

SOMMAIRE

	<u>PAGE</u>
PRESENTATION	7
1. EVOLUTION PHYSICOCHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	13
1. Introduction	13
2. Conditions de prélèvement des échantillons	14
3. La transparence de l'eau	15
4. Le régime thermique	15
5. Le régime de l'oxygène	16
6. Les composés de l'azote	17
7. Evolution du phosphore	20
8. Le carbone organique	22
9. La silice	23
10. Les chlorures	23
11. Autres déterminations	23
12. Conclusions	24
2. ETUDE DU PHYTOPLANCTON	27
1. Introduction	27
2. Résultats	28
3. Conclusions	29
3. LES ROTIFERES DU LEMAN	55
1. Variations annuelles de l'abondance des Rotifères	55
2. Cycle saisonnier	55
3. Biomasse des Rotifères	56
4. Composition de la biocénose	57
5. Conclusions	57
4. EVOLUTION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE OU PRODUCTION ORGANIQUE DANS LE LEMAN	59
1. Introduction	59
2. Présentation des résultats	60
3. Variations saisonnières	60
4. Production annuelle	60
5. Conclusions	62
5. PROSPECTION BIOLOGIQUE IN SITU, VARIATIONS DE LA DISTRIBUTION GEOGRAPHIQUE DE LA CHLOROPHYLLE DANS LE LEMAN	65
1. Introduction	65
2. Méthodes	66
3. Résultats et discussion	67
4. Conclusions	69

6.	ETUDE DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES	81
1.	Introduction	81
2.	Echantillonnage	82
3.	Méthode analytique	82
4.	Résultats	82
5.	Discussion des résultats	82
7.	RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN	87
8.	RECHERCHE DU MERCURE ET AUTRES SUBSTANCES TOXIQUES DANS LA FAUNE PISCICOLE	91
1.	Introduction	91
2.	Méthodes	91
3.	Résultats	92
4.	Conclusions	93
5.	Les polychlorbiphényles (PCB)	93
9.	ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE	101
1.	Généralités	102
2.	Conditions météorologiques et débits des affluents	102
3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents	104
4.	Conclusions	119
10.	ETUDE DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN ET DU BASSIN DU RHONE (1980)	121
	INTRODUCTION GENERALE	121
	<u>PARTIE A</u> - CONTAMINATION PAR LES METAUX LOURDS DES SEDIMENTS DE DEUX RIVIERES DU CANTON DE GENEVE	125
	<u>PARTIE B</u> - CONTAMINATION PAR LES METAUX LOURDS DES SEDIMENTS DU RHONE AMONT ET DE SES AFFLUENTS	131
1.	Introduction	131
2.	Numérotation et provenance	131
3.	Résultats	131
4.	Conclusions	145
	<u>PARTIE C</u> - POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN PAR LES METAUX LOURDS DANS LES ZONES DU DELTA DE LA DRANSE ET AU LARGE DE THONON	147
1.	Introduction	147
2.	Teneurs moyennes en métaux lourds et taux moyen de contamination. Répartition géographique des polluants	148
3.	Conclusions	149
	<u>PARTIE D</u> - EVOLUTION DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN	151
1.	Introduction	151
2.	Datation et taux de sédimentation	152
3.	Nutrients et CaCO ₃	157
4.	Métaux-traces	157
5.	Conclusions	159

11.	ETUDE DE LA POLLUTION DES EAUX DE DEUX AFFLUENTS DU RHONE AMONT PAR DES METAUX LOURDS (1980)	163
1.	Introduction	163
2.	Hypothèses concernant l'interprétation des observations faites sur les sédiments en aval de la zone industrielle de Viège	163
3.	Etude de mesures d'assainissement	165
3.1	Assainissement du canal	165
3.2	Assainissement du complexe industriel	166
4.	Observations dans le canal d'Evionnaz	166
5.	Conclusions	166
12.	ETUDE DE L'INTERFACE EAU-SEDIMENT	173
1.	Introduction	173
2.	Echantillonnage	174
3.	L'eau du fond	174
4.	Le sédiment superficiel	175
5.	L'eau interstitielle	175
6.	Le relargage du phosphore	178
7.	La réserve de phosphore mobilisable par l'eau	179
8.	Conclusions	181
13.	EVOLUTION DES FORMES DU PHOSPHORE DANS LES SEDIMENTS (1981)	187
1.	Introduction	187
2.	Matériel et méthode	188
3.	Types de sédiments et taux de sédimentation	188
4.	Evolution verticale des formes du phosphore	191
5.	Migration du phosphore dans la colonne sédimentaire	195
6.	Distribution spatiale des formes du phosphore, comparaison avec la répartition géographique et les teneurs définies dans les sédiments superficiels en 1978	196
7.	Evaluation du stock de phosphore dans les sédiments	199
8.	Conclusions	200
14.	ETUDE DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS DU RHONE AMONT ET DE SES AFFLUENTS (1981)	203
1.	Introduction	203
2.	Numérotation et provenance	204
3.	Méthodes analytiques	204
4.	Résultats	204
5.	Conclusions	206
15.	CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION	223
1.	Nombre et fréquence des contrôles	223
2.	Respect des normes de rejet et rendement d'épuration	224
3.	Flux de pollution et apport au lac	224
4.	Charges quotidiennes par habitant	225
16.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	251
17.	ADRESSES DES AUTEURS RESPONSABLES DES RAPPORTS	265

P R E S E N T A T I O N

Jusqu'à fin 1980, la Commission internationale s'est fondée, pour suivre l'évolution de l'état des eaux du Léman, sur les résultats des analyses d'échantillons prélevés mensuellement à diverses profondeurs et en un certain nombre de stations situées soit en zone littorale, soit au centre du lac. L'analyse statistique de l'ensemble des données acquises depuis le début des recherches de la Commission a montré qu'un seul point de contrôle, situé au droit de la plus grande profondeur, était suffisant pour juger de l'évolution globale du lac, mais qu'il était souhaitable d'augmenter la fréquence des prélèvements durant les périodes de forte activité biologique. En conséquence le nouveau programme quinquennal de recherches 1981-1985 prévoit de poursuivre l'auscultation du Léman en une station unique, située au centre du lac sur l'axe Evian-Lausanne et de porter le nombre des campagnes de douze à vingt-et-une par année. L'étude du Léman repose comme dans le passé sur des mesures physico-chimiques et des recherches biologiques, tels que détermination de la transparence, analyse détaillée des populations phytoplanctoniques, évaluation de la production primaire ou production organique, dosage de la chlorophylle. Les examens bactériologiques par contre ne figurent plus au programme de la Commission.

Monsieur R. MONOD, dans son rapport sur l'évolution physico-chimique des eaux du Léman, relève que les stocks du lac en phosphore et en azote n'ont pratiquement pas varié depuis trois ans. Il souligne par ailleurs le caractère exceptionnel de l'année 1981, marquée par une circulation thermique intéressant toutes les couches du lac. Ce phénomène s'est traduit par une oxygénation complète des eaux en profondeur en début d'année et une homogénéisation de leur composition chimique, homogénéisation provoquant un enrichissement modéré des couches superficielles en phosphore et en azote aux dépens des stocks précédemment constitués au fond du lac. Ce mélange des eaux - parfois évoqué sous le terme de retournement du lac - s'est produit, depuis le début des études de la Commission, tous les dix ans environ. Du fait de l'enrichissement des eaux de surface en éléments fertilisants, il entraîne une augmentation locale de l'eutrophisation et favorise, en cas de conditions météorologiques favorables, un développement accru du phytoplancton et des macrophytes. Comme le rappelle Monsieur R. MONOD, la conjonction en 1981 de ces deux conditions a permis une prolifération importante d'algues dans les couches superficielles du lac, prolifération perceptible au plan physico-chimique par l'augmentation en zone trophogène du carbone organique total, de l'azote organique, de l'oxygène dissous, du pH et la diminution du phosphore, de l'azote minéral, du calcium et, sous certaines conditions, de la silice.

Les études sur le phytoplancton, résumées dans le rapport de Messieurs J.-Cl. DRUART et R. REVACLIER, révèlent l'important développement algal en surface du lac pendant les mois chauds de l'année, en une succession de cinq phases, en avril, mai, juillet, août et septembre. En raison d'une activité biologique redoublée, la biomasse totale des eaux du Léman s'est notablement accrue, passant en moyenne annuelle de moins de 1 mg/l en 1979 et 1980 à 2.1 l'année suivante. Malgré une investigation taxonomique plus poussée que lors des campagnes précédentes, aucune nouvelle espèce phytoplanctonique n'a été signalée en 1981 dans les eaux du Léman.

Le rapport de Monsieur J. PELLETIER sur l'évaluation de la production primaire ou production organique dans le Léman conclut également à une augmentation marquée de la biomasse algale en 1981 par rapport aux années précédentes. Ainsi la teneur moyenne annuelle en chlorophylle, comprise entre 4.7 et 4.9 mg/m³ de 1977 à 1980, a atteint 7.5 mg/m³; parallèlement la production primaire nette culmine à 230 g C/m².an, contre 205 en 1980 et 170 l'année précédente. 1981 cependant n'est pas une année exceptionnelle : 1976 par exemple lui est comparable, avec 223 g C/m².an de production primaire et 7.3 mg/m³ de chlorophylle.

Depuis plusieurs années, Monsieur J. PELLETIER étudie la répartition du phytoplancton dans les eaux du Léman, utilisant une méthode originale fondée sur la mesure en continu de la chlorophylle à diverses profondeurs le long d'axes parallèles ou perpendiculaires aux rives du lac. Son rapport sur la prospection biologique "in situ" résume les résultats de ces études, effectuées entre 1977 et 1980. Il en ressort que le phytoplancton est fréquemment distribué de façon très hétérogène dans les premiers mètres du lac, le degré d'hétérogénéité étant d'autant plus marqué que la prolifération algale est prononcée.

L'étude par Monsieur G. BALVAY de l'évolution des populations de rotifères montre que la biocénose rotatorienne a été plus riche en 1981 que l'année précédente, avec des pics en avril, juin et septembre. Il faut voir dans cette évolution une conséquence de l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, utilisée partiellement par les rotifères comme nourriture.

Les conclusions du rapport sur la physico-chimie des eaux du lac et celles des études biologiques paraissent en 1981 en opposition, contrairement aux constatations antérieures. Monsieur R. MONOD en effet, se fondant sur l'évolution des stocks globaux en éléments fertilisants et sur le bilan de l'oxygène dissous, conclut au maintien de la stabilité saluée ces dernières années, voire à une certaine amélioration. Messieurs J.-Cl. DRUART, R. REVACLIER et J. PELLETIER au contraire, vu l'augmentation sensible de l'activité biologique en surface du lac, admettent une progression de l'eutrophisation. Le désaccord en réalité n'est qu'apparent puisque, nous l'avons déjà relevé, l'altération en 1981 des couches superficielles du Léman est due à la conjonction de deux causes principales : tout d'abord une répartition verticale plus homogène des teneurs en phosphore et en azote, sans augmentation des stocks, ensuite des conditions météorologiques favorables à la croissance du phytoplancton. Or ces deux causes ne préfigurent nullement une détérioration généralisée de l'état des eaux du Léman pris dans son ensemble.

Si la Commission internationale a souhaité alléger entre 1981 et 1985 le programme classique d'auscultation du Léman, elle a par contre tenu à développer les recherches concernant la présence éventuelle dans les eaux de micropolluants spécifiques tout en maintenant le contrôle de leur concentration dans la faune piscicole. Trois rapports sont consacrés à cet important problème.

Le premier, établi par Monsieur W. GIGER, Madame E. MOLNAR et Monsieur R. SCHWARZENBACH, traite des résultats des dosages de micropolluants organiques volatils non polaires dans les eaux du lac à différentes profondeurs. Les teneurs mises en évidence, en particulier pour le tétrachloroéthylène et le 1.4-dichlorobenzène, restent faibles. En conséquence ces substances ne constituent pas une charge appréciable pour le Léman.

Dans le deuxième texte, Monsieur Cl. CORVI souligne que la teneur des eaux en micropolluants inorganiques reste heureusement également très faible, quelle que soit la profondeur ou la période des prélèvements. Les concentrations réelles en mercure et en cadmium demeurent inférieures au seuil de détection des méthodes analytiques appliquées.

Comme le précise Monsieur Cl. CORVI dans le troisième rapport, consacré à la recherche du mercure et autres substances toxiques dans la faune piscicole, les teneurs en métaux lourds des poissons du Léman ne présentent aucun danger pour le consommateur. Elles sont restées du même ordre de grandeur que celles enregistrées en 1980. Les concentrations en polychlorobiphényles montrent que la chair des poissons examinés sous ce rapport est conforme aux exigences de la législation suisse en matière de denrées alimentaires.

L'évolution à long terme du Léman dépend pour une large part de l'importance des apports de son bassin versant. Ceux-ci, qu'ils atteignent le lac directement ou par l'intermédiaire des affluents, sont principalement dus aux stations d'épuration, aux déversements ponctuels non raccordés, aux précipitations et aux pollutions dites d'origine diffuse. De plus l'équilibre du lac peut être profondément influencé par des phénomènes de re-largage à l'interface eau-sédiments. Dans son programme de recherches pour 1981, la Commission internationale a entendu poursuivre l'inventaire des apports par les affluents et les stations d'épuration et porter tous ses efforts sur l'évaluation des quantités de phosphore d'origine sédimentaire potentiellement recyclables dans les eaux du lac. Quant au délicat problème des pollutions d'origine diffuse - rappelons qu'il s'agit de déterminer pour l'ensemble du bassin versant les apports en fertilisants, surtout d'origine agricole, atteignant les eaux superficielles par ruissellement, par érosion et, dans une proportion moindre, par percolation - il doit encore faire l'objet de recherches approfondies dont le plan est actuellement à l'étude.

Pour les affluents, le nouveau programme quinquennal 1981-1985 ne tient compte que du Rhône, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne, ignorant les quelque vingt cours d'eau moins importants précédemment étudiés. Depuis quelques années, les apports des quatre affluents principaux sont stables, voire en légère régression. Ils se sont élevés en 1981 à environ 4'400 tonnes d'azote minéral total contre encore 5'600 en 1975 et à 820 tonnes de phosphore total contre un peu plus de 900 les trois années précédentes. En rapport de l'enrichissement depuis quelques années des eaux en surface du Petit Lac, les soldes des bilans annuels, calculés en tenant compte des pertes par l'émissaire, le Rhône à Genève, sont en nette diminution. Pour le phosphore total, ils sont actuellement estimés à 200 tonnes/an; pour l'azote minéral, le bilan est pratiquement équilibré. Relevons qu'entre 1977 et 1980, les apports des affluents secondaires s'étaient élevés à environ 1'500 tonnes d'azote et de 140 à 200 tonnes de phosphore par an.

Dans son rapport sur les rejets des stations d'épuration, Monsieur L. THELIN relève que les rendements des installations sont généralement satisfaisants pour les demandes biologiques et chimiques en oxygène, même si, pour certaines stations très chargées, les seuils de rejet ne sont pas atteints. Pour la déphosphatation, les résultats sont plus irréguliers; à côté des grandes stations vaudoises, caractérisées par des rendements remarquables, trop d'installations se contentent d'approcher la norme de 1 mg P/l, avec une efficacité de 50 % environ, alors qu'elle devrait atteindre au moins 85 %. Toujours d'après le rapport de Monsieur L. THELIN, les six stations d'épuration de plus de 20'000 équivalents-habitants de capacité dont les eaux épurées se déversent directement au lac ont, en 1981, enrichi le Léman de quelque 70 tonnes de phosphore total (charge initiale brute des eaux : 526 tonnes; 77 tonnes pour les neuf STEP de plus de 10'000 équivalents-habitants), plus de 1'100 tonnes de carbone organique, 785 d'azote ammoniacal et 66 de nitrates.

La redissolution éventuelle de tout ou partie du phosphore contenu dans ses sédiments constitue pour le Léman un danger potentiel grave puisque ce phénomène contribuerait à augmenter notablement l'eutrophisation de ses eaux. Monsieur J. DOMINIK, Mademoiselle M. VIEL et Monsieur J.-P. VERNET, dans leur rapport sur l'évolution des formes du phosphore dans les sédiments du lac, estiment que la quantité totale de phosphore retenue dans les cinq premiers centimètres des dépôts - seule cette couche relativement peu épaisse semble devoir participer aux processus de relargage - s'élève à 6'900 tonnes, dont 2'800 sous forme de phosphore inorganique non apatitique (NAIP) potentiellement recyclable (en 1977, une étude préliminaire, fondée sur l'analyse des dix premiers centimètres des sédiments, avait estimé les stocks de NAIP à 4'000 tonnes).

Monsieur B. CHASSAING, dans son rapport sur l'étude de l'interface eau-sédiments, relève que les teneurs en éléments nutritifs dans l'eau interstitielle augmentent avec la profondeur du sédiment. Les gradients de concentration en phosphore dissous apparaissant ainsi dans l'eau des dépôts superficiels permettent d'estimer l'apport interne au lac par diffusion à 50 tonnes de phosphore par an. Par ailleurs le même auteur montre que sur les 2'800 tonnes recyclables, 600 se trouvent sous une forme relativement facilement extractible.

D'après les auteurs de ces deux études, les conditions dans lesquelles les eaux du Léman pourraient s'enrichir en phosphore par redissolution partielle des stocks sédimentaires dépendent essentiellement de l'absence plus ou moins prolongée d'oxygène à l'interface eau-sédiments. Au vu des résultats des analyses chimiques de l'eau du lac, Monsieur R. MONOD admet qu'il n'y a pas eu en 1981 relargage de phosphore.

En regard de l'importance du phosphore dans les processus d'eutrophisation des eaux superficielles, il n'est peut-être pas inutile, pour obtenir une meilleure vision de la situation générale actuelle, de compléter les bilans transcrits dans l'introduction au précédent rapport scientifique de la Commission internationale sur les apports et les pertes en phosphore total pour l'ensemble du Léman :

Année; tonnes phosphore total/an	1978	1979	1980	1981
Apports				
Pertes, soldes des bilans				
<u>Apports :</u>				
Affluents principaux	928	927	914	821
Affluents secondaires	166	204	144	(170) (2)
Précipitations directes sur lac	44	65	70	(60) (2)
STEP > 10'000 éq./hab. } Pollutions ponctuelles non } inventoriées } (1)	53 (3)	41 (3)	66 (3)	77
Pollutions diffuses } Diffusion depuis sédiments } Relargage depuis sédiments }	? (50) (4) 0	? (50) (4) 0	? (50) (4) 0	? 50 0
<u>Sommes des apports :</u>	1'241	1'287	1'244	1'178
<u>Pertes :</u>				
Rhône émissaire	428	625	632	627
Processus de sédimentation	?	?	?	?
<u>Soldes des bilans</u>	813	662	612	551

(1) Déversements directs, non compris dans l'inventaire des affluents

(2) Pas de résultats en 1981; moyenne des années 1978-1979-1980

(3) STEP de Thonon non comprise

(4) Estimation de 1981 admise pour les années antérieures

Les soldes des bilans annuels du phosphore total ont donc tendance à diminuer depuis 1978. Ce résultat réjouissant est certainement à mettre en regard des progrès enregistrés dans la déphosphatation des eaux usées sur l'ensemble du bassin versant. Le niveau actuel des apports en phosphore reste cependant à notre avis trop élevé et il faut impé-

rativement l'abaisser pour tendre à une diminution indispensable de l'état d'eutrophisation des eaux du Léman. Celui-ci en effet se place malheureusement toujours encore parmi les lacs mésotrophes à eutrophes.

La connaissance, la localisation et l'évaluation de l'importance des rejets toxiques d'origine industrielle préoccupent la Commission internationale depuis de nombreuses années. Les recherches qu'elle a entreprises à ce jour ont surtout été consacrées aux pollutions par les métaux lourds. Pour situer leur point de rejet à l'échelle d'un bassin versant de l'importance de celui du Léman, plusieurs approches peuvent être envisagées, telles en particulier enquêtes auprès des établissements, analyse des eaux de rejet, contrôle systématique de l'eau des récepteurs, étude des sédiments en aval des déversements.

L'enquête est indispensable pour connaître le type d'activité de l'industrie et la nature de ses rejets. Il n'est cependant pas exclu que certaines sources de pollution lui échappent. Elle n'est par ailleurs pas suffisante pour déterminer avec précision l'importance des déversements, bien que l'on ait proposé des méthodes permettant de déterminer les flux produits bruts et éliminés.

L'analyse des sédiments fournit des renseignements précieux sur la présence éventuelle, en amont du point de prélèvement, de rejets de métaux lourds. Cette méthode est fondée sur la propriété que possèdent les argiles, certains limons et les matières organiques de fixer rapidement en milieu aqueux les métaux lourds dissous. Ceux-ci sont donc, au cours de processus complexes d'adsorption, soustraits à l'eau et se retrouvent plus ou moins concentrés sur les particules fines argileuses, limoneuses et organiques des matières en suspension. Ces dernières se déposent par la suite tout ou partiellement dans le milieu récepteur et deviennent ainsi les témoins d'événements antérieurs. La "mémoire" des sédiments diffère en durée et en qualité selon les conditions hydrologiques : très fidèle dans un environnement peu perturbé, tel le lac, elle devient évidemment médiocre dans des milieux où l'érosion est active. De plus, il est probable qu'en milieu fluvial la composition des sédiments varie même dans une zone homogène bien délimitée, par exemple le long d'un axe transversal.

Seule l'analyse fréquente, sur des échantillons moyens, de toutes les eaux de rejet d'un site industriel et la mesure simultanée de leur débit permettent de déterminer avec exactitude des flux de pollution dus à ce site. Au niveau du récepteur, surtout si les débits sont importants, les résultats des analyses de l'eau sont plus délicats à interpréter en raison de la dilution et éventuellement de la multiplicité des rejets. Dans ce contexte, les résultats de l'enquête et la composition de la charge polluante des sédiments permettent - et c'est là un avantage indubitable - d'orienter les recherches après avoir, surtout pour la seconde méthode, joué le rôle de sonnette d'alarme.

Considérant que le contrôle des rejets industriels est du ressort des autorités compétentes des Etats riverains, la Commission internationale, pour suivre l'évolution de la pollution par les métaux lourds, a principalement utilisé l'analyse des sédiments et, dans un cas précis la méthode de l'enquête. Les résultats des recherches des années 1980 et 1981, exceptionnellement regroupés, sont présentés dans divers rapports de Monsieur J.-P. VERNET et de ses collaborateurs (Institut F.A. FOREL, Versoix).

Dans son étude sur la pollution des sédiments du Léman par les métaux lourds dans les zones du delta de la Dranse et au large de Thonon, Mademoiselle M. VIEL souligne la complexité de la région étudiée dans laquelle s'exercent les influences de deux villes importantes et de la Dranse. Il est donc difficile pour l'instant de se prononcer sur l'origine exacte des contaminations par du mercure, du cadmium et du zinc mises en évidence dans les sédiments lacustres de cette région.

L'évolution de la pollution des sédiments du Léman fait l'objet d'un rapport de Messieurs P.-Y. FAVARGER, J. DOMINIK et J.-P. VERNET. Ce travail de synthèse, fondé sur l'étude de carottes prélevées dans la partie ouest du lac, en aval d'une transversale Venoge-Dranse, a permis de prouver que les contaminations dues au plomb, au mercure et au cadmium remontent à la fin du 19^{ème} siècle, alors qu'elles sont plus récentes pour le cuivre et le zinc. Dans la partie du Léman concernée par les rejets en mercure de la côte suisse et du Valais, les auteurs ont pu mettre en évidence deux maximums, le premier vers 1940, le second en 1972. Enfin il apparaît que les phénomènes liés à l'eutrophisation des eaux du lac ne se répercutent au niveau des sédiments que par une augmentation relativement récente du phosphore.

Trois rapports traitent de la pollution des sédiments fluviaux par les métaux lourds. Le premier établi par Mademoiselle M. VIEL, est consacré à la contamination de deux rivières du canton de Genève, l'Aire et le Vengeron. Il apparaît que les sédiments de ces cours d'eau sont surtout influencés par les effluents des stations d'épuration qui s'y déversent. Ce phénomène ne saurait étonner, étant donné d'une part la concentration des eaux en un point de rejet et d'autre part, le fait que ces installations ne sont pas conçues pour l'élimination des micropolluants inorganiques.

Les deux autres rapports ont trait à la contamination des sédiments du Rhône amont et de ses affluents pendant les années 1980 et 1981. Les recherches de la première année sont résumées par Messieurs F. RAPIN et J.-P. VERNET, celles de la seconde, par Mademoiselle M. VIEL et Monsieur J.-P. VERNET. Elles ont surtout mis en évidence en 1980 un accroissement grave de la contamination des sédiments du Rhône par le mercure, contamination en provenance du Canal de Schnydrigen, ou Canal de Turtig, près de la Viège et une

charge en cadmium, mercure et étain en augmentation au Canal d'Evionnaz. En 1981, les niveaux de pollution sont en légère régression, tout en restant cependant très élevés. La contamination du Rhône par le mercure dans la région de Viège est devenue sensible dès 1978, a fortement augmenté l'année suivante et a atteint son maximum en 1980. Entre 1971 et 1974 on avait déjà enregistré un certain accroissement du niveau de contamination.

Admis tels quels, les résultats des études des sédiments du Rhône et de ses affluents laisseraient supposer des déversements de mercure de plus en plus importants depuis 1978 dans la région de Viège, plus exactement dans le Canal de Turtig. Or, comme le précise Monsieur J.-P. SCHNYDRIG dans son rapport sur l'étude de la pollution des eaux de deux affluents du Rhône amont par des métaux lourds, ces observations ne concordent pas avec les mesures de la qualité des rejets de l'industrie éventuellement responsable, mesures effectuées par le Service cantonal valaisan de la protection de l'environnement et prouvant que les charges rejetées ne sauraient provoquer l'enrichissement observé dans les sédiments. En poussant plus avant les investigations, il est apparu que l'accroissement des teneurs en mercure des sédiments du Rhône était le plus souvent consécutif à des travaux de curage effectués dans le Canal de Turtig et destinés à améliorer son profil hydraulique. Lors de ces travaux une partie des sédiments fins, riches en mercure provenant de déversements anciens, est remise en suspension et contamine passagèrement le Rhône. Si cette explication satisfait à la majeure partie des contaminations enregistrées, il n'empêche que quelques fortes teneurs dans les sédiments ne peuvent être justifiées par des travaux de curage. Les causes exactes de ces anomalies ne sont pas encore déterminées; elles sont d'autant plus difficiles à découvrir que tous les contrôles sur les rejets industriels tendent à prouver que ces derniers restent à un niveau faible, de l'ordre de 100 à 200 g de mercure par jour, soit 35 à 70 kg par an.

Précisons encore dans ce contexte que le bruit de fond du Rhône en amont du Canal de Turtig, soit sa charge naturelle, est de quelque 300 g/j de mercure (110 kg/an; val. max. env. 500 g/j), que la charge totale des sédiments du canal a été estimée à 300-350 kg pour un tronçon contaminé de 9 km et qu'il est admis que les sédiments du lac retiennent 60 tonnes de ce toxique. Il est par ailleurs prévu d'éliminer en décharge les sédiments contaminés du Canal de Schnydrigen.

