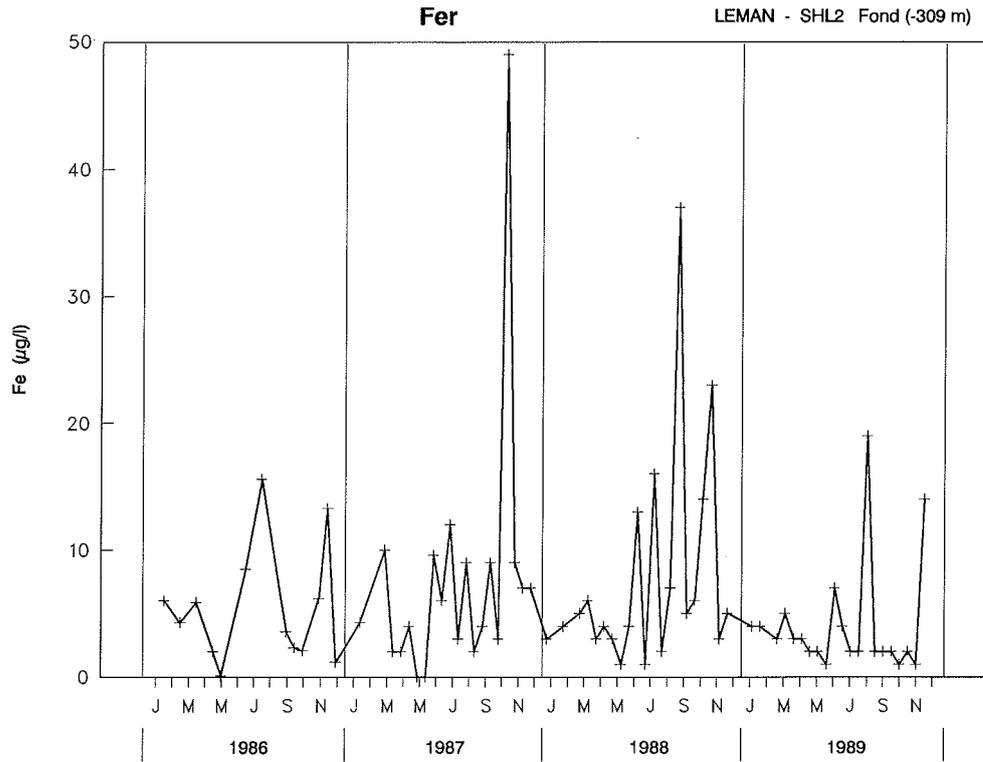


FIGURE 15 : TENEUR EN FER (FER TOTAL) ET TURBIDITE DES EAUX DU FOND

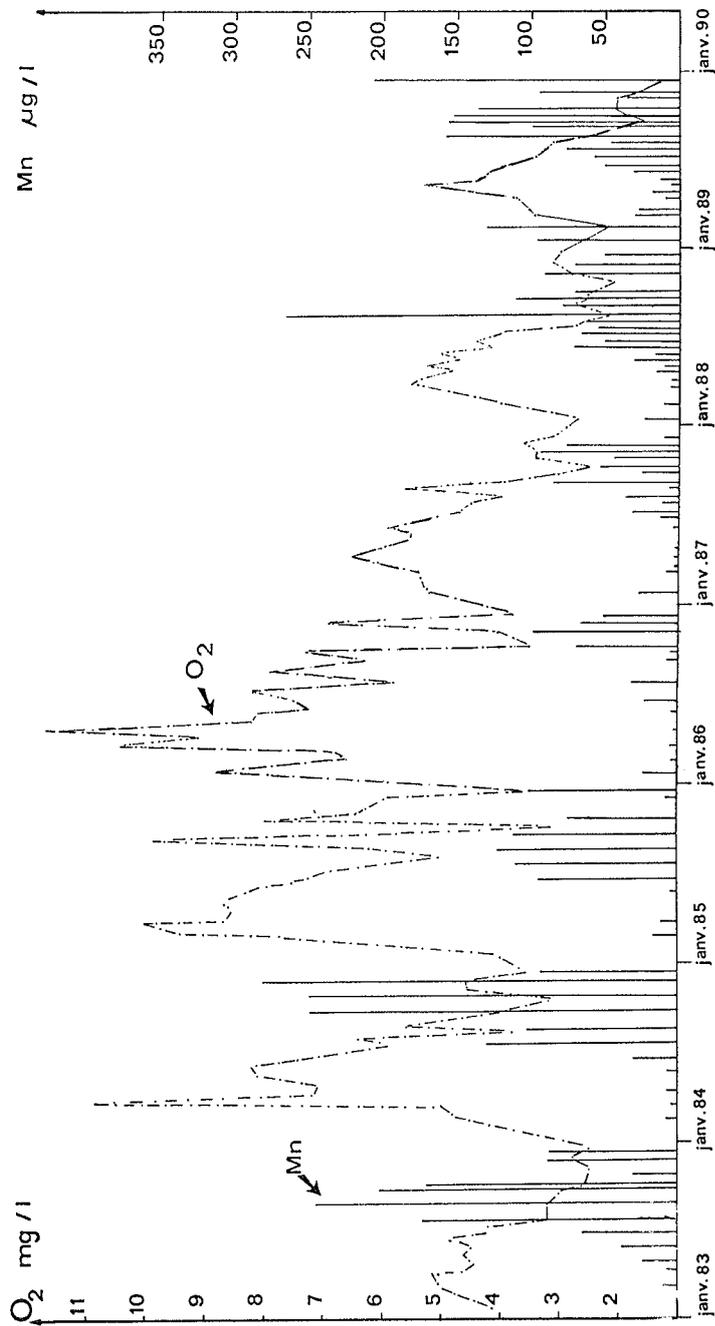


FIGURE 16 : EVOLUTION COMPAREE DES CONCENTRATIONS EN OXYGENE DISSOUS ET EN MANGANESE DANS LES EAUX DU FOND (SHL 2)

Oxygène dissous - LEMAN (G-L)

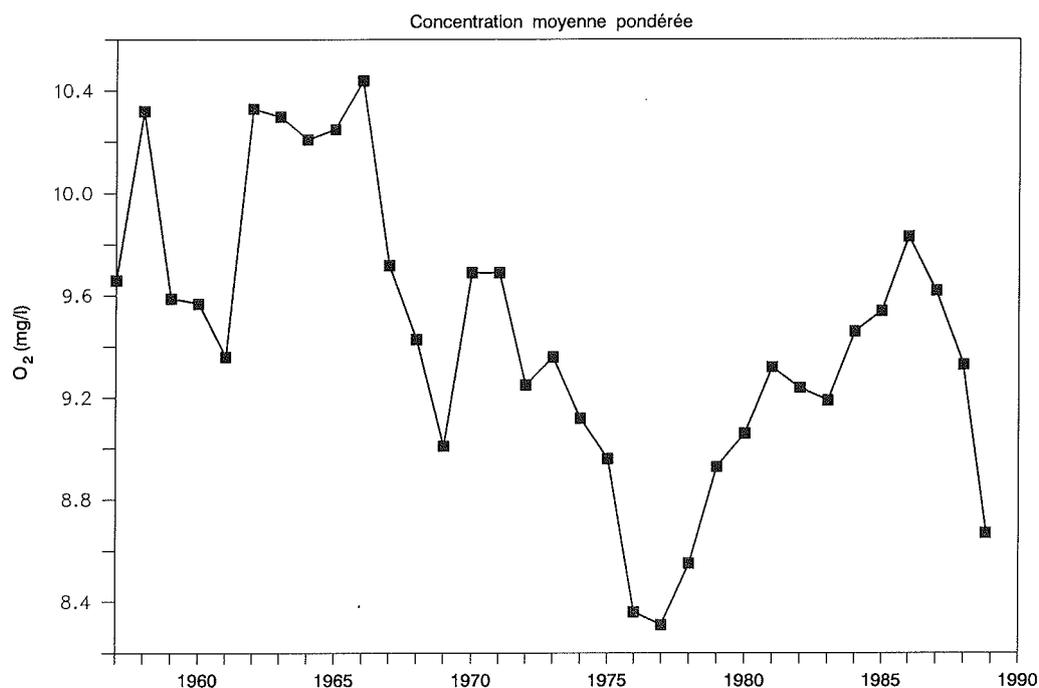


FIGURE 17 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN OXYGENE DISSOUS, PONDREEE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU DU GRAND LAC

Phosphore total - LEMAN (G-L)

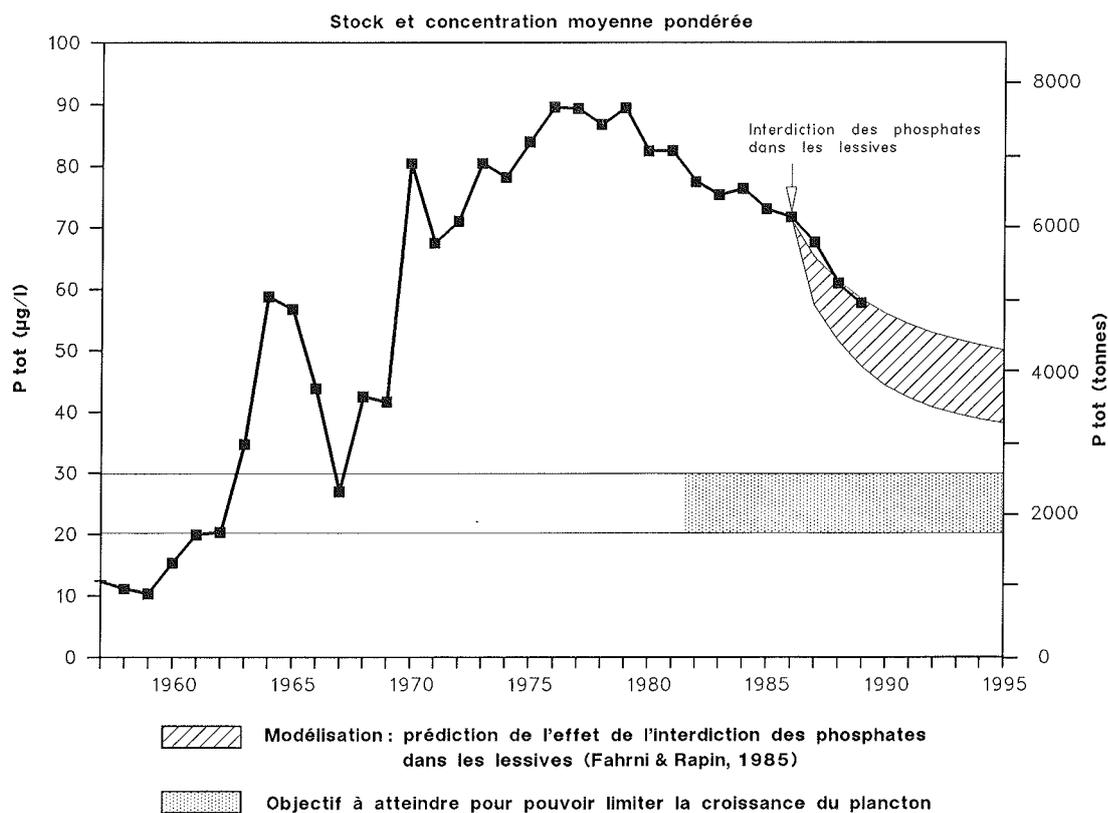


FIGURE 18 : EVOLUTION DU STOCK DE PHOSPHORE TOTAL CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDREEE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

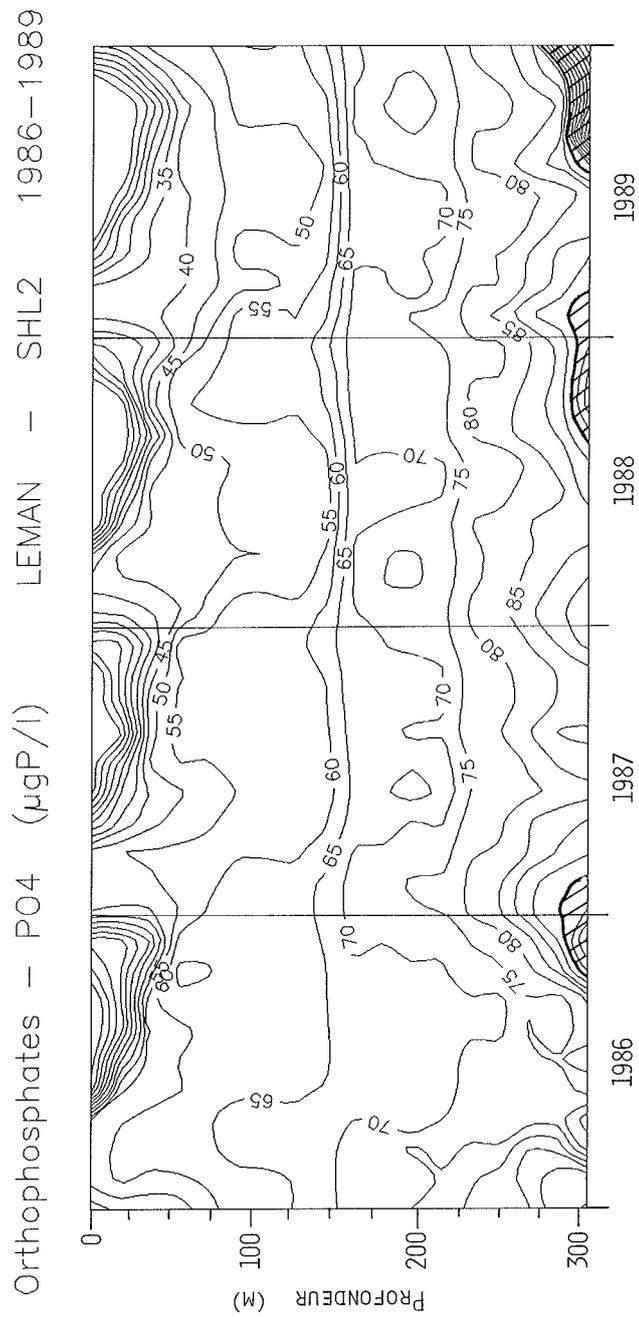


FIGURE 19 : TENEUR EN PHOSPHORE TOTAL DES EAUX DU LEMAN (SHL 2).
 ZONE HACHUREE = TENEUR SUPERIEURE A 100 µg P/L

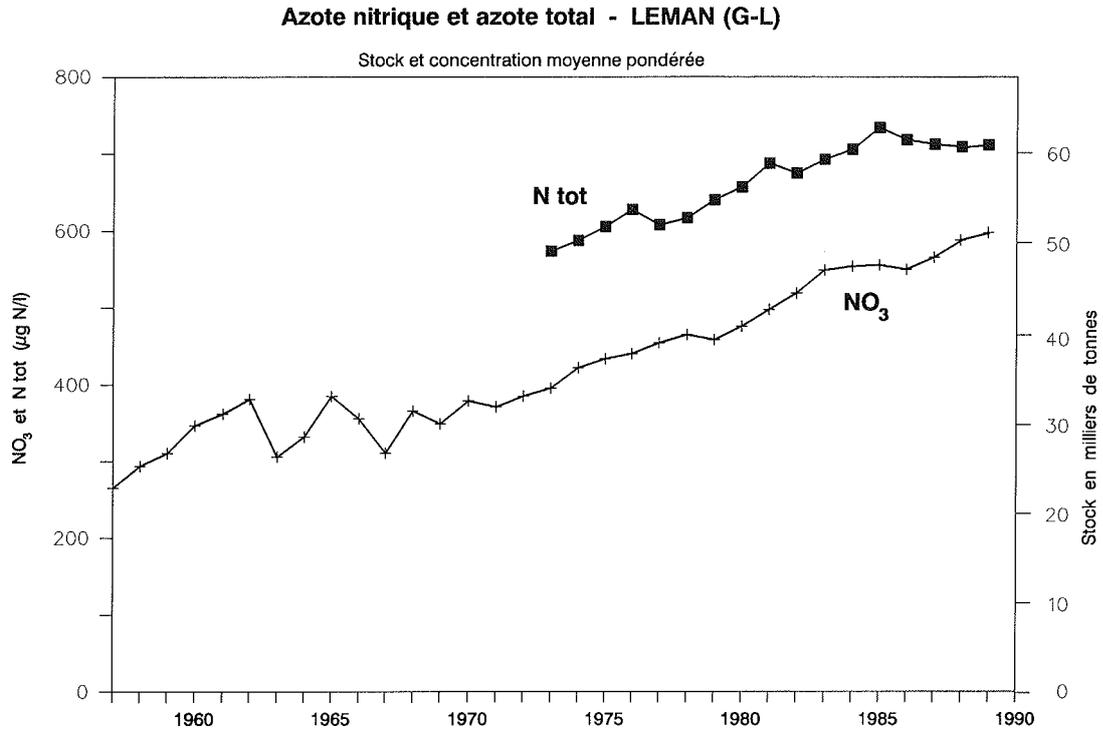


FIGURE 20 : EVOLUTION DU STOCK D'AZOTE TOTAL ET D'AZOTE NITRIQUE CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

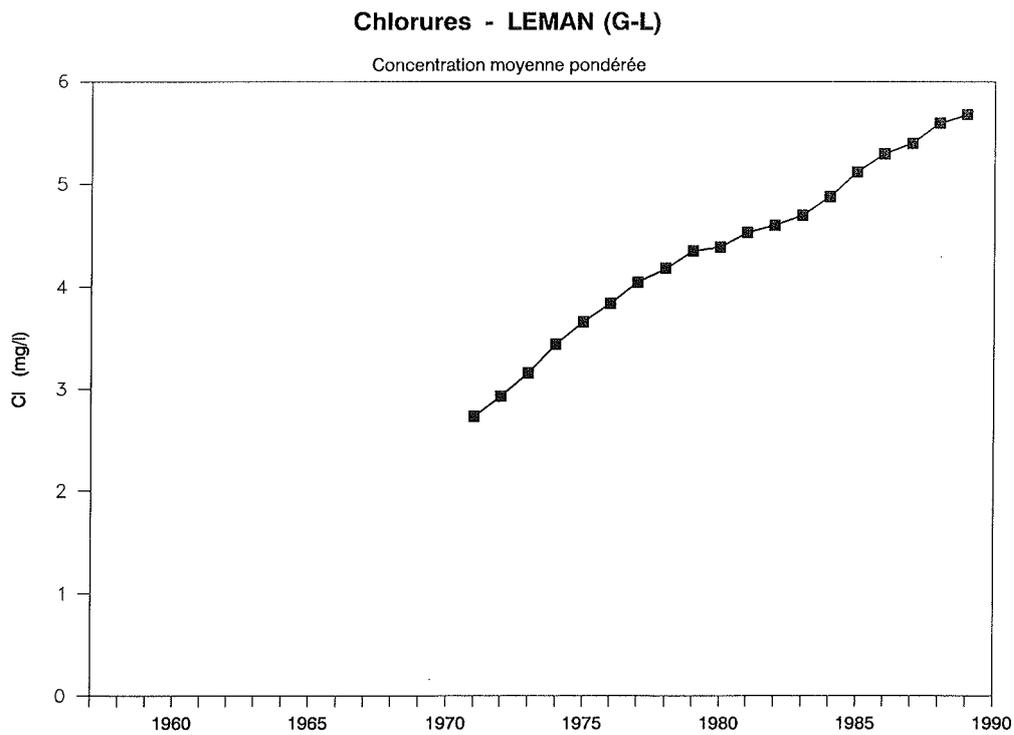


FIGURE 21 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN CHLORURES, PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU DU GRAND LAC

6. CONCLUSIONS

L'année 1989 a été caractérisée par un brassage hivernal des eaux très superficiel puisqu'il n'a pas atteint cent mètres de profondeur.

A la suite de l'hiver très doux, au cours duquel la température moyenne hebdomadaire de l'air n'a jamais été négative, les eaux de la surface du lac se sont réchauffées très rapidement dès le début mars.

L'activité biologique s'est manifestée très tôt au printemps dans les tous premiers mètres et a continué jusque tard dans l'automne, conduisant à une consommation quasi totale des orthophosphates dans toute la couche euphotique (0 à 20 m) et dans une moindre mesure de la silice, les nitrates par contre sont restés à des niveaux de concentrations plus élevés que les années passées.

Dans les couches profondes, non touchées par le brassage hivernal, la stabilité des masses d'eau, comme en témoigne la stabilité des températures, a conduit à un appauvrissement inquiétant de l'oxygène qui atteint la concentration la plus basse des années 80 (11 décembre 1989 : 1.21 mg/l).

Près du fond, le gradient de phosphore qui était réapparu en 1988 s'est nettement renforcé cette année.

Les stocks en éléments nutritifs suivent l'évolution observée ces années passées :

- pour le phosphore total, la diminution du stock se poursuit. La concentration moyenne annuelle pondérée est actuellement de 58.3 µg P/l (51.7 µg P/l pour les orthophosphates). Le stock de phosphore total est de 4'995 tonnes en 1989, contre 5'290 en 1988, soit une baisse de 295 tonnes (- 5.5 %),
- l'azote nitrique par contre progresse légèrement avec une hausse de 1.7 % en passant de 50'350 à 51'220 tonnes.

Bien que le phosphore voit ses concentrations encore baisser, il apparaît, au vu de la production algale, que ses teneurs sont encore trop élevées. Les efforts doivent être poursuivis pour diminuer encore ses apports de toutes origines afin d'atteindre des concentrations dans le lac de 20 à 30 µg P/l, seuil en dessous duquel l'expérience d'autres lacs montre qu'il est possible de limiter de façon nette et durable la production algale.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1987) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 21-42.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1989) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 23-43.
- BARROIN, G. et COLON, M. (1986) : Relation phosphore-oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds. Sciences de l'eau de l'eau, 5, 29-42.
- BARROIN, G. (1988) : Estimation du métabolisme du phosphore dans le Léman à partir de la relation phosphore-oxygène en zone profonde. In : Eutrophication and lake restoration. Water quality and biological impacts. G. BALVAY Ed., INRA - Thonon-les-Bains, 63-78.
- DRUART, J.C., BALVAY, G., PELLETIER, J. et REVACLIÉ, R. (1989) : Evolution du plancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-190.
- RAPIN, F. et BLANC, P. (1988) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 243-264.

**RECHERCHE DE METAUX
ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES
DANS L'EAU DU LEMAN ET EFFLUENTS
DES STATIONS D'ÉPURATION
DE THONON ET LAUSANNE**

Campagne 1989

PAR

CLAUDE CORVI ET SOPHAL KHIM-HEANG
LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les concentrations de dix métaux - mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, fer, aluminium, calcium et magnésium - ont été déterminées, à neuf profondeurs différentes, dans les eaux du Léman, pendant la période de stagnation des eaux et après brassage hivernal.

De plus, les teneurs en fer et manganèse et la turbidité des couches profondes ont été mesurées au cours de vingt et une campagnes complémentaires.

Les recherches de quelques micropolluants organiques, NTA, EDTA, pesticides, hydrocarbures, solvants chlorés, par exemple, ont été effectuées sur les eaux du lac, celles de la baie de Vidy ou dans les effluents de deux stations d'épuration importantes tributaires du Léman.

Si les concentrations de polluants métalliques ne posent aucun problème, il n'en est pas de même pour certains polluants organiques dont la présence dans les eaux du lac est préoccupante, bien que les concentrations observées soient inférieures aux tolérances admissibles pour les eaux de boisson.

1. INTRODUCTION

Le programme de surveillance semestrielle des métaux dans les eaux du Léman a été reconduit cette année et, comme par le passé, le dosage de neuf métaux prévu initialement sur quatre profondeurs, a été étendu à dix métaux et neuf niveaux.

De plus, les résultats des "Grandes analyses d'eau du Léman" prévues au programme quinquennal 1985-1990 (point 4.1) sont intégrés au présent rapport.

2. ECHANTILLONNAGE

Pour la surveillance des métaux, deux campagnes de prélèvements ont été effectuées, au point SHL 2 situé au centre du lac, l'une après circulation des eaux, le 20 mars 1989, l'autre en période de stratification le 18 septembre 1989. Les profondeurs suivantes ont été échantillonnées : 0, 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 305 et 309 mètres.

Fer, manganèse et turbidité ont été déterminés tous les 5 mètres, de 275 à 309 m, lors des 21 campagnes réparties sur l'ensemble de l'année.

Les prélèvements pour les grandes analyses d'eau ont été réalisés le 7 mars et le 10 octobre 1989. En mars, les échantillons ont été prélevés au point SHL 2, à quatre profondeurs (2.5, 30, 200 et 305 m) et dans la baie de Vidy à deux niveaux (1 et 10 m). Lors de la campagne d'automne, les prélèvements de la baie de Vidy ont été remplacés par l'étude des rejets de deux stations d'épuration : Thonon et Lausanne-Vidy. Il nous a, en effet, paru plus judicieux de rechercher et d'identifier les micropolluants dans les rejets de STEP plutôt que d'analyser ces produits dans la baie de Vidy qui reçoit un de ces effluents : le prélèvement en est plus aisé et surtout plus représentatif. Dans ce cas, l'étude a été réalisée sur un prélèvement moyen effectué sur 24 heures pour la STEP de Thonon et un prélèvement instantané pour la STEP de Lausanne.

3. METHODOLOGIE

3.1 RECHERCHES EFFECTUEES

Le fer, manganèse et la turbidité ont été mesurés dans les couches profondes.

Lors des campagnes semestrielles de surveillance des métaux, les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre, aluminium, mercure, calcium et magnésium.

En plus des métaux, divers polluants organiques ou minéraux ont été recherchés lors des campagnes "Grandes analyses". La liste des résidus analysés apparaît dans les tableaux de résultats.

Différents laboratoires ont participé à ces grandes campagnes : seuls les résultats concordants ont été pris en considération.

3.2 PRINCIPES DES METHODES

Dès réception au laboratoire, les échantillons destinés aux dosages de traces métalliques sont acidifiés à raison de 1 % à l'aide d'acide nitrique "suprapur" afin d'assurer leur conservation.

Les dosages sont effectués sur eaux brutes, directement pour les éléments majeurs et après préconcentration, par évaporation, pour les éléments traces.

Calcium et magnésium sont dosés par spectrométrie d'absorption atomique dans une flamme air-acétylène, après dilution d'une partie aliquote d'échantillon dans un tampon spectral afin d'éviter les interactions éventuelles (PINTA et al., 1971).

Les métaux traces, à l'exception du mercure, sont dosés par absorption atomique sans flamme (four graphite) selon la méthode des ajouts dosés.

Le mercure est recherché sur eau brute également, mais après oxydation préalable de l'échantillon. La teneur en mercure est ensuite déterminée par absorption atomique sans flamme selon la méthode du Manuel Suisse des Denrées Alimentaires (1983).

Les traces de NTA sont préconcentrées par passage des échantillons sur résine échangeuse d'ions (GIGER et SCHAFFNER, 1988). Après élution en milieu fortement acide, la concentration en résidus est déterminée par chromatographie ionique (KHIN-HEANG et al., à paraître).

Les dosages d'atrazine sont réalisés par chromatographie en phase gazeuse, à l'aide d'un détecteur thermoionique sur des extraits au dichlorométhane selon la méthode d'extraction préconisée par SMITH et FITZPATRICK (1971). Les résultats sont confirmés par chromatographie liquide à haute performance et détecteur ultraviolet (SUPELCO REPORTER, 1986).

La recherche des résidus organiques du type esters phosphoriques, pesticides, polychlorobiphényles et hydrocarbures polyaromatiques est effectuée selon le principe d'une méthode de dosage multi-résidus : les eaux sont extraites par du dichlorométhane (SMITH et FITZPATRICK, 1971) puis cet extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse à l'aide de différents détecteurs (capture d'électrons, photométrie de flamme, thermoionique et ionisation de flamme).

Les hydrocarbures chlorés volatils sont également dosés par chromatographie gazeuse et détecteur à capture d'électrons, après préconcentration des résidus par extraction hexanique.

Les anions sont dosés par chromatographie ionique et détecteur conductimétrique.

La méthodologie utilisée pour la recherche des hydrocarbures aromatiques, des résidus d'alkylsulfonates et des organoétains est mentionnée dans le rapport de GRANDJEAN et al. (1990).

4. RESULTATS

4.1 EAU DU LAC

Les résultats pour les principaux éléments, sont regroupés dans les tableaux 1 à 3 et nous pouvons en retirer les informations suivantes :

- plomb, cadmium, mercure, bismuth, arsenic, antimoine et thallium n'ont jamais été décelés (limites de détection indiquées dans les tableaux 1 et 2)
- les teneurs en métaux lourds demeurent faibles et bien inférieures aux valeurs recommandées pour les eaux de boisson
- le gradient des concentrations de calcium, phosphore et silice (tableaux 1 et 2) confirme l'absence d'homogénéité des eaux à la fin de l'hiver. Ce gradient se renforce en automne. La teneur en sodium des eaux continue d'augmenter ces dernières années, suivant, en partie, l'augmentation des chlorures (ZAHNER, 1984).

Dans les couches profondes, le déficit en oxygène, dû à trois hivers doux sans brassage complet des eaux, entraîne une diffusion accrue du manganèse à partir du sédiment. Cette diffusion de manganèse reste, sans atteindre les fortes teneurs de l'année précédente, relativement constante dès le milieu de l'année (figure 1).

NTA et EDTA ne varient guère des concentrations observées antérieurement à ce point (NICOUUD et al., 1988; GIGER et SCHAFFNER, 1988).

Comme le soulignent ces derniers auteurs, l'interdiction en Suisse des phosphates dans les lessives, entrée en vigueur en 1986, n'a pas induit une augmentation de la charge lacustre du produit de substitution (NTA), ceci du fait de la forte biodégradabilité de ce composé dans les stations d'épuration des eaux usées (SIEGRIST et al., 1988).

Des traces de produits antiparasitaires sont mises en évidence, dans les deux campagnes d'analyses (tableau 3). A la fin de l'hiver, nous observons des traces d'insecticide, le Lindane ou γ HCH ainsi que son isomère, l' α HCH. Ce composé ne sera pas retrouvé en octobre. Par contre, lors des deux campagnes nous avons décelé des traces d'atrazine et d'un autre herbicide de la famille des triazines, la simazine. Malgré les efforts entrepris en Suisse ces dernières années pour limiter l'utilisation de ce type de substance, il faut remarquer que les concentrations mesurées sont peu différentes de celles des années précédentes (CORVI et al., 1988), ce qui confirme la grande stabilité de ces polluants dans l'écosystème lémanique. A signaler également, que les teneurs restent inférieures aux exigences requises pour une eau de boisson.

Nous n'avons pas décelé d'autres pesticides chlorés ou phosphorés.

Les teneurs en solvants chlorés volatils des eaux du lac sont relativement faibles et du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées antérieurement par GIGER et al. (1988).

4.2 STATIONS D'EPURATION

Les analyses effectuées en automne n'ont qu'un caractère indicatif, les prélèvements étant peu représentatifs (un seul prélèvement d'effluent sur 24 heures).

Les résultats apparaissent dans les tableaux 1 à 3.

• Métaux

La forte teneur en fer observée dans l'effluent de la STEP de Lausanne-Vidy est due à l'utilisation de chlorure ferrique pour la déphosphatation. Les concentrations de métaux lourds toxiques tels plomb, cadmium et chrome sont très faibles : ces polluants sont co-précipités avec les boues.

Les exigences pour le déversement des eaux fixées dans l'Ordonnance suisse sur le déversement des eaux usées sont respectées.

• **Micropolluants organiques**

Les effluents de la STEP de Vidy présentent des teneurs en NTA et EDTA nettement supérieures à celles trouvées dans l'effluent de la STEP de Thonon. Pour le NTA ceci est tout à fait logique du fait que ce produit est un des substituts des phosphates dans les lessives en Suisse.

La présence de polychlorobiphényles n'est pas observée dans ces échantillons. Avec une méthode plus sensible GRANDJEAN et al. (1990) ont mesuré des concentrations variant entre 30 et 60 ng/l dans les effluents de ces deux stations, ce qui conduit à des estimations de flux non négligeables. Ces auteurs signalent également la présence d'autres polluants : chlorophénols, hydrocarbures aromatiques polycycliques, esters phosphoriques, sulfonates d'alkylbenzène et dérivés organiques de l'étain (GRANDJEAN et al., 1990).

Il est à remarquer également que des traces d'herbicides triaziniques sont apportées par les effluents de STEP.

Des teneurs relativement importantes de solvants chlorés volatils (trichloréthane, perchloréthylène,...) sont apportées au lac par l'intermédiaire des rejets de STEP.

5. CONCLUSIONS

Les teneurs en métaux lourds toxiques des eaux du Léman demeurent faibles et bien inférieures aux exigences requises pour les eaux de boisson. Elles sont voisines de celles citées pour le lac de Constance (HEGI, 1976; SIGG et al., 1982) ou du Rhin, en amont de celui-ci, (AWBR, 1986).

La substitution des phosphates dans les lessives suisses par du NTA n'entraîne pas d'augmentation de ce polluant dans les eaux du lac.

La présence de polluants organiques, les herbicides (atrazine, simazine) et les esters phosphoriques dans les eaux du Léman est plus préoccupante.

Les solvants chlorés constituent la famille de polluants la plus importante déversée au lac par les effluents de STEP.

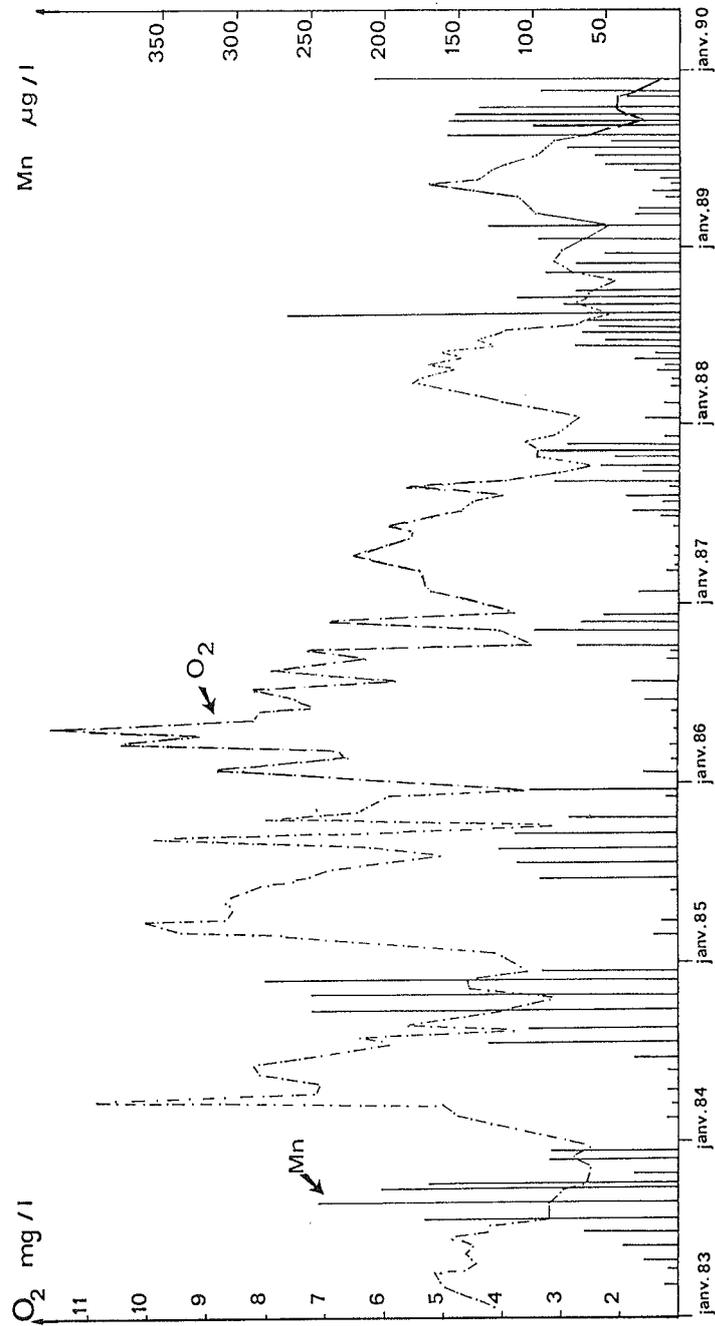


FIGURE 1 : EVOLUTION COMPAREE DES CONCENTRATIONS EN OXYGENE DISSOUS ET EN MANGANÈSE DANS LES EAUX DU FOND (SHL 2)

BIBLIOGRAPHIE

- AWBR (1986) : Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein Ergebnisse der physikalischen, chemischen, biologischen und bakteriologischen Untersuchungen, 296 p.
- CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1989) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans l'eau du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 45-50.
- GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1988) : Recherche de NTA et EDTA dans l'eau du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 235-241.
- GRANDJEAN, D., de ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1990) : Micropolluants organiques dans les effluents de STEP, les eaux du Rhône et les eaux du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989.
- HEGI, H.R., (1976) : Schwermetalle im Pelagia des Bodensees (Obersee und Untersee) und des Greifensees. Schweiz. Z. Hydrol., 38/1, 35-47.
- KHIM-HEANG, S., CORVI, C. et VOGEL, J. : Détermination de l'acide nitrilotriacétique (NTA) dans les eaux naturelles et détergents par chromatographie ionique.
A paraître.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1983) : Dosage du mercure. Chapitre 45, Paragraphe 31, Cinquième édition; deuxième volume.
- NICOUD, S., HUMBERT, B., DE ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1988) : Micropolluants organiques dans les effluents de stations d'épuration, les eaux du Rhône et les eaux du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 225-234.
- PINTA, M., BARROIN, G., BAUDIN, G., BELLANGER, J., BOITEUX, H., BOUCETTA, M., ECREMENT, F., FRITSCHÉ, J., GROUX, R., KOVACSIK, G., KUHN, V., LAPORTE, J., MARIEE, M., NORMAND, J., RIANDEY, C., ROPERT, M.E., ROUSSELET, F. et VOINOVITCH, I. (1971) : Spectrométrie d'absorption atomique. Applications à l'analyse chimique. Masson et Cie, Paris.
- SIEGRIST, H., ALKER, A. et STUMM, W. (1982) : Schwermetalle in Bodensee. Naturwissenschaften, 69, 546-547.
- SMITH, A.E. et FITZPATRICK, A. (1971) : A thin-layer chromatographic procedure for the detection in soils and water of herbicides residues commonly used in Saskatchewan. J. Chromatogr., 57, 303-308.
- SUPELCO REPORTER (1986) : Solid phase extraction provides interference free samples for analysing triazines herbicides, Volume V₁, 11-12.

TABLEAU 1 - Dosage des métaux et alcalino-terreux dans les eaux en 1989

Eléments	Unités	Lac = SHL 2					Lac = Vidéy			Rejets STEP	
		2.5 m	30 m	200 m	305 m	1 m	10 m	Thonon	Lausanne		
Fer	µg/l	9/4.5	5/6	5/4.8	4/10	14/-	22/-	-/170	-/1457		
Manganèse	µg/l	2/1	1/1	2/1	20/98	2/-	2/-	-/112	-/62		
Plomb	µg/l	<0.5/<0.5	<0.5/<0.5	<0.5/<0.5	<0.5/<0.5	<0.5/-	<0.5/-	-/<0.5	-/<0.5		
Cadmium	µg/l	<0.02/<0.02	<0.02/<0.02	<0.02/<0.02	<0.02/<0.02	<0.02/-	<0.02/-	-/0.03	-/0.03		
Chrome	µg/l	0.4/0.9	0.39/0.9	1.7/0.35	0.45/1.5	0.45/-	0.5/-	-/0.7	-/1.3		
Cuivre	µg/l	1.1/0.6	1.0/1.0	1.2/0.9	0.8/1.2	1.0/-	1.1/-	-/4.3	-/11		
Aluminium	µg/l	12/20	13/13	13/12	15/7	25/-	26/-	-/4	-/12		
Zinc	µg/l	9.4/4.6	1.0/1.3	0.9/1.4	1.0/2.5	1.0/-	0.8/-	-/27	-/125		
Cobalt	µg/l	1.9/1.0	1.7/1.0	2.0/1.0	2.0/1.3	1.8/-	2.0/-	-/2.2	-/2.9		
Nickel	µg/l	1.3/3.0	1.5/3.6	1.1/3.6	0.8/4.1	1.0/-	1.4/-	-/8.5	-/24.9		
Molybdène	µg/l	3.1/4.0	2.9/5.2	3.1/3.7	3.3/5.1	3.1/-	3.1/-	-/5.1	-/5.5		
Argent	µg/l	<0.2/0.6	<0.2/0.6	<0.2/0.7	<0.2/0.7	<0.2/-	<0.2/-	-/0.4	-/3.3		
Mercuré	µg/l	<0.1/<0.1	<0.1/<0.1	<0.1/<0.1	<0.1/<0.1	<0.1/-	<0.1/-	-/<0.1	-/<0.1		
Calcium	mg/l	43.5/40.0	43.2/43.3	46.0/48.0	48.5/50.0	43.7/-	43.9/-	-/63.0	-/67.0		
Magnésium	mg/l	6.05/5.85	5.95/5.90	6.15/6.15	6.2/6.25	6.05/-	6.00/-	-/10.1	-/8.1		
Lithium	µg/l	06/8	6/8	6/9	6/9	6/-	6/-	-/11	-/-		
Sodium	mg/l	4.05/4.4	4.0/4.3	3.9/4.0	3.8/3.95	4.1/-	4.15/-	-/52	-/-		
Potassium	mg/l	1.3/1.3	1.25/1.25	1.35/1.3	1.35/1.4	1.35/-	1.35/-	-/7.5	-/-		
Bismuth	µg/l	<2/-	<2/-	<2/-	<2/-	<2/-	<2/-	-/-	-/-		
Arsenic	µg/l	<3/-	<3/-	<3/-	<3/-	<3/-	<3/-	-/-	-/-		

Remarque : le premier chiffre indique le résultat de la campagne de mars, le second celui de la campagne d'automne

- = absence de mesures

TABLEAU 2 - Dosage des anions et paramètres divers dans les eaux en 1989

Eléments ou paramètres	Unités	Lac = SML 2						Lac = Viçy			Rejets STEP	
		2.5 m	30 m	200 m	305 m	1 m	10 m	Thonon	Lausanne			
Nitrites	mg N/l	0/0.006	0/0	0.001/0	0/0	0.003/-	0.002/-	-/-	-/-			
Nitrates	mg N/l	0.60/0.28	0.61/0.59	0.65/0.65	0.58/0.57	0.65/-	0.64/-	-/-	-/-			
Sulfates	mg SO ₄ /l	50.0/47.5	49/50	48/50.5	48.5/49	49.5/-	46.5/-	-/-	-/-			
Chlorures	mg/l	5.7/6	5.7/5.9	5.4/5.4	5.2/5.3	5.9/-	5.8/-	-/-	-/-			
Fluorures	mg/l	0.13/0.17	0.11/0.18	0.11/0.18	0.12/0.20	0.14/-	0.13/-	-/0.22	-/0.16			
Bromure	mg/l	0.12/<0.1	0.11/<0.1	0.10/<0.1	0.09/<0.1	0.13/-	0.13/-	-/0.1	-/0.23			
Orthophosphates	mg P/l	0.035/0.002	0.036/0.016	0.062/0.067	0.090/0.128	0.039/-	0.044/-	-/-	-/-			
Phosphore total	mg P/l	0.042/0.013	0.042/0.022	0.066/0.071	0.096/0.136	0.048/-	0.049/-	-/-	-/-			
Azote total	mg N/l	0.74/0.55	0.73/0.68	0.74/0.72	0.67/0.63	0.77/-	0.77/-	-/-	-/-			
Silice	mg SiO ₂ /l	1.23/0.60	1.21/1.16	2.09/2.87	3.71/4.91	1.38/-	-/-	-/-	-/-			
Conductivité	µS/cm	276/258	281/278	298/295	301/303	287/-	286/-	-/-	-/-			
pH	-	7.82/7.90	7.93/7.95	7.78/7.92	7.66/7.59	7.82/-	-/-	-/-	-/-			
Turbidité	UTP/F	0.24/0.20	0.29/0.18	0.15/0.09	0.34/0.14	0.31/-	0.42/-	-/4.25	-/-			
Antimoine	µg/l	<5/-	<5/-	<5/-	<5/-	<5/-	<5/-	-/-	-/-			
Thallium	µg/l	<1/-	<1/-	<1/-	<1/-	<1/-	<1/-	-/-	-/-			
Strontium	mg/l	-/0.33	-/0.33	-/0.34	-/0.35	-/-	-/-	-/0.33	-/-			

Remarque : le premier chiffre indique le résultat de la campagne de mars, le second celui de la campagne d'automne

- = absence de mesure

TABLEAU 3 - Dosage des micropolluants organiques dans les eaux en 1989

Eléments ou paramètres	Unités	Lac = SHL 2				Lac = Vidy		Rejets STEP	
		2.5 m	30 m	200 m	305 m	1 m	10 m	Thonon	Lausanne
<u>Pesticides chlorés</u> α HCH γ HCH	ng/l	2.2/nd*	1/nd	1.3/nd	1.3/nd	1.8/-	2.6/-	-/nd	-/nd
	ng/l	23/nd	2.2/nd	2.6/nd	2.2/nd	7/-	10.1/-	-/nd	-/nd
<u>Pesticides phosphorés</u>	ng/l	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/-	nd/-	-/nd	-/nd
<u>Solvants chlorés</u> Trichloéthane Perchloréthylène Trichloréthylène Dibromo-chlorométhane Dichlorobenzène Chloroforme	ng/l	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/-	65/-	-/6200	-/1600
	ng/l	2/10	1/10	1/10	2/10	11/-	15/-	-/600	-/1100
	ng/l	1.4/0.4	1/0.7	1/1.4	1.4/1.4	2/-	2/-	-/2200	-/350
	ng/l	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/nd	nd/-	nd/-	-/nd	-/nd
	ng/l	45/nd	20/nd	20/nd	20/nd	nd/-	45/-	-/nd	-/nd
<u>Herbicides</u> Atrazine Simazine	µg/l	0.04/0.03	0.04/0.04	0.04/0.04	0.04/0.04	0.03/-	0.03/-	-/0.08	-/0.13
	µg/l	0.04/0.03	0.04/0.03	0.04/0.03	0.04/0.03	0.02/-	0.04/-	-/0.07	-/0.10
<u>Divers</u> PCB NTA EDTA	µg/l	<50/<50	<50/<50	<50/<50	<50/<50	<50/-	<50/-	-/<50	-/<50
	µg/l	0.5/0.5	<0.2/<0.2	<0.2/<0.2	<0.2/<0.2	1.1/1	<0.2/1.1	-/38	-/603
	µg/l	0.3/3	0.4/2.4	<0.2/2.4	<0.2/2.5	0.7/2.8	<0.2/2	-/67	-/618

Remarque : le premier chiffre indique le résultat de la campagne de mars, le second celui de la campagne d'automne
- = absence de mesure

nd = non décelé : Pesticides phosphorés < 160 ng/l (calculé en chlorpyrifos)

Pesticides chlorés : < 1 ng/l

Solvants chlorés :

- Trichloéthane : < 50 ng/l
- Dibromo-chlorométhane : < 5 ng/l
- Dichlorobenzène : < 20 ng/l
- Chloroforme : < 40 ng/l

TABLEAU 4 - Quelques concentrations de référence

Paramètre	Unité	OSEC (1)		OMS (2)	CEE (3)		MSDA (4)	
		Tolérance	Limite		A	B	A	B
Fer total	µg/l						50	300
Manganèse total	µg/l			100	20	50	20	50
Plomb	µg/l		50	50		50	1	50
Cadmium	µg/l		5	5		5	0.5	5
Chrome total (5)	µg/l		20	50		50	1	20
Cuivre	µg/l	1500		1000	100	3000	50	1500
Aluminium	µg/l			200	50	200	50	200
Zinc	µg/l	5000		5000	100	5000	100	5000
Nickel	µg/l					50		
Sélénium	µg/l		10	10		10	1	10
Argent	µg/l					10		100
Mercure	µg/l		1	1		1	0.1	1
Arsenic	µg/l		50	50		50	2	50
Nitrites	mg NO ₂ ⁻ /l	0.1				0.1	0.01	0.1
Nitrates	mg NO ₃ ⁻ /l	40		50	25	50	25	40
Sulfates	mg SO ₄ ²⁻ /l			400	25	250	50	200
Chlorures	mg/l			250	25		20	200
Fluorures	mg/l	1.5						1.5
Sodium	mg/l			200	20	150	20	150
Potassium	mg/l				10	12	10	
NTA	µg/l	3						
EDTA	µg/l	5						
<u>Pesticides chlorés :</u> Par substance au total	ng/l ng/l	100 500		*				100 500
<u>Herbicides :</u> . Atrazine . Simazine	µg/l µg/l	0.1** 0.1					0.1 0.1	
<u>Solvants chlorés :</u> . Perchloréthylène . Trichloréthylène . Chloroforme	ng/l ng/l ng/l	***		10000 30000 30000				

* = Les valeurs guides OMS pour les pesticides organochlorés varient de 10 à 30'000 µg/l selon le composé

** = La tolérance OSEC pour les pesticides est de 0.1 µg/l par substance et 0.5 µg/l pour la somme

*** = La tolérance OSEC pour les hydrocarbures halogénés volatils dans les eaux de boisson est de 25 µg/l (seuls ou ensembles dans la valeur moyenne annuelle)

(1) **OSEC**

Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires

- Tolérance :

Les valeurs tolérées sont des concentrations maximales de substances dont le dépassement donne lieu à la contestation de la denrée alimentaire par l'autorité d'exécution

- Limite :

Les valeurs limites sont des concentrations maximales dont le dépassement signifie que la denrée alimentaire est jugée impropre à l'alimentation de l'homme.

(2) **OMS**

Organisation mondiale de la santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol I, EFP/32.39.

(3) **CEE**

Directives 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

- Colonne A :

Niveau guide

- Colonne B :

Concentration maximale admissible

(4) **MSDA**

Manuel suisse des denrées alimentaires

- Colonne A :

Niveau guide (objectif de qualité pour une eau de boisson)

- Colonne B :

Valeurs maximales admissibles

(5) **Chrome**

Les valeurs MSDA et OSEC sont prévues pour le chrome VI et celles de l'OMS et CEE pour le chrome total.

EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN
Campagne 1989

PAR

JEAN PELLETIER, GERARD BALVAY, JEAN-CLAUDE DRUART
INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON-LES-BAINS

ET

ROGER REVACLIEN
SERVICE CANTONAL D'ECOTOXICOLOGIE, GENEVE

RESUME

La biomasse moyenne du phytoplancton diminue fortement en 1989, comme l'atteste l'évolution du biovolume cellulaire et des concentrations en chlorophylle. En revanche, la production primaire annuelle se maintient à un niveau élevé, comparable à celui des deux années précédentes. Le pic de production de printemps, observé en mai, est particulièrement important et résulte d'une intense activité du nanophytoplancton : Rhodomonas minuta, Stephanodiscus minutulus. Les pics d'été et d'automne sont néanmoins limités, le phosphore étant pratiquement totalement consommé dans la zone euphotique.

Le développement particulièrement important du zooplancton, daphnies en juin-juillet et bosmines en automne, explique les faibles biomasses algales mesurées, la matière organique produite étant consommée rapidement par ces espèces herbivores.

Si la diminution de la biomasse algale traduit bien une apparente amélioration de l'état trophique du Léman, concrétisée par une augmentation de la transparence, le maintien d'une forte production de matière organique, notamment au printemps est un indice significatif : la quantité de phosphore disponible dans les eaux du lac reste encore trop importante pour limiter le développement algal, du moins en période printanière.

1. INTRODUCTION

Le programme réalisé en 1989 dans le cadre de la CIPEL comporte le suivi de la dynamique saisonnière du phytoplancton, abordée au plan qualitatif (composition du peuplement) et quantitatif (production primaire, biomasse exprimée en biovolume cellulaire et en chlorophylle). Les variations saisonnières du peuplement et de la biomasse du zooplancton, étroitement liées à celles du phytoplancton, sont étudiées parallèlement.

2. METHODES

Les méthodes d'analyse biologique n'ont pas été modifiées par rapport aux années antérieures et leurs grandes lignes sont rappelées ci-dessous pour chaque paramètre.

2.1 PHYTOPLANCTON

Le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés avec 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

La transparence est évaluée à l'aide du disque de Secchi; la valeur de la transparence est étroitement liée à l'abondance du phytoplancton par une relation inverse.

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 aux ultrasons 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 zooplancton est recueilli par des traits verticaux effectués depuis la profondeur de 50 mètres jusqu'en surface, avec un filet à vide de maille de 64 μm (rotifères) ou de 200 μm (entomostracés).

Chaque échantillon de zooplancton, fixé au formol à 5 %, est mis à sédimenter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté.

Les comptages des rotifères sont effectués au microscope inversé après sédimentation en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés sont dénombrés au microscope sur lame de comptage.

3. PHYTOPLANCTON

3.1 FREQUENCE DES ESPECES

En 1989, 137 taxons différents ont été identifiés (139 en 1987 et 142 en 1988), parmi lesquels 68 taxons nanoplanctoniques (plus grande dimension inférieure à 50 μm et biovolume plus petit que 10'000 μm^3) et 69 taxons de taille et biovolume supérieurs (microplancton) ont été observés. De 1986 à 1989, 137 taxons en moyenne, d'une année à l'autre ont été identifiés. Le nombre d'espèces par groupe de taille et classes d'algues figure ci-après :

	MICRO	NANO	Nbre TOTAL
Cyanophycées	10	1	11
Dinophycées	4	2	6
Cryptophycées	-	5	5
Chrysophycées	3	6	9
Euglenophycées	-	1	1
Diatomées*	22(3)	18(5)	40(8)
Chlorophycées	19	33	52
Conjuguées	11	2	13
1989	69	68	137
Moyenne 1986-1989	68	69	137

* () = Diatomées centriques

Parmi ces taxons, 95 (69 %) ont atteint ou dépassé l'abondance de l'unité /ml (85, soit 60 % en 1988). Les valeurs sont très proches de celles obtenues en 1987 (94, soit 67 %). Il faut remarquer cette année un relatif équilibre entre les taxons microplanctoniques et nanoplanctoniques. Par rapport à 1988 les espèces microplanctoniques sont moins nombreuses (69 contre 80) et les espèces nanoplanctoniques plus nombreuses (68 contre 62).

3.2 VARIATIONS DANS LES PRINCIPAUX GROUPES (FIGURE 1)

Cyanophycées

Comme les années précédentes, le développement des cyanophycées a encore diminué. Elles sont surtout présentes d'août à octobre, alors que l'année précédente, on les rencontrait d'août à décembre. Les espèces principales sont *Aphanizomenon flos-aquae* et *Aphanothece clathrata* var. *rosea*. *Oscillatoria rubescens* a pratiquement disparu de la flore lémanique. Il faut noter l'apparition à partir de juillet 1989 d'une nouvelle petite cyanophycée filamenteuse *Phormidium arcuatum* Skuja.

Dinophycées

Après une éclipse en 1988, la population de *Ceratium hirundinella* a augmenté de juillet à septembre avec un maximum de 35 cel/ml contre 4 cel/ml en 1988.

Les comptages ne reflètent qu'incomplètement cette poussée car le 4 septembre, aucun prélèvement n'a pu être effectué à SHL 2. Un comptage sur un échantillon pris près de Thonon donnait à cette date 31 cel/ml.

Notons que dans le Petit Lac (GE 3), pendant la même période, le nombre de *Ceratium* n'a pas dépassé 2 cel/ml.

Cryptophycées

Les Cryptophycées ont très fortement augmenté par rapport à l'année précédente.

Les *Cryptomonas* avec deux pics (684 cel/ml le 24 avril et 494 cel/ml le 19 septembre) ont été plus abondants qu'en 1988 (352 cel/ml le 9 mai).

Rhodomonas minuta var. *nannoplantica* a très fortement augmenté (5'238 cel/ml contre 2'200 cel/ml en 1988). Elle dépasse également les valeurs obtenues en 1987 (4'632 cel/ml).

Rhodomonas minuta a lui aussi montré un développement très important (2'018 cel/ml contre 227 cel/ml en 1988).

Euglénophycées

Trachelomonas sp. a été trouvé une seule fois en avril (1 cel/ml).

Chrysophycées

Après un développement très important en 1988, *Dinobryon* a régressé très fortement (472 cel/ml contre 3'490 cel/ml en 1988) et a retrouvé une abondance normale. *Erkenia subaequiciliata* a montré une très forte croissance cette année : 11'012 cel/ml le 19 septembre contre 2'219 cel/ml le 11 avril en 1988, record d'abondance pour cette espèce.

Diatomées

La diversité des diatomées a sensiblement augmenté par rapport aux années précédentes :

Nombre d'espèces	1986	1987	1988	1989
Diatomées pennées	28	21	24	32
Diatomées centriques	7	7	7	8

L'augmentation a porté surtout sur les diatomées pennées, le nombre de centriques restant stable, mis à part l'enrichissement d'une unité taxonomique en 1989.

Stephanodiscus minutulus a de nouveau régressé par rapport à l'année précédente : 8'753 cel/ml le 9 mai 1989 contre 12'560 cel/ml le 9 mai 1988. Il est à noter la faible taille des frustules de cette espèce (environ 3 µm) le 6 septembre alors que la moyenne est de 5 µm.

Asterionella formosa après un développement important en 1988 (8'630 cel/ml le 11 avril), a de nouveau fortement chuté (904 cel/ml le 20 mars). Cette espèce se rencontre toute l'année avec deux développements importants, au printemps et au mois de juillet.

Fragilaria crotonensis se maintient de façon constante dans le Grand lac (2'083 cel/ml en 1988). Par contre, dans le Petit lac cette espèce atteint le record de 11'760 cel/ml le 17 avril.

Il est à noter que *Diatoma elongatum* qui avait montré une très forte poussée le 20 septembre 1988 avec 1'210 cel/ml, est redevenue discrète (12 cel/ml le 24 avril).

Cinq nouveaux taxons font leur apparition dans la flore du lac : *Achnanthes exilis* Kütz; *Denticula tenuis* Kütz; *Navicula decussis* Oestrup; *Amphiplura pellucida* Kütz et *Nitzschia recta* Hantzsch.

Cyclotella comta apparaît brutalement à partir du 19 juin. Elle atteint 36 cel/ml le 19 septembre. Présente également dans le Petit lac pendant cette même période, elle n'a jamais atteint l'unité/ml. C'est une espèce qui était signalée dans le Léman mais n'avait jamais été rencontrée dans nos analyses.

LEMAN - SHL 2 - 1989

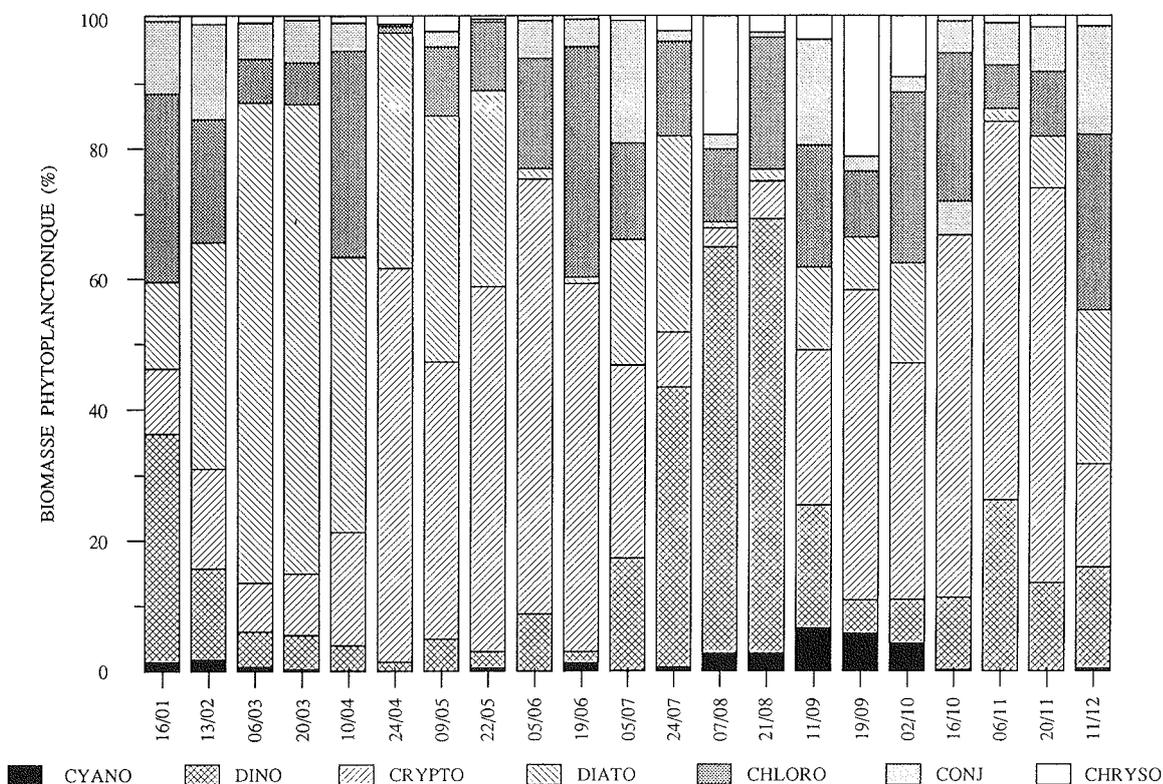


FIGURE 1 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA DISTRIBUTION DES CLASSES D'ALGUES EN POURCENTAGE DE LA BIOMASSE TOTALE (LEMAN - SHL 2, 1989)

Chlorophycées

Cette classe, la plus diversifiée (52 espèces), s'est enrichie de quatre nouveaux taxons : *Chlamydomonas conica* Dangeard; *Nephrochlamys subsolitaria* (G. S. West) Kors; *Tetraedron caudatum* (Corda) Hansg et une petite volvocale à 4 flagelles non encore déterminée. *Chlamydomonas conica* Dangeard a été subdivisé en deux espèces bien distinctes : le type et sa variété plus petite : *Ch. conica* var. *subconica* (Starmach) Ettl.

L'espèce dominante dans cette classe est *Chlorella vulgaris* qui a montré un développement important cette année (28'070 cel/ml le 9 mai contre 3'830 cel/ml le 16 août 1988).

Mougeotia gracillima après une réapparition en 1988, disparaît de nouveau cette année.

Les autres conjuguées classiques (*Closterum aciculare* et *Staurastrum*) ne se retrouvent qu'à l'état de présence dans nos échantillons.

LEMAN - SHL 2 - 1989

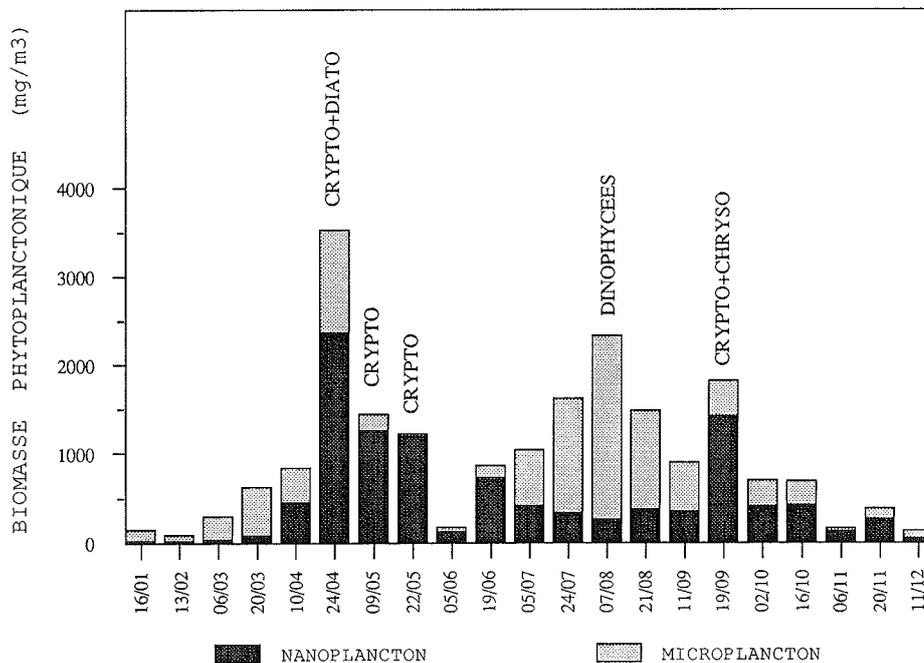


FIGURE 2 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE (LEMAN - SHL 2, 1989)

3.3 EVOLUTION DE LA BIOMASSE

En 1989, sur 137 espèces dénombrées, 24 constituent environ 90 % de la biomasse totale et 4 espèces, 51 % (respectivement 90.5 et 49.5 sur 142 espèces en 1988). Parmi ces espèces dominantes, 16 sont communes aux deux années d'observation.

La liste de ces espèces et de leurs proportions respectives dans la biomasse se trouve au tableau 1.

Plusieurs phases dans la succession saisonnière des espèces se distinguent :

- une phase hivernale à très faible production phytoplanctonique, dominée par des espèces microplanctoniques jusqu'au 20 mars, ensuite nanoplanctoniques (*Rhodomonas* entre autres).
- une phase printanière avec une forte et brutale poussée des espèces nanoplanctoniques (*Rhodomonas* et *Cryptomonas*, *Stephanodiscus minutulus*) et en moindre importance des espèces microplanctoniques représentées surtout par *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa*.
- comme les autres années, à cette phase printanière succède la phase des eaux claires.
- la phase estivale est caractérisée par une biomasse importante occasionnée par *Ceratium hirundinella*.
- la phase automnale montre un développement important des cryptophycées surtout le 19 septembre.
- à la fin du cycle annuel, le phytoplancton reste encore dominé par les espèces nanoplanctoniques (*Rhodomonas* et *Cryptomonas*).

On retrouve trois pics distincts dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique du Léman :

- le premier pic s'établit le 24 avril avec 3'533 mg/m³. Il est plus tardif que celui de 1988 (11 avril).
- le minimum de biovolume de la phase des eaux claires est obtenu le 5 juin avec 180 mg/m³.
- le deuxième et le troisième pic s'observent le 7 août et le 19 septembre avec une biomasse respective de 2'329 et 1'820 mg/m³.
- pour l'ensemble de l'année, la moyenne pondérée en fonction des prélèvements de la biomasse est de 979 mg/m³ (1'307 mg/m³ en 1988) dont 510 mg/m³ de nanoplancton (52.1 %) (329 mg/m³, 25.1 % en 1988).

C'est la biomasse moyenne (sur 21 échantillons) la plus faible observée ces 9 dernières années à la station SHL 2.

Le maximum printanier est de 3'533 mg/m³ et estival de 2'329 mg/m³ (respectivement 3'090 et 3'716 mg/m³ en 1988).

Ces valeurs sont encore plus faibles que celles de 1988.

Par rapport à 1988, la biomasse nanoplanctonique a repris une part considérable de la biomasse du phytoplancton lémanique, puisqu'il constitue plus de 50 % de cette dernière (52.7 % en 1989, 25.1 % en 1988). Le nanoplancton a été dominant dans 11 prélèvements sur 21 (4 fois en 1988).

Néanmoins, l'évolution des biomasses conforte les chiffres de 1988 qui tendaient à indiquer que le Léman se dirige vers une amélioration de la qualité trophique des eaux.

Cette évolution paraît d'autant plus significative que les conditions météorologiques de l'année 1989 ont été favorables à un développement optimum des communautés algales.

Tableau 1 - Biomasse relative (%) des espèces les plus abondantes
(Léman SHL 2, 1988, 1989)

ESPECES	% DE BIOMASSE	
	1988	1989
<u>CYANOPHYCEES</u>		
<i>Aphanothece clathrata</i> v. <i>rosea</i>	0.6	0.9*
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.7	0.5**
<i>Oscillatoria rubescens</i>	2.0*	0.1
<u>DINOPHYCEES</u>		
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.4*	1.5*
<i>Peridinium willei</i>	1.2*	1.0*
<i>Ceratium hirundinella</i>	2.3*	17.5**
<u>CRYPTOPHYCEES</u>		
<i>Cryptomonas</i> spp	4.4**	18.6**
<i>Rhodomonas minuta</i>	1.4*	8.0**
<i>Rhodomonas minuta</i> v. <i>nannoplantica</i>	2.4*	7.3**
<u>CHRYSOPHYCEES</u>		
<i>Dinobryon sociale</i>	11.1**	2.0*
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	1.2*	2.9*
<u>DIATOMEES</u>		
<i>Melosira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0.4	2.6*
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	2.0*	0.3
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	2.8*	4.9*
<i>Diatoma elongatum</i>	8.7**	0.1
<i>Fragilaria crotonensis</i>	3.9*	6.9*
<i>Asterionella formosa</i>	9.5**	3.9*
<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	3.2*	1.0*
<i>Synedra acus</i> v. <i>radians</i>	1.6*	0.5*
<u>CHLOROPHYCEES</u>		
<i>Chlamydomonas</i> sp	0.8*	0.4
<i>Chlamydomonas proboscigera</i>	3.4*	0.5
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	0.8*	0.5
<i>Eudorina elegans</i>	0.3	0.6*
<i>Pediastrum boryanum</i>	3.4*	2.4*
<i>Ulothrix</i> sp	2.9*	-
<i>Ulothrix subtilissima</i>	2.8*	-
<i>Chlorella vulgaris</i>		1.1*
<i>Pediastrum duplex</i>		1.2*
<i>Phacotus lendneri</i>		1.8*
<u>CONJUGUEES</u>		
<i>Mougeotia gracillima</i>	4.7**	0.0
<i>Closterium aciculare</i>	11.1**	1.1*
<i>Staurastrum cingulum</i>	1.5*	0.7*
<i>Staurastrum sebaldi</i>		1.0*
Nombre d'espèces * + **	25	24
(90 % de la biomasse)	90	89.9
Nombre d'espèces**	6	4
(50 % de la biomasse)	49.5	51.4

** = espèces très abondantes

* = espèces abondantes

4. PRODUCTION PRIMAIRE

Cette variable exprime la vitesse de renouvellement de la biomasse phyto-planctonique. Elle est accompagnée par la concentration en chlorophylle a qui est un indicateur de la biomasse du phytoplancton, mais aussi de son potentiel photosynthétique.

4.1 PROFILS VERTICAUX

Les mesures de production primaire correspondent au carbone assimilé *in situ* par le phytoplancton pendant le tiers médian de la période diurne.