Les analyses de l'eau du Canal d'Evionnaz n'ont montré aucune augmentation des teneurs en métaux lourds mis en évidence dans les sédiments. L'enquête se poursuit.

Les résultats de ces diverses études montrent bien que si l'analyse des sédiments fluviaux livre des informations irremplaçables du fait qu'elle intègre pendant des périodes plus ou moins longues les pollutions par métaux lourds, il est indispensable d'en corroborer les résultats par des enquêtes dans les établissements industriels et l'analyse des eaux de rejet. En conclusion, analyse des sédiments, enquête et contrôle des rejets sont à notre avis des méthodes complémentaires.

Le rapport scientifique 1981 de la Commission internationale se termine par un texte de Monsieur P. BLANC consacré aux résultats des analyses comparatives interlaboratoires. Ce rapport prouve que les équipes travaillant sous l'égide de la Commission fournissent des résultats analytiques comparables.

P. BURKARD

Président de la Sous-commission technique

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN

CAMPAGNE 1981

PAR

RENE MONOD

SECRETAIRE DE LA

COMMISSION INTERNATIONALE LAUSANNE

RESUME

La campagne 1981 a vu un changement d'orientation dans l'étude sanitaire du Léman. Une seule station est actuellement étudiée, au centre du Grand Lac. La fréquence des prélèvements a été portée à deux par mois, sauf en hiver. Les niveaux observés ont été multipliés dans l'épilimnion.

La vie du lac a été marquée par un hiver froid qui a provoqué une circulation totale des eaux, et par conséquent une homogénéisation de la concentration des divers éléments étudiés et une importante réoxygénation de toute la masse lacustre.

Certains mois ayant été particulièrement ensoleillés, il en est résulté une intense activité biologique se manifestant de diverses manières :

- . forte sursaturation en oxygène en surface et début d'appauvrissement dans le fond du lac*
- . transformation de l'azote minéral en azote organique*
- . transformation du phosphore minéral en phosphore organique*
- . augmentation de la teneur en carbone organique*
- . etc.*

Il n'y a pas eu de relargage de matériaux à partir des sédiments, et la situation générale ne s'est pas aggravée. La teneur en nutriments, notamment en phosphore, est encore trop élevée.

1. INTRODUCTION

La campagne 1981 est la première du nouveau programme 1981-1985, qui diffère notablement des programmes précédents.

Le nombre de stations d'observation est réduit à une seule, la station SHL 2 (coord. 537.70 / 144.95), en service depuis 1957, située au centre du Grand Lac à mi-chemin entre Evian et Lausanne, et qui a été jugée représentative de l'ensemble du lac. Il n'y a donc pas de station dans le Petit Lac, qui ne représente que 3.6 % du volume total. On peut extrapoler au Léman sans trop d'erreur les valeurs calculées pour le Grand Lac en les multipliant par le facteur 1.04.

La fréquence des prélèvements est resserrée du printemps à l'automne à raison de deux campagnes mensuelles. Une seule campagne mensuelle est prévue en hiver.

Les dates des prélèvements sont fixées, en principe, au début de la première et de la troisième semaine du mois.

D'une manière générale, les analyses ont été faites en parallèle par deux laboratoires.

Les niveaux des prélèvements ont été modifiés, devenant plus serrés dans l'épilimnion, et plus relâchés dans l'hypolimnion, soit sept prélèvements échelonnés entre la surface et 20 m de profondeur, et sept autres entre 30 m et 300 m (fond) de profondeur.

Il résulte de ces modifications un changement de la technique de traitement des données et une adaptation délicate de la nouvelle situation par rapport à celle des années antérieures, afin d'éviter toute interprétation hasardeuse de l'évolution du lac.

Le présent rapport se limite à la description sommaire des faits saillants qui ont caractérisé l'an 1981 et à la comparaison avec les années antérieures pour la station SHL 2. Là où les stocks sont indiqués, ils concernent toujours le Grand Lac.

2. CONDITIONS DE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Les conditions ont été généralement bonnes, sauf en décembre, où la campagne de prélèvements n'a pu avoir lieu par suite des intempéries. Parfois, il a fallu renvoyer au mardi ou au mercredi les campagnes prévues le lundi.

Les prélèvements ont toujours débuté entre 0830 et 0930 heures.

L'année 1981 a été relativement pluvieuse, Les moyennes annuelles des précipitations furent les suivantes :

. Montreux	1'519 mm
. Pully	1'171 mm
. Thonon	1'094 mm
. Changins/Nyon	1'199 mm
. Genève-Cointrin	987 mm
. Moyenne	1'194 mm

Les précipitations furent particulièrement abondantes en janvier, mars, mai, septembre, octobre et décembre. Février, avril, août et novembre furent remarqués par leur relative sécheresse.

La nébulosité fut variable; les prélèvements furent dans la moitié des cas effectués sous ciel complètement couvert, et sans soleil, le reste du temps par ciel bleu ensoleillé.

Les prélèvements ont été généralement facilités par un lac calme, sans vent ou par faible brise.

Comme à l'accoutumée on a signalé de la brume presque chaque mois de l'année. Du brouillard a été observé en janvier, mars et novembre.

La teinte bleu du lac est toujours absente. Mais du vert-bleu a été remarqué de janvier à mars. La teinte dominante reste le vert, avec apparition de couleurs tirant sur le jaune ou le brun au moment des poussées phytoplanctoniques (avril à mai, août-septembre).

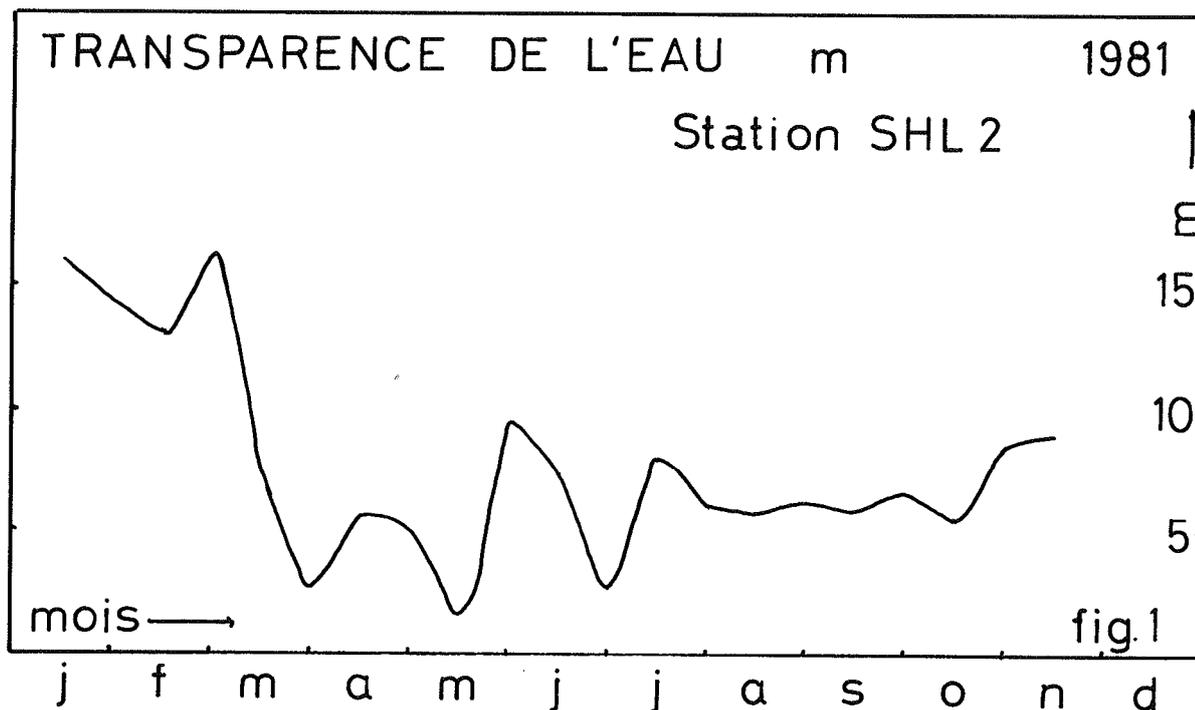
La température de l'air était de 0° C au matin du 16 février. Le maximum observé fut de 21°5 C au matin du 15 juin.

3. LA TRANSPARENCE DE L'EAU

La figure 1 schématise l'évolution de la transparence de l'eau en 1981. Les minima du début d'avril (2.7 m), de la mi-mai (1.6 m) et du début de juillet (2.7 m) correspondent à des concentrations en oxygène particulièrement élevées, donc à une activité intense de la photosynthèse.

La transparence moyenne est de 8.1 m. Moins élevée qu'en 1980 (8.6 m) ou en 1979 (moyenne exceptionnelle de 10.1 m), elle est supérieure à celle des années 1975 à 1978, pour les onze mois considérés (janvier à novembre).

Le maximum de 16.3 m au début de mars n'avait jamais été observé à cette station depuis 1973. Il coïncide avec une période de circulation totale des eaux.



4. LE REGIME THERMIQUE

L'année 1981 a débuté par une circulation totale des eaux qui a duré de janvier jusqu'au début de mars. En janvier, la température était uniforme par 5°7 C. Elle a continué à baisser à 5°5 C à mi-février et 5°4 C au début de mars. Ce phénomène a été modéré, la température n'étant jamais descendue en dessous de 5°2 C, minimum observé au fond du lac d'avril à juin.

A la surface de l'eau, la température a suivi les variations du climat : début du réchauffement vers le 15 mars, coup de froid à la mi-avril, puis progression jusqu'au maximum d'août (20°8) valeur très modérée, comparée à d'autres années.

La température de 6°45 en moyenne annuelle fait de 1981 une année lacustre froide, puisqu'il faut remonter à 1974 pour trouver un lac aussi froid.

Le bilan thermique s'établit selon le tableau de la page suivante :

Date	Température °C	Gain de l'été ou perte de l'hiver		
		°C	cal/cm ²	kJ/cm ²
1979 Mars	5.75	+ 2.02	+ 34'800	+ 146
Juillet	7.77	- 1.82	- 31'400	- 131
1980 Mars	5.95	+ 2.46	+ 42'400	+ 177
Août	8.41	- 3.00	- 51'700	- 216
1981 Mars	5.41	+ 2.39	+ 41'200	+ 172
Octobre	7.80			

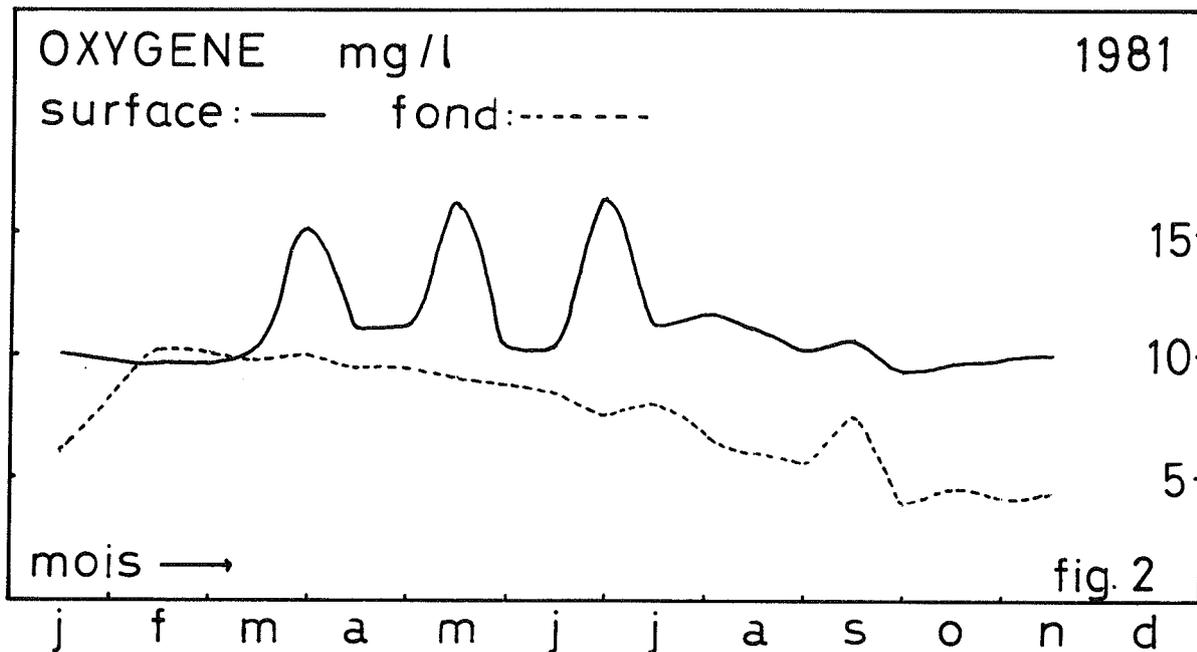
La perte hivernale de calories en 1981 place cet hiver parmi les hivers froids, encadré du reste par deux étés plus chauds que d'ordinaire. Ce contraste été-hiver est fréquemment constaté dans les cas de circulation totale des eaux.

5. LE REGIME DE L'OXYGENE

Suite à l'évolution thermique du lac, la concentration en oxygène du Léman a considérablement augmenté en début d'année. En février et mars, les concentrations étaient même supérieures au fond du lac à celles observées à la surface. C'est ce qui ressort de la figure 2 ci-dessous.

On avait en effet observé les valeurs suivantes :

	Surface		Fond	
	mg/l	% saturation	mg/l	% saturation
. 16 février	9.57	78.6	10.12	83.4
. 2 mars	9.65	79.7	10.12	83.0



Au gré de l'activité chlorophyllienne, la concentration en oxygène en surface a fortement augmenté en l'espace d'une quinzaine de jours de mi-mars au début avril où l'on observait une concentration de 15.26 mg/l (136.5 %). La sursaturation fut du reste limitée à quelques mètres seulement. Interrompue par le coup de froid d'avril, l'activité reprit de plus belle vers la mi-mai, où l'on nota une concentration superficielle de l'oxygène de 16.15 mg/l (159.0 %) avec une sursaturation de l'eau dans les quinze premiers mètres.

Après un bref repos en juin, la concentration s'éleva à 16.47 mg/l (180.6 %) au début de juillet à la surface de l'eau (144 % à 2.5 m de profondeur; 128 % à 5 m; 124 % à 7.5 m; 116 % à 10 m; 93 % à 15 m).

Ce développement se perpétua encore en août, mais de manière plus atténuée (136 % au début d'août).

Tout superficiel qu'il soit, puisqu'il est limité pratiquement aux dix premiers mètres, ce phénomène montre que le lac contient encore passablement de nutriments favorisant le développement phytoplanctonique. Comme on le verra plus loin, la circulation des eaux a pour effet d'homogénéiser les concentrations en nutriments, donc de les ramener de la profondeur et d'enrichir ainsi les couches superficielles où se déroule la photosynthèse.

Dans la plus grande partie du lac, la situation est restée très favorable toute l'année. A 275 m de profondeur, la concentration n'est jamais descendue en dessous de 8 mg/l (environ 66 %).

Ce n'est que près du fond (300 m) que l'on a observé un abaissement notable de la concentration au cours des saisons. La concentration minima y fut observée au début d'octobre avec 3.95 mg/l (32 %). C'est la conséquence de la prolifération du phytoplancton deux à trois mois auparavant.

Le stock annuel moyen d'oxygène du Grand Lac est, en 1981, de 802'000 tonnes, avec un maximum en avril-mai 857'000 tonnes, un minimum en octobre de 746'000 tonnes. Des fluctuations de cet ordre de grandeur sont tout à fait normales. Il faut remonter à 1971 (hiver froid), pour trouver des chiffres aussi favorables.

6. LES COMPOSES DE L'AZOTE

a. L'AZOTE AMMONIACAL

Cette substance a été trouvée toute l'année au centre du Grand Lac : au printemps en faible concentration (0.005 mg N en février) à d'autres périodes plus abondante. La concentration est liée à l'activité biologique. En effet, les plus fortes teneurs signalées l'ont été en juin (plus de 0.11 mg/l de la surface jusqu'à 15 m), peu après la sursaturation maxima. Dans l'hypolimnion, les concentrations sont faibles. Tout au plus peut-on constater une légère et passagère augmentation tout près du fond, avec un maximum observé de 0.033 mg N/l au début d'octobre.

La concentration annuelle moyenne est de l'ordre de 0.009 mg N/l (783 tonnes), avec un minimum de 0.005 mg N/l (438 tonnes) en février et un maximum de 0.023 mg N/l (1942 tonnes) au début de mois de juin, contre 0.007 mg N/l (560 tonnes) en 1980.

La concentration moyenne est la plus élevée de ces cinq dernières années, toutes choses étant égales par ailleurs, mais elle reste modérée.

b. L'AZOTE NITREUX

Les teneurs en azote nitreux, elles, sont particulièrement faibles en 1981. On constate une absence quasi totale de nitrites de janvier à mars à toute profondeur. Les concentrations augmentent quelque peu au cours des mois pour atteindre des valeurs un peu plus élevées en mai (0.012 mg N/l près de la surface), ou au début de juillet, où l'on a trouvé entre 0.010 et 0.017 mg N/l dans l'épilimnion (0-15 m).

L'hypolimnion est pratiquement exempt de nitrites toute l'année (0.001 mg N/l au maximum). Seule la région près du fond (300 m) voit les concentrations augmenter de juillet à novembre avec un maximum à 0.038 mg N/l.

En moyenne annuelle, la concentration est de l'ordre de 0.001 mg N/l (93 tonnes), avec un minimum à 0 et un maximum à 0.003 mg N/l (223 tonnes). C'est la valeur la plus faible de ces cinq dernières années.

c. L'AZOTE NITRIQUE

Cet engrais par excellence est abondamment mis à profit par les végétaux. Ses variations, notamment près de la surface, sont l'image des phénomènes biologiques.

En concentration homogène en début de saison (0.49 mg/l en février, mars) l'azote nitrique diminue de moitié au début d'avril (0.22 mg N/l) près de la surface.

La provision se reconstitue de mi-avril à début mai (0.46 mg N/l) avec le "coup de froid". Elle s'épuise à nouveau dès la mi-mai (0.05 mg N/l). Avec certaines fluctuations, cette pénurie dans la couche épilimnique se perpétue jusqu'en octobre.

Dans l'hypolimnion, les concentrations se maintiennent toute l'année aux alentours de 0.50 à 0.55 mg/l en moyenne, avec une légère tendance à l'accumulation dans le fond, où l'on observe des concentrations de 0.61 à 0.62 mg N/l de mi-août à novembre.

La concentration annuelle moyenne est de l'ordre de 0.50 mg N/l (42'600 tonnes) avec un minimum de 0.45 mg N/l (38'700 tonnes) en novembre et un maximum de 0.55 mg N/l (46'800 tonnes) en mai.

A noter une régression apparente de l'azote nitrique par rapport aux années précédentes. Nous avons en effet, pour les mêmes mois, en moyenne annuelle calculée sur la base des analyses effectuées à SHL 2, les valeurs suivantes :

1977	39'200 tonnes
1978	42'700 tonnes
1979	43'800 tonnes
1980	45'800 tonnes
1981	42'600 tonnes

Ce fait mérite d'être signalé, quoique l'évolution du régime de l'azote doit être appréciée dans son ensemble, en tenant compte également de l'azote organique.

d. L'AZOTE MINERAL TOTAL

Nous avons pour 1981 le bilan suivant :

	mg N/l	tonnes
Azote ammoniacal	0.009	783
Azote nitreux	0.001	93
Azote nitrique	0.497	42'576
Azote minéral total	0.507	43'452

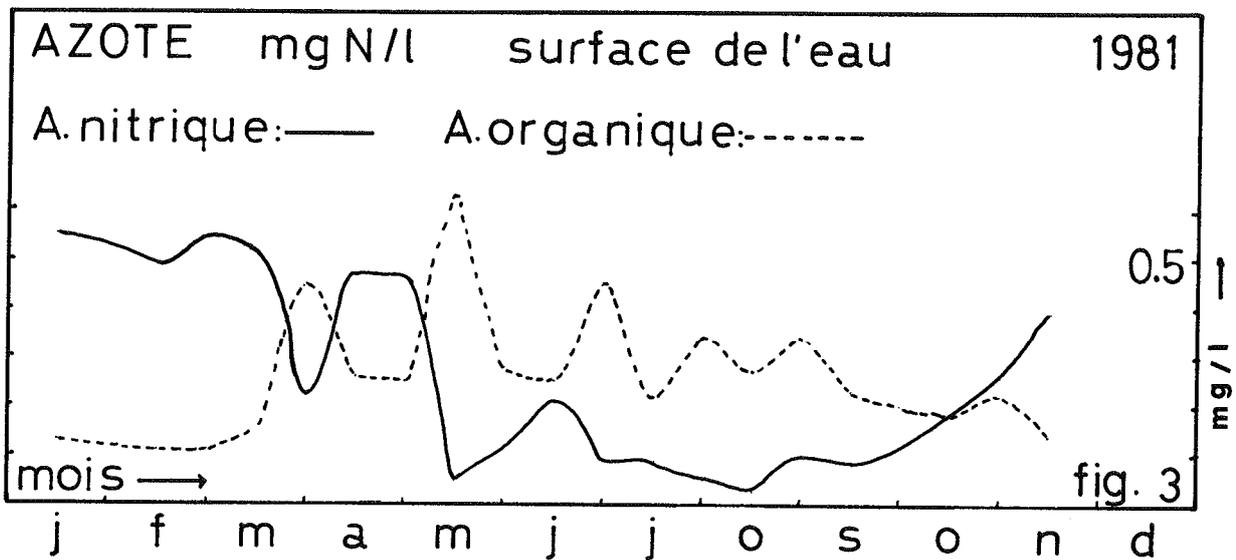
Malgré la hausse de concentration de l'azote ammoniacal, la concentration moyenne de 43'500 tonnes pour l'azote minéral apparaît inférieure à celle des années précédentes, où l'on avait observé :

1978	43'500 tonnes
1979	44'400 tonnes
1980	46'500 tonnes
1981	43'500 tonnes

e. L'AZOTE ORGANIQUE

Les observations faites jusqu'ici au sujet de l'activité chlorophyllienne laissent entrevoir tout naturellement que la concentration d'azote organique ne doit pas être négligeable. En effet, en 1981, la concentration annuelle moyenne est de l'ordre de 0.141 mg N/l (12'100 tonnes), avec un minimum de 0.092 mg N/l (7'900 tonnes) en janvier, et un maximum de 0.214 mg N/l (18'300 tonnes) en début juin. Bien entendu, les fortes concentrations d'azote organique coïncident avec les faibles concentrations d'azote nitrique, et se trouvent dans la couche épilimnique trophogène, ainsi que le montre la figure 3.

En fait, la concentration en azote organique est la plus élevée observée depuis 1973, date à laquelle ont commencé les dosages systématiques, ainsi que cela ressort des tableaux récapitulatifs de la page suivante.



6. L'AZOTE TOTAL

Les deux tableaux ci-après résument les observations faites au cours de ces neuf dernières années.

Les chiffres ont été calculés pour les onze premiers mois de l'année, afin de permettre une comparaison correcte.

Pour la première fois, la concentration totale d'azote paraît n'avoir pas augmenté et s'être stabilisée vers 0.65 mg N/l soit environ 55'500 tonnes, en légère régression, non significative d'ailleurs, de 0.01 mg N/l ou 900 tonnes.

EVOLUTION DES COMPOSES AZOTES DANS LE GRAND LAC - MOYENNES ANNUELLES

mg N/l	N NH ₄	N NO ₂	N NO ₃	N Min tot	N org	N total
1973	0.009	0.001	0.441	0.451	0.128	0.579
1974	0.011	0.001	0.457	0.469	0.119	0.588
1975	0.008	0.001	0.479	0.488	0.117	0.605
1976	0.010	0.001	0.489	0.500	0.133	0.633
1977	0.008	0.001	0.457	0.466	0.105	0.571
1978	0.008	0.001	0.498	0.507	0.106	0.613
1979	0.006	0.001	0.511	0.518	0.121	0.639
1980	0.006	0.002	0.535	0.543	0.115	0.658
1981	0.009	0.001	0.497	0.507	0.141	0.648
tonnes						
1973	748	126	37'821	38'695	11'004	49'699
1974	964	77	39'148	40'189	10'188	50'377
1975	718	71	40'997	41'786	10'030	51'816
1976	879	75	41'863	42'817	11'398	54'215
1977	667	111	39'193	39'971	8'972	48'943
1978	679	114	42'693	43'486	9'122	52'608
1979	535	105	43'808	44'448	10'335	54'783
1980	553	148	45'823	46'524	9'889	56'413
1981	783	93	42'576	43'452	12'092	55'544

7. EVOLUTION DU PHOSPHORE

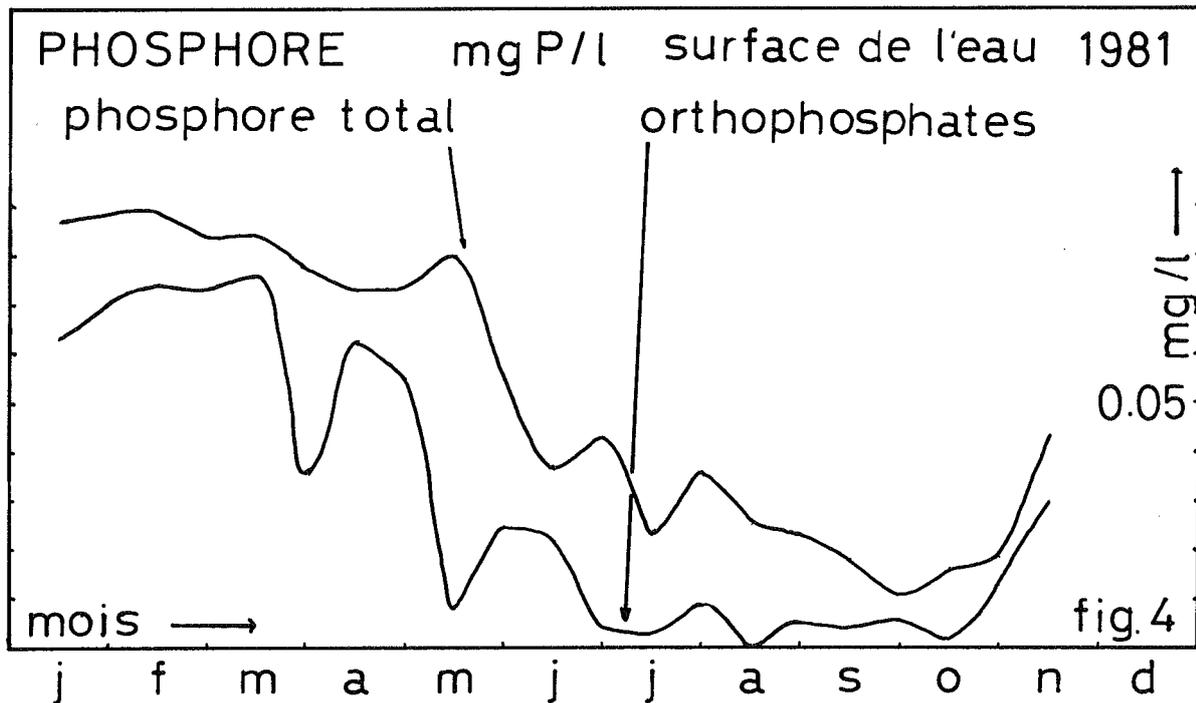
a. LES ORTHOPHOSPHATES

Leur concentration est bien homogène de la surface au fond au début de la saison. Elle est à son maximum de printemps à mi-mars avec 0.079 mg/l (environ 6'800 tonnes). Il n'y a donc pas eu de relargage au cours de la période de circulation totale des eaux.