Les profils (fig. 3) plats jusqu'en mars, commencent à se dessiner en avril. Le maximum annuel de chlorophylle a lieu le 24 avril à 5 m de profondeur et atteint 21 mg.m⁻³. Cette valeur reste inférieure au maximum ponctuel de l'année précédente (27 mg.m⁻³). Le maximum subsuperficiel de production s'observe de façon classique en mai : le 9 mai à 1 m, il atteint 400 mg C.m⁻².jour⁻¹, valeur un peu plus forte que l'année précédente. Le 22 mai le pic de production reste important (334 mg C.m⁻².jour⁻¹) et se situe à 2 m de profondeur alors que le maximum de chlorophylle se trouve à 5 m.

La phase des eaux claires apparaît comme d'habitude début juin. Ensuite les profils sont peu marqués en été. Les maxima de chlorophylle s'observent alors fréquemment à des profondeurs importantes, par exemple à 10 m fin juin, fin juillet et en août, indiquant une sédimentation et une accumulation du phytoplancton. On remarque le 15 septembre un pic de production à 3.5 m (194 mg C.m⁻².jour⁻¹). Par la suite et jusqu'en fin d'année les profils s'estompent progressivement, celui de décembre devenant très plat, forme caractéristique des profils d'hiver.

4.2 VARIATIONS SAISONNIERES

L'intégration des mesures en fonction de la profondeur permet d'obtenir des valeurs globales, exprimées par mètre carré de surface et par jour dans le cas de la production primaire et sous forme d'une concentration moyenne pondérée dans la couche 0-10 m dans le cas de la chlorophylle. Ces résultats sont portés sur la figure 4 en regard des variations de la transparence et récapitulés dans le tableau 2.

Le développement du phytoplancton, amorcé en mars, se poursuit en avril pour atteindre un maximum en mai où la production est caractérisée par des valeurs importantes avoisinant 4'000 mg C.m⁻².jour⁻¹. Les concentrations en chlorophylle restent cependant relativement faibles, le maximum annuel observé fin avril étant de 18 mg m⁻³ (23 mg m⁻³ en 1989). La transparence ne descend pas en dessous de 2.4 mètres.

La phase des eaux claires, très courte, est marquée par une forte augmentation de la transparence (12.9 m), une chute de la production et surtout de la concentration en chlorophylle (1.6 mg.m⁻³). La production remonte ensuite rapidement et se maintient à un niveau élevé jusqu'en septembre, alors que la concentration en chlorophylle reste inférieure à 10 mg.m⁻³, sauf à la fin de septembre où elle dépasse légèrement cette valeur.

4.3 PRODUCTION ANNUELLE

Ce paramètre est calculé par intégration des valeurs journalières en fonction du temps. Après un abattement de 40 %, correspondant aux pertes de carbone par respiration, on obtient la production nette, directement utilisable par les herbivores, les détritivores et les décomposeurs. En 1989 la production annuelle nette ainsi calculée atteint 293 g C.m⁻².an⁻¹, valeur très voisine de celle obtenue les deux années précédentes.

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Production primaire annuelle nette (g C/m ² .an)	231	230	190	174	185	279	299	295	293
Chlorophylle a (0-10 m) moyenne annuelle (mg/m ³)	7.5	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4

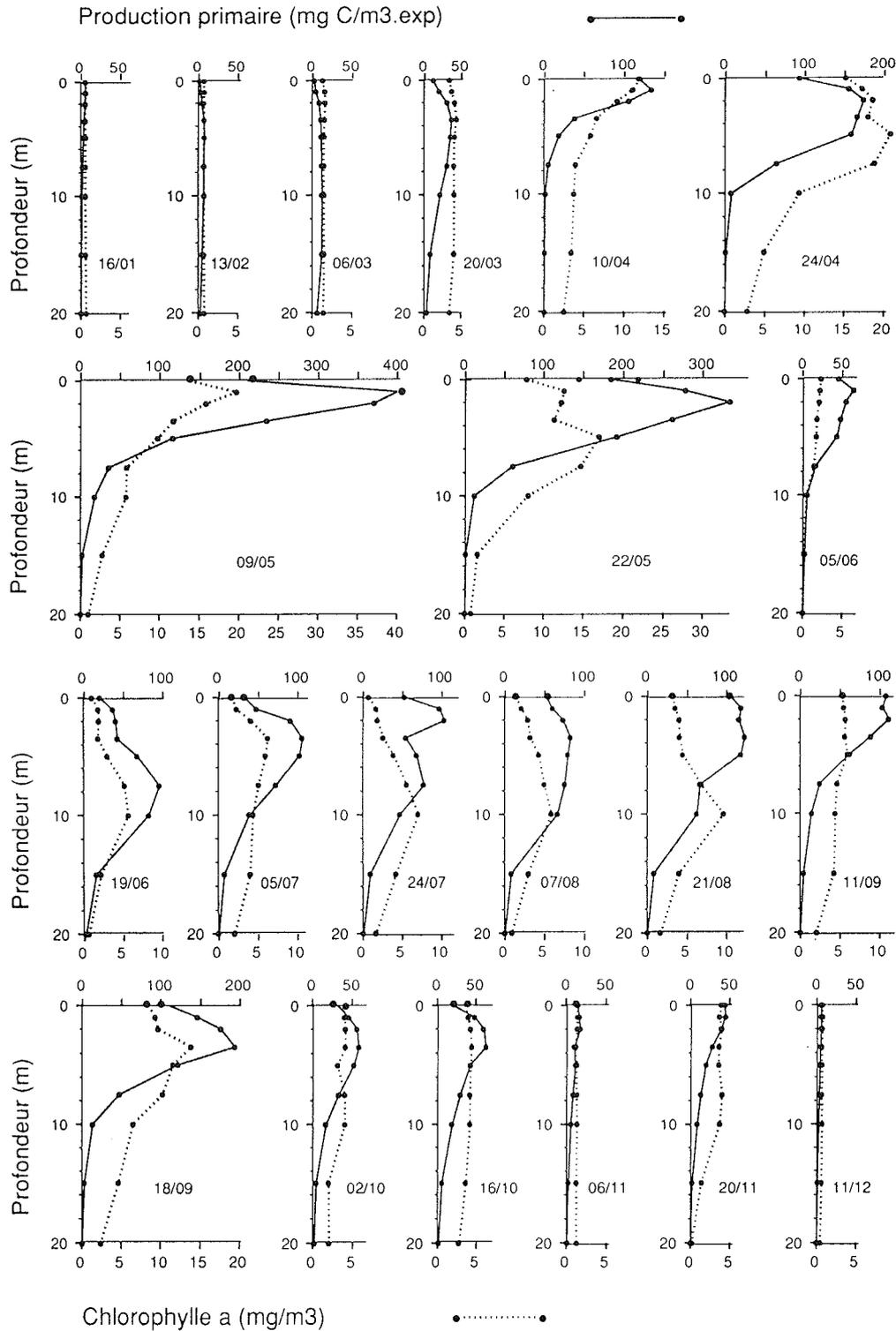


FIGURE 3 : PROFILS VERTICAUX DE PRODUCTION PRIMAIRE (TRAIT PLEIN)
 ET DE CHLOROPHYLLE (POINTILLES). LA PERIODE D'INCUBATION (EXP.)
 EST LE TIERS MEDIAN DE LA PERIODE DIURNE (LEMAN, SHL 2, 1989)

La production primaire se maintient donc à un niveau élevé, en dépit de la diminution de la concentration en phosphore, qui reste encore trop importante pour limiter globalement cette production. Toutefois on n'observe pas en été de maxima très élevés comme c'était le cas par exemple en 1981.

La concentration moyenne en chlorophylle dans la couche 0-10 m s'établit à 4.4 mg.m^{-3} en 1989. Ce paramètre accuse donc une diminution sensible, puisqu'il faut remonter à 1983 pour trouver une valeur équivalente. D'ailleurs les transparences mesurées, jamais inférieures à 2.4 m, confirment cette tendance. Cette diminution de la biomasse chlorophyllienne, proche de 25 %, s'explique par le développement particulièrement important du zooplancton herbivore.

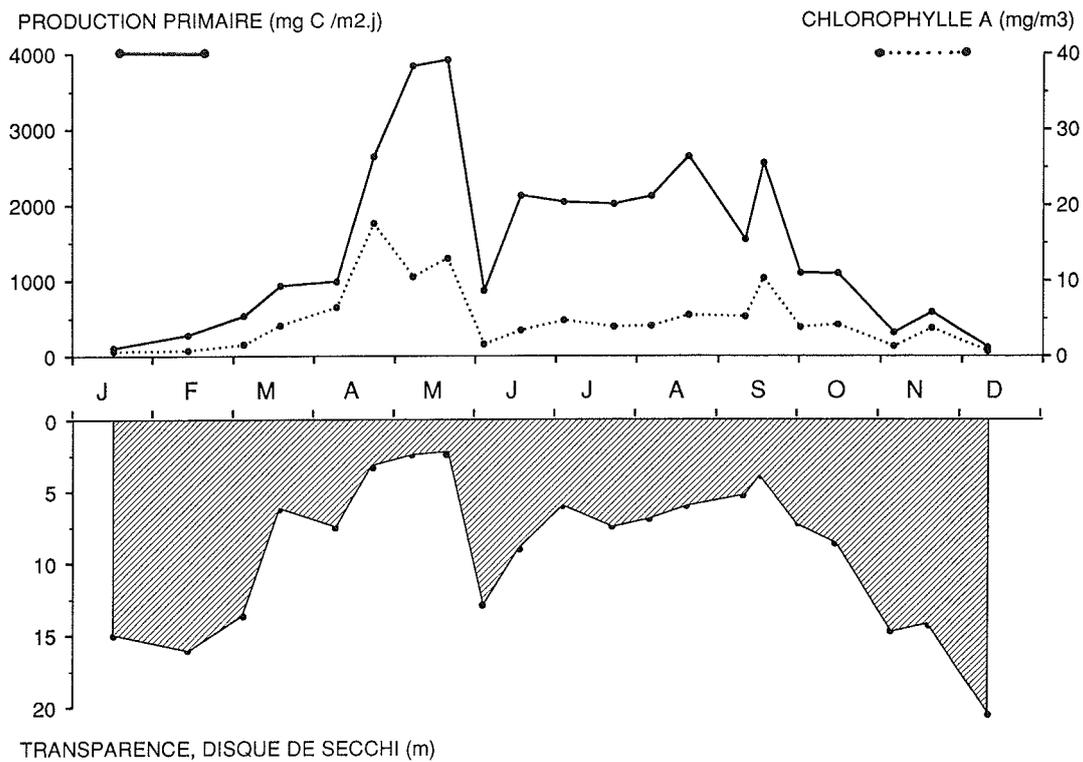


FIGURE 4 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA PRODUCTION PRIMAIRE, DE LA TENEUR EN CHLOROPHYLLE DANS LA COUCHE 0 - 10 M ET DE LA TRANSPARENCE (LEMAN, SHL 2, 1989)

TABLEAU 2 - Paramètres de production primaire (Léman - SHL 2, 1989)

date	ΣA	PP_j	A_{max}	$Chl_{A_{max}}$	Chl_{0-10}	T_{DS}
1989	mg C/m ² exp	mg C/m ² .j	mg C/m ³ exp	mg/m ³	mg/m ³	m
16.01	49.6	110.3	5.8	0.67	0.63	15.00
13.02	125.5	278.8	7.9	0.76	0.74	16.00
06.03	239.1	531.3	12.3	1.62	1.51	13.65
20.03	420.7	934.8	37.3	4.40	4.07	6.20
10.04	445.2	989.3	134.1	11.98	6.48	7.50
24.04	1187.6	2638.8	174.4	20.81	17.56	3.30
09.05	1727.5	3838.6	401.0	19.66	10.55	2.40
22.05	1762.3	3915.8	333.8	17.00	12.96	2.40
05.06	391.4	869.7	63.6	2.23	1.57	12.90
19.06	956.2	2124.8	96.5	5.72	3.40	9.00
05.07	917.5	2038.7	106.4	6.24	4.76	6.00
24.07	906.6	2014.4	103.9	7.09	3.92	7.40
07.08	953.8	2119.3	83.3	5.93	4.01	6.90
21.08	1188.0	2639.7	123.1	9.68	5.43	6.00
11.09	694.6	1543.4	111.7	5.92	5.26	5.25
18.09	1150.2	2555.8	193.9	13.85	10.35	3.90
02.10	495.7	1101.5	57.6	4.07	3.82	7.20
16.10	494.2	1098.0	62.0	4.38	4.18	8.60
06.11	139.9	311.0	16.9	1.34	1.27	14.70
20.11	263.8	586.1	43.4	3.94	3.71	14.30
11.12	52.8	117.4	5.4	0.68	0.64	20.40

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/m³)
- Chl_{0-10} : Concentration en chlorophylle a (mg/m³) dans la couche surface - 10 mètres.
- T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi

5. ZOOPLANCTON

5.1 BIOVOLUME SEDIMENTE

5.1.1 Evolution à long terme

L'évolution à long terme de l'abondance du zooplancton sédimenté (figure 5) met en évidence un maximum très prononcé en 1981 (258 ml.m⁻²), année au cours de laquelle la concentration en phosphore total avait été maximale dans la couche trophogène (0-20 m) (BALVAY, 1990). L'abondance du zooplancton a ensuite constamment diminué jusqu'en 1985 avant d'effectuer une remontée en 1986 (173 ml.m⁻²). Une nouvelle progression du volume sédimenté (139 ml.m⁻²) se manifeste en 1989, toutefois moins marquée qu'en 1986; cette augmentation du volume sédimenté va de pair avec l'accroissement sensible du nombre des entomostracés (tableau 6).

5.1.2 Variations saisonnières

Le zooplancton est peu abondant en hiver et la diminution progressive de la transparence jusqu'en mai est en relation avec l'accroissement continu de la biomasse phytoplanctonique (figure 6). Le développement intense du zooplancton au début de juin entraîne une brutale augmentation de la transparence (phase des eaux claires) par suite de l'élimination du phytoplancton causée par le brotage par les daphnies dont la population est très abondante à cette période. Le pic du début juin (650 ml.m⁻²) est nettement plus important qu'en 1988 (499 ml.m⁻²) et a une plus forte incidence sur l'augmentation de la transparence qui passe alors de 2.4 m à 12.9 m (de 1.85 à 8.75 m en 1988). La population zooplanctonique demeure abondante en juillet. Durant l'automne 1989, le zooplancton est plus abondant qu'en 1988, avec un maximum beaucoup plus tardif (novembre 1989 au lieu de septembre 1988).

5.2 COMPOSITION SPECIFIQUE DE LA BIOCENOSE ZOOPLANCTONIQUE

Dix-neuf espèces de rotifères ont été inventoriées dans la zone pélagique en 1989 au lieu de 25 en 1988 (tableau 3). *Notholca squamula* a fait une brève apparition en avril alors que *Notholca foliacea*, *Trichocerca capucina*, *T. porcellus* et *T. similis* n'ont pas été observées; il en est de même de *Rhino-glana frontalis*, espèce accidentelle dans le Léman en 1988.

La composition du peuplement des entomostracés, en 1989, est peu différente de celle observée en 1988, avec toutefois la présence de quelques *Mesocyclops leuckarti* et *Macrocyclus albidus* en zone pélagique.

Alors que les variations qualitatives sont peu marquées, c'est surtout sur le plan quantitatif que la biocénose zooplanctonique présente des modifications importantes par rapport à l'année précédente.

5.3 ROTIFERES

5.3.1 Abondance des rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères est toujours en progression (tableau 4) mais le cycle de ces organismes est très différent en 1989 car la population rotatorienne reste importante durant l'été et l'automne alors qu'elle était surtout concentrée au début de l'été en 1988 (figure 7). Le pic de juin-juillet (3.5 10⁶ ind.m⁻²) est fortement réduit par rapport à 1988 (9.9 10⁶ ind.m⁻²); après une brève période de faible abondance à la fin juillet, la population redevient importante pendant l'été avec le pic maximum de l'année apparaissant en octobre 1989 (6.5 10⁶ ind.m⁻²).

TABLEAU 3 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1989

ROTIFERES	
<u>Asplanchnidae</u>	<u>Gastropodidae</u>
Asplanchna priodata	Ascomorpha ovalis Ascomorpha saltans Gastropus stylifer
<u>Brachionidae</u>	<u>Lecanidae</u>
Kellicottia longispina Keratella cochlearis K. cochlearis var hispida K. cochlearis var tecta Keratella quadrata Notholca caudata Notholca squamula	Lecane (L) luna*
<u>Conochilidae</u>	<u>Synchaetidae</u>
Conochilus unicornis	Ploesoma truncatum Polyarthra dolichoptera Polyarthra vulgaris Synchaeta oblonga Synchaeta pectinata
<u>Finiliidae</u>	<u>Testudinellidae</u>
Filinia terminalis	Pompholyx sulcata
	<u>Trichocercidae</u>
	Trichocerca dixon-nuttalli Trichocerca rousseleti
ENTOMOSTRACES	
<u>Sididae</u>	<u>Polyphemidae</u>
Sida crystallina*	Bythotrephes longimanus Polyphemus pediculus*
<u>Daphniidae</u>	<u>Leptodoridae</u>
Ceriodaphnia pulchella* Ceriodaphnia quadrangula* Daphnia galeata Daphnia hyalina D. hyalina var. pellucida D. hybride hyalina-galeata Daphnia longispina Simocephalus exspinosus* Simocephalus serrulatus* Simocephalus vetulus*	Leptodora kindtii
<u>Bosminidae</u>	<u>Diaptomidae</u>
Bosmina longispina	Eudiaptomus gracilis
<u>Chydoridae</u>	<u>Cyclopidae</u>
Acroperus harpae* Alona quadrangularis* Alona rectangularis* Chydorus latus* Eurycerus lamellatus* Pleuroxus denticulatus* Pleuroxus truncatus*	Acanthocyclops robustus Cyclops vicinus Cyclops prealpinus Macrocyclops albidus Misocyclops leuckarti
MOLLUSQUES	
Dreissena polymorpha	

(*) = espèces non observées à SHL2

TABLEAU 4 : Evolution de l'abondance des rotifères (ind.m⁻²)
(Léman, SHL 2)

	1987	1988	1989
Moyenne annuelle	756'000	1'279'000	1'466'000
Pic majeur (date)	3'120'000 (22/07)	9'907'000 (5/07)	6'536'000 (2/10)
Pic secondaire (date)	2'275'000 (18/08)	726'000 (12/12)	3'504'000 (5/06)

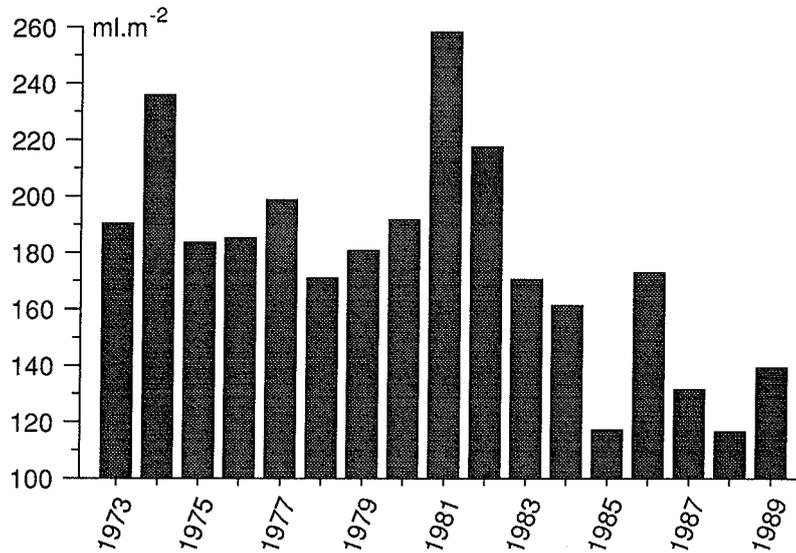


FIGURE 5 : EVOLUTION A LONG TERME DU BIOVOLUME SEDIMENTE DU ZOOPLANCTON
(MOYENNES ANNUELLES) (LEMAN, SHL 2, 1989)

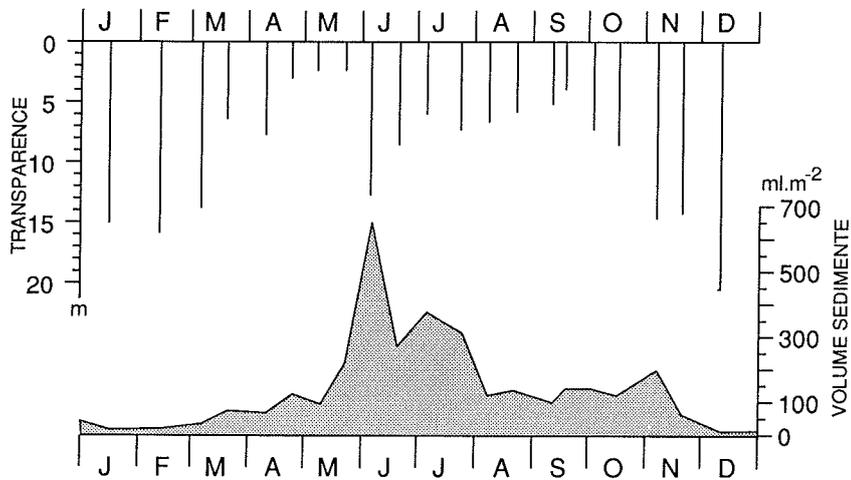


FIGURE 6 : EVOLUTION DE LA TRANSPARENCE DES EAUX ET DE
L'ABONDANCE DU ZOOPLANCTON (LEMAN, SHL 2, 1989)

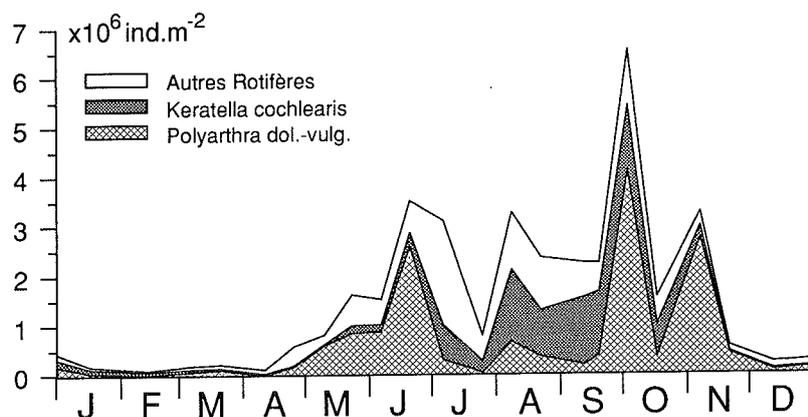


FIGURE 7 : EVOLUTION DE L'ABONDANCE SAISONNIERE DES ROTIFERES
(LEMEN, SHL 2, 1989)

On assiste en 1989 à un fort développement de *Polyarthra* qui devient dominant en remplacement de *Keratella cochlearis* dont les effectifs moyens annuels ont presque diminué de moitié (tableau 5). *Conochilus unicornis*, *Pompholyx sulcata*, *Notholca caudata* et *Kellicottia longispina* sont en forte progression alors que *Ploesoma truncatum* et *Ascomorpha saltans* régressent de façon notable.

TABLEAU 5 : Abondance et importance des principales espèces de rotifères (Léman, SHL 2, 1989).

Espèces	1988		1989	
	ind.m ⁻²	%	ind.m ⁻²	%
<i>Polyarthra dol.+ vulg.</i>	260'700	20.4	639'800	43.7
<i>Keratella cochlearis</i>	656'700	51.4	351'000	23.9
<i>Conochilus unicornis</i>	43'300	3.4	108'800	7.4
<i>Synchaeta oblonga</i>	74'300	5.8	91'700	6.3
<i>Pompholyx sulcata</i>	23'300	1.8	90'200	6.2
<i>Kellicottia longispina</i>	21'400	1.7	64'200	4.4
<i>Keratella quadrata</i>	28'300	2.2	36'100	2.5
<i>Ascomorpha ovalis</i>	13'600	1.1	22'700	1.6
<i>Synchaeta pectinata</i>	51'200	4.0	22'100	1.5
<i>Asplanchna priodonta</i>	12'500	1.0	18'700	1.3
<i>Notholca caudata</i>	950	0.1	10'900	0.7
<i>Ascomorpha saltans</i>	33'800	2.6	2'300	0.2
<i>Ploesoma truncatum</i>	22'400	1.8	150	0.001

5.3.2 Biomasse des rotifères

La biomasse moyenne annuelle des rotifères est également en augmentation en 1989 (1.14 g poids frais.m⁻²). La biomasse maximale est observée en mai, due essentiellement à *Asplanchna priodonta*, espèce de grande taille, et deux autres pics importants apparaissent en octobre et novembre, liés au développement de *Polyarthra* (figure 8) durant cette période. Bien que numériquement plus abondants que les entomostracés, les rotifères ne représentent en biomasse que quelques pour cent de la biomasse crustacéenne (figure 10).

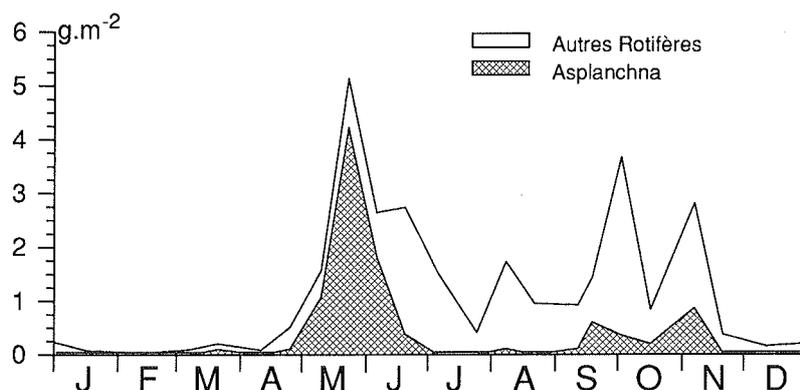


FIGURE 8 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA BIOMASSE (POIDS FRAIS) DES ROTIFERES (LEMAN, SHL 2, 1989)

5.4 ENTOMOSTRACES

5.4.1 Abondance et cycle saisonnier des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en augmentation par rapport à l'année précédente et dépasse même celle observée en 1987 (tableau 6) en raison de la progression numérique importante des cladocères et des cyclopidés, et plus faible chez les calanides. La population crustacéenne au printemps et en automne 1989 est nettement plus nombreuse qu'en 1988, avec les pics d'abondance de juin et septembre beaucoup plus intenses que ceux observés en 1988.

TABLEAU 6 : Evolution de l'abondance des entomostracés (ind.m⁻²) (Léman, SHL 2)

	1987	1988	1989
Moyenne annuelle	537'000	381'000	633'000
Pic majeur (date)	1'881'000 (22/06)	1'061'000 (9/05)	2'483'000 (5/06)
Pic secondaire (date)	1'227'000 (7/09)	789'000 (5/07)	1'307'000 (2/10)

Le zooplancton hivernal est représenté surtout par les calanides (*Eudiaptomus gracilis*) et quelques cyclopidés (figure 9). Une première poussée des cyclopidés apparaît en mai, précédant l'important développement estival des daphnies à partir de juin. Le fort accroissement de la population crustacéenne durant l'automne est dû à *Acanthocyclops robustus* et *Bosmina longispina*.

5.4.2 Biomasse des entomostracés

Le cycle des variations de la biomasse correspond relativement bien à celui des variations d'abondance avec deux pics majeurs liés au développement saisonnier des cladocères en juin-juillet et des cyclopidés en automne (figure 10). La biomasse est nettement plus importante en 1989, avec des pics majeurs beaucoup plus marqués qu'en 1988.

5.4.3 Cladocères

Les cladocères sont en forte augmentation numérique en 1989, avec des pics saisonniers plus développés que durant les deux années précédentes (tableau 7).

TABLEAU 7 : Evolution de l'abondance des cladocères (ind.m⁻²)
(Léman, SHL 2)

	1987	1988	1989
Moyenne annuelle	136'000	99'000	226'000
Pic majeur (date)	897'000 (22/06)	551'000 (8/06)	1'579'000 (5/06)
Pic secondaire (date)	591'000 (22/07)	468'000 (5/07)	686'000 (5/07)

Toujours peu abondants en hiver, les cladocères herbivores présentent deux périodes d'abondance maximale, en juin-juillet avec *Daphnia* (en majorité des hybrides *hyalina-galeata*) et en automne avec *Bosmina longispina* (figure 11); entre ces deux périodes se développe *Daphnia galeata*. La période d'abondance des cladocères prédateurs est très étroitement limitée à la saison chaude bien que de rares individus de *Bythotrephes* puissent être observés en hiver dans les prélèvements. *Leptodora kindtii* représente l'espèce dominante dont les mâles apparaissent à la fin de la période estivale (figure 12).

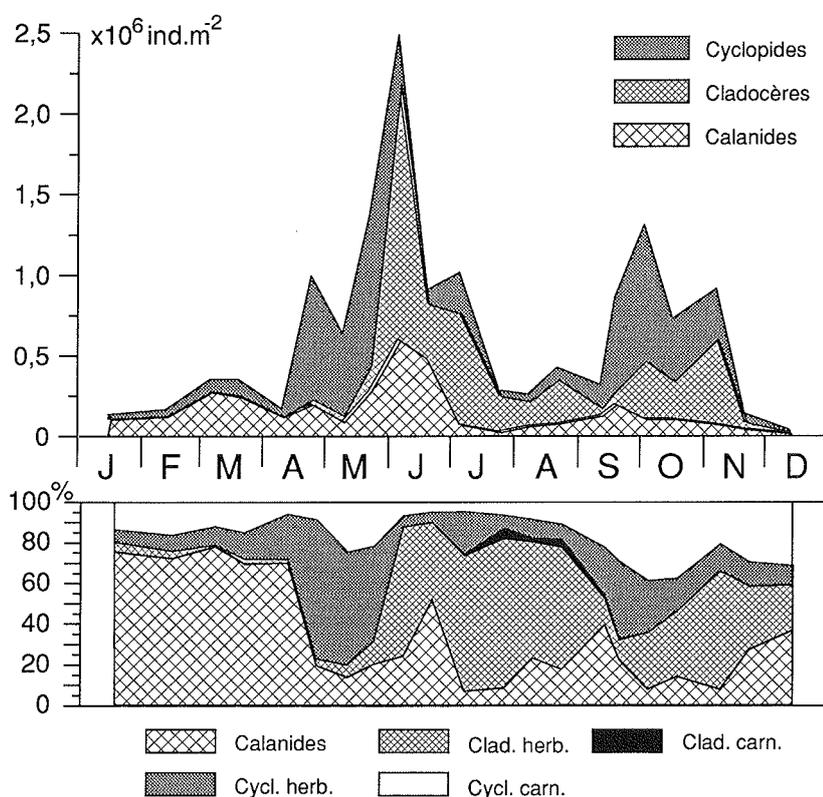


FIGURE 9 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE DES ENTOMOSTRAGES ET
IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFERENTS GROUPES (LEMAN, SHL 2, 1989)

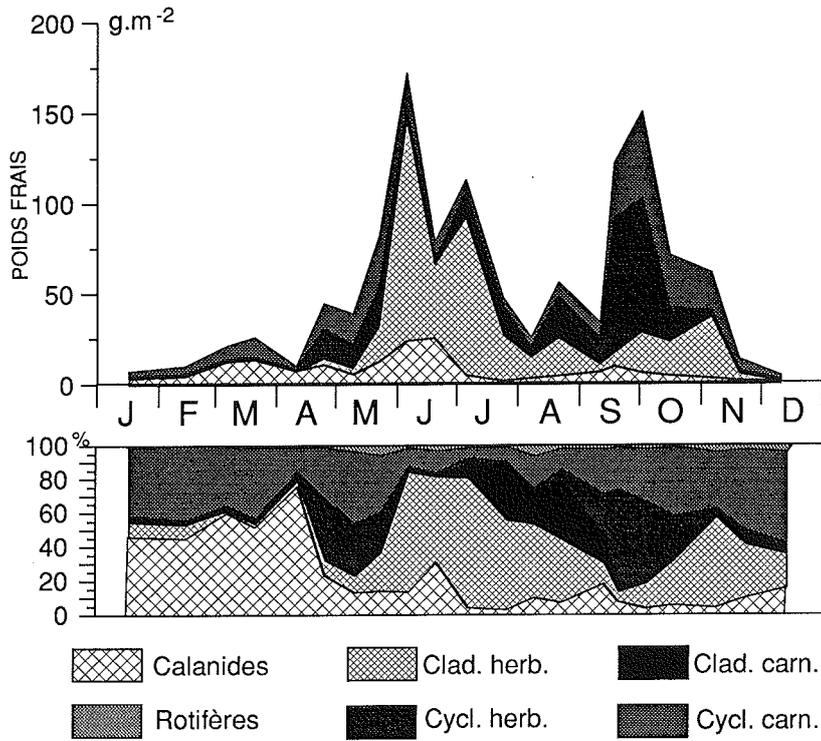


FIGURE 10 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA BIOMASSE DES ENTOMOSTRACES ET IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFERENTS GROUPES (LEMAN, SHL 2, 1989)

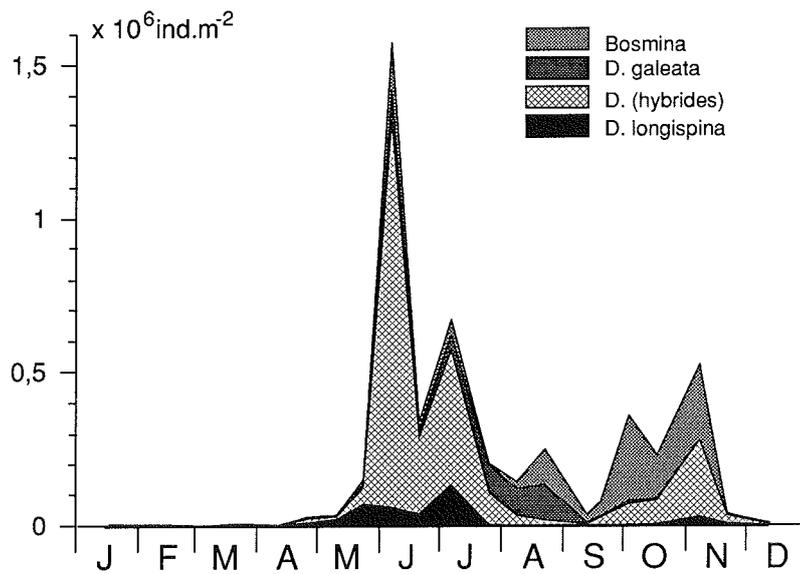


FIGURE 11 : EVOLUTION SAISONNIERE DES CLADOCERES HERBIVORES (LEMAN, SHL 2, 1989)

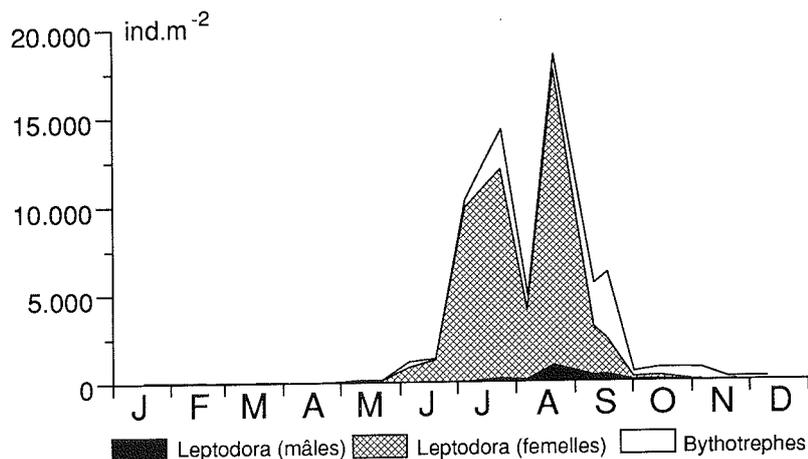


FIGURE 12 : CYCLE SAISONNIER DES GLADOCERES PREDATEURS
(LEMAN, SHL 2, 1989)

5.4.4 Calanides

La population moyenne annuelle est en légère augmentation par rapport à 1988, mais ne retrouve pas ses effectifs de 1987 (tableau 8). Les variations saisonnières d'abondance de *Eudiaptomus gracilis* sont nettement plus marquées qu'en 1988, avec un pic important en juin tandis que la population automnale est en légère régression (figure 13).

TABLEAU 8 : Evolution de l'abondance des calanides (ind.m⁻²)
(Léman, SHL 2)

	1987	1988	1989
Moyenne annuelle	230'000	140'000	157'000
Pic majeur (date)	772'000 (22/06)	319'000 (9/05)	594'000 (5/06)
Pic secondaire (date)	366'000 (2/03)	224'000 (5/07)	273'000 (6/03)

5.4.5 Cyclopidés

La population moyenne annuelle des cyclopidés est en nette augmentation en 1989 en raison surtout de l'important développement d'*Acanthocyclops robustus* durant l'automne (tableau 9).

TABLEAU 9 : Evolution de l'abondance des cyclopidés (ind.m⁻²)
(Léman, SHL 2)

	1987	1988	1989
Moyenne annuelle	171'000	142'000	250'000
Pic majeur (date)	868'000 (7/09)	719'000 (9/05)	932'000 (22/05)
Pic secondaire (date)	542'000 (18/05)	196'000 (14/03)	842'000 (2/10)

Par rapport à 1988, on assiste à un fort développement des cyclopidés d'abord au printemps (*Cyclops vicinus*), puis en automne avec *Acanthocyclops robustus* (figure 14). *Cyclops prealpinus* est bien moins abondant au début de l'année 1989 qu'en 1988 alors que *Acanthocyclops robustus*, pratiquement absent en 1988 (100 ind.m⁻²) est très abondamment représenté cette année, atteignant des effectifs de 796'000 ind.m⁻² le 2 octobre 1989.

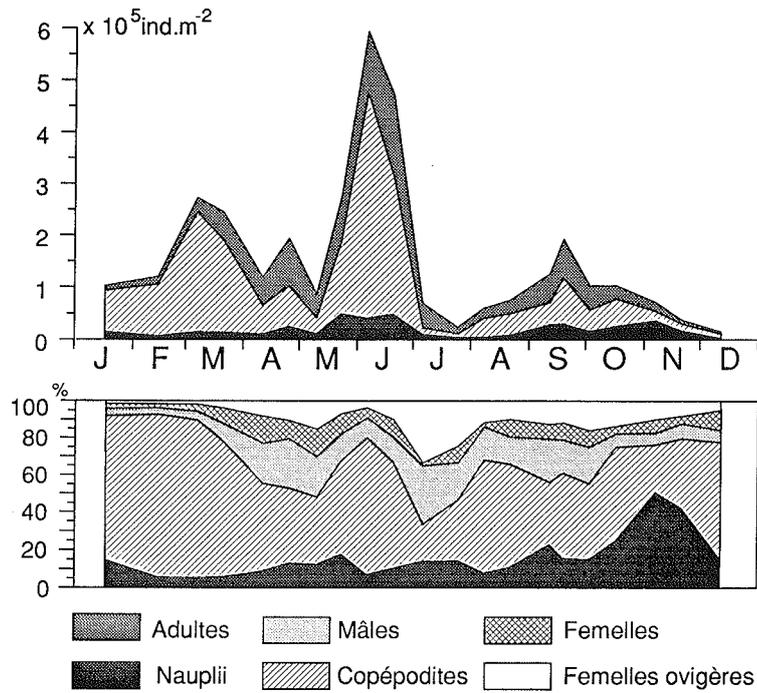


FIGURE 13 : EVOLUTION SAISONNIERE DES CALANIDES ET IMPORTANCE RELATIVE DES DIVERS STADES DE DEVELOPPEMENT (LEMAN, SHL 2, 1989)

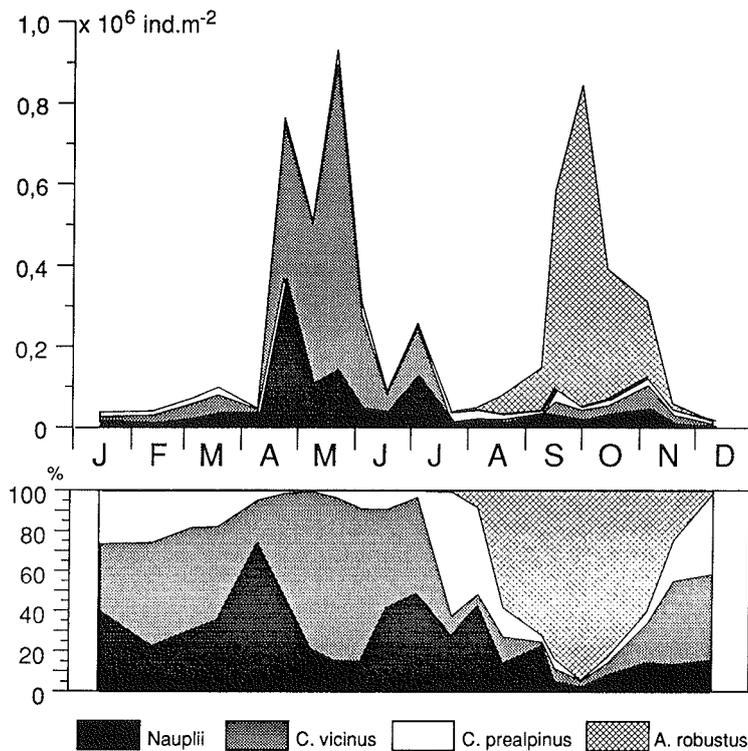


FIGURE 14 : ABONDANCE SAISONNIERE DES CYCLOPIDES ET IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFERENTES ESPECES (LEMAN, SHL 2, 1989)

5.5

REMARQUES GENERALES SUR LE ZOOPLANCTON EN 1989

L'année 1989 est caractérisée par la poursuite du développement des rotifères et surtout par une abondance accrue des entomostracés, avec la réapparition d'*Acanthocyclops robustus* et de *Bosmina longispina*. L'augmentation de la transparence moyenne annuelle et de la transparence lors de la phase des eaux claires sont à mettre en relation avec l'augmentation du biovolume sédimenté.

La température moyenne annuelle en 1989 dans la couche 0-20 m est de 10.9 °C, pratiquement identique à celle observée en 1988 (10.8 °C). Cependant le cycle des variations saisonnières de la température dans la couche trophogène (0-20 m) est quelque peu différent entre ces deux années avec un minimum plus précoce et moins important en 1989 (6.1 °C le 13 février) qu'en 1988 (5.6 °C le 14 mars). Si mars, avril, août, octobre et novembre ont été plus chauds qu'en 1988, on note toutefois une température moindre en mai, juillet et surtout à mi-septembre.

On observe cependant un allongement de la période de production des rotifères de juin à novembre (juin-septembre en 1988) avec apparition plus tardive du maximum d'abondance de cette population (octobre 1989 au lieu de juillet 1988) et abondance accrue d'*Asplanchna* en mai (au lieu de juillet 1988) et en automne.

L'abondance relative des diverses espèces de rotifères regroupées en fonction de leur statut d'indicateur trophique montre que cette biocénose est actuellement caractérisée par les espèces mésotrophes (BALVAY 1989, BALVAY & LAURENT 1989), les espèces oligo-mésotrophes étant dominantes et en progression par rapport à 1988 (figure 15). Un groupe important correspond à des espèces eurytopes (*Keratella cochlearis* et *Asplanchna priodonta*) pouvant se développer en abondance dans tous les types de milieux indépendamment de l'état trophique. Les espèces indicatrices d'eutrophie sont globalement peu abondantes, avec cependant une légère tendance à l'augmentation en 1989.

Le zooplancton présente un développement marqué au printemps et une abondance accrue en automne liée à l'essor d'*Acanthocyclops*. La population des cladocères est importante au printemps (*Daphnia*) de même qu'en automne (*Daphnia* + *Bosmina*), alors que les calanides présentent une forte population en juin et les cyclopidés en avril-mai et surtout en septembre-octobre.

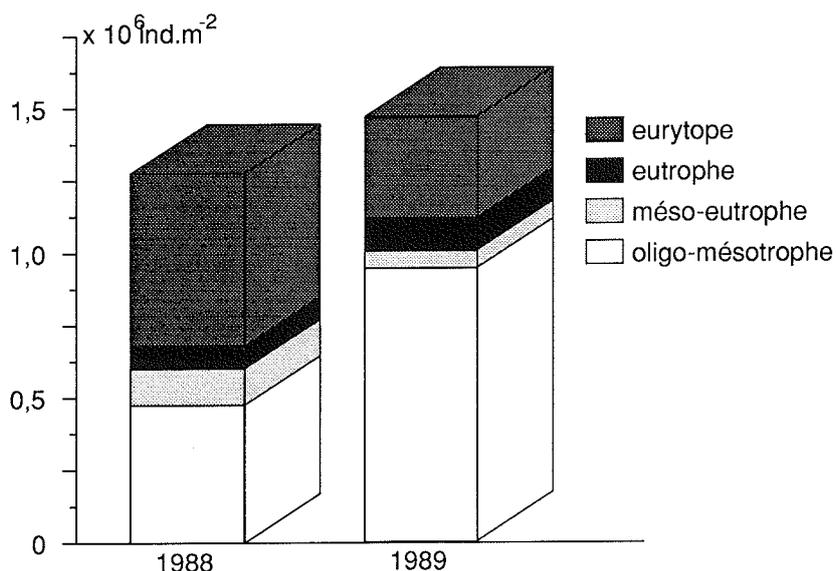


FIGURE 15 : ABONDANCE DES DIVERSES ASSOCIATIONS DE ROTIFERES EN FONCTION DE LEUR STATUT D'INDICATEUR DE TROPHIE

6. CONCLUSIONS

La biomasse du phytoplancton accuse en 1989 une baisse spectaculaire clairement indiquée par les deux paramètres étudiés : biovolume cellulaire et chlorophylle a. Cette situation se traduit par une augmentation de la transparence et exprime une apparente amélioration de l'état trophique du Léman.

Toutefois la production primaire annuelle se maintient en 1989 au niveau très élevé déjà atteint les deux années précédentes. Bien qu'en diminution, la quantité de phosphore présente dans l'eau du lac est donc encore trop importante pour limiter la production de matière organique, en particulier au printemps.

Cette apparente contradiction entre les paramètres production et biomasse s'explique par le développement très important en 1989 du zooplancton et notamment des cladocères herbivores (daphnies en juin-juillet et bosmines en automne) qui consomment au fur et à mesure la matière organique produite. Le nanophytoplancton étant particulièrement abondant, le transfert de matière du compartiment phytoplancton au compartiment zooplancton est efficace.

D'un point de vue pratique, il n'en reste pas moins que la forte poussée algale printanière, non soumise à la limitation par le phosphore ni à la prédation du zooplancton, alors peu développé, est susceptible d'entraîner des nuisances. C'est ainsi que la prolifération dans le Petit Lac en avril 1990 de *Rhodomonas minuta*, favorisée par un printemps très précoce, a provoqué des désagréments aux utilisateurs de l'eau de la ville de Genève : à la suite de coups de bise, ces algues minuscules ont été entraînées au niveau des crépines de pompage, ont traversé les filtres à sable et se sont décomposées dans le réseau d'alimentation en eau potable, communiquant à l'eau une odeur et un goût désagréables.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1989) : Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2, 739-753.
- BALVAY, G. (1990) : Long-term changes in zooplankton abundance and water transparency in Lake Geneva. *Hydrobiologia, Developm. in Hydrobiol.* (sous presse).
- BALVAY, G. et LAURENT, M. (1989) : Incidences des variations de l'état trophique sur les caractéristiques de la biocénose planctonique rotatorienne du lac Léman. *Arch. Sci., Genève*, 42 (2), 341-365.

LE BACTERIOPLANCTON DU LEMAN
Campagne 1989

PAR

PHILIPPE DUFOUR ET MICHEL COLON

ORSTOM¹ ET INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON

RESUME

Après un accroissement de l'importance du compartiment bactérioplanctonique de 1986 à 1988, l'année 1989 se caractérise par une stabilisation de l'abondance cellulaire, une chute de 25 % de la biomasse et de 50 % de la production moyenne annuelle à la station SHL2 par rapport à 1988. La biomasse moyenne annuelle de 3.34 g C.m⁻² représente 83 % de la biomasse phytoplanctonique et 12 % de la biomasse carbonée totale, pourcentage semblable à celui de l'année précédente. La production bactérienne annuelle de 35 g C.m⁻² est égale à 12 % de la production phytoplanctonique, proportion inférieure à celle des années antérieures. La chute de l'activité bactérienne cette année ainsi que la plus faible taille moyenne des cellules semblent imputables au zooplancton potentiellement bactériophage dont la biomasse est, cette année, près de 2 fois plus élevée qu'en 1988.

Le nombre moyen de cellules de 2.6 millions par ml dans la couche 0 - 20 m situe, parmi les lacs alpins, le Léman entre le lac de Constance et le lac Majeur, lacs méso-eutrophiques, pour le critère bactériologique.

1. METHODES

La méthodologie est identique à celle appliquée en 1987 et 1988.

Les prélèvements sont effectués à la station SHL2 simultanément à ceux de la chimie et de la production primaire, aux niveaux 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 200, 250, 275 et 300 m. Ils sont mélangés proportionnellement à leur représentativité dans les colonnes d'eau 0 à 5 m, 5 à 20 m, 20 à 50 m et 50 à 305 m, respectivement appelées épilimnion, métalimnion supérieur, métalimnion inférieur et hypolimnion. Sur ces mélanges sont mesurées les biomasses et productions de biomasse bactériennes.

¹ Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération

La méthode d'observation microscopique par épifluorescence, après coloration à l'acridine orange, est utilisée pour estimer les abondances cellulaires et biomasses (HOBBIE et al., 1977, modifiée par DUFOUR et STROFFEK (1987) et décrite dans le rapport 1986). Notons ici que malgré un conflit actuel dans la littérature, nous avons encore utilisé le facteur de conversion de WATSON et al. (1977) de $1,21 \cdot 10^{-13}$ g C/ μm^3 pour passer des biovolumes aux biomasses carbonées. Ce facteur conduit probablement à sous-estimer les biomasses et les productions de biomasses bactériennes, mais le conserver permet les comparaisons avec les années précédentes.

Comme l'an passé, la méthode d'incorporation de thymidine ^3H dans le précipité TCA glacé (FUHRMAN et AZAM, 1982) a été utilisée pour estimer la production bactérienne. Des étalonnages par la méthode d'AMMERMAN et al. (1984) nous ont conduits à utiliser le facteur de conversion moyen de $3,86 \cdot 10^{10}$ cellules produites par mole de thymidine incorporée.

2. RESULTATS

2.1 MOYENNES ANNUELLES, EVOLUTION SAISONNIERE ET REPARTITION VERTICALE (figures 1 à 3)

En 1989, la production bactérienne est particulièrement faible : 35 g C.m $^{-2}$, alors qu'elle fut de 65, 88 et 72 g C.m $^{-2}$ en 1986, 1987 et 1988.

Dans l'épilimnion (0 - 5 m) les variations saisonnières de la production sont conformes à celles des années précédentes : accroissement au printemps avec un maximum en mai, puis chute en juin - juillet durant la phase des eaux claires, seconde poussée en automne suivie d'une décroissance jusqu'en hiver. Par contre, le niveau des productions lors de ces différents événements est loin d'atteindre celui des années précédentes. Par exemple, toujours dans l'épilimnion, le maximum de mai 1989 est 21 fois inférieur à celui de mai 1988, tandis que la production des trois campagnes d'automne 1989 est 2.5 fois moindre que celle de l'automne 1988. La phase des eaux claires est plus longue pour le bactérioplancton en 1989; nous y notons le 24 juillet la production bactérienne la plus faible jamais enregistrée dans l'épilimnion depuis le début des mesures en 1986. Globalement, la production bactérienne de l'épilimnion est, en 1989, 4.5 fois plus faible que la moyenne des 3 années précédentes.

Les déficits dans le métalimnion supérieur (5 - 20 m) et inférieur (20 - 50 m) sont moins accusés, avec des productions respectivement 2.2 et 2.6 fois inférieures à la moyenne des 3 années antérieures.

Le déficit est encore moins accentué dans l'hypolimnion avec une production bactérienne 1.8 fois inférieure à la moyenne des 3 années précédentes.

A tous les niveaux, on constate que les cellules sont plus petites cette année. Cela est particulièrement net en surface où les gros bacilles régulièrement présents chaque printemps ne sont pas apparus cette année. Cependant, l'abondance cellulaire est en moyenne annuelle à peine inférieure à celle de l'année précédente. Il en résulte que sur l'ensemble de la colonne d'eau la biomasse bactérienne, de 3.34 g C.m $^{-2}$, n'est qu'un quart inférieure à celle de 1988 (4.26 g C.m $^{-2}$) et est même supérieure à celle de 1987 (2.45 g C.m $^{-2}$) et 1986 (2.23 g C.m $^{-2}$).

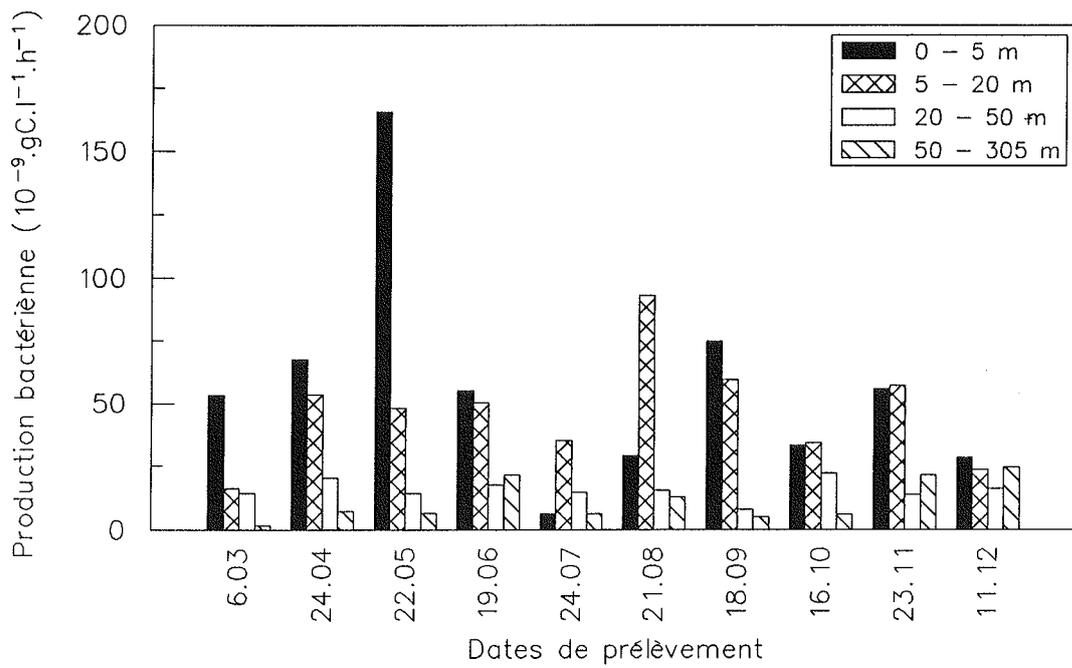
Du déficit de 1989, beaucoup plus élevé pour la production que pour la biomasse, on déduit un mauvais rendement de la biomasse (production annuelle/biomasse moyenne) qui ne se renouvelle sur l'ensemble de la colonne d'eau que 10.6 fois dans l'année alors que ce taux était en moyenne de 27 les trois années précédentes. C'est dans l'épilimnion que cette chute de rendement est la plus remarquable puisque la biomasse ne s'y renouvelle que 14 fois dans l'année, soit 4.6 fois plus lentement en moyenne que les années antérieures.

2.2 LES RELATIONS TROPHIQUES

La faible productivité des cellules présentes suppose soit une limitation trophique par un facteur nutritif déficient, soit une forte prédation sur la fraction la plus active de la population bactérienne.

La plus faible pluviosité sur le bassin versant du Léman en 1989 pourrait être à l'origine d'apports exogènes de matières organiques moindres. Mais il faut se garder de voir là une explication majeure à la faible production bactérienne, les apports exogènes d'une seule année influençant peu le stock de matière organique, particulièrement au centre du Léman où ont lieu les mesures. Les niveaux et les variations de la température dans la couche de surface, identiques en 1988 et 1989 ne permettent pas non plus d'expliquer la différence de productivité cellulaire.

PRODUCTION BACTERIENNE



NOMBRE DE BACTERIES

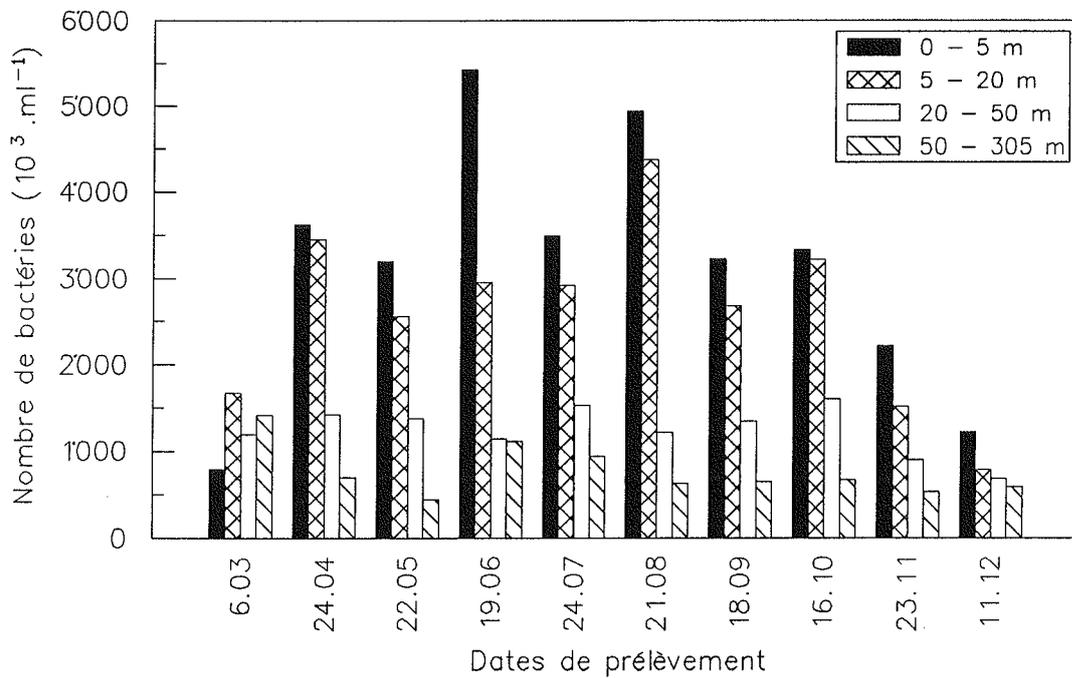
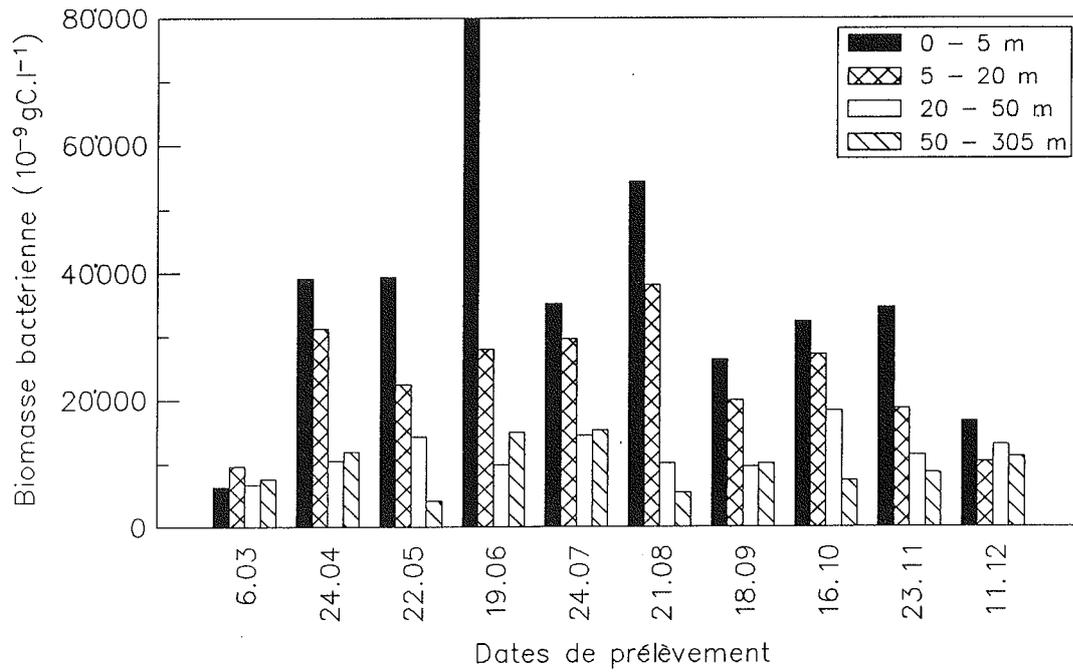


FIGURE 1 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA PRODUCTION ET DE L'ABONDANCE BACTERIENNE PAR TRANCHE D'EAU EN 1989

BIOMASSE BACTERIENNE



PRODUCTION / BIOMASSE

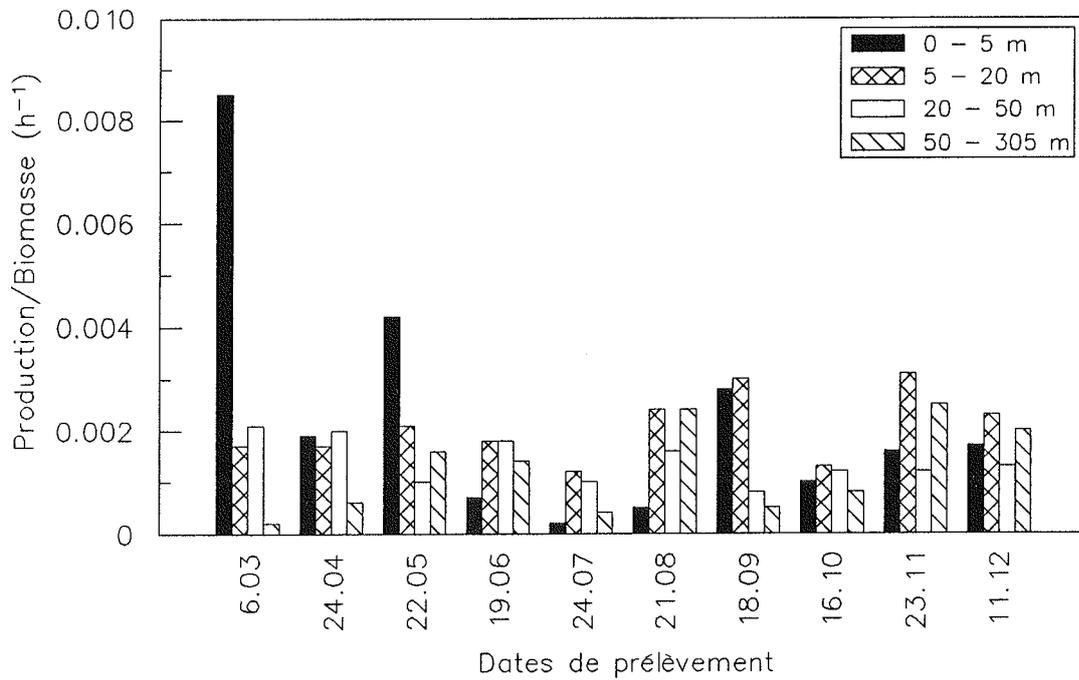


FIGURE 2 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA BIOMASSE ET DU RAPPORT PRODUCTION/BIOMASSE PAR TRANCHE D'EAU EN 1989

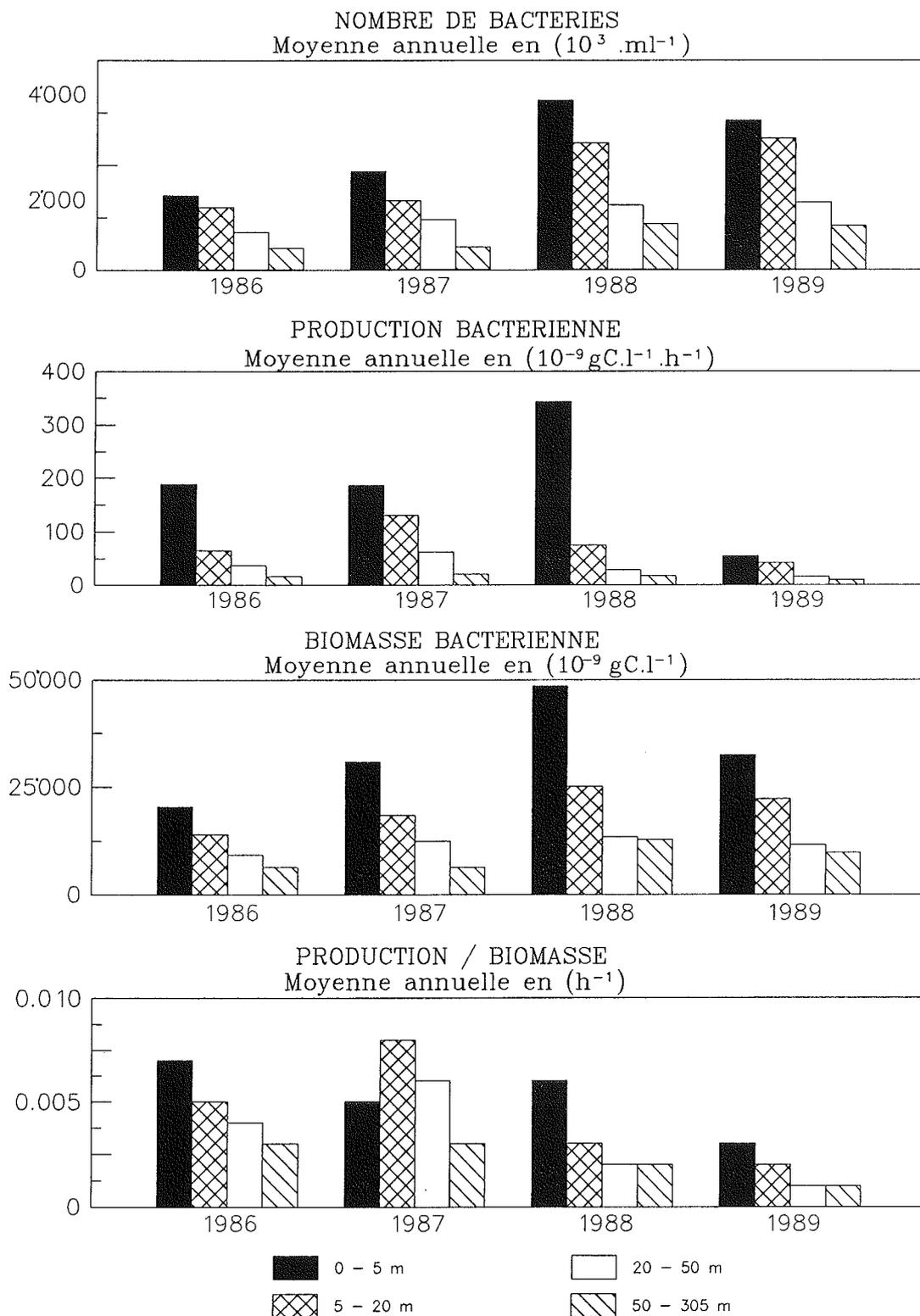


FIGURE 3 : COMPARAISON DES ABONDANCES, PRODUCTIONS, BIOMASSES ET PRODUCTIONS/BIOMASSES BACTERIENNES MOYENNES DES ANNEES 1986 A 1989 PAR TRANCHE D'EAU

La production du bactérioplancton est au centre du lac, très dépendante de celle du phytoplancton dont elle recycle les produits d'excrétion (FEUILLADE et al., 1986, 1988). Mais la production annuelle du phytoplancton est cette année proche de celle des 3 années antérieures.

La biomasse des rotifères est nettement plus élevée en 1989 qu'en 1988. Celle des cladocères herbivores est, elle aussi, plus importante en 1989. Sur l'ensemble de l'année 1989, la biomasse de ce zooplancton, potentiellement bactériophage, est 1.7 fois plus élevée qu'en 1988. Ces moyennes annuelles masquent les variations saisonnières. En début d'année jusqu'en avril, la biomasse des bactériophages est inférieure en 1989 à ce qu'elle était en 1988. En outre la production primaire démarre plus tôt au printemps 1989 qu'au printemps 1988. On constate corrélativement que les biomasses et productions bactériennes sont à cette époque plus élevées en 1989 qu'en 1988. La biomasse des bactériophages, particulièrement celle des rotifères, est par contre plus élevée en mai et début juin 1989 qu'à la même époque en 1988. Cette plus forte pression de prédation au printemps 1989 pourrait être à l'origine de l'absence notoire de gros bacilles, le nanozooplancton se nourrissant préférentiellement sur de grosses cellules. En outre la production primaire est plus faible à cette époque. Ces deux facteurs pourraient expliquer l'absence de floraison bactérioplanctonique printanière, les grosses cellules étant aussi les plus productives.

La pression potentielle de broutage sur le bactérioplancton se poursuit en période des eaux claires et est deux fois plus élevée de fin juin à fin juillet 1989 qu'à la même époque en 1988. De fin juillet à fin août 1989, le bactérioplancton non seulement bénéficie peu des produits d'excrétion d'une production phytoplanctonique qui redémarre lentement après la période des eaux claires, mais il est en outre en présence d'une abondance de prédateur 2 fois plus élevée qu'en 1988. Ces facteurs pourraient être à l'origine de la production bactérienne exceptionnellement faible de l'épilimnion à cette époque.

En automne le bactérioplancton profite moins que les autres années, des produits d'excrétion, puis de la lyse des cellules végétales en sénescence, puisque la floraison phytoplanctonique est plus faible cette année. En outre, on constate que la biomasse des prédateurs potentiels du bactérioplancton est nettement plus élevée qu'en automne 1988. Cela expliquerait la faiblesse de la floraison bactérioplanctonique dans l'épilimnion.

3. CONCLUSIONS

Evolution de l'état trophique du lac d'après son compartiment bactérioplanctonique

La production bactérienne du Léman, après une relative stabilité de 1986 à 1988, est deux fois moindre en 1989. Une cause directe possible de cette faible production est l'abondance, accrue cette année, de rotifères et de cladocères herbivores. Ceux-ci sont également bactériophages et se nourrissent préférentiellement des cellules bactériennes les plus grosses et les plus actives : les cellules de petite taille peu ou pas actives sont moins touchées (DUFOUR et al., sous presse). La biomasse bactérioplanctonique moyenne annuelle, après être passée de 2.23 g C.m⁻² en 1986 à 4.26 g C.m⁻² en 1988 est redescendue à 3.34 g C.m⁻² en 1989. Elle représente 12 % de la biomasse carbonée et 83 % de celle du phytoplancton (en adoptant un rapport C/chl a de 50), proportions semblables à celles de l'an passé.

Les biovolumes cellulaires moyens sont plus faibles que les autres années, ce qui aurait pu être un indice d'oligotrophisation, en l'absence de l'abondante prédation sélective sur les plus grosses cellules.

Avec une abondance moyenne de cellules de 2,6.10⁶ par ml dans la couche 0 - 20 m, le Léman se classe toujours parmi les lacs méso-eutrophes. Selon les résultats du Programme Biologique International (SAUNDERS, 1980), ceux-ci ont plus de 1,5.10⁶ cellules bactériennes par ml. Comparées à d'autres grands lacs alpins, les abondances bactériennes du Léman sont intermédiaires entre celles du lac Majeur d'une part et du lac de Constance et du Bourget d'autre part.

BIBLIOGRAPHIE

- AMMERMAN, J.W., HAGSTROM, A. et AZAM, F. (1984) : Bacterio-plankton growth in sea water : 1. Growth kinetics and cellular characteristics in sea water cultures. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 18, 31-39.
- DUFOUR, P. (1985) : Méthodologie d'évaluation des biomasses et activités hétérotrophes bactériennes dans un écosystème lacustre. Rapport d'ATP-INRA/IL Thonon, 27 p.
- DUFOUR, P. et STROFFEK, S. (1987) : Protocoles expérimentaux et résultats. In : DUFOUR et al., Résultats préliminaires du 2e atelier d'écologie bactérienne du GRECO lacs, Institut de Limnologie, Thonon, 67 p.
- DUFOUR, P., TORRETON J.P. et COLON, M. (1990) : Advantages of distinguishing the active fraction in bacterioplankton assemblages : some examples. *Hydrobiologia*, in press.
- FUHRMAN, J.A. et AZAM, F. (1982) : Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in Marine surface waters : Evaluation and field results. *Marine Biology*, 66, 109-120.
- FEUILLADE, M., DUFOUR, P., FEUILLADE, J. et PELLETIER, J. (1986) : Excrétion de carbone organique par le phytoplancton lémanique. *Schweiz Z. Hydrobiol.*, 48 (1), 37-41.
- FEUILLADE, M., DUFOUR, P. et FEUILLADE, J. (1988) : Organic carbon release by phytoplankton and bacterial re-assimilation. *Schweiz Z. Hydrobiol.*, 50 (2), 115-135.
- HOBBIE, J.E., DALEY, R.J. et JASPER, S. (1977) : Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescent microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33, 1225-1228.
- SAUNDERS, S.W. (1980) : Organic matter and decomposers. In : LECREN, E.O. and LOWE-McCONNEL, R.H., *The functioning of freshwater ecosystem*, IBP n° 22, Cambridge Univ. Press, 588 p.
- WATSON, S.W., NOVITSKY, T.J., QUINBY, H.I. et VALOIS, F.W. (1977) : Determination of bacterial number and biomass in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33, 940-946.

ETUDE DE LA VARIATION SAISONNIERE DES PHENOMENES DE MELANGE DANS L'HYPOLIMNION DU LEMAN

Campagne 1989

PAR

ULRICH LEMMIN, CLAUDE PERRINJAQUET, WALTER H. GRAF

LABORATOIRE DE RECHERCHES HYDRAULIQUES

ECOLE POLYTECHNIQUE FEDERALE DE LAUSANNE

RESUME

Des profils de température pris à plusieurs stations dans le Léman à des intervalles compris entre deux semaines et un mois montrent que durant 1989, du fait d'un hiver clément, le renouvellement des eaux profondes du Grand Lac n'a pas eu lieu. Durant le même temps, les couches intermédiaires ont augmenté leur stock de chaleur, ceci étant rendu très évident par l'approfondissement de l'isotherme 5.2 °C jusque vers 200 m. Pendant les trois dernières années, le Léman montre une tendance au réchauffement. Le gradient du stock de chaleur dans les 80 premiers mètres est plus fort que dans les couches en dessous. Le cycle multi-annuel du gain de chaleur semble être une caractéristique importante de la dynamique du Léman.

1. INTRODUCTION

Une compréhension du mélange dans l'hypolimnion est à la base de l'estimation de l'échelle de temps des processus biogéochimiques. La quantification du mélange est également importante pour connaître les effets des processus biochimiques sur le développement de l'état trophique du lac. On suppose généralement que le mélange vertical dans l'hypolimnion est assez faible, ceci parce qu'une stratification stable crée une barrière à la pénétration vers l'hypolimnion des perturbations générées par le vent en surface. Dans l'océan, il a parfois été observé des mélanges verticaux particulièrement forts dans l'hypolimnion, qui ont conduit à une structure verticale de température par saut ou même à des inversions. L'explication donnée serait que bien qu'il n'y ait pas suffisamment d'énergie cinétique pour générer un mélange complet dans l'hypolimnion, il peut exister des zones pour lesquelles cette énergie est assez grande pour créer un mélange local. Cette concentration en énergie peut être le résultat d'une interruption des ondes internes ou du mélange au bord du lac et d'une intrusion subséquente de masses d'eau dans l'hypolimnion due à des différences horizontales de densité.

Alors qu'il est difficile d'étudier ces événements de mélange en détail, le mélange moyen peut être obtenu en lissant suffisamment ces événements aléatoires sur un laps de temps assez long, en supposant que sur la totalité de l'hypolimnion ces événements sont en équilibre. Pour le Léman, une année n'est pas un temps assez long pour quantifier le mélange dans l'hypolimnion profond, ceci parce que les modifications du stock de chaleur dans ces couches ne peuvent pas être assez finement définies par nos instruments. On ne doit pas en déduire, a priori, que le mélange est faible; il faut plutôt en conclure que la source de chaleur est d'intensité limitée et qu'elle est assez éloignée. Comme les couches profondes du Léman n'ont pas été mises en recirculation durant les derniers hivers, une série chronologique de trois ans du stock de chaleur a été établie, ce qui permet de définir les changements de température en fonction du temps dans l'hypolimnion profond avec suffisamment de fiabilité.

Dans ce rapport nous comparerons la tendance actuelle au réchauffement avec celles observées antérieurement, apporterons des preuves qu'un mélange vertical localisé peut avoir lieu et donnerons une estimation, à long terme, des coefficients de diffusion verticale.

Mesures

Des profils de température ont été mesurés aux points S01 à S6. La situation de ces profils est indiquée à la figure 1. Ces mesures ont été faites avec un instrument profileur de très bonne résolution et de haute précision, permettant de prendre au moins deux valeurs de température par mètre avec une résolution de 0.001 °C. Les profils aux différentes stations ont été pris le jour même. Les mesures peuvent donc être considérées comme quasi synoptiques. De plus ont été mesurées la conductivité et la transmission optique de la lumière.

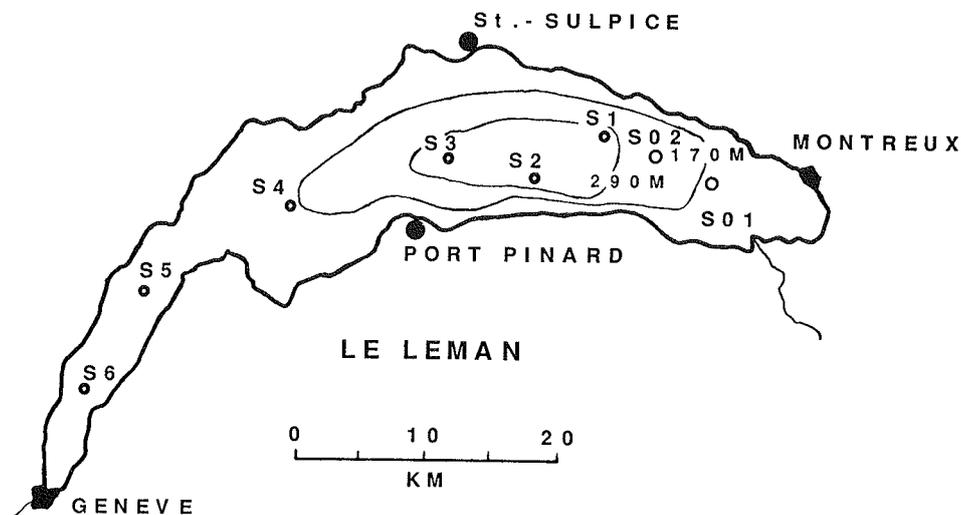


FIGURE 1 : SITUATION DES STATIONS DE PRELEVEMENTS S1 A S6.
DES MESURES SUPPLEMENTAIRES ONT ETE FAITES AUX POINT S01 ET S02

2. ALLURE DES COURBES DE TEMPERATURE ET DE CONDUCTIVITE EN 1989

2.1 TEMPERATURE

L'année 1989 a été une année relativement chaude par rapport à l'année précédente. L'hiver 1988/1989 a été doux, l'été sec et chaud, et l'hiver 1989/1990 à nouveau très doux; par conséquent, la déstratification de la couche supérieure et la pénétration de la chaleur dans les couches intermédiaires du Grand Lac (figure 2) durant les premiers mois de 1989 ont été faibles et comparables à celles de l'année 1988. La stratification estivale était similaire à celle de 1988. Cependant, le gradient de température dans la partie inférieure de la thermocline (30 m à 50 m) était moins prononcé. Le refroidissement par convection au début de l'automne a débuté relativement fort mais a été ralenti vers la fin de l'année. Le réchauffement général observé durant les deux dernières années a continué en 1989. L'isotherme 5.2 °C qui avait été observée vers 160 m en 1988 a été déplacée vers le bas, autour de 210 m en 1989. La stratification moyenne est restée stable.

Dans le Petit Lac la même tendance au réchauffement a été observée. La différence horizontale de température entre les deux bassins est faible. La déstratification des hivers 1988/1989 et 1989/1990 n'a pas été complète. La thermocline se situe à nouveau vers 30 m. La perturbation observée en juin est le résultat d'un coup de "bise" et ses effets sont exagérés par le programme de dessin.

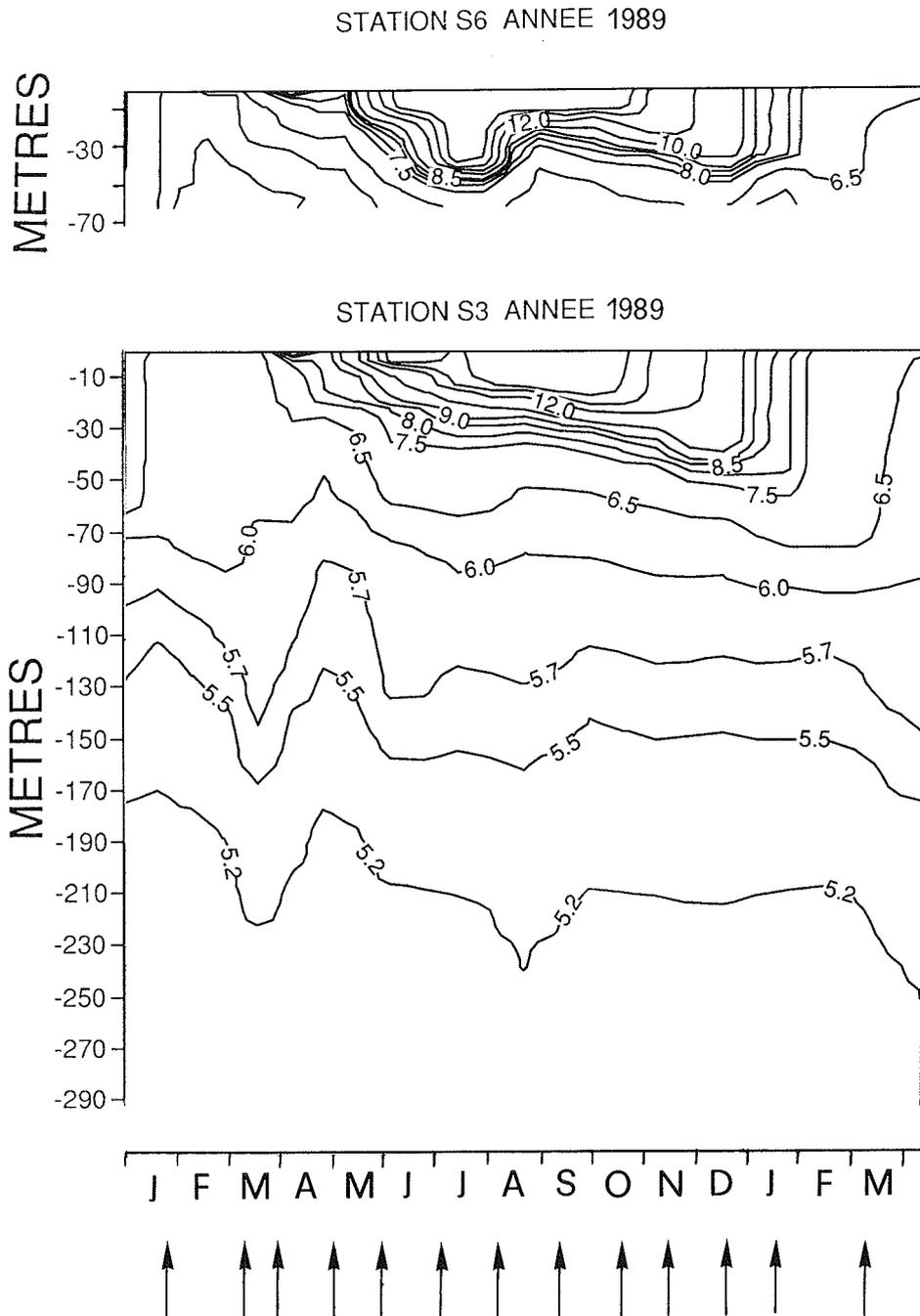


FIGURE 2 : EVOLUTION ANNUELLE (1989) DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE LA TEMPERATURE A LA STATION S6 DANS LE PETIT LAC (65 M DE PROFONDEUR) ET A LA STATION S3 DANS LE GRAND LAC (295 M DE PROFONDEUR). LES ISOTHERMES SONT CALCULEES A PARTIR DES PROFILS DE TEMPERATURE PRIS LES JOURS INDICUES PAR LES FLECHES

2.2

CONDUCTIVITE

Les mesures de conductivité ont été effectuées en parallèle à celles de la température en 1989. Le χ_{25} a été calculé en utilisant la formule de Pleissner :

$$\chi_{25} = \text{conductivité à } 25 \text{ } ^\circ\text{C} = (\text{conductivité à } T \text{ } ^\circ\text{C}) / (1 + 0.0198 (T-25))$$

Cette formule est celle généralement appliquée pour le Léman et diffère de celle du χ_{20} utilisée par d'autres chercheurs (voir WUEST, 1987). Le dessin des isopycnes (figure 3) a été établi de la même manière que celui des isothermes (figure 2). En général, la structure de la dynamique de la conductivité est comparable à celle de la température. Une stratification stable existe en permanence entre la surface et le fond. Durant l'hiver et jusqu'au début d'avril, les isopycnes et les isothermes coïncident. Une fois que la stratification est établie, on peut constater qu'en dessous de 70 mètres les variations verticales de la conductivité sont ralenties par rapport à celles de la température. Dans les 30 premiers mètres une stratification similaire à celle due à la température se développe. Encore une fois la structure générale est la même, mais elle est décalée dans le temps. De plus, le gradient vertical le plus fort se trouve toujours en dessus de la thermocline.

La conductivité peut être utilisée comme un indicateur des variations chimiques et biologique du lac.

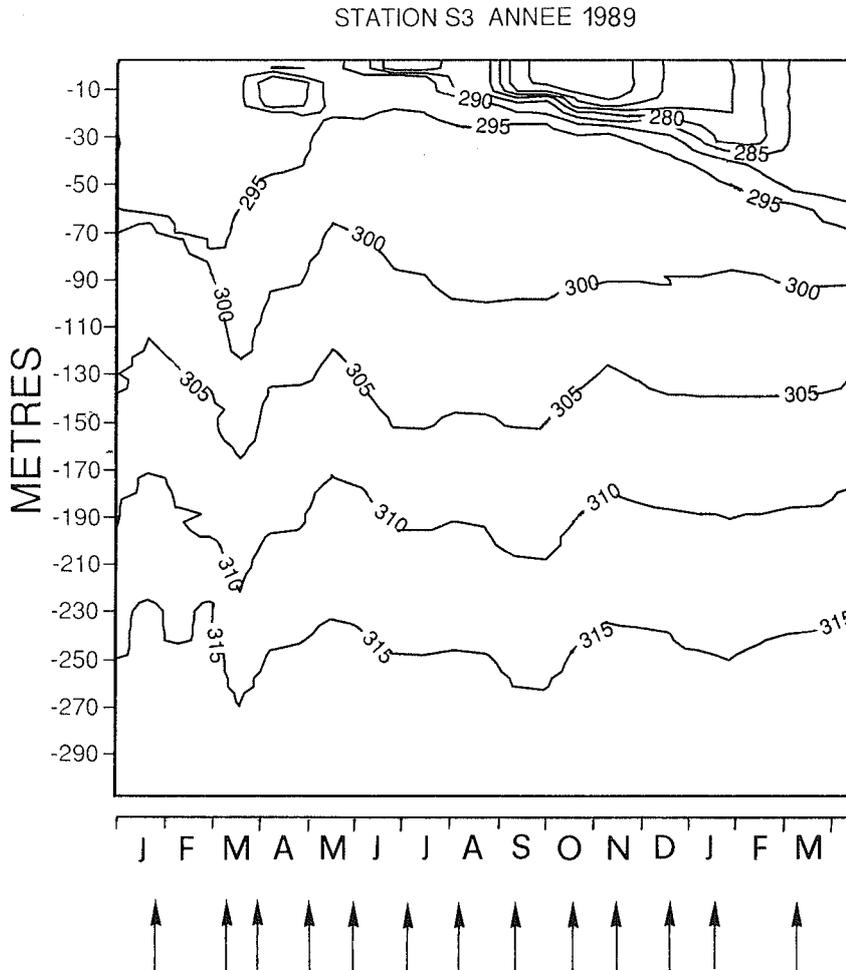


FIGURE 3 : EVOLUTION ANNUELLE (1989) DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE LA CONDUCTIVITE (EN $\mu\text{s}/\text{CM}$). LA CONDUCTIVITE EST EXPRIMEE SOUS LA FORME DE χ_{25} (TEMPERATUREE DE REFERENCE : 25 $^\circ\text{C}$)

2.3 DENSITE

En combinant les mesures de température et de conductivité, la densité de l'eau a été calculée en utilisant la formule proposée par BUEHRER et AMBUEHL (1972) :

$$\rho = \text{densité de l'eau} = \text{densité de l'eau distillée} + 0.64 \cdot 10^{-6} \cdot X_{20}$$

Comme dans cette formule c'est le X_{20} qui est utilisé, nous avons recalculé ce dernier. Les résultats sont donnés à la figure 4. D'après cette figure, il est évident que la densité moyenne est stratifiée en permanence de manière stable. De plus, les courbes de densité égale suivent les isothermes et non les isopycnes. Ceci signifie que la dynamique moyenne de la densité est contrôlée par la température et non par la conductivité.

2.4 MICROSTRATIFICATION DANS L'HYPOLIMNION

Dans les figures 2 à 4, les isolignes ont été déterminées à l'aide de profils lissés. Comme montré dans un précédent rapport (LEMMIN et al., 1989), le profil de température à petite échelle dans l'hypolimnion n'est pas toujours stratifié de manière stable; on peut observer des anomalies de température relativement fréquentes pouvant avoir une portée de plusieurs mètres d'épaisseur. Si le profil de conductivité est dessiné avec une grande résolution, on peut trouver une structure similaire dans le profil (figure 5). Il n'y a pas de corrélation évidente entre les anomalies de la température et celles de la conductivité.

Cependant, si la transmission de la lumière est ajoutée, on peut voir qu'il y a presque toujours une augmentation de la transmission de la lumière à une profondeur identique à celle où la conductivité diminue. Il n'y a pas de tels changements pour la température aux mêmes profondeurs. Quelques exemples sont visibles sur la figure 5. La variation de la transmission de la lumière peut sembler faible, mais il faut garder à l'esprit que celle-ci est liée à la concentration de particules de manière exponentielle. Des tests de laboratoire ont montré que pour une transmission de la lumière de 97.5 % on peut clairement distinguer les détails d'un objet placé à 2 mètres de l'observateur. Si la transmission de la lumière est réduite d'un demi-pour-cent (97 %), seuls les contours grossiers de l'objet peuvent être vus. Une relation objective entre la transmission de la lumière et la concentration en particules ne peut pas être établie pour le Léman et ceci pour de multiples raisons; par contre une variation de la transmission de la lumière de 0.5 % est une indication claire d'un fort changement de concentration en particules.

Ces couches, pour lesquelles la conductivité est plus faible et la transmission de la lumière plus haute, ne peuvent être produites à l'aide du mélange vertical. On peut donc penser que les inhomogénéités relevées dans les profils réalisés dans l'hypolimnion peuvent être l'indication d'un mélange non vertical des masses d'eau. La possibilité que des processus par lesquels des masses d'eau venant des bords du lac puissent être entraînées vers le centre, à une profondeur presque constante, a été évoquée par IMBERGER et PATTERSON (1989) ainsi que par d'autres auteurs. Bien que nous ne puissions confirmer que de tels phénomènes se produisent sur la base de nos mesures, l'existence de ces couches dans nos profils ne peut être facilement expliquée par d'autres processus.

A partir des profils de température et de la transmission de la lumière on peut déduire qu'il existe une relation entre la concentration des particules et la conductivité. Fréquemment le calcul de la densité de l'eau est établie sur la base de la température et de la conductivité, en supposant que les variations de la conductivité sont dues aux variations de la concentration des matières chimiques dissoutes (IMBERGER et PATTERSON, 1989; WUEST, 1987). Si, comme cela semble être le cas pour nos mesures, les variations de la conductivité sont dues à des variations de la concentration de particules, cela peut conduire à de fausses estimations de la densité.

STATION S3 ANNEE 1989

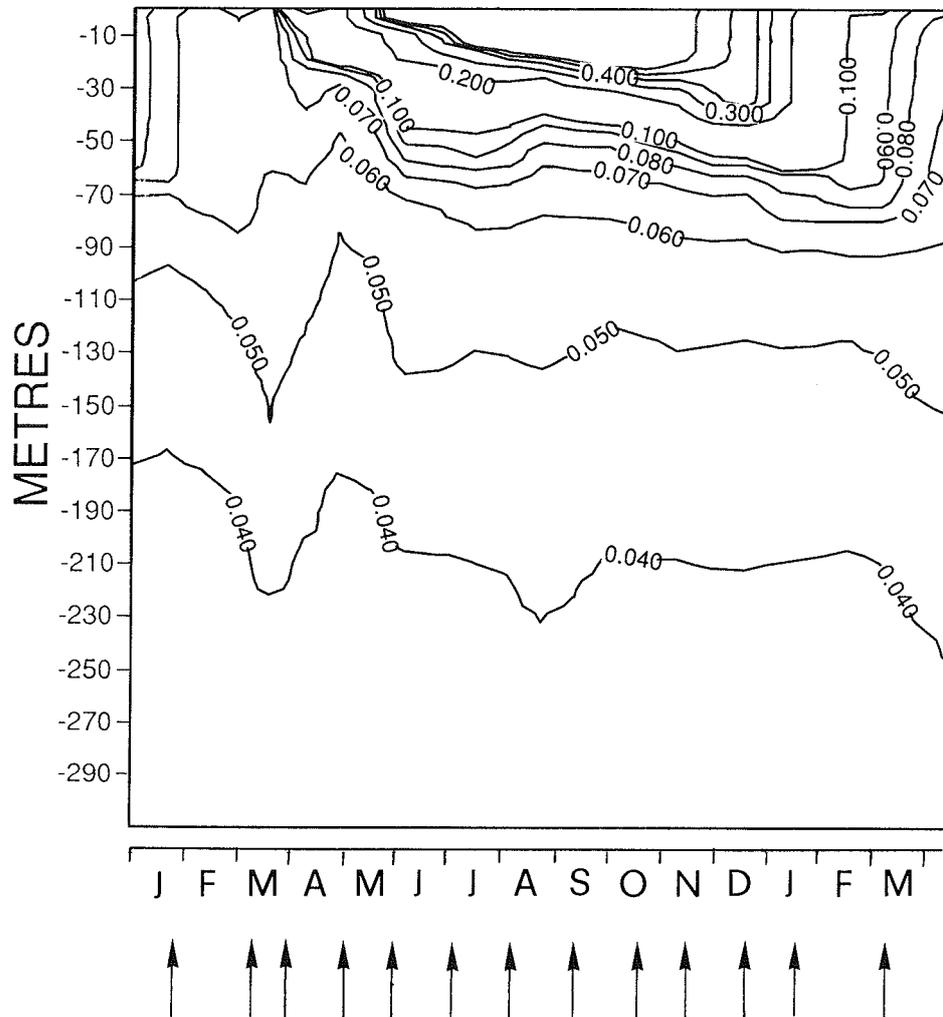


FIGURE 4 : EVOLUTION ANNUELLE (1989) DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE LA DENSITE σ DE L'EAU. LA DENSITE A ETE CALCULEE SUR LA BASE DES TEMPERATURES ET DU χ 20 (TEMPERATURE DE REFERENCE : 20 °C). LIGNES D'ISODENSITE ($1 - \sigma$) EN (KG/M³)

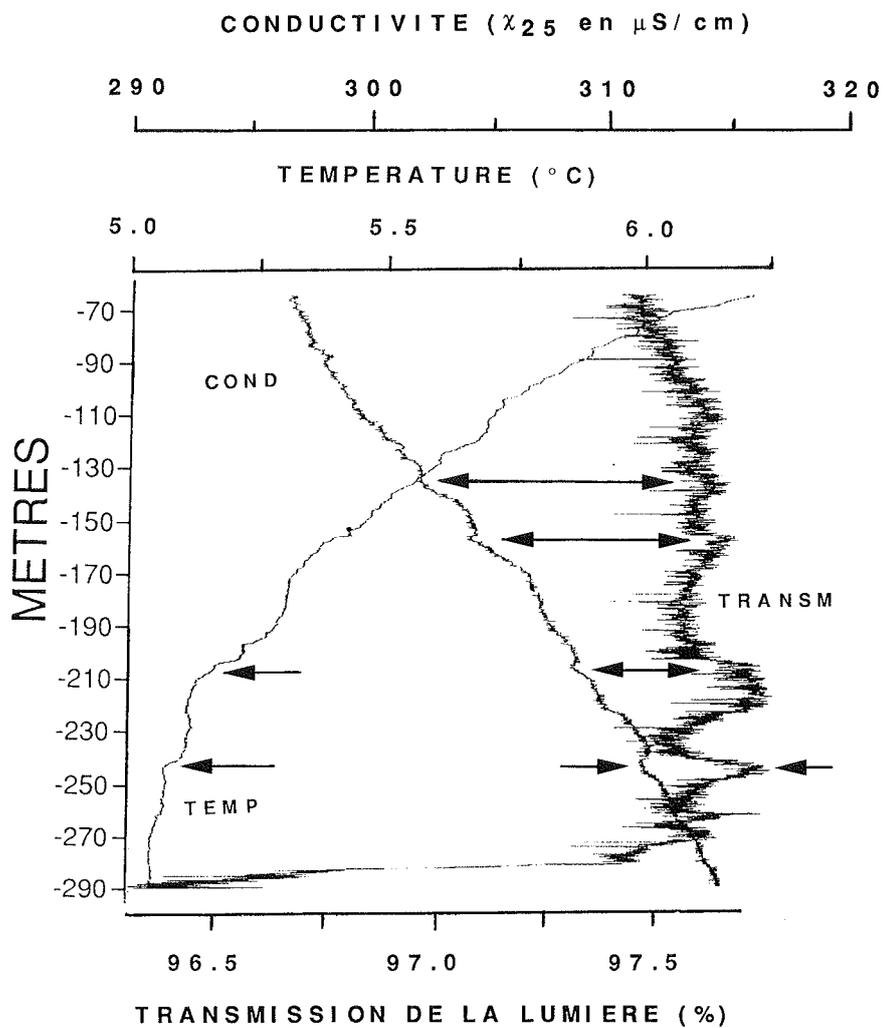


FIGURE 5 : PROFILS DE TEMPERATURE, CONDUCTIVITE ET MESURE DE LA TRANSMISSION DE LA LUMIERE DE 60 M DE PROFONDEUR JUSQU'AU FOND A LA STATION S2, LE 12 SEPTEMBRE 1989 (VOIR FIGURE 1 POUR LA POSITION DE LA STATION). LA POSITION DES ANOMALIES DE CONDUCTIVITE EST INDIQUEE PAR DES FLECHES

3. VARIATIONS A LONG TERME DURANT LES QUATRE DERNIERES ANNEES

3.1 STOCK DE CHALEUR

Le calcul du bilan thermique pour le Grand Lac qui figure dans le rapport de l'année dernière (LEMMIN et al., 1989) a été étendu pour l'année 1989. On peut voir que la tendance au réchauffement de toute la colonne d'eau est continue de 1987 à 1989. Pour cette période, le stock de chaleur a augmenté de 14 %. L'amplitude saisonnière est comparable à celle de 1986 et légèrement plus grande qu'en 1987 et 1988. Les mêmes remarques peuvent être formulées pour la couche de 0 à 20 m et dans une certaine mesure pour la couche de 20 à 50 m. Dans la couche de 50 à 80 m, quelques variations saisonnières peuvent être observées. Dans les couches en dessous de 80 m, seul le refroidissement de l'hiver 1986/1987 peut être détecté à toutes les profondeurs. Les effets des hivers doux suivants ne pénètrent pas significativement en dessous de 80 m. Une tendance au réchauffement, avec une pente réduite, est cependant toujours observable dans ces couches.

La tendance générale au réchauffement peut être définie approximativement par une ligne droite pour toutes les couches. On peut voir à la figure 6 que la pente de cette tendance, pour toute la colonne d'eau et celle pour les couches jusqu'à 80 m, sont comparables, mais plus grandes que pour les couches inférieures. On peut donc dire que les changements à long terme dans les paramètres externes au lac (température, vent) influencent directement les 80 premiers mètres de la colonne d'eau. Ces changements ne sont pas assez forts pour pénétrer complètement dans les couches plus profondes, comme le montrent les pentes plus faibles. Cependant, lorsque les variations saisonnières sont assez fortes, comme pendant l'hiver 1986/1987, leurs effets durent plus longtemps dans les couches profondes. Durant l'année 1987 par exemple, le stock de chaleur dans les couches en dessous de 80 m est resté en dessous de la tendance à long terme jusqu'au refroidissement de l'automne. A la suite de cette analyse, on peut s'attendre à une différence du mélange dans la couche supérieure (jusqu'à 80 m) et dans la couche immédiatement inférieure. Nous reviendrons ci-dessous plus en détail sur ce point.

3.2 DISTRIBUTION DES TEMPERATURES MOYENNES

A la vue des dessins des isothermes pour 1986 à 1989 (figure 7), il est évident que la dernière situation homothermique a eu lieu pendant l'hiver 1986/1987 dans le Grand Lac. Pour les étés suivants, la structure de l'épilimnion change peu d'année en année. C'est en dessous de la thermocline que le réchauffement du lac a lieu. Tandis que dans les 100 derniers mètres de la colonne d'eau cet effet est minime, c'est dans les couches entre 50 m et 200 m que cette tendance est la plus prononcée, conduisant à une augmentation de température de presque 1 °C. Par conséquent, le gradient vertical de température en dessous de la thermocline (30 à 50 m de profondeur) est plus petit à chaque stratification saisonnière consécutive. Dans le Petit Lac, le réchauffement affecte directement les couches près du fond. En 1989, l'eau près du fond était au moins de 1 °C plus chaude que durant l'année 1986.

Cette tendance au réchauffement, qu'il nous a été possible de détailler largement ici grâce à la technique de mesure utilisée, est un phénomène intéressant qui n'a apparemment pas fait l'objet de publication pour d'autres lacs. Cependant, d'après les mesures faites par la CIPEL (voir MONOD et al., 1989 et BLANC et al., 1984), il est évident que ce phénomène n'est pas exceptionnel pour le Léman. Des réchauffements similaires ont été observés de 1957 à 1962, de 1963 à 1970, et de 1972 à 1980. Donc la période de trois ans de 1987 à 1990 est relativement courte par rapport aux précédentes. Durant la période de réchauffement de 1972 à 1980, la température près du fond a dépassé 5.6 °C, ce qui est bien en dessus des 5.2 °C que nous avons observés au début 1990. Dans tous les cas précédents de réchauffement, la température à une profondeur de 100 m augmente plus vite qu'en dessous de 200 m, ce qui coïncide avec les observations faites ces trois dernières années.

Le tableau 1 ci-après donne les gradients de température pour les couches situées à 100 m et 300 m de profondeur (extrait de BLANC et al., 1989, figure 4 p. 28).

TABLEAU 1 - Gradient de température (en °C/an) pour les couches à 100 m et 300 m

	1957/1962	1963/1970	1972/1980	1986/1990
100 m	0.205	0.3	0.3	0.296
300 m	0.12	0.10	0.11	0.13

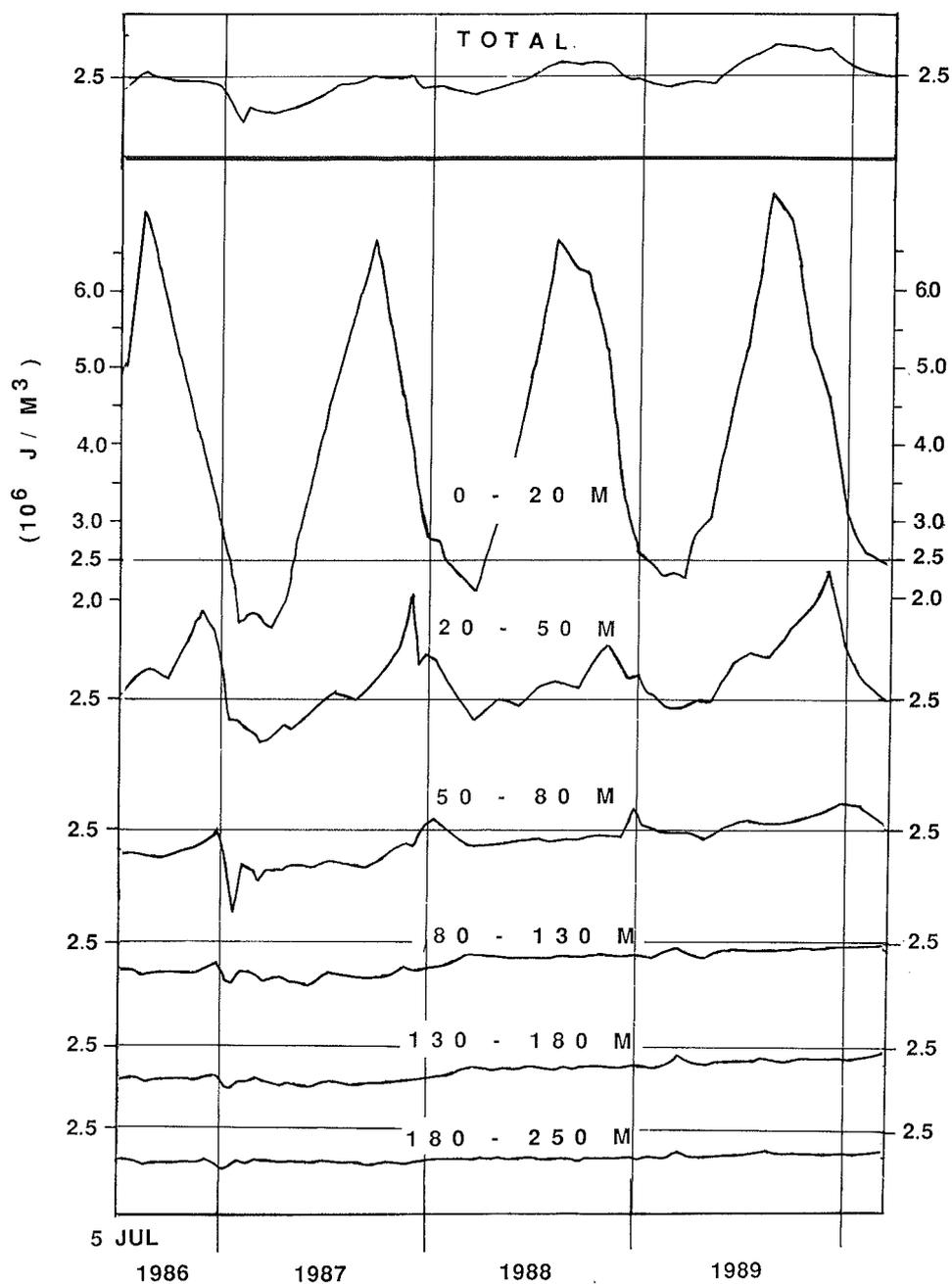


FIGURE 6 : VARIATION DU STOCK DE CHALEUR DANS LE LEMAN ENTRE JUILLET 1986 ET MARS 1990 POUR LA STATION S3 SUR LE PLATEAU CENTRAL. LES CALCULS ONT ETE ETABLIS POUR DES COUCHES INDIVIDUELLES, COMME INDIQUE SUR LA BASE DES PROFILS DE TEMPERATURE PRIS A 2 ET 4 SEMAINES D'INTERVALLE. LE STOCK DE CHALEUR A ETE NORMALISE EN KJ/M^2 POUR UNE COMPARAISON DU STOCK DES COUCHES. LA QUANTITE DE CHALEUR TOTALE EST AUSSI INDIQUEE

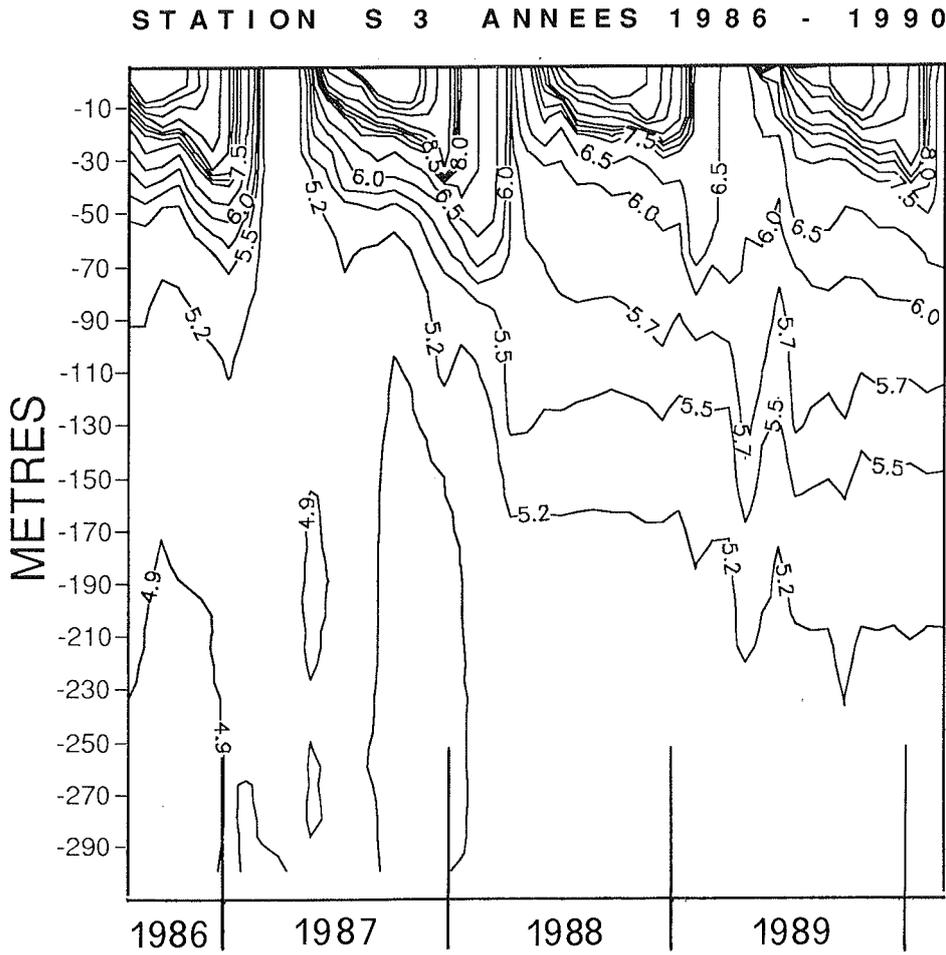
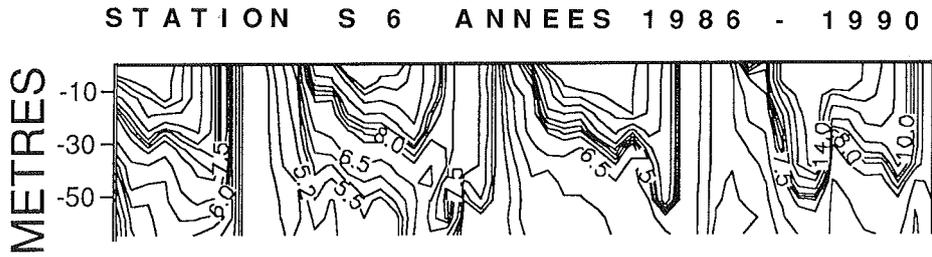


FIGURE 7 : EVOLUTION MULTIANNUELLE (1986 A 1990) DE LA TEMPERATURE A LA STATION S3 DANS LE GRAND LAC ET A LA STATION S6 DANS LE PETIT LAC

Les valeurs correspondant au réchauffement actuel ont été calculées par régression linéaire sur nos données (ces calculs seront discutés au paragraphe 3.4). Ce tableau nous permet de voir l'évidente similitude qu'il y a entre les différentes périodes. Dans ce sens la tendance actuelle au réchauffement n'a rien d'exceptionnel. Même si les deux derniers hivers et l'été précédent ont donné lieu à des records météorologiques, les effets sur la dynamique du lac ne se sont probablement pas encore fait sentir. Les gradients de température ne sont pas exceptionnels et ils sont comparables à ceux obtenus pour les années 1960 et 1970. Ceci peut indiquer la capacité du lac d'emmagasiner des effets dus à des paramètres externes au lac (température, vent). En quelque sorte le lac amorti les grandes variations.

3.3 PROFILS DE TEMPERATURE DANS L'HYPOLIMNION

Nous avons mentionné dans notre dernier rapport (LEMMIN et al., 1989) que le profil de température en dessous de 50 m de profondeur peut être divisé en deux parties : en dessous de la thermocline il y a une région où le gradient de température est presque constant ($dT/dz = \text{constante}$) et plus bas, jusqu'au fond, il y a une région avec un gradient très faible ($dT/dz \approx 0$), appelée ci-après zone de température constante. D'après la figure 8, il est évident que l'étendue verticale de ces deux régions change avec les années à cause de la tendance au réchauffement. La couche à température constante devient de plus en plus étroite tandis que la zone à gradient constant s'étend de plus en plus bas. Comme déjà mentionné l'année dernière, le gradient vertical de température dans cette couche reste presque constant. Ceci est confirmé à la figure 8 pour l'année 1989. Le profil de température pour 1989 est presque un déplacement parallèle du profil de 1988 avec une extension vers le bas d'environ 40 m de la couche à gradient constant.

3.4 COEFFICIENT DE DIFFUSION TURBULENTE

Dans notre premier rapport (LEMMIN et al., 1988), nous avons présenté des coefficients de diffusion turbulente, K_z , calculés à l'aide des données des années 1986/1987. Ces coefficients montrent une tendance saisonnière, mais sont en général très variables. Ces variations peuvent être réduites si des données de plusieurs années sont superposées, comme montré par LI (1972). Alors que cette technique marche bien avec la plupart des lacs grâce au fait que les variations saisonnières sont assez régulières d'année en année, cette technique n'est pas applicable pour le Léman du fait de la tendance au réchauffement. Cependant, cette tendance est une caractéristique dominante de la dynamique du Léman en dessous de 30 m de profondeur. Donc les coefficients de diffusion turbulente liés à ce réchauffement représentent un aspect important du mélange dans l'hypolimnion. Pour cette raison, nous avons fait une estimation de ceux-ci à l'aide de nos données. Comme nous l'avons montré dans notre dernier rapport, les profils de température dans l'hypolimnion ne sont pas lisses et des anomalies de température sont relativement fréquentes. Un calcul basé sur le stock de chaleur, comme montré dans notre premier rapport, requiert des profils stables et ne peut donc pas être appliqué directement à nos données sans lissage. Une autre expression de ces coefficient est :

$$K_z = (dT/dt) / (d^2T/dz^2) \quad (3)$$

Comme on peut le voir, cette expression est sensible au gradient vertical (à cause de la seconde dérivée). Comme nous sommes à la recherche de valeurs moyennes à long terme et de leurs tendances verticales, des valeurs moyennes de température pour certaines couches ont été calculées. La même répartition verticale que celle utilisée pour le calcul du stock de chaleur (paragraphe 3.1) a été utilisée. Il était évident que d'après ces calculs (et la figure 6), une approximation linéaire de la tendance à long terme était valable. Pour cette raison, une régression linéaire a été appliquée aux valeurs de température moyenne dans chacune des couches. Les gradients et les constantes valables pour chacune de ces couches sont résumés dans le tableau 2.

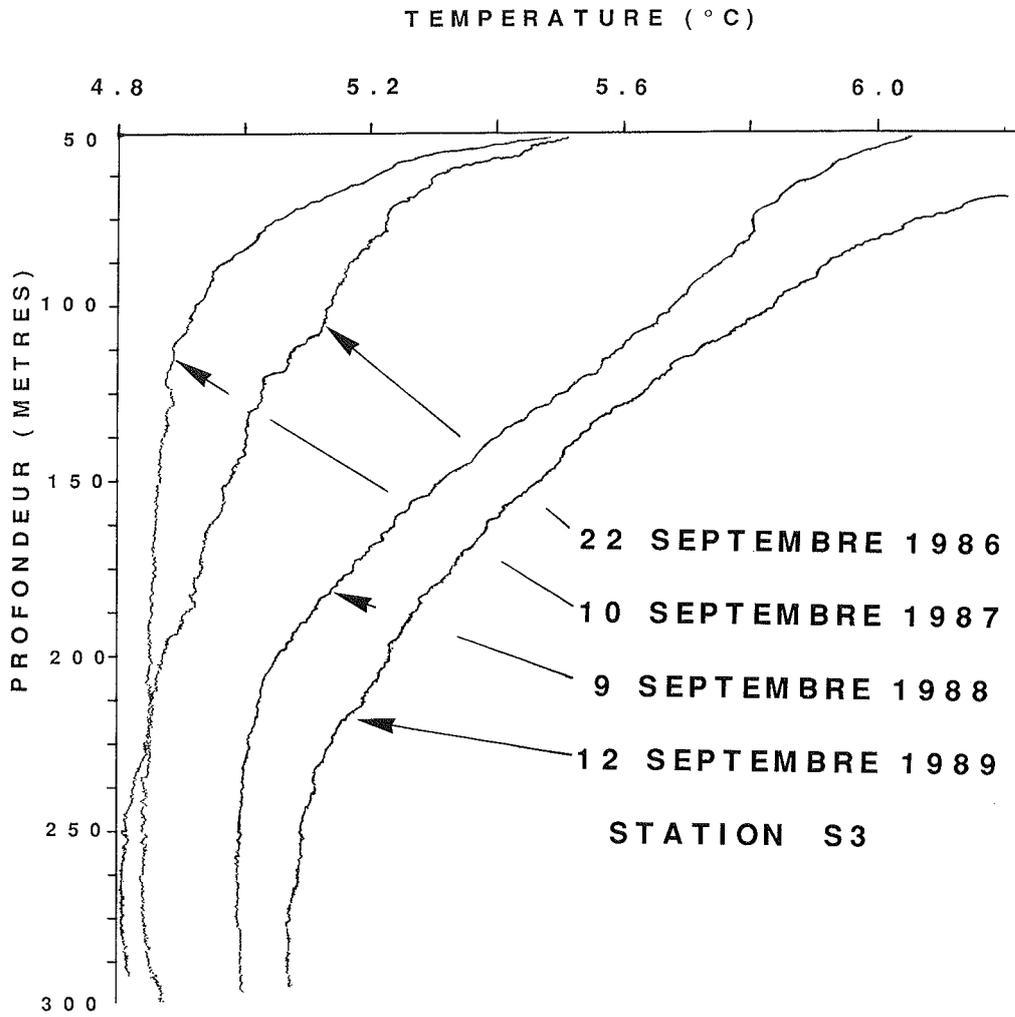


FIGURE 8 : PROFILS DE TEMPERATURE DE 50 M DE PROFONDEUR JUSQU'AU FOND A LA STATION S3, POUR LES DIFFERENTES DATES INDIQUEES SUR LES COURBES

TABLEAU 2 - Coefficients de régression linéaire de la température moyenne pour les différentes couches, pour les années 1986 à 1990. Ces coefficients définissent l'équation :

$$\text{Température } T = a \cdot (\text{temps } t + b)$$

Profondeur de la couche	a . 10 ⁻⁷	b	K _z
(m)	°C/min	°C	cm ² /s
0 - 20	3.371	9.54	-
20 - 50	8.09	5.98	0.04
50 - 80	8.484	4.84	0.17
80 - 130	5.784	4.79	1.46
130 - 180	4.244	4.72	1.57
180 - 250	2.592	4.71	3.09
250 - 295	2.553	4.63	-

Dans ce tableau on peut voir que les gradients entre 20 et 80 m de profondeur sont semblables et qu'en dessous ceux-ci baissent continuellement. Ceci avait déjà été observé lors du calcul du stock de chaleur. Les coefficients pour la couche supérieure sont plus bas, alors qu'une régression "estimée" donnerait un gradient comparable. Ceci est dû dans une certaine mesure aux variations relativement élevées de température dans cette couche et au fait que les quatre années traitées ne sont pas suffisantes pour donner une bonne estimation. Pour cette raison, et également parce que nous sommes intéressés par le mélange dans l'hypolimnion, cette couche (0 à 20 m) ne sera pas prise en considération.

Pour l'évaluation de l'équation (3), dT/dt a été tiré de la régression linéaire. Pour le gradient vertical, un profil moyen a été construit à partir des lignes de la régression. Les coefficients de diffusion turbulente qui en résultent sont également donnés dans le tableau 2. L'ordre de grandeur des valeurs de K_z correspond à celui trouvé dans la littérature pour l'hypolimnion (HUTTER, 1983). L'augmentation des valeurs avec la profondeur est due à une décroissance de la stratification. Cette tendance est aussi observée dans d'autres lacs (WUEST, 1987). En interprétant les coefficient K_z comme un indicateur de l'intensité de la turbulence, on peut en déduire que cette intensité, et par conséquent le potentiel de mélange dans l'hypolimnion du Léman, sont comparables à ceux trouvés dans d'autres lacs.

4. CONCLUSIONS

Du fait d'un hiver 1988/1989 doux, la déstratification n'a pas été très marquée. Par conséquent, le réchauffement du Léman a continué en 1989. Comme l'hiver 1989/1990 a été aussi très doux, les pertes de chaleur ont été confinées dans les 80 premiers mètres et on peut s'attendre à la poursuite du réchauffement pour 1990. Le taux de réchauffement durant les années 1987/1990 est comparable à celui observé durant trois cycles de réchauffement antérieur. Ce cycle multi-annuel de réchauffement semble être une importante caractéristique du Léman qui n'a apparemment pas été observée à un tel point dans d'autres lacs se trouvant dans des régions avec un climat similaire. La couche des 80 premiers mètres a augmenté son stock de chaleur beaucoup plus rapidement que pour les couches inférieures. Le taux moyen d'augmentation du stock de chaleur est presque linéaire sur les trois années observées. Ceci indique que le mélange vertical a lieu à un taux à peu près constant. Les coefficients de mélange vertical dans l'hypolimnion sont du même ordre de grandeur que ceux observés dans l'hypolimnion d'autres lacs.

La conductivité et la température sont bien corrélées lorsque la stratification est faible. Pendant les périodes de plus forte stratification, la dynamique de la conductivité semble en retard par rapport à celle de la température. Une corrélation entre la conductivité et la mesure de la transmission de la lumière existe dans l'hypolimnion. Des couches d'anomalies de la conductivité de plusieurs mètres d'épaisseur, reliées à une augmentation de la transmission de la lumière, sont une indication de l'existence d'un transport non vertical de masses d'eau dans les couches intermédiaires. Les anomalies de température qui ont lieu dans l'hypolimnion ne sont pas corrélées avec celles de la conductivité. Pour l'étude de la dynamique à petite échelle dans l'hypolimnion, des mesures de ces trois paramètres sont nécessaires.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F (1989) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 23-50.
- BUEHRER, H. et AMBUHEL, H. (1975) : Die Einleitung von gereinigtem Abwasser in Seen.
Schweiz. Z. Hydrologie, 37, 347-369.
- IMBERGER, J. et PATTERSON, J.C. (1989) : Physical limnology. Report ED 284-JI.
Center for water research, University of Western Australia.
- HUTTER, K. (1983) : Hydrodynamics of lakes. Springer ed., 341 p.
- LEMMIN, U., PERRINJAQUET, C. et GRAF, W.H. (1988) : Etude de la variation saisonnière
des phénomènes de mélange dans l'hypolimnion du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 85-95.
- LEMMIN, U., PERRINJAQUET, C. et GRAF, W.H. (1989) : Etude de la variation saisonnière
des phénomènes de mélange dans l'hypolimnion du Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 89-105.
- LI, Y.H. (1973) : Vertical eddy diffusion coefficient in Lake Zürich.
Schweiz. Z. Hydrologie, 35, 1-7.
- MONOD, R., BLANC, P. et CORVI, C. (1984) : Le régime thermique du Léman.
Le Léman Synthèse 1957-1982.
Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., éd., Lausanne, 75-89.
- WUEST, A. (1987) : Ursprung und Grösse von Mischungsprozessen im Hypolimnion
natürlicher Seen. Dissertation ETH-Zürich, Nr. 8350. 144 p.

POLLUANTS METALLIQUES ET POLYCHLOROBIPHENYLES DANS LA FAUNE PISCICOLE

Campagne 1989

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

La recherche de métaux lourds toxiques : mercure, cadmium, plomb, chrome et zinc a été effectuée sur la chair de 310 perches et lottes.

Les concentrations mesurées sont faibles et inférieures aux valeurs maximales admissibles pour les denrées alimentaires.

L'amélioration observée dans ce domaine les années précédentes se confirme.

La teneur en polychlorobiphényles de la chair des poissons analysés demeure faible et bien inférieure aux exigences requises en matière de ressources alimentaires.

1. INTRODUCTION

Le programme quinquennal de recherches de la Commission internationale prévoit la surveillance de la contamination par les métaux et par les polychlorobiphényles (PCB) des poissons du Léman. A cet effet, 300 échantillons de perches et de lottes sont analysés tous les deux ans.

Cette surveillance effectuée sur la chair des poissons permet d'en apprécier la qualité et nous renseigne également sur l'impact de ces polluants dans l'écosystème lémanique.

2. ECHANTILLONNAGE ET METHODES

Les teneurs en polluants des poissons pouvant varier de façon très importante d'un individu à l'autre, en fonction de l'espèce, du poids, de l'âge, etc..., il est impératif, pour une étude statistique représentative, d'analyser un nombre élevé de poissons et de limiter au mieux l'influence de certains critères. A cet effet, seules deux espèces sont régulièrement analysées : la perche (*Perca fluviatilis*) et la lotte (*Lota lota*).

La majorité des perches analysées ont été pêchées au large de la Tour-de-Peilz et les lottes dans la région de Morges.

Dans le même but, les classes de poids des poissons analysés sont réduites afin d'avoir le maximum d'individus par classe. Le poids du poisson est déterminé sur l'animal éviscéré.

Pour la surveillance métallique, l'étude a porté sur 230 perches et 80 lottes. Trois laboratoires ont participé aux recherches : l'Institut de Limnologie de Thonon et les laboratoires cantonaux de Vaud et Genève.

Les dosages sont effectués sur la partie comestible (filet et peau). Deux analyses sont réalisées pour chaque individu et chaque métal dosé.

Le mercure a été déterminé par tous les laboratoires. Par contre, plomb, cadmium et chrome ne sont dosés que par les laboratoires cantonaux. Le zinc a également été recherché dans certains échantillons par le laboratoire cantonal vaudois.

Pour le dosage du mercure, les trois laboratoires utilisent des méthodes analytiques similaires : après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant, les teneurs en polluant sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (1983). Plomb, cadmium et chrome sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré et selon la méthode des ajouts dosés.

Le zinc est quant à lui déterminé, également par absorption atomique, par injection dans une flamme air-acétylène.

Les concentrations métalliques sont exprimées en μg de polluant par kilogramme de poisson frais analysé (partie comestible).

Les analyses de PCB et de résidus de pesticides chlorés ont été réalisées par le laboratoire cantonal de chimie de Genève (68 perches et 34 lottes ont été analysées).

Les polychlorobiphényles sont extraits de la chair des poissons par un mélange de solvants; après purification, l'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons. La quantification des PCB est effectuée à l'aide d'un mélange de référence de 25 congénères purs qui sont déterminés dans l'extrait. La teneur totale en PCB des échantillons est exprimée en PCB 1254/1260 à partir d'une extrapolation des résultats des congénères purs (CORVI et al., 1988).

Les résultats des PCB et organochlorés sont également exprimés en μg de polluant par kilogramme de poisson frais analysé.

3. RESULTATS

Pour l'exploitation des résultats, les poissons sont regroupés selon l'espèce et le poids.

Les valeurs quartiles, le maximum et le minimum observés pour chaque classe de poids et chaque espèce sont présentés dans les figures suivantes selon des graphiques proposés par TUKEY (1977).

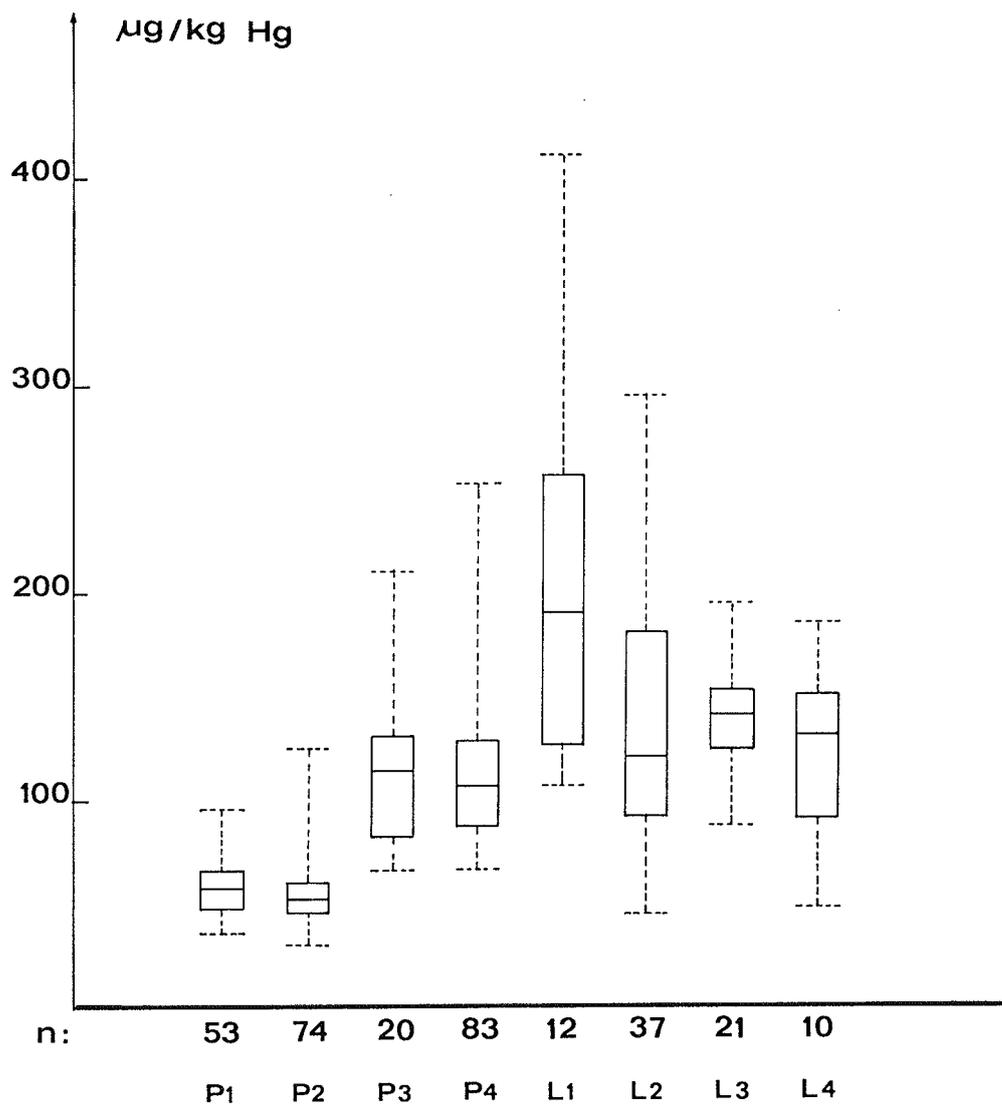
3.1 MERCURE

Les principaux résultats sont regroupés et schématisés sur la figure 1 :

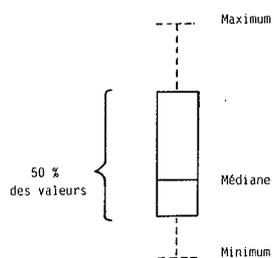
- pour les classes de perches les plus représentées (poids inférieur à 50 g et poids compris entre 50 et 75 g) les valeurs médianes sont respectivement 58 et 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Les valeurs moyennes n'apparaissant pas sur le graphique sont du même ordre (59 et 56 $\mu\text{g}/\text{kg}$) et les écarts-type caractérisant la dispersion des individus sont relativement faibles (13 et 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$).
- la teneur en mercure des plus grosses perches de poids compris entre 75 et 100 g ou supérieur à 100 g, est plus élevée et atteint en moyenne 115 $\mu\text{g}/\text{kg}$ soit le double des teneurs des petits poissons. La dispersion entre minimum et maximum est également plus importante.

La comparaison des teneurs en mercure observées cette année et de celles mesurées en 1987 fait apparaître des variations dans un sens ou dans l'autre selon la classe de poids considérée : amélioration ou stabilité pour les petites perches (la moyenne passe de 66-72 à 56-59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ou détérioration pour les plus gros individus (moyenne passant de 70 à 115 $\mu\text{g}/\text{kg}$). La variabilité inter-laboratoire peut jouer un rôle et influencer les résultats ce qui rend ces différences de tendances peu significatives.

Pour les lottes, comme par le passé, nous mesurons des contaminations nettement supérieures à celles des perches. Les petites lottes sont quelquefois fortement contaminées. Les concentrations moyennes sont, respectivement pour les quatre classes de poids, de 216, 137, 141 et 131 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Malheureusement, le nombre d'individus par classe est souvent trop faible.



LEGENDE



- | | | |
|---------|------|---------------------|
| Perches | P1 : | Poids ≤ 50 g |
| | P2 : | 50 < Poids ≤ 75 g |
| | P3 : | 75 < Poids ≤ 100 g |
| | P4 : | Poids > 100 g |
| Lottes | L1 : | 50 < Poids ≤ 100 g |
| | L2 : | 100 < Poids ≤ 150 g |
| | L3 : | 150 < Poids ≤ 200 g |
| | L4 : | Poids > 200 g |

FIGURE 1 : CONCENTRATION DU MERCURE DANS LES POISSONS DU LEMAN

Les concentrations mercurielles des poissons sont dans tous les cas inférieures à la tolérance pour les denrées alimentaires fixée à 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

La figure 2 illustre l'évolution de la pollution mercurielle des perches.

PERCHES 51 à 100 g.

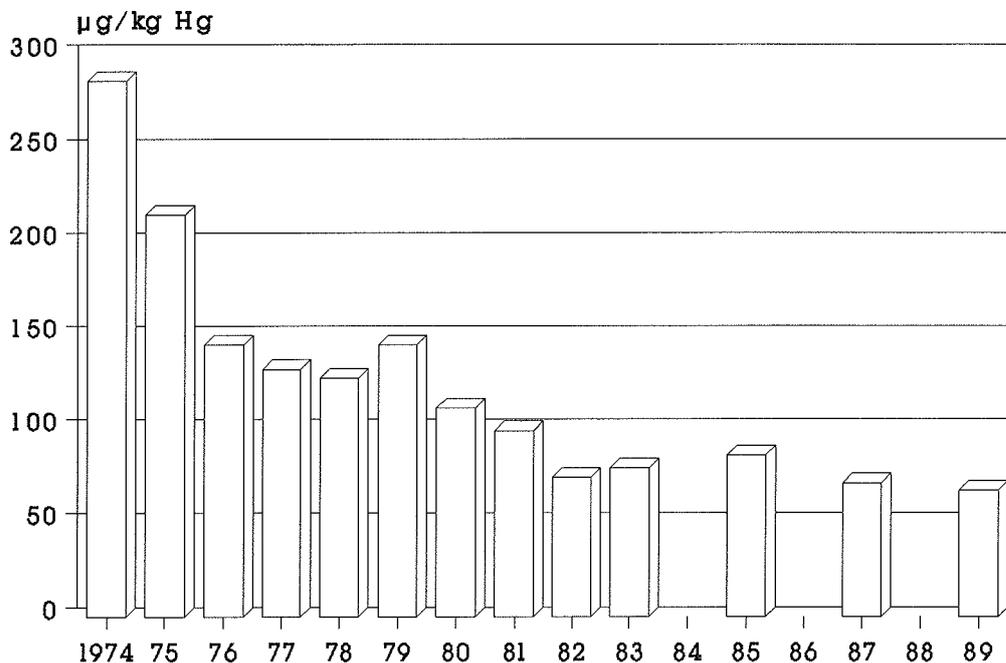


FIGURE 2 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES PERCHES DU LEMAN

3.2

PLOMB

La contamination des filets de poisson du Léman par le plomb reste faible, les concentrations moyennes oscillant autour de 26 à 38 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les lottes et près de 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les perches. Les valeurs quartiles apparaissent dans la figure 3.

Les difficultés analytiques rencontrées pour la détermination de faibles teneurs, telles celles mesurées ici, rendent difficile la comparaison avec les années précédentes : les faibles différences observées entre les valeurs moyennes de 1987 (voisines de 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$) et les moyennes de cette année (26 à 38 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les lottes et 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les perches) n'indiquent pas de tendance nette.

Les concentrations mesurées pour les deux espèces sont sans problème en regard de la législation.

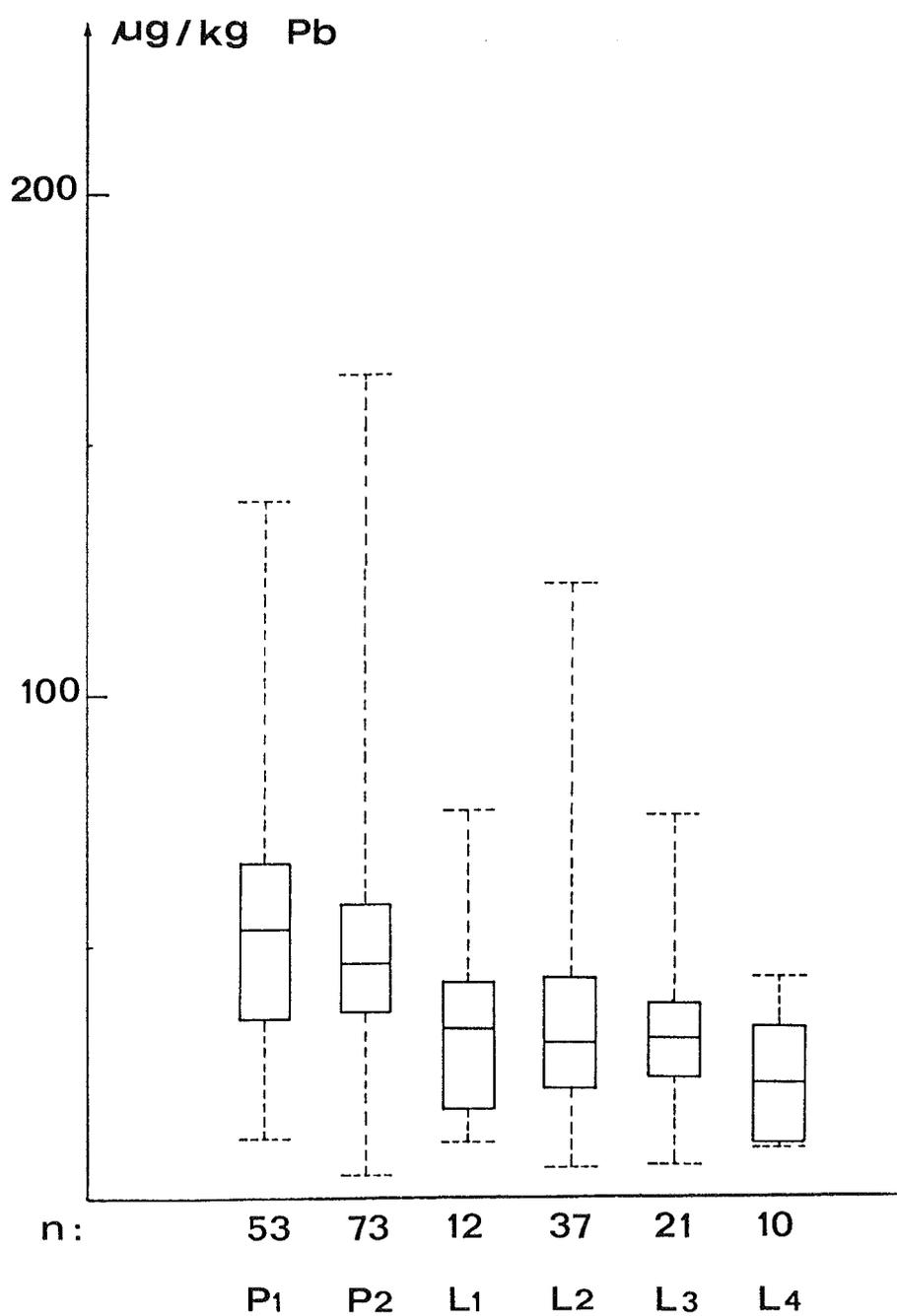


FIGURE 3 : CONCENTRATION DU PLOMB DANS LES POISSONS DU LEMAN

3.3

CADMIUM

Cet élément très toxique n'est présent qu'en très faibles traces dans la chair des espèces analysées. Les concentrations moyennes sont voisines de 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les différentes classes. Les teneurs les plus rencontrées sont de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{kg}$ et seuls quelques individus se détachent de ces teneurs (figure 4).