A cette période de l'année, les orthophosphates représentent les 90 % du phosphore total. L'évolution des phosphates est analogue à celle des nitrates. La concentration en surface baisse au début d'avril, s'accroît à nouveau lors du coup de froid de fin avril, puis continue à s'abaisser.

Vers la mi-août, la provision d'orthophosphates est complètement épuisée dans la zone trophogène. Elle restera très faible jusqu'au début de novembre (voir figure 4).

Dans l'hypolimnion, les concentrations varient peu. Elles se situent autour de 0.07 à 0.08 mg P/l. On notera cependant une augmentation progressive de la concentration à 300 m de profondeur, à partir de juillet (0.08 mg P/l) pour arriver au début de novembre à 0.165 mg P/l.



La concentration annuelle moyenne est de 0.071 mg P/l (6'100 tonnes), avec un maximum de 0.079 mg P/l (6'800 tonnes) à la période de circulation de mars, et un autre de 0.080 mg P/l (6'900 tonnes) à mi-novembre.

Le minimum moyen observé a été de 0.063 mg P/l (5'400 tonnes) au début d'octobre, c'est-à-dire vers la fin de la période de stagnation estivale.

La concentration annuelle moyenne observée est la plus faible enregistrée depuis 1975.

b. LE PHOSPHORE ORGANIQUE

Rappelons qu'il est obtenu par différence entre le phosphore total et les orthophosphates.

De même que l'azote organique, le phosphore organique est en plus forte concentration que les autres années. La concentration annuelle moyenne est de 0.011 mg P/l (952 tonnes). La concentration la plus élevée a été observée à mi-mai (voir figure No 4) à la surface de l'eau : 0.072 mg P/l. A ce moment-là, 90 % du phosphore était sous forme organique.

En moyenne annuelle, le phosphore organique ne représente que 13.5 % du phosphore total.

Dans l'hypolimnion, la concentration en phosphore organique est modérée, souvent en dessous de 0.01 mg P/l.

Une légère stagnation se manifeste à 300 m de fond, conséquence des apports de matière organique en provenance de la surface.

c. LE PHOSPHORE TOTAL

Le tableau ci-dessous récapitule, en moyenne des onze premiers mois, l'évolution des diverses formes du phosphore au cours de ces onze dernières années.

EVOLUTION DU PHOSPHORE DE 1971 A 1981

Année	mg/l			tonnes		
	Orthophosphates	Phosphore organique	Phosphore total	Orthophosphates	Phosphore organique	Phosphore total
1971	0.044	0.034	0.078	3'761	2'910	6'671
1972	0.053	0.014	0.067	4'521	1'203	5'724
1973	0.058	0.014	0.072	4'942	1'186	6'128
1974	0.063	0.010	0.073	5'379	897	6'276
1975	0.066	0.009	0.075	5'663	800	6'463
1976	0.074	0.010	0.084	6'314	855	7'169
1977	0.075	0.010	0.085	6'408	899	7'307
1978	0.078	0.011	0.089	6'710	923	7'633
1979	0.073	0.009	0.082	6'226	836	7'062
1980	0.076	0.008	0.084	6'510	731	7'241
1981	0.071	0.011	0.082	6'089	952	7'041

D'une manière générale, la concentration en phosphore total n'a pas augmenté en 1981, avec ses 0.082 mg P/l (7'041 tonnes). La légère régression par rapport à 1980 n'est pas significative.

La concentration maxima fut observée au début juin, avec 0.088 mg P/l (7'600 tonnes). Le minimum s'est trouvé au début d'octobre c'est-à-dire à la fin de la période de stagnation estivale, avec 0.071 mg P/l (6'050 tonnes).

Si l'on a pu noter des concentrations extrêmement basses dans l'épilimnion, avec un minimum à 0.011 mg P/l au début d'octobre, on constate en corollaire une accumulation de phosphore, surtout minéral, à 300 m de profondeur.

8. LE CARBONE ORGANIQUE

Nous possédons des données complètes depuis 1977. En voici les moyennes annuelles pour les onze premiers mois de l'année

Année	mg C/l	tonnes
1977	0.51	43'400
1978	0.68	58'500
1979	0.88	75'300
1980	0.85	72'700
1981	0.89	76'200

La concentration en carbone organique de 1981 est la plus élevée des cinq années considérées. Ce fait confirme une fois de plus les observations déjà faites à plusieurs reprises sur l'intense activité biologique de l'année étudiée.

La concentration la plus élevée en carbone organique a été observée à la surface de l'eau à mi-mai, avec une teneur de 2.36 mg C/l.

Le mois de février a été le plus pauvre en carbone organique avec 0.68 mg C/l (58'200 tonnes), alors qu'au début octobre, la concentration moyenne était à son maximum avec 1.24 mg C/l (106'400 tonnes).

9. LA SILICE

C'est un facteur limitant la croissance des diatomées.

Avec ses 188'000 tonnes (2.19 mg SiO₂/l) en moyenne annuelle, la silice a la concentration la plus élevée observée depuis une dizaine d'années. La concentration était très homogène pendant la période de circulation hivernale avec 2.14 mg SiO₂/l (183'000 tonnes).

La silice s'est raréfiée dans la zone trophogène surtout à partir de juillet, mais elle n'est jamais tombée à zéro.

La concentration augmente au fur et à mesure que l'on approche du fond. Le maximum mesuré au fond du lac, à mi-août, fut de 4.02 mg SiO₂/l.

La teneur maxima du lac fut de 2.46 mg SiO₂/l en août (211'000 tonnes), la teneur minima de 1.87 mg SiO₂/l (160'000 tonnes) à mi-juillet.

10. LES CHLORURES

La circulation totale des eaux ayant, comme nous l'avons vu, homogénéisé complètement les eaux, la concentration des chlorures en 1981 est quasiment la même à toute profondeur et en toute saison, avec 4.53 mg Cl/l, ou 388'000 tonnes. C'est une légère progression sur l'année 1980, où l'on avait noté, pour les mêmes mois, une teneur de 4.38 mg Cl/l, ou 376'000 tonnes.

Ainsi l'enrichissement en chlorures du lac progresse lentement. Il faut préciser que les concentrations actuelles n'ont aucune influence quelconque sur des organismes vivants, quels qu'ils soient, dans l'état actuel de nos connaissances.

11. AUTRES DETERMINATIONS

. LE pH DE L'EAU

Le pH de l'eau reste élevé. En surface, au moment de l'intense activité biologique, il a atteint et même dépassé, à plusieurs reprises, la valeur de 9, ce qui signifie que l'eau contient des ions OH⁻ libres qui apparaissent dès que le pH atteint 8.35, en période estivale, et que le processus de précipitation chimique du carbonate de calcium marche en plein.

Dans le fond du lac ce n'est que vers septembre que le pH a commencé à baisser, passant de 7.8 à 7.3 en novembre.

. LA CONDUCTIVITE DE L'EAU

La conductivité de l'eau, de 298 µS.cm⁻¹ en moyenne annuelle, a marqué par un fort abaissement estival dans la couche trophogène la diminution des électrolytes de l'eau. Le minimum observé fut de 243 µS.cm⁻¹ à la surface de l'eau le 19 août.

LES BICARBONATES DE L'EAU

Les bicarbonates de l'eau, mesurés par le titre alcalimétrique complet (TAC), varient peu d'une année à l'autre. Ils représentent la réserve alcaline du lac, qui lui permet de résister efficacement contre les nuisances acides que peuvent apporter les pluies par exemple. Le TAC de 1981 est de 1.82 mé/l.

Il peut diminuer d'un quart pendant la période estivale lors du déroulement de la photosynthèse. Le minimum observé fut de 1.38 mé/l en août et septembre près de la surface de l'eau.

LA DURETE TOTALE

La dureté totale, qui exprime principalement la concentration des sels de calcium et de magnésium se maintient à 2.88 mé/l en moyenne annuelle, avec un maximum mensuel de 2.94 mé/l en janvier, et un minimum de 2.81 mé/l en août. Le minimum absolu de l'année est de 2.36 mé/l en août, près de la surface du lac, bien entendu.

LE CALCIUM

La teneur moyenne en calcium du lac, exprimée en mé/l, est de 2.32 mg/l, ce qui correspond à 46.5 milligrammes de calcium exprimé en mg Ca/l, ou à $3'984.10^3$ tonnes.

On observe des variations allant du maximum de 2.39 mé/l début avril (47.9 mg Ca/l ou $4'100.10^3$ tonnes) à 2.20 mé/l à mi-septembre (44.2 mg Ca/l ou $3'785.10^3$ tonnes). Les variations annuelles, en partie dues à la décalcification superficielle des eaux en été, sont de l'ordre de 300'000 tonnes.

La concentration minima a été mesurée en septembre à 10 m de profondeur; elle était de 1.80 mé/l, soit 36 mg Ca/l. A cette même profondeur, elle était de 2.39 mé/l à mi-juin, soit près de 48 mg Ca/l. On peut juger par ces quelques chiffres de l'influence de l'activité chlorophyllienne sur la physico-chimie du lac.

LE MAGNESIUM

Le magnésium participe peu aux phénomènes de photosynthèse, et ses variations annuelles sont faibles.

On a calculé une concentration annuelle moyenne de 0.53 mé/l (6.44 mg Mg/l ou 552.10^3 tonnes) avec une fourchette entre 6.59 mg Mg/l (565.10^3 tonnes) en septembre et 6.32 mg Mg/l (541.10^3 tonnes) à mi-octobre.

12. CONCLUSIONS

La modification du programme de recherches au Léman avec l'observation d'une unique station, la variation de la fréquence des mesures, et l'investigation à des niveaux différents de ceux examinés dans les campagnes précédentes posent des problèmes d'interprétation des résultats difficiles à résoudre.

Pour cette première année, les informations recueillies doivent donc être considérées avec grande prudence.

Les phénomènes observés en 1981 sont influencés de deux manières. D'une part, la circulation hivernale totale des eaux a eu pour conséquence l'homogénéisation physique et chimique de l'ensemble de la masse lacustre, et par conséquent un enrichissement des couches superficielles en nutriments tels que l'azote et le phosphore. Mais la circulation n'a pas eu une violence suffisante pour que des matériaux soient relargués à partir des sédiments. D'autre part, les conditions météorologiques particulières, avec des alternances entre périodes sèches et chaudes et d'autres plus pluvieuses ont permis que l'activité chlorophyllienne atteigne une puissance particulière à certains moments bien définis.

C'est ainsi que, sans être médiocre, la transparence de l'eau a été moyenne (8.1 m) avec des valeurs extrêmes de 16.3 m en mars et de 1.6 m au milieu du mois de mai.

Du point de vue thermique, le lac a été froid toute l'année, avec 6°45 en moyenne annuelle, valeur particulièrement basse. Mais la température n'est nulle part descendue en dessous de 5°2.

Le régime de l'oxygène s'est grandement amélioré, puisqu'en début d'année, on enregistrait une concentration moyenne de l'ordre de 10 mg/l, ce qui correspond à une provision respectable de 857'000 tonnes et à un taux de saturation satisfaisant supérieur ou égal à 80 % pendant une bonne période de l'année. La forte activité chlorophyllienne a eu pour effet d'accroître superficiellement la concentration en oxygène à certains moments avec plusieurs maximums, parmi lesquels celui de 16.47 mg/l en juillet (180.6 %). Le corollaire fut que près du fond sur une faible épaisseur, la provision diminua en fin de saison, pour atteindre le minimum de 3.95 mg/l (32 %). En moyenne annuelle, 9.36 mg/l ou 79 % de la saturation (802'000 tonnes) sont satisfaisants.

Le régime de l'azote a été très perturbé par les phénomènes évoqués plus hauts. C'est ainsi que l'on note une certaine augmentation de l'azote ammoniacal, qui passe à 0.009 mg N/l (738 tonnes).

Baisse par contre pour l'azote nitreux, notamment dans l'hypolimnion, où sa concentration devient négligeable. Pour l'ensemble du lac, nous trouvons une concentration de l'ordre de 0.001 mg N/l (93 tonnes).

Les variations de l'azote nitrique sont déterminées par l'activité de la photosynthèse. On note une réduction apparente de la concentration en azote nitrique à 0.55 mg N/l (42'600 tonnes). Mais, en 1981, l'azote nitrique s'est partiellement (presque complètement dans l'épilimnion) transformé en azote organique. Ce dernier a effectivement passé de 0.115 mg N/l (9'900 tonnes) en 1980 à 0.141 mg N/l (12'100 tonnes) en 1981. Les pertes compensant les gains, il n'apparaît pas que le régime global de l'azote ait été particulièrement modifié en 1981 par rapport à l'année précédente.

Comme pour l'azote, le régime du phosphore a été influencé par les phénomènes de photosynthèse. On note donc en 1981 une diminution de la concentration en orthophosphates (phosphore minéral) avec une concentration annuelle moyenne de 0.071 mg P/l (6'100 tonnes), contre 0.076 mg P/l (6'500 tonnes) en 1980. La concentration en phosphore organique s'accroît, passant de 0.008 mg P/l (700 tonnes) en 1980 à 0.011 mg P/l (950 tonnes).

Le bilan annuel global s'établit à 0.082 mg P/l (7'000 tonnes) en régression non significative par rapport à l'année précédente.

Comme on pouvait s'y attendre, le carbone organique a atteint sa plus forte concentration moyenne en 1981, avec 0.89 mg C/l (76'200 tonnes).

La silice, qui compose le squelette des diatomées, a augmenté en 1981 en atteignant la plus haute concentration moyenne de la décennie, avec 2.19 mg SiO₂/l (188'000 tonnes).

La concentration des chlorures continue à s'élever d'année en année. Elle atteint en 1981 4.35 mg Cl/l (376'000 tonnes). Ce phénomène n'a aucune influence sur la vie lacustre.

Le pH de l'eau, la conductivité ont marqué l'ampleur des phénomènes biologiques. Les bicarbonates et le calcium, notamment, ont participé au jeu.

Ainsi l'année 1981 est caractérisée par une intense activité biologique provoquée en partie par une circulation totale des eaux. Les régimes vitaux de l'oxygène, de l'azote et du phosphore en ont été influencés, mais sans que l'on puisse constater globalement une aggravation. Il n'en reste pas moins que les teneurs en nutriments, en phosphore notamment, sont encore trop élevées, ce qui rend le régime de l'oxygène dans le fond du lac particulièrement précaire, surtout si l'on va au devant d'hivers chauds.

ETUDE DU PHYTOPLANCTON

CAMPAGNE 1981

PAR

JEAN-CLAUDE DRUART

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

ET

ROGER REVACLIER

SERVICE D'HYDROBIOLOGIE GENEVE

RESUME

Le rapport présente les résultats de l'étude du phytoplancton du Léman en 1981, à la station SHL 2. Vingt échantillons d'eau brute, intégrés de la surface à 10 mètres de profondeur, ont été prélevés. Cent vingt-deux espèces ont été identifiées et comptées; leur biomasse respective et la biomasse totale de chaque échantillon ont été calculées. Les résultats obtenus sont comparés à ceux des années 1977 à 1980.

La relation entre l'évolution des populations phytoplanctoniques et la transparence est brièvement abordée.

La biomasse maximale trouvée est de 6.5 mg/l, la biomasse moyenne est de 2.1 mg/l : ces valeurs sont caractéristiques d'un lac mésotrophe à eutrophe. Dix espèces algales ont produit à elles seules 90 % de la biomasse. Aucune espèce nouvelle pour le Léman n'a été observée.

1. INTRODUCTION

Dans le cadre du plan quinquennal 1981-1985, le phytoplancton a été prélevé à la station SHL 2, centre lac, aux mêmes dates que les échantillons d'eau nécessaires aux analyses physico-chimiques; soit à vingt reprises : un prélèvement en janvier, un en février et deux par mois de mars à novembre.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un appareil intégrateur dans la couche d'eau comprise entre la surface et 10 mètres de profondeur et les comptages ont été effectués au microscope inversé selon la méthode d'Utermöhl, par les soins de la Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon.

Toutes les espèces rencontrées, tant dans les échantillons examinés à l'état frais qu'après fixation, ont été répertoriées.

Les biomasses sont calculées à partir des biovolumes spécifiques mesurés et comparés aux données disponibles dans la littérature; une liste en sera publiée ultérieurement.

2. RESULTATS

2.1 FREQUENCE DES ESPECES

En 1981, 122 taxons (genres, espèces, variétés ou formes) différents ont été trouvés et identifiés (tableau 2)

43 chlorophycées
31 diatomées
16 cyanophycées
11 conjuguées
10 chrysophycées
7 dinophycées
4 cryptophycées

Parmi ces algues, 27 n'ont été observées qu'une fois, 11 deux fois et 6 trois fois.

Les dix espèces les plus fréquemment rencontrées (dans le 90 % des échantillons) sont :

Espèces	Nombre d'échantillons
<i>Gymnodinium helveticum</i>	18
<i>Ceratium hirundinella</i>	19
<i>Cryptomonas sp</i>	19
<i>Rhodomonas minuta var. nanno.</i>	20
<i>Melosira binderana</i>	18
<i>Stephanodiscus hantzschii var.</i>	19
<i>Fragilaria crotonensis</i>	19
<i>Asterionella formosa</i>	20
<i>Staurastrum cingulum</i>	18
<i>Staurastrum sebalddi var. orn.</i>	18

L'échantillon dont la population était la plus diversifiée a été prélevé le 26 janvier, il comptait cinquante-huit espèces ou taxons; celui dont la population était la plus pauvre le 15 juin avec seulement dix-huit espèces; la diversité moyenne est de quarante-trois espèces.

2.2 VARIATIONS D'ABONDANCE DE QUELQUES ESPECES

Les figures 1, 2 et 3 montrent les variations d'abondance de onze algues tout au long de l'année 1981.

On peut distinguer trois types d'évolution :

1. espèces à développement quasi constant :

Rhodomonas minuta var.

2. espèces à développement plus ou moins cyclique :

Asterionella formosa, *Fragilaria crotonensis*, *Rhodomonas minuta*

3. espèces à développement temporaire et limité :

Stephanodiscus hantzschii v., *Ankyra judayi*, *Ceratium hirundinella etc..*

2.3 BIOMASSES

Parmi les 122 espèces rencontrées à SHL 2 en 1981, seules 23 ont produit au moins 10 % de la biomasse d'un échantillon au cours de l'année et/ou représenté 1 % ou plus de la biomasse annuelle totale (tableau 1).

Parmi les espèces principales citons dans l'ordre de succession annuelle : *Stephanodiscus hantzschii* var., *Rhodomonas minuta* var., *Asterionella formosa*, *Ceratium hirundinella* et *Staurastrum sebaldii* var *ornatum* dont la prolifération a été particulièrement remarquable en septembre (47.8 % de la biomasse le 21 septembre) : à ces algues ajoutons *Cryptomonas* sp qui représenta 34 % de la biomasse le 21 avril.

Ces différentes espèces occupent une part relative importante de la biomasse depuis plusieurs années déjà.

La fréquence d'échantillonnage plus élevée en 1981 a permis de saisir une succession de cinq pics de biomasses importants : en avril, mai, juillet, août et septembre.

La biomasse maximum trouvée a atteint 6.5 mg/l de matière vivante algale, le 3 août; dans douze échantillons sur vingt la biomasse totale a dépassé 1.0 mg/l, valeur généralement considérée comme la limite séparant l'oligotrophie de la mésotrophie. Avec une moyenne de 2.14 mg/l l'année 1981 est à placer parmi les années à forte biomasse.

La figure 5 permet de comparer les biomasses des années 1977 à 1981. Pour 1981 nous n'avons porté sur le graphique que les résultats correspondant aux dates de prélèvement du plan quinquennal précédent (une valeur par mois).

En comparant les figures 4 et 5, on remarquera que l'ancienne cadence d'échantillonnage donne une image beaucoup plus sommaire de la dynamique du phytoplancton : deux maximums au lieu de cinq en 1981, par exemple.

2.4 TRANSPARENCE

La variation de transparence à la station SHL 2 en 1981, représentée à la figure 4, permet de remarquer l'effet très net du phytoplancton sur cette mesure : les courbes de transparence et de biomasse évoluent parallèlement jusqu'à la fin de juillet. Il semble se confirmer que les algues les plus petites très abondantes (le nannoplancton), comme *Stephanodiscus hantzschii* au printemps, ont un impact plus marqué sur la transparence que les espèces plus volumineuses mais moins abondantes des mois suivants (*Ceratium*, *Staurastrum* etc...)

3. CONCLUSIONS

Les résultats obtenus, plus riches en information précieuse pour l'avenir, justifient pleinement la plus grande fréquence d'échantillonnage (tous les quinze jours environ) et l'analyse taxonomique plus poussée réalisée.

Les biomasses produites en 1981 ont été importantes : douze échantillons sur vingt ont dépassé 1 mg/l, avec un maximum de 6.5 mg/l et une moyenne de 2.1 mg/l : de telles valeurs sont typiques d'un lac méso-eutrophe à eutrophe.

Fait rare depuis près de vingt ans aucune espèce nouvelle pour le Léman n'est venue s'ajouter à la flore phytoplanctonique en 1981, malgré une investigation taxonomique plus poussée que précédemment.

TABLEAU 1 : Biomasses relatives (%) des espèces les plus abondantes en 1981, comparées à leur biomasse relative de 1977 à 1980.

	1977	1978	1979	1980	1981
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.0	0.9	0.0	0.0	0.9
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0.3	3.1	0.4	1.2	0.7
<i>Gymnodinium helveticum</i>	2.3	0.5	2.1	4.2	1.6
<i>Ceratium hirundinella</i>	21.1	33.1	14.3	17.6	27.7
<i>Cryptomonas</i> sp	5.9	4.4	16.0	20.5	8.6
<i>Rhodomonas minuta</i> }	8.1	3.9	13.4	13.9	1.2
<i>Rhodomonas minuta</i> var nanno }					11.8
<i>Dinobryon sociale</i>	0.3	0.1	5.6	0.7	0.9
<i>Mallomonas acaroides</i>	1.0	0.4	1.2	1.0	0.8
<i>Erkenia subaequiciliata</i>				0.1	1.1
<i>Melosira binderana</i>	1.2	0.8	0.4	5.9	3.3
<i>Stephanodiscus astraes</i>	0.0	0.2	0.2	0.5	0.2
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> v. pu.	18.5	1.2	6.1	2.7	11.9
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2.7	1.1	3.4	6.6	0.6
<i>Asterionella formosa</i>	0.9	0.5	12.9	3.3	5.5
<i>Chlamydomonas conica</i>				2.5	1.0
<i>Coelastrum microporum</i>			0.2	0.6	0.1
<i>Chlorella vulgaris</i>	4.7	1.2	3.5	3.2	1.5
<i>Ulothrix subtilissima</i>	1.6	1.3	0.7	0.5	1.1
<i>Mougeotia gracillima</i>	11.3	2.6	1.1	4.9	2.3
<i>Closterium aciculare</i>	1.9	0.5	1.1	1.4	1.6
<i>Staurastrum cingulum</i> }	1.3	1.1	1.0	1.7	2.4
<i>Staurastrum sebalddi</i> v. ornatum }					7.7
Biomasse moyenne (12 mois) mg/m ³	1116	2078	944	1134	1856
20 échantillons					2142
Biomasse maximum mg/m ³	3561	5878	2411	5157	6456

Figure 1. SHL 2 1981- Variations d'abondance de cinq espèces d'algues.

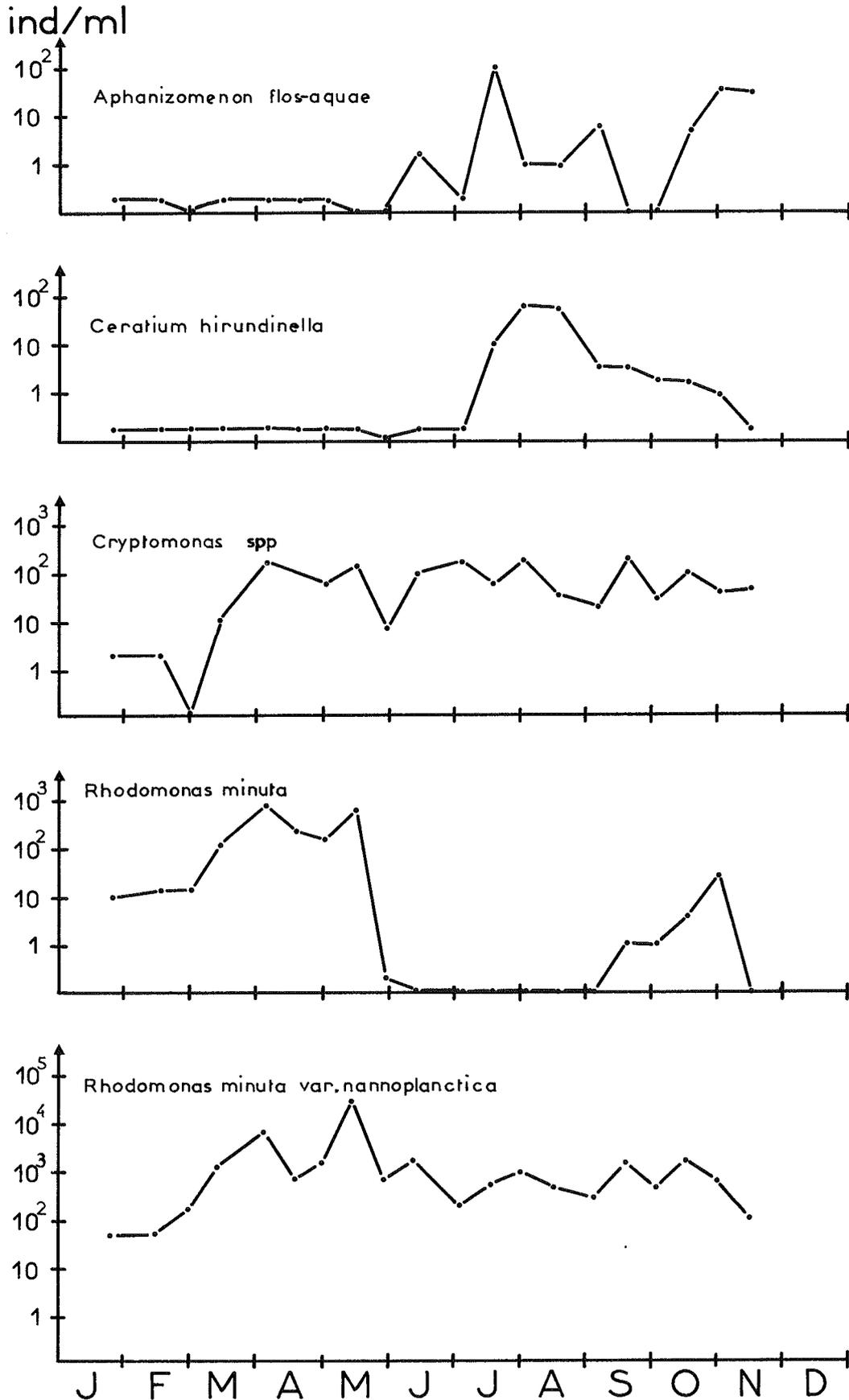


Figure 2 SHL 2 1981, Variations d'abondance de quatre espèces d'algues.