La figure 5 donnée en exemple pour les perches, confirme l'absence d'évolution de cette contamination ces dernières années.

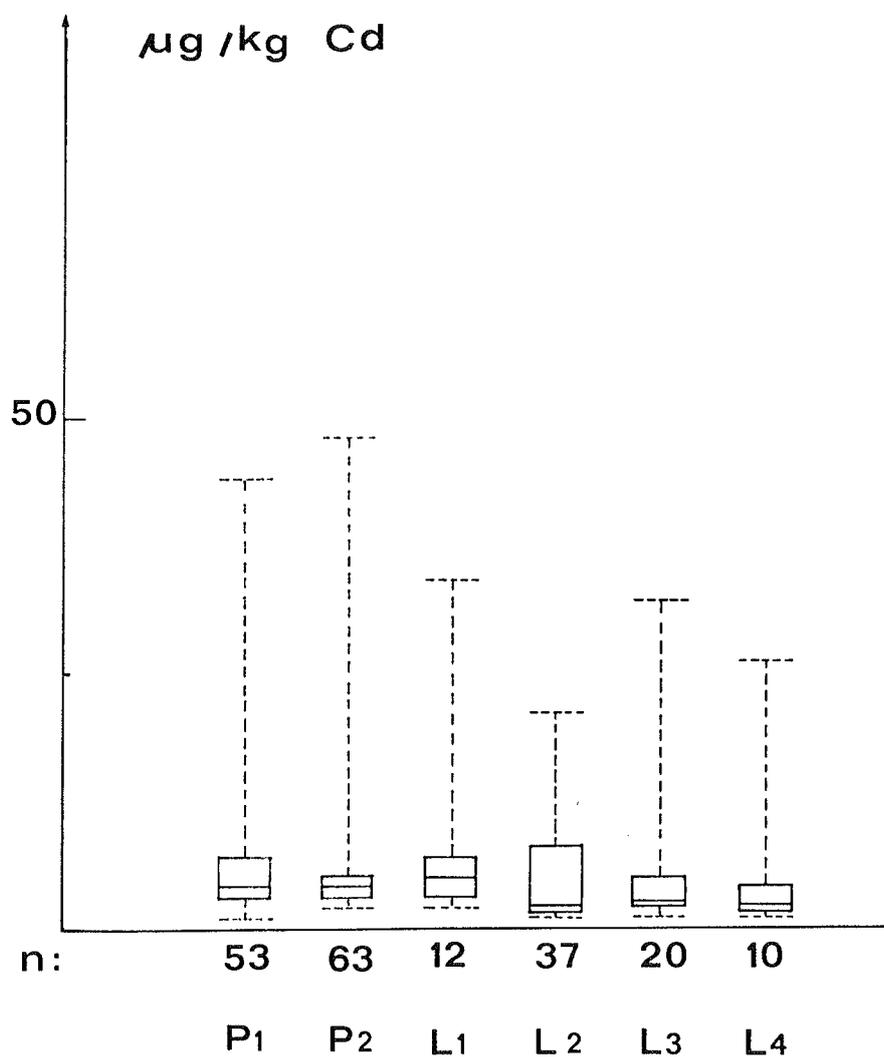


FIGURE 4 : CONCENTRATION DU CADMIUM DANS LES POISSONS DU LEMAN

PERCHES

5l à 100 g.

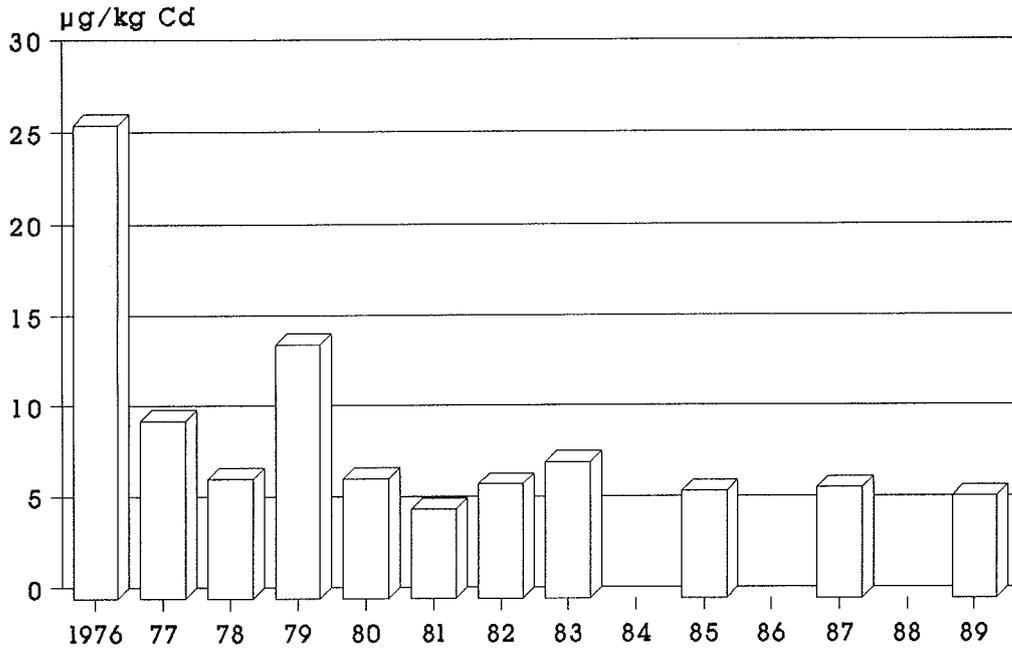


FIGURE 5 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN CADMIUM DES PERCHES DU LEMAN

3.4 CHROME ET ZINC

Comme par le passé, les concentrations de chrome mesurées dans les poissons du lac varient beaucoup d'un individu à l'autre (écart-type élevé). Pour les perches, les teneurs moyennes varient, selon la classe, de 39 à 49 µg/kg (écarts-types) de 15 et 88 µg/kg). Les concentrations moyennes mesurées dans les lottes sont du même ordre mais la dispersion est plus importante (figure 6).

Nous n'observons pas de différences par rapport aux années antérieures.

Les valeurs de zinc mesurées par le laboratoire cantonal vaudois dans les perches et les lottes sont identiques à celles de 1985 et 1987. Les moyennes pour les perches et lottes sont voisines de 9'000 µg/kg (figure 7).

Ces teneurs sont voisines de celles citées dans la littérature pour les poissons d'eau douce (FÖRSTNER et WITTMANN, 1979).

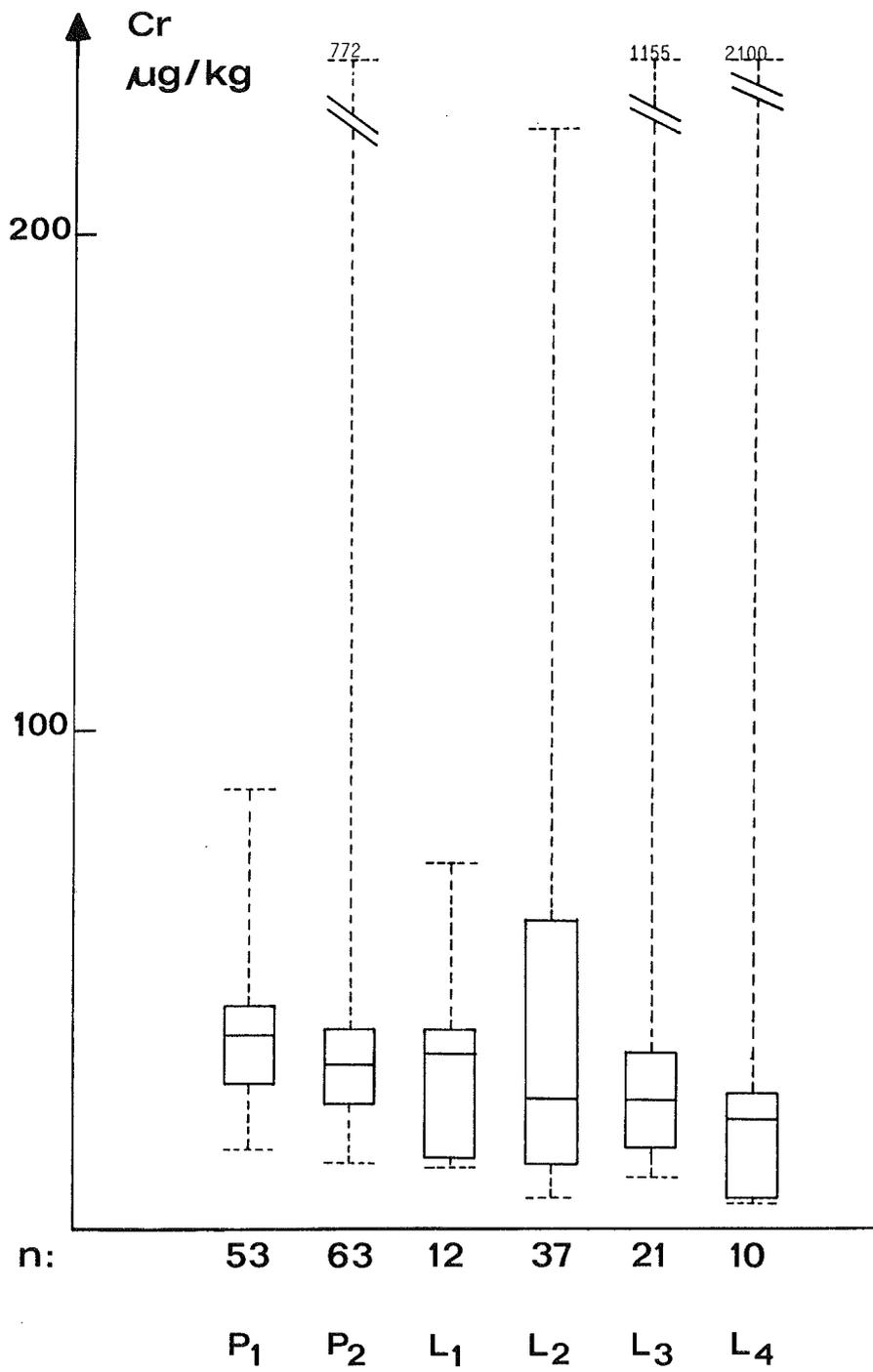


FIGURE 6 : CONCENTRATION DU CHROME DANS LES POISSONS DU LEMAN

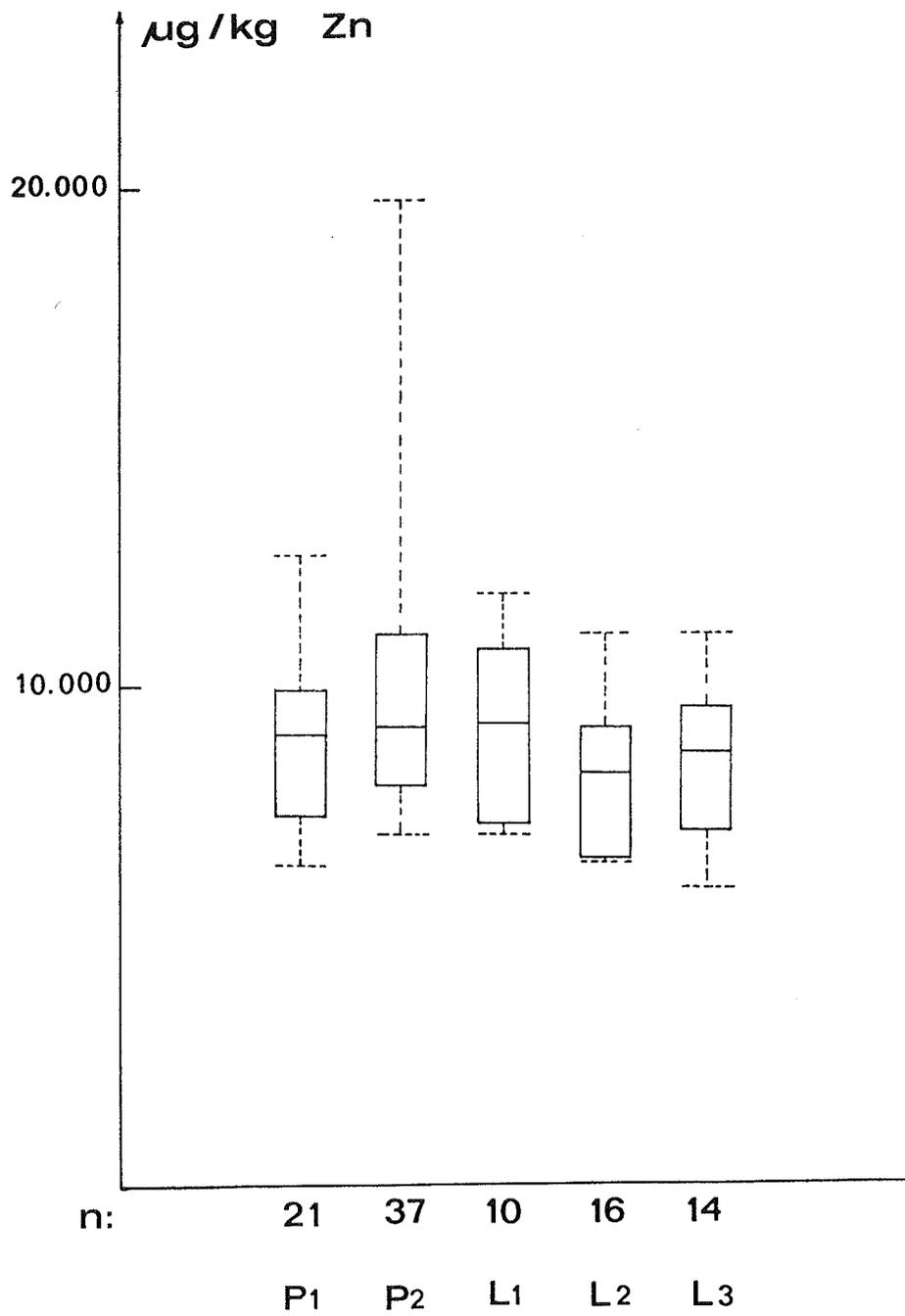


FIGURE 7 : CONCENTRATION DU ZINC DANS LES POISSONS DU LEMAN

3.5 POLYCHLOROBIPHENYLES ET ORGANOCHLORES

Nous retrouvons le même type de résultats observés antérieurement (CORVI et al., 1988) :

- l'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260.
- quantitativement, dans la plupart des extraits, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 135 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des hexachlorobiphényles.
- les concentrations moyennes pour les perches sont voisines de 35 à 40 µg/kg selon la classe de poids. Dans le cas des lottes de 100 à 150 g, la concentration moyenne est de 83 µg/kg.
- les individus présentent une certaine dispersion, spécialement chez les lottes (figure 8).

Si la teneur en polluant des perches pour cette campagne est voisine de celle mesurée en 1987, il n'en est pas de même pour les lottes dont la contamination actuelle semble supérieure à celle de 1987, année pour laquelle nous avions une moyenne de 34 µg/kg pour cette espèce. Cette augmentation, toute relative, est à surveiller, mais elle peut résulter de la différence des lieux de capture des poissons.

En plus des PCB, la présence de DDE, métabolite du DDT est observée dans les échantillons. Les teneurs sont, pour ces deux résidus d'organochlorés, très faibles, de l'ordre de quelques microgrammes par kilogramme de poisson.

Il est à remarquer, que les concentrations de PCB sont nettement inférieures aux tolérances légales pour l'alimentation (1'000 µg/kg).

4. CONCLUSIONS

Nous pouvons reprendre les principales conclusions de la campagne précédente :

- les teneurs en métaux lourds, mercure, plomb, cadmium et zinc de la chair de lotte ou de perche demeurent basses et inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.
- l'amélioration observée ces dernières années quant à la contamination métallique du Léman se confirme.

Les teneurs en PCB des poissons du lac demeurent faibles, résultant des efforts entrepris pour l'assainissement.

BIBLIOGRAPHIE

- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1983) : Dosage du mercure, chapitre 45, paragraphe 31, 5ème édition; 2ème volume.
- CORVI, Cl., MACRI, G. et VOGEL, J. (1988) : Les polychlorobiphényles dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 119-132.
- TUKEY, J.W. (1977) : Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing CO, Reading, 688 p.
- FÖRSTNER, U. et WITTMANN, G.T.W. (1979) : Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin, 486 p.

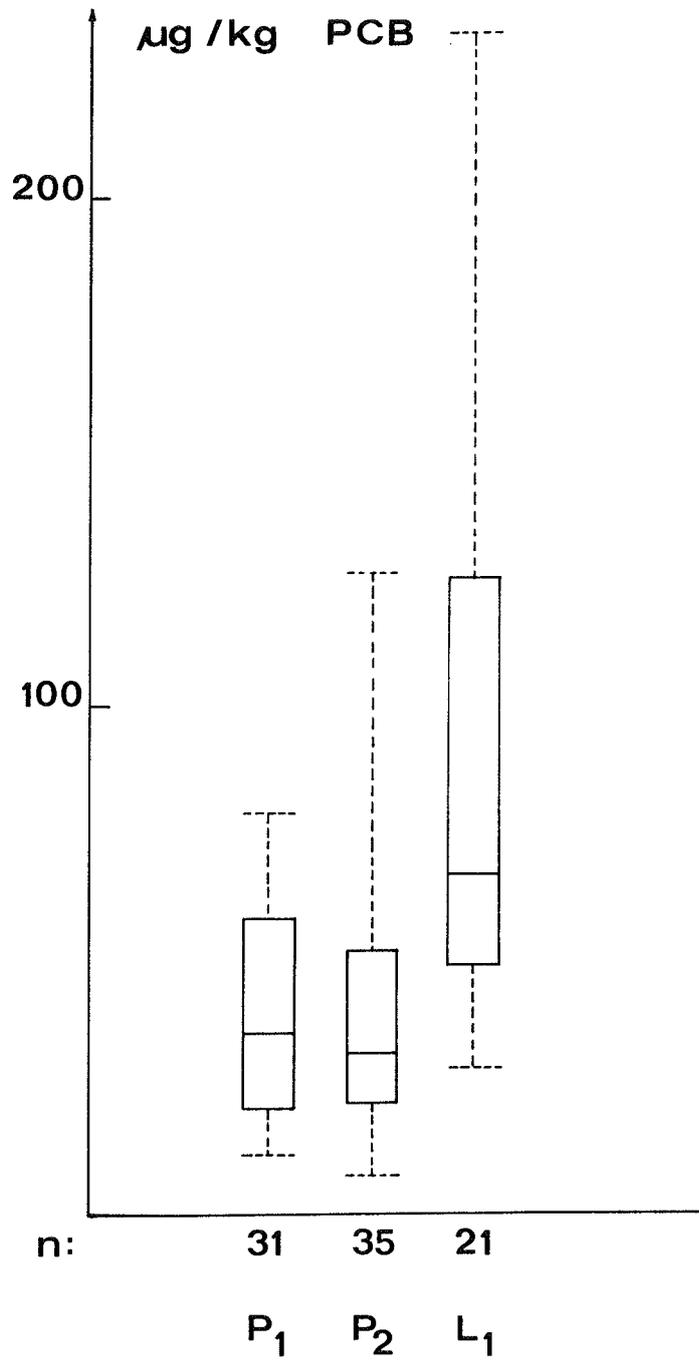


FIGURE 8 : CONCENTRATION DES PCB DANS LES POISSONS DU LEMAN

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

Campagnes 1988-1989

PAR

DANIEL SPAN, PIERRE-YVES FAVARGER, JANUSZ DOMINIK,

BRUNELLA GALLERINI ET JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

L'évolution verticale de certains métaux, du phosphore dissous et particulaire (phosphore organique PO, phosphore inorganique apatitique PIA, phosphore inorganique non apatitique PINA) est examinée dans les sédiments superficiels de deux sites de la Plaine Centrale durant trois périodes entre 1988 et 1989.

Les profils des métaux montrent des épisodes de contaminations principales (1940-1945 et 1970 pour le mercure) et une décontamination commencée depuis les années 80.

Les sédiments qui ont été au contact depuis plusieurs années avec des eaux appauvries en oxygène réagissent différemment de ceux, étudiés lors de la précédente campagne de 1984, alors que les eaux avaient une teneur en oxygène plus élevée.

La partie active des sédiments (0 à 2 cm) s'est "vidée" de sa réserve en phosphore, surtout en PINA. Sur le site de SHL2, la diminution du stock en PINA dans les sédiments a été de 50 % entre 1987 et 1988, puis elle s'est stabilisée jusqu'à la dernière observation en 1989. Sur la base des résultats de la campagne 1988-1989, on obtient avec une estimation moyenne du flux de diffusion pour 1989, 75 tonnes de phosphore régénéré dans la zone de la Plaine Centrale (- 300 m).

1. INTRODUCTION

L'évolution du degré trophique d'un lac est en grande partie liée aux modifications du cycle du phosphore. Dans ce cycle, le rôle du sédiment et de son eau interstitielle est non négligeable, surtout pour les zones profondes des lacs pauvres en oxygène dissous. Les sédiments du Léman situés sous une tranche d'eau dépassant les 200 m représentent près de 35 % de la surface totale. Seuls les premiers centimètres des sédiments qui participent aux échanges avec l'eau du fond réagissent aux variations physico-chimiques du milieu lacustre.

La tendance actuelle vers l'anoxie des eaux profondes du Léman augmente le risque de remobilisation de certains éléments (le phosphore en particulier) à partir du sédiment. Les sédiments peuvent alors devenir une source interne de nutriments qui diffusent vers les eaux du fond.

La présente étude a été effectuée durant les années 1988 et 1989 où aucun brassage hivernal n'a eu lieu, contrairement aux études antérieures qui s'étaient déroulées durant des cycles saisonniers "normaux" avec brassage, à l'exception de la campagne de 1978 (CHASSAING, 1977, 1982; JAQUET, 1979; DOMINIK et al., 1982; RAPIN et al., 1985).

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 CHOIX DES SITES

Les échantillons de sédiments ont été prélevés sur deux sites de la Plaine Centrale du Grand Lac (figure 1 et tableau 1) :

- le site de SHL2, 309 m de profondeur

Cette station étudiée régulièrement, est soumise à des courants de turbidité provenant du Rhône et de la Dranse (secteur à sédimentation irrégulière).

- le site de Paudex, 305 m de profondeur

Il est situé dans une zone moins exposée aux courants de turbidité provenant du Rhône, mais peut recevoir des apports latéraux. Ce site est proche de celui étudié en 1984, nommé L16 (RAPIN et al., 1985). C'est un secteur à sédimentation assez régulière.

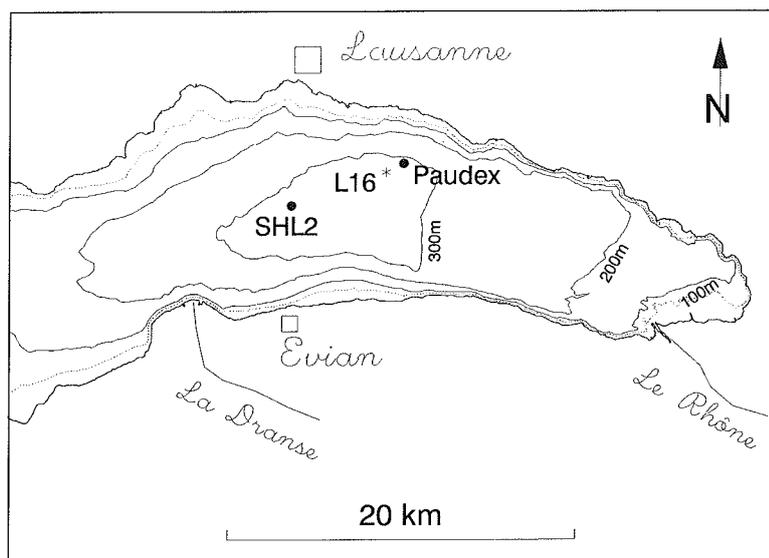


FIGURE 1: SITUATION DES CAROTTAGES (L16 étudié en 1984 par RAPIN et al., 1985).

TABLEAU 1 - Coordonnées et dates des prélèvements (* calculs sans turbidité pour SHL 2 et ** calculs effectués entre le pic en ^{137}Cs de Tchernobyl 1986 et le sommet de la carotte du site de PAUDEX)

Site	Coordonnées géographiques			Dates des prélèvements			Taux de sédimentation	
	X (km)	Y (km)	Z (m)				g/cm ² .an	cm/an
SHL 2	534.6	145.1	307.0	10.10.88	05.03.89	11.10.89	0.05* 0.32	0.24
PAUDEX	541.0	147.5	303.0	11.10.88	06.03.89	12.10.89	0.11 0.08**	0.40
L16	540.0	147.0	305.0	1984 (Rapport RAPIN et al., 1985)			0.07	0.31

2.2 DATES DE PRELEVEMENTS

Le programme s'est échelonné sur les deux années 1988 et 1989, avec trois périodes de prélèvements (tableau 1).

2.3 LES PRELEVEMENTS

Au droit de chaque prélèvement, il a été réalisé un profil de la colonne d'eau (multi-sonde Züllig), permettant de connaître les conditions physico-chimiques du milieu.

Sur les deux sites et à chaque période, une carotte de sédiment est prélevée avec un carottier à gravité de type "Ambühl". Ce type de carottier permet de préserver l'interface eau-sédiment et de recueillir les 20 derniers centimètres de l'eau du fond reposant sur le sédiment.

Les carottes sont conservées hermétiquement fermées afin d'éviter tout contact avec l'atmosphère. Elles sont maintenues à 4 °C pendant le transport sur le bateau, jusqu'au laboratoire.

2.4 ECHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT

Le tube contenant l'eau surnageante et la colonne de sédiment sont placés dans une "boîte à gants", sous atmosphère inerte (azote). L'échantillonnage de l'eau surnageante, précédé d'une mesure de pH est effectuée à 20 cm et à 1 cm de l'interface eau-sédiment. Les sédiments sont découpés en tranches d'épaisseur variable. Les 4 ou 5 premiers centimètres de la carotte sont échantillonnés avec la plus grande résolution verticale possible (0.5 cm). Ensuite l'échantillonnage sera partiel jusqu'à 15 ou 20 cm de profondeur. Les mêmes niveaux seront prélevés sur les carottes des deux sites lors des trois campagnes. L'eau interstitielle est extraite par centrifugation (4'000 t/mn pendant 20 mn à 4 °C) puis filtrée à 0.45 µm. Le sédiment centrifugé est ensuite lyophilisé et homogénéisé. Il faut noter que les analyses seront effectuées sur le sédiment total, non tamisé.

2.5 METHODES ANALYTIQUES

Sur l'eau surnageante et interstitielle :

- le phosphore réactif dissous (PRS) ou orthophosphates est analysé par colorimétrie directe.
- le phosphore total dissous (PTS) est dosé par colorimétrie après une oxydation au persulfate.

Sur le sédiment :

Les différentes méthodes sont décrites dans les rapports précédents (RAPIN et al., 1985; ARBOUILLE et al., 1989). Leurs principes ne sont donc que rappelés ci-dessous :

- les taux de sédimentation sont obtenus en mesurant l'activité du ¹³⁷Cs par spectrométrie γ.
- le carbone organique total (COT) est dosé par titrimétrie (oxydabilité au bichromate de potassium).
- l'azote organique est mesuré par la méthode KJELDAHL.
- les carbonates sont dosés par volumétrie.
- le dosage des formes du phosphore particulaire est effectué par colorimétrie (WILLIAMS et al., 1980). On distingue, après un fractionnement chimique du sédiment, les trois formes suivantes :
 - PIA : phosphore inorganique apatitique
 - PINA : phosphore inorganique non apatitique
 - PO : phosphore organique
- les métaux (Cuivre, Fer, Manganèse et Zinc) sont analysés par spectrométrie d'émission atomique plasma (ICP-AES). La mise en solution consiste en deux attaques successives, à l'acide perchlorique puis par mélange d'acide fluorhydrique et chlorhydrique.
- le mercure est dosé par spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide (MAS 50).

- le cadmium est mesuré par spectrométrie d'absorption atomique au four graphite. La mise en solution pour ces deux métaux est une attaque chloro-nitrique.
- la porosité est calculée à partir de la teneur en eau selon la formule suivante :

$$\phi = \frac{\text{Vol eau}}{\text{Vol tot}} = \frac{T}{T + ((100 - T) / 2.65)}$$

avec
 T = teneur en eau (%)
 2.65 = densité moyenne d'un sédiment sec (g/cm³)

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 L'ENVIRONNEMENT PHYSICO-CHIMIQUE

Depuis l'hiver 1985-1986 où il y a eu brassage des eaux, les conditions climatiques extrêmement douces des derniers hivers n'ont pas permis la réoxygénation des couches d'eaux profondes. Au cours de l'année 1988, les eaux profondes du site SHL2 présentaient un appauvrissement inquiétant en oxygène dissous (BLANC et al., 1989). Ce phénomène semble s'accroître en 1989. Les conditions durant lesquelles nous avons prélevé les carottes sont résumées dans le tableau 3. Les résultats montrent peu de variations entre les deux sites et les trois campagnes de prélèvement. L'augmentation, de l'ordre de 1 mg O₂/l en mars 1989, semble être le résultat de mouvements des couches d'eaux profondes probablement des apports d'eaux enrichies en oxygène provenant du Rhône.

3.2 LE SUPPORT SEDIMENTAIRE

La teneur en eau (Figure 2)

Dans les trois premiers centimètres, les sédiments de couleur noire (la couche ocre oxydée étant très fine à inexistante) des 2 sites présentent en surface une teneur en eau de 85 % décroissant à 80 % à 3 cm de profondeur. A partir de cette profondeur, les profils diffèrent selon le site étudié.

Pour SHL2, l'intercalation d'un horizon gris plus grossier d'origine turbiditique perturbe le profil avec une diminution brusque de la teneur en eau (30 % à 12 cm de profondeur).

La position du sommet de cette couche varie, selon les prélèvements, entre 3 et 5 cm de profondeur. Ces variations sont liées à la méthode de carottage (verticalité du prélèvement...). Il est important de repérer les différents niveaux de cette turbidite car elle conditionne le comportement et la distribution des éléments (migration, stockage...). Ce dépôt d'origine détritico-clastique provient d'une avalanche sous-lacustre qui a son origine à proximité de l'embouchure de la Dranse, événement daté 1976-1977 (DOMINIK et al., 1988). Son épaisseur est d'environ 8 cm. Au-dessous de cette turbidite, le profil de la teneur en eau décroît à nouveau régulièrement avec la profondeur.

Pour le site de Paudex, les profils de la teneur en eau montrent à partir de la surface et jusqu'à 8 cm peu de variations. Sous cette partie homogène, les profils décroissent rapidement et de manière irrégulière. Cela traduit des apports discontinus dans le temps (coulées de boue) qui influencent le taux de sédimentation.

Taux de sédimentation (Figure 3)

A l'aide du pic de ¹³⁷Cs dû aux retombées atmosphériques de 1963 (maximum des essais nucléaires dans l'atmosphère) et de celui de 1986 (accident de Tchernobyl), il est possible d'établir une échelle de temps précise pour les 30 dernières années.

Les taux de sédimentation sont pour Paudex de 0.11 g/cm².an et pour SHL2 de 0.05 g/cm².an. Par rapport à la carotte L16 avec 0.07 g/cm².an (RAPIN et al., 1985) le taux calculé en octobre 1988 pour Paudex est plus élevé. Toutefois, le taux calculé entre le pic de Tchernobyl et la date du prélèvement donne un chiffre plus faible avec 0.08 g/cm².an. Ces variations indiquent des irrégularités dans la sédimentation, mais moins conséquentes que sur le site de SHL2.

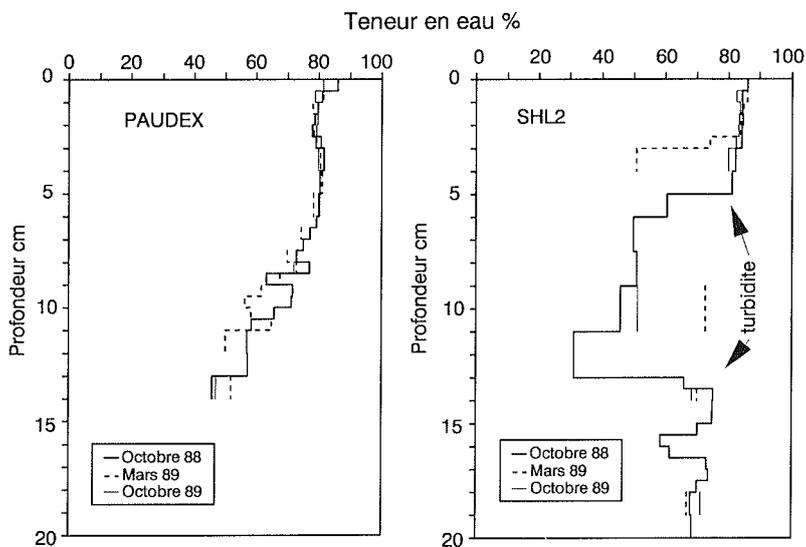


FIGURE 2: EVOLUTION DES TENEURS EN EAU DES SEDIMENTS.

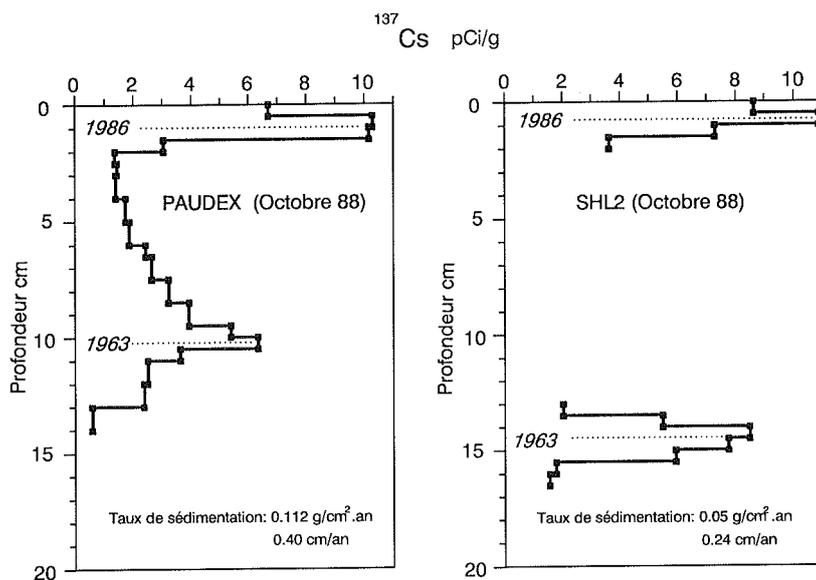


FIGURE 3: DATATION DES SEDIMENTS DES CAROTTES (Octobre 1988) ET TAUX DE SEDIMENTATION.

Concernant la carotte du site SHL2, le taux de sédimentation se rapporte à la sédimentation "normale" c'est-à-dire en ayant soustrait le dépôt instantané de la turbidite. En intégrant cette couche, la sédimentation apparente est plus élevée (0.32 g/cm².an). Des datations effectuées sur d'autres carottes de ce site (LOIZEAU et al., 1989) donnent des taux de sédimentation variant entre 0.06 et 0.11 g/cm².an. La comparaison de ces chiffres avec le taux de sédimentation déterminé grâce aux trappes à sédiments (0.12 g/cm².an) indique que les carottes à faible taux ont subi une érosion consécutive au dépôt de la turbidite. C'est sans doute le cas du prélèvement d'octobre 1988 sur SHL2 où la base de la turbidite correspond à une date apparente de 1967-1968, au lieu de 1976-1977 (date réelle de la mise en place de la turbidite). L'érosion produite aurait décapé une couche de sédiment de deux centimètres d'épaisseur, soit un dépôt sédimentaire d'environ neuf ans.

Carbonates (Figure 4)

Les teneurs moyennes sont plus élevées sur SHL2 avec 30 à 35 % en surface et seulement 17 à 24 % sur Paudex. Les variations observées au cours des 3 périodes de prélèvement dénotent une plus grande hétérogénéité des sédiments du site SHL2 qui est, rappelons-le, sous l'influence de deux sources d'apports (le Rhône et la Dranse). Les pourcentages élevés du dépôt turbiditique confirment l'origine du matériel déposé provenant du bassin versant de la Dranse (riche en formations carbonatées).

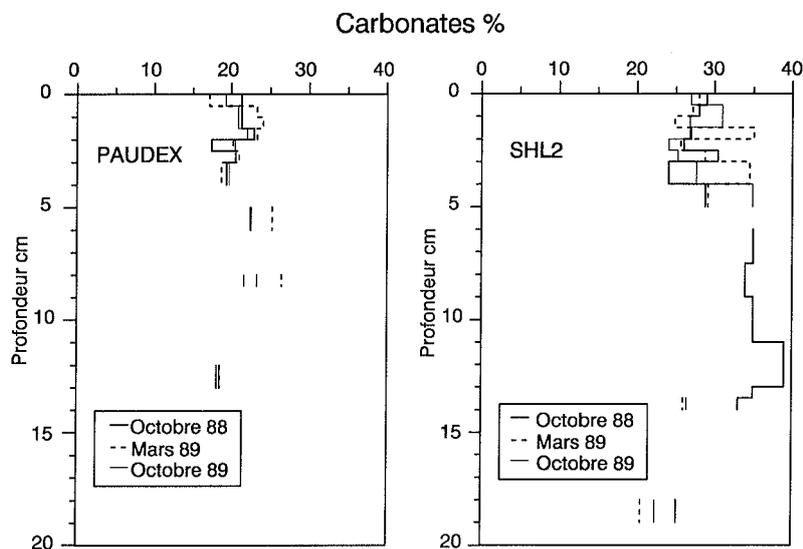


FIGURE 4: EVOLUTION DES TENEURS EN CARBONATES DES SEDIMENTS.

Carbone organique (Figure 5)

Les concentrations sont sensiblement supérieures à SHL2. Dans l'ensemble, les profils montrent des teneurs importantes à l'interface, correspondant aux dépôts de la matière organique peu décomposée. Sous cette couche, on note des teneurs plus faibles tendant à augmenter jusqu'à 3 ou 4 cm de profondeur.

Pour le site SHL2, au niveau de la turbidite, les teneurs sont faibles mais augmentent juste sous sa base. Ce dépôt joue le rôle d'une barrière limitant la décomposition de la matière organique.

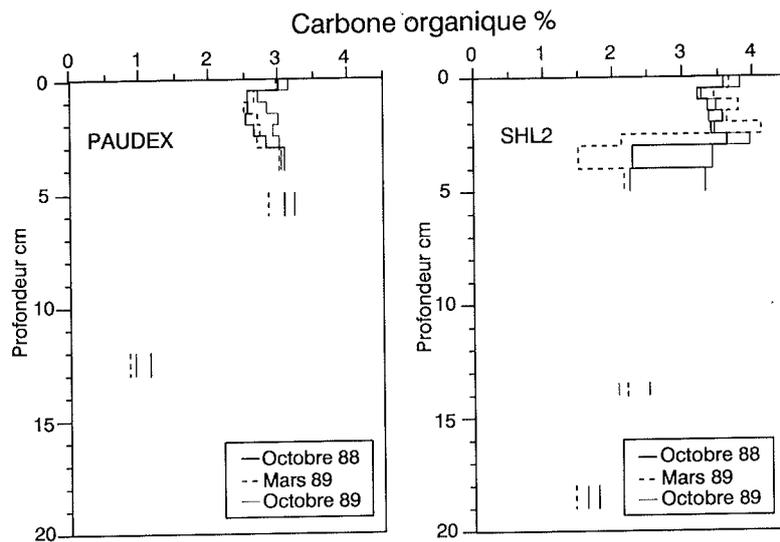


FIGURE 5: EVOLUTION DES TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE DES SEDIMENTS.

Azote organique (Figure 6)

Les profils présentent une évolution similaire à celle décrite précédemment pour le carbone organique. On constate une augmentation régulière avec la profondeur du rapport C/N, passant de 9.7 en surface, à des valeurs entre 12 et 23 vers le bas des carottes. Le principal mécanisme de la perte en azote dans la partie solide des sédiments est dû à la minéralisation plus rapide des composés azotés par rapport à celle des carbonés (KEMP et al., 1977).

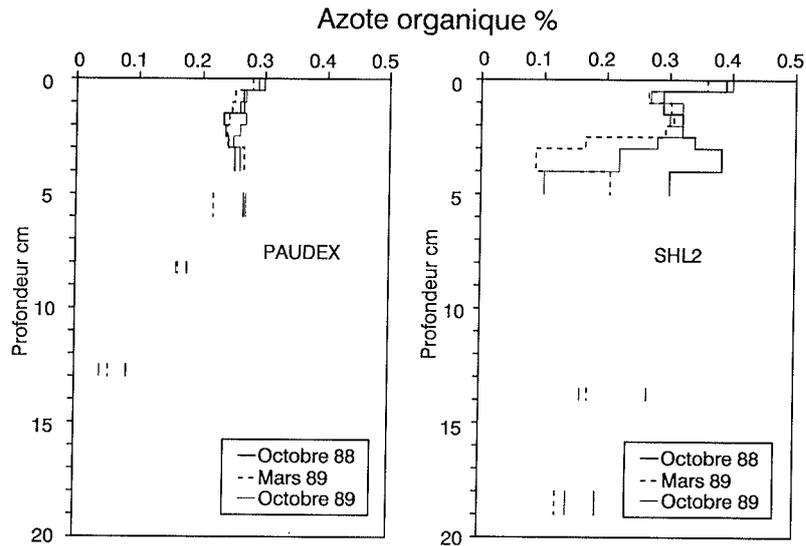


FIGURE 6: EVOLUTION DES TENEURS EN AZOTE ORGANIQUE DES SEDIMENTS.

3.3

EVOLUTION VERTICALE DES METAUX

La datation des sédiments au ^{137}Cs nous permet de retracer l'histoire des contaminations métalliques.

• le mercure (Figure 7)

Sur les quatre premiers centimètres des carottes, l'évolution des profils des deux sites est identique, avec des teneurs en surface de 0.25 à 0.30 mg/kg.

Le profil du site de Paudex, montre l'individualisation d'un pic avec des concentrations de 1.80 mg/kg. Cette contamination en mercure, datée 1970-1971 (LOIZEAU et al., 1989) provient des rejets dans le Rhône valaisan. A partir de la position de ce pic de mercure, on peut estimer un taux de sédimentation égal à $0.08 \text{ g/cm}^2\cdot\text{an}$, comparable à celui calculé avec le ^{137}Cs .

Au point SHL2, cet épisode n'apparaît pas. Les sédiments de cette époque ont été sans doute érodés par la turbidite. Des carottes de plus grande pénétration ont montré une période plus ancienne de contamination encore plus importante, datant de 1940 à 1945, et de même origine que la première (RAPIN et al., 1985; LOIZEAU et al., 1989). L'augmentation des concentrations vers la base de nos carottes confirme la proximité de ce second pic.

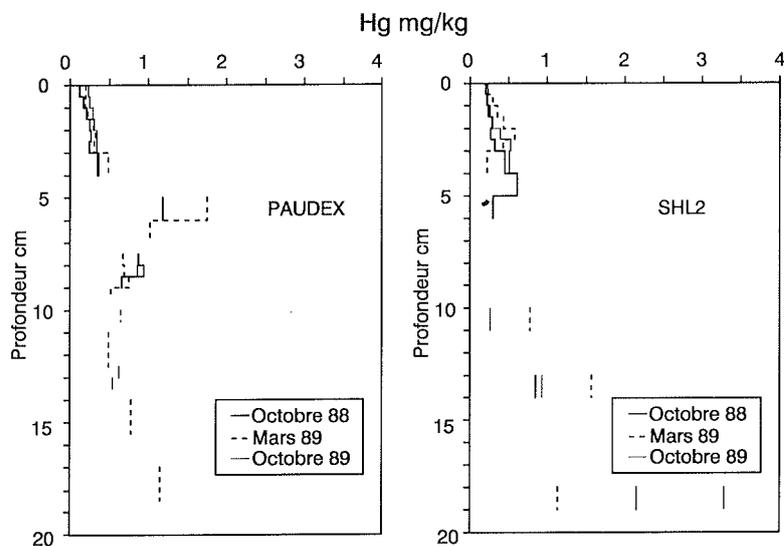


FIGURE 7: EVOLUTION DES TENEURS EN MERCURE DES SEDIMENTS.

le cadmium (Figure 8), le cuivre et le zinc (Figure 9)

L'évolution verticale des concentrations de ces métaux est sensiblement identique, avec naturellement pour SHL2 une perturbation due à l'horizon détritique très marquée pour le zinc et le cadmium. On constate des teneurs minimales en surface qui augmentent ensuite régulièrement pour atteindre un maximum situé à 4-5 cm pour le cadmium et le zinc et plus étalé pour le cuivre. Cette contamination est plus étendue dans le temps que celle observée pour le mercure.

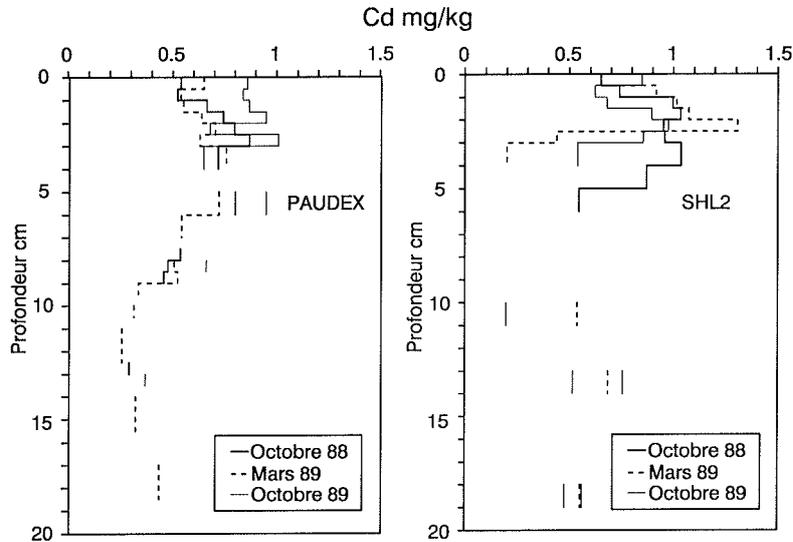


FIGURE 8: EVOLUTION DES TENEURS EN CADMIUM DES SEDIMENTS.

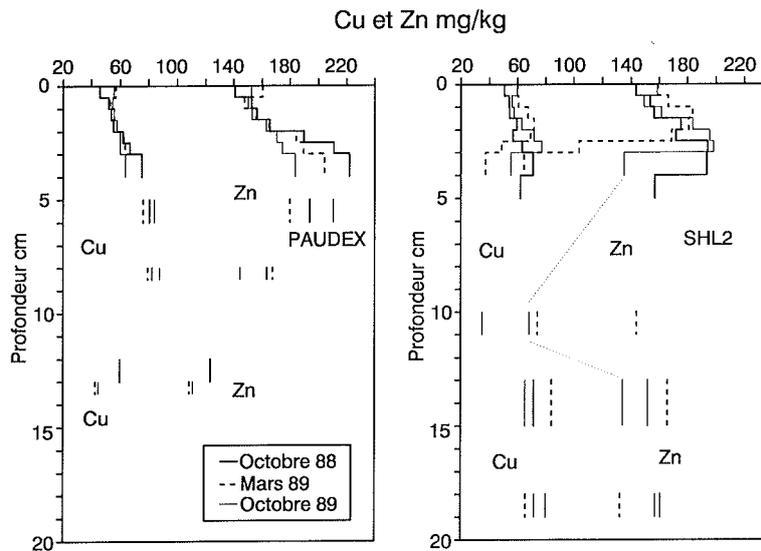


FIGURE 9: EVOLUTION DES TENEURS EN CUIVRE ET EN ZINC DES SEDIMENTS.

le manganèse (Figure 10) et le fer (Figure 11)

Ces deux métaux, essentiellement présents sous formes d'oxydes dans les sédiments superficiels, ont des comportements géochimiques particuliers. Ils seront sensibles aux variations physico-chimiques (potentiel redox) du milieu.

Concernant le manganèse, la comparaison des deux sites indique des teneurs en surface beaucoup plus fortes sur le site de Paudex, précisément pour octobre 1988 et mars 1989. Les concentrations décroissent rapidement ensuite avec la profondeur, phénomène surtout valable pour Paudex. Les concentrations faibles en surface du dernier prélèvement s'expliquent par les très basses teneurs en oxygène dissous des eaux du fond qui auraient permis la dissolution d'une partie des oxydes de manganèse.

Pour le fer, les variations notées précédemment ne se retrouvent pas. Cela dénote son caractère moins mobile ou moins sensible étant donné les très fortes concentrations dans le solide (25 à 30 g/kg). Des informations sur son évolution dans l'eau interstitielle auraient été plus intéressantes.

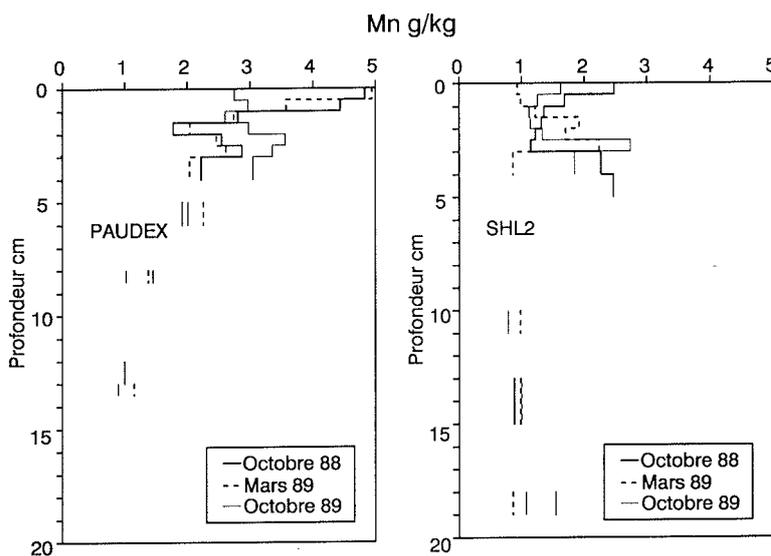


FIGURE 10: EVOLUTION DES TENEURS EN MANGANESE DES SEDIMENTS.

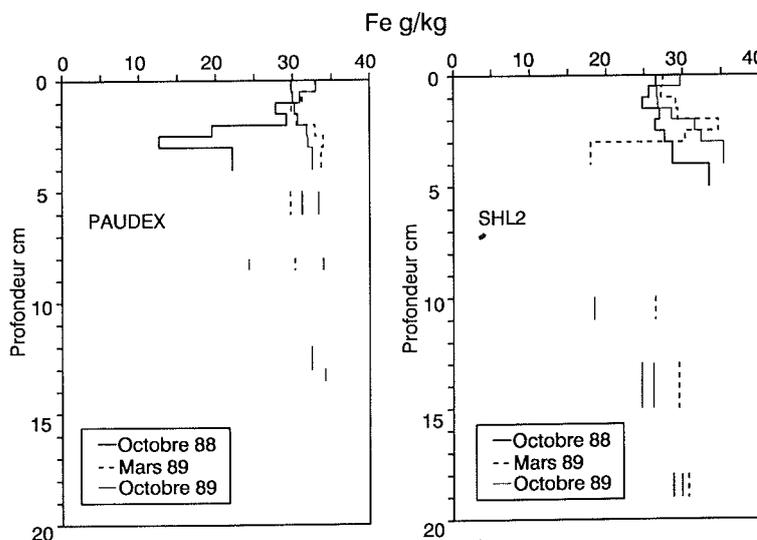


FIGURE 11: EVOLUTION DES TENEURS EN FER DES SEDIMENTS.

3.4 FORMES DU PHOSPHORE PARTICULAIRE DANS LES SEDIMENTS (FIGURES 12 ET 13)

- Le phosphore inorganique apatitique : PIA

Cette forme représente les ions orthophosphates impliqués dans la structure minérale de l'apatite. D'origine détritique naturelle, elle ne joue aucun rôle dans les processus de relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment.

Elle constitue un pourcentage important du phosphore total, surtout vers la base des carottes (70 à 80 %). Le site de Paudex présente des concentrations comparables à la carotte L16 (RAPIN et al., 1985), mais légèrement plus élevées qu'au point SHL2, traduisant des apports allochtones plus conséquents sur cette zone périphérique de la Plaine Centrale.

- Le phosphore organique : PO

Constituant de la matière organique morte, il peut être en partie remobilisé lors de la décomposition de la matière organique. Les profils concernant cette forme du phosphore varient peu en fonction des périodes d'échantillonnage. Les teneurs élevées en surface, peu différentes sur les deux sites, décroissent régulièrement pour Paudex et irrégulièrement pour SHL2 (présence de la turbidité). La décomposition de la matière organique est responsable de cette diminution.

- Le phosphore inorganique non apatitique : PINA

Cette fraction du phosphore total représente les ions orthophosphates en partie d'origine anthropique (rejets d'eaux usées, agricoles...). Dans le milieu aquatique, ils vont s'adsorber sur les hydroxydes ferriques formant des complexes (GÄCHTER, 1988). Leur devenir, après dépôt, sera sujet aux variations du potentiel d'oxydo-réduction des eaux interstitielles dans le sédiment. Ainsi cette forme très réactive peut être potentiellement remobilisée.

La confrontation des profils indique une forte différence entre les deux sites. En surface, les concentrations en PINA du site Paudex (environ 600 mg/kg) sont 2 à 3 fois supérieures à celles rencontrées sur le site SHL2. En 1984, cette forme à L16, zone proche de Paudex, contenait seulement 335 mg/kg (RAPIN et al., 1985).

L'étude détaillée du stock de phosphore associé à la forme PINA contenue dans chaque couche de 0 à 2 cm est reportée sur la figure 13. Le stock en phosphore est calculé dans un volume de sédiment humide de 1.0 cm² de surface par 0.5 cm d'épaisseur (pas de l'échantillonnage).

Le détail du calcul du stock est le suivant :

- première étape, calcul du poids réel de sédiment contenu dans un volume donné (terme B).

$$\begin{aligned} \rho_{\text{séd. humide}} &= P_{\text{tot}} / V = (P_{\text{eau}} + P_{\text{séd. sec}}) / V \\ &= ((V_{\text{eau}} \cdot \rho_{\text{eau}}) + (V_{\text{séd. sec}} \cdot \rho_{\text{séd. sec}})) / V \\ \text{avec } \rho_{\text{eau}} &= 1 \text{ et } \phi = V_{\text{eau}} / V \text{ et } V_{\text{séd. sec}} = V - V_{\text{eau}} \\ \rho_{\text{séd. humide}} &= \phi \cdot \rho_{\text{eau}} + (V_{\text{séd. sec}} \cdot \rho_{\text{séd. sec}}) / V \\ &= \phi + (1 - \phi) \cdot \rho_{\text{séd. sec}} \\ &= A + B \end{aligned}$$

terme A = poids d'eau dans le volume V
terme B = poids réel de sédiment dans le volume V

- seconde étape, calcul du stock X d'un élément de teneur moyenne x dans le volume considéré.

$$X = x \cdot B = x \cdot ((1 - \phi) \cdot \rho_{\text{séd. sec}})$$

$$\begin{aligned} \rho_{\text{séd. sec}} &= 2.65 \text{ g/cm}^3 \\ \phi &= \text{porosité du sédiment} \\ x &= \text{teneur moyenne de l'élément dans le sédiment total sec} \\ V &= \text{volume considéré (ici } V = 0.5 \text{ cm}^3) \end{aligned}$$

Le terme A n'intervient pas dans le calcul du stock, si l'on considère que la teneur de cet élément dans l'eau est négligeable par rapport à celle du sédiment.

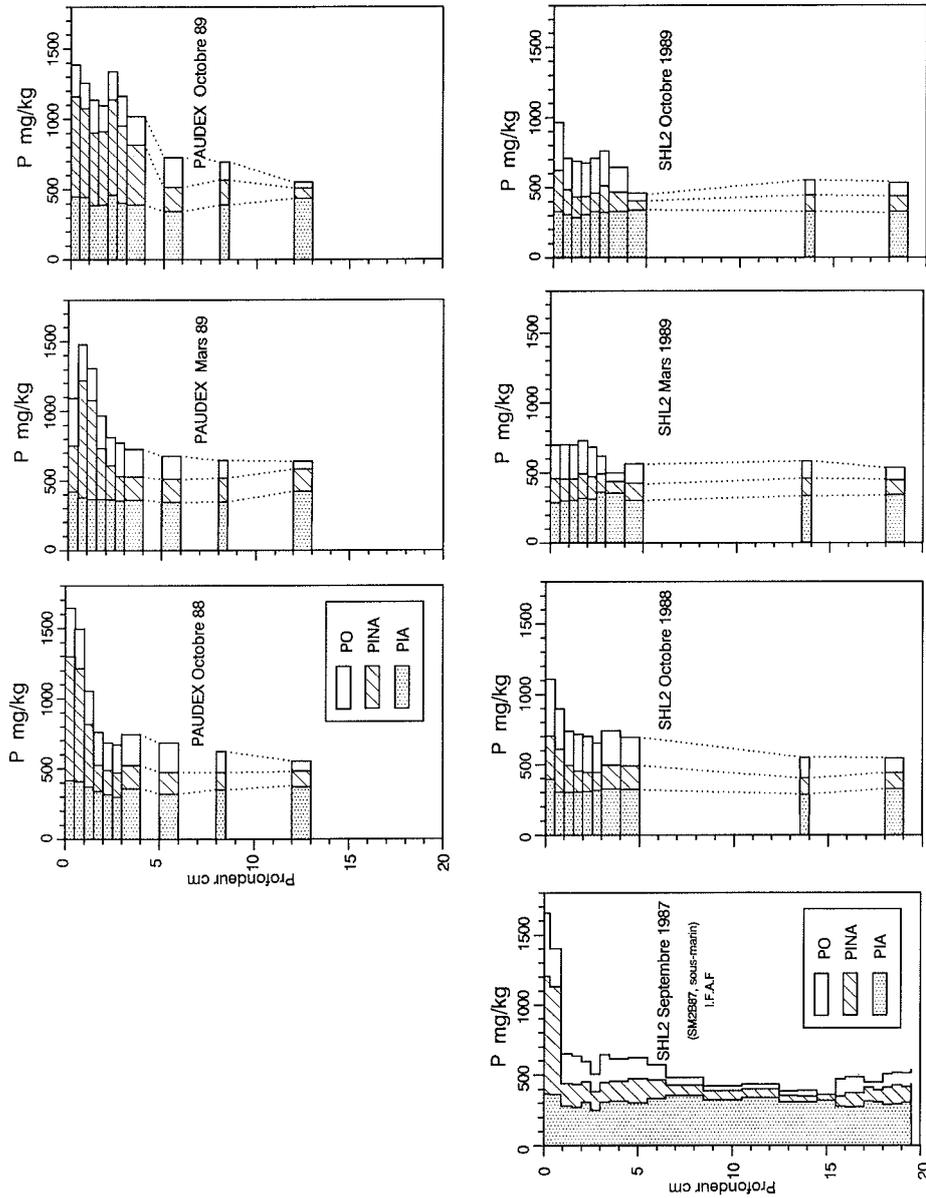


FIGURE 12
EVOLUTION DES FORMES DU PHOSPHORE
PARTICULAIRE DANS LES SEDIMENTS.
 Le profil de Septembre 1987 n'est pas
 encore publié (étude en cours à l'I.F.A.F.).

TABLEAU 2 - Evolution des stocks en phosphore sédimentaire régénéré et en PINA contenu dans les 2 premiers centimètres de la Plaine Centrale (profondeur - 300 m correspondant à une surface de 79 km²)

Flux moyen 1988-1989 mg/m ² .j	Stock en P régénéré en t	Stock en PINA contenu de 0 à 2 cm (en t) calculs avec données SHL2			
		Sept. 87	Oct. 88	Mars 89	Oct. 89
2.6	75	154	71	65	90

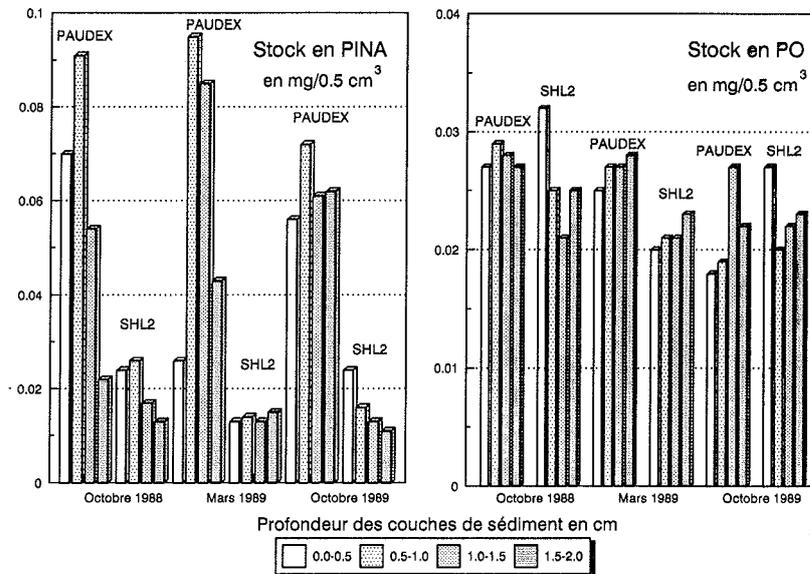


FIGURE 13: EVOLUTION DES STOCKS EN PINA ET EN PO DANS LES DEUX PREMIERS CENTIMETRES DES SEDIMENTS.

Calculs effectués en tenant compte des variations de la porosité sur chaque site.

La figure 13 montre pour Paudex, dans le premier niveau (zone d'échanges privilégiés avec l'eau surnageante) des stocks toujours inférieurs aux niveaux sous-jacents (respectivement 0.05 et 0.08 mg/0.5 cm³). Les conditions presque anoxiques du fond permettent la destruction des complexes orthophosphate-hydroxydes de fer dans l'eau interstitielle. Le stock moyen sur les deux premiers centimètres est de 0.24 mg/cm² de phosphore sous forme PINA.

Sur SHL2, nous n'observons pas ce phénomène. Le contenu en PINA des quatre premières couches de sédiment (2 cm d'épaisseur) est faible avec seulement 0.06 mg/cm² de phosphore et présente peu de variation avec la profondeur. Par contre, des carottes prélevées dans la même zone en septembre 1987 (données non publiées) contenaient 2 à 3 fois plus de PINA en surface. Le stock en PINA était égal à 0.20 mg/cm² (2 cm d'épaisseur). La diminution du contenu en PINA en une année sur ce site est de 65 %. La figure 16 et le tableau 2 résument la situation. Après un stockage important en PINA dans les sédiments jusqu'en 1987, correspondant à 154 tonnes dans les deux premiers centimètres de la Plaine Centrale (-300 m de profondeur, 79 km² de superficie), une remobilisation importante aurait "vidé" les sédiments de près de la moitié de leur stock en PINA entre septembre 1987 et l'automne 1988.

L'évolution du stock en phosphore associé à la matière organique (PO) offre peu de variation avec la profondeur sur les deux sites.

3.5 EVOLUTION DU PHOSPHORE DISSOUS DANS L'EAU INTERSTITIELLE ET L'EAU SURNAGEANTE

Le pH (Figure 14)

Dans l'eau surnageante, le pH est constant sur les deux sites avec une valeur moyenne de 7.5, alors que dans l'eau interstitielle, il décroît avec la profondeur, passant d'une valeur voisine de celle notée dans l'eau surnageante, en surface, à une valeur de 7.2 vers le bas des carottes. Ce processus d'acidification est lié à la décomposition par oxydation de la matière organique.

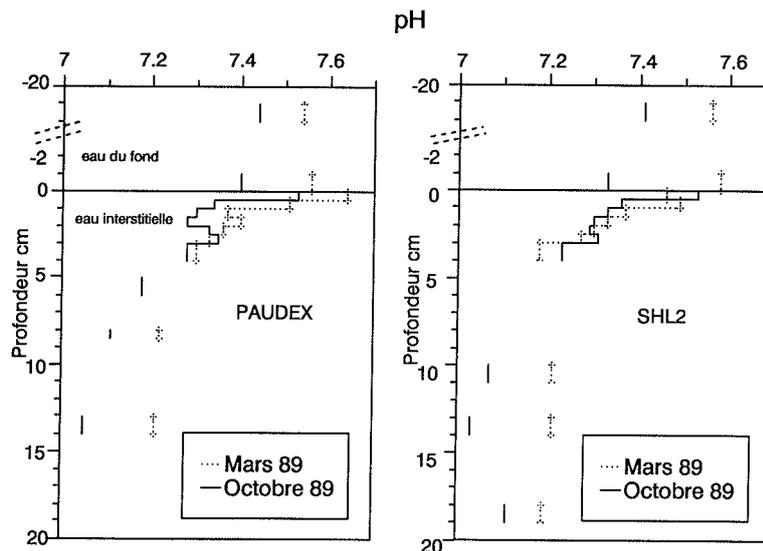


FIGURE 14: EVOLUTION DU pH DANS L'EAU SURNAGEANTE ET INTERSTITIELLE.

Le phosphore total dissous : PTS et le phosphore réactif dissous : PRS (Figure 15)

Rappelons que le PTS correspond à la somme des formes minérales (dont les orthophosphates, nommés PRS et les tripolyphosphates) et organiques dissoutes (les phospholipides et les phosphoprotéines). Les résultats indiquent que les orthophosphates ou PRS représentent la forme principale du phosphore total avec 80 % dans l'eau surnageante ainsi que dans les deux premiers centimètres sous l'interface et 100 % plus en profondeur. Aussi allons nous nous intéresser essentiellement à cette forme réactive.

Dans l'eau surnageante prélevée à 1 cm au-dessus de l'interface, les teneurs en PRS varient entre 0.09 et 0.55 mg/l, teneur maximale mesurée à SHL2 en octobre 1988. Dans l'eau interstitielle, les profils montrent des pics de concentration élevée, situés entre 1 et 2 cm. Ensuite, les teneurs décroissent plus ou moins régulièrement selon le site étudié. Les pics de phosphore dissous correspondent au maximum de la dissolution des hydroxydes ferriques qui libèrent, dans le milieu interstitiel, les orthophosphates. En général, ces maxima sont observés sur le site de Paudex, allant jusqu'à 5.3 mg/l en mars 1989, par rapport à la situation de 1984 le maximum étant alors de 3.0 mg/l en mai (RAPIN et al., 1985).

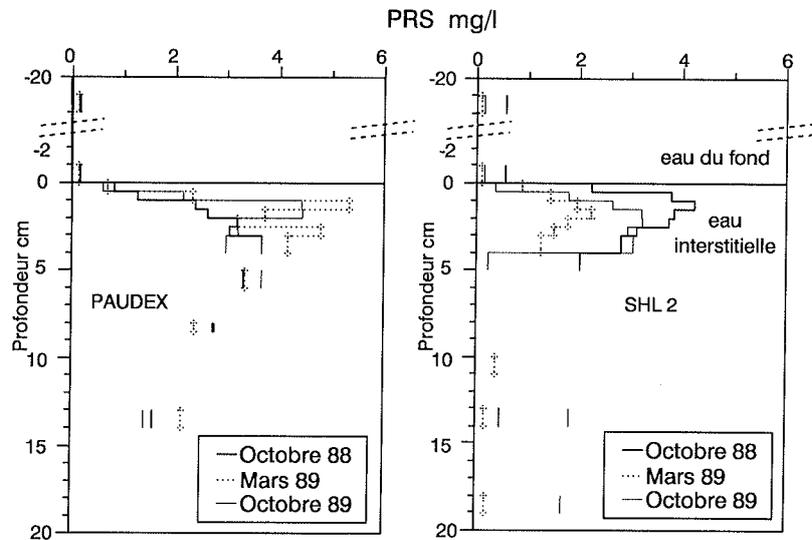


FIGURE 15: EVOLUTION DES TENEURS EN PHOSPHORE REACTIF SOLUBLE (PRS) DANS L'EAU SURNAGEANTE ET INTERSTITIELLE.

TABLEAU 3 - Gradient de concentration et flux de diffusion du phosphore dissous à l'interface eau-sédiment.

Calculs effectués avec les teneurs en PRS de 0,0-0,5 cm, ou avec les teneurs moyennes en PRS de 0,0-1,0 cm. Comparaison avec les flux estimés en 1984 à L 16, site voisin de Paudex et en septembre 1987 à SHL2

Site	Date	Oxygène 300 m mg/l	pH 300 m	Température 300 m	Porosité 0,0-0,5 cm	PRS eau surnag. mg/l	PRS eau interst. 0,0-0,5 cm mg/l	dc/dz 0,0-0,5 cm mg/l.cm	Fd 0,0-0,5 cm mg/m ² .j	PRS eau interst. 0,0-1,0 cm mg/l	dc/dz 0,0-1,0 cm mg/l.cm	Fd 0,0-1,0 cm mg/m ² .j
SHL2	sept. 87	3.9	-	-	0.94	0.18	-	-	-	0.68	0.50	1.0
SHL2	oct. 88	2.3	7.3	4.7	0.94	0.55	2.24	3.38	6.9	3.01	2.46	5.0
SHL2	mars 89	3.7	7.1	4.9	-	0.09	0.88	1.57	3.2	1.01	1.05	2.1
SHL2	oct. 89	2.2	7.3	4.9	-	0.14	0.36	0.43	0.9	1.07	0.99	1.9
PAUDEX	oct. 88	2.4	7.4	4.7	0.94	0.15	0.82	1.33	2.7	1.04	0.88	1.8
PAUDEX	mars 89	-	-	-	-	0.12	0.68	1.22	2.5	1.50	1.37	2.8
PAUDEX	oct. 89	2.3	7.3	5.0	-	0.16	0.60	0.87	1.8	1.37	1.20	2.4
L16	fév. 84	4.5	-	-	0.94	-	-	-	-	-	0.98	2.0
L16	mai 84	6.7	-	-	-	-	-	-	-	-	0.23	0.5
L16	oct. 84	4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	3.18	6.4

3.6 ESTIMATION DES FLUX DE PHOSPHORE A L'INTERFACE

D'après BERNER (1980), les équations de diffusion à une dimension (1ère et 2ème lois de FICK) sont applicables pour le calcul du flux d'un élément dissous à travers l'interface eau-sédiment. Par souci de comparaison avec les résultats obtenus en 1984 (RAPIN et al., 1985), on utilise la formule simplifiée suivante :

$$Fd(z=0) = - \phi .Ds.dc/dz \quad \text{en mg/m}^2.j$$

Fd : flux net à l'interface (z=0)

z : profondeur en cm

ϕ : porosité du sédiment

Ds : coefficient de diffusion en cm²/s (Ds=2.5·10⁻⁶ cm²/s)

dc/dz : gradient de concentration en mg/l.cm

dz=0.5 cm ou 1.0 cm

dc=(concentration dans le premier demi centimètre ou moyenne de 0 à 1 cm de sédiment) - (concentration dans l'eau surnageante)

Les différents paramètres et résultats sont reportés dans le tableau 3. En 1988-1989 où aucun brassage des eaux profondes n'a eu lieu, la situation des prélèvements est bien différente de celle de l'année 1984 où une étude analogue avait été menée. En 1984, les sédiments réagissaient bien en fonction des variations du milieu, avec un faible flux de diffusion (0.5 mg/m².j) après le brassage des eaux et, au contraire un fort flux (6.5 mg/m².j) en automne lorsque la teneur en oxygène dissous était minimale (inférieure à 4 mg O₂/l).