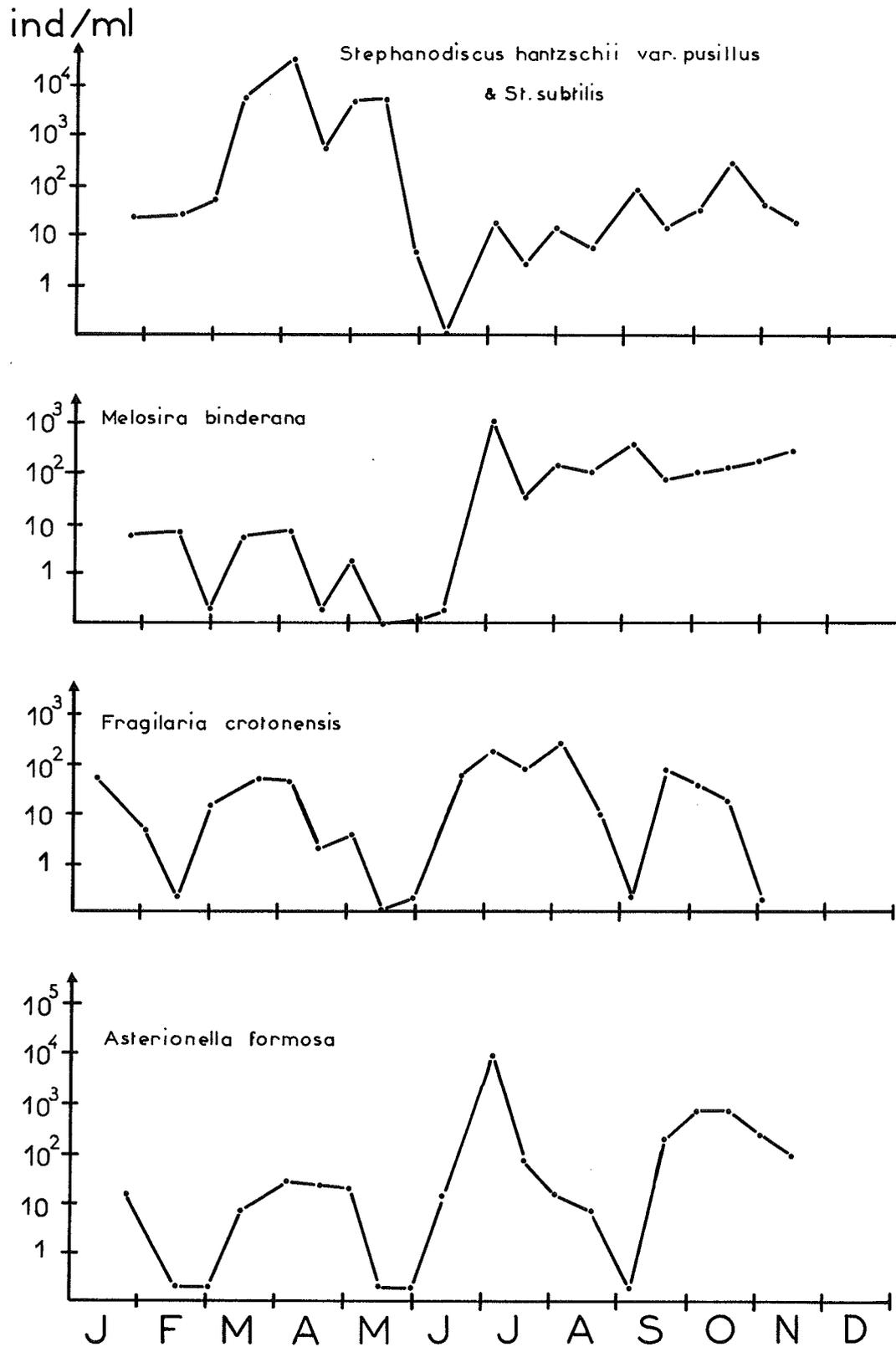


Figure 3 SHL 2 1981. Variations d'abondance de quatre espèces d'algues.

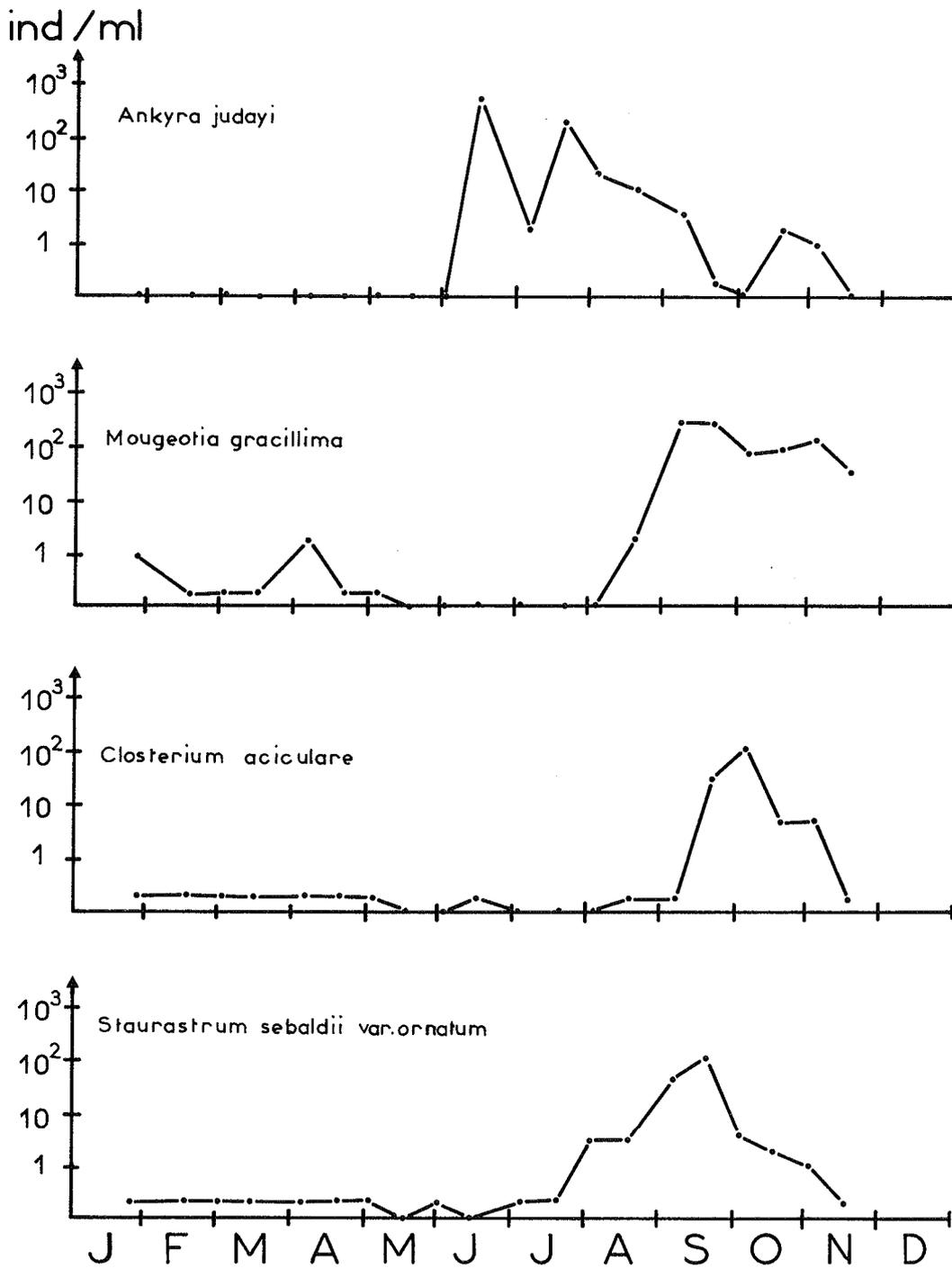


Fig.4 Evolution annuelle de la transparence, des biomasses totales et des biomasses relatives de six algues, à SHL2 en 1981.

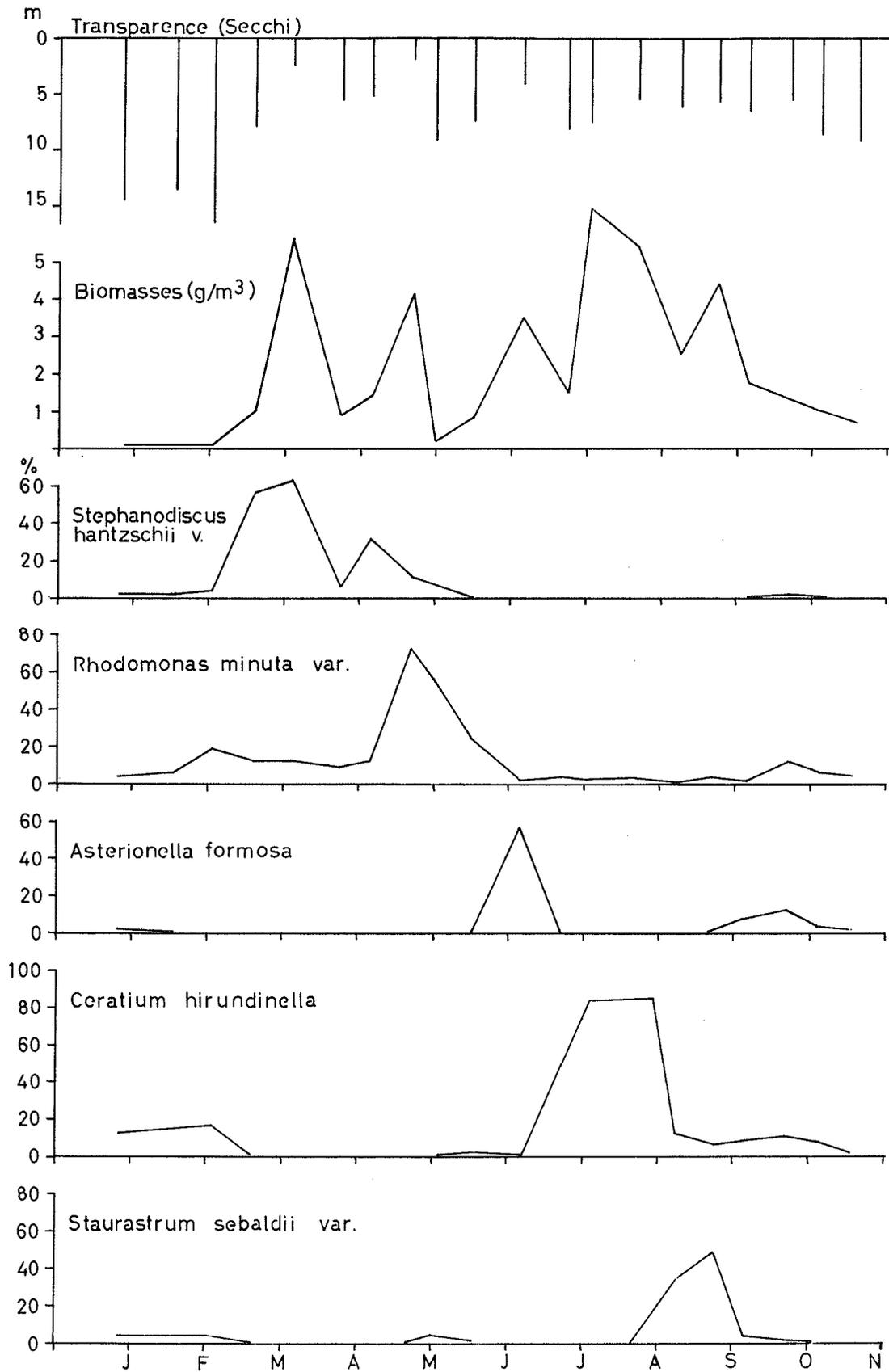


Figure 5. Variation des biomasses mensuelles de 1977 à 1981, à SHL 2.

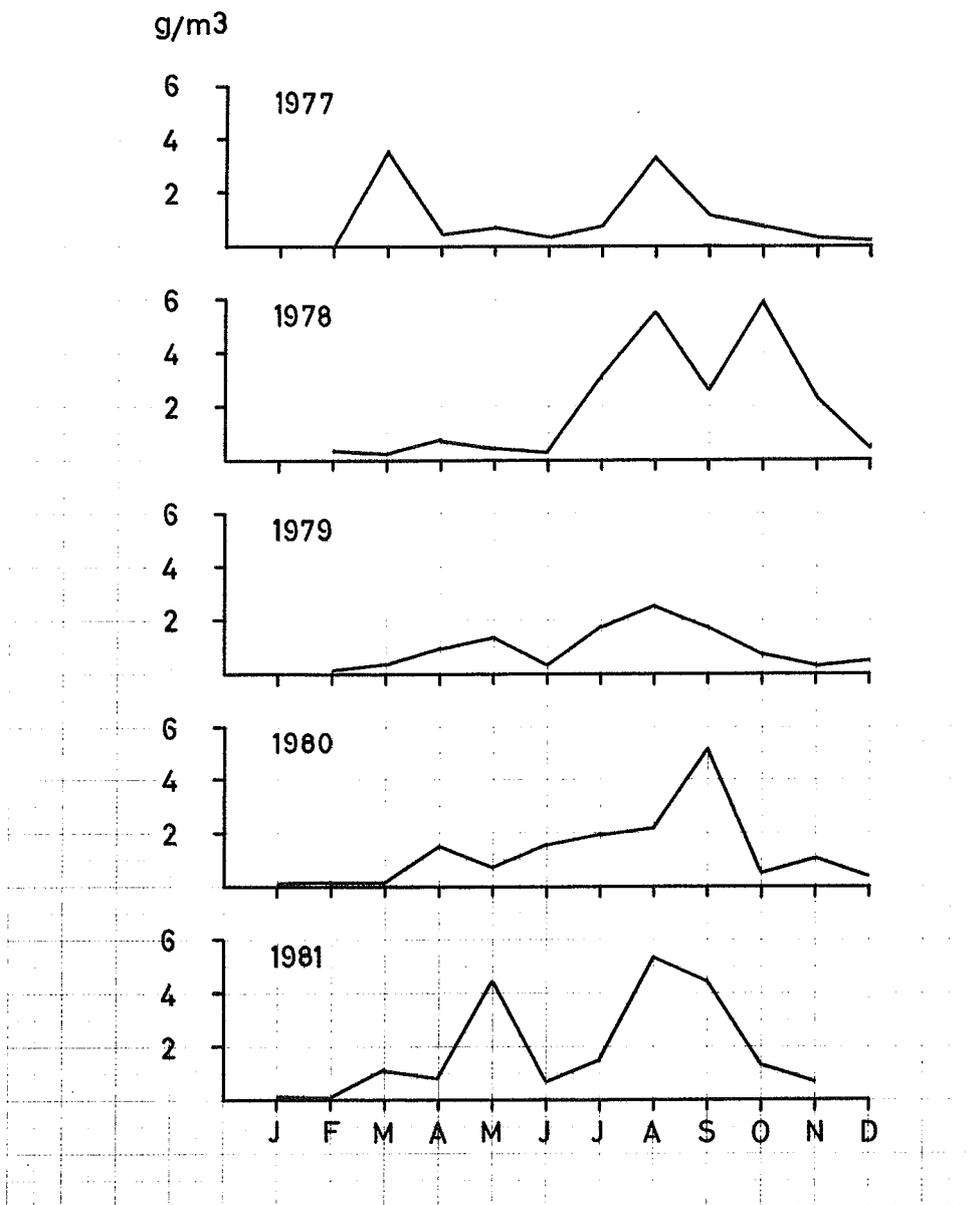


TABLEAU 2

LISTE DE REFERENCE ET FREQUENCES DES ESPECES D'ALGUES RENCONTREES EN 1981

NOMBRE D'ECHANTILLONS : 20

		FREQUENCES SUR 20 ECHT	FREQUENCES EN POURCENT
CYANOPHYCEES			
1021	MICROCYSTIS AERUGINOSA	7	35.0
1022	MICROCYSTIS ELACHISTA V.CONFERTA	3	15.0
1024	MICROCYSTIS GREVILLEI	1	5.0
1031	APHANOTHECE CLATHRATA	4	20.0
1032	APHANOTHECE CLATHRATA V.ROSEA	7	35.0
1070	ANABAENA SP.	1	5.0
1072	ANABAENA FLOS AQUAE	4	20.0
1074	ANABAENA MACROSPORA	5	25.0
1075	ANABAENA FLOS AQUAE VAR.TRELEASI	4	20.0
1081	APHANIZOMENON FLOS AQUAE	16	80.0
1090	OSCILLATORIA SP.	1	5.0
1091	OSCILLATORIA RUBESCENS	4	20.0
1092	OSCILLATORIA BOURRELLYI	7	35.0
1093	OSCILLATORIA ACUTISSIMA	1	5.0
1094	OSCILLATORIA LIMNETICA	12	60.0
1111	PHORMIDIUM MUCICOLA	3	15.0
DINOPHYCEES			
2010	GYMNODINIUM SP.	2	10.0
2012	GYMNODINIUM HELVETICUM	18	90.0
2020	PERIDIUM SP.	16	80.0
2024	PERIDIUM WILLEI	8	40.0
2041	CERATIUM HIRUNDINELLA	19	95.0
2049	CYSTE DE CERATIUM	6	30.0
2060	GLENODINIUM SP.	2	10.0
CRYPTOPHYCEES			
3010	CRYPTOMONAS SP.	19	95.0
3011	CRYPTOMONAS ROSTRATIFORMIS	9	45.0
3021	RHODOMONAS MINUTA	14	70.0
3022	RHODOMONAS MINUTA VAR.NANNOPLANCTICA	20	100.0
CHRYSTOPHYCEES			
5020	UROGLENA SP.	5	25.0
5032	DINOBRYON CYLINDRICUM	1	5.0
5033	DINOBRYON DIVERGENS	3	15.0
5035	DINOBRYON SOCIALE	6	30.0
5037	DINOBRYON PETIOLATUM F.	1	5.0
5051	MALLOMONAS ACAROIDES	11	55.0
5092	BICOECA CRISTALLINA	1	5.0
5093	BICOECA STELLATA	1	5.0
5100	DESMARELLA BRACHYCALYX	1	5.0
5120	ERKENIA SP.	16	80.0
DIATOMEES			
7011	MELOSIRA GRANULATA VAR.	13	65.0
7012	MELOSIRA ISLANDICA SUBSP.HELVETICA	9	45.0
7013	MELOSIRA BINDERANA	18	90.0
7014	MELOSIRA VARIANS	6	30.0
7024	CYCLOTELLA COMTA	2	10.0
7026	CYCLOTELLA COMENSIS	2	10.0
7030	STEPHANODISCUS	2	10.0

7031	STEPHANODISCUS ASTRAEA	11	55.0
7032	STEPHANODISCUS HANTZSCHII	2	10.0
7033	STEPHANO.ASTR.V.MINUT.	11	55.0
7035	STEPHANODISCUS HANTZSCHII V.PUSILLUS	19	95.0
7036	STEPHANODISCUS NOV.SP.LEMAN	1	5.0
7041	DIATOMA ELONGATUM	9	45.0
7042	DIATOMA VULGARE	8	40.0
7051	MERIDION CIRCULARE	5	25.0
7062	FRAGILARIA CROTONENSIS	19	95.0
7063	FRAGILARIA VIRESCENS	9	45.0
7071	ASTERIONELLA FORMOSA	20	100.0
7081	SYNEDRA ACUS	11	55.0
7082	SYNEDRA ULNA	6	30.0
7084	SYNEDRA ACUS VAR.RADIANS	13	65.0
7100	COCCONEIS SP.	8	40.0
7140	NAVICULA SP.	11	55.0
7161	AMPHORA OVALIS	1	5.0
7170	CYMBELLA SP.	7	35.0
7180	GOMPHONEMA SP.	4	20.0
7190	NITZSCHIA SP.	7	35.0
7191	NITZSCHIA ACICULARIS	14	70.0
7201	CYMATOPLEURA SOLEA	5	25.0
7221	TABELLARIA FENESTRATA	2	10.0
7261	RHOICOSPHENIA CURVATA	1	5.0

CHLOROPHYCEES

8010	CHLAMYDOMONAS SP.	4	20.0
8011	CHLAMYDOMONAS PROBOSCIGERAS	2	10.0
8012	CLAMYDOMONAS GLOBOSA	9	45.0
8013	CHLAMYDOMONAS CONICA	2	10.0
8021	TETRASELMIS CORDIFORMIS	6	30.0
8031	PHACOTUS LENTICULARIS	8	40.0
8041	EUDORINA ELEGANS	13	65.0
8050	GONIUM PECTORALE	1	5.0
8061	PANDORINA MORUM	3	15.0
8071	PSEUDOSPHAEROCYSTIS LUNDII	12	60.0
8082	TETRAEDRON MINIMUM	2	10.0
8091	ANKYRA JUDAYI	9	45.0
8092	ANKYRA SPATULIFERA	5	25.0
8094	ANKYRA INERME	1	5.0
8095	ANKYRA LANCEOLATA	5	25.0
8111	SPHAEROCYSTIS SCHROEDERI	12	60.0
8121	OOCYSTIS LACUSTRIS	7	35.0
8122	OOCYSTIS SOLITARIA	10	50.0
8141	KIRCHNERIELLA OBESA	1	5.0
8162	ANKISTRODESMUS LACUSTRIS	1	5.0
8171	MONORAPHIDIUM CONTORSUM	12	60.0
8181	MICRACTINIUM PUSILLUM	4	20.0
8191	BOTRYOCOCCUS BRAUNII	7	35.0
8201	DICTYOSPHAERIUM PULCHELLUM	14	70.0
8221	COELASTRUM MICROPORUM	3	15.0
8222	COELASTRUM RETICULATUM	1	5.0
8224	COELASTRUM CAMBRICUM	1	5.0
8225	COELASTRUM PSEUDOMICROPORUM	1	5.0
8250	SCENEDESMUS SP.	1	5.0
8251	SCENEDESMUS QUADRICAUDA	5	25.0
8252	SCENEDESMUS ECORNIS	1	5.0
8254	SCENEDESMUS SPINOSUS	1	5.0
8255	SCENEDESMUS ACUMINATUS	2	10.0
8271	PEDIASTRUM BORYANUM	11	55.0
8272	PEDIASTRUM DUPLEX	16	80.0
8281	ELAKATOTHRIX GENEVENSIS	13	65.0
8311	CHLORELLA VULGARIS	3	15.0
8350	ULOTHRIX SUBTILISSIMA	9	45.0
8381	CRUCIGENIELLA RECTANGULARIS	4	20.0
8391	TETRACHLORELLA ALTERNANS	1	5.0
8401	COENOCYSTIS SUBCYLINDRICA	4	20.0
8411	PAULSCHULZIA PSEUDOVOLVOX	5	25.0
8431	COENOCHLORIS PYRENOIDOSA VAR.MINOR	1	5.0

CONJUGUEES

9010	ZYGNEMA SP.	1	5.0
9020	MOUGEOTIA GRACILLIMA	14	70.0
9021	MOUGEOTIA SP.	1	5.0
9031	CLOSTERIUM ACICULARE	15	75.0
9032	CLOSTERIUM ACUTUM VAR.VARIABLE	11	55.0
9034	CLOSTERIUM NORDSTEDTII	4	20.0
9041	COSMARIUM DEPRESSUM VAR.PLANCTONICUM	8	40.0
9043	COSMARIUM MENECHINII	1	5.0
9060	STAURASTRUM CINGULUM	18	90.0
9061	STAURASTRUM SEBALDII VAR.ORNATUM	18	90.0
9062	STAURASTRUM SEBAL. V.ORN.F.QUADR.	6	30.0

TABLEAU 3a

ABONDANCE DES ESPECES DE PHYTOPLANKTON (EN CELL. OU COLON./ML) EN 1981		STATION SHL2 (CODE : 15)												
		26. 1.	16. 2.	2. 3.	16. 3.	6. 4.	21. 4.	4. 5.	18. 5.	1. 6.	15. 6.	6. 7.	20. 7.	
CYANOPHYCEES														
1021	MICROCYSTIS AERUGINOSA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1022	MICROCYSTIS ELACHISTA V	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1024	MICROCYSTIS GREVILLEI	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1031	APHANOTHECE CLATHRATA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1032	APHANOTHECE CLATHRATA V	.2	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.2
1070	ANABAENA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1072	ANABAENA FLOS AGUAE	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1074	ANABAENA MACROSPORA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1075	ANABAENA FLOS AGUAE VAR	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1081	APHANIZOMENON FLOS AGUAE	.2	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1090	OSCILLATORIA SP.	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	1.0
1091	OSCILLATORIA RUBESCENS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	115.4
1092	OSCILLATORIA BOURRELLYI	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1093	OSCILLATORIA ACUTISSIMA	.0	.0	.0	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1094	OSCILLATORIA LIMNETICA	1.0	2.8	.2	1.0	2.8	8.5	5.7	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1111	PHORMIDIUM MUCICOLA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
DINOPHYCEES														
2010	GYMNODINIUM SP.	.0	.0	.0	.0	.2	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2012	GYMNODINIUM HELVETICUM	.2	.2	.2	10.4	24.6	1.0	4.7	1.9	.2	.2	3.8	.2	.2
2020	PERIDIUM SP.	.2	.2	1.0	.2	7.6	15.1	3.8	.2	.0	.0	1.0	.2	.2
2024	PERIDIUM WILLEI	.2	.0	.0	.2	.2	.0	.0	.0	.2	.2	.2	.2	1.0
2041	CERATIUM HIRUNDINELLA	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.2	.0	.2	.2	.2	.2	11.4
2049	CYSTE DE CERATIUM	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2060	GLENODINIUM SP.	.0	.0	.0	1.9	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
CRYPTOPHYCEES														
3010	CRYPTOMONAS SP.	1.9	1.9	.0	11.4	164.6	113.5	58.7	6.6	92.7	168.4	56.8		
3011	CRYPTOMONAS ROSTRATIFOR	.0	.2	.2	.2	.2	.2	.0	.0	.2	.0	12.3		
3021	RHODOMONAS MINUTA	9.5	13.2	14.2	124.9	798.4	227.0	159.9	.2	.0	.0	12.3		
3022	RHODOMONAS MINUTA VAR.N	48.2	50.1	168.4	1294.1	6936.1	679.2	1600.6	675.4	1710.4	196.8	554.4		

TABLEAU 3b

ABONDANCE DES ESPECES DE PHYTOPLANKTON (EN CELL. OU COLON./ML) EN 1981

STATION SHL2	(CODE : 15)	3. 8.	19. 8.	7. 9.	21. 9.	5.10.	19.10.	2.11.	17.11.	MOY.
CYANOPHYCEES										
1021	MICROCYSTIS AERUGINOSA	.0	1.0	.2	.2	.2	1.0	1.0	.2	.2
1022	MICROCYSTIS ELACHISTA V	.0	.2	.0	.2	.2	.0	.0	.0	.0
1024	MICROCYSTIS GREVILLEI	.0	.0	.0	.0	.0	.0	1.9	.0	.0
1031	APHANOTHECE CLATHRATA	.0	100.3	64.3	.0	.0	1.0	.0	.0	8.3
1032	APHANOTHECE CLATHRATA V	.0	.2	.2	14.2	3.8	.0	.0	.0	.9
1070	ANABAENA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.2	.0	.0
1072	ANABAENA FLOS AQUAE	.0	.0	.0	.0	.2	2.8	7.6	7.6	.9
1074	ANABAENA MACROSPORA	.0	.0	.2	1.9	44.5	16.1	.2	.0	3.1
1075	ANABAENA FLOS AQUAE VAR	.0	.2	.0	.2	.2	.0	.0	.0	.1
1081	APHANIZONENON FLOS AQUA	1.0	1.0	6.6	.0	10.4	5.7	37.8	32.2	10.7
1090	OSCILLATORIA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1091	OSCILLATORIA RUBESCENS	.0	.0	.0	.0	1.9	11.4	1.0	.2	.7
1092	OSCILLATORIA BOURRELLYI	.0	.0	.0	.2	.2	.2	1.0	3.8	.3
1093	OSCILLATORIA ACUTISSIMA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1094	OSCILLATORIA LIMNETICA	.0	.0	.0	.2	7.6	2.8	1.9	3.8	1.9
1111	PHORMIDIUM MUCICOLA	.2	1.0	.0	.0	.0	.2	.0	.0	.1
DINOPHYCEES										
2010	GYMNODINIUM SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2012	GYMNODINIUM HELVETICUM	.0	.2	.2	.0	.2	1.0	1.9	1.0	2.3
2020	PERIDINIUM SP.	1.9	.0	.0	.0	.2	.2	1.0	1.0	2.6
2024	PERIDINIUM WILLEI	1.9	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.2
2041	CERATIUM HIRUNDINELLA	71.9	60.5	3.8	3.8	1.9	1.9	1.0	.2	7.9
2049	CYSTE DE CERATIUM	.0	.2	.2	.0	.0	.2	.2	.2	.1
2060	GLENODINIUM SP.	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.1
CRYPTOPHYCEES										
3010	CRYPTOMONAS SP.	176.0	32.2	18.9	189.2	28.4	94.6	37.8	45.4	71.9
3011	CRYPTOMONAS ROSTRATIFOR	.2	.0	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.7
3021	RHODOMONAS MINUTA	.0	.0	.0	1.0	1.0	3.8	26.5	113.5	104.5
3022	RHODOMONAS MINUTA VAR.N	1025.5	469.2	285.7	1547.7	471.1	1717.9	624.4	261.1	2538.3

TABLEAU 4a

BIOMASSE DES ESPECES DE PHYTOPLANKTON (EN MICROGR/L) EN 1981

STATION SHL2	(CODE: 15)											
	26. 1.	16. 2.	2. 3.	16. 3.	6. 4.	21. 4.	4. 5.	18. 5.	1. 6.	15. 6.	6. 7.	20. 7.
CYANOPHYCEES												
1021 MICROCYSTIS AERUGINOSA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1022 MICROCYSTIS ELACHISTA V	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1024 MICROCYSTIS GREVILLEI	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1031 APHANOTHECE CLATHRATA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1032 APHANOTHECE CLATHRATA V	.1	.1	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1070 ANABAENA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1072 ANABAENA FLOS AQUAE	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1074 ANABAENA MACROSPORA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1075 ANABAENA FLOS AQUAE VAR	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1081 APHANIZOMENON FLOS AQUA	.3	.3	.0	.3	.3	.3	.3	.0	.0	2.7	.3	167.3
1090 OSCILLATORIA SP.	.0	.6	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1091 OSCILLATORIA RUBESCENS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1092 OSCILLATORIA BOURRELLYI	.0	.0	.0	.0	.6	.6	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1093 OSCILLATORIA ACUTISSIMA	.0	.0	.0	.0	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1094 OSCILLATORIA LIMNETICA	.3	.9	.1	.3	.9	2.6	1.7	.0	.0	.0	.0	.0
1111 PHORMIDIUM MUCICOLA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
TOTAL	.7	1.8	.2	.6	1.8	3.4	2.0	.0	.0	2.7	.3	168.7
ABOND.RELAT.(O/O)	.5	1.8	.2	.1	.0	.4	.1	.0	.0	.4	.0	11.0
DINOPHYCEES												
2010 GYMNODINIUM SP.	.0	.0	.0	.0	4.0	4.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2012 GYMNODINIUM HELVETICUM	3.0	3.0	3.0	3.0	369.0	15.0	70.9	70.9	28.3	3.0	56.7	3.0
2020 PERIDINIUM SP.	1.0	1.0	4.7	52.1	37.8	75.7	37.8	18.9	1.0	.0	5.0	1.0
2024 PERIDINIUM WILLEI	8.0	.0	.0	8.0	8.0	.0	.0	.0	.0	8.0	8.0	40.0
2041 CERATIUM HIRUNDINELLA	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	.0	15.0	15.0	851.2
2049 CYSTE DE CERATIUM	10.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
2060 GLENODINIUM SP.	.0	.0	.0	3.9	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
TOTAL	37.0	19.0	22.7	81.9	433.8	109.7	123.8	104.8	29.3	26.0	84.7	895.2
ABOND.RELAT.(O/O)	29.0	18.4	25.9	7.7	7.8	12.9	8.8	2.5	24.3	3.7	2.4	58.1

CRYPTOPHYCEES

3010 CRYPTOMONAS SP.	4.7	4.7	28.4	411.5	283.8	146.6	350.0	16.5	231.8	421.0	141.9
3011 CRYPTOMONAS ROSTRATIFOR	.0	1.5	1.5	1.5	1.5	.0	.0	.0	1.5	.0	92.2
3021 RHODOMONAS MINUTA	2.4	3.3	31.2	199.6	56.8	40.0	149.5	.0	.0	.0	.0
3022 RHODOMONAS MINUTA VAR.N	4.8	5.0	129.4	693.6	67.9	160.1	3044.9	67.5	171.0	19.7	55.4
TOTAL	11.9	14.5	190.5	1306.2	410.0	346.6	3544.4	84.1	404.3	440.6	289.5
ABOND.RELAT.(O/O)	9.3	14.1	18.0	23.3	48.2	24.7	84.2	69.6	58.0	12.6	18.8

CHRYSOPHYCEES

5020 UROGLENA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5032 DINOBRYON CYLINDRICUM	.0	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5033 DINOBRYON DIVERGENS	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.2	.0	.0
5035 DINOBRYON SOCIALE	.0	.0	.0	.0	.2	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5037 DINOBRYON PETIOLATUM F.	1.5	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5051 MALLOMONAS ACAROIDES	7.0	1.4	.0	.0	1.4	1.4	.0	.0	.0	.0	.0
5092 BICOECA CRISTALLINA	.0	.0	.0	.0	8.5	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5093 BICOECA STELLATA	.0	.0	.0	.0	.5	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5100 DESMARELLA BRACHYCALYX	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
5120 ERKENIA SP.	.0	.0	22.7	329.4	18.0	8.0	13.9	.1	.0	.0	.1
TOTAL	8.7	1.4	22.8	329.4	28.6	9.4	13.9	.1	.2	.0	.1
ABOND.RELAT.(O/O)	6.8	1.4	2.2	5.9	3.4	.7	.3	.1	.0	.0	.0

DIATOMES

7011 MELOSIRA GRANULATA VAR.	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.0	.0	.0	.0	.1
7012 MELOSIRA ISLANDICA SUBS	.4	.4	.4	.4	3.8	1.4	.4	.0	.0	.0	.0
7013 MELOSIRA BINDERANA	2.8	3.3	2.8	3.8	.1	1.0	.0	.0	.1	575.2	18.0
7014 MELOSIRA VARIANS	.4	.4	.0	.4	.4	.4	.0	.0	.0	.4	.0
7024 CYCLOTELLA COMTA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
7026 CYCLOTELLA COMENSIS	.0	.3	.0	.0	.0	.0	.0	.3	.0	.0	.0
7030 STEPHANODISCUS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
7031 STEPHANODISCUS ASTRAEA	1.4	1.4	13.2	13.2	1.4	1.4	1.4	.0	.0	.0	.0
7032 STEPHANODISCUS HANTZSCH	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
7033 STEPHANO.ASTR.V.MINUT.	1.0	.2	1.9	1.0	.2	1.9	.0	.0	.0	.0	.0
7035 STEPHANODISCUS HANTZSCH V.	2.2	2.5	608.3	3381.3	53.3	456.2	520.2	.5	.0	1.9	.3
7036 STEPHANODISCUS NOV.SP.L	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
7041 DIATOMA ELONGATUM	1.9	1.0	.2	9.5	2.8	.2	.2	.0	.0	.0	.0

TABLEAU 4b

BIOMASSE DES ESPECES DE PHYTOPLANKTON (EN MICROGR/L) EN 1981

STATION SHL2	(CODE: 15)	3. 8.	19. 8.	7. 9.	21. 9.	5.10.	19.10.	2.11.	17.11.	MOY.
CYANOPHYCEES										
1021	MICROCYSTIS AERUGINOSA	.0	100.0	20.0	20.0	20.0	100.0	100.0	20.0	19.0
1022	MICROCYSTIS ELACHISTA V	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1024	MICROCYSTIS GREVILLEI	.0	.0	.0	.0	.0	3.8	.0	.0	.2
1031	APHANOTHECE CLATHRATA	.0	50.1	32.2	.0	.5	.0	.0	.0	4.1
1032	APHANOTHECE CLATHRATA V	.0	.1	.1	7.1	.0	.0	.0	.0	.5
1070	ANABAENA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.3	.0	.0	.0
1072	ANABAENA FLOS AQUAE	.0	.0	.0	.0	.3	4.3	11.4	11.4	1.4
1074	ANABAENA MACROSPORA	.0	.0	.0	.3	8.0	2.9	.0	.0	.6
1075	ANABAENA FLOS AQUAE VAR	.0	.3	.0	.3	.0	.0	.0	.0	.1
1081	APHANIZOMENON FLOS AQUA	1.5	1.5	9.6	.0	15.1	8.2	54.9	46.6	15.5
1090	OSCILLATORIA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1091	OSCILLATORIA RUBESCENS	.0	.0	.0	.0	6.2	37.4	3.3	.7	2.4
1092	OSCILLATORIA BOURRELLYI	.0	.0	.0	.6	.6	2.8	10.6	.0	.8
1093	OSCILLATORIA ACUTISSIMA	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
1094	OSCILLATORIA LIMNETICA	.0	.0	.0	.1	2.3	.9	.6	1.1	.6
1111	PHORMIDIUM MUCICOLA	.0	.1	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
TOTAL		1.5	152.1	61.9	28.3	54.6	154.8	177.0	90.3	45.1
ABOND.RELAT.(0/0)		.0	2.8	2.4	.6	3.1	11.8	18.9	12.3	2.1
DINOPHYCEES										
2010	GYMNODINIUM SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.4
2012	GYMNODINIUM HELVETICUM	.0	3.0	3.0	.0	3.0	15.0	28.3	15.0	34.8
2020	PERIDINIUM SP.	9.5	.0	.0	.0	1.0	1.0	5.0	5.0	12.9
2024	PERIDINIUM WILLEI	75.6	8.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	8.2
2041	CERATIUM HIRUNDINELLA	5392.5	4540.5	283.5	283.5	141.7	141.7	75.0	15.0	593.7
2049	CYSTE DE CERATIUM	.0	10.0	10.0	.0	.0	10.0	10.0	10.0	3.0
2060	GLENODINIUM SP.	.0	.4	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.2
TOTAL		5477.5	4561.9	296.5	283.5	145.7	167.7	118.3	45.0	653.2
ABOND.RELAT.(0/0)		84.8	85.3	11.6	6.4	8.2	12.7	12.6	6.1	30.5

8201	DICTYOSPHAERIUM PULCHEL	.6	.6	8.5	.6	5.7	3.0	17.0	19.9	3.1
8221	COELASTRUM MICROPORUM	.0	.0	12.0	.0	.0	.0	.0	12.0	1.8
8222	COELASTRUM RETICULATUM	.0	.0	.0	.0	.0	10.0	.0	.0	.5
8224	COELASTRUM CAMERICUM	.0	10.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.5
8225	COELASTRUM PSEUDOMICROP	.0	.0	.0	10.0	.0	.0	.0	.0	.5
8250	SCENEDESMUS SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
8251	SCENEDESMUS QUADRICAUDA	.0	.0	.2	.2	.0	.0	.2	.0	.1
8252	SCENEDESMUS ECORNIS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
8254	SCENEDESMUS SPINOSUS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
8255	SCENEDESMUS ACUMINATUS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
8271	PEDIASTRUM BORYANUM	.0	1.6	1.6	.0	1.6	1.6	1.6	1.6	.9
8272	PEDIASTRUM DUPLEX	1.6	1.6	1.6	1.6	.0	1.6	1.6	1.6	1.3
8281	ELAKATOTHRIX GENEVENSI	.0	2.0	.4	.4	.0	2.0	3.8	2.0	.9
8311	CHLORELLA VULGARIS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	31.4
8350	ULOTHRIX SUETILISSIMA	.0	.0	7.6	140.0	306.5	5.7	.4	.4	23.1
8381	CRUCIGENIELLA RECTANGUL	.0	.0	.1	.0	1.0	.1	.0	.0	.1
8391	TETRACHLORELLA ALTERNAN	.0	.0	.0	.4	.0	.0	.0	.0	.0
8401	COENOCYSTIS SUBCYLINDRI	1.6	.0	.0	1.6	1.6	1.6	.0	.0	.3
8411	PAULSCHULZIA PSEUDOVOLV	.0	.0	.0	.0	2.5	47.2	2.5	2.5	2.9
8431	COENOCHELORELLA PYRENOIDOS	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
	TOTAL	133.8	87.2	67.1	173.9	331.5	84.3	32.9	46.6	121.3
	ABOND. RELAT. (O/O)	2.1	1.6	2.6	3.9	18.7	6.4	3.5	6.4	5.7
CONJUGUEES										
9010	ZYGNEA SP.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
9020	MOUGEOTIA GRACILLIMA	.0	2.1	320.5	295.5	81.2	95.7	143.6	37.5	49.0
9021	MOUGEOTIA SP.	.0	.0	.0	.0	.4	.0	.0	.0	.0
9031	CLOSTERIUM ACICULARE	.0	.8	.8	136.2	484.4	22.7	22.7	.8	33.7
9032	CLOSTERIUM ACUTUM VAR.V	.0	.0	.0	.1	.9	3.4	.9	2.6	.5
9034	CLOSTERIUM NORDESTEDTII	.0	.0	.4	.0	.0	.0	.0	.0	.1
9041	COSMARIUM DEPRESSUM VAR	6.0	113.4	85.2	.0	.0	.0	.0	.0	12.9
9043	COSMARIUM MENEHINI	.0	.0	.0	4.0	.0	.0	.0	.0	.2
9060	STAURASTRUM CINGULUM	94.6	20.0	132.4	605.4	75.6	4.0	4.0	4.0	50.6
9061	STAURASTRUM SEBALDII VA	56.8	56.8	870.4	2119.0	75.6	37.8	20.0	4.0	164.0
9062	STAURASTRUM SEBALDII V.OR	.0	.0	4.0	4.0	4.0	.0	.0	.0	1.2
	TOTAL	157.4	193.1	1413.7	3164.3	722.0	163.7	191.2	48.8	312.4
	ABOND. RELAT. (O/O)	2.4	3.6	55.4	71.3	40.8	12.4	20.4	6.7	14.6
	GRAND TOTAL	6456.4	5350.0	2553.8	4438.3	1771.0	1316.1	938.9	731.9	2142.0

LES ROTIFERES DU LEMAN

CAMPAGNE 1981

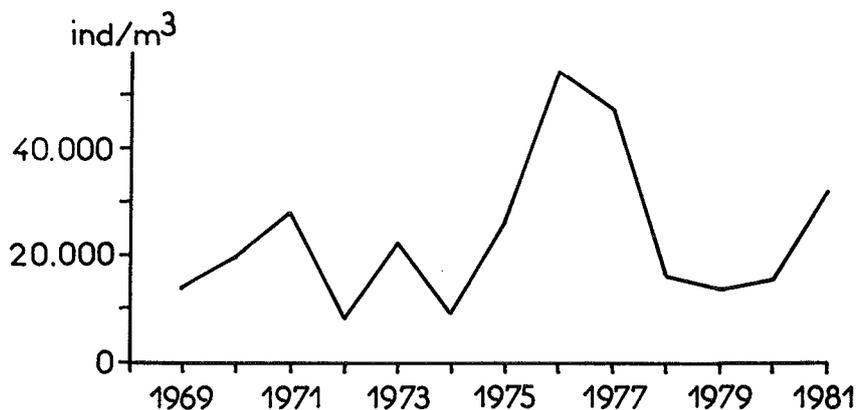
PAR

GERARD BALVAY

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

1. VARIATIONS ANNUELLES DE L'ABONDANCE DES ROTIFERES

L'augmentation de la population rotatorienne, amorcée en 1980, s'est poursuivie en 1981, pour atteindre une densité moyenne annuelle de 31'700 ind/m³.

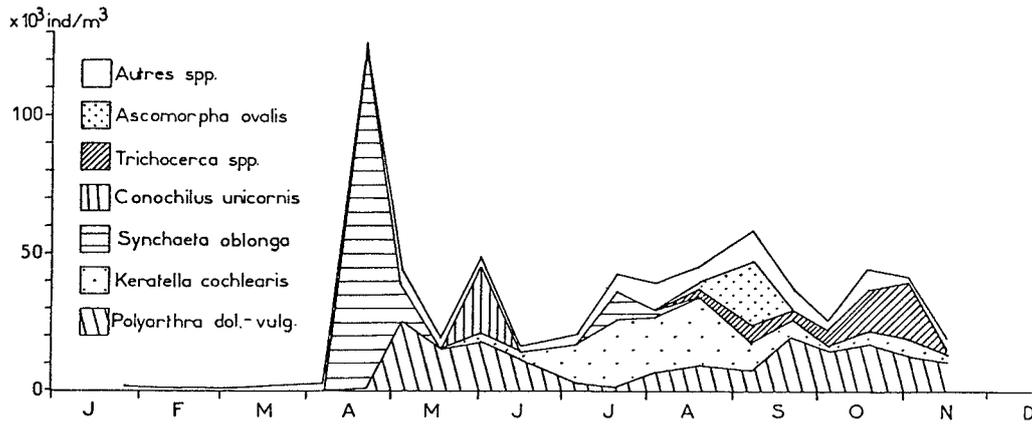


Les prélèvements n'ayant été réalisés qu'à la station SHL 2, il n'est plus possible de comparer la densité des rotifères au centre du lac à celle d'autres stations plus littorales.

2. CYCLE SAISONNIER

Un très fort développement de la population se manifeste dans la seconde moitié d'avril, suivi d'un deuxième pic de plus faible amplitude au début du mois de juin. La poussée automnale des rotifères est peu marquée en raison du maintien de la population à un niveau de densité relativement important en été.

La densité des rotifères en hiver est toujours très faible (1'500 ind/m³). Le pic printanier (126'200 ind/m³) est dû au développement massif de *Synchaeta oblonga* (122'100 ind/m³).



Au début juin, *Conochilus unicornis* apparaît en abondance (24'200 ind/m³) et constitue avec *Polyarthra gr. dolichoptera-vulgaris* (17'800 ind/m³) la presque totalité du peuplement (87 % des individus dénombrés). Le développement de *Ascomorpha ovalis* (22'400 ind/m³) est la cause majeure de l'abondance des rotifères au début du mois de septembre, dont la population présente la plus grande richesse spécifique (15 espèces recensées).

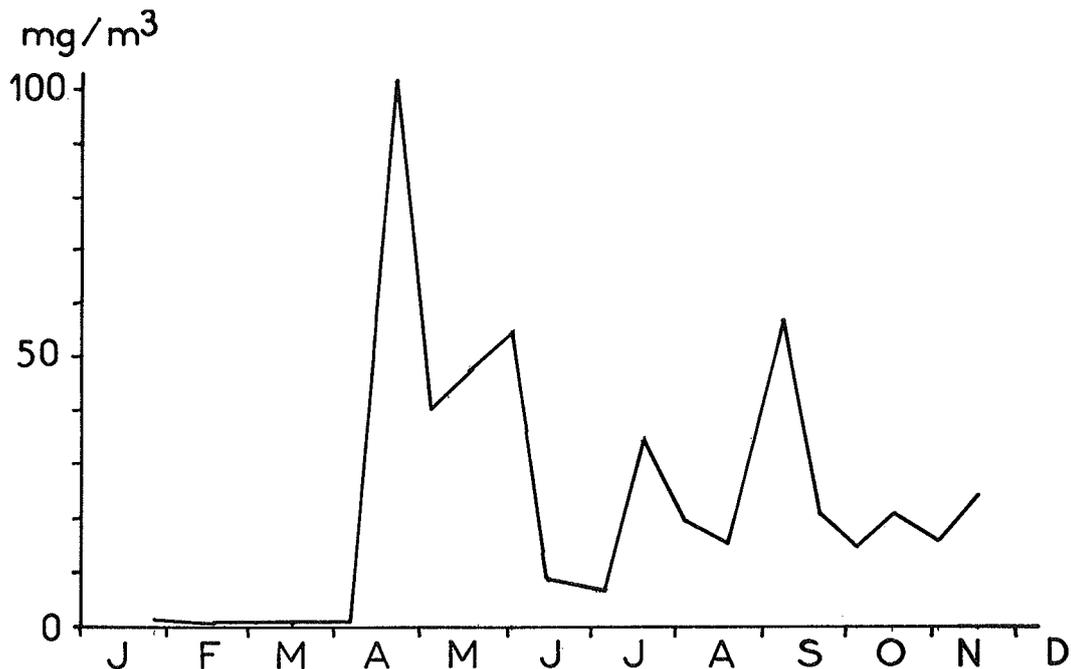
La densité estivale des rotifères (juin - juillet - août : 35'500 ind/m³) est presque deux fois plus importante que celle enregistrée en 1980 durant la même période (19'600 ind/m³), et la population rotatorienne se maintient à une densité moyenne de 37'400 ind/m³ en automne, comparable à celle de l'été et nettement plus importante que celle notée durant l'automne 1980 (15'900 ind/m³).

La première moitié de l'année présente une diversité spécifique moins importante que le second semestre (respectivement 11 et 20 espèces).

3. BIOMASSE DES ROTIFÈRES

En 1981, la biomasse moyenne des rotifères, exprimée en poids frais, est de 24.7 mg/m³, valeur en très forte augmentation par rapport à 1980 (11.6 mg/m³).

La biomasse maximale, 102.4 mg/m³ a été rencontrée à la fin avril lors du développement massif de *Synchaeta oblonga*; le pic estival du 7 septembre 1981 correspond à une biomasse de 56.9 mg/m³ dont la plus grande proportion est due à *Ascomorpha ovalis* et *Asplanchna priodonta*.



Les valeurs hivernales sont très faibles, inférieures à 1 mg/m^3 , avec une faible diversité spécifique (6 espèces).

4. COMPOSITION DE LA BIOCENOSE

Vingt espèces ont été recensées dans les prélèvements. Par rapport à l'année précédente, on note l'apparition de *Brachionus angularis*, *Ploesoma truncatum* et l'absence de *Trichocerca rousseleti* et *T. pusilla*.

Presque toutes les espèces sont en augmentation numérique importante par rapport à 1980; au niveau des espèces dominantes, la densité moyenne est augmentée de $+ 1'400 \text{ ind/m}^3$ pour *Keratella cochlearis* et $+ 2'200 \text{ ind/m}^3$ pour *Polyarthra gr dolichopectera-vulgaris*. Le plus important accroissement de densité est noté chez *Synchaeta oblonga* ($+ 6'350 \text{ ind/m}^3$) causé par la très forte population de cette espèce en avril. En raison de leur développement saisonnier important respectivement en juin et en septembre, *Conochilus unicornis* et *Ascomorpha ovalis* présentent également une densité moyenne en nette augmentation ($+ 1'250 \text{ ind/m}^3$ et $+ 900 \text{ ind/m}^3$).

% du nombre total des individus	1979	1980	1981
<i>Polyarthra gr. dol.-vulg.</i>	33.4	42.0	27.6
<i>Keratella cochlearis</i>	16.4	30.8	19.5
<i>Keratella quadrata</i>	3.1	3.8	2.5
<i>Synchaeta pectinata</i>	3.7	3.8	3.0
<i>Synchaeta oblonga</i>	25.8	3.7	21.8
<i>Kellicottia longispina</i>	3.5	3.3	1.0
<i>Conochilus unicornis</i>	1.7	2.4	5.1
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0.6	2.2	3.8
<i>Trichocerca similis</i>	0.8	2.1	0.9
<i>Trichocerca porcellus</i>	0.7	1.8	7.1

Polyarthra spp constitue toujours la fraction la plus importante du peuplement rotatorien, mais *Keratella cochlearis* cède la seconde place à *Synchaeta oblonga* en raison du développement exceptionnel de cette espèce en avril 1981; ces autres espèces renferment près de 69 % des individus dénombrés dans les prélèvements pélagiques (station SHL 2).

5. CONCLUSIONS

Sur le plan qualitatif, l'année 1981 est comparable aux années précédentes. Dans son aspect global, la biocénose rotatorienne est toujours dominée par *Polyarthra gr. dolichopectera - vulgaris* et *Keratella cochlearis* (avec sa variété *hispid*a en été et en automne).

Quantitativement, la biocénose ayant été plus riche en individus, la biomasse est également en nette augmentation par rapport à 1980. Trois espèces, en général peu abondantes au cours de l'année, montrent un développement accru, mais de faible durée : *Synchaeta oblonga* en avril, *Conochilus unicornis* en juin et *Ascomorpha ovalis* en septembre.