Dans ce même secteur, les flux mesurés au cours des trois campagnes varient entre 1.7 et 2.7 mg/m².j. Bien que les teneurs en oxygène dissous soient basses, les flux ne sont pas élevés. Le sédiment semble laisser diffuser régulièrement son phosphore qui provient essentiellement de la dissolution de la forme PINA.

A SHL2, on note un fort flux de diffusion en octobre 1988 (6.8 mg/m².j) correspondant à un gradient et à des concentrations élevées en phosphore total dans l'eau du fond (0.6 mg P/l). Par la suite, les deux autres flux mesurés sont faibles en mars avec 3.2 et, en automne 1989 avec 0.8 mg/m².j. A cette époque, le sédiment a probablement épuisé une grande partie de son phosphore remobilisable, en le relargant quelques semaines avant le prélèvement (Fig. 16).

Il est aussi possible d'estimer la quantité de phosphore remobilisé à partir du sédiment selon deux approches différentes :

D'une part, en considérant que les apports en phosphore ont peu varié les dernières années (RAPIN et al, 1985), il est dès lors possible de comparer les teneurs moyennes en PINA et PO dans les premiers centimètres des sédiments du site SHL2 avec celles mesurées dans la colonne d'eau par des trappes à sédiments (GANDAIS et al., 1988). La concentration moyenne en PINA et PO est de 500 mg/kg en 1988-1989 dans les deux premiers centimètres. La concentration moyenne dans les trappes représentative pour l'année 1987 était de 1'035 mg/kg. De ce fait, il apparaît que 50 % au moins du phosphore lié aux formes PINA et PO qui sédimente serait remobilisé.

D'autre part, en estimant un flux de diffusion moyen pour 1988-1989 égal à 2.6 mg/m².j, on obtient environ 75 tonnes de phosphore régénéré à partir des sédiments de la Plaine Centrale (- 300 m, 79 km²), chiffre comparable à la diminution du stock en PINA dans les sédiments entre 1987 et 1988 qui est d'environ 85 tonnes (tableau 2).

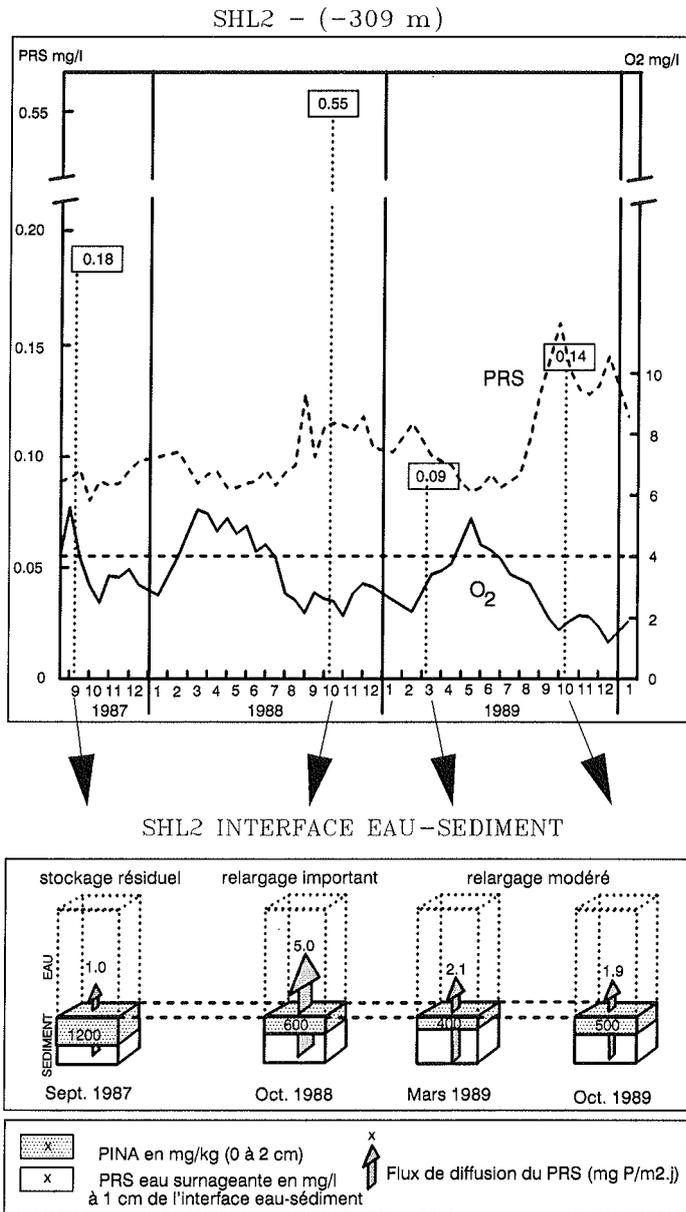


FIGURE 16: COMPARAISON DES TENEURS EN OXYGENE ET EN PHOSPHORE DISSOUS A UN METRE AU DESSUS DU FOND (données C.I.P.E.L.) AVEC LES FLUX EN PHOSPHORE DISSOUS ET PARTICULAIRE (PINA) A L'INTERFACE EAU-SEDIMENT SUR LE SITE SHL2.

4. CONCLUSIONS

Chronologie des pollutions métalliques

Pour tous les métaux analysés (non sensibles aux variations redox), les teneurs sont plus faibles en surface. Les contaminations principales en mercure dans les sédiments sont au nombre de deux : 1940-1945 et 1970-1972. Elles semblent être limitées dans le temps et surtout indépendantes des autres pollutions métalliques. Les profils concernant les métaux (cadmium, cuivre et zinc) montrent une période de contamination plus étalée dans le temps, touchant des sédiments déposés durant les années 1970-1975 et, une décontamination commencée depuis le début des années 80.

Evolution du phosphore dans les sédiments

Les sédiments superficiels de la Plaine Centrale se trouvent au contact depuis quelques années avec des eaux profondes de plus en plus appauvries en oxygène dissous et réagissent donc différemment de ceux étudiés en 1984 (RAPIN et al., 1985). De plus, leur teneur varie en fonction de leur situation géographique dans la Plaine Centrale.

Sur le site de Paudex, situé en zone périphérique de la Plaine Centrale (sédimentation relativement régulière et élevée) les sédiments en 1988-1989 contiennent plus de phosphore qu'en 1984. Les bonnes conditions d'oxygénation qui ont suivi 1984, ont permis un stockage important du phosphore, essentiellement sous la forme PINA. Actuellement, le phénomène commence à s'inverser. Le sédiment se "vide" plus ou moins régulièrement de son stock en phosphore, alimentant son eau interstitielle puis l'eau du fond, avec un flux moyen à l'interface de 2.3 mg/m².j (minimum : 1.8 et maximum : 2.8). En 1984, le flux moyen à L16 était de 2.8 mg/m².j avec de fortes variations saisonnières (minimum : 0.5 et maximum : 6.5).

Sur le site de SHL2, situé au coeur de la Plaine Centrale (sédimentation irrégulière et plus faible), le phénomène amorcé sur Paudex semble mieux établi, avec des stocks faibles en PINA dans les premiers centimètres du sédiment qui alimentent peu le milieu interstitiel. La comparaison des stocks en PINA sur ce même site montre depuis fin 1987 jusqu'en 1988 une diminution importante des stocks, puis une stabilité apparente jusqu'à fin 1989.

En extrapolant les valeurs du flux de diffusion de phosphore dissous du sédiment vers l'eau du fond, on obtient au minimum 75 tonnes de phosphore régénéré entre 1988 et 1989 au niveau de la Plaine Centrale. Parallèlement, le stock de phosphore particulaire facilement remobilisable (PINA) dans les deux premiers centimètres des sédiments de cette zone a chuté de 50 % par rapport à 1987 (étude en cours à l'Institut F.-A. Forel), passant de 154 tonnes à 75 tonnes en 1988-1989.

La quantification de ces échanges verticaux entre les deux compartiments du système (couche d'eau profonde et les premiers centimètres du sédiment) est capitale pour la compréhension du cycle du phosphore et pour l'utilisation d'un modèle prédictif de gestion pour les années à venir. Au même titre que nous suivons l'évolution du phosphore dissous dans les couches profondes du lac, il serait indispensable de suivre régulièrement ses teneurs dans l'eau interstitielle du sédiment par des prélèvements trimensuels de carottes sur lesquels le phosphore dissous et le phosphore particulaire (PINA) seraient étudiés dans les 2 premiers centimètres du sédiment.

BIBLIOGRAPHIE

- ARBOUILLE, D., HOWA, H., SPAN, D. et VERNET, J.P. (1989) : Etude générale de la pollution par les métaux et répartition des nutriments dans les sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 139-172.
- BERNER, R.A. (1980) : Early Diagenesis : A Theoretical Approach. Princeton University Press, Princeton, N.J., 241p.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1989) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 23-43.
- CHASSAING, B. (1977) : Etude de l'interface eau-sédiment du lac Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1976, 323-332.
- CHASSAING, B. (1982) : Etude de l'interface eau-sédiment du lac Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1981, 173-186.
- DOMINIK, J., VIEL, M. et VERNET, J.P. (1982) : Evolution des formes du phosphore dans les sédiments. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1981, 187-202.
- DOMINIK, J., LOIZEAU, J.L., PORTIER, P.L., FAVARGER, P.Y. et VERNET, J.P. (1988) : Un dépôt turbiditique dans la plaine Centrale du Léman. 2ème Conf. Int. des Limnologues d'Expression Française, (Aussois).
- GÄCHTER, R., MEYER, J.S. et MARES, A. (1988) : Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lakes sediments. Limnol. Oceanogr., 33, 1542-1558.
- GANDAIS, V. (1989) : Origine et variations spatio-temporelles des flux de matière particulaire au centre du Léman. Thèse Univ. Genève, 113 p.
- GANDAIS, V. et VERNET, J.P. (1988) : Détermination des flux de nutriments sous forme particulaire dans le Léman à l'aide de trappes à sédiments. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 97-118.
- JAUQUET, J.M. (1979) : Formes du phosphore dans les sédiments lémaniques en 1978. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1978, 310-317.
- KEMP, A.L.W., THOMAS, R.L., WONG, H.K.T. et JOHNSTON, L.M. (1977) : Nitrogen and C/N ratios in sediments of Lakes Superior, Huron, St. Clair, and Ontario. Can. J. Earth Sci., 14, 2402-2413.
- LOIZEAU, J.L., DOMINIK, J. et VERNET, J.P. (1989) : Reconstruction of major mercury pollution from the sedimentary records in lake Geneva. 7th Int. Conf. on "Heavy Metals in the Environment", Geneva, 341-344.
- RAPIN, F., DOMINIK, J., GIOVANOLI, F., EL-GHOBARY, H., FAVARGER, P-Y. et VERNET, J.P. (1985) : Evolution du phosphore dans l'eau interstitielle et dans les sédiments, chronologie de la pollution mercurielle. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1984, 81-96.
- WILLIAMS, J.D.H., SHEAR, H. et THOMAS, R.L. (1980) : Availability to Scenedemus Quadricauda of different forms of phosphorus in sedimentary material from the Great lakes. Limnol. Oceanogr., 25, 1-11.

**ESTIMATION DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE
A PARTIR DE LA RELATION
PHOSPHORE-OXYGENE EN ZONE PROFONDE**

PAR

GUY BARROIN

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (I.N.R.A.) THONON-LES-BAINS

RESUME

Etudier la relation $[P] = f[O_2]$ au fond du lac plutôt que chacun des paramètres séparément permet d'attribuer à la météorologie la part qui lui revient dans l'évolution des concentrations en phosphore qui, par ailleurs, dépend de celle des apports en provenance du bassin-versant. La météorologie intervient de façon sensible, d'une part en termes de rigueur hivernale, d'autre part en termes de pluviosité estivale. La rigueur hivernale détermine l'intensité de la réoxygénation des eaux de fond, donc le relargage brut du phosphore. Quant à la pluviosité estivale, c'est d'elle que dépendent en grande partie les apports de particules capables de fixer le phosphore, donc d'abattre la charge interne brute pour donner la charge interne nette, celle que l'on observe. A l'inverse des années 1981 et 1984 exceptionnelles par un faible abattement de la charge brute, l'année 1987 a été caractérisée par un abattement particulièrement élevé, sans doute en relation avec de fortes crues estivales. Bien que la réoxygénation ait été médiocre, inférieure à 6 mg/l, aussi bien en 1988 qu'en 1989, et que ces deux années n'aient pas bénéficié d'apports exceptionnels en particules fixatrices, elles manifestent un état trophique inférieur à celles de la décennie précédente, se rapprochant en cela des années 1973, 1974, 1975. Reste à savoir si une succession d'hivers doux ne conduirait pas à une situation identique à celle de 1978, année record en termes de charge interne.

1. INTRODUCTION

Au cours de la stagnation estivale, dans des lacs profonds comme le Léman, les eaux qui se trouvent au contact des sédiments les plus profonds voient augmenter leur concentration en phosphore dissous (orthophosphates) alors que celle de l'oxygène dissous y diminue. Etudier le phosphore tout seul ne permet pas, dans l'évolution des concentrations, de distinguer ce qui appartient aux apports de ce qui est dû à la météorologie et laisse toute facilité d'attribuer les améliorations à la maîtrise des apports et les détériorations à la trahison de la météorologie. A moins que ce ne soit le contraire, tout dépend du point de vue de l'expert. En étudiant la relation phosphore-oxygène on attribue à la météorologie la part qui lui revient : non seulement pour sa rigueur hivernale qui conditionne la réoxygénation, donc l'intensité de la charge interne brute mais aussi pour sa pluviosité estivale qui induit un flux de particules d'érosion capables de fixer le phosphore, donc de diminuer l'intensité de la charge brute pour donner la charge nette, celle qu'on observe.

Cette relation phosphore-oxygène a pour analogue algébrique une fonction puissance dont l'équation diffère d'un lac à l'autre et, pour un même lac, d'une année à l'autre selon son état trophique et le pouvoir de sédimentation qu'il exerce sur le phosphore. Mis au point sur les lacs de Sylans, de Nantua, d'Annecy et du Bourget (BARROIN, 1986) ce moyen synthétique de mettre en évidence la dynamique du phosphore d'un lac a été appliqué au Léman pour les années 1970 à 1986 (BARROIN, 1988). Après avoir rappelé l'essentiel de la méthode et de ses résultats, il est proposé de l'appliquer au Léman pour les années 1987-1988-1989 et d'interpréter l'évolution du lac dans cette perspective. Les données utilisées étant très exactement celles fournies par les campagnes CIPEL, le détail de l'échantillonnage et de l'analyse figure dans les chapitres traitant de l'"Evolution physico-chimique des eaux du Léman".

2. METHODE

Les échantillons sont prélevés à station SHL 2 à environ 309 m de profondeur, à un mètre au-dessus du sédiment. Sur chaque échantillon sont dosés :

- les orthophosphates : concentration notée [P] exprimée en microgrammes par litre ($\mu\text{g P/l}$)
- l'oxygène dissous : concentration notée $[\text{O}_2]$ exprimée en milligrammes par litre (mg/l)

A chaque échantillon correspond un couple de valeurs ($[\text{P}]; [\text{O}_2]$) et chaque année regroupe un nombre de couples égal au nombre d'échantillons prélevés soit 21 pour chacune des années 1987, 1988, 1989. Pour chaque année la relation $[\text{P}] = f([\text{O}_2])$ est mise sous la forme $y = a \cdot x^b$ où $y = [\text{P}]$ et $x = [\text{O}_2]$ et fait l'objet de deux types d'interprétation :

- une interprétation géométrique qui porte sur les courbes d'équation $[\text{P}] = a \cdot [\text{O}_2]^b$ dans l'espace orthonormé pour les concentrations observées ($0 < [\text{P}] < 280 \mu\text{g P/l}$; $0 < [\text{O}_2] < 12 \text{ mg/l}$). Chaque courbe est limitée arbitrairement à une extrémité par la valeur maximale d'oxygène $[\text{O}_2]_{\text{max}}$ et la valeur de phosphore correspondant $[\text{P}] = a \cdot [\text{O}_2]_{\text{max}}^b$; à l'autre extrémité par la valeur maximale de phosphore $[\text{P}]_{\text{max}}$ et la valeur correspondante d'oxygène $[\text{O}_2] = ([\text{P}]_{\text{max}}/a)^{1/b}$. Cette interprétation met en oeuvre les éléments caractéristiques de la courbe théorique de la figure 1, éléments dont la signification est donnée par le tableau 1.
- une interprétation analytique qui porte sur les points de coordonnées (a; b) dans l'espace orthonormé ($0 < a < 600$; $0 < b < 1$). (a) représente l'état trophique déterminé par la fertilité potentielle résultant de la charge externe et de la charge interne. (a) est une fonction croissante de l'état trophique. (b) représente le pouvoir de sédimentation exercé sur le phosphore par les particules fixatrices, notamment celles amenées par les pluies d'été. (b) est une fonction décroissante du pouvoir de sédimentation.

ELEMENT	SIGNIFICATION	EN RELATION AVEC
X_A	Maximum d'oxygène observé (# valeur vraie)	-efficacité de la destratification -(fréquence des observations)
Y_A	Minimum de phosphore calculé d'après X_A Equivalent à une fertilité de base	-apports en phosphore -pertes en phosphore à l'exutoire et par sédimentation - X_A
AE	Droite de Redfield	-équation de minéralisation théorique
α	Relargage net du phosphore en début de stagnation	-efficacité du piégeage du phosphore -efficacité de la destratification
$Y_E - Y_A$	Phosphore minéralisé pour X_A d'oxygène consommé	- X_A
Y_D	Maximum de phosphore observé (<valeur réelle)	-fréquence des observations -intensité de la stratification -teneur en fer des particules sédimentaires
$Y_D - Y_E$	Minimum net de phosphore relargué en conditions anaérobies	- X_A - Y_D
$Y_D - Y_E > 0$ $Y_D - Y_E < 0$	Relargage de phosphore Piégeage de phosphore	

TABLEAU 1 : Signification des éléments caractéristiques de la courbe $[\text{P}] = a[\text{O}_2]^b$

3. RESULTATS

PERIODE 1970-1986 (RAPPELS)

Interprétation géométrique :

Deux familles de courbes se dessinent, l'une pour 1970-1978, l'autre pour 1979-1986.

La première famille (figure 2) débute à la suite des hivers 1970-1971 particulièrement rigoureux, qui ont engendré des circulations totales, voire brutales pour l'hiver 1971. Les cinq hivers qui suivent ont été plus doux, particulièrement en 1972 où la circulation semble ne pas avoir dépassé 50 m de profondeur, ce qui se traduit par une augmentation de l'ensemble des ordonnées d'environ 30 $\mu\text{g P/l}$ de phosphore. La désoxygénation va en s'accroissant d'année en année pour atteindre son paroxysme en 1978 où la quasi disparition de l'oxygène en fin de stagnation fait monter le phosphore à presque 300 $\mu\text{g P/l}$.

A partir de 1980 les hivers sont plus rigoureux, notamment en 1981 où la concentration en oxygène est portée à plus de 10 mg/l à la suite d'une circulation particulièrement efficace. Simultanément le phosphore est dispersé dans l'ensemble de la masse d'eau, ce qui a pour effet certes d'en réduire les concentrations hypolimniques mais malheureusement pas au point que la nouvelle famille de courbes recouvre celle des années 70 (figure 3) : elle en diffère d'environ + 50 $\mu\text{g P/l}$, ce qui, en supposant l'homogénéisation parfaite et le volume du lac égal à 89 km^3 , correspond à une recharge nette proche de 4'000 tonnes. De 1981 à 1986, sans être très violents, les hivers sont suffisamment rigoureux pour éviter une désoxygénation équivalente à celle de 1978. En 1986 la réoxygénation frôle même les 11 mg/l d'oxygène. Au cours de cette période faste, les concentrations en phosphore diminuent régulièrement d'environ 25 $\mu\text{g P/l}$ au total, ce qui place quand même 1986 encore à 20 $\mu\text{g P/l}$ au-dessus de 1970. Pour BLANC et al. (1987), "il ne fait aucun doute que ces diminutions sont en relation avec les mesures d'assainissement prises jusqu'à maintenant, notamment la déphosphatation des eaux usées dans les stations d'épuration". Certes, mais il ne faut pas oublier que le contexte météorologique est favorable : les hivers sont suffisamment rigoureux pour régénérer un stock d'oxygène qui tient jusqu'en fin de stagnation. Il ne faut pas non plus négliger l'action de la sédimentation dont le pouvoir est loin d'être saturé comme en témoigne la valeur relativement faible de (α) malgré une valeur relativement élevée de (Y_A) , proche de 80 $\mu\text{g/l}$ de phosphore.

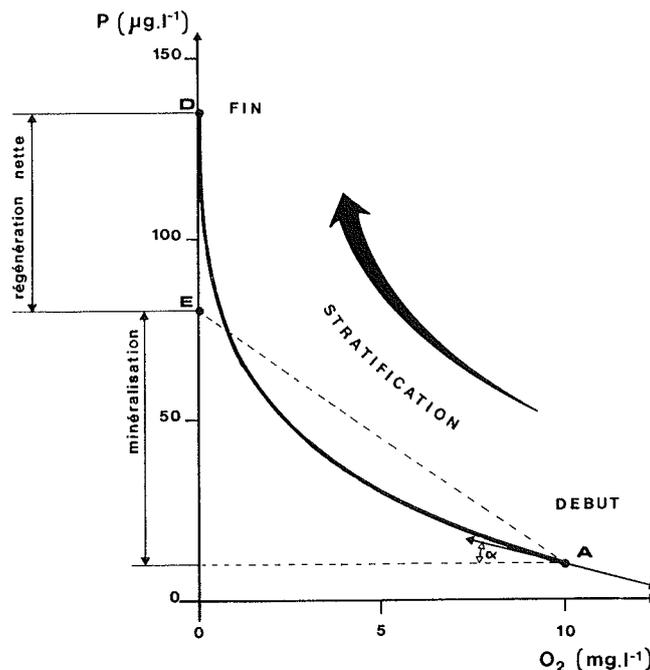


Figure 1 : Courbe théorique $[P] = a[O_2]^b$

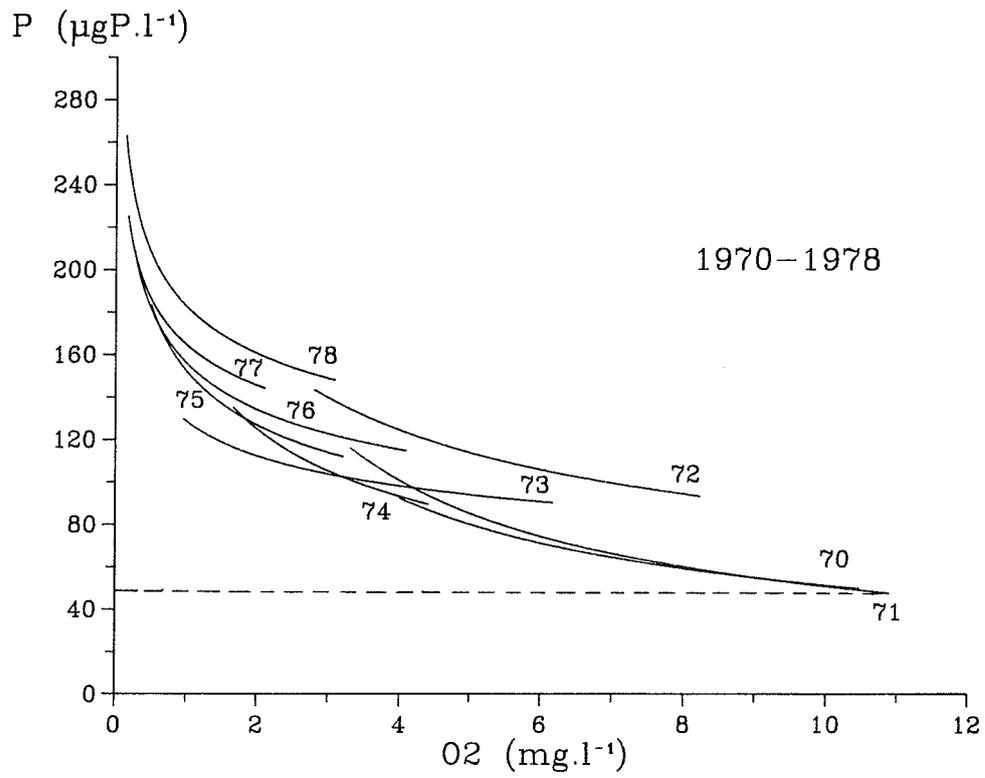


Figure 2 : Evolution de la courbe $[P] = a[O_2]^b$ de 1970 à 1978

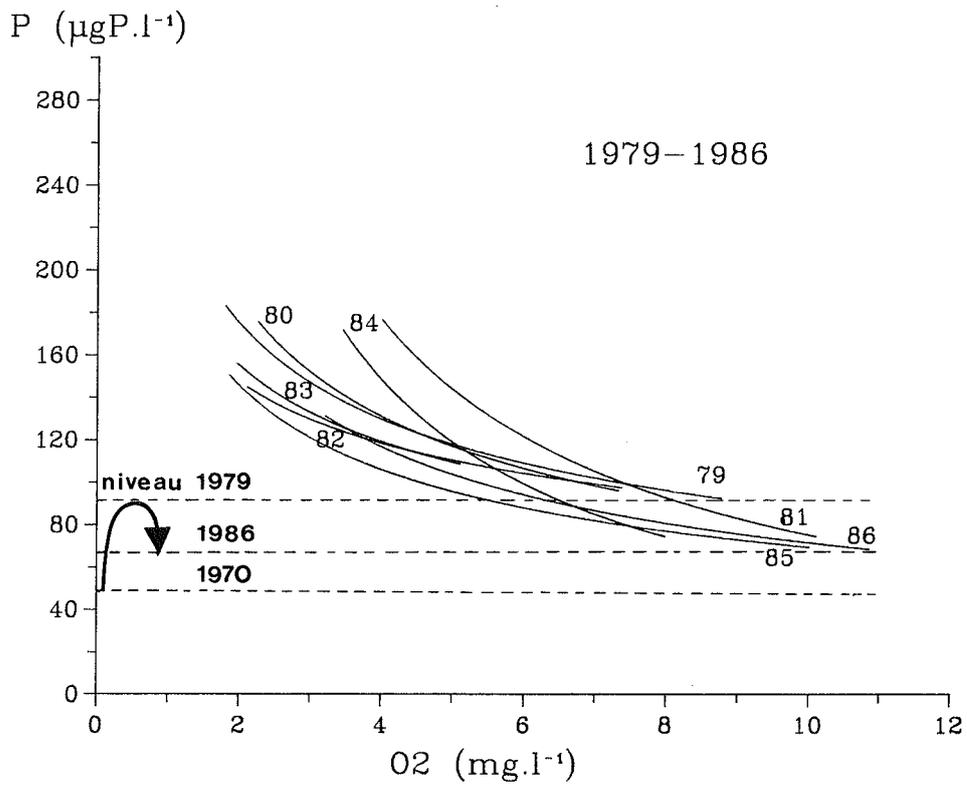


Figure 3 : Evolution de la courbe $[P] = a[O_2]^b$ de 1979 à 1986

Interprétation analytique :

L'ensemble des points reste groupé dans des limites assez serrées, à l'exception des années 1981 et 1984 (figure 4). Les valeurs de (a) comprises entre 100 et 300 témoignent d'un état trophique moyen. Quant aux valeurs de (b) comprises entre 0.1 et 0.8 elles témoignent d'un pouvoir de déphosphatation élevé. Les poussées d'eutrophie des années 1981 et 1984 résultent d'une moins bonne fixation aérobie du phosphore à mettre en relation soit à un excès de phosphore, soit à un défaut de matériaux fixateurs, soit aux deux. Au point SHL 2 les matériaux fixateurs sont essentiellement apportés par le Rhône. Si l'on se réfère au phosphore particulaire pour estimer ces apports (ORAND, 1986 et ORAND et COLON, 1987), on constate qu'effectivement 1981 et surtout 1984 sont des années remarquables : en 1984 les apports sont inférieurs de 30 % à ceux des années voisines, et en 1981 non seulement les apports sont relativement faibles mais le phosphore est relativement élevé (figure 3).

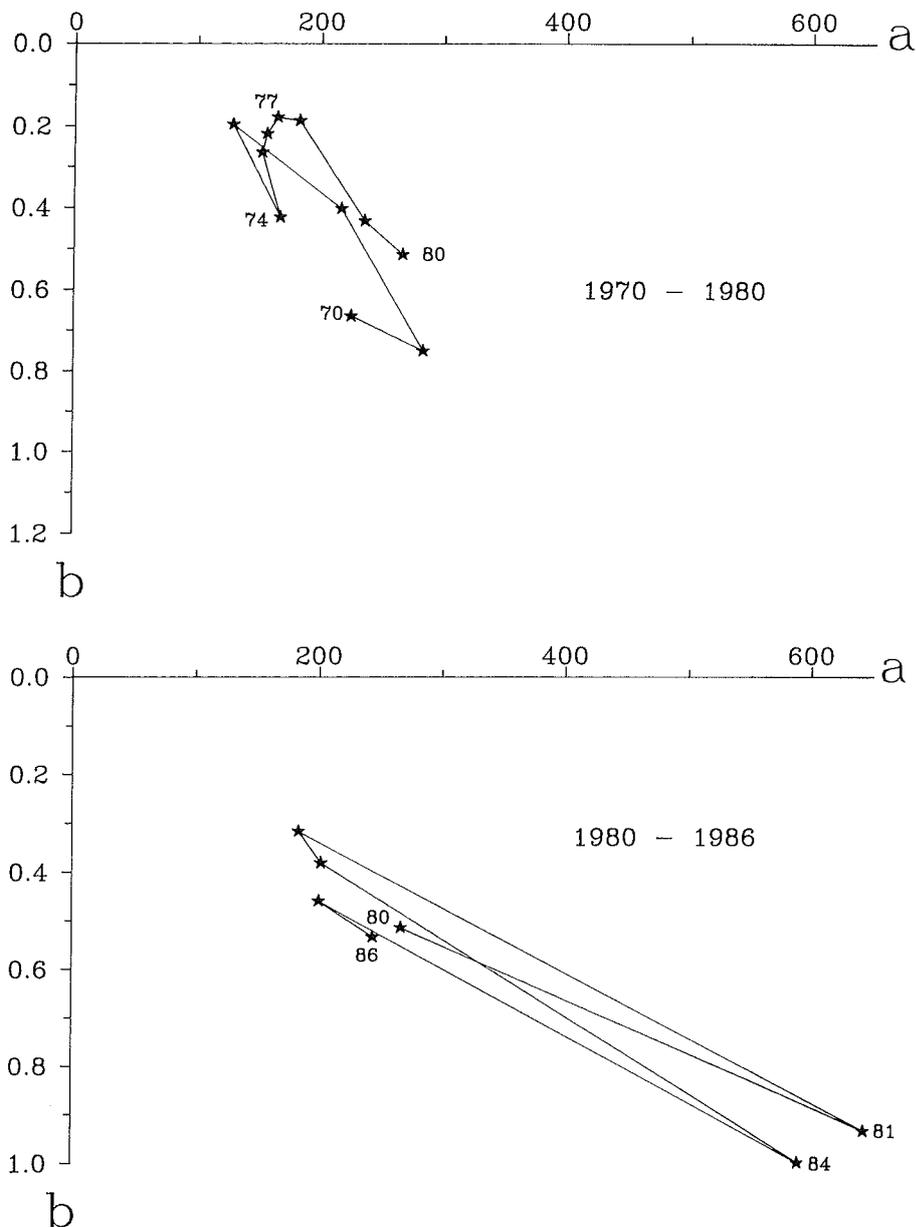


Figure 4 : Evolution des paramètres (a) et (b) de 1970 à 1980 et de 1980 à 1986

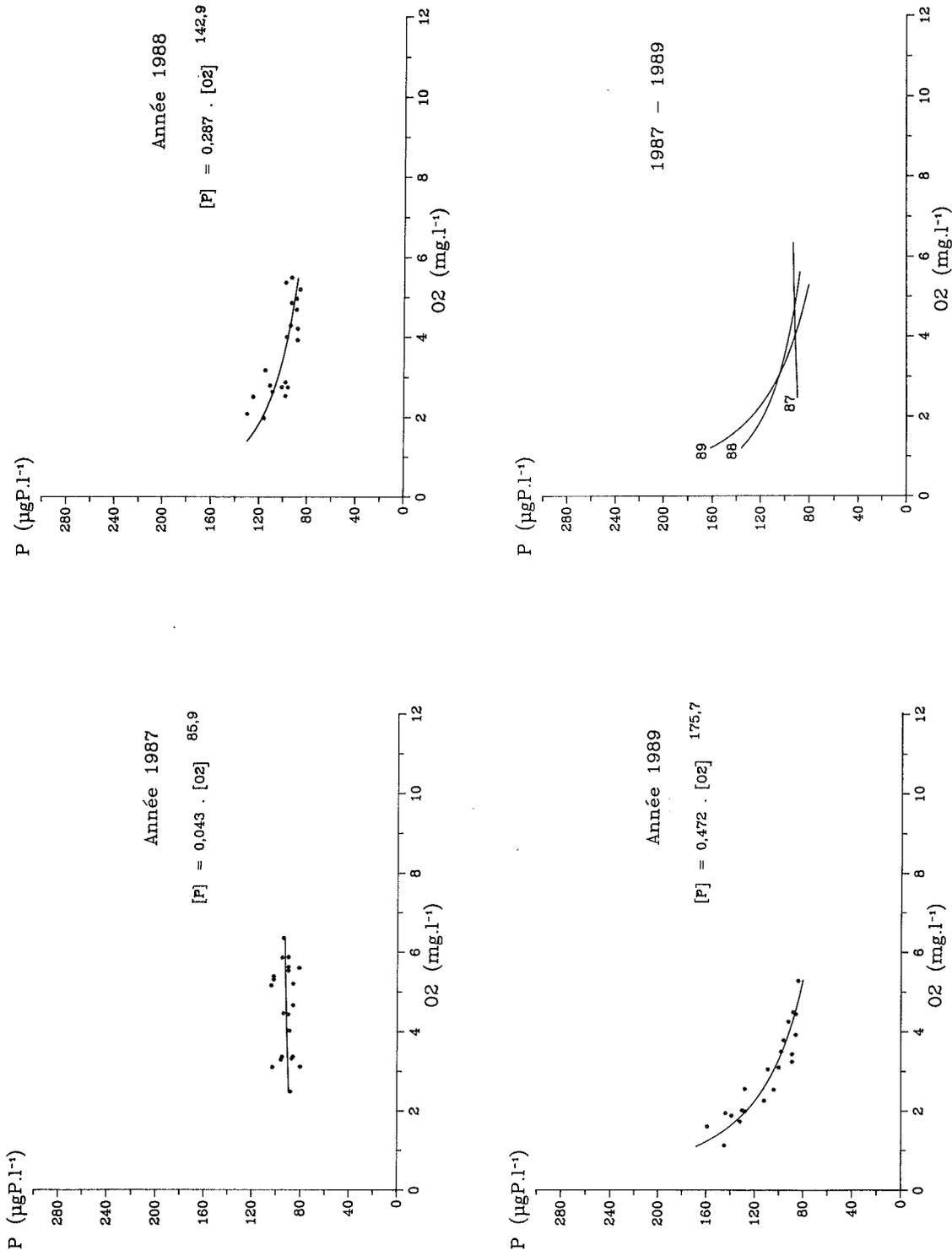


Figure 5 : Evolution de la courbe $[P] = a[O_2]^b$ de 1987 à 1989

Années 1987-1988-1989

Aucune de ces trois années n'a bénéficié d'une bonne oxygénation et aucune n'a manifesté non plus de désoxygénation catastrophique, l'amplitude des variations étant d'environ 4 mg/l d'oxygène (figure 5). Ce n'est donc pas sa très légère meilleure réoxygénation qui caractérise 1987, mais bien l'exceptionnelle stabilité de la concentration en phosphore, voire même une légère diminution au cours de la désoxygénation. Ce comportement exceptionnel de 1987, qui se traduit par un (b) extrêmement faible (figure 6) est sans doute à mettre en relation avec un important flux de particules fixatrices déversé à l'occasion de crues estivales (ORAND et COLON, 1988). Par contre les années 1988-1989 se comportent de façon classique : à pouvoir de sédimentation équivalent, mis à part 1981 et 1984, elles sont moins eutrophes que les autres années de la décennie et se rapprochent en cela des années 1973-1974-1975. Reste à savoir si justement une succession d'hivers doux ne provoquerait pas une augmentation de la charge interne équivalente à celle qui a abouti au record de 1978.

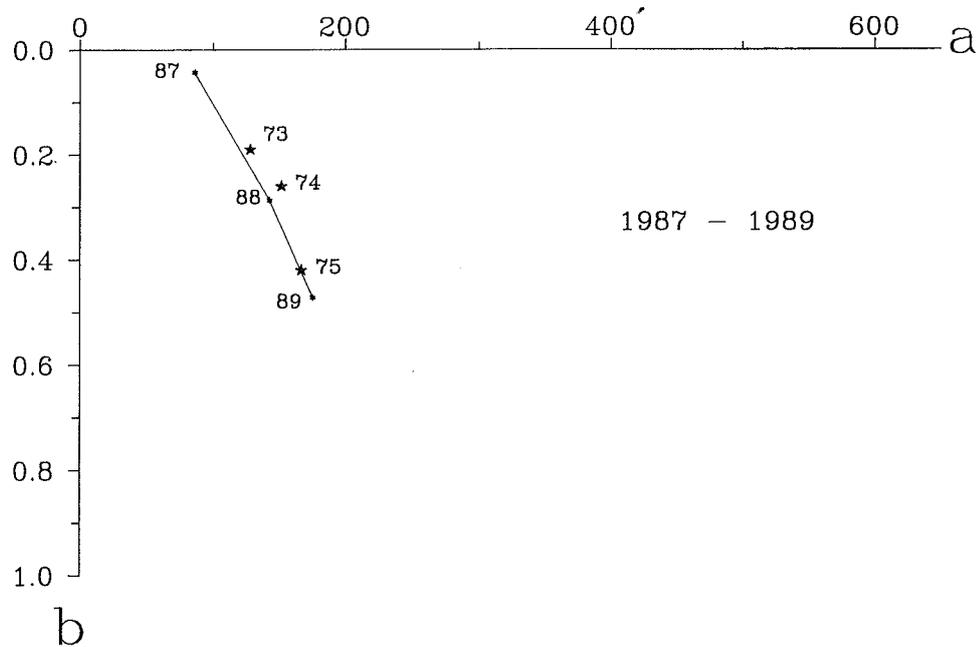


Figure 6 : Evolution des paramètres (a) et (b) de 1987 à 1989.

4. CONCLUSION

L'étude de la relation phosphore-oxygène ($P-O_2$) au fond du Léman montre que les concentrations en phosphore sont en nette régression et qu'il ne s'agit pas d'un artefact météorologique. Si 1981 et 1984 semblent n'avoir eu à subir les méfaits d'un déficit de particules fixatrices laissant la place à une charge interne nette relativement élevée et précoce, 1987 a bénéficié d'un important flux de ces particules, réalisant une véritable inactivation naturelle du phosphore. D'ailleurs quand on explique l'état trophique d'un lac sur la base d'un bilan de phosphore total, on attribue au phosphore particulaire un rôle eutrophisant alors que la particule support peut fort bien être sous-saturée en phosphore et jouer un rôle de piège donc oligotrophisant. L'existence d'un pouvoir de déphosphatation naturel relativement élevé devrait permettre au lac de se restaurer plus vite que ne le laisse prévoir un simple modèle hydraulique utilisant l'exponentielle de lessivage. Encore cette faculté n'est-elle valable que s'il y a assez d'oxygène. Tout peut être remis en question, si ce dernier vient à faire défaut, selon que le pouvoir de déphosphatation est capable ou non de neutraliser les apports résultant de l'anoxie : s'il est dépassé, le phosphore se retrouvera dans toute la colonne d'eau, comme au début des années 80, sinon l'ensemble de la courbe continuera à baisser, comme ce fut le cas pour le lac de Nantua après que les effluents aient été détournés en 1973. En ce sens une succession d'années sèches à hivers doux serait particulièrement défavorable et rendrait tout à fait adapté, du moins momentanément, la proposition de provoquer artificiellement un complément de circulation (FAHRNI et RAPIN, 1986).

BIBLIOGRAPHIE

- BARROIN, G. (1986) : Relation phosphore-oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds. Sciences de l'Eau, 5, 29-42.
- BARROIN, G. (1988) : Estimation du métabolisme du phosphore dans le Léman à partir de la relation phosphore-oxygène en zone profonde. In Eutrophication and lake restoration. Water Quality and biological Impacts. BALVAY (Ed.), INRA Thonon-les-Bains, 63-78.
- BLANC, P., CORVI, C., et RAPIN, F. (1987) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 21-42.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-190.
- ORAND, A. (1986) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 91-104.
- ORAND, A. (1987) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 77-90.
- ORAND, A. et COLON, M. (1988) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 141-154.

**ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN
ET DE SON EMISSAIRE
Campagne 1989**

PAR

ALAIN ORAND ET MICHEL COLON

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, INRA, THONON-LES-BAINS

RESUME

En 1989, le bilan des apports au Léman, traditionnellement donné par ceux des quatre affluents principaux qui sont le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge, a été complété par les apports de neuf affluents secondaires : la Promenthouse, la Versoix, la Veveyse et le Grand Canal, déjà étudiés en 1988 auxquels se sont ajoutées l'Eau Froide, la Chamberonne, la Morges, la Dullive et l'Hermance. Les exportations sont déterminées au niveau du Rhône aval, à Genève.

Par rapport à 1988, les apports en eau ($196.8 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne annuelle) sont en diminution de 18 % et les exportations par l'émissaire ($207.2 \text{ m}^3/\text{s}$), en diminution de 26 %. L'importance des flux totaux des divers éléments analysés suit généralement la réduction des débits. Les concentrations moyennes pondérées des différents éléments chimiques analysés varient peu d'une année à l'autre sauf pour les chlorures, le potassium et le carbone organique, pour lesquels nous observons une augmentation significative de 1988 à 1989.

Les analyses du cuivre, du zinc et du plomb dans les eaux du Rhône amont, seul affluent où elles sont effectuées, nous ont permis de constater une baisse de tous les apports en métaux lourds qui est proportionnelle à la baisse du débit du Rhône pour le plomb, mais qui est beaucoup plus importante pour le zinc et le cuivre (respectivement - 59 % et - 43 %).

Les exportations par l'émissaire suivent à la baisse l'évolution des débits.

Les apports par les affluents secondaires ne sont pas négligeables, en particulier pour les orthophosphates et les chlorures, éléments pour lesquels la somme des apports par ces neuf affluents est presque égale à celle des trois affluents principaux : Dranse, Aubonne et Venoge.

1. GENERALITES

En 1989, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse au Pont de Vongy, l'Aubonne et la Venoge. Les exportations sont déterminées au niveau du Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements se font en continu, proportionnellement au débit. En 1989, plusieurs affluents secondaires ont été suivis : la Promenthouse, la Versoix, la Veveyse et le Grand Canal, déjà étudiés l'année précédente, auxquels ont été adjointes l'Eau Froide, la Chamberonne, la Morges, la Dullive et l'Hermance. Les prélèvements dans ces affluents secondaires sont effectués une fois par mois à partir d'échantillons intégrés d'eau sur 24 heures. Pour l'Hermance, les échantillons sont ponctuels. Les résultats des recherches sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe séparé en fin de rapport.

Les analyses chimiques qui permettent le calcul des bilans sont effectuées par les laboratoires suivants :

- . Service Cantonal d'Ecotoxicologie, Genève
- . Laboratoire du Service des eaux et de la protection de l'environnement, Epalinges (Vaud)
- . Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-Bains
- . Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf

Ces laboratoires comparent leurs méthodes d'analyses, avec d'autres laboratoires, au sein du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL. Ils procèdent à des analyses comparatives sur des échantillons identiques d'eau, ce qui permet de s'assurer de la validité et de la bonne homogénéité des résultats, (RAPIN et BLANC, 1988).

La plupart des analyses sont effectuées sur eau filtrée sauf pour le phosphore total, l'azote total et le carbone organique total, déterminés directement sur eau brute.

2. DEBITS DES AFFLUENTS ET DE L'EMISSAIRE

En relation avec une année de pluviométrie faible, les débits moyens annuels ont chuté de 20 % entre 1988 et 1989 (figure 1).

Le débit moyen annuel de l'émissaire est de 207.2 m³/s, en 1989, soit environ 25 % de moins qu'en 1988.

Débits moyens annuels des affluents principaux et de l'émissaire en 1988 et 1989 (m³/s)

	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	22.0	169.6	207.2

DEBITS MOYENS ANNUELS

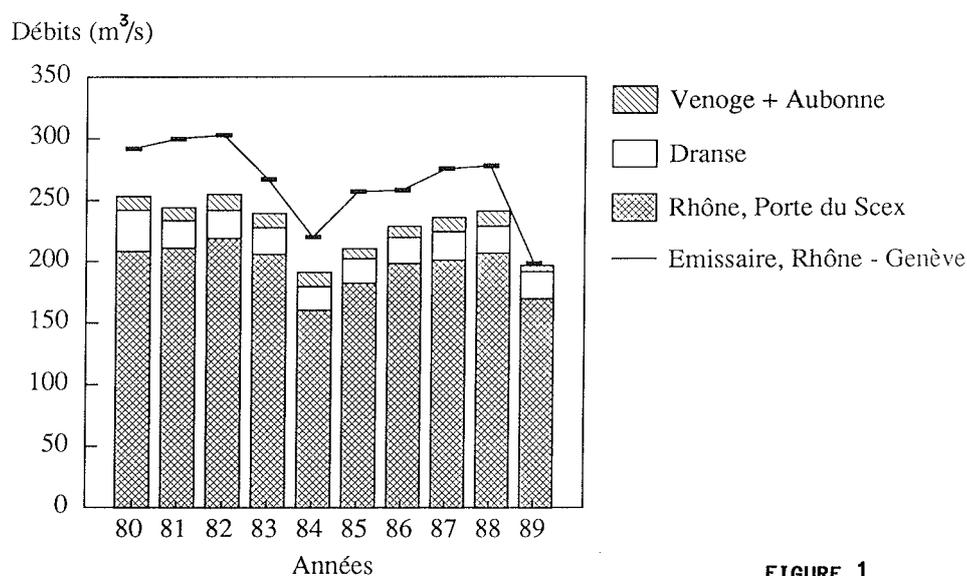


FIGURE 1

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

3.1 AZOTE MINERAL, AZOTE ORGANIQUE ET AZOTE TOTAL (figures 2 à 4)

L'azote nitreux et l'azote ammoniacal ne sont pas analysés sur les eaux du Rhône amont, ce qui ne sous-estime que d'environ 2 % les apports en azote minéral total (azote ammoniacal + azote nitreux + azote nitrique) (figure 2). Par rapport aux années précédentes, les apports en azote minéral total ont diminué d'au moins 20 %; cette diminution est comparable à celle des débits. Les concentrations moyennes pondérées sont égales à celles de l'année 1988, pour le Rhône amont, la Dranse et l'Aubonne; par contre, elles augmentent dans les eaux de la Venoge (1988 : 3.9 mg N/l; 1989 : 4.6 mg N/l).

Apports annuels en azote minéral total (t N /an)

1985	1986	1987	1988	1989
4'477	4'946	4'935	5'195	3'905

Exportations en azote minéral total (t N /an)

1985	1986	1987	1988	1989
3'072	3'556	3'885	3'623	2'356

Concentrations moyennes annuelles pondérées d'azote minéral total (mg N/l)

	1985	1986	1987	1988	1989
Apports	0.65	0.66	0.63	0.65	0.61
Exportations Rhône émissaire	0.38	0.44	0.45	0.41	0.37

Les exportations en azote minéral total baissent de 35 % entre 1988 et 1989; parallèlement, la diminution des débits de l'émissaire atteint 26 %. Les concentrations moyennes pondérées restent sans grand changement (0.37 mg N/l contre 0.41 mg N/l en 1988).

Bilan des trois formes de l'azote minéral (t N/an)

	azote minéral total	azote nitreux	azote nitrique	azote ammoniacal
Venoge	331.3	3.8	306.6	20.9
Aubonne	149.9	1.3	142.0	6.6
Dranse	449.6	6.7	426.3	16.6
Rhône amont	2'973.7 *	-	2'973.7	-
Total	3'904.5	-	3'848.6	-
Rhône émis.	2'355.8	17.5	2'263.8	74.5

* (que azote nitrique)

Concentrations moyennes pondérées en azote minéral (mg N/l)

	azote minéral total	azote nitreux	azote nitrique	azote ammoniacal
Venoge	4.57	0.05	4.23	0.29
Aubonne	1.64	0.01	1.55	0.07
Dranse	0.65	0.01	0.61	0.02
Rhône amont	-	-	0.56	-
Rhône émis.	0.38	0.00	0.36	0.01

APPORTS ET PERTES EN AZOTE NITRIQUE

(tonnes de N/an)

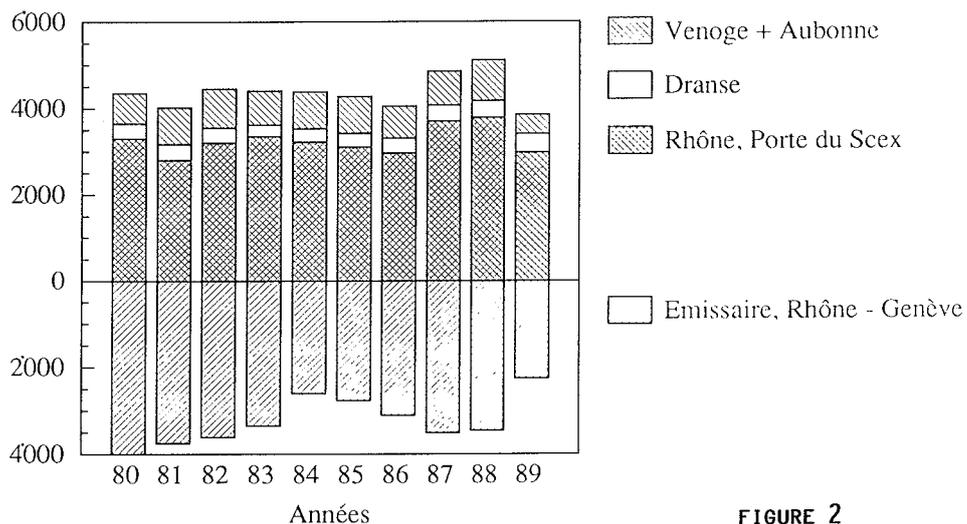


FIGURE 2

APPORTS EN AZOTE TOTAL

(tonnes de N/an)

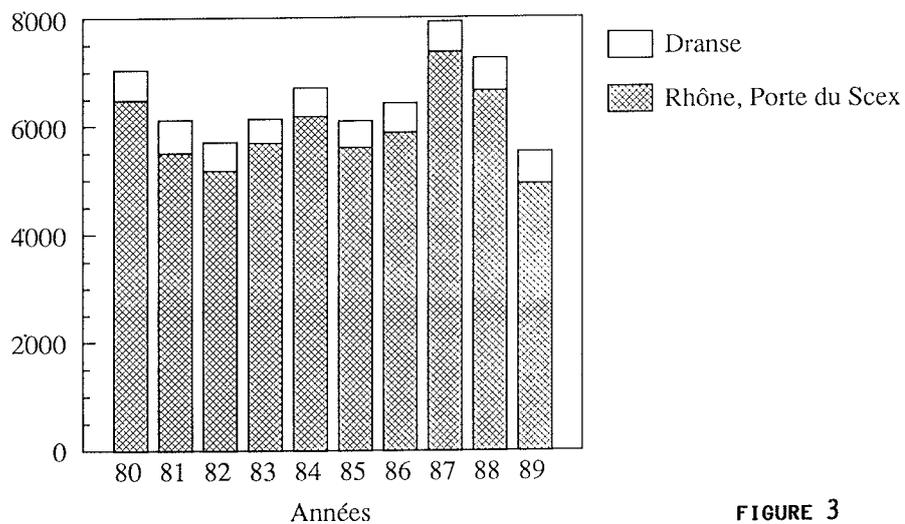


FIGURE 3

En examinant les apports et les exportations des trois formes de l'azote minéral, on constate que les nitrates représentent la part la plus importante; les exportations de cette forme de l'azote minéral couvrent 59 % des apports en 1989 (68 % en 1988).

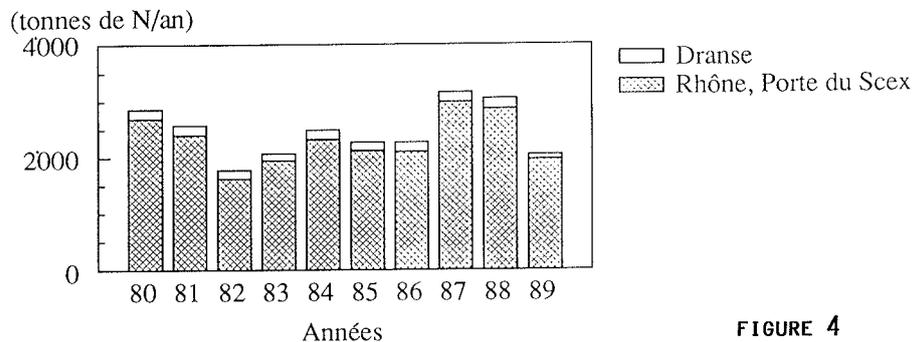
L'azote total est dosé uniquement dans les eaux du Rhône amont (Porte du Scex) et de la Dranse. Pour le Rhône la baisse constatée en 1989 ramène les apports annuels à un chiffre comparable à celui de l'année 1982. Pour la Dranse il n'y a pas de changement, tant pour les apports que pour la concentration moyenne pondérée.

L'évolution de l'azote organique (azote particulaire = azote total - azote minéral total), qui est calculé uniquement pour le Rhône amont et la Dranse, est similaire à celle de l'azote total.

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

année	Rhône amont		Dranse	
	tonnes	mg/l	tonnes	mg/l
1978	6'522	1.18	536	0.91
1979	6'086	1.08	521	0.73
1980	6'503	0.99	569	0.69
1981	5'500	0.83	602	0.86
1982	4'868	0.70	522	0.73
1983	5'688	0.88	442	0.65
1984	6'181	1.22	525	0.85
1985	5'593	0.97	499	0.80
1986	5'869	0.94	549	0.82
1987	7'362	1.16	567	0.77
1988	6'649	1.02	598	0.85
1989	4'929	0.92	588	0.85

APPORTS EN AZOTE ORGANIQUE



3.2 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATES (PHOSPHORE DISSOUS) (figures 5 à 8)

Les exportations en phosphore total, dues à l'émissaire, qui représentaient 73 % des apports en 1984, ne représentent plus que 29 % de ceux-ci en 1989. Malgré la baisse constante des apports, réduits à 577 t en 1989, la baisse des exportations (166 t) se traduit par un solde positif toujours important pour le lac (412 t).

Bilans annuels du phosphore total (t P/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	733.0	1'065.3	1'261.2	753.7	504.6
Dranse	48.6	72.6	95.2	114.6	54.0
Venoge	25.2	29.4	20.0	31.6	13.1
Aubonne	12.2	13.6	13.7	19.7	5.8
Total	819.0	1'180.9	1'390.1	919.6	577.5
Exportations Rhône émis.	423.5	396.9	387.8	260.3	166.0

Si l'on examine, à présent, les variations interannuelles des concentrations pondérées, on constate qu'elles sont en régression dans les apports des affluents principaux entre 1986 et 1989, mais que parallèlement, cette diminution des concentrations est encore plus importante pour l'émissaire.

Concentrations moyennes annuelles pondérées de phosphore total (mg P/l)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	0.127	0.170	0.199	0.115	0.094
Dranse	0.078	0.109	0.129	0.163	0.078
Venoge	0.236	0.241	0.139	0.183	0.185
Aubonne	0.084	0.080	0.065	0.092	0.063
Rhône émissaire	0.052	0.049	0.044	0.029	0.026

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE TOTAL

(tonnes de P/an)

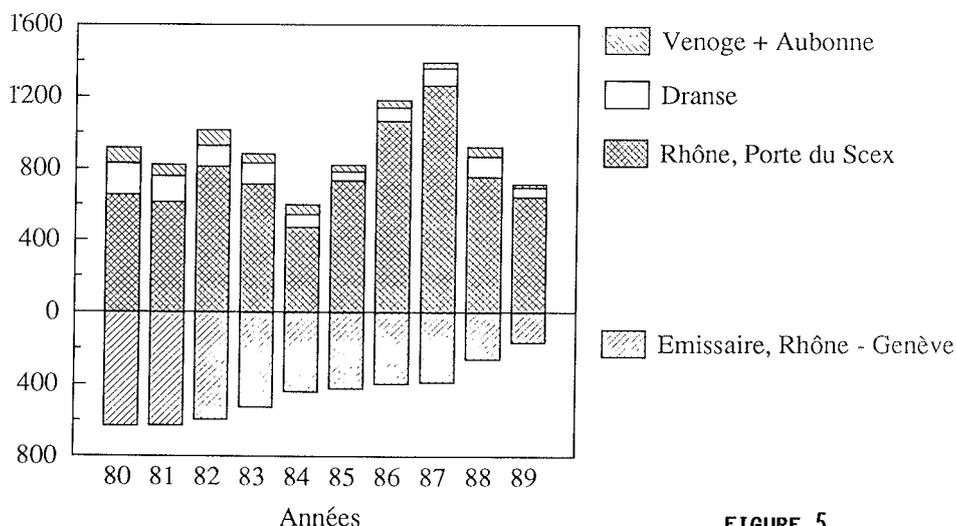


FIGURE 5

Le bilan est un peu différent en ce qui concerne les orthophosphates; leurs apports, réduits à 82 t en 1988, augmentent à 92 t en 1989. Cette augmentation est imputable au seul Rhône amont, dont les apports, en baisse constante depuis 1985 ont légèrement augmenté en 1989. Le bilan de la Dranse ne varie pas, ceux de l'Aubonne et la Venoge diminuent très nettement. Les apports cumulés de ces deux rivières passent, pour la première fois, largement au-dessous des 10 t/an (7.2 t P en 1989, 13.3 t P en 1988).

On constate une baisse importante des exportations qui, en 1989, tombent en dessous de 100 tonnes.

Bilan annuel des orthophosphates (t P/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	89.3	73.3	67.0	48.7	66.2
Dranse	15.1	18.8	20.7	20.4	19.1
Venoge	9.0	8.8	7.9	9.3	5.0
Aubonne	3.0	3.1	2.6	4.0	2.2
Total	116.4	104.0	98.1	82.4	92.5
Exportations Rhône émissaire	255.3	269.9	205.5	150.2	81.5

Concentrations moyennes annuelles pondérées en orthophosphates (mg P/l)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	0.015	0.012	0.011	0.007	0.012
Dranse	0.024	0.028	0.028	0.029	0.028
Venoge	0.084	0.073	0.055	0.054	0.071
Aubonne	0.021	0.017	0.012	0.019	0.024
Exportations Rhône émissaire	0.031	0.033	0.024	0.017	0.013

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE PARTICULAIRE

(tonnes de P/an)

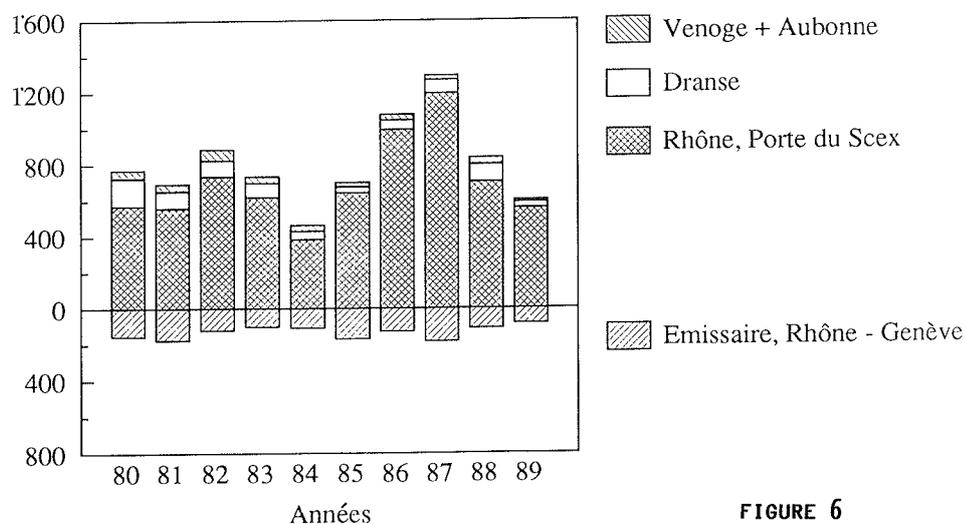


FIGURE 6

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE DISSOUS

(tonnes de P/an)

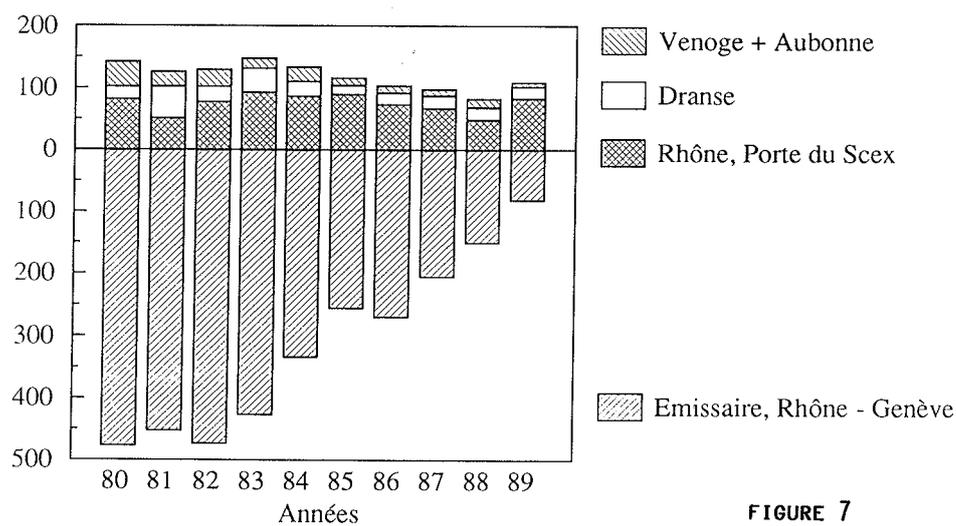


FIGURE 7

SOLDE DES BILANS ANNUELS (P_{tot})

(Apports des 4 rivières principales moins l'émissaire)

(tonnes de P/an)

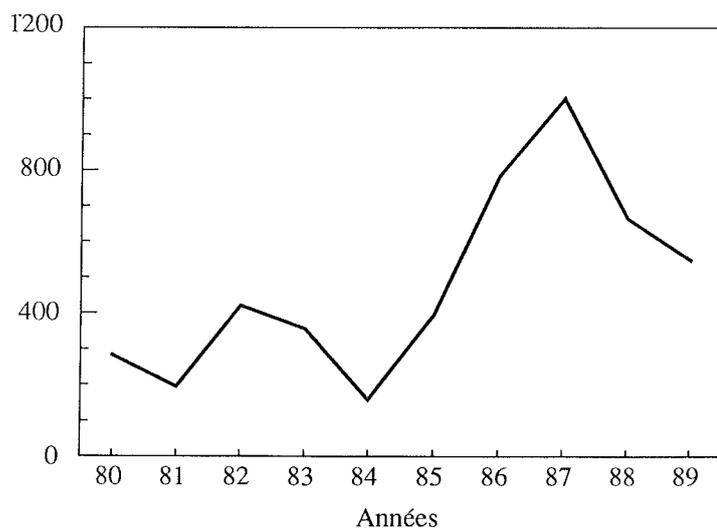


FIGURE 8

3.3 CHLORURES (figure 9)

Les concentrations moyennes annuelles pondérées sont en augmentation dans tous les affluents et dans l'émissaire. La tendance à la hausse relevée ces dernières années ne s'est pas infléchiée en 1989. Cette augmentation est due aux faibles débits de 1989.

Concentrations moyennes annuelles pondérées (mg Cl/l)

	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	6.1	5.9	6.4	7.8
Dranse	3.6	3.6	3.1	3.7
Aubonne	5.5	4.2	4.4	6.0
Venoge	19.8	17.7	14.6	18.1
Rhône émissaire	5.2	5.3	5.3	6.0

Exprimés en tonnes de chlorures par an (figure 9), les apports en 1989 diminuent de 3 % environ par rapport à ceux de l'année précédente et les exportations par l'émissaire, de près de 20 %. L'écart entre apports et exportations s'aggrave considérablement en 1989 puisque le lac s'est enrichi de 8'600 t de chlorures (1'200 t en 1988).

Bilan des chlorures (t Cl/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Apports	37'400	44'100	44'000	47'600	46'000
Emissaire	40'800	42'500	45'800	46'400	37'400

APPORTS ET PERTES EN CHLORURES

(tonnes de Cl/an)

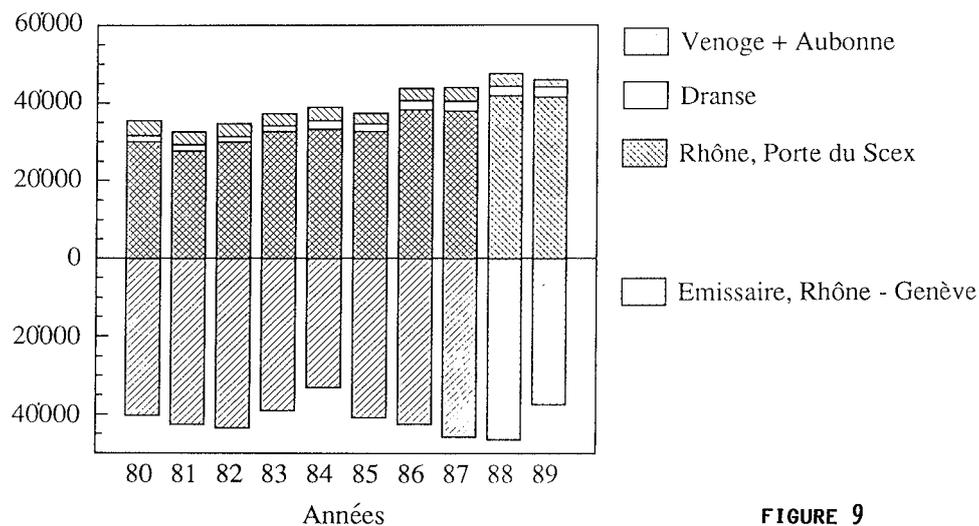


FIGURE 9

3.4 POTASSIUM (figure 10)

Cet élément est analysé dans les eaux du Rhône amont et de la Dranse. De 8'108 t de potassium apportées par ces deux tributaires en 1988, on est passé à 7'726 t en 1989. La différence est due à la diminution des débits, les concentrations moyennes pondérées ayant, dans le même temps, augmenté.

Apports par la Dranse : 713.3 t pour une concentration annuelle pondérée de 1.03 mg K/l

Apports par le Rhône : 7'013.2 t pour une concentration annuelle pondérée de 1.31 mg K/l

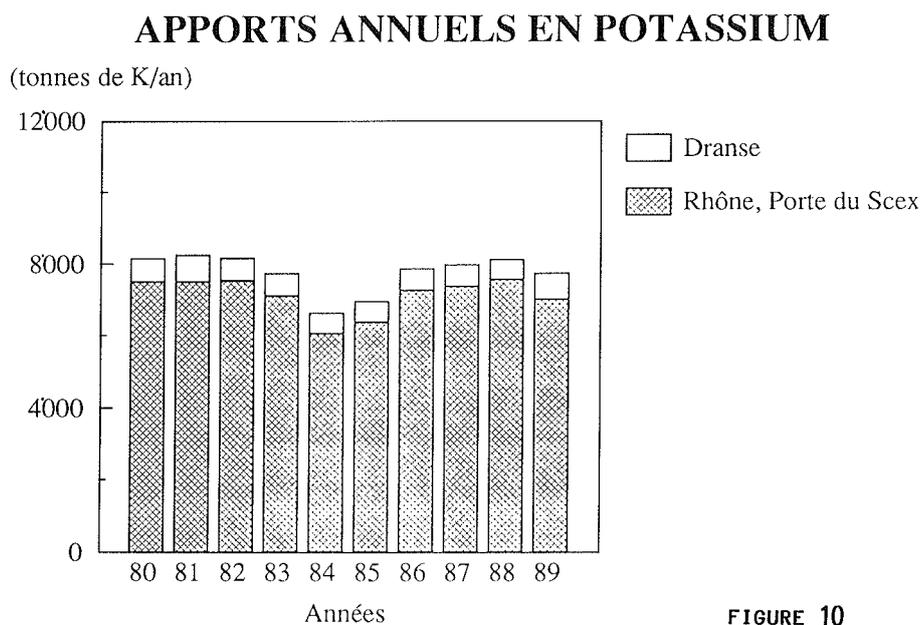


FIGURE 10

3.5 CARBONE ORGANIQUE

Les eaux du Rhône à la Porte du Scex font l'objet d'analyses de carbone organique total (COT) et dissous (COD). Le carbone organique total est analysé sur les eaux du Rhône émissaire. Nous disposons en plus de résultats concernant la fraction dissoute (COD) dans les eaux de l'Aubonne et de la Venoge.

Concentrations moyennes annuelles pondérées en carbone organique (mg C/l)

	1987	1988	1989
Rhône amont			
COT	2.64	2.57	2.77
COD	0.78	0.83	0.83
Aubonne			
COD	3.23	3.21	3.70
Venoge			
COD	3.11	3.15	4.36
Rhône émissaire			
COT	1.35	1.41	1.38

Depuis trois ans, les concentrations en COD et COT des eaux du Rhône amont sont stables; elles sont dans un rapport d'environ 1 à 3. Cette stabilité se retrouve dans les concentrations moyennes pondérées en carbone organique total des eaux du Rhône à l'émissaire. Pour l'Aubonne et la Venoge, les concentrations en COD sont cinq fois plus importantes que celles du Rhône amont et sont sujettes à des variations plus importantes d'une année à l'autre.

Bilans annuels du carbone organique dissous et total (t C/an)

	1987	1988	1989
Rhône amont			
COT	16'780	16'790	14'833
COD	4'950	5'390	4'439
Aubonne			
COD	707	685	343
Venoge			
COD	463	545	310
Rhône émissaire			
COT	15'250	12'288	8'712

Les apports en carbone organique dissous, entre 1988 et 1989, ont chuté de 18 % pour le Rhône amont, de 43 % pour la Venoge et de 50 % pour l'Aubonne. Pour le carbone organique total, la diminution est de 12 % pour le Rhône amont et de 29 % pour le Rhône émissaire.

3.6 SILICE

Sauf pour les eaux du Rhône à l'émissaire, dont les concentrations exprimées en mg SiO₂/l sont une nouvelle fois en diminution, les concentrations des apports sont d'une grande stabilité, même si l'on constate des différences importantes d'une rivière à l'autre (de 2.5 à 4.1 mg SiO₂/l).

Concentrations moyennes annuelles pondérées en silice (mg SiO₂/l)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	2.90	3.06	3.02	2.85	2.96
Dranse	3.30	3.29	3.31	3.63	3.62
Venoge	4.30	3.46	4.27	4.25	4.13
Aubonne	2.40	2.25	2.29	2.47	2.56
Rhône émissaire	0.70	0.82	0.67	0.64	0.49

Exprimés en tonnes de SiO_2 , les apports annuels en 1989 subissent une baisse proportionnelle à celle des débits; le solde pour le lac reste largement positif et du même ordre de grandeur que celui des années précédentes.

Bilan annuel de la silice (t SiO_2 /an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	16'840	19'130	19'170	18'626	15'849
Dranse	2'040	2'200	2'435	2'546	2'514
Venoge	460	420	617	735	294
Aubonne	360	380	487	528	237
Total	19'700	22'130	22'709	22'435	18'894
Exportations Rhône émissaire	5'690	6'700	5'825	5'612	3'065

3.7

SULFATES

Les concentrations en sulfates des eaux des affluents étudiés sont inversement proportionnelles à leur débit. 1989 est une année caractérisée par des étiages, continus de mai à novembre, particulièrement sévères, d'où les très fortes concentrations mesurées. Ainsi, pour les eaux de la Dranse, la concentration moyenne pondérée, qui était de 45 à 55 mg SO_4 /l entre 1985 et 1988, est passée à 75 mg SO_4 /l en 1989. Peut-être faut-il chercher l'explication de ce phénomène dans une plus forte contribution des eaux profondes, proches du lit, dont la concentration en sulfates est plus élevée à cause d'un temps de séjour des eaux plus long au contact du gypse ?

Bilan annuel des sulfates (t SO_4 /an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	272'500	280'200	296'100	283'450	238'050
Dranse	33'800	35'100	32'700	32'100	52'100
Venoge	-	-	-	-	1'550
Aubonne	-	-	-	-	650
Total	-	-	-	-	292'450
Exportations Rhône émissaire	-	-	-	-	290'700

Concentrations moyennes pondérées en mg SO_4 /l

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont					
moyenne	47.3	44.8	46.7	43.4	44.5
minimum	31.0	26.0	25.0	29.0	28.0
maximum	78.0	83.0	81.0	78.0	71.0
Dranse					
moyenne	54.4	52.5	44.4	45.7	75.1
minimum	20.0	22.0	19.6	23.0	22.0
maximum	260.0	170.0	145.0	139.0	181.0
Venoge	-	-	-	-	21.8
Aubonne	-	-	-	-	7.2
Rhône émissaire	-	-	-	-	46.3

3.8 CALCIUM

Les apports annuels en calcium du Rhône amont ont diminué en 1989 dans la même proportion que les débits. Le même phénomène se retrouve au niveau des exportations par le Rhône à Genève. En revanche, les apports de la Dranse ont sensiblement augmenté peut-être pour les mêmes raisons que les sulfates. En terme de concentration moyenne pondérée, les eaux du Rhône amont et du Rhône émissaire sont stables; celles de la Dranse, généralement plus calciques, atteignent en 1989 des concentrations doubles de celles du Rhône amont.

Bilan annuel du calcium (t Ca/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	215'000	243'000	253'000	244'200	207'150
Dranse	42'000	44'000	48'900	46'300	53'100
Rhône émissaire	-	-	377'930	381'660	282'030

Concentrations moyennes pondérées en calcium (mg Ca/l)

	1987	1988	1989
Rhône amont	40.0	37.4	38.7
Dranse	66.4	65.9	76.6
Rhône émissaire	43.3	43.3	44.9

3.9 MAGNESIUM

Les apports en magnésium suivent les variations des débits, pour le Rhône amont et le Rhône émissaire; ils sont, par contre, en nette augmentation pour la Dranse, suivant en cela les apports en sulfates et en calcium. Pour cette rivière la concentration moyenne pondérée par les débits est de 10 mg Mg/l en 1989, contre 8 en 1988. Les concentrations moyennes des eaux du Rhône amont (4.41 mg Mg/l) et du Rhône émissaire (7.06 mg Mg/l) sont sans changement (1988 : resp. 4.44 et 6.64 mg Mg/l).

Bilan annuel du magnésium (t Mg/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	26'300	27'800	29'400	29'000	23'600
Dranse	5'250	5'400	5'830	5'590	6'900
Rhône émissaire			52'800	58'570	44'320

3.10 SODIUM

Seules les eaux du Rhône amont et de la Dranse font l'objet d'analyses de sodium. Les apports ont augmenté, depuis 1985, de 18 % pour le Rhône et de 29 % pour la Dranse. Les concentrations moyennes pondérées, sans changement pour le Rhône amont entre 1988 et 1989, sont en augmentation dans les eaux de la Dranse (2.92 mg Na/l en 1989 contre 2.62 mg Na/l en 1988).

Apports annuels en sodium (t Na/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
Rhône amont	25'000	27'000	26'300	29'950	29'510
Dranse	1'570	1'740	1'800	1'840	2'030

3.11 CUIVRE, ZINC ET PLOMB (figure 11)

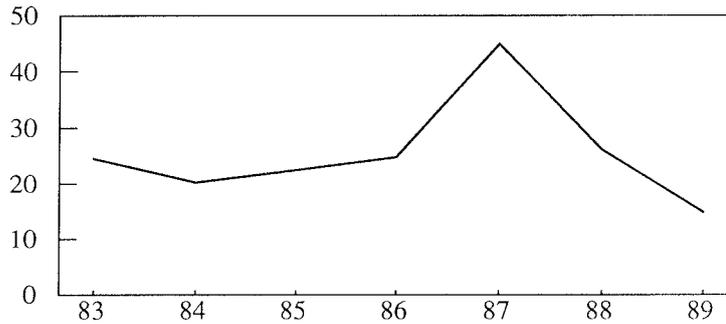
Seules, les eaux du Rhône amont font l'objet d'analyses de métaux lourds. On constate une baisse importante en 1989, surtout pour le cuivre et le zinc dont les apports ont diminué respectivement de 43.1 et de 58.7 % par rapport à 1988. Pour le plomb, la baisse est de 13.7 %.

Apports annuels en cuivre, zinc et plomb (t/an)

	1985	1986	1987	1988	1989
cuivre	22.4	24.7	44.9	26.0	14.8
zinc	141.9	181.8	226.7	262.8	108.6
plomb	20.6	31.6	49.2	43.6	37.6

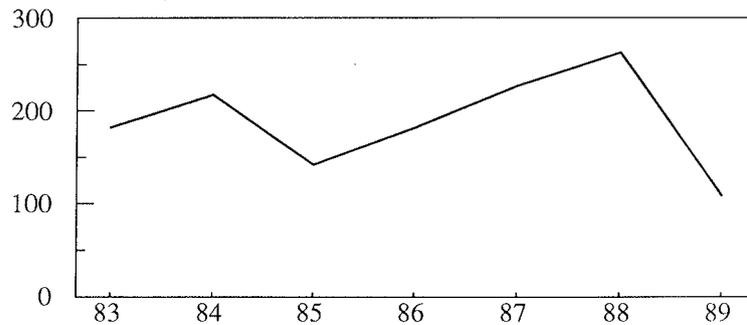
APPORTS EN CUIVRE (Rhône à la Porte du Scex)

(tonnes de Cu/an)



APPORTS EN ZINC (Rhône à la Porte du Scex)

(tonnes de Zn/an)



APPORTS EN PLOMB (Rhône à la Porte du Scex)

(tonnes de Pb/an)

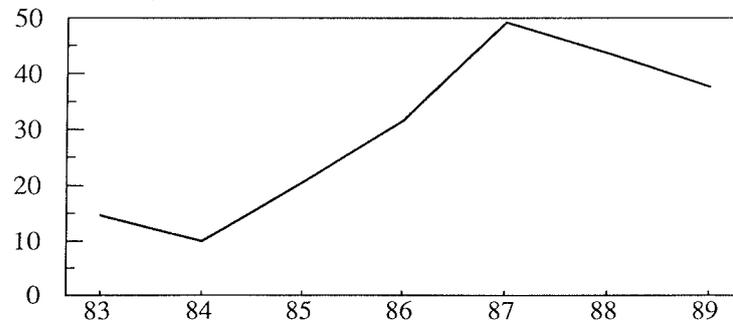


FIGURE 11

4. ETUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

De quatre affluents en 1988, l'étude a porté en 1989, sur neuf affluents secondaires.

Affluents secondaires : superficie des bassins versants et débit moyen annuels en 1989

	Superficie bassin versant km ²	Débit moyen annuel m ³ /s
Promenthouse	101.6	0.79
Versoix	86.2	2.74
Veveyse	64.1	0.98
Grand Canal	30.5	1.38
Eau Froide	19.4	1.86
Chamberonne	40.2	0.32
Morges	32.6	0.29
Dullive	16.9	0.32
Hermance	44.5	0.18

L'ensemble des résultats de la campagne 1989, sur ces neuf affluents secondaires est consigné dans les deux tableaux de la page suivante.

4.1 AZOTE MINERAL TOTAL

Dans presque tous les affluents, principaux ou secondaires, l'azote nitrique représente plus de 90 % de l'azote minéral total. Font exception à cette règle deux affluents, le Grand Canal, où cette proportion n'est que de 84 %, et la Dullive, où elle est complètement inversée, l'azote ammoniacal représentant dans ce dernier cas 83 % de l'azote minéral total. L'ensemble des apports en azote minéral total pour tous les affluents secondaires représente 19 % des apports par les affluents principaux. Les concentrations moyennes les plus élevées sont atteintes dans les eaux de la Dullive (9.4 mg N/l en azote ammoniacal), de l'Hermance (0.11 mg N/l en azote nitreux), de la Morges et de l'Hermance en azote nitrique (resp : 6.7 et 4.2 mg N/l).

4.2 ORTHOPHOSPHATES (PHOSPHORE DISSOUS) ET PHOSPHORE TOTAL

L'ensemble des apports en orthophosphates par les neuf affluents secondaires représente 20.6 t P/an, environ 80 % des apports cumulés de la Dranse, de l'Aubonne et de la Venoge (26.3 t P/an). On est amené à la même constatation pour le phosphore total : les affluents secondaires en amènent 40.5 tonnes au Léman et les trois affluents principaux, déjà cités, 72.9 t P. La Versoix est la rivière dans laquelle transite le plus d'orthophosphates (13 t P/an) et de phosphore total (14.7 t P/an); c'est aussi celle qui a, de loin, le plus important débit.

Au plan des concentrations moyennes, une attention particulière doit être portée à l'Hermance (0.21 mg P/l), la Versoix (0.15 mg P/l) et la Chamberonne (0.15 mg P/l), pour le phosphore dissous et, à la Dullive (0.38 mg P/l), la Versoix (0.17 mg P/l) et la Chamberonne, pour le phosphore total (0.18 mg P/l).

4.3 CHLORURES

Les chlorures, dont la concentration moyenne dans les eaux des affluents principaux oscille entre 3.7 mg Cl/l, pour la Dranse et 18.1 pour la Venoge, sont plus abondants dans les affluents secondaires et en particulier dans la Morges, l'Hermance et la Dullive (de 19 à 42 mg Cl/l). En tonnes de chlorures par an, les apports par les affluents secondaires sont du même ordre de grandeur que ceux réunis de la Dranse, l'Aubonne et la Venoge.

4.4 SULFATES

Les concentrations moyennes annuelles en sulfates dans les eaux des affluents secondaires sont du même ordre de grandeur que les teneurs rencontrées dans les eaux des affluents principaux; font exception la Promenthouse (19 mg SO₄/l) et la Versoix (10 mg SO₄/l), pour les plus faibles concentrations et le Grand Canal, pour la plus forte (363 mg SO₄/l). En 1988, le Grand Canal, avec une concentration en sulfates de 284 mg SO₄/l, était aussi l'affluent dont les eaux étaient les plus concentrées en cet élément. Malgré cette exception, la totalité des apports en sulfates par les affluents secondaires n'excède pas 10 % de l'ensemble des apports.

4.5 SILICE DISSOUE

La silice est plus abondante dans les affluents secondaires que dans les affluents principaux. Dans ces derniers, les concentrations moyennes pondérées varient de 2.6 à 4.1. L'éventail des concentrations moyennes dans les affluents secondaires est de 3.6 à 7.6 mg SiO₂/l. Le bilan annuel pour sept affluents secondaires, ne dépasse pas 1'000 t, alors que près de 19'000 t parviennent au lac par les quatre affluents principaux.

Affluents secondaires : concentrations moyennes annuelles pondérées :

	NH ₄ -N µg/l	NO ₂ -N µg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P µg/l	Ptot µg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	SiO ₂ mg/l	COD mg/l
Promenthouse	26	11	3.3	31	51	10.9	9	4.0	2.5
Versoix	11	9	1.7	150	170	10.4	10	-	2.3
Veveyse	46	12	1.1	26	93	10.6	19	3.6	3.1
Grand-canal	253	58	1.7	16	149	13.6	363	7.2	2.9
Eau Froide	148	38	2.5	18	122	3.1	51	3.7	2.9
Chamberonne	159	54	2.3	149	184	14.4	46	4.0	3.2
Morges	95	29	6.7	75	114	23.1	32	6.6	4.1
Dullive	9380	22	1.9	67	379	41.6	34	7.6	6.6
Hermance	114	112	4.2	212	218*	19.2	27	-	5.2

Affluents secondaires : apports en tonnes par an

	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Ptot	Cl	SO ₄	SiO ₂	COD
Promenthouse	0.7	0.3	83	0.8	1.3	269	226	98	62
Versoix	1.0	0.8	149	13.0	14.7	895	824	-	196
Veveyse	1.4	0.4	34	0.9	2.9	330	596	112	95
Grand Canal	11.0	2.5	73	0.7	6.5	592	15807	313	127
Eau Froide	8.6	2.2	144	1.1	7.1	182	2990	213	168
Chamberonne	1.6	0.5	23	1.5	1.8	144	456	40	32
Morges	0.9	0.3	62	0.7	1.1	212	293	60	37
Dullive	93.3	0.2	19	0.7	3.8	414	339	75	65
Hermance	0.7	0.7	24	1.2	1.3*	111	155	-	30
Total	119.2	7.9	611	20.6	40.5	3149	21686	911	812

* le calcul du bilan en phosphore total pour l'Hermance a été fait à partir des analyses sur l'eau filtrée.

5. CONCLUSIONS

Les résultats de l'année 1989 pour les quatre affluents principaux ont été réunis dans le tableau qui suit, comparés aux résultats de la période 1985-1988. Les débits sont exprimés en m³/s et les différents apports en tonnes/an.

Apports par : le Rhône amont, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne

	1985	1986	1987	1988	1989
Débit m ³ /s	210	229	236	241	207
N minéral total	4'477	4'946	4'935	5'195	3'905
N organique	2'264	2'261	3'830	3'050	
P total	819	1'181	1'390	920	578
Orthophosphates	116	103	98	82	92
Chlorures	37'400	44'100	44'000	47'600	46'000
COT *	15'730	18'780	16'780	16'790	14'833
COD *	5'430	9'150	4'950	5'390	4'439
Sulfates **	306'300	315'300	328'800	315'550	290'249
Silice	19'700	22'130	22'700	22'434	18'894
Calcium **	257'200	287'000	301'900	290'500	260'286
Sodium **	26'570	28'740	28'100	31'790	31'538
Potassium **	6'950	7'860	7'970	8'110	7'726
Magnésium **	31'550	33'200	35'230	34'600	30'500
Cuivre *	22	25	45	26	15
Zinc *	142	182	227	263	109
Plomb *	21	32	50	44	38

* = uniquement Rhône amont

** = uniquement Rhône amont et Dranse

La sécheresse des mois de mai à novembre 1989 a eu pour conséquence une baisse notable des débits des affluents. Cette diminution des débits a induit une baisse de la plupart des apports.

Les concentrations moyennes pondérées sont, dans l'ensemble, sans grand changement, sauf pour les éléments tels que les chlorures, le potassium et le carbone organique, tous en nette augmentation, sauf à l'émissaire pour ce dernier paramètre.

Le débit moyen de l'émissaire passe de 278.9 m³/s en 1988, à 207.2 en 1989, soit une réduction de 25.7 %. La baisse des exportations en éléments chimiques est du même ordre. Les pertes de phosphore total et dissous par le Rhône émissaire ont baissé respectivement de 36 et de 46 % entre 1988 et 1989. Alors que jusqu'en 1988, les exportations en orthophosphates primaient sur les apports, l'année 1989 s'est conclue sur un léger solde positif de 28 tonnes pour le lac.

Des analyses des eaux de neuf affluents secondaires étudiés en 1989, on peut tirer les conclusions suivantes :

Pour le phosphore total et dissous, les apports cumulés des affluents secondaires (dans lesquels les apports de la Versoix sont prépondérants) sont du même ordre de grandeur que ceux réunis de la Dranse, de l'Aubonne et de la Venoge. La Dullive, dont les apports en azote ammoniacal sont plus importants que ceux de toutes les autres rivières réunies (sauf Rhône amont), mérite une attention particulière.

APPORTS ATMOSPHERIQUES AU LEMAN

Campagne 1989

PAR

PAUL BLANC

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, INRA, THONON-LES-BAINS

RÉSUMÉ

La campagne 1989 de mesure des apports atmosphériques dans le Léman a donné des résultats qui sont du même ordre de grandeur que ceux des années précédentes. Cependant il subsiste quelques divergences importantes entre stations pour l'azote et le phosphore et dans une moindre mesure pour les sulfates.

Toutes stations confondues 598 tonnes d'azote minéral, 29 tonnes de phosphore total, 275 tonnes de chlorures et 2'051 tonnes de sulfates sont parvenues au Léman par les retombées atmosphériques sur la surface du plan d'eau.

1. METHODOLOGIE

Les jauges de prélèvement sont constituées d'un entonnoir en polyéthylène protégé par une ceinture de "plume" en téflon, de manière à éviter le stationnement des oiseaux. L'eau est récoltée dans un flacon en polyéthylène à l'abri de la lumière. Un tampon de laine de quartz est placé au fond de l'entonnoir de manière à empêcher que les insectes puissent tomber dans le flacon.

Les jauges sont relevées chaque mois et leur contenu analysé selon les méthodes standard retenues par la CIPEL.

Le phosphore total et l'azote total sont mesurés sur l'eau brute. Les autres paramètres sont mesurés dans l'eau filtrée sur membrane 0.45 µm.

Les laboratoires chargés des prélèvements et des analyses sont les mêmes que les années passées :

- . Service Cantonal d'Ecotoxicologie à Genève (GE)
- . Laboratoire du Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement à Epalinges (VD)
- . Institut de Limnologie INRA à Thonon-les-Bains (F)

Les points de prélèvement sont restés identiques à ceux de l'année passée (Figure 1), leurs coordonnées sont rappelées dans le tableau 1.

Notre vœu de voir la station des Pâquis, jugée trop influencée par la zone urbaine de Genève, remplacée par une station située sur la rive droite du petit lac en amont de Genève n'a pas pu être réalisé pour cette année.

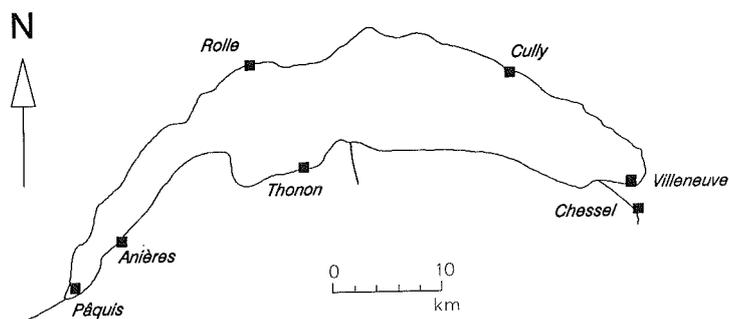


FIGURE 1 : SITUATION DES JAUGES DE PRELEVEMENT

TABLEAU 1 - Emplacement des jauges de prélèvement

Station	Laboratoire	Coordonnées STF	Distance du lac	Remarques
Anièrès	Genève	506.750/126.550	30 m	propriété privée, SI
Pâquis	Genève	501.100/118.400	0 m	jetée des Pâquis- phare
Chessel	Vaud	558.100/133.280	2 km	propriété privée
Cully	Vaud	546.100/149.060	200 m	STEP
Rolle	Vaud	515.340/145.100	0 m	jetée
Villeneuve	Vaud	557.680/138.420	0 m	jetée Grand-Canal
Thonon	France	524.700/135.900	10 m	port de l'INRA

Genève = Service Cantonal d'Ecotoxicologie, Genève

Vaud = Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Epalinges

France = Institut de Limnologie INRA, Thonon-les-Bains

La technique de prélèvement décrite précédemment (Rapport sur la campagne 1988 : CUPELIN, F. et al., 1989) a été maintenue.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

Les tableaux 2 à 8 donnent les résultats mensuels détaillés pour l'ensemble des stations et des paramètres mesurés qui sont : la pluviométrie et les flux (mg/m^2) en chlorures, azote nitrique nitreux ammoniacal et total, orthophosphates, phosphore total et sulfates.

Pour chaque station on donne la moyenne des flux mensuels ainsi que le flux annuel mesuré et le flux annuel estimé. Ce dernier pouvant différer du précédent car il est calculé en appliquant aux périodes de mesures manquantes la valeur moyenne des seules mesures ayant été effectuées.

Les hauteurs d'eau mesurées cette année sont particulièrement faibles. La pluviométrie dans la partie Est du lac est toujours plus forte que dans la partie Ouest en accord avec les observations météorologiques (ORAND et al. 1990).

Cette année encore nous observons que la station des Pâquis se singularise par des apports nettement plus élevés en chlorures, azote nitrique et ammoniacal ainsi qu'en phosphore total.

La station de Rolle quant à elle présente un apport très élevé d'orthophosphates et de phosphore total en juillet, août et septembre et une valeur très élevée d'azote ammoniacal en novembre.

La station de Thonon se distingue en période hivernale par des apports en sulfates plus élevés que pour les autres stations.

Comme l'année passée la station des Pâquis ne sera pas prise en compte pour le calcul des apports au lac car il se confirme qu'elle est soumise à des retombées très importantes du fait de sa situation, retombées qui n'ont pas d'influence sur l'ensemble du lac car elle est située à l'exutoire.

Le tableau 9 est une récapitulation des flux annuels avec leurs moyennes et les écarts types interstations; ces flux sont visualisés par les histogrammes de la figure 2.

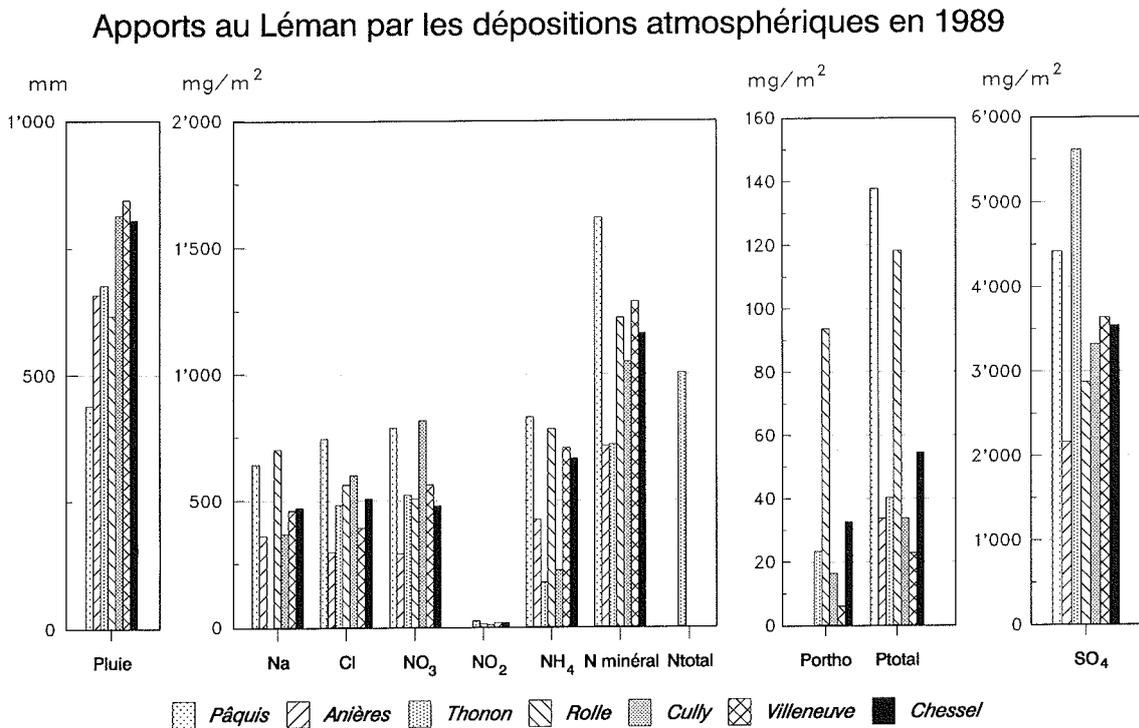


FIGURE 2

Pour les différents paramètres, la variabilité interstations est comprise entre 22 et 43 %, sauf pour les orthophosphates (90 %) et le phosphore total (63 %).

Le tableau 10 donne les apports atmosphériques en tonnes déposés dans l'année, calculés pour une superficie du Léman de 582 km²; nous y avons fait figurer les apports calculés une fois avec et une fois sans la station des Pâquis.

Le tableau 11 est un récapitulatif des apports estimés depuis 1976. On peut constater que bien que la pluviosité ait été plus faible cette année, les retombées sont restées très voisines des précédentes.

3. CONCLUSIONS

En 1989 la pluviométrie moyenne mesurée dans les stations utilisées pour l'évaluation des apports atmosphériques a été de 735 mm, valeur la plus basse observée depuis le début des études des apports atmosphériques en 1976. Malgré cette faible pluviométrie, les tonnages d'éléments apportés au lac sont restés sensiblement identiques à ceux de l'année 1988.

Environ 598 tonnes d'azote minéral, 29 tonnes de phosphore total, 275 tonnes de chlorures et 2'051 tonnes de sulfates ont été apportées au lac par déposition atmosphérique en 1989 sur la surface du plan d'eau.

On constate toujours une variabilité importante entre les diverses stations de prélèvement, ce qui, au vu de leur nombre restreint, pose de sérieux problèmes d'interprétation.

BIBLIOGRAPHIE

- CUPELIN, F. et BLANC, P. (1989) : Apports au Léman par déposition atmosphérique. Rapp. Comm.int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 173-181.
- ORAND, A., COLON, M. et GAGNAIRE, J. (1990) : Météorologie. Rapp. Comm.int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989.

Tableau 2 : 1989 Retombées atmosphériques : Pâquis

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	2,7	6,1	14,5	15,0		7,7	22,7		0,18	70,3	
Février	47,8	33,6	57,0	68,3		45,8	114,1		2,92	325,6	
Mars	55,9	38,3	54,4	45,7		56,7	102,4		1,99	277,7	
Avril	108,7	75,9	148,2	125,1		75,9	201,0		17,35	1014,9	
Mai	17,0	43,6	60,2	61,3		79,2	140,5		10,93	476,4	
Juin	10,0	34,2	57,1	86,5		142,4	228,9		28,20	451,2	
Juillet	33,4	104,7	61,7	59,7		85,5	145,2		20,71	296,0	
Aout	21,8	228,0	121,0	94,8		99,2	194,0		29,58	477,1	
Septembre	21,6	21,6	35,9	89,6		104,2	193,8		15,60	342,6	
Octobre	27,7	17,3	43,4	79,1		45,9	125,0		4,18	237,1	
Novembre	38,9	12,2	33,9	30,6		43,4	74,0		3,78	190,4	
Décembre	52,9	27,1	57,5	32,0		44,2	76,2		2,27	258,9	
Moyenne mensuelle	36,5	53,6	62,1	65,6		69,2	134,8		11,47	368,2	
Total mesuré	438,4	642,6	744,8	787,7		830,1	1617,8		137,69	4418,2	
Total estimé	438,4	642,6	744,8	787,7		830,1	1617,8		137,69	4418,2	

Tableau 3 - 1989 Retombées atmosphériques : Anières

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	5,9	2,1	10,2	3,1		9,7	12,8			0,06	80,9
Février	82,1	15,8	50,5	12,5		4,2	16,7			1,15	288,3
Mars	85,2	37,1	51,5	30,2		52,5	82,7			0,19	257,8
Avril	120,8	21,4	15,3	69,7		39,1	108,8			3,94	306,8
Mai	29,4	24,5	19,0	20,5		56,2	76,7			6,12	128,9
Juin	21,7	5,9	16,6	24,9		41,5	66,4			2,65	133,2
Juillet	68,5	14,2	32,1	35,9		46,6	82,5			3,22	216,6
Aout	37,4	91,3	19,2	20,9		101,0	121,9			9,98	116,5
Septembre	32,1	79,4	12,1	25,9		22,3	48,2			2,25	169,0
Octobre	43,7	43,0	17,5	17,8		18,4	36,2			2,40	143,3
Novembre	57,5	9,5	17,0	13,0		12,9	25,9			0,46	120,3
Décembre	73,4	18,0	35,8	16,6		20,3	36,9			1,32	200,8
Moyenne mensuelle	54,8	30,2	24,7	24,3		35,4	59,6			2,81	180,2
Total mesuré	657,7	362,2	296,8	291,0		424,7	715,7			33,74	2162,4
Total estimé	657,7	362,2	296,8	291,0		424,7	715,7			33,74	2162,4

Tableau 4 - 1989 Retombées atmosphériques : Thonon

mgN/m ²	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	16,0		16,4	10,0	1,5	3,7	15,2	21,7	0,89	1,45	304,0
Février	51,5		33,2	36,2	2,1	7,0	45,2	59,6	2,30	4,67	544,3
Mars	83,5		37,2	43,5	1,8	21,4	66,7	82,4	3,05	4,80	559,8
Avril	120,3		44,3	89,8	3,9	33,2	126,9	125,5	3,75	6,04	1016,0
Mai	38,5		28,3	56,1	2,5	23,1	81,7	114,2	1,66	3,80	191,6
Juin	48,0		34,4	76,3	1,2	14,9	92,4	128,9	2,03	3,46	381,4
Juillet	47,0		38,9	62,5	2,2	11,6	76,2	137,0	2,80	5,31	446,6
Aout	55,5		37,5	48,3	1,8	15,2	65,4	104,3	2,28	3,12	430,0
Septembre	32,0		22,2	34,1	0,9	12,5	47,5	76,8	0,78	1,12	317,0
Octobre	55,5		23,1	27,7	1,3	10,5	39,4	60,0	1,15	2,49	328,1
Novembre	60,5		17,2	20,2	1,5	8,5	30,2	37,5	1,37	1,90	317,9
Décembre	68,0		149,7	16,7	3,2	14,7	34,6	57,3	1,30	2,06	779,8
Moyenne mensuelle	56,4		40,2	43,4	2,0	14,7	60,1	83,8	1,95	3,35	468,0
Total mesuré	676,3		482,3	521,4	23,9	176,3	721,5	1005,0	23,36	40,22	5616,5
Total estimé	676,3		482,3	521,4	23,9	176,3	721,5	1005,0	23,36	40,22	5616,5

Tableau 5 - 1989 Retombées atmosphériques : Rolle

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	6,8		14,1	13,1	0,6	7,0	20,7		0,02	0,12	51,1
Février	17,2		21,0	23,9	0,3	14,2	38,5		0,03	1,31	94,6
Mars	120,4		149,3	25,3	1,2	26,9	53,3		1,69	3,65	385,3
Avril	84,4	29,5	41,4	67,5	0,9	59,9	128,4		1,43	2,79	278,5
Mai	77,1	25,4	46,3	74,8	1,5	54,7	131,1		3,55	5,86	345,4
Juin	15,0	84,0	13,4	23,1	0,5	22,1	45,7		2,88	3,86	99,0
Juillet	40,0	53,6	50,8	18,0	1,8	130,8	150,6		28,64	34,88	240,0
Aout	31,6	59,4	64,8	119,5	1,3	188,3	309,1		26,77	30,53	246,5
Septembre	23,0	35,7	28,3	43,0	1,8	117,2	162,0		18,22	20,47	188,6
Octobre	34,0	80,2	20,4	36,4	0,3	10,2	46,9		4,25	6,02	70,4
Novembre	87,4	91,8	32,3	39,3	1,8	(833,8)*			4,63	5,33	638,0
Décembre	79,0	67,9	81,4	22,9	0,8	20,5	44,2		1,58	3,48	237,0
Moyenne mensuelle	51,3	58,6	46,9	42,2	1,1	59,3	102,8		7,81	9,86	239,5
Total mesuré	615,9	527,6	563,4	506,8	12,9	651,9	1130,5		93,69	118,30	2874,4
Total estimé	615,9	703,5	563,4	506,8	12,9	711,2	1233,3		93,69	118,30	2874,4

* = Valeur isolée très élevée non prise en compte dans les calculs

Tableau 6 - 1989 Retombées atmosphériques : Chessel

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	4,8		24,6	17,5	0,1	1,7	19,3		0,17	0,72	116,6
Février	20,8		47,0	33,9	0,2	3,0	37,1		0,37	2,08	301,6
Mars	73,6		102,3	51,5	0,7	0,6	52,9		1,03	2,13	323,8
Avril	75,1	35,3	61,6	101,4	0,2	15,1	116,7		1,05	2,48	308,7
Mai	146,7	24,9	49,9	130,6	1,2	25,7	157,4		1,76	2,93	390,2
Juin	31,2	19,7	20,9	75,5	0,1	8,6	84,2		0,66	1,31	159,1
Juillet	107,5	32,3	71,0	115,0	1,0	32,5	148,5		6,77	9,25	354,8
Aout	74,8	26,2	55,4	60,6	2,2	68,0	130,8		0,52	4,34	456,3
Septembre	68,0	27,2	44,2	73,4	0,2	37,7	111,4		0,68	0,82	278,8
Octobre	42,3	25,0	25,4	58,4	0,4	8,5	67,3		0,72	2,58	125,2
Novembre	71,3	36,4	34,2	49,2	0,7	10,0	59,9		1,00	2,64	164,0
Décembre	96,9	49,4	64,9	50,4	1,0	12,6	64,0		1,65	2,52	339,2
Moyenne mensuelle	67,8	30,7	50,1	68,1	0,7	18,7	87,4		1,37	2,82	276,5
Total mesuré	813,0	276,3	601,3	817,4	8,1	223,8	1049,3		16,38	33,80	3318,3
Total estimé	813,0	368,3	601,3	817,4	8,1	223,8	1049,3		16,38	33,80	3318,3

Tableau 7 - 1989 Retombées atmosphériques : Cully

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	7,1		22,4	10,1	0,4	8,9	19,4		0,02	0,38	121,4
Février	30,0		40,5	30,6	1,0	13,2	44,8		0,06	0,60	234,0
Mars	62,0		60,1	24,8	1,2	20,0	46,0		0,31	0,62	266,6
Avril	124,0	24,8	49,6	105,4	2,2	106,6	214,3		0,12	1,61	458,8
Mai	141,5	18,4	43,9	108,5	2,4	57,5	168,3		0,28	1,98	509,4
Juin	29,5	58,4	22,1	50,7	0,9	56,2	107,9		0,27	1,48	224,2
Juillet	66,0	19,1	35,0	31,0	1,3	59,9	92,3		0,33	2,57	283,8
Aout	95,0	30,4	41,8	61,8	1,0	61,1	123,8		2,00	3,61	503,5
Septembre	47,0	17,9	15,5	46,5	0,9	30,7	78,2		0,80	3,15	220,9
Octobre	48,0	41,3	16,8	36,5	0,5	8,6	45,6		0,82	2,59	90,2
Novembre	123,0	91,0	2,5	39,4	2,5	255,8	297,7		0,61	1,85	369,1
Décembre	71,0	44,7	41,9	17,0	2,8	29,1	49,0		0,50	2,41	355,0
Moyenne mensuelle	70,3	38,4	32,7	46,9	1,4	59,0	107,3		0,51	1,90	303,1
Total mesuré	844,1	346,0	392,1	562,3	17,2	707,7	1287,3		6,12	22,85	3637,0
Total estimé	844,1	461,4	392,1	562,3	17,2	707,7	1287,3		6,12	22,85	3637,0

Tableau 8 - 1989 Retombées atmosphériques : Villeneuve

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Janvier	4,9		26,0	9,8	0,8	19,0	29,6		0,01	1,11	146,0
Février	21,0		51,0	24,4	1,1	19,9	45,3		0,04	2,73	279,3
Mars	52,1		50,5	17,7	1,0	20,0	38,7		0,10	0,47	234,5
Avril	79,1	41,9	56,2	64,9	1,5	118,9	185,3		11,63	14,00	324,3
Mai	135,0	27,0	52,7	91,8	1,2	58,3	151,4		2,16	4,46	392,9
Juin	55,0	45,9	30,2	68,3	1,6	81,7	151,5		0,73	2,80	308,0
Juillet	107,0	41,7	62,4	11,8	2,7	102,6	117,1		4,07	7,17	428,0
Aout	77,4	24,8	54,2	58,5	1,6	72,9	133,0		3,72	6,50	479,9
Septembre	74,0	28,9	47,6	55,5	1,5	86,1	143,1		2,89	2,52	333,0
Octobre	41,0	41,0	19,3	29,5	0,5	37,7	67,8		5,00	6,93	129,6
Novembre	91,0	44,6	1,8	30,0	1,8	21,8	53,7		1,46	3,09	182,0
Décembre	66,8	57,5	56,1	16,7	2,0	26,1	44,8		0,80	2,67	300,6
Moyenne mensuelle	67,0	39,2	42,3	39,9	1,4	55,4	96,8		2,72	4,54	294,8
Total mesuré	804,3	353,2	507,9	478,9	17,2	664,9	1161,1		32,61	54,45	3538,0
Total estimé	804,3	471,0	507,9	478,9	17,2	664,9	1161,1		32,61	54,45	3538,0

Tableau 9
RECAPITULATION DES DEPOSITIONS ANNUELLES POUR TOUTES LES STATIONS

	Pluie mm	Na mg/m ²	Cl mg/m ²	NO ₃ mgN/m ²	NO ₂ mgN/m ²	NH ₄ mgN/m ²	N minéral mgN/m ²	Ntotal mgN/m ²	Portho mgP/m ²	Ptotal mgP/m ²	SO ₄ mg/m ²
Pâquis	438,4	642,6	744,8	787,7		830,1	1617,8			137,69	4418,2
Anières	657,7	362,2	296,8	291,0		424,7	715,7			33,74	2162,4
Thonon	676,3		482,3	521,4	23,9	176,3	721,5	1005,0	23,36	40,22	5616,5
Rolle	615,9	703,5	563,4	506,8	12,9	711,2	1233,3		93,69	118,30	2874,4
Chessel	813,0	368,3	601,3	817,4	8,1	223,8	1049,3		16,38	33,80	3318,3
Cully	844,1	461,4	392,1	562,3	17,2	707,7	1287,3		6,12	22,85	3637,0
Villeneuve	804,3	471,0	507,9	478,9	17,2	664,9	1161,1		32,61	54,5	3538,0
Toutes stations											
Moyenne	692,8	507,6	513,4	581,1	15,5	512,3	1104,2		34,4	64,4	3671,1
Ecart types	131	129	134	169	5	240	297		31	42	1027
Ecart types %	19	25	26	29	33	47	27		90	66	28
Sans Pâquis											
Moyennes	735,2	473,3	474,0	529,6	15,9	484,8	1028,0	1005,0	34,4	50,6	3524,4
Ecart types	88	124	103	155	5	224	231		31	32	1057
Ecart types %	12	26	22	29	33	46	22		90	63	30

Tableau 10 - RETOMBEES EN TONNES EN 1989

	Pluie mm	Na tonnes	Cl tonnes	NO ₃ tonnes N	NO ₂ tonnes N	NH ₄ tonnes N	N minéral tonnes N	Ntotal tonnes N	Portho tonnes P	Ptotal tonnes P	SO ₄ tonnes
Toutes stations	692,8	295,4	298,8	338,2	9,0	298,2	642,6		20,0	37,5	2136,6
Sans Pâquis	735,2	275,4	275,8	308,2	9,2	282,1	598,3		20,0	29,4	2051,2

Tableau 11 - RECAPITULATIF 1976 - 1989

ANNEES	Pluie mm	Cl tonnes	NO ₃ tonnes N	NO ₂ tonnes N	NH ₄ tonnes N	N minéral tonnes N	Ntotal tonnes N	Portho tonnes P	Ptotal tonnes P	SO ₄ tonnes
1976 A	851		265	41	1333	1638		61	106	5241
1977 B	1206		67	5	223	296		7	20	3740
1978 C	1014		83	30	226	338		24	44	6070
1979 C	1054		195	17	592	804		34	65	5280
1980 C	1250		200	33	538	771		24	70	6535
1982 C	1123		185		499	685		22	45	
1988 D	1081	391	240		315	568	665 *	24 **	32	
1989 D	735	276	308	9	282	598	585 *	20 **	29	2051

A = moyennes Genève Hôtel-de-ville, Pully, Chessel, Thonon-CRG

B = moyennes Genève Hôtel-de-ville, Thonon-CRG

C = moyennes canton de Genève (Hôtel-de-ville, Bellevue, Anières), Pully, Chessel, Thonon-CRG

D = moyennes GE (Anières), VD (Rolle, Cully, Villeneuve, Chessel), F (Thonon-INRA)

* = Azote total mesuré à Thonon seulement

** = P ortho mesuré à Thonon et VD seulement

FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS
ET METAUX DANS LES SUSPENSIONS DU RHONE
PRES DE SON EMBOUCHURE DANS LE LEMAN

Campagne 1989

PAR

PIERRE-YVES FAVARGER, SERGE SANTIAGO ET JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

Les flux annuel et saisonniers des sédiments en suspension dans le Rhône, ainsi que de nombreux éléments chimiques qui leur sont liés, ont été étudiés.

En 1989, la quantité moyenne de matière particulaire fut modérée comparée à celle des trois années précédentes. Quelques crues intenses, quoique de faible durée, se sont produites en période de hautes eaux, sans atteindre l'ampleur de celles de la période des hautes eaux de 1986 et 1987, ou celles de la période des basses eaux de 1988.

Le flux annuel de phosphore sous forme facilement disponible (PINA, soit phosphore inorganique non apatitique) continue à diminuer : étant passé de 69 tonnes en 1987 à 55 l'année suivante, il n'est plus que de 36 tonnes en 1989. La proportion de cette forme par rapport au phosphore total est toujours faible, et a peu varié depuis 1987 (respectivement 6.6, 7.6 et 6.1 %). L'examen détaillé des résultats obtenus montrent que la présence du PINA est liée à l'activité humaine.

Contrairement à ceux du carbone organique, les flux d'azote organique ont très fortement baissé en 1989; ainsi, le rapport C/N atteint en période de hautes eaux la valeur très élevée de 41, ce qui indique que le ruissellement et les crues de cette période ont, malgré leurs durées relativement faibles, provoqué une érosion exceptionnelle des sols anciens.

En ce qui concerne le mercure, la succession des flux annuels 1986-1989 est la suivante : 109 - 285 - 64 - 110 kg. Quant à sa concentration dans la matière en suspension, elle a doublé par rapport à 1988.

Par rapport à ces chiffres, ceux du cadmium sont stables (tendance à la diminution).

L'arsenic, analysé en 1989 pour la première fois, présente un flux annuel considérable de 8 tonnes. La concentration de cet élément est trois fois plus élevée en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux, et cette anomalie suggère que les concentrations élevées puissent être dues à des causes non naturelles. Il conviendrait donc de déterminer la teneur naturelle des sédiments en arsenic afin d'en chiffrer le taux de contamination et enfin de préciser l'origine géographique d'éventuels rejets.

1. INTRODUCTION

Rappelons que l'eutrophisation du Léman, qui a pour conséquence l'appauvrissement progressif de ses eaux profondes en oxygène, résulte principalement d'un excès de phosphore. Cet excès provoque un développement exagéré de certains organismes (notamment les différentes formes de phytoplancton) et un déséquilibre écologique du milieu lacustre.

Seul le phosphore biodisponible, c'est-à-dire assimilable par les organismes vivants, joue un rôle dans les mécanismes de l'eutrophisation. Le degré de biodisponibilité des différentes formes de phosphore que l'on rencontre dans l'eau et les sédiments peut être mis en évidence par des techniques particulières d'analyse. Ainsi, pour le sédiment, on distingue trois formes principales (WILLIAMS et al., 1976; BURRUS, 1984) qui sont, par ordre d'importance :

• **PINA, phosphore inorganique non-apatitique**

Cette forme est extrêmement importante car très réactive et facilement utilisable par les organismes vivants (biodisponibilité élevée). Son origine est surtout liée aux activités humaines.

• **POP, phosphore organique**

La biodisponibilité de cette forme est faible, située entre celle des deux autres formes. En effet, la matière organique particulière est constituée pour l'essentiel de résidus (matière morte) peu solubles et dans lesquels le phosphore a atteint son niveau d'énergie le plus bas.

• **PIA, phosphore apatitique (inorganique)**

Cette forme, contenue dans le minéral apatite, est la plus importante en quantité mais présente une biodisponibilité quasi-nulle. Elle provient essentiellement de l'érosion des roches cristallines (origine détritique naturelle) et ne joue aucun rôle dans les phénomènes d'eutrophisation par le fait de sa solubilité extrêmement réduite.

Les études de modélisation du cycle du phosphore dans le Léman effectuées récemment (FAHRNI et RAPIN, 1985a, 1985b et 1986; BURGMAN et ARDITI, 1989) se sont heurtées à quelques difficultés dues à certaines lacunes dans les données disponibles, lacunes que les études sur le phosphore particulaire dans les apports devraient contribuer à combler, permettant ainsi d'améliorer la précision des modèles.

Ce travail poursuit l'étude commencée en 1986. Il se propose de déterminer la composition chimique des flux solides (suspensions) charriés par le Rhône en 1989, en utilisant un nombre restreint mais suffisant d'échantillons de sédiment obtenu par pompage et centrifugation de l'eau brute. Les résultats de ces analyses sont mis en relation avec la teneur de l'eau en matière solide (en suspension dans l'eau), obtenue toutes les deux semaines à partir de l'échantillonneur automatique de la Porte du Scex.

Outre ceux du phosphore et de ses formes, nous avons calculé les flux de mercure et de cadmium, auxquels ont été ajoutés ceux de huit éléments toxiques ou indicateurs de pollution : chrome, cuivre, plomb, zinc, étain, antimoine, sélénium et arsenic.

2. METHODOLOGIE

Les analyses chimiques ont été effectuées sur sept échantillons de sédiments en suspension prélevés au cours des deux régimes caractéristiques du Rhône : hautes eaux et basses eaux. La composition des matières en suspension variant peu à l'intérieur de chacun de ces deux groupes saisonniers (BURRUS, 1984), on peut, en extrapolant les concentrations sur les périodes adjacentes aux dates de prélèvement, estimer le flux annuel et les flux saisonniers pour chaque élément ou forme chimique.

La figure 1 illustre les variations des débits solides et liquides, ainsi que des concentrations particulières tout au long de l'année. Le tableau 1 récapitule les dates des hautes eaux pour les quatre dernières années :

TABLEAU 1 - Régimes des hautes eaux

Année	début	fin	nombre de semaines
1986	12 mai	24 septembre	20
1987	26 mai	26 octobre	22
1988	26 avril	12 septembre	20
1989	8 mai	11 septembre	18

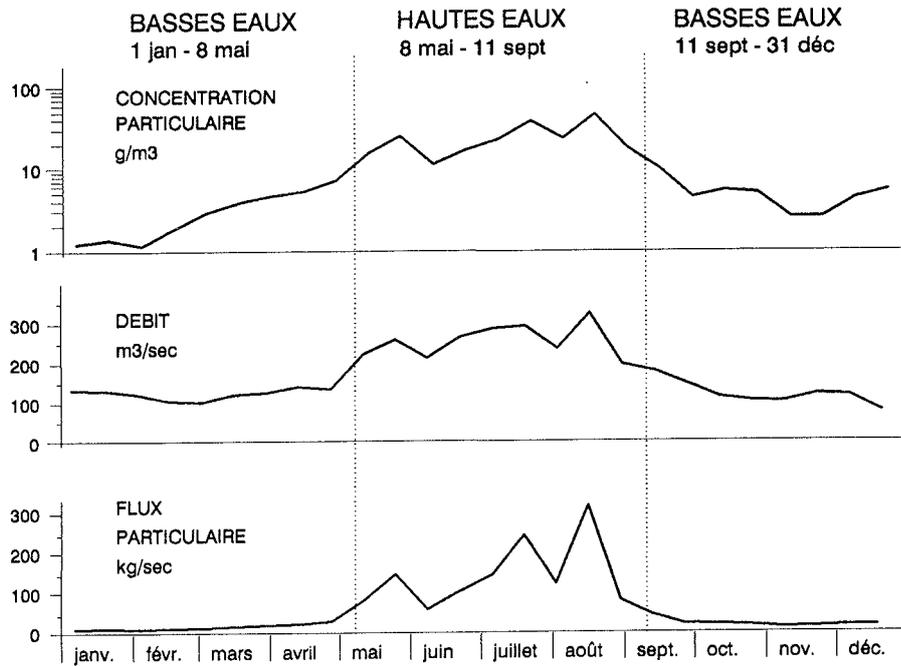


FIGURE 1 : DEBIT MOYEN, CONCENTRATION ET FLUX DE MATIERE EN SUSPENSION DANS LE RHÔNE AMONT À SON EMBOUCHURE EN 1989

Pour chacun des échantillons, 700 à 1'400 litres d'eau ont été prélevés par pompage et les suspensions isolées par centrifugation en continu. Pour les analyses chimiques effectuées sur une partie de l'échantillon, la fraction fine inférieure à 63 μm a été isolée par tamisage en laboratoire, puis séchée par lyophilisation. Ces analyses sont les suivantes :

- . Formes du phosphore par colorimétrie (WILLIAMS et al., 1976) : PINA, POP et PIA (voir ci-dessus pour la signification de ces formes).
- . Carbone inorganique et organique (titrations acide-base et par oxydo-réduction).
- . Azote organique (KJELDAHL, 1883).
- . Mercure et cadmium par absorption atomique.
- . Autres éléments (chrome, cuivre, plomb, zinc, étain, antimoine, sélénium, arsenic) par ICP (émission atomique en plasma inductif) avec, pour les quatre derniers, générateur d'hydrures.

Le flux de sédiment en suspension transitant par l'embouchure est estimé avec, d'une part, les débits journaliers moyens mesurés à la Porte du Scex par le Service Hydrologique et Géologique National, et d'autre part les concentrations en matière particulaire dans l'eau, déterminées après filtration à l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG). Ces concentrations proviennent d'échantillons hebdomadaires, regroupés par deux semaines (26 valeurs), l'eau brute étant prélevée en continu par l'échantillonneur automatique assujéti au débit (Porte du Scex-programme NADUF).

Par ailleurs, les résultats d'analyses pour les sept échantillons obtenus par pompage/centrifugation ont été utilisés pour calculer les flux par deux semaines selon le schéma de la figure 2 (flèches horizontales). Ce report tient compte, autant qu'il est possible, des deux régimes distincts de basses et de hautes eaux. Le report des concentrations en mg/kg sur les quinzaines proches des sept dates de pompage permet de calculer le flux annuel et les flux saisonniers pour chaque élément ou forme chimique.

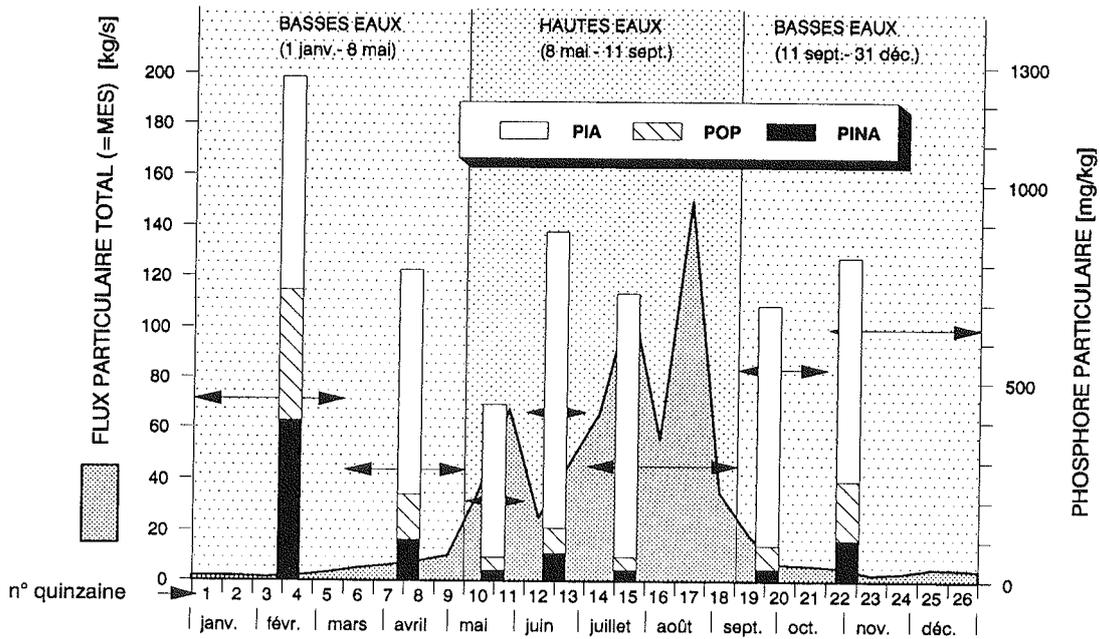


FIGURE 2 : CALCUL DU FLUX EN PHOSPHORE PARTICULAIRE EN 1989.
SCHEMA D'APPLICATION AUX TROIS FORMES (PINA, POP ET PIA)

3. RESULTATS

Le tableau 2 présente l'estimation des différents flux et concentrations. Les chiffres de "flux annuels" (totaux pour l'année et chacune des périodes basses eaux - hautes eaux) ont été obtenus en additionnant les flux des périodes de deux semaines, et ceux de "flux, moyenne quotidienne" (moyennes par jour pour les périodes considérées) en divisant les précédents par le nombre de jours. Les chiffres des années 1986 à 1988 ont été rappelés. Les figure 3 et 4 donnent une représentation graphique de l'évolution des flux depuis 1986.

3.1 MATIERE PARTICULAIRE (Fig. 1, tabl. 2)

En 1989 la quantité moyenne de matière particulaire fut inférieure ou très inférieure à celle des trois années précédentes. Quelques crues intenses, quoique de faible durée, se sont produites en période de hautes eaux, sans atteindre l'ampleur de celles de 1986-1987 (hautes eaux) ou de 1988 (basses eaux). La répartition entre les flux de basses et de hautes eaux peut être considérée comme normale.

3.2 PHOSPHORE (Fig. 2 et 3, tabl. 2)

Les concentrations en PIA, phosphore apatitique détritique provenant de l'érosion des roches, restent relativement constantes (entre 451 et 709 mg/kg pour les quatre années, quelle que soit la saison), et les flux varient fortement, tout comme ceux de la matière particulaire à laquelle ils sont fortement liés (voir tableau 3). Rappelons que cette forme inerte du phosphore ne joue aucun rôle dans l'eutrophisation du lac.

TABLEAU 2 - Flux et concentrations liés à la matière particulaire mesurés à l'embouchure. Chiffres annuels, basses eaux et hautes-eaux ensemble (B+H) et chiffres saisonniers (Basses, Hautes eaux)

REGIME DES EAUX:	FLUX ANNUELS (TONNES CUMULEES)			FLUX, MOYENNES QUOTIDIENNES (kg/j)			CONCENTRATIONS MOYENNES (mg/kg)			
	B+H	BASSES	HAUTES	B+H	BASSES	HAUTES	B+H	BAS-SES	HAU-TES	
MATIERE PARTICULAIRE	1986 1,432,000 1987 1,600,000 1988 973,000 1989 826,000	114,000 133,000 302,000 109,000	1,318,000 1,463,000 671,000 717,000	3,920,000 4,370,000 2,660,000 2,260,000	506,000 631,000 1,340,000 455,000	9,417,000 9,500,000 4,793,000 5,693,000				
PINA	1986 1987 1988 1989	54 69 55 36	23 14 22 13	31 55 32 23	149 189 149 98	102 65 99 53	225 360 230 184	38 43 56 43	201 103 74 117	24 38 48 32
POP	1986 1987 1988 1989	83 144 48 43	26 32 22 14	57 112 26 29	227 394 132 116	117 152 96 58	404 725 189 227	58 90 50 51	231 241 72 128	43 76 39 40
PIA	1986 1987 1988 1989	758 839 612 513	54 69 136 63	703 770 476 450	2076 2298 1672 1405	242 325 603 263	5023 5001 3397 3572	529 525 629 621	478 515 451 577	533 526 709 627
CARBONE ORGANIQUE	1986 1987 1988 1989	11600 22900 5790 4190	3230 4470 2440 1240	8370 18400 3350 2940	31800 62800 15800 11500	14400 21200 10800 5200	59800 119800 23900 23300	8100 14400 5940 5070	28410 33600 8060 11420	6350 12600 4990 4100
AZOTE TOTAL ou ORGANIQUE	1986 1987 1988 1989	799 889 475 150	312 295 199 79	487 593 277 72	2189 2434 1299 412	1388 1399 880 329	3475 3853 1975 569	558 557 488 182	2740 2220 658 722	369 406 412 100
MERCURE (Hg)	1986 1987 1988 1989	0.11 0.28 0.06 0.11	0.04 0.04 0.03 0.02	0.07 0.24 0.03 0.09	0.30 0.78 0.17 0.30	0.16 0.19 0.15 0.09	0.52 1.59 0.22 0.69	0.08 0.18 0.07 0.13	0.32 0.30 0.11 0.21	0.06 0.17 0.05 0.12
CADMIUM (Cd)	1986 1987 1988 1989	0.28 0.24 0.29 0.16	0.05 0.02 0.08 0.03	0.22 0.22 0.21 0.13	0.76 0.65 0.79 0.44	0.24 0.10 0.34 0.12	1.60 1.40 1.51 1.04	0.19 0.15 0.30 0.19	0.47 0.16 0.25 0.26	0.17 0.15 0.32 0.18
CHROME (Cr)	1986 1987 1988 1989	179 194 100 49	19 18 31 9	160 176 69 40	490 532 274 134	84 85 138 36	1142 1143 493 320	125 122 103 59	167 135 103 79	121 120 103 56
CUIVRE (Cu)	1986 1987 1988 1989	55.4 60.1 27.8 15.0	8.7 8.6 9.3 3.0	46.7 51.5 18.5 12.0	152 165 76 41	39 41 41 13	333 334 132 95	39 38 29 18	77 65 31 28	35 35 27 17
PLOMB (Pb)	1986 1987 1988 1989	42 67 47 57	7 9 11 11	36 57 36 46	116 183 129 155	31 44 50 45	254 373 255 364	30 42 48 69	60 69 38 99	27 39 53 64
ZINC (Zn)	1986 1987 1988 1989	198 264 107 130	33 31 33 19	165 233 74 111	543 724 291 355	146 148 146 78	1182 1514 526 881	138 166 109 157	289 234 109 171	125 159 110 155
ETAIN (Sn)	1989	3.91	0.80	3.11	10.7	3.4	24.7	4.74	7.37	4.34
ANTIMOINE (Sb)	1989	0.98	0.27	0.70	2.7	1.1	5.6	1.18	2.52	0.98
SELENIUM (Se)	1989	0.18	0.04	0.14	0.5	0.2	1.1	0.22	0.35	0.20
ARSENIC (As)	1989	8.03	2.31	5.71	22.0	9.7	45.4	9.72	21.26	7.97

LEGENDE: PINA: PHOSPHORE BIODISPONIBLE
POP: PHOSPHORE ORGANIQUE, PEU MOBILE
PIA: PHOSPHORE DETRITIQUE INSOLUBLE

TABLEAU 3 - Rapports des flux saisonniers
(hautes eaux)/(basses eaux) pour la
matière particulaire et les formes du phosphore

	1986	1987	1988	1989
M. particulaire	18.6	15.1	3.6	12.5
PIA	20.8	15.4	5.6	13.6
PINA	2.2	5.5	2.3	3.5
POP	3.5	4.8	2.0	3.9

Pour le PINA (phosphore inorganique non apatitique, forme la plus potentiellement disponible pour les algues), la situation est différente. Comme le montre le tableau 3, les flux quotidiens varient beaucoup moins entre les saisons. Cela est dû au caractère essentiellement artificiel de cette forme du phosphore, produite surtout par les diverses activités de l'homme contrairement au PIA dont l'origine est naturelle.

On constate que le flux de PINA continue à diminuer (figure 3).

Quant à la proportion de PINA par rapport au phosphore particulaire total, elle est toujours faible.

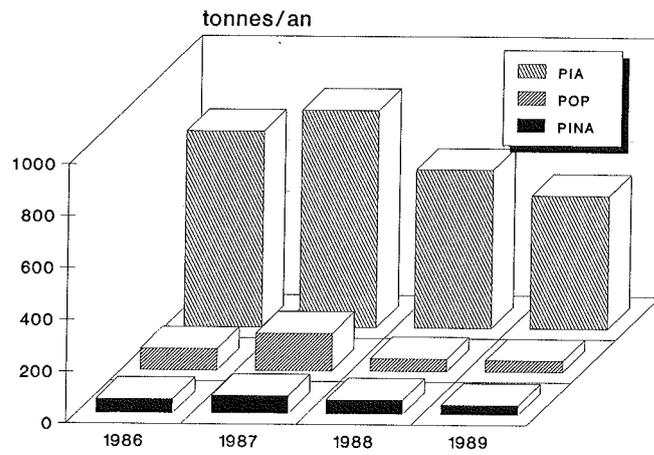
Les chiffres concernant le POP, phosphore organique moyennement mobile, sont du même ordre que ceux du PINA.

3.3 CARBONE ET AZOTE ORGANIQUES (Fig. 3, tabl. 2)

Les flux de carbone organique sont similaires à ceux de 1988. L'azote organique diminue par contre fortement et les concentrations mesurées en hautes eaux sont extrêmement faibles. Ainsi, le rapport C/N atteint en hautes eaux la valeur record de 41 (contre 12, 31 et 17 pour les mêmes périodes de 1988, 1987 et 1986).

Il est à noter que le rapport C/N est souvent utilisé dans les lacs pour déterminer l'origine autochtone ou allochtone des matières organiques, un rapport élevé révélant en principe une origine allochtone. Ainsi, MEYBECK (1985) admet une valeur de 10 pour le rapport C/N moyen dans les rivières, des chiffres inférieurs étant généralement rencontrés dans les lacs (GANDAIS, 1989). De façon plus globale, on peut dire qu'un rapport C/N élevé traduit un caractère relativement ancien ou fossile de la matière organique, la minéralisation de l'azote ayant lieu plus rapidement que celle du carbone. On peut donc penser que, malgré leur brièveté relative, les crues de 1989 ont été assez violentes pour éroder des matières organiques anciennes.

FLUX ANNUELS DE PHOSPHORE



FLUX ANNUELS DE N ET C ORGANIQUES

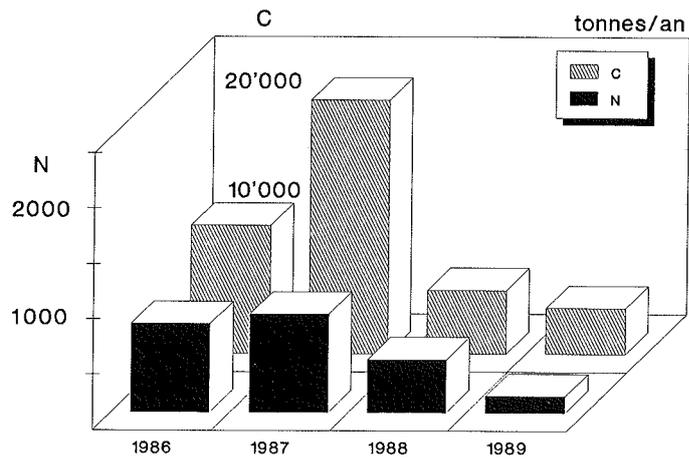


FIGURE 3 : FLUX ANNUELS DE NUTRIMENTS LIES AUX SUSPENSIONS

3.4 MERCURE ET CADMIUM (Fig. 4, tabl. 2)

En ce qui concerne le mercure, la succession des flux annuels 1986-1989 est la suivante : 109 - 285 - 64 - 110 kg. Quant à la concentration de ce métal dans la phase particulaire, elle a augmenté d'un facteur 2.0 par rapport à 1988, mais n'excède que de 23 % la moyenne 1986-1988. Les concentrations basses-eaux sont toujours sensiblement plus élevées que celles des hautes eaux (0.21 et 0.12 mg/kg) ce qui est une indication de l'origine non naturelle de ce métal dans le Rhône.

Le flux annuel du cadmium est relativement stable, avec une tendance à la diminution.

3.5 PLOMB, CHROME, CUIVRE ET ZINC (Fig. 4, tabl. 2)

Le plomb présente une légère augmentation de flux et les trois autres éléments pour lesquels nous disposons de valeurs pour la période 1986-1988 (chrome, cuivre et zinc) sont stables ou diminuent.

3.6 ETAIN, ANTIMOINE, SELENIUM ET ARSENIC (Tabl. 2)

En 1989 pour la première fois, nous avons pu intégrer à cette étude ces quatre éléments analysés par ICP-hydrures. Les teneurs en arsenic paraissent particulièrement importantes avec un flux annuel de 8 tonnes. Les concentrations 3 fois plus élevées en période de basses eaux indiqueraient une origine humaine.

Malheureusement, le nombre actuel de résultats pour l'arsenic se rapportant à des échantillons pour lesquels toute contamination est exclue est extrêmement faible et la teneur naturelle reste donc incertaine. Il est en outre possible à la rigueur que cette teneur ne soit pas uniforme dans l'ensemble du Rhône amont, auquel cas l'écart entre les concentrations basses-eaux/hautes-eaux pourrait, tout de même, avoir une composante naturelle.

Ce sujet mériterait d'être approfondi tout d'abord par une étude de la répartition géographique des teneurs des sédiments du lit du Rhône et de ses affluents que nous prélevons actuellement dans le cadre du plan intercantonal, puis si nécessaire par l'examen de sédiments de rivières prélevés les années précédentes sur l'ensemble du bassin et sur des carottes du Léman.

De toxicité bien moindre, l'étain et l'antimoine semblent également d'origine partiellement humaine, alors que la présence du sélénium, dont les teneurs très basses semblent constantes, serait entièrement naturelle.

Pour ces trois derniers éléments, le nombre d'analyses sur des sédiments non contaminés est, comme pour l'arsenic, encore insuffisant pour que l'on puisse en connaître les teneurs naturelles ou chiffrer les éventuels taux de contamination.

4. CONCLUSIONS

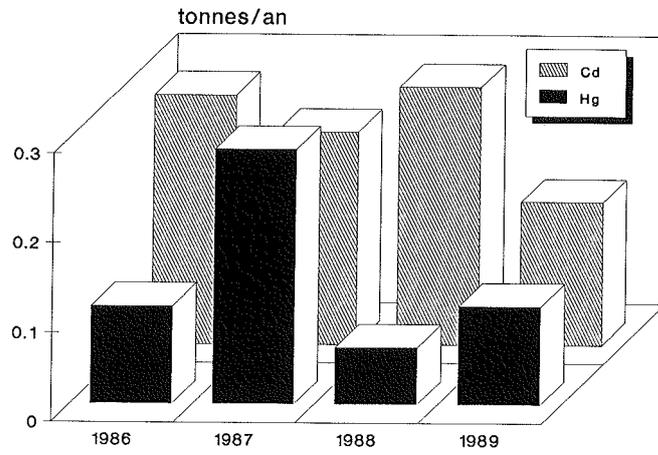
Cette quatrième année d'étude des flux chimiques liés aux particules en suspension dans le Rhône a permis de confirmer l'origine liée à l'activité humaine du phosphore biodisponible et du mercure.

L'utilisation d'une nouvelle méthode d'analyse a permis de révéler des flux importants en arsenic. Leur impact éventuel sur l'environnement ainsi que leur cause et leur origine géographique exacts restent à définir. Une étude plus étoffée de cette question semble s'imposer, et nous espérons trouver les moyens pour la réaliser.

L'ensemble des résultats reflète les différences importantes existant entre 1986, 1987, 1988 et 1989, cette dernière année pouvant seule être considérée comme "année sèche" du point de vue hydrologique.

Ces résultats sont une contribution à l'étude générale du Léman et de son bassin versant. Elle permettra de mieux connaître les problèmes liés à l'évolution de ce lac qui constitue, rappelons le, la plus grande masse d'eau douce d'Europe occidentale.