6. LISTE DES ESPECES RENCONTREES EN 1981

. BRACHIONIDAE

Brachionus angularis GOSSE
Keratella cochlearis (GOSSE)
Keratella cochlearis var. *hispida* LAUTERBORN
Keratella quadrata (O.F.M.)
Kellicottia longispina (KEL LICOTT)
Notholca caudata CARLIN

. TRICHOCERCIDAE

Trichocerca similis (WIERZEJSKI)
Trichocerca capucina WIERZ. et ZACH.
Trichocerca porcellus (GOSSE)

. ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta GOSSE

. GASTROPODIDAE

Ascomorpha ovalis (BERG.)
Ascomorpha ecaudis (PERTY)
Gastropus stylifer IMHOF

. SYNCHAETIDAE

Synchaeta oblonga EHR.
Synchaeta pectinata EHR.
Ploesoma truncatum (LEV.)
Polyarthra dolichoptera IDELSON
Polyarthra vulgaris CARLIN

. TESTUDINELLIDAE

Pompholyx sulcata (HUDSON)

. FILINIIDAE

Filinia terminalis (PLATE)

. CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis ROUSSELET

EVALUATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE OU PRODUCTION ORGANIQUE DANS LE LEMAN

CAMPAGNE 1981

PAR

JEAN PELLETIER

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

RESUME

Au cours de l'année 1981, la production phytoplanctonique subit de nombreuses fluctuations, dominées par un pic très accusé qui apparaît début juillet et qui résulte de la prolifération de la diatomée Asterionella formosa. La production annuelle nette (231 g C/m².an) et la moyenne annuelle de la concentration en chlorophylle a (7.5 mg/m³) indiquent une progression sensible de l'eutrophisation. Cette évolution paraît résulter essentiellement de la remise en circulation des orthophosphates accumulés dans l'eau de la zone profonde, par suite du "retournement" complet du lac qui s'est opéré à la fin de l'hiver 1981.

1. INTRODUCTION

Ce rapport annuel présente de façon condensée les résultats des mesures de production primaire réalisées au point SHL 2 et les compare brièvement aux données antérieures. L'étude chronologique de l'évolution du Léman ainsi que l'analyse des relations entre la production et les conditions du milieu seront développées dans le rapport de synthèse.

Au cours du programme quinquennal précédent, les mesures de production primaire étaient effectuées au point SHL 1, situé à 3 km au large de Thonon (profondeur : 150 m), selon une fréquence mensuelle. Conformément au nouveau programme quinquennal, ces investigations sont poursuivies depuis janvier 1981 à la station SHL 2, située au centre du Grand Lac (profondeur : 309 m). D'après les études de prospection biologique in situ (rapport J. PELLETIER, page 65) il n'existe pas en pleine eau de zonation géographique stable caractérisée par une plus ou moins grande richesse en chlorophylle a. Les résultats obtenus au cours de chaque programme restent donc comparables entre eux, malgré le déplacement de la station de mesures. Par ailleurs ces dernières ont lieu désormais deux fois par mois de mars à septembre, ce qui permet d'affiner l'analyse des variations saisonnières.

La méthode d'évaluation de la production primaire ne subit aucune modification par rapport aux années antérieures. Elle consiste à mesurer à l'aide de carbonate marqué (¹⁴C) la quantité de carbone assimilé par le phytoplancton au cours d'une partie de la journée et d'évaluer ainsi la quantité de matière organique synthétisée par unité de temps. L'incubation est réalisée in situ à la station de prélèvement, pendant le tiers médian de jour. La concentration en chlorophylle a, indicatrice de l'abondance du phytoplancton, est déterminée par la méthode spectrophotométrique après extraction des pigments.

2. PRESENTATION DES RESULTATS

Les résultats des mesures ponctuelles sont présentés sous forme de profils verticaux (fig. 1). Les variations saisonnières de la production intégrale journalière, de la concentration moyenne de la chlorophylle *a* dans la couche supérieure et de la transparence sont portées fig. 2. En outre les valeurs des paramètres caractéristiques de la production, ou associés à cette dernière, sont récapitulés tableau 1.

3. VARIATIONS SAISONNIERES (fig. 1 et 2, tableau 1)

Les variations saisonnières de la production primaire et de la teneur en chlorophylle *a* dépendent étroitement des fluctuations du peuplement phytoplanctonique observées au cours de l'année (rapport J.C. DRUART et R. REVACLIER, page 27).

De janvier à mars, la production primaire et la concentration en chlorophylle *a* plafonnent à des valeurs extrêmement basses, par suite du manque de lumière. De ce fait, les profils verticaux ne sont représentés qu'à partir de la mi-mars.

Ce n'est qu'en avril qu'on assiste au développement du phytoplancton, dû à la multiplication de la diatomée nannoplanctonique *Stephanodiscus hantzschii*. Après une régression notable des algues planctoniques, une nouvelle poussée se manifeste à la mi-mai. La petite Cryptomonadine *Rhodomonas minuta* en est le principal responsable.

En juin se produit comme chaque année une chute bien marquée de la biomasse, et corrélativement de la production. Cette situation classique résulte essentiellement du broutage du phytoplancton par le zooplancton, très abondant à cette époque de l'année. On constate parallèlement une forte augmentation de la transparence.

Comme l'année précédente, c'est en juillet que l'on observe la prolifération algale la plus spectaculaire. Le 6 juillet, la production journalière dépasse 5'000 mg C/m² et la teneur en chlorophylle *a* atteint 50 mg/m³. Ces maximums sont nettement supérieurs à ceux mesurés en 1980. Ils sont dus à la pullulation de grandes diatomées pennées, notamment d'*Asterionella formosa*. Mais deux semaines plus tard, la teneur en chlorophylle *a* et la production sont déjà retombées à des valeurs relativement basses pour la saison.

Aucun prélèvement particulier ne marque la fin de l'été ni l'automne, mis à part un dernier pic de chlorophylle très modeste qui apparaît en septembre.

En résumé, les variations saisonnières observées en 1981 sont dominées par le pic de production spectaculaire qui apparaît début juillet. La fréquence bimensuelle des mesures permet de mettre en évidence la grande variabilité de la production primaire au cours de l'année.

4. PRODUCTION ANNUELLE

La production annuelle brute est calculée par intégration des valeurs journalières mesurées au cours de l'année. Après une déduction de 40 % correspondant en grande partie aux pertes par respiration, on obtient la production nette. Celle-ci atteint 231 g C/m² en 1981. Cette valeur est sensiblement plus élevée que celles obtenues les années précédentes. Il en est de même de la concentration moyenne en chlorophylle *a*, soit 7.5 mg/m³, selon tableau ci-dessous :

	1976	1977	1978	1979	1980	1981
Production annuelle nette (g C/m ² .an)	223	174	157	170	205	231
Chlorophylle <i>a</i> (0-10 m) moyenne annuelle (mg/m ³)	7.3	4.7	4.9	4.8	4.7	7.5

TABLEAU 1 : Paramètres de production primaire, concentration en chlorophylle *a* et transparence au point SHL 2 en 1981.

Date 1981	ΣA mg C/m ² .exp.	PP _J mg C/m ² .J	A _{max} mg C/m ³ .exp	$\Sigma A/A_{max}$	Chl _A _{max} mg/m ³	Chl ₀₋₁₀ mg/m ³	T _{DS} m
26.01	26.0	57.8	1.8	14.4	0.4	0.4	16.0
16.02	36.7	81.7	2.5	14.7	0.4	0.4	13.1
02.03	40.5	30.1	3.0	13.5	0.4	0.4	16.5
17.03	134.4	298.6	26.3	5.7	3.4	3.7	7.6
06.04	847.5	1'883.4	198.5	4.3	26.1	16.3	2.7
21.04	483.5	1'074.4	53.3	9.1	5.4	4.7	5.6
06.05	614.8	1'366.2	65.1	9.4	5.3	5.1	5.1
18.05	739.3	1'643.0	271.0	2.7	41.8	19.9	1.6
01.06	88.6	196.9	23.8	3.7	0.8	0.6	9.4
15.06	535.3	1'189.6	92.3	5.8	3.8	2.4	7.4
06.07	2'397.8	5'328.4	641.3	3.7	49.6	48.2	2.6
20.07	377.3	838.5	63.6	5.9	4.6	4.3	8.1
03.08	741.8	1'648.4	138.3	5.4	7.3	6.7	6.1
19.08	652.8	1'450.7	97.5	6.7	9.9	7.4	5.7
07.09	622.7	1'383.7	87.4	7.1	12.9	9.7	6.2
21.09	796.1	1'769.1	153.2	5.2	13.1	12.1	5.8
05.10	709.6	1'576.9	102.1	7.0	8.4	8.4	6.5
19.10	407.0	904.4	87.8	4.6	8.0	7.5	5.3
02.11	275.6	612.4	35.9	7.7	4.9	4.7	8.5
17.11	221.0	491.0	26.9	8.2	3.6	3.5	9.0

Symboles utilisés :

- ΣA : Production intégrale, exprimée en mg de C assimilé par mètre carré pendant la période d'incubation. Cette valeur correspond à l'aire délimitée par le profil vertical et les axes
- PP_J : Production primaire journalière calculée : $PP_J = 2.22 \Sigma A$
- A_{max} : Valeur maximale d'assimilation relevée sur un profil, exprimée en mg de C assimilé par mètre cube d'eau pendant la période d'incubation
- Chl_A_{max} : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m³) au niveau du maximum d'assimilation A_{max}
- Chl₀₋₁₀ : Concentration moyenne 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.

Les valeurs déjà élevées obtenues en 1976 s'expliquent par l'ensoleillement estival exceptionnel qui a caractérisé cette année. La particularité de l'année 1981 réside non pas dans son ensoleillement, mais dans le "retournement" complet du lac en février-mars (rapport R. MONOD, page 13), qui n'avait pas été observé depuis 1971. Ce phénomène a permis un réapprovisionnement en phosphates de la couche supérieure à partir de la zone profonde où le phosphore tendait à s'accumuler. A la fin de l'hiver, la concentration en orthophosphates dans la zone trophogène atteint en effet 0.080 mg P/l en 1981, alors qu'elle se maintenait autour de 0.070 mg P/l l'année précédente. Les nitrates ont subi une augmentation beaucoup moins marquée. L'accroissement du stock de phosphates dans la zone trophogène en fin d'hiver, consécutif au "retournement" du lac est très vraisemblablement à l'origine de l'accroissement de la production primaire.

5. CONCLUSIONS

La production primaire annuelle et la concentration moyenne en chlorophylle *a* dépassent en 1981 les valeurs mesurées précédemment. Un pic de production remarquable apparaît en juillet. Ces résultats sont l'indice d'une progression sensible de l'eutrophisation. Cet accroissement de la production phytoplanctonique paraît résulter essentiellement de l'enrichissement en phosphates de la zone trophogène à partir de la zone profonde, conséquence du "retournement" complet du lac survenu à la fin de l'hiver 1981.

Figure 1 - Profils verticaux de production primaire (trait plein) et de chlorophylle a (tirets) dans le Léman au point SHL 2, campagne 1981. Les données de production correspondent à la période d'incubation

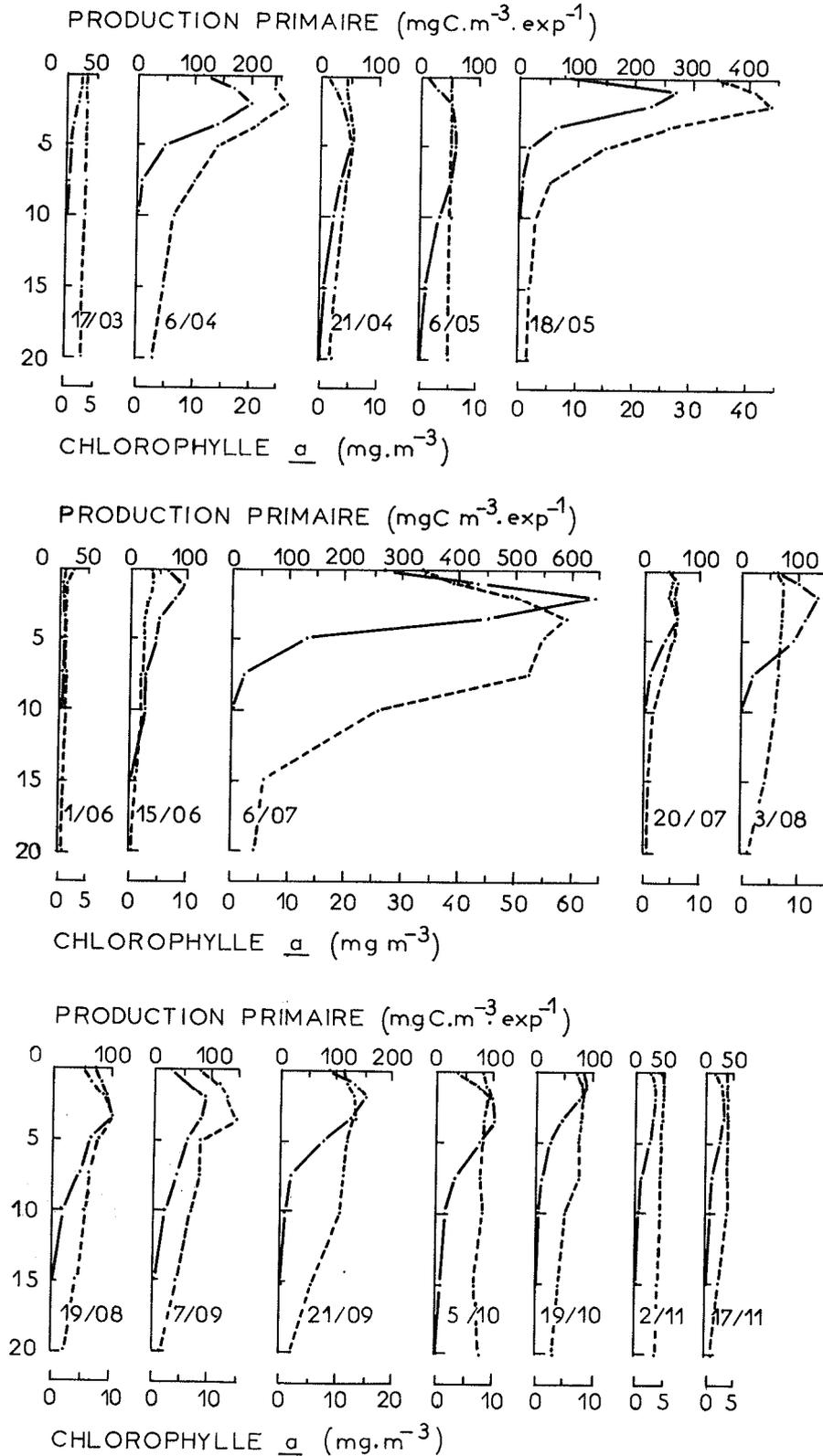
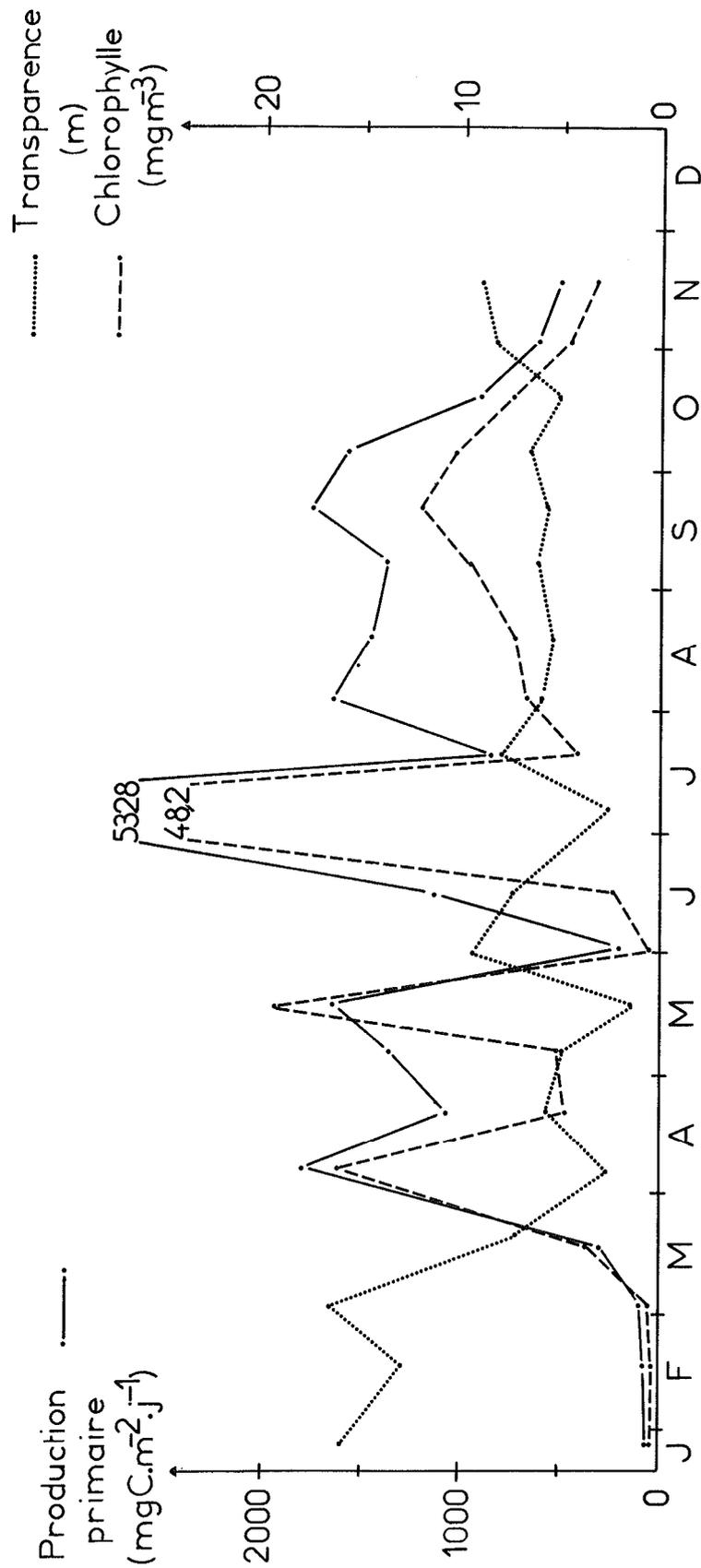


Figure 2 - Variations saisonnières de la production primaire journalière (trait plein), de la teneur en chlorophylle *a* dans les 10 premiers mètres (tirets) et de la transparence (pointillés) dans le Léman au point SHL 2, au cours de l'année 1981



PROSPECTION BIOLOGIQUE "IN SITU"
VARIATIONS DE LA DISTRIBUTION GEOGRAPHIQUE DE LA
CHLOROPHYLLE DANS LE LEMAN

CAMPAGNES 1977 - 1980

PAR

JEAN PELLETIER

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

RESUME

Un échantillonnage continu est réalisé dans la couche superficielle du Léman (0-10 m) par un système de pompage à profondeur variable, mis en oeuvre depuis un bateau se déplaçant le long des côtes ou suivant des transversales ou l'axe du lac. A l'aval de la pompe, un fluorimètre à flux continu mesure et enregistre la fluorescence "in vivo" du phytoplancton.

*Des échantillons ponctuels, prélevés simultanément, font l'objet d'une analyse chimique de chlorophylle *a* par spectrophotométrie, après extraction des pigments, et permettent l'établissement d'une courbe d'étalonnage pour chaque sortie.*

La distribution de la chlorophylle, souvent très hétérogène, dépend essentiellement des courants induits par les phénomènes météorologiques et varie considérablement d'une campagne à l'autre. Aucune zonation stable n'a pu être mise en évidence. La représentativité du seul point SHL 2 n'est pas satisfaisante pour l'étude quantitative du phytoplancton et l'adjonction de points de prélèvement complémentaires est très souhaitable.

1. INTRODUCTION

La concentration de la chlorophylle *a* dans l'eau est utilisée en hydrobiologie comme indicateur de l'abondance du phytoplancton. Ce paramètre global sert souvent de critère pour évaluer l'état trophique d'un lac.

Dans le cadre du programme d'auscultation du Léman, la concentration en chlorophylle *a* a été déterminée au point SHL 1 de 1976 à 1980. Depuis janvier 1981, elle est évaluée au point SHL 2. Les prélèvements sont réalisés dans la zone trophogène à neuf profondeurs, parallèlement aux mesures de production primaire. Le dosage est effectué par spectrophotométrie, après extraction des pigments du phytoplancton (méthode de STRICKLAND et PARSONS).

En fait, le phytoplancton est fréquemment distribué de façon hétérogène. Cette hétérogénéité s'établit non seulement dans le plan vertical, comme l'illustrent les profils relatifs au point SHL 2 (rapport J. PELLETIER, p. 59), mais aussi dans le plan horizontal. Elle devient manifeste à l'occasion de la prolifération de certaines espèces qui forment des nuages colorés, bien visibles depuis la rive.

Dans ces conditions se pose le problème de la validité de l'échantillonnage de la chlorophylle, effectué à la seule station SHL 2, selon le programme d'auscultation. Comment le phytoplancton est-il distribué géographiquement dans le Léman aux différentes périodes de l'année ? Quelle est la variabilité de cette distribution ? Quelle est la représentativité d'une seule station de mesure ? Le programme de prospection biologique "in situ", réalisé de 1977 à 1980, apporte de nombreux éléments de réponse à ces questions.

Le rapport précédent (campagne 1980, p. 173) décrivait les techniques de prélèvement et de mesure et donnait un exemple détaillé de la distribution de la chlorophylle le long de la transversale Evian-Lausanne, sous forme d'une succession de profils verticaux vus en perspective. Le présent rapport récapitule sous une forme aussi condensée que possible les distributions géographiques observées.

2. METHODES

Du fait de l'originalité de la méthode de prospection utilisée, mise au point à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon, nous en donnons une description sommaire.

2.1 SYSTEME D'ECHANTILLONNAGE

Le bateau se déplaçant à vitesse réduite (6 km/h environ) selon un parcours bien défini, l'eau est pompée de façon continue à raison d'environ 12 l/minute. De plus, ce système de prospection par pompage permet d'explorer les dix premiers mètres superficiels qui représentent dans le Léman la partie la plus active de la zone de production (rapport J. PELLETIER, p. 59). Pour remplir cette fonction, l'extrémité collectrice du tuyau d'aspiration décrit un mouvement régulier de va-et-vient entre la surface et la profondeur de dix mètres, réalisant ainsi dans le plan vertical un balayage en dent de scie. Ces variations de profondeur sont obtenues automatiquement par le jeu de l'enroulement et du déroulement alternés du tuyau sur un tambour à joint tournant, comportant un embout de sortie fixe. L'inversion du sens de rotation est commandée par une came. La plongée de l'extrémité libre du tuyau est favorisée par un aileron dépresseur qui lui est solidaire.

Au cours d'un demi-cycle de prospection (depuis la surface jusqu'à dix mètres ou vice-versa) le bateau se déplace de 600 à 700 mètres et le volume d'eau pompée est de l'ordre de 72 litres.

2.2 DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN CHLOROPHYLLE α

L'eau pompée passe par la cuve à flux continu d'un fluorimètre Turner 111 spécialement équipé pour le dosage de la chlorophylle (méthode de LORENZEN). Dans cet appareil, le phytoplancton est soumis à un rayonnement UV qui provoque une fluorescence rouge de la chlorophylle. L'intensité de cette fluorescence est enregistrée graphiquement de façon continue; les profondeurs limitant chaque demi-cycle (surface et dix mètres) sont repérées sur le graphique.

Le dépouillement des couches de variations est réalisé à l'aide d'un lecteur de coordonnées couplé à un calculateur Hewlett Packard HP 20. Le pas de lecture automatique est déterminé de telle sorte que vingt mesures régulièrement espacées soient relevées sur chaque profil 0-10 m ou 10-0 m; l'espacement des points de lecture sur le graphique correspond alors à des intervalles de profondeur de 50 cm dans le lac. Les données numériques ainsi obtenues sont enregistrées sur ruban magnétique.

La conversion des valeurs de fluorescence en concentrations en chlorophylle α est réalisée par l'intermédiaire d'une équation d'étalonnage. On l'établit par référence à des échantillons témoins, collectés à l'aval du système de pompage et traités par la méthode spectrophotométrique classique après extraction des pigments. La réponse du fluorimètre étant influencée par la composition du phytoplancton, par l'état physiologique des algues et par les conditions du milieu (température, éclairage, turbidité), il est impératif d'établir une équation d'étalonnage pour chaque sortie. Une régression linéaire convient le plus souvent.

Accessoirement, le pH et la température ont été mesurés par des capteurs implantés sur le circuit d'eau à l'aval du fluorimètre et ont été enregistrés en même temps que la fluorescence de la chlorophylle.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 DISTRIBUTION GEOGRAPHIQUE DE LA CHLOROPHYLLE α

Les trajets parcourus lors des campagnes de prospection biologique sont schématisés fig. 1. Ils sont subdivisés en transects déterminés géographiquement et numérotés de 1 à 9. Chaque transect comporte un nombre plus ou moins important de profils (alternativement 0-10 m et 10-0 m) correspondant à un demi-cycle d'exploration, accompli sur une distance de 600 à 700 m.

Chaque profil comprend vingt mesures ponctuelles échelonnées tous les 50 cm entre la surface et 10 m de profondeur. Du fait du grand nombre de données numériques recueillies au cours de cette étude, nous considérons les teneurs en chlorophylle α intégrées sur la couche surface-10 mètres (accessoirement sur les couches 0-5 m et 5-10 m), calculées au niveau de chaque profil et exprimées par unité de surface. Les courbes de variations de ces paramètres sont présentées fig. 2 à 10.

A partir de ces valeurs nous avons déterminé pour chaque transect et pour des ensembles homogènes de transects la moyenne m des concentrations en chlorophylle, l'écart type s et le coefficient de variation v exprimé en pourcentage :

$$v = 100 \frac{s}{m}$$

Précisons que ces paramètres statistiques visent uniquement à décrire et à caractériser la variabilité de la concentration en chlorophylle dans l'espace et dans le temps. Ils ne peuvent en aucun cas se prêter à l'établissement de tests paramétriques au sens statistique du terme, les échantillons étant prélevés de façon systématique et non au hasard.

3.1.1 Circuit Thonon-Rolle-Lausanne-Evian-Thonon

Ce parcours totalisant 65 km environ comporte près de cent profils répartis en quatre transects (fig. 1). Il a fait l'objet d'une prospection à six reprises, de juillet à octobre 1977. Les moyennes établies par transect et pour l'ensemble du circuit, ainsi que les paramètres statistiques, sont récapitulés tab. 1. Les courbes de variations sont groupées fig. 2. Le trait épais se rapporte à la couche 0-10 m et le trait fin correspond à la couche 5-10 m.

Le 5 juillet, on observe de fortes concentrations en chlorophylle sur la côte vaudoise, plus particulièrement à proximité de Lausanne. Entre cette ville et le centre du lac, la décroissance est très marquée. La variabilité des mesures, exprimée par le coefficient de variation, dépasse 30 %.