FLUX ANNUELS DE Hg et Cd



FLUX ANNUELS DE Cu, Pb, Cr ET Zn

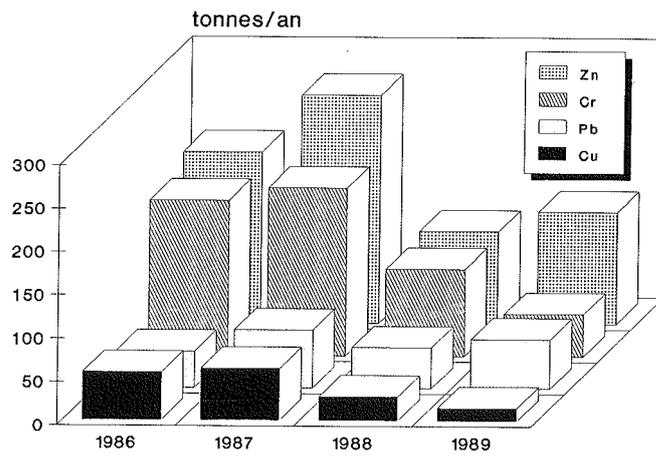


FIGURE 4 : FLUX ANNUELS DE METAUX LIES AUX SUSPENSIONS

BIBLIOGRAPHIE

- BURGMAN, M.A. et ARDITI, R. (1989) : Modélisation du cycle du phosphore.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 107-138.
- BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin.
Thèse No 2135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F., (1985a) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman.
(Rapport intermédiaire, septembre 1984)
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1984, 207-233.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1985b) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman.
(Rapport final). Rapp. interne Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Lausanne, 90 p.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-189.
- GANDAIS, V. (1989) : Origines et variations spatio-temporelles des flux de matière particulaire dans le Léman.
Thèse No 2345, Fac. Sci., Univ. Genève, 104 p.
- KJELDAHL, J. (1883) : A new method for the determination of nitrogen in organic matter.
Z. Anal. Chem., 22, 336.
- MEYBECK, M. (1985) : Carbon, Nitrogen and Phosphorus Transport by World Rivers.
American J. Sci., 282/4, 401-450.
- WILLIAMS, J.D., JAQUET, J.-M. et THOMAS, R.L. (1976) : Forms of Phosphorus in the Surficial Sediments of Lake Erie.
J. Fish. Res. Board Canada, 33, 462-465.

**BIODISPONIBILITE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE
LIE AUX SUSPENSIONS DU RHONE
ET D'AUTRES AFFLUENTS DU LEMAN**

Campagnes 1988-1989

PAR

SERGE SANTIAGO ET RICHARD THOMAS

INSTITUT F.-A. FOREL, UNIVERSITE DE GENEVE, VERSOIX

RESUME

L'impact des apports particuliers du Rhône et d'autres affluents du Léman sur la productivité primaire du lac a été étudié en 1988 et 1989 avec le biotest de fractionnement algal, déterminant la réponse du phytoplancton indigène à l'addition de suspensions des affluents.

Les biotests effectués en hiver montrent que les sédiments ne favorisent aucune croissance du phytoplancton. D'avril à septembre, le taux de croissance algale augmente nettement avec les sédiments de la Venoge et de la Dranse, qui ont des concentrations élevées en phosphore inorganique non apatitique et organique (PINA et PO). Les suspensions rejetées par la STEP de Vidy inhibent le taux de croissance algale, en raison de concentrations élevées en contaminants. Les biotests indiquent que la réponse des algues résulte de l'interaction entre les nutriments et les contaminants liés aux sédiments ajoutés.

Le phosphore biodisponible (PBD) a été déterminé d'après le taux d'utilisation du phosphore particulaire par les algues et la durée d'exposition des suspensions dans la zone photique de productivité. Le phosphore biodisponible des sédiments du Rhône est nul ou faible et n'excède pas 3 % du phosphore total particulaire. En général, celui des suspensions de la Dranse est le plus élevé (12 à 26 %) et celui de la Venoge est intermédiaire (5 à 10 %).

Ces résultats suggèrent clairement que l'analyse chimique des formes du phosphore des suspensions des affluents est une approximation surestimée de la proportion effectivement utilisée par les algues.

1. INTRODUCTION

La lutte contre l'eutrophisation ainsi que la modélisation du cycle du phosphore dans le Léman ont conduit les études récentes à déterminer chimiquement la biodisponibilité du phosphore particulaire apporté par le Rhône et les autres affluents. Des trois formes du phosphore particulaire, le phosphore organique (PO), le phosphore inorganique apatitique (PIA) et le phosphore inorganique non apatitique (PINA), le PINA est la forme chimique la plus biodisponible, car remarquablement corrélée avec la croissance des algues testées (GOLTERMAN, 1976, WILLIAMS et al., 1980, de PINTO et al., 1981).

Toutefois cette biodisponibilité est déduite de tests de laboratoire qui ne simulent que peu ou pas du tout les conditions réelles du milieu lacustre. Ces biotests, effectués avec des monocultures d'algues carencées en phosphore et exposées pendant des périodes longues de 2 à 3 semaines, indiquent donc une biodisponibilité potentielle maximale.

Dans les sédiments en suspension du Rhône, la charge de PINA s'élève à quelques 60 tonnes par an, ce qui représente 6 % de la charge totale de phosphore particulaire apportée au lac (BURRUS, 1984, FAVARGER et al., 1990). Pour la Venoge et l'Aubonne, les charges annuelles de PINA sont de 3 et moins de 1 tonnes, leur proportion étant respectivement de 19 et 13 % du phosphore particulaire (ZHANG et al., 1988).

En testant la croissance du phytoplancton en présence d'eau et de suspensions provenant de cultures intensives de tabac, THOMAS et MUNAWAR (1985) ont démontré que l'assimilation de carbone par les algues augmentait de 600 à 800 % par rapport à l'échantillon témoin. Cette croissance a été mise en évidence avec un biotest de fractionnement algal, qui présente l'intérêt d'utiliser le phytoplancton indigène du lac incubé dans les conditions du milieu naturel.

En outre, parmi les nombreux biotests de toxicité effectués dans les Grands-Lacs nord-américains, MUNAWAR et ses collaborateurs ont obtenu une proportion importante de résultats indiquant une nette augmentation de l'assimilation de carbone; ces auteurs concluent que la réponse du phytoplancton testé résulte de l'interaction des nutriments et des contaminants liés aux sédiments.

WILLIAMS et al. (1980) et de PINTO et al. (1981) font aussi remarquer que le phosphore lié aux suspensions des rivières n'est biodisponible que tant que la particule se trouve dans la zone photique de production algale, définie ici comme zone de biodisponibilité primaire. Dès que la particule a sédimenté en dessous de cette zone, le phosphore n'est plus directement disponible pour la croissance des algues et entre alors dans le cycle secondaire géochimique du phosphore.

Le but de cette étude est de déterminer la biodisponibilité du phosphore lié aux suspensions des principaux affluents du Léman par une méthode biologique. Pour tenir compte des conditions naturelles lacustres et de l'assimilation des nutriments par le phytoplancton indigène dans la zone photique, nous avons utilisé et modifié le biotest de fractionnement algal développé par MUNAWAR et al. (1983). Ce biotest mesure en laboratoire l'assimilation de carbone par le phytoplancton lacustre exposé pendant 3.5 heures à de faibles doses de suspensions des rivières; le phytoplancton est séparé en plusieurs tailles en raison de la sensibilité différente des fractions d'algues aux éléments ajoutés.

2. ECHANTILLONNAGE ET METHODES

Les biotests et les analyses chimiques ont été effectués en 1988 et 1989 sur 24 échantillons au total, qui se répartissent comme suit : 12 échantillons du Rhône (à raison d'un prélèvement tous les deux mois), 4 de la Dranse, 2 de l'exutoire de la station d'épuration de Lausanne (Vidy), 2 de l'Aubonne et 4 de la Venoge, dont 2 en complément à cette étude. Les sédiments en suspension sont prélevés à proximité de l'embouchure du cours d'eau par centrifugation en flux continu (BURRUS, 1984, ZHANG et al., 1988).

L'eau du lac a été prélevée au point GE 4 ou au point GE 3 lorsque les conditions météorologiques étaient défavorables (fin 1989). L'échantillon intégré est constitué de prélèvements d'eau entre 0 et 10 mètres de profondeur en 1988, puis entre 0 et 5 mètres en 1989 avec tamisage préalable à 200 µm pour éliminer le zooplancton.

Outre la température de l'eau, les teneurs en phosphore dissous, en carbone inorganique (d'après le pH et l'alcalinité) et en chlorophylle a (BURNISON, 1980) ont été déterminées.

Pour les biotests (Fig. 1), une solution concentrée de suspensions des rivières est préparée avec de l'eau du lac filtrée; cette solution est ajoutée, avec du carbone-14, en quatre doses croissantes à l'eau du lac avec son phytoplancton indigène. Pour chaque dose, 3 répliques sont préparées et incubées pendant 3.5 heures aux conditions suivantes : température de 20 °C en 1988 puis température du lac en 1989, illumination de 255 µE/m².s et agitation à 70 t/min.

A la fin de l'incubation, le phytoplancton est séparé par filtration, généralement en trois fractions en 1988 (microplancton = > 20 µm, nanoplancton = 2-20 µm et picoplancton = < 2 µm) puis en 2 fractions en 1989 (microplancton = > 20 µm, nano/picoplancton = < 20 µm). L'abandon de la fraction < 2 µm est due à l'absence générale de réponse de cette taille d'organismes, qui représente d'ailleurs une faible proportion de la biomasse totale.

Une extraction des composants organiques au diméthyle sulfoxyde permet alors de solubiliser le carbone-14 assimilé, qui est déterminé par compteur à scintillation liquide. Le carbone-14 a été extrait selon la méthode de BURNISON (1980) pour les échantillons de mars 1988 et d'après celle de FILBIN et HOUGH (1984) modifiée pour ceux du reste de l'étude.

Les contrôles consistent en un échantillon témoin (aucune addition de sédiment) et d'échantillons incubés à l'obscurité pour tenir compte de l'assimilation bactérienne. L'atténuation de l'éclairement par les particules a également été vérifiée en plaçant un flacon témoin dans un récipient avec une eau turbide. Des tests avec ajouts d'orthophosphates ont aussi été effectués.

Les résultats des biotests sont exprimés par le taux d'assimilation de carbone par unité de biomasse (mg C assimilé/mg Chl-a . hr), ce qui minimise les variations de la productivité dues à celles de la quantité d'algues (MUNAWAR et al., 1986).

Les analyses chimiques des suspensions de rivière, faites après séchage par lyophilisation, sont les suivantes : formes du phosphore (d'après WILLIAMS et al., 1976), carbone organique (par oxydo-réduction) et inorganique (exprimé en CaCO_3), azote total (KJELDAHL, 1883).

La distribution granulométrique des sédiments a été mesurée par granulomètre à laser "Coulter".

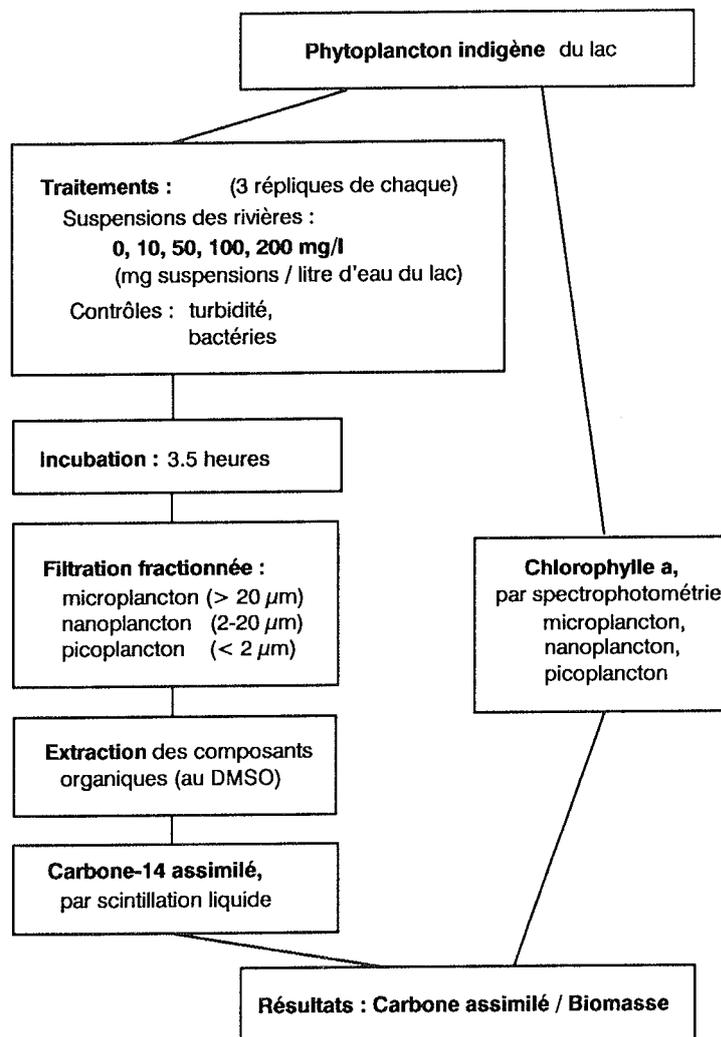


FIGURE 1 : SCHEMA DU BIOTEST DE FRACTIONNEMENT ALGAL

3. RESULTATS ET DISCUSSION

La figure 2 illustre l'évolution saisonnière du taux d'assimilation de carbone (C_{as}), de la chlorophylle a (B) et du rapport C_{as}/B pour le phytoplancton total des échantillons témoins. Cette évolution montre un schéma classique, avec les deux périodes de développement algal au printemps et à la fin de l'été et le minimum intermédiaire en juin correspondant aux eaux claires.

Les résultats des biotests avec les différentes suspensions sont commentés ci-après pour chaque affluent.

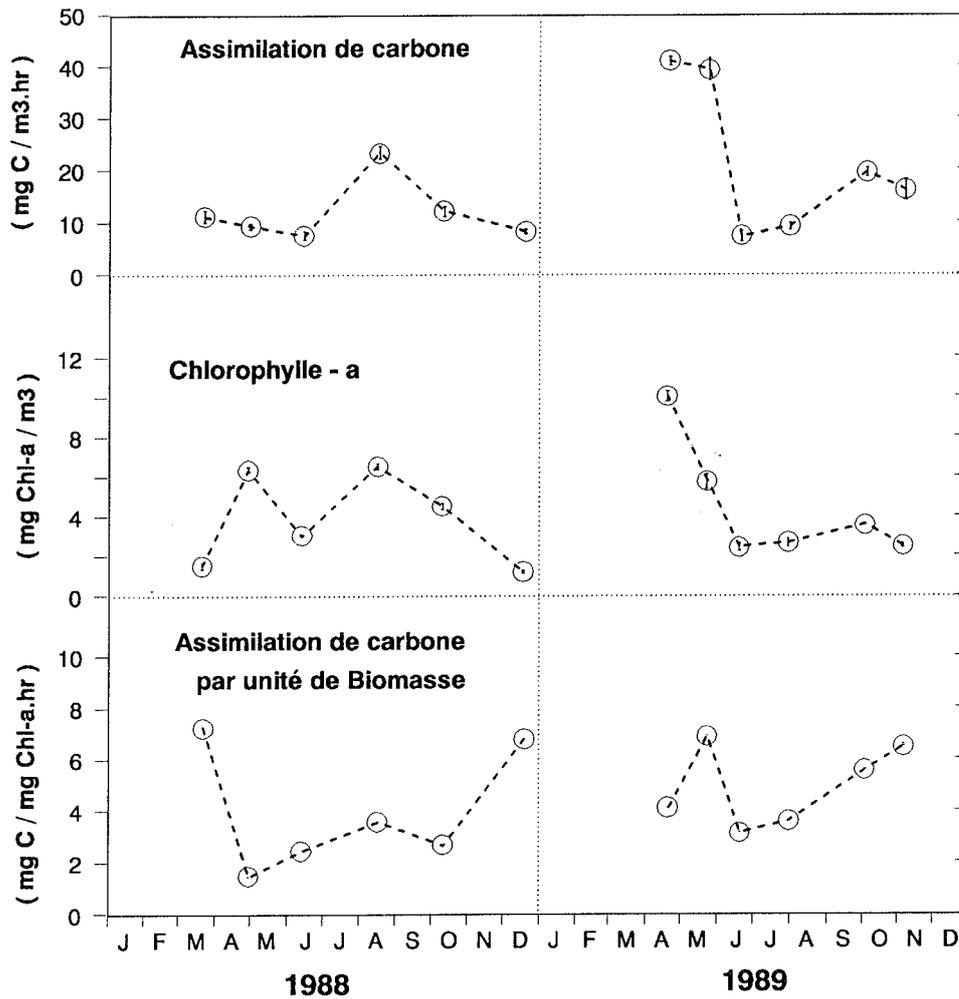


FIGURE 2 : PARAMETRES PRINCIPAUX DES ECHANTILLONS TEMOINS
(assimilation de carbone, chlorophylle-a et rapport C_{as} / Biomasse).

Rhône (figures 3 et 4)

Les résultats pour le Rhône en 1988 sont illustrés à la figure 3 par les relations entre le rapport Cas/B et les suspensions ajoutées.

Les biotests de mars et avril n'indiquent pas de nettes variations du taux d'assimilation. Les concentrations élevées de phosphore dissous dans le lac, qui étaient à ces périodes de 37 et 28 µg/l respectivement, suggèrent clairement que les algues sont alors saturées en nutriments.

En juin et août, la réserve de phosphore dans l'épilimnion étant épuisée (< 4 µg/l), une faible augmentation du taux d'assimilation apparaît pour le microplancton en juin, et pour le microplancton et le picoplancton en août. Le nanoplancton indique cependant une légère diminution, ce qui démontre la sensibilité variable des fractions d'algues aux éléments ajoutés. Pour la totalité du phytoplancton, on ne note toutefois pas de variations significatives par rapport à l'échantillon témoin.

En octobre et décembre, les sédiments n'ont que peu d'effet sur le taux d'assimilation, tandis que le phosphore dissous dans l'épilimnion atteint des concentrations similaires au début de l'année.

Les sédiments en suspension du Rhône n'ont donc aucun impact sur la productivité des algues en hiver. C'est seulement pendant l'été qu'on remarque une fertilité faible de ces suspensions.

Les résultats de 1989 (fig. 4) diffèrent de ceux de 1988. Tandis que les teneurs en phosphore dans le lac sont en général inférieures en 1989, la productivité totale augmente légèrement pour chaque période, sauf en juillet. Ces augmentations apparaissent pour les deux fractions d'algues en avril, pour le microplancton en mai et pour le nano/picoplancton en juin, septembre et novembre 1989.

La cause des inhibitions du nanoplancton en août 1988 et juillet 1989 reste indéterminée.

- **Venoge** (figure 5)

Les sédiments de juin et août 1988 produisent de fortes augmentations du taux d'assimilation de carbone, et ce pour les deux fractions d'algues. D'autres données indiquent que pendant toute la période de développement des algues entre avril et octobre 1988, les sédiments de la Venoge ont nettement favorisé la croissance des algues (SANTIAGO, non publié).

En juin 1989, les suspensions se révèlent être d'abord fertiles, surtout pour le nano/picoplancton, puis avec les doses croissantes, le taux d'assimilation montre un plateau voire même une légère diminution pour le microplancton.

En juillet 1989, le taux d'assimilation du nano/picoplancton augmente dans une proportion similaire à août 1988, mais celui du microplancton est inférieur. Le sédiment de la Venoge montre donc une fertilité importante en 1988 et une fertilité réduite en 1989.

- **Aubonne** (figure 6)

Les deux sédiments de l'Aubonne prélevés au printemps ne favorisent pas la croissance du phytoplancton en mars 1988 et que légèrement en 1989.

- **Dranse** (figure 7)

Aucune variation de l'assimilation de carbone n'apparaît en mars 1988. En août 1988, les taux d'assimilation augmentent surtout pour le picoplancton et sensiblement pour le microplancton, taux qui est identique à celui obtenu avec le sédiment de la Venoge. En 1989, une faible augmentation du taux est manifeste seulement en juillet pour le nano/picoplancton.

- **STEP de Vidy** (figure 8)

Les biotests avec les suspensions rejetées à l'exutoire de cette STEP indiquent une nette diminution du taux d'assimilation. Malgré leur teneur en phosphore très élevée, cette inhibition est interprétée comme un impact néfaste des contaminants liés à ces suspensions. SANTIAGO et al. (1989) ont démontré, avec un test écotoxicologique sur les sédiments déposés dans la baie de Vidy, que cette toxicité envers le phytoplancton est due aux métaux lourds et aux micropolluants organiques.

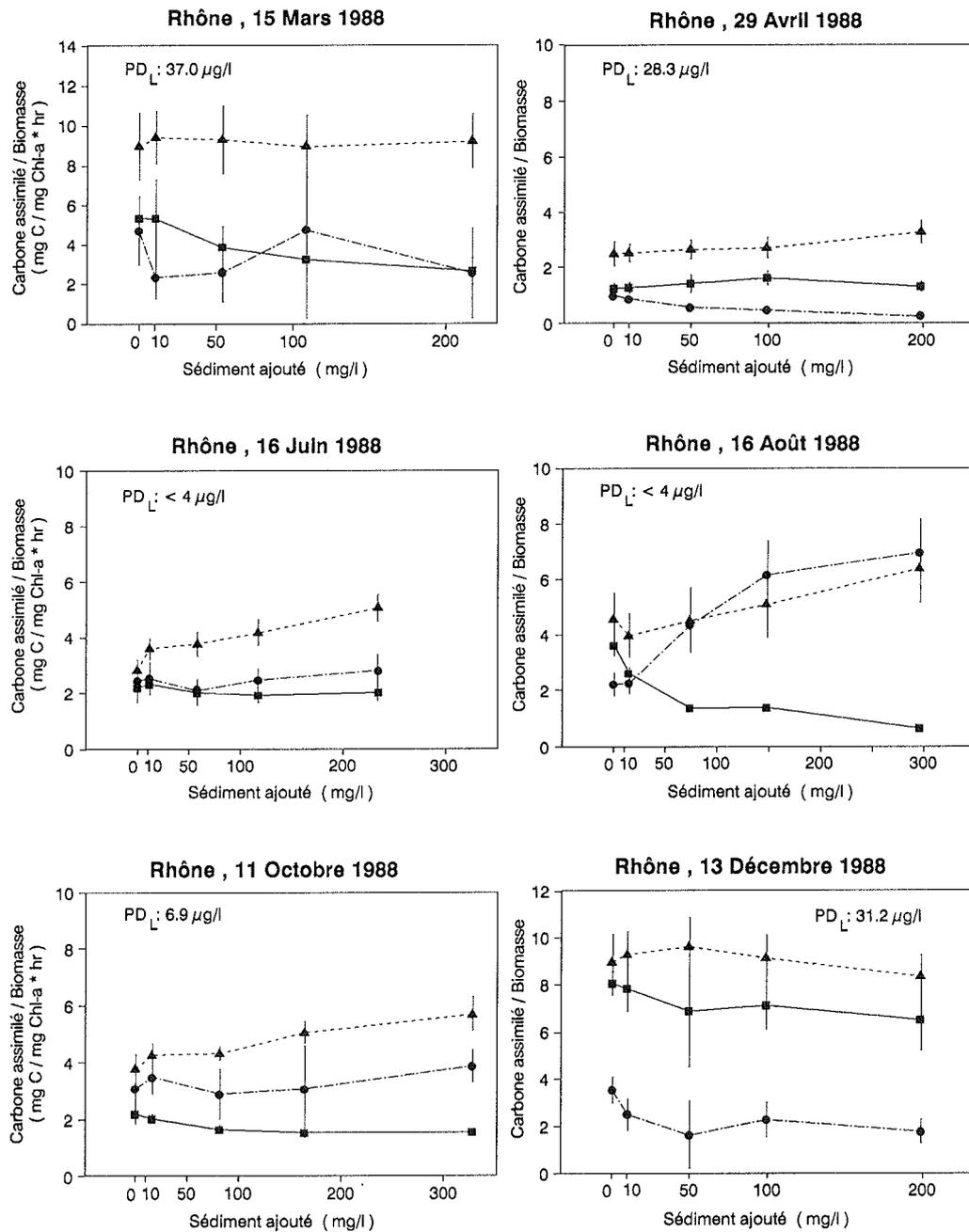


FIGURE 3 : BIOTESTS AVEC LES SEDIMENTS EN SUSPENSION DU RHÔNE EN 1988.

PD_L = Phosphore réactif dissous dans l'eau du lac.

Trois fractions d'algues analysées :

▲ Microplancton ■ Nanoplancton ● Picoplancton

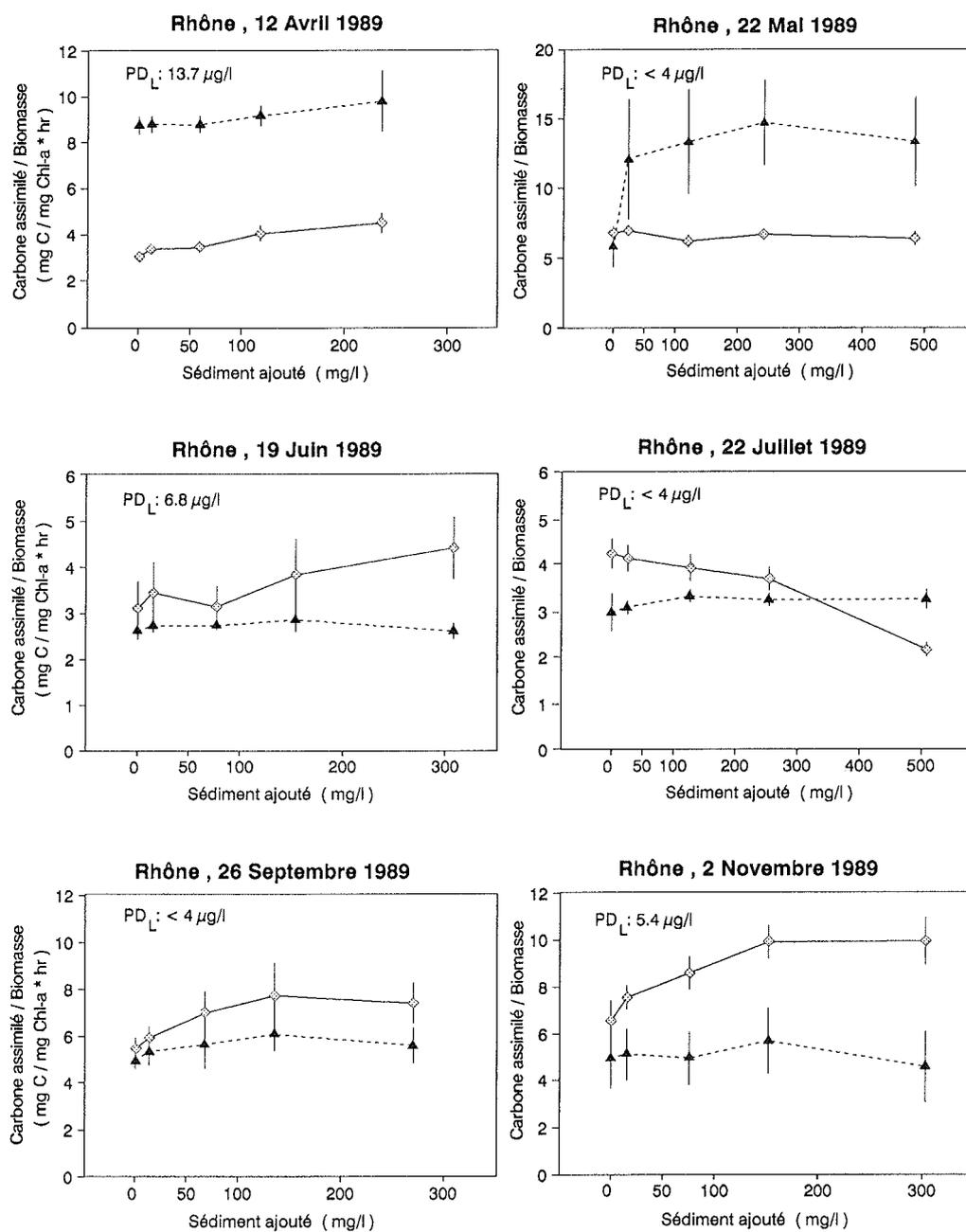


FIGURE 4 : BIOTESTS AVEC LES SEDIMENTS EN SUSPENSION DU RHÔNE EN 1989.

PD_L = Phosphore réactif dissous dans l'eau du lac.

Deux fractions d'algues analysées :

▲ Microplankton ◇ Nano/picoplankton

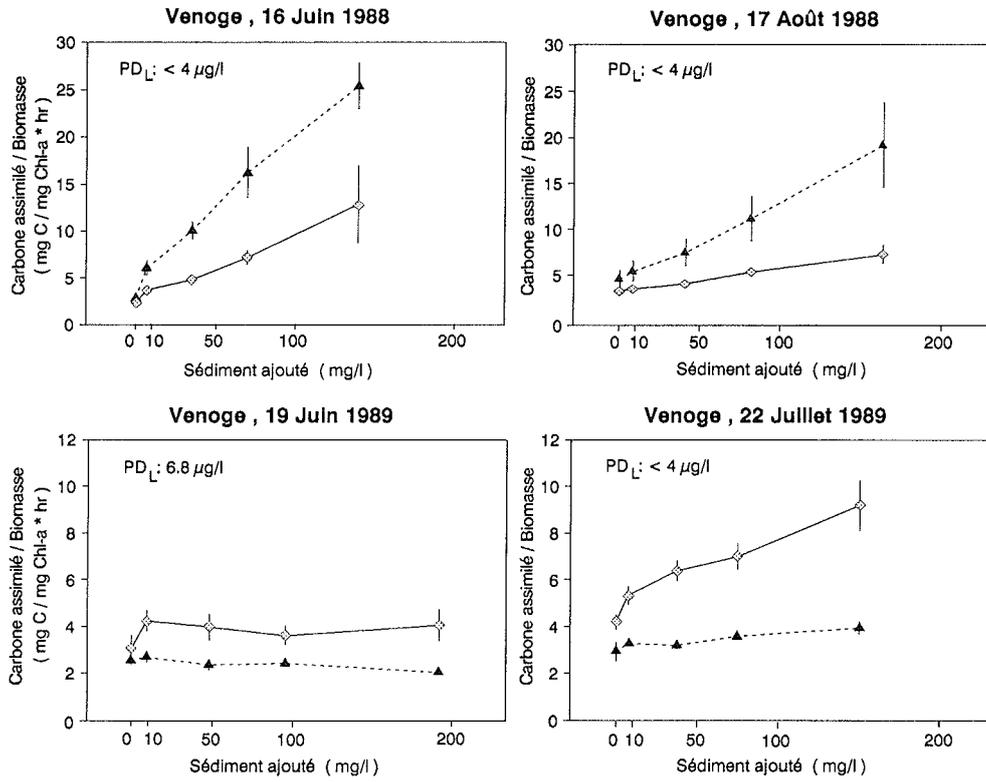


FIGURE 5 : BIOTESTS AVEC LES SEDIMENTS EN SUSPENSION DE LA VENOGÉ

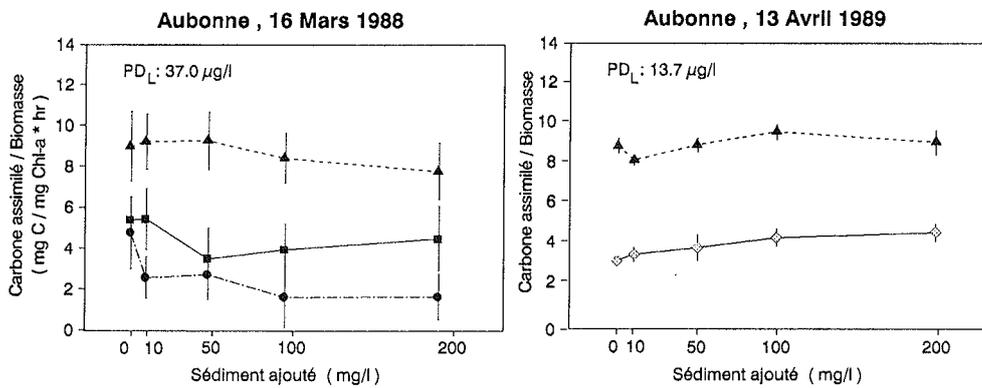


FIGURE 6 : BIOTESTS AVEC LES SEDIMENTS EN SUSPENSION DE L'AUBONNE.

PD_L = Phosphore réactif dissous dans l'eau du lac.

Deux ou trois fractions d'algues analysées :

- ▲ Microplankton
- Nanoplankton
- Picoplankton
- ◇ Nano/picoplankton

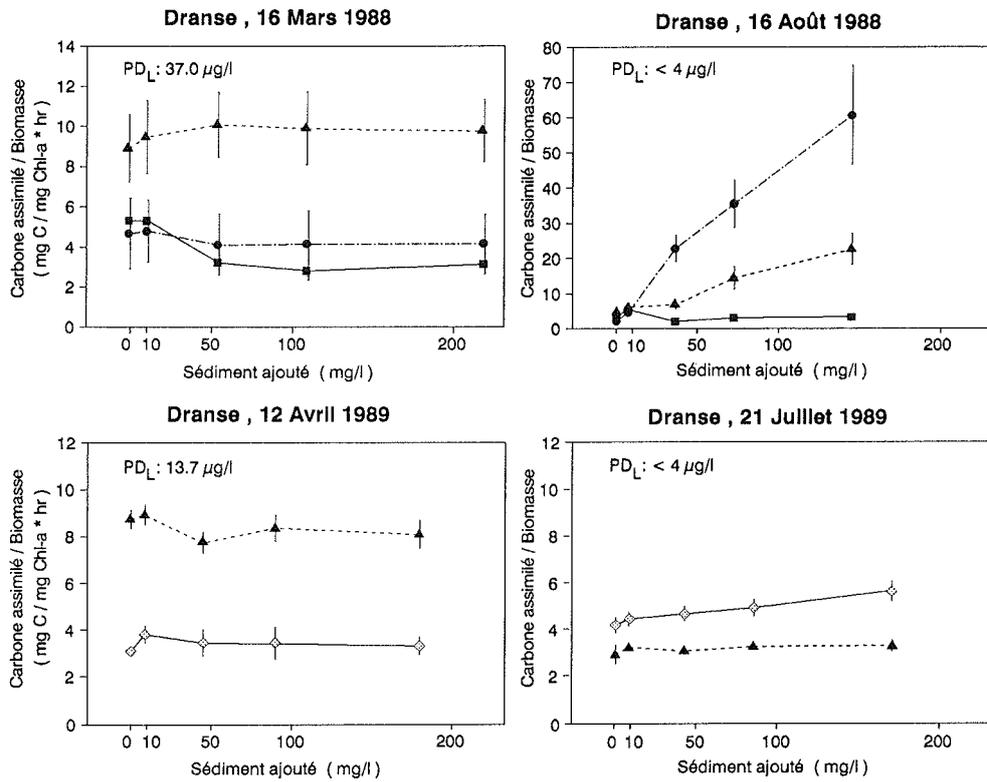


FIGURE 7 : BIOTESTS AVEC LES SEDIMENTS EN SUSPENSION DE LA DRANSE

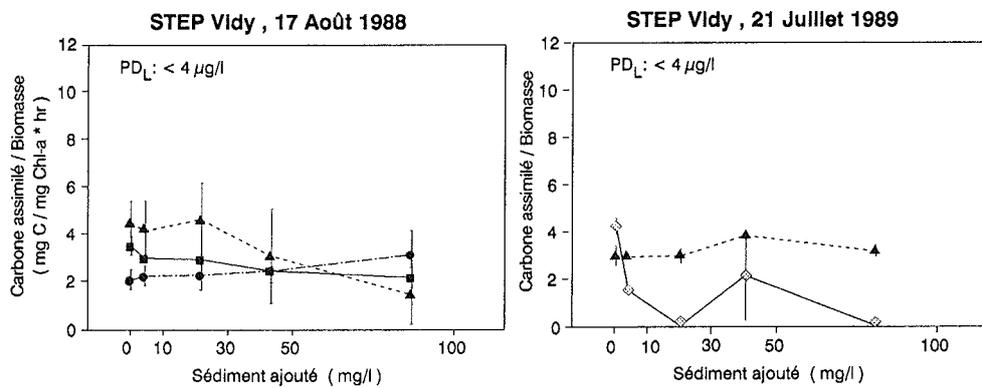


FIGURE 8 : BIOTESTS AVEC LES MATIERES EN SUSPENSION DE LA STEP DE VIDY

PD_L = Phosphore réactif dissous dans l'eau du lac.

Deux ou trois fractions d'algues analysées :

- ▲ Microplancton
- Nanoplancton
- Picoplancton
- ◇ Nano/picoplancton

La table 1 résume la variation moyenne du taux d'assimilation de carbone des algues produites par les suspensions des différentes rivières; cette variation est exprimée en pour cent de l'assimilation de l'échantillon témoin et normalisée à la quantité de suspensions ajoutées (MES). Pour simplifier les interprétations, nous ne considérerons que le phytoplancton total (= somme des différentes fractions).

Table 1. Variation moyenne du taux d'assimilation de carbone en fonction des suspensions ajoutées (en % / mg MES/l)

1988						
Rivière	Mars	Avril	Juin	Août	Octobre	Décembre
Rhône	- 0.142	- 0.047	0.304	- 0.420	- 0.006	- 0.233
Dranse	0.127			4.242		
Venoge			5.835	1.082		
Aubonne	- 0.253					
STEP Vidy				- 0.844		

1989						
Rivière	Avril	Mai	Juin	Juillet	Septembre	Novembre
Rhône	0.246	0.025	0.112	0.005	0.368	0.469
Dranse	0.430			0.378		
Venoge			0.993	1.110		
Aubonne	0.186					
STEP Vidy				- 2.763		

Pendant la saison hivernale, l'impact des sédiments est donc nul sur la productivité des algues, certainement en raison d'une saturation due à l'importante concentration en phosphore dissous dans l'eau du lac. En revanche pendant le reste de l'année, cet impact se révèle être dans l'ensemble important avec les suspensions de la Dranse, intermédiaire avec celles de la Venoge et faible ou nul avec celles du Rhône, alors que celles de la STEP de Vidy sont toxiques pour les algues.

Les tests avec ajouts d'orthophosphates n'ont montré, contrairement aux sédiments, aucune augmentation de la productivité des algues. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par d'autres chercheurs sur des incubations courtes de moins de 15 heures (LEAN et PICK, 1981).

Ces observations nous suggèrent qu'une substance, encore indéterminée et associée aux nutriments particuliers, stimulerait la production algale. L'absence de cette substance (composés organiques, acides aminés, enzymes, vitamines, ... ?) dans une solution pure d'orthophosphates expliquerait le retard dans la réponse des algues, qui montrent une phase initiale de latence.

Variations du taux d'assimilation des algues et formes du phosphore particulaire

Les relations entre la croissance des algues et les nutriments dans les sédiments ajoutés sont illustrées aux figures 9 et 10. La table 2 résume les coefficients de corrélation des régressions linéaires obtenus entre la variation du taux d'assimilation de carbone et les additions des formes du phosphore. Pour mieux pouvoir distinguer ces relations, nous avons inclu des données complémentaires sur la Venoge (SANTIAGO, non publié) et exclu celles des suspensions toxiques de la STEP de Vidy.

Table 2. Coefficients de régression entre la variation d'assimilation de carbone et les formes de phosphore ajoutées

Formes de phosphore	Hiver	Avril + Juin 1988		Août + Octobre 1988	
	4 rivières n=24	2 rivières n=16	Rhône n=8	3 rivières n=20	Rhône n=8
P total	0.385	0.707	0.455	0.559	0.395
P apatitique	0.433	0.120	0.493	0.066	0.372
P organique	0.142	0.977	0.296	0.762	0.572
PINA	0.509	0.897	0.016	0.827	0.569
PINA + PO	0.316	0.948	0.129	0.808	0.571

Forme de phosphore	Avril + Mai + Juin 1989		Juillet + Septembre + Novembre 1989	
	4 rivières n=32	Rhône n=12	3 rivières n=28	Rhône n=12
P total	0.091	0.475	0.201	0.156
P apatitique	0.216	0.422	0.101	0.284
P organique	0.026	0.642	0.169	0.494
PINA	0.122	0.736	0.286	0.506
PINA + PO	0.039	0.689	0.222	0.498

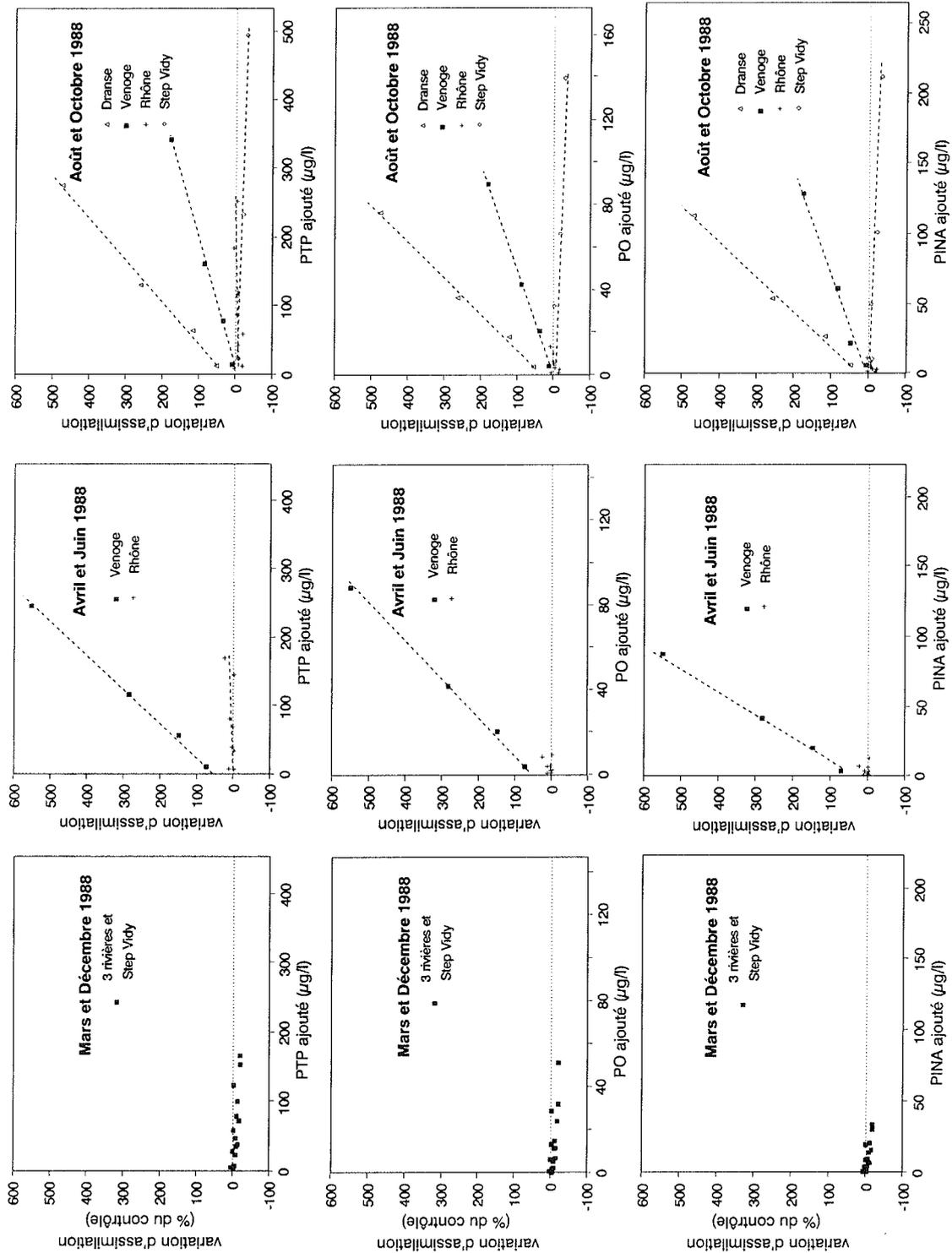


FIGURE 9 : RELATIONS ENTRE LE TAUX D'ASSIMILATION DE CARBONE ET LES FORMES DU P AJOUÉES EN 1988
 PTP = PHOSPHORE TOTAL PARTICULAIRE, PO = PHOSPHORE ORGANIQUE,
 PINA = PHOSPHORE INORGANIQUE NON APATITIQUE

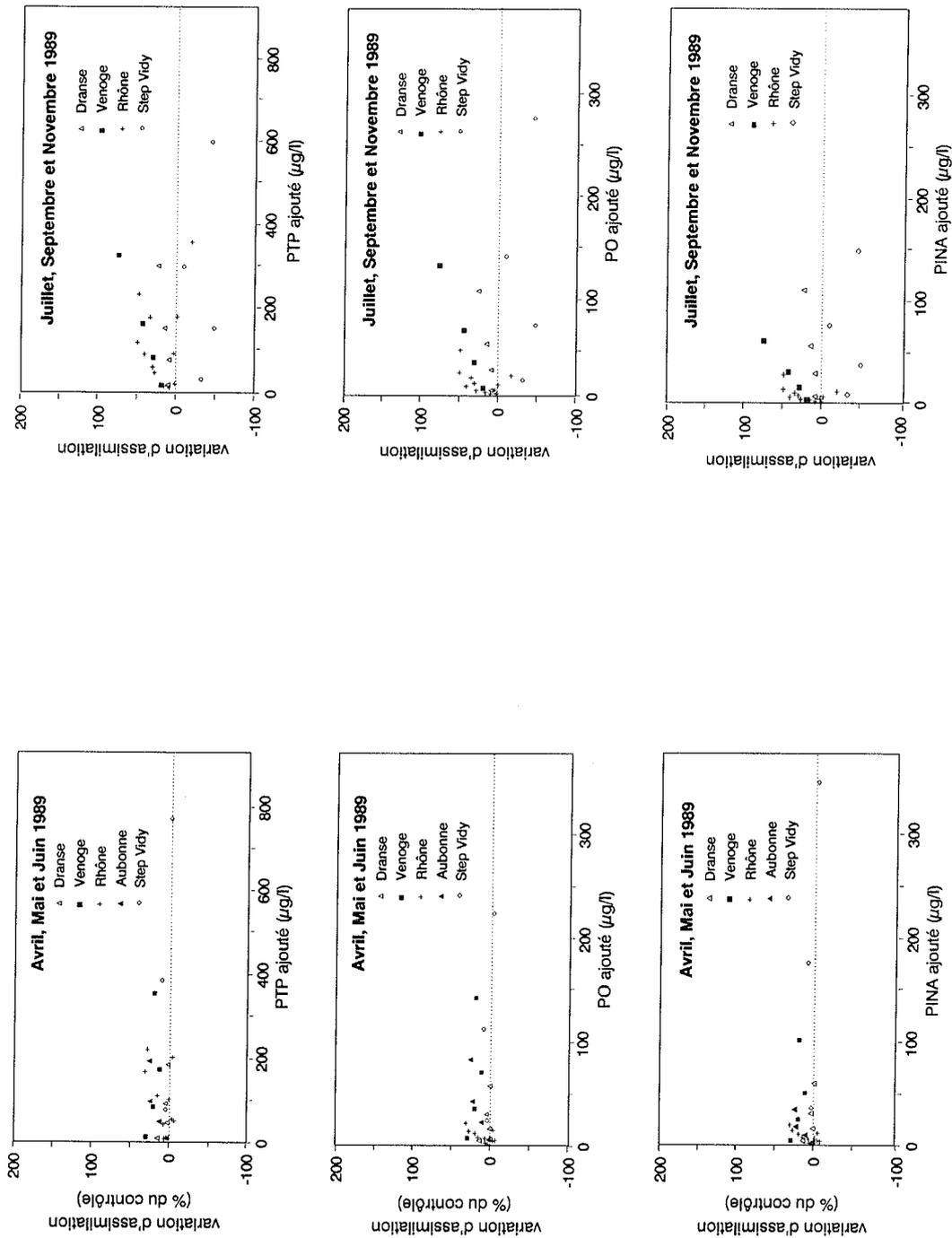


FIGURE 10 : RELATIONS ENTRE LE TAUX D'ASSIMILATION DE CARBONE
 ET LES FORMES DU P AJOUTEES EN 1989
 PTP = PHOSPHORE TOTAL PARTICULAIRE, PO = PHOSPHORE ORGANIQUE,
 PINA = PHOSPHORE INORGANIQUE NON APATITIQUE

D'avril à octobre 1988, les meilleurs coefficients pour les différentes rivières réunies sont obtenus avec le PINA et le PO, alors que le PIA montre les plus faibles. Ces observations concordent avec celles faites en laboratoire par WILLIAMS et al. (1980) sur le PINA et le PiA. Quant au PO, forme généralement covariante avec le PINA dans les suspensions, le nombre d'échantillons n'est pas suffisant pour déterminer avec certitude si ce nutriment a favorisé la croissance des algues en 1988.

En 1989, aucune relation satisfaisante n'est obtenue pour l'ensemble des rivières, ce qui indique que la réponse du phytoplancton lacustre ne dépend pas uniquement d'une des formes du phosphore. Les résultats de ce biotest intègrent aussi d'autres paramètres, par exemple l'inhibition due aux contaminants ou l'effet fertilisant du P favorisé par la présence d'autres nutriments (azote, oligo-éléments, ...).

La réponse des algues dans les biotests résulte donc de l'interaction des nutriments et des contaminants biodisponibles liés aux suspensions.

Des données complémentaires montrent que l'effet inhibiteur s'est davantage manifesté en 1989 pour les suspensions de la Venoge. Leur teneur en PINA a légèrement diminué, la moyenne passant de 640 mg/kg en 1988 à 468 mg/kg en 1989.

Par ailleurs les conditions météorologiques particulièrement sèches qui ont régné en été 1989 dans l'ensemble du bassin versant lémanique laissent supposer que les échantillons prélevés pendant cette période ont des concentrations élevées en contaminants. Les analyses chimiques indiquent en fait que la matière organique a significativement augmenté (P org : + 50 %; C org : + 36 %; N org : + 82 %), alors que les teneurs en métaux lourds sont similaires.

La réduction de la fertilité des suspensions de la Venoge en 1989 serait donc due à une diminution de la teneur en PINA conjuguée à une possible augmentation des concentrations en micropolluants organiques.

CORVI et al. (1986) ont montré que les sédiments du lit de la Venoge présentaient une nette contamination par les polychlorobiphényles (PCB). Ces observations devraient faire l'objet de recherches plus approfondies au moyen de tests écotoxicologiques.

Estimation du phosphore biodisponible

Le phosphore biodisponible est défini par le rapport phosphore assimilé/phosphore ajouté, c'est-à-dire par la quantité de phosphore particulaire qui est utilisé par le phytoplancton. Cette quantité est fonction du taux d'utilisation et de la durée d'utilisation des nutriments particuliers dans la zone photique de productivité. Rappelons que dès que la particule a sédimenté en dessous de l'épilimnion, le phosphore restant qui lui est associé n'est plus directement utilisable par les algues, mais passe dans le cycle secondaire.

Le taux d'utilisation du phosphore par le phytoplancton (P_{util}, exprimé en % par heure) correspond au taux d'assimilation de phosphore (P_{as}) par rapport à la quantité de phosphore particulaire total ajouté (P_{aj}) :

$$P_{util} [\%/hr] = 100 \cdot P_{as} / P_{aj} \quad [(\mu g P/m^3 \cdot hr) / (\mu g P/m^3)]$$

Les taux d'assimilation de phosphore pour les différents biotests sont calculés d'après les taux d'assimilation de carbone et le rapport stoechiométrique C/P du phytoplancton lémanique, déterminé par GANDAIS (1989) et qui varie de 81 en hiver à 126 en été.

La durée d'utilisation du phosphore lié aux suspensions est fonction du nombre d'heures que mettent les particules à sédimer dans la zone photique. Cette durée est calculée par la loi de sédimentation de STOKES, qui tient compte de la taille des suspensions, de la température de l'eau du lac et de la hauteur de la colonne d'eau. La table 3 indique les tailles moyennes des différents suspensions et leurs temps de sédimentation dans la zone photique, délimitée en général pour le Léman à 10 mètres.

On constate que pour l'ensemble des échantillons, le temps de sédimentation est inférieur à 1 jour (0.7 jour). Il varie en été de 0.1 jour pour le Rhône à 3 jours pour la Venoge.

Bien que ces résultats ne tiennent pas compte des possibles résidences prolongées (par des courants, des vagues, ...) ou floculations des particules, ils concordent avec les données de GANDAIS (1989), qui a obtenu un temps moyen de chute de 0.9 jour dans des trappes à sédiments dans le Grand Lac, et celles de DOMINIK (comm. pers.), qui a estimé à 1.1 jour la durée de résidence d'éléments radioactifs dans les 10 premiers mètres au large du delta du Rhône.

Table 3. Taille moyenne des suspensions par affluent et temps de sédimentation dans la zone photique.

Rivière	Taille moyenne (μm)	Temps moyen de sédimentation (jours)	Nombre d'échant.	Temps minimum (jours)	Temps maximum (jours)
Rhône	23.0	0.4	12	0.1	1.0
Dranse	13.7	1.1	4	0.5	1.9
Venoge	10.0	1.7	4	0.9	3.0
Aubonne	12.9	1.1	2	1.0	1.2
STEP Vidy	27.4	1.0	2	0.4	1.5
Total	21.3	0.7	24	0.1	3.0

La photosynthèse des algues se produisant essentiellement de jour, nous devons encore corriger ces temps de sédimentation par le nombre d'heures d'ensoleillement journalier, calculé d'après les éphémérides, pour obtenir la durée d'exposition des particules à l'activité du phytoplancton.

Les temps d'exposition ainsi calculés suggèrent qu'un biotest à court terme, inférieur à 10 heures, est préférable à un test de plus longue durée d'incubation.

Le phosphore biodisponible (PBD) est finalement calculé d'après le taux d'utilisation du phosphore particulaire (Putil) et le temps d'exposition des suspensions dans la zone photique (Texp) suivant :

$$\text{PBD } [\%] = \text{P}_{\text{util}} \cdot \text{T}_{\text{exp}} \quad [(\%/hr) \cdot (hr)]$$

Le tableau 4 résume les pourcentages de PBD ainsi obtenus pour les différentes rivières et la STEP de Vidy. Les valeurs des formes du phosphore y sont également reportées pour pouvoir comparer les résultats biologiques et chimiques.

Le phosphore biodisponible des 12 échantillons du Rhône est nul en 1988 et n'excède pas 1.5 % en 1989, excepté en septembre 1989 (3.3 %). Le Phosphore particulaire de cette rivière n'est donc que peu ou pas disponible pour la croissance du phytoplancton lacustre.

Bien que les concentrations de PINA et de PO soient faibles, les charges annuelles de phosphore particulaire potentiellement mobilisable transportées par le Rhône sont élevées (env. 140 tonnes; FAVARGER et al., 1990). Les biotests ainsi que la distribution spatiale de la plume turbide du Rhône (DOMINIK et al., 1983, GIOVANOLI, comm. pers.) indiquent que ces charges sont significatives surtout pour le cycle secondaire du phosphore dans l'hypolimnion.

Pour la Venoge, le PBD varie entre 5 et 10.6 % pendant la "saison chaude", à l'exception de juillet 1989.

Pour la Dranse, on obtient une valeur de PBD élevée en août 1988, nettement supérieure à celle de la Venoge à la même période. En avril 1989 le phosphore lié à ces suspensions est également le plus biodisponible parmi les quatre rivières étudiées. La cause de l'inhibition en juillet 1989 reste indéterminée.

Les sédiments de l'Aubonne, seulement prélevés à deux reprises, montrent en avril 1989 une valeur intermédiaire entre celles du Rhône et de la Dranse. D'autres données indiquent que le PBD de l'Aubonne apparaît être similaire à celui de la Venoge (SANTIAGO, non publié).

Table 4. Phosphore biodisponible, PINA et PO (en %) des différentes rivières.

Rivière	1988																				
	Mars			Avril			Juin			Août			Octobre			Décembre					
	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO			
Rhône	-0.57	21.1	12.1	-0.08	8.4	6.3	0.12	4.0	4.9	-0.76	2.9	3.8	26.21	40.6	27.8	-0.01	5.4	7.1	-0.27	18.6	19.4
Dranse	0.34	16.3	23.5																		
Venoge							10.64	35.8	36.0	7.96	37.5	26.3									
Aubonne	-1.02	22.3	33.6																		
STEP Vidy										-1.92	42.8	28.3									

Rivière	1989																	
	Avril			Mai			Juin			Juillet			Septembre			Novembre		
	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO	PBD	PINA	PO
Rhône	1.51	11.2	12.4	0.49	5.2	6.7	0.10	6.0	5.7	0.01	2.9	5.4	3.31	5.0	9.8	1.15	11.4	19.3
Dranse	11.94	31.7	30.7							0.39	36.9	34.1						
Venoge							5.01	28.6	39.9	1.48	18.4	39.9						
Aubonne	3.63	17.2	42.5															
STEP Vidy										-0.40	24.9	46.4						

4. CONCLUSIONS

Les résultats montrent que le biotest de fractionnement algal se révèle être sensible aux éléments liés aux suspensions. On observe ainsi de nettes augmentations du taux d'assimilation de carbone du phytoplancton avec l'addition de sédiments de la Venoge et de la Dranse, mais également une inhibition de la croissance avec les rejets de la STEP de Vidy.

En fait la réponse du phytoplancton résulte de l'interaction entre les nutriments et les contaminants, c'est-à-dire de l'effet fertilisant du phosphore particulaire, stimulé par une ou des substances indéterminées (oligo-éléments, composés organiques, acides aminés, vitamines, enzymes,...) et de l'effet inhibiteur des polluants.

L'évolution saisonnière de la réponse des algues indique que la biodisponibilité des nutriments particuliers est nulle pendant l'hiver, car le phytoplancton est saturé dans une eau riche en nutriments dissous. En revanche d'avril à septembre, les résultats mettent en évidence dans l'ensemble une biodisponibilité nulle ou faible pour le Rhône, importante pour la Dranse et intermédiaire pour la Venoge.

Les relations statistiques entre les taux d'assimilation de carbone des algues et les formes chimiques de phosphore ajoutées suggèrent que le PINA et peut-être le PO, formes covariantes dans les rivières, ont favorisé la croissance du phytoplancton lacustre en 1988.

En 1989, des teneurs en PINA moins importantes dans les sédiments de la Venoge et peut-être une augmentation de la concentration en micropolluants organiques se manifestent par une relative inhibition. Les suspensions rejetées par la STEP de Vidy inhibent le taux de croissance algale, en raison de concentrations élevées en contaminants. Ce phénomène devrait être contrôlé attentivement.

Le phosphore potentiellement mobilisable, défini par les formes PINA et PO, varie de 8 % à 76 % alors que le phosphore utilisé par les algues varie jusqu'à 26 %.

La comparaison des résultats chimiques et biologiques suggère clairement que l'analyse chimique fournit seulement une biodisponibilité potentielle maximale et qu'elle surestime la quantité de phosphore effectivement utilisée par le phytoplancton. En effet l'analyse chimique ne tient compte ni de la durée d'exposition des particules dans la zone photique, qui est dans l'ensemble inférieure à un jour, ni de l'effet inhibiteur des polluants associés à ces mêmes particules.

Le phosphore biodisponible du Rhône n'excédant pas 3 %, une proportion importante de ses apports de phosphore particulaire potentiellement mobilisable n'est pas directement utilisé par le phytoplancton; en revanche, ce phosphore potentiellement mobilisable sédimente rapidement en dessous de l'épilimnion et entre dès lors dans le cycle géochimique de ce nutriment dans l'hypolimnion.

BIBLIOGRAPHIE

- BURNISON, B.K. (1980) : Modified dimethyl sulfoxide (DMSO) extraction for chlorophyll analysis of phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 729-733.
- BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse No 2135, Univ. Genève, 100 p.
- CORVI, C., MAJEUX, C. et VOGEL, J. (1986): Les polychlorobiphényles et le DDE dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollution (campagne 1985)*, 207-216.
- De PINTO, J.V., YOUNG, T.C. et MARTIN, S.C. (1981) : Algal-available phosphorus in suspended sediments from lower Great Lakes tributaries. *J. Great Lakes Res.*, 7(3), 311-325.
- DOMINIK, J., BURRUS, D. et VERNET, J.P. (1983) : A preliminary investigation of the Rhone river plume in eastern Lake Geneva. *J. Sedimentary Petrology*, 53(1), 159-163.
- FAVARGER, P.Y., SANTIAGO, S. et VERNET, J.P. (1990) : Flux particulaires de quelques nutriments et métaux dans les suspensions du Rhône près de son embouchure. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989*.
- FILBIN, G.J. et HOUGH, R.A. (1984) : Extraction of ¹⁴C-labeled photosynthate from aquatic plants with dimethyl sulfoxide (DMSO). *Limnol. Oceanogr.*, 29(2), 426-428.
- GANDAIS, V. (1989) : Origines et variations spatio-temporelles des flux de matière particulaire au centre du Léman. Thèse No 2345, Univ. Genève, 113 p.
- GOLTERMAN, H.L. (1976) : Sediments as a source of phosphate for algal growth. In GOLTERMAN, H.L. (Ed.), *Interactions between sediments and fresh water*, Junk, 286-293.
- LEAN, D.R. et PICK, P.R. (1981) : Photosynthetic response of lake plankton to nutrient enrichment: a test for nutrient limitation. *Limnol. Oceanogr.*, 26(6), 1001-1019.
- KJELDAHL, J. (1883) : A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Z. Anal. Chem.*, 22, 366.
- MUNAWAR, M., MUDROCH, A., MUNAWAR, I.F. et THOMAS, R.L. (1983) : The impact of sediment-associated contaminants from the Niagara River mouth on various size assemblages of phytoplankton. *Niagara River Volume, J. Great Lakes Res.*, 9(2), 303-313.
- MUNAWAR, M., THOMAS, R.L., NORWOOD, W.P. et DANIELS, S.A. (1986) : Sediment toxicity and production-biomass relationships of size-fractionated phytoplankton during on-site simulated dredging experiments in a contaminated pond. In : SLY, P.G. (Ed.), *Sediment and Water Interactions*, Springer Verlag, New York, 407-426.
- SANTIAGO, S., THOMAS, R.L. et CORVI, C. (1989) : Bioavailability of sediment-associated contaminants from Lake Geneva watershed to natural phytoplankton. In : VERNET, J.P. (Ed.), *Int. Conf. Heavy metals in the environment, Geneva 1989, vol. 2*, 270-273.
- THOMAS, R.L. et MUNAWAR, M. (1985) : The delivery and bioavailability of particulate bound phosphorus in Canadian rivers tributary to the Great Lakes. In : LESTER, J.N. et KIRK, P.W. (Ed.), *Int. Conf. Management strategies for phosphorus in the environment, Lisbonne 1985*, 462-469.
- WILLIAMS, J.D., SHEAR, H. et THOMAS, R.L. (1980) : Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 25(1), 1-11.
- WILLIAMS, J.D., JAQUET, J.M. et THOMAS, R.L. (1976) : Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. *J. Fish. Res. Board Canada*, 33, 413-429.
- ZHANG, L., DENNIS, G.J., FAVARGER, P.Y. et VERNET, J.P. (1988) : Flux particulaires de quelques nutriments et métaux dans les suspensions de quatre affluents du Léman. Partie B: Venoge, Aubonne et Promenthouse. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987*, 163-175.

MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EFFLUENTS DE STATIONS D'EPURATION, LES EAUX DU RHONE ET LES EAUX DU LEMAN

Campagne 1989

PAR

DOMINIQUE GRANDJEAN, LUIZ FELIPPE DE ALENCASTRO ET JOSEPH TARRADELLAS

IGE, ECOTOXICOLOGIE, EPFL, LAUSANNE

RESUME

La présence de quelques micropolluants organiques, polychlorobiphényles (PCB), hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH), chlorophénols, esters phosphoriques, dans les eaux du lac a été recherchée à quatre profondeurs au point SHL2. Ces polluants plus les sulfonates d'alkylbenzène linéaires (LAS) et les organo-étains ont également été étudiés dans la baie de Vidy à deux profondeurs, dans les effluents des stations d'épuration des eaux usées de Lausanne et Thonon ainsi que dans le Rhône à la Porte du Scex. Les PCB, PAH et les organo-étains ont aussi été analysés dans un échantillon de sédiment provenant de la baie de Vidy.

Un ester phosphorique, le triéthylphosphate (TEP), a été décelé dans les eaux du point SHL2. Ce polluant ainsi que les LAS ont été trouvés dans les eaux de la baie de Vidy. Le sédiment de la baie contient des PCB, PAH et organo-étains. Les stations d'épuration représentent non seulement une source importante de LAS, mais également de PCB, d'esters phosphoriques et d'organo-étains; quant au Rhône il apporte au lac des quantités très importantes de LAS.

1. INTRODUCTION

La présente campagne fait suite à celle de 1987 (NICOUUD et al., 1988) et s'intègre dans le plan quinquennal 1986-1990 de la CIPEL.

Comme pour 1987, nous avons essayé d'évaluer la contamination des eaux du Léman, du Rhône et des effluents de stations d'épuration par les micropolluants organiques.

Quelques modifications ont été introduites lors de cette campagne suite aux résultats de 1987. Ainsi, au point SHL2, quatre profondeurs au lieu de huit ont été analysées et seuls deux effluents de stations d'épuration, au lieu de cinq, ont été contrôlés. De plus, dans la baie de Vidy, des prélèvements d'eau et de sédiment ont été effectués.

Le nombre de micropolluants recherchés a augmenté avec l'analyse en 1989, des organo-étains et des LAS.

Les premiers sont des composés largement utilisés dans des processus industriels et comme biocides. Lors de leur utilisation comme biocides dans les peintures "anti-fouling", pour la protection des coques de bateaux, ils peuvent être relargués dans les eaux. Leur emploi comme désinfectants, comme fongicides dans la protection du bois et le lessivage des PVC sont les autres principales sources de contamination de l'environnement. Ils sont toxiques pour les mollusques et peuvent s'accumuler dans certains organismes aquatiques (ALZIEU et HERAL, 1984; FRANCOIS et al., 1989; BACKER et al., 1989).

Les LAS sont des agents tensio-actifs anioniques utilisés dans les détergents; c'est pour cette raison qu'ils peuvent se trouver en forte concentrations dans les eaux usées.

La toxicité des LAS varie selon la longueur de leur chaîne carbonée. Pour les algues, des effets de toxicité ont été constatés à partir de concentrations de l'ordre de 40 µg/l (KIMERLE, 1989). Des effets de toxicité aigüe sur les daphnies apparaissent à partir de 100 µg/l (KIMERLE, 1989). En ce qui concerne les poissons, la toxicité aigüe varie selon les espèces et l'étape de leur cycle de vie. La LC50 se situe entre 570 µg/l pour les LAS avec des chaînes en C₁₃ et 16'600 µg/l pour ceux en C₁₀ (BOCK et STACHE, 1982). Le seuil de concentration sans effet observable (NOEC) varie entre 50 µg/l pour le vairon (C₁₄) et 120 µg/l pour la truite arc-en-ciel (C₁₂) (KIMERLE, 1989). Etant donné leur forte capacité d'adsorption sur les solides, les LAS peuvent se concentrer dans les sédiments. Dans ce cas, il a été noté certains effets toxiques sur les populations benthiques (BRESSAN et al., 1989).

En milieu aquatique les LAS sont bioaccumulés dans les poissons. Le facteur de bioaccumulation varie de 10 à 5'000 selon les espèces et les auteurs (KIMERLE, 1989). Il apparaît, de plus, que les LAS peuvent renforcer la bioaccumulation d'autres polluants comme le zinc (TOPCUOGLU et BIROL, 1989), les PCB et les nitro-phényléthers (NAKANISHI et al., 1985).

Dans le milieu terrestre, les LAS peuvent avoir un impact sur la biomasse de la microflore du sol lors de l'épandage des boues riches en ce polluant (ROSSEL, 1990).

Les autres polluants analysés et les principales sources de pénétration dans l'environnement sont :

- les PCB (huiles de transformateurs, contaminants généralisés de l'environnement)
- les PAH (hydrocarbures, combustions en général)
- les esters phosphoriques (additifs de lubrifiants et de plastiques, retardateurs de flamme)
- et les chlorophénols (pesticides, agents protecteurs du bois, intermédiaires de synthèse).

Le tableau 17 présente les abréviations des polluants étudiés.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 EAUX DU LEMAN

Comme lors des campagnes de 1987, pour les PCB, PAH, chlorophénols et esters phosphoriques, les prélèvements ont été effectués au centre du lac, à la station SHL2, les 7 mars et 10 octobre 1989. Les échantillons ont été prélevés à 2.5, 30, 200 et 305 m de profondeur.

2.1.1 Eaux du Léman dans la baie de Vidy

Lors de la campagne du mois de mars, deux échantillons d'eau ont aussi été prélevés à deux profondeurs (1 et 10 m) dans la baie de Vidy. Ce prélèvement n'a pas été refait lors de la campagne d'octobre.

2.2 SEDIMENTS DE LA BAIE DE VIDY

Deux échantillons de sédiment superficiel ont été prélevés avec une benne, près de l'arrivée du tuyau de rejet des eaux épurées de la station d'épuration de Lausanne dans le lac, les 7 mars et 10 octobre 1989.

2.3 EFFLUENTS DE STATIONS D'EPURATION

• Printemps :

L'échantillon analysé consistait en un composite sur une semaine à raison d'un prélèvement journalier ponctuel vers 1400 heures - Vidy et Thonon : du 17 au 23 avril 1989.

• Automne :

Un prélèvement composite sur 24 heures était prévu par la CIPEL, mais pour des raisons techniques (appareillage), il n'a pu être effectué et il a été remplacé par un échantillon ponctuel - Vidy et Thonon : 10 octobre 1989.

2.4 EAUX DU RHONE

Deux campagnes de prélèvements ponctuels ont été effectuées à la Porte du Scex, les 17 avril et 11 octobre 1989.

Tous les échantillons ont été conservés dans des bouteilles en verre contenant déjà la première dose de solvant d'extraction, afin de limiter les phénomènes d'adsorption sur les parois.

Les échantillons étant conservés sous réfrigération, les analyses ont été effectuées au plus tard cinq jours après les prélèvements.

Les échantillons pour la détermination des LAS ont été conservés avec de la formaldéhyde et du NaCl.

3. PRINCIPE DES METHODES ANALYTIQUES

3.1 PCB ET PAH

Les PCB et PAH sont extraits de quatre litres d'eau brute par un mélange d'hexane de dichlorométhane (85:15) (de ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983).