Le 21 juillet, c'est au contraire au large de Lausanne qu'apparaît le maximum, d'ailleurs modeste. Le minimum se manifeste au milieu de la transversale Thonon-Rolle.

Le 8 septembre, les mesures présentent de nombreuses irrégularités. Le maximum se manifeste près de Thonon, au début comme en fin de journée, le trajet de prospection durant une dizaine d'heures. D'autres pics apparaissent à proximité de Rolle et de Lausanne.

Le 29 septembre, on observe deux pics sur la transversale Lausanne-Evian, mais le maximum se situe sur le côte française, à l'Est du delta de la Dranse.

Le 5 octobre, les variations géographiques sont très peu marquées. Sur la transversale Lausanne-Evian, le coefficient de variation n'est que de 4.5%. La région de Rolle se distingue cependant par des valeurs relativement faibles.

Le 27 septembre, c'est au centre du Grand Lac, au voisinage du point SHL 2, que l'on rencontre la plus grande quantité de chlorophylle. Sur l'ensemble du circuit, les variations restent limitées.

Ces divers modes de distribution montrent essentiellement qu'il n'existe pas de zonation systématique, les plus fortes concentrations en chlorophylle apparaissant tantôt sur la côte vaudoise, tantôt sur la côte française, tantôt au large. La distribution du phytoplancton dépend essentiellement des courants, très variables et encore mal connus du fait de leur complexité.

Transect : trajet élémentaire correspondant à une transversale ou à une fraction de parcours bien délimitée (voir figure 1).

3.1.2 Transversales Thonon-Rolle, Nyon-Messery, Evian-Lausanne

Indépendamment du circuit précédent, la transversale Thonon-Rolle (fig. 3 et 4, tab. 2), souvent associée à la transversale Nyon-Messery (fig. 5, tab. 3) explorée le même jour, et la transversale Evian-Lausanne (fig. 6, tab. 4), ont fait l'objet de nombreuses campagnes de prospection.

Les concentrations en chlorophylle varient en général beaucoup plus d'une campagne à l'autre que sur une même transversale à une date donnée. Ainsi, pour la transversale de Thonon-Rolle, le cas est particulièrement flagrant entre le 29 avril et le 5 juin 1980 (fig. 4), la concentration moyenne en chlorophylle tombant de 11.8 à 1.1 mg/m³ (tab. 2). Dans le cas de la transversale Nyon-Messery (fig. 5), la moyenne passe de 22.3 à 1.2 mg/m³ (tab. 3) au cours du même laps de temps. On observe les mêmes phénomènes lorsqu'on examine les résultats concernant la transversale Evian-Lausanne, bien que la fréquence moins grande des investigations rende les variations dans le temps moins spectaculaires.

Les variations se produisant à une date donnée le long d'une transversale restent faibles lorsque la concentration en chlorophylle est basse. Cette situation se rencontre tout particulièrement au moins de juin, sauf en fin de mois, quelle que soit la transversale considérée. En revanche, dans les cas de fortes concentrations en chlorophylle, indices de proliférations algales, on observe souvent une forte variabilité. C'est le cas par exemple le 26 mai 1977, le 3 juillet 1978 (fig. 1), le 28 mai 1979 et le 29 avril 1980 (fig. 4 et 5), le 30 avril et le 20 juillet 1980 (fig. 6).

3.1.3 Longitudinale Genève-Le Bouveret (fig. 7 à 10, tab. 5)

Ce parcours, situé dans l'axe du lac, a toujours été effectué du Petit Lac vers le Haut Lac. Il est subdivisé en quatre transects délimités par des transversales (fig. 1).

La concentration moyenne en chlorophylle est très variable selon les campagnes. Elle est élevée à certaines dates : 29 juin et 6 septembre 1977 (fig. 7), 11 octobre 1978 (fig. 8), 16 mai 1979 (fig. 9), 13 mai 1979 et 30 juillet 1980 (fig. 10). Les variations géographiques sont alors importantes. Le Petit Lac est parfois plus riche en chlorophylle que le Grand Lac : 29 juin 1977 (fig. 7), 16 mai 1979 (fig. 9); mais la situation inverse se rencontre également, les concentrations les plus fortes se situant dans le Haut Lac : 3 octobre 1979 (fig. 9), 13 mai 1980 (fig. 10). Le long d'un transect, des variations très accusées peuvent se produire, la plus spectaculaire apparaissant le 30 juillet 1980 (fig. 10), au voisinage de l'intersection par la transversale Thonon-Rolle, sous forme d'un pic aigu suivi d'une chute brutale. Le 16 mai 1979 (fig. 9), on observe également une baisse remarquable de la concentration en chlorophylle au voisinage immédiat du Bouveret. Cette situation pourrait résulter d'une dilution temporaire par les eaux du Rhône valaisan.

C'est aussi vers la mi-juin, soit le 6 juin 1978 (fig. 8), le 13 juin (fig. 9) et dans une moindre mesure le 11 juin 1980 (fig. 10), que l'on rencontre les concentrations en chlorophylle les plus faibles. La pauvreté en phytoplancton est alors manifeste d'une extrémité à l'autre du lac.

3.2 REPRESENTATIVITE DU POINT SHL 2

Cette station étant actuellement la seule inscrite au programme d'auscultation du lac, il est intéressant de comparer la concentration en chlorophylle du profil correspondant géographiquement au point SHL 2 avec les autres valeurs déterminées le long de la transversale Evian-Lausanne et sur la longitudinale Genève-Le Bouveret. La figure 11 permet de situer les valeurs mesurées au point SHL 2 à l'intérieur des fourchettes de variations observées.

Compte tenu des grandes différences entre les résultats des diverses campagnes, la représentativité du point SHL 2 paraît acceptable lorsque l'intervalle de variations le long du transect considéré est restreint. Cette situation se rencontre lorsque la concentration en chlorophylle est faible. Mais lorsque les variations sont importantes, ce qui se produit à l'occasion de poussées algales, les résultats obtenus au point SHL 2 donnent souvent une appréciation erronée de la concentration en chlorophylle dans le lac. Ce cas est flagrant le 30 avril 1980 (fig. 11), la concentration relevée au point SHL 2 étant de 5 mg/m³ pour une gamme de valeurs allant de 5 à 19.5 mg/m³ le long de la transversale Evian-Lausanne. A fortiori, l'extrapolation à l'ensemble du lac des résultats obtenus au point SHL 2 reste très hasardeuse (fig. 11). Quelques points de prélèvement complémentaires, dispersés géographiquement, permettraient de réduire cette incertitude.

4. CONCLUSIONS

L'étude de la distribution géographique de la chlorophylle a dans le Léman, réalisée à l'aide d'un système de prospection continue de la couche surface-10 mètres, permet de tirer les conclusions générales suivantes :

- Le phytoplancton, représenté globalement par la chlorophylle, est fréquemment distribué de façon hétérogène. Le degré d'hétérogénéité tend à augmenter lors des proliférations algales.
- Cependant, la variabilité géographique de la concentration en chlorophylle demeure généralement bien inférieure à la variabilité saisonnière de ce paramètre.
- La grande pauvreté en chlorophylle que l'on observe chaque année vers la mi-juin par la méthode d'échantillonnage ponctuel n'est pas inféodée aux seuls points SHL 1 ou SHL 2, mais concerne l'ensemble du Léman.
- Les distributions géographiques observées au cours des diverses campagnes traduisent une situation instantanée et très instable. Il n'existe pas de zonation régulière des deux cuvettes que constituent le Grand Lac et le Petit Lac. Ce dernier ne paraît pas différer du Grand Lac, bien qu'il puisse se révéler plus riche ou plus pauvre en chlorophylle selon les périodes. En fait, le phytoplancton, tributaire des courants qui sont eux-mêmes dépendants des conditions météorologiques, n'est pas un indicateur géographique de l'état trophique comme le sont les organismes fixés.
- En dépit de sa position centrale et de son éloignement des rives, distantes de plus de 6 km, le point SHL 2 n'est pas toujours plus pauvre en chlorophylle que les zones littorales. Les résultats obtenus à cette station ne sont donc pas systématiquement sous-estimés.
- D'un point de vue pratique, les résultats de cette étude confirment la nécessité d'une fréquence d'échantillonnage élevée, d'ailleurs mise en oeuvre dès 1981. Ils montrent en revanche que la représentativité du seul point SHL 2 est aléatoire, du fait de la distribution souvent hétérogène du phytoplancton. L'adoption de plusieurs points de prélèvements complémentaires, distants géographiquement, permettrait d'améliorer considérablement la représentativité des mesures de la concentration en chlorophylle, tout particulièrement aux périodes de proliférations algales.

Figure 1 - Parcours prospectés pour l'étude de la distribution de la chlorophylle dans le Léman. Les transects (ou parcours élémentaires) sont numérotés de 1 à 9

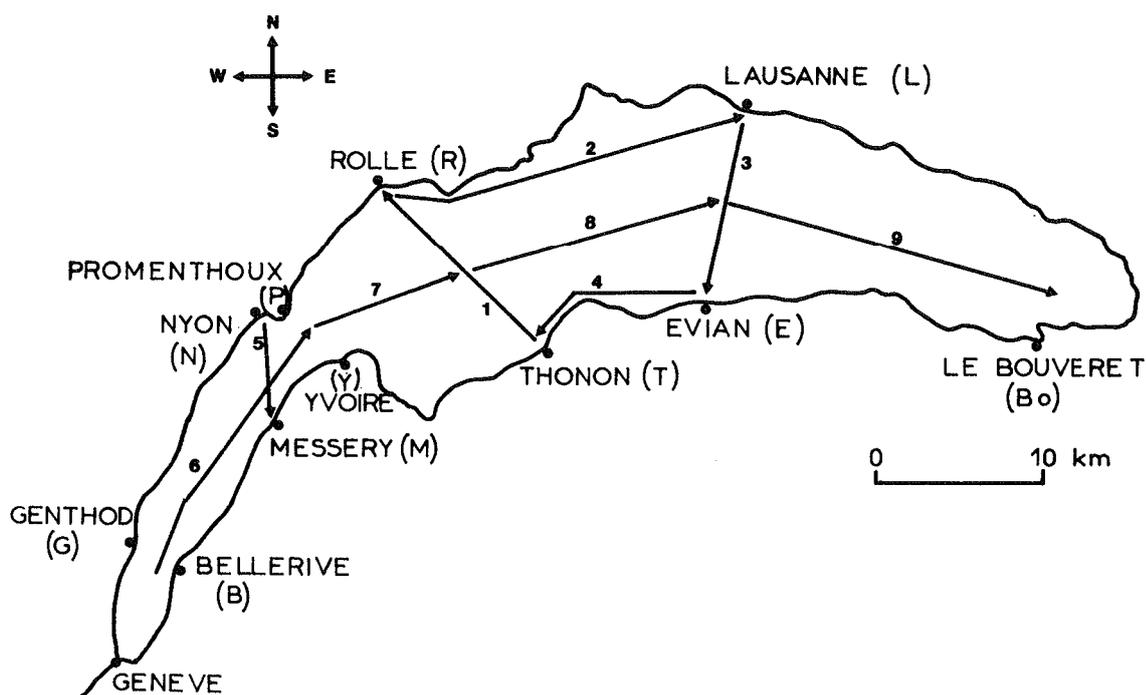


Figure 2 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Thonon (T) - Rolle (R) - Lausanne (L) - Evian (E) - Thonon en 1977

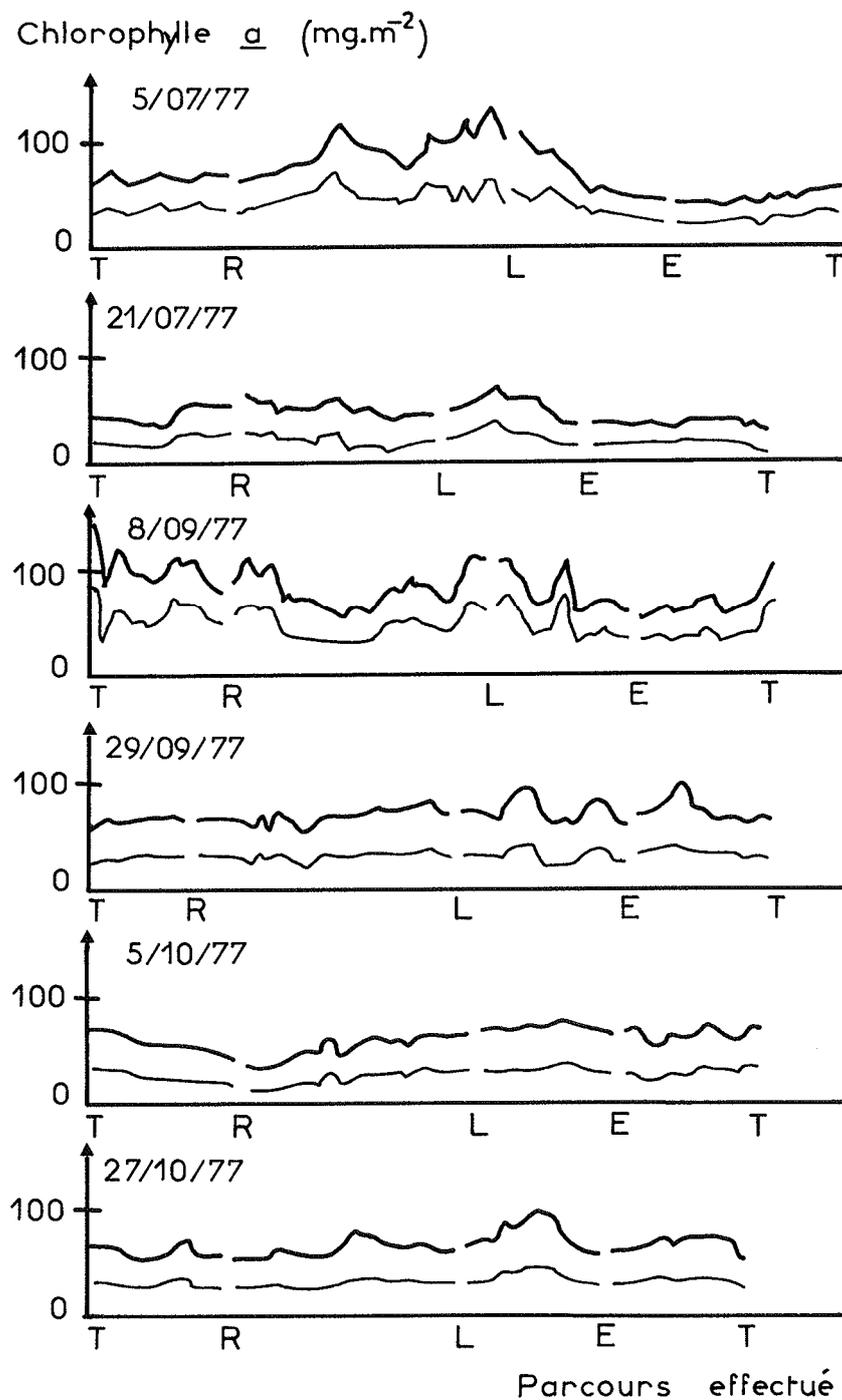


Figure 3 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Thonon-Rolle en 1977 et 1978

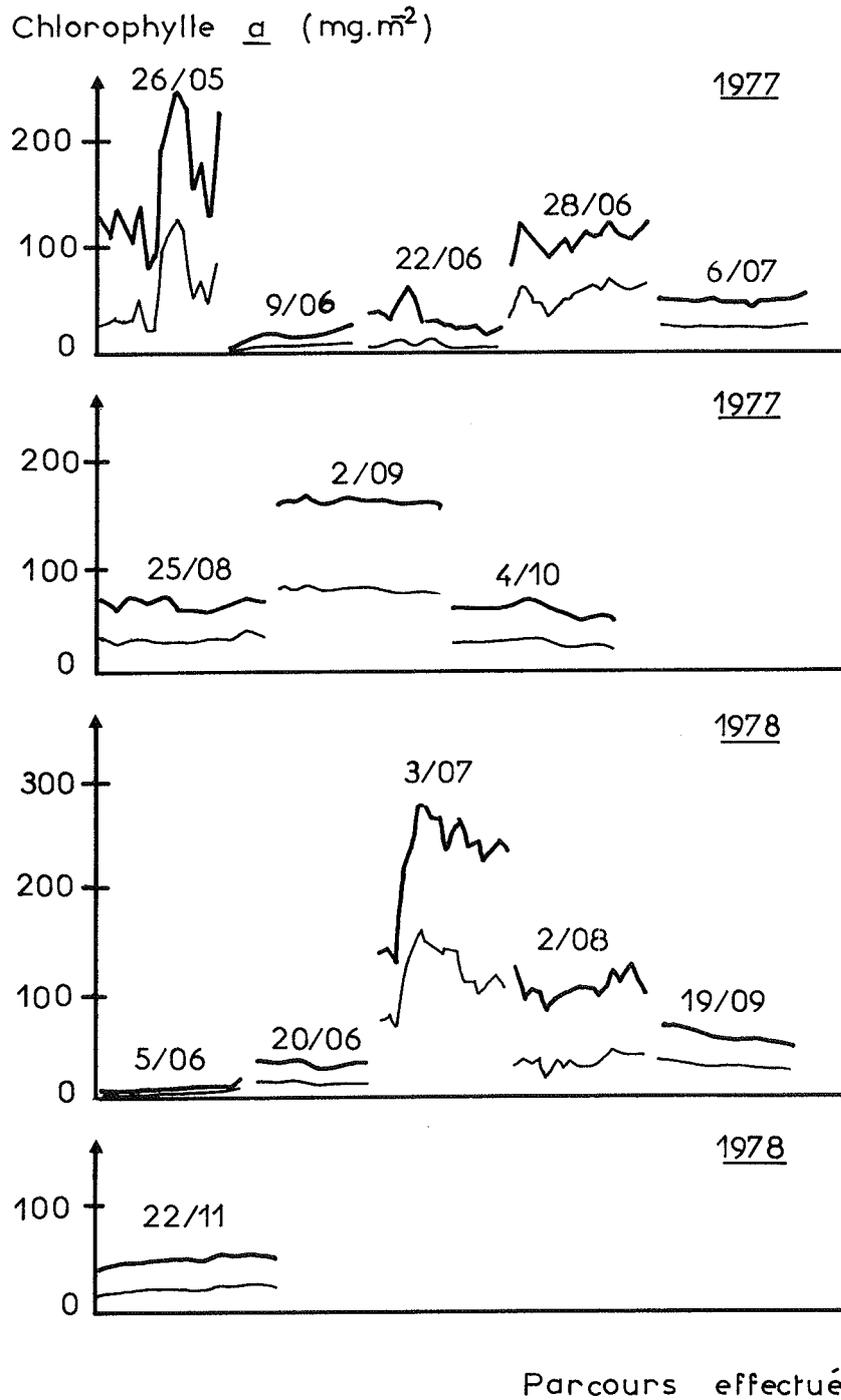


Figure 4 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Thonon-Rolle en 1979 et 1980

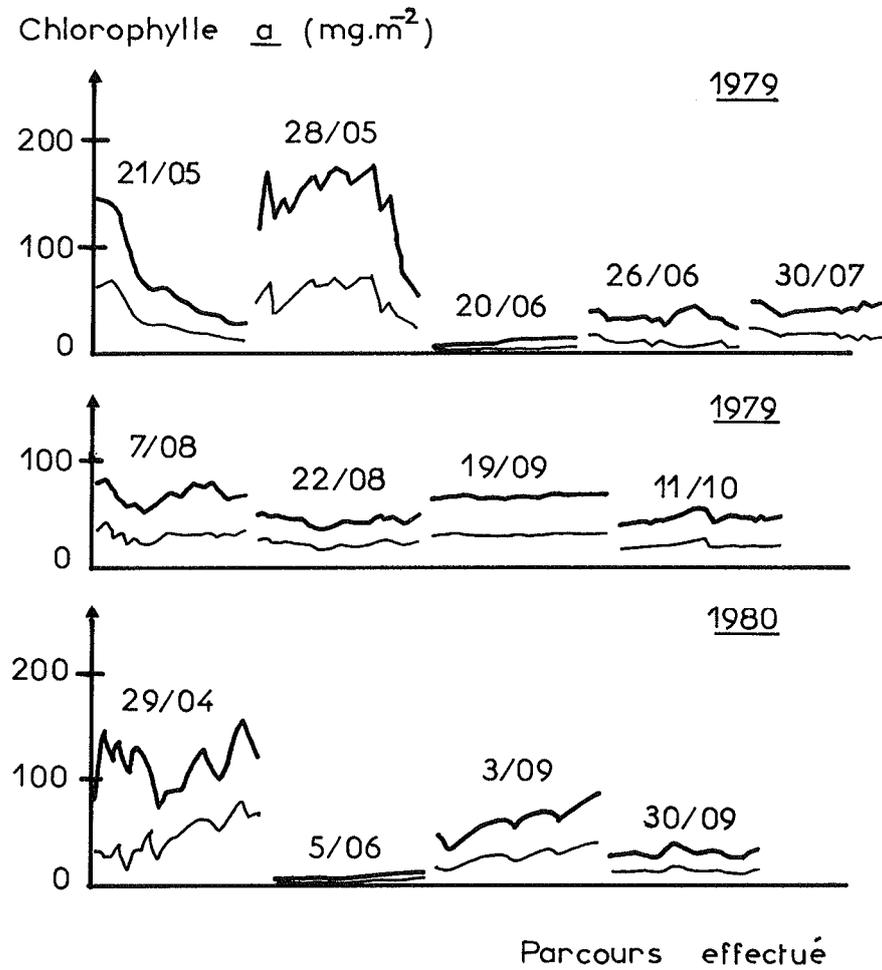


Figure 5 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Nyon-Messery de 1977 à 1980

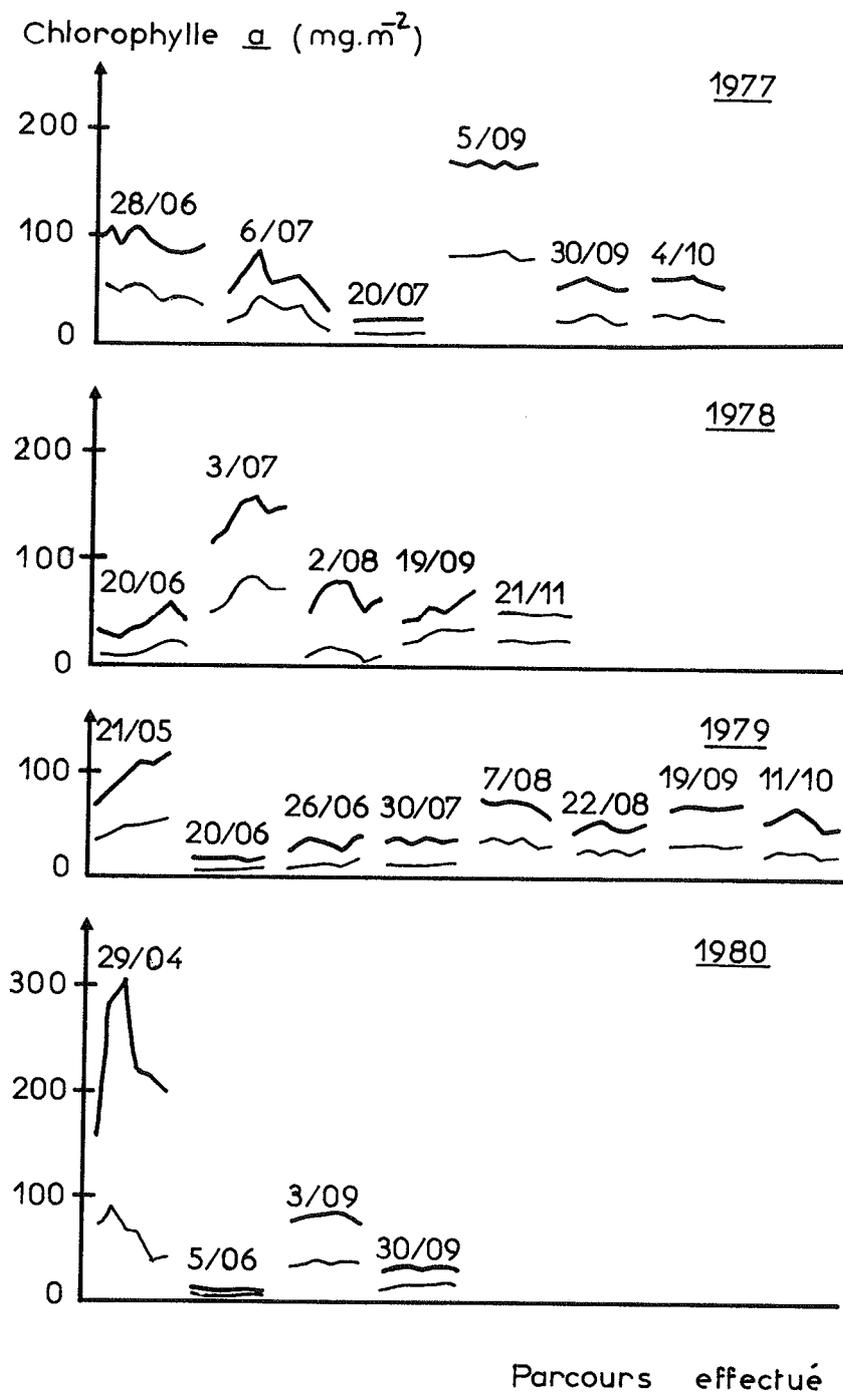


Figure 6 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Evian-Lausanne de 1978 à 1980

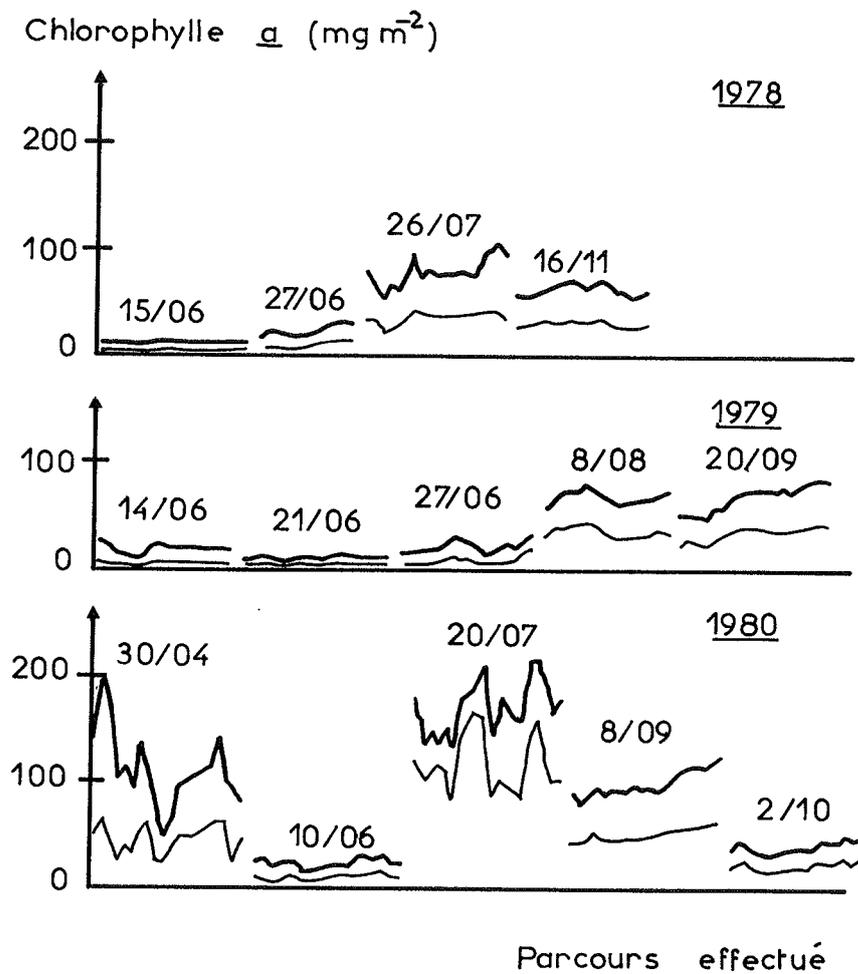


Figure 7 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Genève-Le Bouveret dans l'axe du lac, en 1977 (la signification des lettres est indiquée à la figure 1)