Le sédiment lyophilisé est d'abord digéré par une solution méthanolique de KOH et les polluants sont ensuite extraits avec de l'hexane. La purification des extraits est réalisée par chromatographie d'adsorption sur colonne de silicagel et d'alumine. Les PCB totaux sont identifiés par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons (ECD) et quantifiés par comparaison avec un mélange d'AROCLORS 1242, 1254 et 1260.

Douze PAH sont séparés et quantifiés par chromatographie en phase liquide, couplée à un détecteur à fluorescence (DIERCXSENS et TARRADELLAS, 1987).

3.2 CHLOROPHENOLS ET ESTERS PHOSPHORIQUES

Les chlorophénols et les esters phosphoriques sont extraits de quatre litres d'eau brute par du dichlorométhane après acidification à pH 2.3 - 2.8 avec H₂SO₄ 50 %. La chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur FPD (photométrie de flamme) muni d'un filtre pour le phosphore, permet l'identification et la quantification des esters phosphoriques (ISHIKAWA et al., 1985). Les extraits destinés à la détermination des chlorophénols subissent une purification sur colonne de silicagel, avant l'identification et la quantification par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (FID) (BUISSON et al., 1984). L'identité des polluants a été vérifiée par spectrométrie de masse (GC/MSD).

3.3 SULFONATES D'ALKYLBENZENE LINEAIRES (LAS)

Les LAS sont d'abord préconcentrés par passage de l'eau sur une résine C-18. Ils sont ensuite élués avec de l'acétone et dosés par chromatographie en phase liquide, couplée à un détecteur de fluorescence (MARCOMINI et al., 1987).

3.4 ORGANO-ETAINS

Après acidification de 1.5 litres d'eau brute les organo-étains sont extraits de l'eau acidifiée par de l'hexane contenant un complexant (tropolone 0.05 %). Ils sont ensuite dérivatisés avec un réactif de Grignard (chlorure de méthyle-magnésium), concentrés, séparés et quantifiés par chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur FPD (photométrie de flamme), muni d'un filtre de 600 nm (ZIETZ et HAAG, 1986).

Le sédiment lyophilisé et acidifié est extrait par agitation avec du diéthyle-éther contenant le complexant tropolone à 0.25 %. Après centrifugation et concentration, l'échantillon est dérivatisé avec le réactif de Grignard. Il est purifié sur silicagel avant la détermination par GC-FPD (MULLER, 1987).

4. RESULTATS

Les résultats des échantillons obtenus lors des deux périodes de prélèvement peuvent présenter des différences parfois sensibles. Il est difficile d'attribuer ces différences aux seules variations saisonnières. En effet, il faut tenir compte des biais dus à l'échantillonnage. De même en ce qui concerne les évaluations de flux; celles-ci ont été obtenues par extrapolation à partir d'échantillons parfois peu représentatifs des variations journalières, hebdomadaires ou saisonnières et non au moyen d'une approche statistique.

4.1 EAUX DU LEMAN : STATION SHL2 ET BAIE DE VIDY

A la station SHL2, nous avons recherché la présence des PCB, PAH, esters phosphoriques et chlorophénols. Dans la baie de Vidy, en plus de ces polluants, nous avons cherché la présence des organo-étains et LAS. Les résultats se trouvent aux tableaux 1 à 3.

TABLEAU 1 - Concentration de Triéthylphosphate dans les eaux du Léman (point SHL2)

Profondeur (m)	Concentration de TEP ($\mu\text{g}/\text{l}$)	
	Printemps	Automne
2.5	0.04	0.06
30.0	0.03	0.09
200.0	0.05	0.1
305.0	0.06	0.1

TEP = Triéthylphosphate

TABLEAU 2 - Concentration de Triéthylphosphate dans la baie de Vidy

Profondeur (m)	Concentration de TEP ($\mu\text{g}/\text{l}$)
	Printemps
1.0	0.05
10.0	0.07

TEP = Triéthylphosphate

TABLEAU 3 - Concentration de LAS dans la baie de Vidy

Profondeur (m)	Concentration de LAS ($\mu\text{g}/\text{l}$)
	Printemps
1.0	3.03
10.0	7.09

LAS = Sulfonates d'alkylbenzène linéaires

L'examen de ces tableaux montre que :

Station SHL2

- seule la présence d'un ester phosphorique, le TEP (triéthylphosphate), a été décelée. La teneur en TEP reste élevée; elle est légèrement plus faible qu'en 1987 et est, au printemps, pratiquement constante sur toute la colonne d'eau (tableau 1). Ces concentrations sont supérieures (0.03-0.10 ppb) aux concentrations en TEP trouvées en 1982 dans les grands lacs américains (0.0008 - 0.0295 ppb) (WILLIAMS et al., 1982).
- la teneur en PCB dans les eaux de ce point, pour 1989, est inférieure à la limite de détection (cf tableau 16). Déjà en 1987, les teneurs trouvées étaient faibles, décelées à une seule saison et pour trois profondeurs sur huit.
- la teneur en PAH et en chlorophénols est inférieure à notre limite de détection (cf tableau 16), sur toute la profondeur.

Baie de Vidv

- encore une fois le TEP est le seul ester phosphorique décelé à des concentrations semblables à celles trouvées au point SHL2 (tableau 2).
- la teneur en LAS est importante (tableau 3). Elle peut s'expliquer par la proximité de l'exutoire de la STEP de Vidv, dont les eaux sont riches en LAS. Au Japon, dans le lac Marsh Tega, une étude a montré la dépendance entre concentration en LAS des eaux du lac et saison. Les valeurs les plus élevées se retrouvent en saison froide (novembre à avril), tandis que, pendant le reste de l'année ils sont à peine mesurables (INABA et AMANO, 1988).
- la teneur en PCB, PAH, chlorophénols et organo-étains est inférieure à notre limite de détection (cf tableau 16).

4.2 SEDIMENT DE LA BAIE DE VIDV

Etant donné que la plupart des polluants recherchés sont hydrophobes et se trouvent adsorbés sur des particules en suspension, le sédiment représente un lieu d'accumulation et de stockage qui permet de mieux connaître l'état de contamination du Léman. De plus, le point de prélèvement se situant à la sortie des eaux épurées de la station d'épuration de Lausanne, il peut nous renseigner sur l'apport de ces polluants par cet effluent.

Les polluants recherchés sont les PCB, les PAH et les organo-étains. Les résultats se trouvent au tableau 4 et ils sont exprimés par rapport au poids sec du sédiment. Les organo-étains sont quantifiés par rapport au cation butyle-étain.

TABLEAU 4 - Concentration de PCB, PAH et organo-étains dans le sédiment de la baie de Vidv

	Concentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	
	Printemps	Automne
PCB	102	380
Naphtalène	1'002	1'175
Acénaphène	43	28
Fluorène	46	26
Phénanthrène	552	309
Anthracène	95	94
Fluoranthène	973	1'045
Pyrène	768	767
Benzo(a)anthracène	387	384
Chrysène	222	305
Benzo(e)pyrène	181	279
Benzo(b)fluoranthène	429	492
Benzo(k)fluoranthène	217	210
Benzo(a)pyrène	361	385
Dibenzo(a,h)anthracène	48	52
Benzo(g,h,i)pérylène	284	356
Monobutylétain	40	53
Dibutylétain	67	46
Tributylétain	43	38
Triphénylétain	N.D.	N.D.

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

L'examen de ce tableau montre que :

- les trois polluants recherchés s'y trouvent à des concentrations beaucoup plus élevées que dans l'eau.
- les teneurs en PAH sont élevées, certains PAH dépassant le ppm.
- les teneurs en organo-étains sont légèrement supérieures à celles trouvées à la Pointe à la Bise (lac Léman) soit : 15 µg/kg MBT, 14 µg/kg DBT et 27 µg/kg TBT (BECKER et al., 1989). La concentration en TBT est inférieure à celle trouvée par MULLER, 1987 dans le lac de Zurich, soit 250 µg/kg.

4.3 EAUX DE STATIONS D'EPURATION (STEP) ET DU RHONE (PORTE DU SCEX)

Pour les deux effluents de stations d'épuration, la comparaison avec la campagne 1987 s'avère difficile. En effet, d'une part, la date des prélèvements des saisons "vacances" (juillet) et "rentrée" (septembre), pour 1987, ne correspondent pas aux saisons "printemps" (avril) et "automne" (octobre) de 1989. D'autre part, lors de la campagne 1989, la composition des deux échantillons de stations d'épuration est différente : l'échantillonnage du printemps est un composite sur une semaine, tandis que celui de l'automne est une prise ponctuelle instantanée.

Les polychlorobiphényles (PCB)

Comme lors de la campagne de 1987, en ce qui concerne la charge due aux effluents des stations d'épuration, on constate que les concentrations de PCB rencontrées (tableau 5) sont comprises dans la gamme des concentrations trouvées pour les effluents d'autres stations d'épuration suisses (de ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983).

Dans les eaux du Rhône, contrairement à 1987, nous n'avons pas détecté de PCB. Les teneurs trouvées en 1987 étaient déjà très faibles (proches de la limite de détection pour le prélèvement de la "rentrée"). Etant donné la grande dilution des eaux, ceci peut expliquer que les PCB n'aient pas été détectés en 1989.

TABLEAU 5 - Concentration de PCB dans les effluents de stations d'épuration et dans le Rhône

Echantillon	Concentration de PCB (µg/l)	
	Printemps	Automne
STEP Vidy	0.036	0.031
STEP Thonon	0.066	0.061
Porte du Scex (Rhône)	N.D.	N.D.

n.d. = non décelé (cf tableau 16)

Une évaluation approximative montre que l'apport de PCB n'est pas négligeable. Si l'on applique la concentration moyenne entre les deux saisons, au débit moyen annuel d'eau déversée par chaque station d'épuration, pour calculer le flux, on arrive aux quantités de PCB présentées dans le tableau 6.

TABLEAU 6 - Flux annuel de PCB provenant des effluents de stations d'épuration et du Rhône

	Conc.moyenne de PCB (µg/l)	Débit d'eau (m ³ /an)	Flux de PCB (g/an)
STEP Vidy	0.0335	44'465'000	1'512
STEP Thonon	0.0635	7'223'650	459
Porte du Scex (Rhône)	N.D.	169 (m ³ /sec)	-

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

TABLEAU 7 - Concentration de PAH dans les effluents de stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION (µg/l)															
PRINTEMPS															
Echantillons	Nph	Ace	Fl	Phe	An	Ft	Fyr	B(a)An	Chy	B(e)P	B(b)F	B(k)F	B(a)P	DiB(h)A	B(ghi)
STEP Vidy	0.065	0.014	0.019	0.187	0.005	0.059	0.093	0.041	0.021	0.014	0.017	0.007	0.01	0.001	0.007
STEP Thonon	0.262	0.011	0.031	0.43	0.002	0.016	0.024	0.009	N.D.	N.D.	0.003	0.001	0.002	N.D.	0.002
Porte Scex Rhône	N.D.	0.012	0.015	0.218	0.009	0.114	0.076	0.027	0.038	0.005	0.004	0.003	0.004	0.001	0.002
AUTOMNE															
STEP Vidy	0.04	0.012	0.017	0.059	0.007	0.084	0.082	0.019	0.015	0.02	0.019	0.008	0.003	N.D.	0.01
STEP Thonon	0.074	0.010	0.025	0.069	0.004	0.021	0.025	0.002	N.D.	N.D.	0.003	0.001	0.002	N.D.	0.003
Porte Scex Rhône	N.D.	0.004	0.003	0.05	0.007	0.072	0.043	0.009	0.013	0.006	0.008	0.003	0.005	N.D.	0.003

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

Nph = Naphtalène
 Ace = Acénaphène
 Fl = Fluorène
 Phe = Phénanthrène
 An = Anthracène

Ft = Fluoranthène
 Fyr = Pyrène
 B(a)An = Benzo(a)anthracène
 Chy = Chrysène
 B(e)P = Benzo(e)pyrène

B(b)F = Benzo(b)fluoranthène
 B(k)F = Benzo(k)fluoranthène
 Benzo(a)P = Benzo(a)pyrène
 DiB(a,h)A = Dibenzo(a,h)anthracène
 B(g,h,i)P = Benzo(g,h,i)perylène

Les PAH

Les teneurs en PAH pour les effluents étudiés se trouvent au tableau 7. D'une manière générale, ces concentrations sont faibles; étant donné la dégradation relativement rapide des PAH, ils ne devraient pas présenter un risque majeur pour les eaux du lac.

En reliant les teneurs des deux PAH principaux, naphthalène et phénanthrène, au débit d'eau, on obtient les flux de rejet pour les deux stations d'épuration (tableau 8). Les flux rejetés par les stations d'épuration ainsi que le flux du Rhône ont beaucoup augmenté par rapport à la dernière campagne.

TABLEAU 8 - Flux annuel de Naphtalène et Phénanthrène
provenant des effluents de stations d'épuration
et du Rhône

	Conc.moyenne de Nph + Phe (µg/l)	Débit d'eau (m ³ /an)	Flux de Nph + Phe (g/an)
STEP Vidy	0.175	44'465'000	7'781
STEP Thonon	0.417	7'223'650	3'012
Porte du Scex (Rhône)	0.134	169 (m ³ /sec)	714'164

Les esters phosphoriques

L'examen du tableau 9 nous révèle une concentration relativement importante en tributyle-phosphate (TBP) et triphényle-phosphate (TPhP) dans les eaux des stations d'épuration. Ces concentrations sont semblables à celles de la campagne 1987.

De plus, comme pour 1987, nous avons détecté la présence de triméthylphosphate (TMP) dans la station d'épuration de Thonon. Nous avons encore trouvé de l'éthylhexyl-diphénylphosphate (EHDP) dans la station d'épuration de Vidy. Dans le Rhône, seule de très faibles teneurs en TEP sont mises en évidence. L'absence d'autres esters phosphoriques peut être probablement due à des phénomènes de dégradation et de dilution.

L'apport annuel d'esters phosphoriques représente, pour les deux stations d'épuration étudiées l'équivalent de 36 kg, et pour le Rhône, l'équivalent de 18 kg (tableau 10).

TABLEAU 9 - Concentration d'esters phosphoriques dans les effluents de
stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION (µg/l)					
PRINTEMPS					
Echantillons	TMP	TEP	TBP	TPhP	EHDP
STEP Vidy	N.D.	0.04	0.37	0.25	0.09
STEP Thonon	0.032	0.05	0.27	0.27	N.D.
Porte Scex (Rhône)	N.D.	0.004	N.D.	N.D.	N.D.
AUTOMNE					
STEP Vidy	N.D.	0.06	0.54	0.24	0.09
STEP Thonon	0.03	0.01	0.17	0.14	N.D.
Porte Scex (Rhône)	N.D.	0.003	N.D.	N.D.	N.D.

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

TMP = Triméthylphosphate
TEP = Triéthylphosphate
TBP = Tributylphosphate
TPhP = Triphénylphosphate
EHDP = Ethylhexyl-diphénylphosphate

TABLEAU 10 - Flux annuel d'esters phosphoriques (TEP + TBP + TPhP) provenant des effluents de station d'épuration et du Rhône

	Conc. moyenne d'esters phosph (µg/l)	Débit d'eau (m ³ /an)	Flux d'esters phosph (g/an)
STEP Vidy	0.750	44'465'000	33'349
STEP Thonon	0.455	7'223'650	3'287
Porte du Scex (Rhône)	0.0035	169 (m ³ /sec)	18'653

TEP = Triéthylphosphate
 TBP = Tributylphosphate
 TPhP = Triphénylphosphate

Les chlorophénols

Etant donné le grand nombre de substances extraites présentant des temps de rétention semblables à ceux des chlorophénols, et cela même après purification sur colonne de silicagel, nous avons dû utiliser un détecteur de masses (GC/MSD) afin de confirmer leur identité. Cependant, l'identification de certains pics n'ayant pas pu se faire de façon sûre, nous avons renoncé à indiquer, au tableau 11, les résultats douteux. Pour cette raison, nous avons aussi renoncé à établir un bilan de la quantité de ces produits arrivant dans le Léman par les effluents de stations d'épuration étudiés. Les concentrations trouvées en 1989 sont semblables à celles rapportées par d'autres chercheurs. Ainsi, à la station d'épuration de Dübendorf (Suisse), GIGER et SCHAFFNER, en 1981, ont trouvé 1.0 µg/l de PCP et 0.6 µg/l de 2,4 DCP et à Londres, BUISSON et al. ont trouvé 0.1 µg/l de PCP en 1984.

TABLEAU 11 - Concentration de chlorophénols dans les effluents de stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION (µg/l)						
Echantillons	Printemps			Automne		
	2,4 DCP	2,4,6 TCP	PCP	2,4 DCP	2,4,6 TCP	PCP
STEP Vidy	*	*	*	0.07	N.D.	0.8
STEP Thonon	*	*	*	N.D.	N.D.	0.1
Porte du Scex (Rhône)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

PCP = Pentachlorophénol
 2,4 DCP = 2,4-Dichlorophénol
 2,4,6 TCP = 2,4,6-Trichlorophénol
 * = présence d'interférences ne permettant pas une identification sûre

Les sulfonates d'alkylbenzène linéaires (LAS)

Dans les stations d'épuration, comme il fallait s'y attendre, les LAS, composants des détergents, se trouvent à des concentrations relativement élevées (tableau 12). Ces valeurs sont plus élevées que celles trouvées dans la littérature pour des stations d'épuration à boues activées, de même type. Ainsi, une étude sur dix stations d'épuration, en Allemagne, donne des teneurs comprises entre 50 et 110 µg/l de LAS, moyenne de 70 µg/l (MATTHIJS et DE HENAU, 1987).

Les concentrations trouvées dans les eaux du Rhône sont faibles et comparables à celles de onze rivières allemandes, entre 10 et 90 µg/l, moyenne de 40 µg/l (MATTHIJS et DE HENAU, 1987). Cependant, quand on relie les teneurs trouvées au débit du Rhône et des stations d'épuration, pour déterminer le flux, les quantités rejetées dans le lac sont très importantes, 18 tonnes pour les deux stations d'épuration et 36 tonnes pour le Rhône (tableau 13).

TABLEAU 12 - Concentration de LAS dans les effluents de stations d'épuration et du Rhône

Echantillon	Concentration de LAS ($\mu\text{g/l}$)	
	Printemps	Automne
STEP Vidy	254	487
STEP Thonon	245	105
Porte du Scex (Rhône)	9.2	4.5

TABLEAU 13 - Flux annuel de LAS provenant des effluents de stations d'épuration et du Rhône

	Conc.moyenne de LAS ($\mu\text{g/l}$)	Débit d'eau (m^3/an)	Flux de LAS (kg/an)
STEP Vidy	370.5	44'465'000	16'474
STEP Thonon	175.0	7'223'650	1'264
Porte du Scex (Rhône)	6.87	169 (m^3/sec)	36'614

Les organo-étains

Les concentrations sont présentées au tableau 14. Les valeurs trouvées sont comparables à celles d'autres analyses d'organo-étains dans les effluents de stations d'épuration en Suisse. Ainsi ZINGG (1985) a trouvé entre 0.029 et 0.064 $\mu\text{g/l}$ de TBT dans les stations d'épuration d'Altenrhein et Romanshorn. A la sortie de la station d'épuration de Zurich, FENT et al. (1988) ont trouvé les concentrations suivantes : 0.047 $\mu\text{g/l}$ MBT, 0.019 $\mu\text{g/l}$ DBT et 0.009 $\mu\text{g/l}$ TBT.

Les flux arrivant dans le lac sont donnés au tableau 15.

TABLEAU 14 - Concentration d'organo-étains dans les effluents des stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION ($\mu\text{g/l}$)				
PRINTEMPS				
Echantillons	MBT	DBT	TBT	TPhT
STEP Vidy	0.102	0.038	0.021	N.D.
STEP Thonon	0.024	0.01	0.021	N.D.
Porte Scex (Rhône)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
AUTOMNE				
STEP Vidy	0.041	0.028	0.034	N.D.
STEP Thonon	0.028	0.014	0.032	N.D.
Porte Scex (Rhône)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

N.D. = non décelé (cf tableau 16)

MBT = Monobutylétain
 DBT = Dibutylétain
 TBT = Tributylétain
 TPhT = Triphénylétain

TABLEAU 15 - Flux annuel d'organo-étains (MBT - DBT - TBT)
provenant des effluents de stations d'épuration
et du Rhône

	Conc.moyenne d'organo-étains (µg/l)	Débit d'eau (m ³ /an)	Flux d'organo-étains (g/an)
STEP Vidy	0.132	44'465'000	5'869
STEP Thonon	0.063	7'223'650	455
Porte du Scex (Rhône)	N.D.	169 (m ³ /sec)	-

N.D. = non décelé (cf tableau 16)
MBT = Monobutylétain
DBT = Dibutylétain
TBT = Tributylétain

On trouvera, dans le tableau 16, les limites de sensibilité des différentes analyses auxquelles nous avons procédé.

TABLEAU 16 - Limites de détection des polluants étudiés dans l'eau,
l'eau usée et dans le sédiment

Limites de détection			
	Eau (µg/l)	Eau usée (µg/l)	Sédiment * (µg/kg)
PCB	0.004	0.01	1.6
Naphtalène	0.002	0.004	0.55
Acénaphène	0.001	0.002	0.22
Fluorène	0.002	0.003	0.62
Phénanthrène	0.002	0.004	0.57
Anthracène	0.001	0.002	0.02
Fluoranthène	0.001	0.003	0.52
Pyrène	0.002	0.006	0.92
Benzo(a)anthracène	0.001	0.003	0.42
Chrysène	0.004	0.012	1.83
Benzo(e)pyrène	0.002	0.005	0.83
Benzo(b)fluoranthène	0.001	0.003	0.33
Benzo(k)fluoranthène	0.001	0.001	0.03
Benzo(a)pyrène	0.001	0.001	0.08
Dibenzo(a,h)anthracène	0.001	0.001	0.15
Benzo(g,h,i)pérylène	0.001	0.001	0.13
Monobutylétain	0.02	0.02	1.89
Dibutylétain	0.01	0.01	1.36
Tributylétain	0.01	0.01	1.5
Triphénylétain	0.15	0.15	2.04
Triméthylphosphate	0.009	0.02	
Triéthylphosphate	0.003	0.008	
Tributylphosphate	0.01	0.03	
Triphénylphosphate	0.02	0.04	
Ethyl-hexyl-diphénylph.	0.01	0.03	
2,4-Dichlorophénol	0.015	0.035	
2,4,6-Trichlorophénol	0.02	0.05	
Pentachlorophénol	0.04	0.1	
LAS	2	20	

* = Poids sec

TABLEAU 17 - Liste des abréviations des micropolluants étudiés

Polychlorobiphényles	PCB
Hydrocarbures polycycliques aromatiques	PAH
Naphtalène	Nph
Acénaphène	Ace
Fluorène	Fl
Phénanthrène	Phe
Anthracène	An
Fluoranthène	Ft
Pyrène	Pyr
Benzo(a)anthracène	B(a)An
Chrysène	Chy
Benzo(e)pyrène	B(e)P
Benzo(b)fluoranthène	B(b)F
Benzo(k)fluoranthène	B(k)F
Benzo(a)pyrène	B(a)P
Dibenzo(a,h)anthracène	DiB(a,h)A
Benzo(g,h,i)pérylène	B(g,h,i)P
Monobutylétain	MBT
Dibutylétain	DBT
Tributylétain	TBT
Triphénylétain	TPhT
Triméthylphosphate	TMP
Triéthylphosphate	TEP
Tributylphosphate	TBP
Triphénylphosphate	TPhP
Ethyl-hexyl-diphénylphosphate	EHDP
2,4-Dichlorophénol	2,4-DCP
2,4,6-Trichlorophénol	2,4,5-TCP
Pentachlorophénol	PCP
Sulfonates d'alkylbenzène linéaires	LAS

5. CONCLUSIONS

Les eaux du Léman, au point SHL 2, ne présentent pas de concentrations sensibles de PCB, PAH et chlorophénols. Les concentrations d'esters phosphoriques sont très faibles. Les eaux de la baie de Vidy accusent des teneurs relativement importantes en LAS.

En ce qui concerne les sources de micropolluants organiques dans le lac, notons que les apports de PAH et LAS dus au Rhône sont importants et que les effluents de stations d'épuration étudiés rejettent des quantités élevées de LAS, chlorophénols et esters phosphoriques.

Il nous paraît souhaitable, lors d'une prochaine campagne de mesures de pouvoir établir le bilan (entrée-sortie) de certains de ces micropolluants dans le lac, en étudiant en particulier les autres sources d'apports de ces produits, telles les retombées atmosphériques, qui ne doivent pas être négligeables, et en évaluant la quantité "exportée" par la pêche et l'exutoire rhodanien.

Du fait des concentrations trouvées et de la toxicité potentielle de ces produits, il paraît nécessaire de continuer à contrôler désormais avec attention les apports de LAS, chlorophénols et esters phosphoriques. Etant donné les concentrations élevées de LAS décelées dans les eaux épurées, il serait souhaitable de porter également attention aux autres composants des lessives (complexants, inhibiteurs de corrosion, agents de blanchiment, etc...).

BIBLIOGRAPHIE

- de ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1983) : Etude de la concentration en PCB des eaux usées dans les stations d'épuration. *Gaz, Eaux, Eaux usées*, 63, 113-122.
- ALZIEU, C. et HERAL, M. (1984) : Ecotoxicological effects of organotin compounds on oyster culture. In : "Ecotoxicological testing for the marine environment", Vol. 2, 187-196, Eds G. Persoone, E. Jaspers et C. Claus.
- BECKER, K., de BERTRAND, N. et MERLINI, L. (1989) : Etat de contamination des écosystèmes portuaires par les organo-étains. Rapport de recherche. Institut du Génie de l'Environnement - EPFL, 74 p.
- BOCK, K.J. et STACHE, H. (1982) : Surfactants. In : "The handbook of environmental Chemistry", Vol. 3, part B, Springer Verlag, pp 168-194.
- BRESSAN, M., BRUNETTI, R., CASELLATO, S., FAVA, G.C., GIRO, P., MARIN, M., NEGRISOLO, P., TALLANDINI, L., THOMAN, S., TOSONI, L. et TURCHETTO, M. (1989) : Effects of linear alkylbenzène sulfonate (LAS) on benthic organisms. *Tenside Surfactants Detergents*, 26, 148-158.
- BUISSON, R.S.K., KIRK, P.W.W. et LESTER, J.N. (1984) : Determination of chlorinated phenols in water, wastewater, and wastewater sludge by capillary GC/ECD. *Journal of Chromatographic Science*, 22, 339-342.
- DIERCXSENS, P. et TARRADELLAS, J. (1983) : Soil contamination by some organic micropolluants related to sewage spreading. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 28, 143-159.
- FENT, K., FASSBIND, R. et SIEGRIST, H., (1988) : Organotins in a municipal wastewater treatment plant. Communication présentée à : "1st. European conference on ecotoxicology", Copenhagen, DK, 9 p.
- FRANCOIS, R., SHORT, F.T. et WEBER, J.H. (1989) : Accumulation and persistence of tributyltin in Eelgrass (*Zostera marina* L.) tissue. *Environ. Sci. Technol.*, 23, 191-196.
- GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1981) : Determination of phenolic water pollutants by glass capillary gas chromatography. In "Advances in the identification et analysis of organic pollutants in water", Vol. 1, Ann Arbor Sciences, Michigan, 479 p.
- HUTZINGER, O. (1980) : The handbook of environmental chemistry. Vol. 3, part B., Springer Verlag, 168-194.
- INABA, K. et AMANO, K. (1988) : HPLC determination of Linear Alkylbenzenesulfonate (LAS) in aquatic environment. Seasonal changes in LAS concentration in polluted lake water and sediment. *Inter. J. Anal. Chem.*, 34, 203-213.
- ISHIKAWA, S., TAKETOMI, M. et SHINOHARA, R. (1985) : Determination of Trialkyl and Triaryl phosphates in environmental samples. *Water Res.*, 19, 119-125.
- KIMMERLE, R.A. (1989) : Aquatic and terrestrial ecotoxicology of linear alkylbenzene sulfonate. *Tenside Surfactants Detergents*, 26, 169-176.
- KIMMERLE, R.A., MACEK, K.J., SLEIGHT, B.H. et BURROWS, M.E. (1981) : Bioconcentration of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Wat. Res.* 15, 251-256. In : "Review of the environmental safety of LAS" 1988, Ed. Painter H.A. et Zabel T.F.
- MARCOMINI, A., CAPRI, S. et GIGER, W. (1987) : Determination of linear alkylbenzenesulphonates, alkylphenol polyethoxylates and nonylphenol in waste water by high-performance liquid chromatography after enrichment on octadecylsilica. *Journal of Chromatography*, 403, 243-252.
- MATTHIJS, E. et DE HENAU, H. (1987) : Determination of LAS. *Tenside surfactants Detergents*, 24, 193-199.
- MULLER, M.D. (1987) : Comprehensive trace level determination of organotin compounds in environmental samples using high-resolution gas chromatography with flame photometric detection. *Anal. Chem.* 59, 617-623.
- NAKANISHI, H., MORITA, T. et TSUDA, T. (1985) : Effect of detergent on uptake of the chemicals by freshwater fish, willow shiner (*Gnathopogon caeruleus*) *Nippon Koshu Eisei Zasshi*, 32, 296-300. In : "Review of the environmental safety of LAS" 1988, Ed. Painter H.A. et Zabel T.F.
- NICOUD, S., HUMBERT, B., de ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1988) : Micropolluants organiques dans les effluents de stations d'épuration, les eaux du Rhône et les eaux du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1987, 225-234.

- ROSSEL, D., (1990) : Tests écotoxicologiques en milieu terrestre.
Rapport pour l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP).
IGE, EPFL, 82 p.
- TOPCUOGLU, S. et BIROL, E. (1982) : Bioaccumulation of sodium alkylsulphate, zinc chloride and their mixture in young goby, *Proteorhinus marmoratus* Pall.
Turk. J. Nucl. Sci., 9, 100-107. In : "Review of the environmental safety of LAS" 1988, Ed. Painter H.A. et Zabel T.F.
- WILLIAMS, D.T., NESTMANN, E.R., LEBEL, G.L., BENOIT, F.M., OTSON, R. et LEE, E.G.H.
(1982) : Determination of mutagenic potential and organic contaminants of Great Lakes drinking waters. Chemosphere, 11, 263-276.
- ZIETZ, E. et HAAG, F. (1986) : Determination of organotin compounds in waste water.
In "Analytical methods for selected organic pollutants in the aquatic environment".
CEE, Report EUR 11070.
- ZINGG, M. (1985) : Ausmass und Ursache der Belastung schweizerischer Oberflächengewässer mit zinnorganischen Verbindungen.
Publication de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 31 p.

CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION
Campagne 1989

PAR

JEAN-JACQUES FIAUX, ANDRÉS STRAWCZYNSKI ET PHILIPPE VIOGET

LABORATOIRE DU SERVICE DES EAUX

ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT A EPALINGES

RESUME

201 stations d'épuration (STEP) sont en service au 1er janvier 1990 sur l'ensemble du bassin, représentant une population raccordée annoncée (le contrôle des raccordements effectifs n'est, faute de moyens, pas systématique) de 2'248'300 équivalents-habitants. Sur les 142 STEP du bassin hydrographique du lac Léman, 100 sont équipées pour la déphosphatation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'425'429 équivalents habitants.

Pour les 127 stations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL, les matières organiques rejetées traitées atteignent 3'829 tonnes.

Pour le phosphore, les charges rejetées traitées des 95 STEP contrôlées selon ces mêmes recommandations atteignent 74 tonnes de phosphore total et 65 tonnes supplémentaires, soit 139 tonnes, si l'on intègre les charges transitant par les déversoirs d'orage au sens large.

En utilisant ce dernier tonnage, le rendement d'élimination moyen du phosphore sur les eaux traitées atteint alors 80 %, pour ces 95 STEP.

Enfin et malheureusement, les contrôles et mesures sont nettement insuffisants en France, 7 STEP seulement sur les 58 en service étant suivies selon les recommandations de la CIPEL.

1. INTRODUCTION

Les STEP ont été classées par entités géographiques en tenant compte des principaux bassins versants étudiés dans le cadre des programmes de la Commission internationale.

Ces bassins versants récepteurs sont :

- . AUBONNE
- . DRANSE (en amont du pont de Vongy, donc sans le rejet de la STEP de Thonon)
- . "LEMAN": STEP rejetant directement dans le lac Léman ou dans le bassin d'une rivière non étudiée dans le programme CIPEL
- . RHONE AMONT
- . RHONE AVAL
- . VENOGNE

Toutes les STEP se trouvant dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du Léman + bassin du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) ont été répertoriées, même celles qui n'ont pas été contrôlées en 1989.

Par contre, n'ont été prises en considération, pour le calcul des charges d'entrée, des charges rejetées et des rendements, que les STEP contrôlées quatre fois ou plus par des échantillonnages en continu sur 24 heures proportionnels ou non au débit.

2. POPULATION RACCORDEE, CAPACITE DES STEP ET FREQUENCE DES CONTROLES

2.1 CAPACITE ET POPULATION RACCORDEE ANNONCEE (tableau 1)

Les populations raccordées annoncées sont celles retenues par les services compétents des différents cantons ou départements. Ces estimations sont à prendre avec précaution, les autorités de contrôle ne disposant en effet pas toujours des moyens nécessaires à la vérification de ces chiffres.

TABLEAU 1 - Nombre de STEP avec leur capacité (équiv.hab.) et nombre d'habitants raccordés annoncés pour les différents bassins versants

Bassin	STEP Nbre	Capacité Equ. Hab.	Habitants raccordés	Proportion en %		
				STEP	CAPACITE EQU.HAB.	HAB. RACC.
"Léman"	59	699'520	536'312	29.35	26.17	23.85
Aubonne	4	11'060	6'624	1.99	0.41	0.29
Dranse	5	40'480	43'480	2.49	1.51	1.93
Rhône amont	59	1'020'490	816'849	29.35	38.17	36.33
Venoge	15	29'640	22'164	7.46	1.11	0.99
Bassin Léman	142	1'801'190	1'425'429	70.65	67.37	63.40
Rhône aval	59	872'250	822'871	29.35	32.63	36.60
Totaux	201	2'673'440	2'248'300	100.00	100.00	100.00

Pour CIBA-MONTHEY et LONZA-VIEGE, stations d'épuration industrielles recevant les eaux usées domestiques des communes où elles sont implantées, les habitants raccordés ont été calculés sur la base de la charge moyenne journalière annuelle pondérée, divisée par la charge spécifique journalière (75 g/hab.jour en Suisse pour la DBO₅).

Au premier janvier 1990, 201 STEP sont en service sur le territoire relevant de la CIPEL. D'une capacité théorique de 2'673'440 équivalents-habitants (EH), celles-ci traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 2'248'300 EH.

Pour le bassin hydrographique du lac Léman, 142 STEP sont en exploitation dont 100 sont équipées pour le traitement du phosphore. La capacité théorique de ces 142 stations est de 1'801'190 EH et elles traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'425'429 EH.

2.2 FREQUENCE DES CONTROLES (tableau 2)

Nous observons que sur les 201 stations de l'ensemble du bassin CIPEL (bassin hydrographique du Léman + Rhône aval), 74 ne respectent pas les recommandations de au minimum quatre contrôles sur 24 heures par an. Ces 74 stations représentent une population raccordée annoncée de 310'000 équivalent-habitants.

• Aubonne

Les 4 stations sont contrôlées plus de quatre fois (sur 24 heures) par an.

• Dranse

3 stations sur 5 sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Les 3'480 équivalents-habitants correspondants représentent 8 % de la population raccordée annoncée de ce bassin.

- **"Léman"**
6 stations sur 59 sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Les 10'690 équivalents-habitants correspondants représentent 2 % de la population raccordée annoncée de ce bassin.
- **Rhône amont**
21 stations sur 59 sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Les 44'859 équivalents-habitants correspondants représentent 5.5 % de la population raccordée annoncée de ce bassin.
- **Venoge**
Toutes les stations sont contrôlées plus de quatre fois (sur 24 heures) par an.
- **Rhône aval**
44 stations sur 59 sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Les 251'820 équivalents-habitants correspondants représentent 30.6 % de la population raccordée annoncée de ce bassin.

TABLEAU 2 - Nombre de contrôles effectués en 1989 par les services officiels sur les stations d'épuration et population raccordée annoncée

BASSIN VERSANT	TOTAUX	Nb de contrôles 24 heures			hors recommandations
		≥ 12	5 à 11	= 4	
AUBONNE STEP POPULATION	4 6624	1 3483	3 3141		
DRANSE STEP POPULATION	5 43480			2 40000	3 3480
LEMAN STEP POPULATION	59 536312	18 405830	27 29322	8 90470	6 10690
RHONE AMONT STEP POPULATION	59 816849	9 45778	15 85960	14 640252	21 44859
RHONE AVAL STEP POPULATION	59 822871	2 452090	10 54211	3 64750	44 251820
VENOGE STEP POPULATION	15 22164	3 2955	12 19209		
TOTAL STEP POPULATION	201 2248300	33 910136	67 191843	27 835472	74 310849

Pour les 112 stations (80 % des STEP et 97.4 % de la population raccordée annoncée) du bassin hydrographique du lac Léman, contrôlées selon les recommandations de la CIPEL, nous avons au minimum à disposition les mesures suivantes:

- Débit (m³/j)
- DBO₅ à l'entrée et à la sortie (mg O₂/l)
- DCO à l'entrée et à la sortie (mg O₂/l)
- Ptot à l'entrée et à la sortie (mg P/l)
- MES à la sortie (mg/l)

Nous constatons que pour les 59 STEP du Rhône aval (44 françaises et 15 genevoises), 15 seulement sont contrôlées suivant les recommandations de la CIPEL, dont 14 genevoises.

Un gros effort de contrôle est donc à produire du côté de la Haute-Savoie et de l'Ain pour suivre le fonctionnement des installations, ce qui implique que les moyens nécessaires soient dégagés.

Le tableau 3 présente l'évolution du nombre de stations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL depuis 1981.

Bien qu'une progression soit à nouveau constatée dans le nombre de STEP contrôlées selon les recommandations de la CIPEL, la capacité théorique de celles-ci est inférieure à celle de l'année précédente en raison du fait que ce sont des installations importantes qui n'ont pas été suivies en 1989, notamment en Haute-Savoie et dans l'Ain.

TABLEAU 3 - Evolution du nombre et de la capacité des stations contrôlées selon les normes pour l'ensemble du bassin CIPEL (bassin hydrographique + Rhône aval)

Année	Nbre de stations	%	Capacité	%
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
1985	92	51	1'885'000	72
1986	117	64	2'250'000	83
1987	123	64	2'433'000	89
1988	124	63	2'365'000	87
1989	127	63	2'311'000	86

3. NORMES DE REJET ET RENDEMENT D'EPURATION. RESULTATS PAR BASSINS VERSANTS

3.1 DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE-DBO₅ (figure 1 - tableau 4)

Les normes de rejet pour la DBO₅ sont de 20 mg O₂/l et 85 % de rendement d'épuration (Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées). Pour la France, ces normes varient en fonction du type de station (Circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains) et n'ont pas de critères de rendement DBO₅.

D'une manière générale pour les bassins du "Léman", du Rhône amont et de la Venoge, les concentrations pondérées par rapport au débit de sortie (10.8 à 16.9 mg O₂/l) et les rendements (86.1 à 94.8 %) sur les eaux traitées respectent en moyenne la législation.

Pour le bassin de l'Aubonne, la concentration de 22.9 mg O₂/l en moyenne pondérée résulte du poids que prend l'une des 4 STEP, qui connaît certains problèmes de fonctionnement, à la moyenne du bassin.

Pour le bassin de la Dranse, la concentration de sortie (48.4 mg O₂/l) et le rendement (70.2 %) sur les eaux traitées sont moins "bons" en raison d'une législation différente pour les rejets en France et d'une filière de traitement physico-chimique incomplète (absence de filtres) dans ces stations à fortes variations de population saisonnière.

Les problèmes de dilution des eaux par les eaux parasites, de perturbations hydrauliques des décanteurs (souvent la vitesse ascensionnelle de dimensionnement de ceux-ci ne permet pas d'atteindre dans les bassins biologiques le débit prévu lors du dimensionnement), de charges auto-polluantes résultant des cycles internes (retour de boues, retours de digestion), ainsi que les incidents d'exploitation en général, voire les mauvaises habitudes, expliquent en grande partie les concentrations élevées et les rendements moindres observés ponctuellement.

Pour l'ensemble du bassin versant du Rhône jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy, en prenant pour base la législation suisse (une concentration ≤ 20 mg O₂/l et 85 % de rendement sur les eaux mixtes restituées traitées), nous constatons que 60 % de la population raccordée annoncée (des installations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL) respecte ces normes.

La comparaison par rapport à 1988 est difficile étant donné la baisse des contrôles. De plus, certaines stations contrôlées en 1989 ne l'étaient pas en 1988.

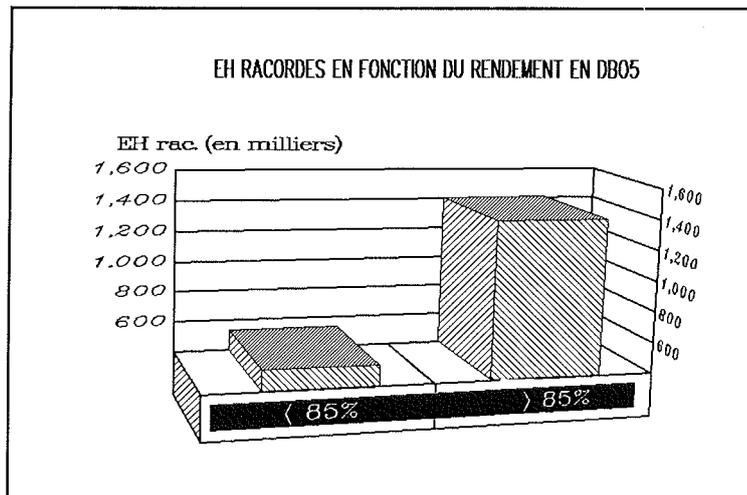
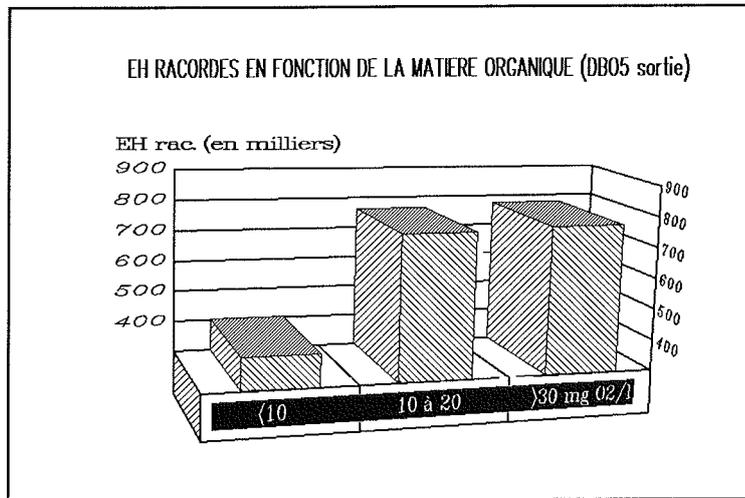


FIGURE 1

3.2 PHOSPHORE TOTAL (figure 2 - tableau 5)

Ne sont comptabilisées pour ce bilan, du fait de l'absence de contrôles et de mesures dans le bassin du Rhône aval, que 95 STEP du bassin hydrographique du lac Léman au bénéfice du traitement du phosphore et ayant été contrôlées selon les recommandations de la CIPEL.

Il n'y a que le 81.2 % de la population raccordée annoncée qui respecte, sur les eaux traitées, la limite suisse de 0.8 mg P/l et 80 % de rendement.

Les valeurs plus élevées obtenues dans le bassin de l'Aubonne résultent de problèmes d'exploitation liés à la décantation finale ainsi qu'aux vendanges.

Etant donné la sécheresse de l'année 1989 (ORAND et al., 1990) nous avons dû pondérer les résultats de notre étude des apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage¹ (VIOGET et al., 1988) pour pouvoir les extrapoler à l'ensemble des STEP du bassin versant. Ainsi, les charges déversées totales (déversoirs dans le réseau + déversoir à l'entrée de la STEP + déversoir décanteur primaire + sortie des eaux traitées) en 1989 sont estimées à 20 % des charges "produites" dans le bassin versant de la STEP.

La charge "produite" est assimilée au produit de la population raccordée annoncée multipliée par la charge spécifique de l'élément pris en considération, soit 2.2 g P/hab.jour pour le phosphore total (VIOGET et al., 1989).

En tenant compte de ces estimations, le rendement "réel" moyen d'élimination du phosphore est alors de 80 % pour les différents bassins (tableau 7).

Un certain nombre de STEP ont des rendements d'élimination du phosphore sur les eaux traitées trop faibles. Ce sont :

- SION/CHATEAUNEUF (Valais) (34'020 habitants raccordés annoncés)
Problèmes d'exploitation.
- NYON (Vaud) (15'102 habitants raccordés annoncés)
Problèmes de sous-dimensionnement de l'installation actuelle.
Nouvelle STEP en construction.
- VIONNAZ/TORGON (Valais) (1'960 habitants raccordés annoncés)
Problèmes d'exploitation.
- GIMEL (Vaud) (1'500 habitants raccordés annoncés)
Problèmes d'exploitation liés au décanteur final.

De plus, nous constatons qu'un certain nombre de stations d'épuration de plus de 1'000 EH n'ont toujours pas introduit le traitement du phosphore et participent de ce fait activement aux apports de phosphore au lac. Ce sont :

• ROLLE (Vaud)	12'500 habitants raccordés
• DIVONNE-LES-BAINS (Ain)	10'000 habitants raccordés
• SAUVERNY Versonnex (Ain)	2'100 habitants raccordés
• VACHERESSE (Hte-Savoie)	1'900 habitants raccordés
• ST-PAUL EN CHABLAIS (Hte-Savoie)	1'900 habitants raccordés
• CUGY (Vaud)	1'480 habitants raccordés
• RIEDERALP (Valais)	1'460 habitants raccordés
• BON EN CHABLAIS (Hte-Savoie)	1'200 habitants raccordés
• CONTHEY ERDE (Valais)	1'190 habitants raccordés
• ISERABLES (Valais)	1'140 habitants raccordés
• ECLEPENS (Vaud)	682 habitants raccordés + Centre de Recherche et d'Identification des Déchets (CRIDEC).

La déphosphatation dans cette dernière station doit être mise en service dans le courant du 1er trimestre 1990.

Nous ne mentionnons pas ici la quasi totalité des STEP du bassin Rhône aval qui participent activement à l'eutrophisation du Rhône.

¹ Notre étude indiquait que les charges déversées totales sont de 25 ± 12 % de la charge produite par le bassin versant. Compte tenu de la faible pluviosité en 1989, nous avons choisi une valeur plus faible, soit 20 %.

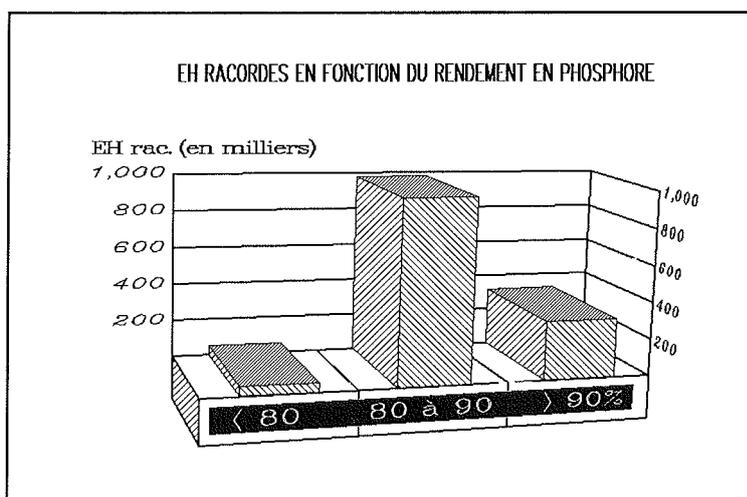
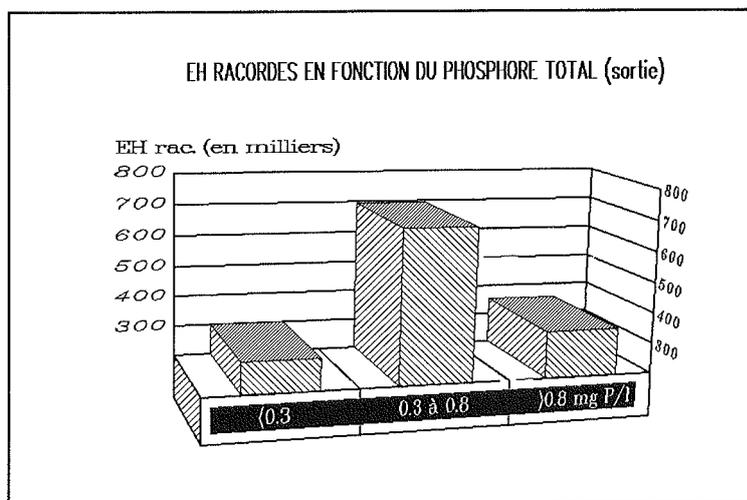


FIGURE 2

TABLEAU 4 - Charges et rendements moyens en matières organiques exprimés en DBO₅ pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1989

Bassin versant	Nombre de STEP	EH	EH raccordés	EH calcul. 75 g	Débit m ³ /j	O ₂ kg/j entré	O ₂ kg/j sortie	Rendement %	Conc. mg Oz/l	
									Entrée	Sortie
Léman	53	687'800	525'622	298'613	256'179	22'396	3'103	86.1	87.4	12.1
Aubonne	4	11'060	6'624	6'495	3'118	487	71	85.4	156.2	22.9
Dranse	2	37'000	40'000	13'988	6'461	1'049	313	70.2	162.4	48.4
Rhône amont	38	968'920	771'990	680'200	158'175	51'015	2'673	94.8	322.5	16.9
Venoge	15	29'635	22'164	23'777	15'096	1'783	163	90.9	118.1	10.8
Rhône aval	15	576'480	571'051	420'440	202'850	31'533	4'168	86.8	155.4	20.5
TOTAUX/ MOYENNES	127	2'310'895	1'937'451	1'443'513	641'879	108'263	10'491	90.3	168.7	16.3

TABLEAU 5 - Charges et rendements moyens en phosphore total pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1989

Bassin versant	Nombre de STEP	EH	EH raccordés	EH calcul. 2.2 g	Débit m ³ /j	P tot kg/j entrée	P tot kg/j sortie	Rendement %	Conc. mg P/l	
									Entrée	Sortie
Léman	44	662'795	505'285	450'665	248'084	991.5	100.0	89.9	4.00	0.40
Aubonne	3	10'200	6'340	8'507	2'999	18.7	3.9	79.1	6.24	1.30
Dranse *	2	37'000	40'000	12'992	6'461	52.0	4.8	90.8	8.04	0.74
Rhône amont	35	966'250	770'130	349'175	156'544	768.2	87.2	88.6	4.91	0.56
Venoge	11	26'455	20'502	32'941	12'827	72.5	7.1	90.2	5.65	0.55
Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAUX/ MOYENNES	95	1'702'700	1'342'257	854'280	426'915	1'902.9	203.0	89.3	4.46	0.48

* calculés à 4 g/hab.jour

Il convient de signaler qu'une modification touchant les normes phosphore de l'Ordonnance fédérale suisse du 8.12.1975 sur le déversement des eaux usées, déjà très claire sur les obligations des communes rejetant dans le bassin versant d'un lac est entrée en vigueur au 1.11.1989 en Suisse. Cette modification est en moyenne plus sévère quant aux normes de rejet de cet élément et précise que :

- Lorsque la protection du lac exige des mesures plus étendues, les autorités cantonales imposent, pour les grosses installations, les exigences minimales suivantes :
 - rendement d'épuration 90 %
 - concentration du rejet 0.3 mg P/l

Nous avons estimé quelle serait l'incidence d'une telle mesure si elle était adoptée sur toutes les stations de plus de 20'000 EH du bassin hydrographique du Léman. Pour des raisons de simplification, nous n'avons tenu compte que de l'exigence ≥ 90 % de rendement pour notre calcul.

Pour atteindre le rendement de 90 % d'élimination du phosphore, pour toutes les STEP de capacité de plus de 20'000 EH qui ne l'atteignent pas encore, on peut évaluer le coût supplémentaire à environ SFR 40'000.-- par an. A cette somme il convient d'ajouter un certain montant pour les installations physico-chimiques (floculant supplémentaire), ainsi que pour la floculation des boues qui pose ensuite certains problèmes que nous n'essayerons pas de chiffrer, la qualité des boues étant en relation directe avec la quantité de floculant à ajouter (jusqu'à 5 kg par tonne de matière sèche). Une telle mesure permettrait de retenir environ 6 tonnes supplémentaires de phosphore.

Il va de soi que ces chiffres exploratoires ne concernent qu'une optimisation du traitement tertiaire qui permet d'atteindre les valeurs exigées dans la modification de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées.

Le recours à un quaternaire (filtration des eaux de sortie) est envisageable, mais ses incidences financières sont considérables.

Répartie sur l'ensemble de la population raccordée annoncée des communes concernées, cette somme représente une dépense supplémentaire d'environ 10 centimes suisses par habitant et par année, sans tenir compte de l'épaississement des boues.

4. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LAC PAR LES STEP ET LEUR RESEAU

Les flux ont été calculés à partir des résultats des stations contrôlées quatre fois au moins sur 24 heures. Pour le phosphore nous avons également pris en compte les charges déversées.

4.1 MATIERES ORGANIQUES-DBO₅ (tableau 6)

Les apports aux STEP du bassin du Léman en DBO₅ représentent 39'516 tonnes alors que les rejets au Léman après traitement atteignent 3829 tonnes. Le rendement d'élimination sur les eaux traitées vaut donc 90.3 %.

Par rapport à l'année précédente, les apports aux STEP et les rejets au Léman après traitement connaissent une augmentation de respectivement 9'897 tonnes et de 1'304 tonnes. Cependant, le rendement d'élimination sur les eaux traitées reste néanmoins élevé.

L'augmentation de la charge organique collectée et arrivant aux installations de traitement est liée à la faible pluviométrie enregistrée durant l'année (ORAND et al., 1990) et donc à la relative concentration des eaux arrivant aux STEP. L'incidence des importants montants consentis à la réhabilitation des réseaux, passage du tout à l'égout à l'unitaire, voire au séparatif, commencent probablement à porter leurs fruits, bien qu'il soit encore prématuré d'oser l'affirmer.

TABLEAU 6 - Bilan des apports en phosphore total et DBO₅ par les stations d'épuration en 1989

Bassin	P total (tonne/an)			Traité+ Déversé	DBO ₅ (tonne/an)		
	Entrée	Sortie	éliminé		Entrée	Sortie	Éliminé
Léman	361.9	36.5	325.4	72.4	8174.5	1132.6	7041.9
Aubonne	6.8	1.4	5.4	1.4	177.8	26.0	151.8
Dranse	19.0	1.7	17.2	3.8	382.9	114.1	268.8
Rhône amont	280.4	31.8	248.6	56.1	18620.5	975.6	17644.8
Venoge	26.5	2.6	23.9	5.3	650.9	59.5	591.4
Rhône aval	-	-	-	-	11509.5	1521.3	9988.2
TOTAUX	694.5	74.1	620.5	139.0	39516.2	3829.2	35686.9

4.2 PHOSPHORE TOTAL (tableau 6)

Les charges d'entrée des STEP du bassin lémanique atteignent 694.5 tonnes. Les charges rejetées traitées représentent 74.1 tonnes de phosphore total. Le rendement d'élimination de cet élément sur les eaux mixtes traitées est de 89.3 %.

On observe donc une stabilité des apports et du rejeté traité comparativement à l'année précédente.

En intégrant les résultats de notre étude des charges transitant par les déversoirs d'orage (voir chap. 3.2, VIOGET et al., 1988) à ce bilan, le rendement de déphosphatation chute à 80 % et les apports directs ou indirects au lac sont de 139.0 tonnes de phosphore total, dont 82 % sont potentiellement disponibles (RAPIN, 1988), soit 114 tonnes.

Les chiffres transcrits au tableau 7 montrent que sans l'interdiction des phosphates dans les produits lessiviels en Suisse, effective au 1er juillet 1986, ce sont environ 150 tonnes de phosphore potentiellement disponible qui seraient amenées en plus directement au lac via les déversoirs au sens large.

TABLEAU 7 - Evolution des bilans annuels du phosphore pour les stations d'épuration du bassin hydrographique du lac Léman

Année	Tonnes/an Entrée	Tonnes/an Sortie traité	Tonnes/an Éliminé	Tonnes/an Traité dév.	Rendements en %	
					Traité	Traité + dév.
1981	911	224	687	448	75	51
1982	900	186	714	372	79	59
1983	862	206	656	412	76	52
1984	878	170	708	340	81	61
1985	889	178	711	356	80	60
1986	807	139	668	278	83	66
1987	625	109	516	210	83	66
1988	652	77	575	163	88	75
1989	695	74	621	139	89	80

4.3 AZOTE MINERAL TOTAL

Nous n'avons pris en compte, pour cet élément, que les bassins où nous disposons d'analyses faites selon les recommandations de la CIPEL.

Pour le bassin vaudois de l'Aubonne, la charge annuelle moyenne pondérée d'entrée des STEP est de 18.5 tonnes d'azote minéral total, la charge rejetée traitée valant 14.5 tonnes. Ainsi, ces rejets contribuent pour environ 10 % au flux véhiculé par le cours d'eau (ORAND et al., 1990).

Pour le bassin vaudois de la Venoge, les charges d'entrée des STEP représentent 76 tonnes et les charges rejetées traitées 62.5 tonnes, à savoir environ 20 % du flux véhiculé au lac par la rivière.

4.4 APPORTS DIRECTS AU LEMAN DES CINQ PRINCIPALES STEP DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU LAC LEMAN (tableau 8)

Le tableau 8 représente les charges annuelles rejetées (déversées mesurées entrée STEP ou DP + rejetées traitées) des cinq principales STEP du bassin rejetant directement au lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par les exploitants de STEP pour Thonon et sur la base des analyses faites par le Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement du canton de Vaud pour les autres.

TABLEAU 8 - Apports directs au lac par les cinq principales stations du bassin

Paramètres	LAUSANNE	MONTREUX	MORGES	THONON	VEVEY
Phosphore total* t/an	12.9	9.7	1.4	9.5	3.0
Phosphore réactif soluble* t/an	3.7	4.5	0.2	1.9	1.2
DCO* t/an	2'384	742	219	759	338
DBO ₅ * t/an	423	217	40	255	51
Matières en suspension* t/an	304	31	17	255	41
Azote minéral* total** t/an	512	102	24	157	107
Chlorures t/an	3'500	413	115	-	353
Boues t/an MS	7'938	1'166	813	6'574	998
Débit m ³ traités	43'485'370	5'185'190	3'134'985	7'223'650	5'131'535
Déversé m ³	3'303'250	1'902'380	29'930	380'330	195'275

*= Déversé après traitement + déversé entrée de station ou décanteur primaire (sans les déversements des réseaux)

**= Azote minéral total = NH₄ + NO₂ + NO₃

Les charges annuelles ont été calculées sur la base du produit de la concentration moyenne pondérée annuelle et des débits moyens annuels.

Excepté Montreux, nous observons une diminution des charges rejetées traitées en phosphore total et en matière organique (DBO₅), ce qui tend à montrer que cette installation est plus perturbée que les autres par les eaux claires permanentes (ECP), en raison vraisemblablement de l'importante dénivellation du bassin versant de la STEP (environ 1'700 mètres). De plus, la région de Montreux présente une pluviométrie très élevée (double de Genève par exemple; ORAND et al., 1990).

La diminution des charges rejetées résulte de la moindre incidence des perturbations hydrauliques (temps de rétention, vitesse ascensionnelle et remise en suspension des boues) par rapport à l'année précédente.

Morges, Thonon et Vevey sont à la baisse ou stables sur l'ensemble des paramètres considérés comparativement à 1988.

5. CHARGES SPECIFIQUES JOURNALIERES (TABLEAU 9)

5.1 CHARGE HYDRAULIQUE.

Nous observons des charges hydrauliques spécifiques certes trop élevées, mettant en évidence l'importance des eaux parasites (eaux claires permanentes ECP + eaux de ruissellement), mais significativement plus basses que les années précédentes, en raison de la faible pluviosité annuelle. Les charges spécifiques moyennes varient de 162 à 681 l/hab.jour. Plusieurs stations recevant plus de 1'000 l/hab.jour sont relevées, avec un cas extrême à 2'900 l/hab.jour.

En système séparatif bien conçu, la charge spécifique ne dépasse pas 200 à 300 l/hab.jour. Ce sont donc cette année la moitié environ des eaux qui arrivent aux STEP qui sont des eaux parasites.

Cette situation perturbe l'état quantitatif (érosion) et qualitatif des cours d'eau (déversements) et aussi le bon fonctionnement des STEP (dilution des eaux d'entrée, temps de rétention trop courts, perturbations de la décantation secondaire avec pertes de boues, etc...).

La sécheresse connue en 1989 a paradoxalement amené pour certaines stations le phénomène inverse, à savoir un passage en anaérobiose avec relargage des boues du décanteur final dimensionné en fonction de l'hydraulique et connaissant donc des temps de passage beaucoup trop longs. Une reconsidération complète de la reprise et de l'extraction des boues est donc nécessaire dans de telles conditions.

Il est enfin intéressant de constater que lorsque l'eau prend de la valeur, c'est le cas en période de sécheresse, elle est utilisée de façon plus cohérente et il arrive que l'on renonce à la gaspiller.

5.2 CHARGES EN MATIERE ORGANIQUE ET EN PHOSPHORE

Les charges spécifiques moyennes en matière organique varient selon les bassins de 26 à 80 g O₂/hab.jour. Des cas extrêmes à 6 et 464 sont observés.

Les charges très faibles calculées sont dues à la conjonction d'une population raccordée annoncée surestimée par rapport à la réalité et/ou d'une dilution des eaux avec déversement avant l'arrivée à la STEP.

Les charges élevées résultent logiquement du phénomène inverse, à savoir la conjonction d'une population raccordée annoncée sous-estimée par rapport à la réalité (population touristique saisonnière) avec raccordements de différents effluents d'origine industrielle et un réseau sans trop d'eaux parasites ne provoquant donc que peu ou pas de déversements.

Les charges spécifiques moyennes en phosphore varient par bassin de 1 à 3.5 g P/hab.jour. La charge spécifique moyenne de 3.5 g/hab.jour observée dans le bassin de la Venoge résulte des incertitudes sur la population réellement raccordée, de l'incidence des cycles internes de certaines STEP de ce bassin sur les performances des installations.

TABLEAU 9 - Charges hydrauliques, en phosphore et en DBO₅ en 1989

Bassin versant	Charges par habitant et par jour										
	Débit litres			P total grammes			DBO ₅ grammes				
	Moy.	Mini	Maxi	Moy.	Mini	Maxi	Moy.	Mini	Maxi		
Aubonne	479	304	1'050	2.95	2.70	4.39	74	58	153		
Dranse	162	124	175	1.30	0.78	1.50	26	15	30		
Léman	487	175	1'149	1.96	0.78	7.48	43	16	214		
Rhône amont	205	44	1'251	1.00	0.22	5.41	66	6	154		
Venoge	681	259	2'900	3.53	2.00	16.10	80	25	464		
Rhône aval *	395	95	722	-	-	-	61	19	179		

* Une grande partie des stations n'est pas contrôlée selon les normes de la CIPEL et aucune station n'est contrôlée pour le phosphore

6. CONCLUSIONS

201 STEP sont en service en 1989 dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du lac Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse). La population raccordée annoncée de celles-ci atteint ainsi 2'248'300 équivalents-habitants.

Le bassin hydrographique du lac Léman compte 142 STEP en 1989, dont 100 sont équipées pour la déphosphatation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'425'429 équivalents-habitants.

Du fait du manque de contrôles et de mesures en France selon les recommandations de la CIPEL, respectivement 127 et 95 STEP seulement ont pu être comptabilisées pour un bilan matières organiques et phosphore.

Ainsi, pour les matières organiques, les quantités rejetées après traitement atteignent 3'829 tonnes et les eaux traitées respectent en moyenne les normes suisses de rejet pour les bassins du "Léman", du Rhône amont et de la Venoge.

Pour les bassins de l'Aubonne et de la Dranse, ces valeurs sont moins "bonnes".

Le rendement de 80 % pour l'élimination du phosphore sur les eaux traitées est en moyenne respecté pour 81 % de la population raccordée annoncée du bassin hydrographique ayant fait l'objet d'au moins quatre contrôles 24 heures par an.

En comptabilisant les charges transitant par les déversoirs d'orage au sens large, les charges rejetées de phosphore total atteignent 139 tonnes.

Un certain nombre de stations, semble-t-il aux limites de leur capacité, sont fortement auto-polluées, les cycles internes de celles-ci (recirculation des boues, retours de digesteurs) pouvant représenter jusqu'à 60 % de la charge d'entrée de l'installation sur certains éléments. Il y a donc lieu de reconsidérer complètement la chaîne de traitement des installations nouvelles, en séparant nettement la filière eau de la filière boues.

Au vu des résultats à disposition nous constatons que :

- la majorité de réseaux sont du type tout-à-l'égout et ne satisfont pas à l'article 4.3 de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées.

Une année exceptionnelle au niveau de la météorologie a cependant permis de limiter pour une fois les dégâts, l'eau ayant, durant les mois de sécheresse vécus, acquis un certain prix qui lui a épargné sa destination aberrante habituelle.

- le contrôle des habitants réels raccordés, de la qualité des raccordements et des canalisations doit se faire plus systématiquement.
- la règle minimaliste de quatre contrôles par an est insuffisante pour apprécier le fonctionnement des STEP durant l'année. D'une façon générale, le fonctionnement des installations est peu satisfaisant lorsqu'elles sont peu contrôlées.

Moins de quatre contrôles ou des instantanés sont incompatibles avec l'ambition d'un suivi de la qualité de l'assainissement.

- la mesure de débit, à l'entrée et à la sortie des STEP, est indispensable sur toutes les installations. Les seuils de mesure des débits doivent être régulièrement vérifiés (jaugeages).
- le traitement tertiaire a également une incidence bénéfique sur le fonctionnement général de la STEP, les matières organiques en particulier.

Compte tenu de ces constats, il faut :

- améliorer les réseaux en éliminant tout d'abord les eaux claires permanentes (par infiltration et, si cela n'est pas possible, par acheminement dans les eaux superficielles), puis en réalisant un réseau d'où seraient exclues les eaux parasites.

Il convient également de restituer certaines zones urbanisées à l'infiltration, en les équipant de revêtements adéquats (OFPE, 1987), de ménager des bassins de rétention pour les eaux claires en zone urbaine, aménagés en parc récréatifs par exemple (REMILLARD et al., 1988), de créer des bassins de rétention ou des volumes à cette intention à l'entrée de certaines STEP ou ailleurs sur le réseau afin d'éviter des inondations et de décaler l'arrivée des pointes de débit aux STEP.

- . promouvoir l'utilisation des bilans de boues pour contrôler le bon fonctionnement des installations et vérifier la population raccordée.
- . que les STEP d'une capacité supérieure à 10'000 EH soient contrôlées régulièrement par le personnel d'exploitation. La qualité des analyses de ces contrôles doit être vérifiée par les organismes officiels en ayant recours, au moins trois fois par an, à des analyses comparatives interlaboratoires.
- . que l'ensemble des stations soit suivi plus assidûment par les responsables cantonaux et en particulier départementaux, afin d'une part de faire les bilans et d'autre part de corriger les défauts constatés.

Les contrôles des installations soumises à variation saisonnière de population doivent s'effectuer durant la période touristique.

Il convient donc de dégager tous les moyens nécessaires à cette surveillance.

- . équiper toutes les STEP d'une mesure de débit à l'entrée de l'installation avec prélèvement proportionnel au débit et d'une mesure à la sortie avec prélèvement qui peut être en fonction du temps du fait de la capacité tampon de la chaîne de traitement.
- . accélérer l'équipement de toutes les stations pour le traitement du phosphore, comme le prévoit en Suisse la législation en vigueur.

Un renforcement des exigences suisses relatives à cet élément (concentration du rejet : 0.3 mg P/l et rendement d'épuration : 90 %), extrapolé à l'ensemble des STEP du bassin hydrographique, n'aurait, en première analyse que peu ou pas d'incidences financières sur les collectivités concernées d'une capacité théorique supérieure à 20'000 EH. Une telle mesure permettrait de retenir environ 6 tonnes de phosphore supplémentaires dans l'ensemble des installations concernées.

Simultanément, il faut encourager une réduction maximale du phosphore à la source (produits de lavage des textiles, de vaisselle et de nettoyage, rejets industriels, surfumures, etc...).

La conjonction de ces actions est la seule manière de ramener une concentration en phosphore total dans le lac inférieure à 30 mg/m³.

- . ne pas se débarrasser des boues, mais les valoriser, si possible, en agriculture en les épandant à des périodes et dans des conditions bien déterminées, ou leur assurer une destination compatible avec la protection de l'environnement.
- . prévoir, lors de réparations ou transformations d'installations, une planification judicieuse des travaux à exécuter et prétraiter au mieux les eaux dans l'infrastructure existante (tamisage, physico-chimie) durant la période des travaux qui doit être la plus courte possible.
- . que les cantons ou départements organisent des journées techniques d'information sur les bilans annuels de fonctionnement des STEP et les problèmes rencontrés en invitant non seulement les surveillants des exploitations mais aussi leurs responsables politiques.

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyse :

- . Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG),
- . Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM),
- . Station d'épuration des eaux de la Commune de Pully,
- . Station d'épuration des eaux de la Commune de Lausanne,
- . Syndicat d'épuration des régions de Thonon-Evian.

BIBLIOGRAPHIE

- OFPE (1987): Aménagement de surfaces herbeuses perméables. Les cahiers de l'environnement No 50, 62 p.
- ORAND, A et COLON, M., (1990): Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989,
- ORAND, A., et COLON, M., (1990): Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989,
- RAPIN, F., (1988): Apports au Léman des formes disponibles du phosphore. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 215-223.
- REMILLARD, L., et GAGNON, L., (1988): Bassin de rétention en zone urbaine. Sciences et techniques de l'eau, vol. 21, No 3, Août 1988, 271-276.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., et BEE G., (1988): Apports polluants au Léman en provenance des déversoirs d'orage, deuxième partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 195-214.
- VIOGET, P., et FIAUX, J.J., (1989): Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 229-243.