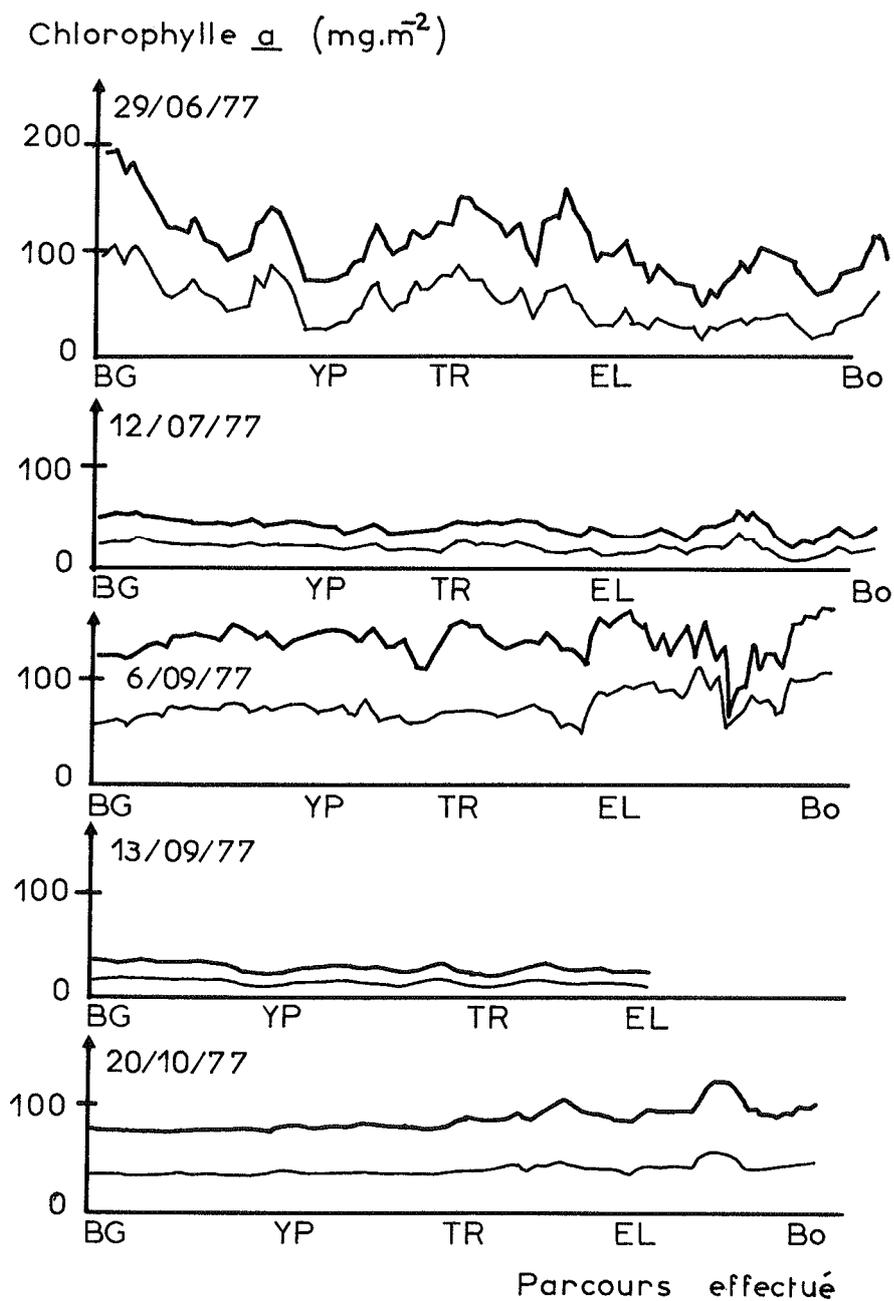


Figure 8 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Genève - Le Bouveret dans l'axe du lac, en 1978 (la signification des lettres est indiquée à la figure 1)

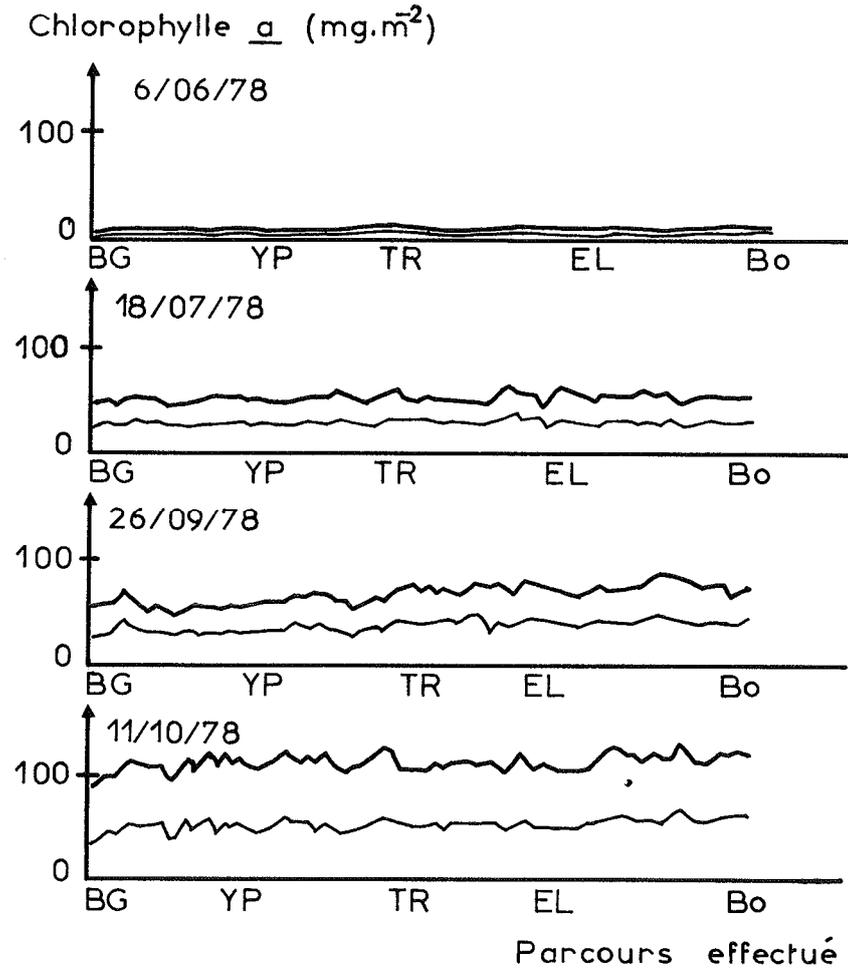


Figure 9 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Genève - Le Bouveret dans l'axe du lac, en 1979 (la signification des lettres est indiquée à la figure 1)

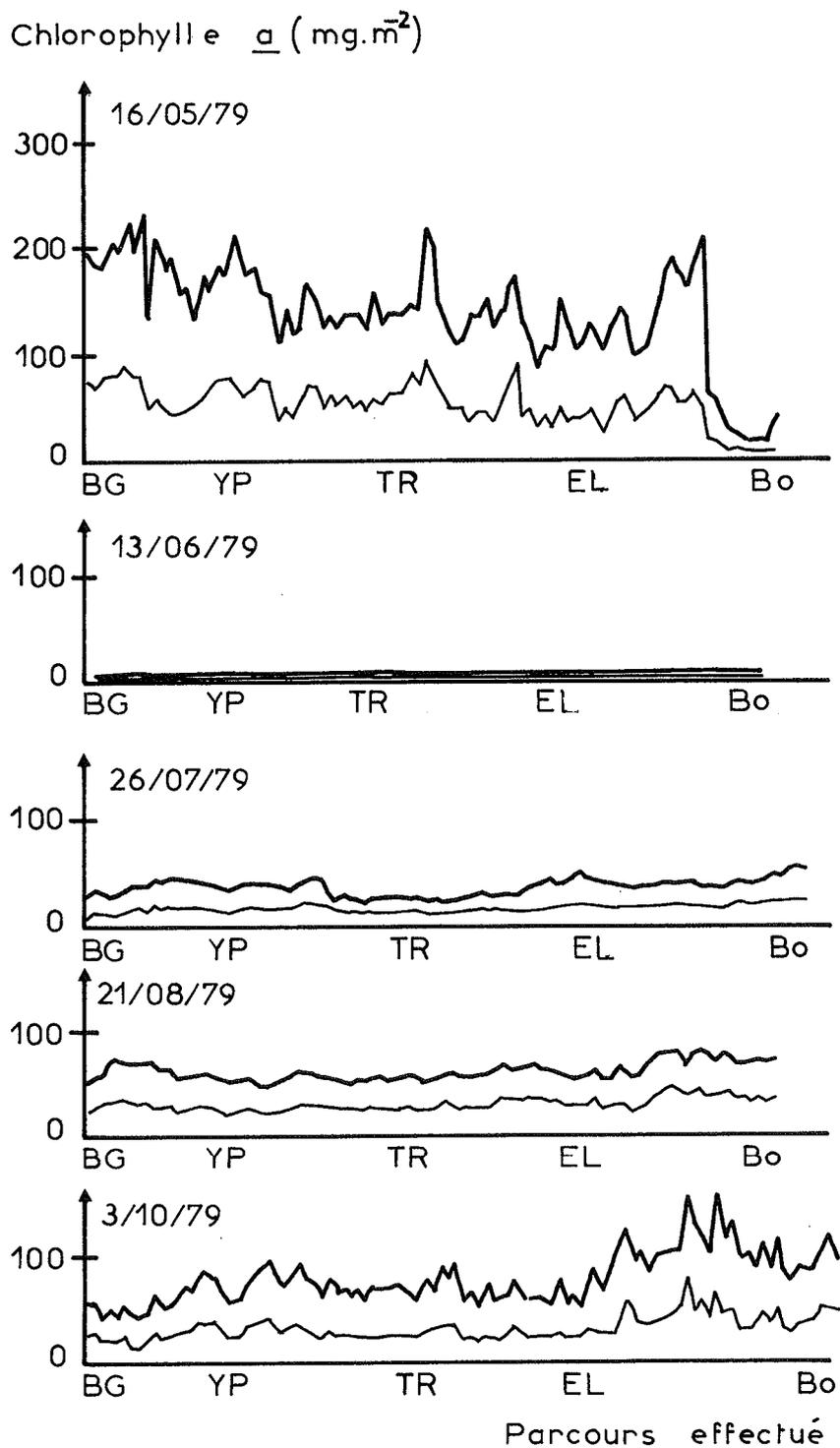


Figure 10 - Variations de la teneur en chlorophylle de la couche 0-10 m (trait épais) et de la couche 5-10 m (trait fin) suivant le parcours Genève - Le Bouveret dans l'axe du lac, en 1980 (la signification des lettres est indiquée à la figure 1)

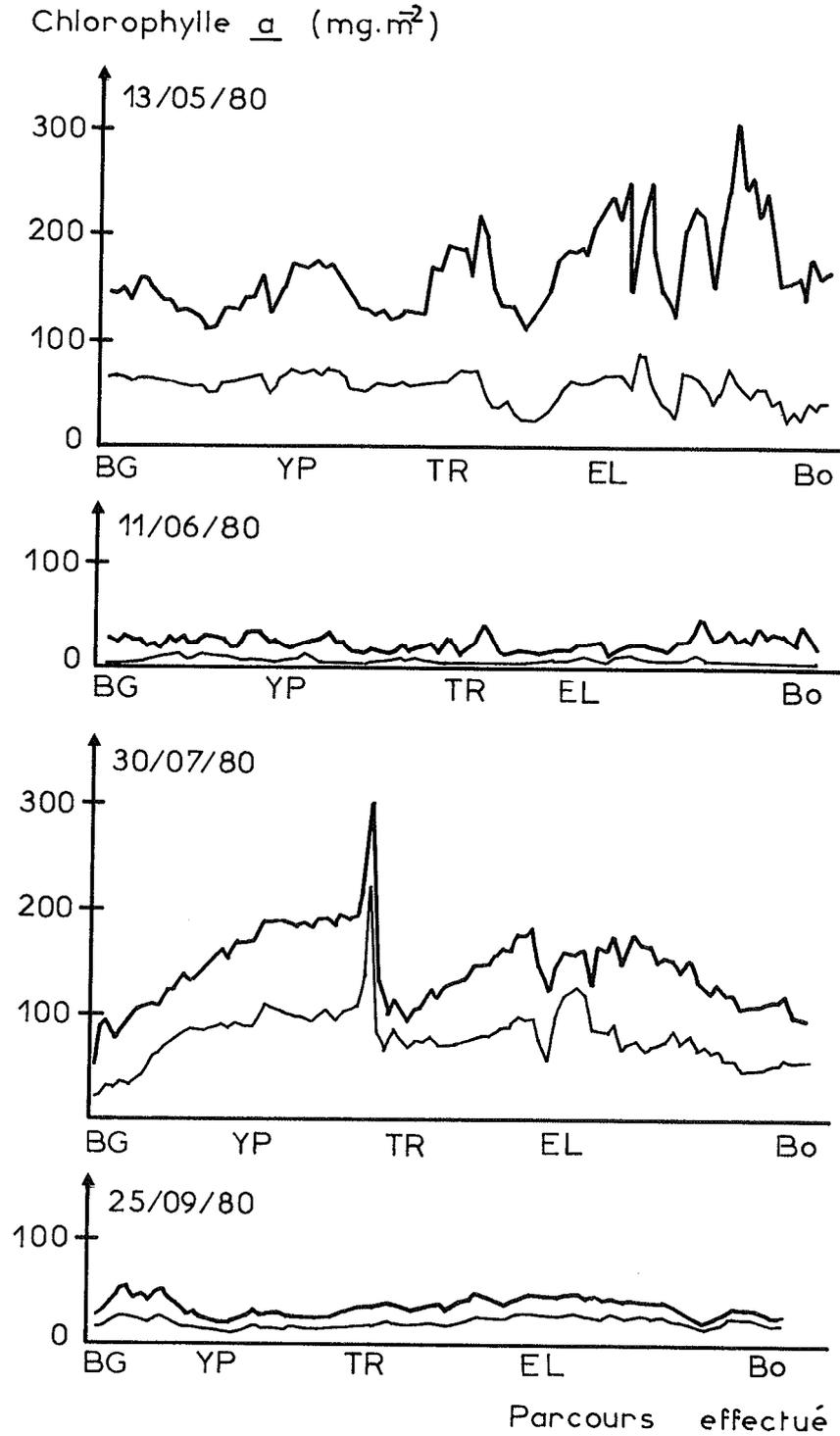
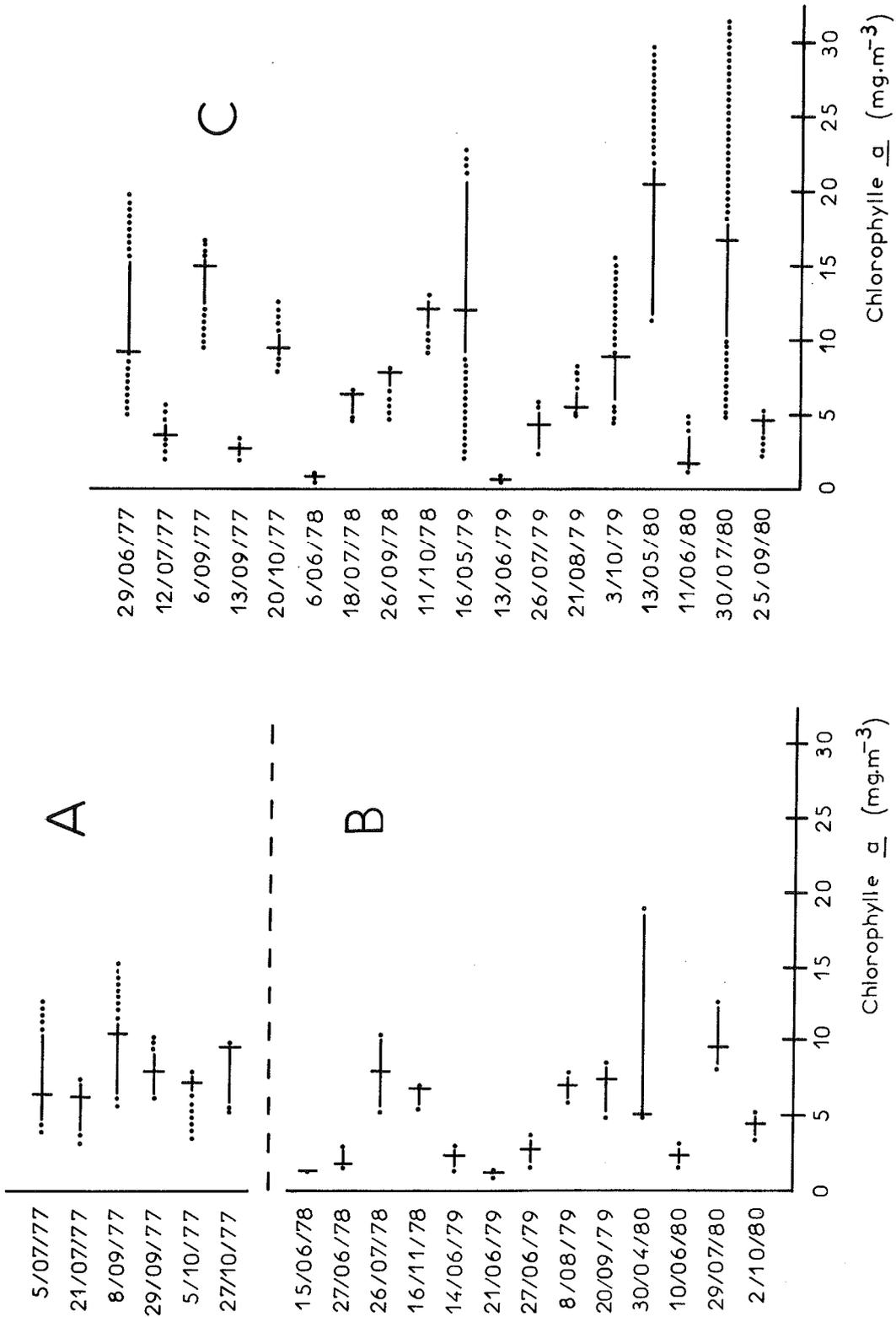


Figure 11 - Concentration moyenne en chlorophylle dans la couche 0-10 m au point SHL 2 (trait vertical) et gamme des variations observées au cours de chaque campagne le long du transect comportant le point SHL 2 (trait plein) et le long du parcours complet A ou C (pointillés) :

- a : parcours Thonon-Rolle-Lausanne-Evian-Thonon
- b : parcours Evian-Lausanne
- c : parcours Genève-Le Bouveret



ETUDE DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

CAMPAGNE 1981

PAR

WALTER GIGER, EVA MOLNAR ET RENE P. SCHWARZENBACH

INSTITUT FEDERAL POUR L'AMENAGEMENT
L'EPURATION ET LA PROTECTION DES EAUX (E.A.W.A.G.)

DÜBENDORF

RESUME

Les teneurs en micropolluants organiques de l'eau du Léman à diverses profondeurs ont été déterminées en avril et septembre 1981 au point central SHL 2. La méthode utilisée, mise au point par GROB, consiste tout d'abord à un enrichissement par entraînement et adsorption sur filtre de charbon actif, puis en une analyse spécifique des dérivés volatils non polaires par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse.

Au mois d'avril, en période de circulation thermique, les teneurs en micropolluants sont pratiquement les mêmes de la surface à 300 m de profondeur, par exemple 26.2 + 2.7 ng/l pour le tétrachloroéthylène (PER), de 6 à 8 ng/l pour le 1.4-dichlorobenzène (DCB) et de moins de 10 à environ 20 ng/l pour le trichloroéthylène.

En septembre, par lac stratifié, on enregistre d'une part un léger accroissement général des concentrations dans l'hypolimnion et d'autre part une augmentation marquée et caractérisée des teneurs au niveau du saut thermique. Ainsi, en moyenne et à 20 m de profondeur, le DCB atteint 14 ng/l et le PER 50 ng/l. Ce phénomène, constaté également au lac de Zurich, est probablement lié au déversement d'eaux usées épurées.

D'une façon générale, la charge du Léman en micropolluants organiques volatils non polaires est plus faible que celle du lac de Zurich.

1. INTRODUCTION

Les eaux naturelles sont de plus en plus contaminées par des substances organiques présentes sous forme de traces (micropolluants organiques). Pour les composés organiques, on dispose actuellement de méthodes analytiques extrêmement sensibles, permettant leur détermination sélective (1, 2, 3).

Les recherches faisant l'objet du présent rapport ont débuté en 1981, comme le prévoit le programme quinquennal 1981-1985 de la Commission internationale. Leur but premier était de connaître, à différents niveaux au point le plus profond du Léman (point SHL 2), la teneur des eaux en composés organiques volatils non polaires. Il a, par ailleurs, semblé intéressant de comparer ces résultats à ceux obtenus lors d'une étude complète au lac de Zurich (4.5).

2. ECHANTILLONNAGE

Des échantillons d'eau ont été prélevés au point le plus profond du Léman (point SHL 2) les 21 avril et 21 septembre 1981. Lors de la première campagne, des échantillons d'eau ont été récoltés à 1, 5, 10, 20, 100, 200 et 308 m de profondeur; au cours de la seconde à 1, 5, 10, 20, 100, 200 et 300 m. Ces prélèvements ont été effectués pendant les campagnes prévues au programme de recherches de la Commission internationale.

3. METHODE ANALYTIQUE

Les échantillons d'eau ont été analysés selon la méthode développée par le Prof. GROB, méthode reposant sur un entraînement par barbotage suivi d'une chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire.

Dans cette méthode, les micropolluants organiques volatils non polaires sont extraits de l'eau par un courant de gaz en circuit fermé et adsorbés sur un microfiltre de charbon actif. Ces substances sont ensuite éluées par un solvant organique (sulfure de carbone) et analysées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire et spectrométrie de masse. Cette technique permet de les identifier et de les doser.

4. RESULTATS

La figure 1 reproduit, à titre d'exemple, le chromatogramme des micropolluants organiques volatils contenus dans un échantillon d'eau prélevé à 25 m de profondeur.

Les résultats des dosages des trois plus importants hydrocarbures chlorés sont consignés dans le tableau 1. D'autre part, l'évolution en fonction de la profondeur des teneurs en tétrachloroéthylène (aussi dénommé perchloréthylène, PER) et en 1,4-dichlorobenzène (DCB) est schématisée dans les figures 2 et 3, correspondant respectivement à la campagne d'avril 1981 et à celle de septembre de la même année.

5. DISCUSSION DES RESULTATS

Tous les échantillons analysés ne contiennent que des traces - de l'ordre de 10^{-8} g/l - de micropolluants organiques volatils. Ces substances ne constituent en conséquence pas une charge appréciable pour le Léman. Par rapport au lac de Zurich, les points suivants doivent être mentionnés :

Sur le Léman, les profils verticaux pour le tétrachloroéthylène (PER) et le 1,4-dichlorobenzène (DCB) laissent apparaître en avril, soit en période de circulation thermique, des valeurs très constantes pour le premier de ces composés (26.2 ± 2.7 ng/l; fig. 2). Au lac de Zurich, les teneurs correspondantes s'élèvent à environ 50 ng/l, pour un profil établi en mars. Les concentrations de moitié plus faibles au Léman sont le reflet, soit de son volume plus important, soit d'une distance plus grande entre point de prélèvement et rives, soit encore d'une charge spécifique plus faible pour le bassin lémanique. Les teneurs en DCB, toujours en période de circulation des eaux, sont également moins marquées qu'à Zurich (généralement inférieures à 10^{-8} g/l; fig. 2).

Les profils verticaux établis à partir des résultats des analyses de septembre, soit en période de stratification thermique, laissent apparaître une augmentation caractéristique des concentrations au niveau du saut thermique (10-20 m; fig. 3). Le même phénomène a été constaté au lac de Zurich (4,5); il est très probablement dû à l'apport de ces composés par déversement d'eaux usées épurées.

Comparées au profil d'avril, les teneurs en DCB et PER dans l'hypolimnion en septembre sont un peu plus marquées (environ 10 respectivement 35 ng/l). Elles restent cependant inférieures à celles du lac de Zurich.

Les dérivés alkyles du benzène (xylène, éthylbenzène, etc) n'apparaissent qu'à des concentrations inférieures à 10^{-7} g/l. Pour ces hydrocarbures provenant de l'essence, les concentrations restent très faibles, juste au-dessus de la limite de détection. Par ailleurs, il convient, dans ce cas, de ne pas exclure une contamination par le bateau utilisé pour les prélèvements.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- (1) GROB, K. et ZÜRCHER, F., Stripping of Trace Organic Substances from Water. Equipment and Procedure. J. Chromatogr. 117, 285 (1976).
- (2) GROB, K, GROB, K., Jr. et GROB, G., Organic Substances in Potable Water and its Precursor. J. Chromatogr., 106, 299 (1975).
- (3) COLEMAN, W.E. et al., Determination of Organic Contaminants by the Grob Closed-loop-stripping Technique. J. Amer. Water Works Ass., 73, 119 (1981).
- (4) GIGER, W., MOLNAR-KUBIKA, E. et WAKEHAM, S., Volatile Chlorinated Hydrocarbons in Ground and Lake Water, in "Aquatic Pollutants"; O. Hutzinger, ed., Pergamon Press, Oxford (1976).
- (5) SCHWARZENBACH, R.P., MOLNAR-KUBICA, E., GIGER, W. et WAKEHAM, S., Distribution, Residence Time and Fluxes of Tetrachloroethylene and 1,4- Dichlorobenzene in Lake Zürich, Switzerland. Environ. Sci. Technol., 13, 1367 (1979).

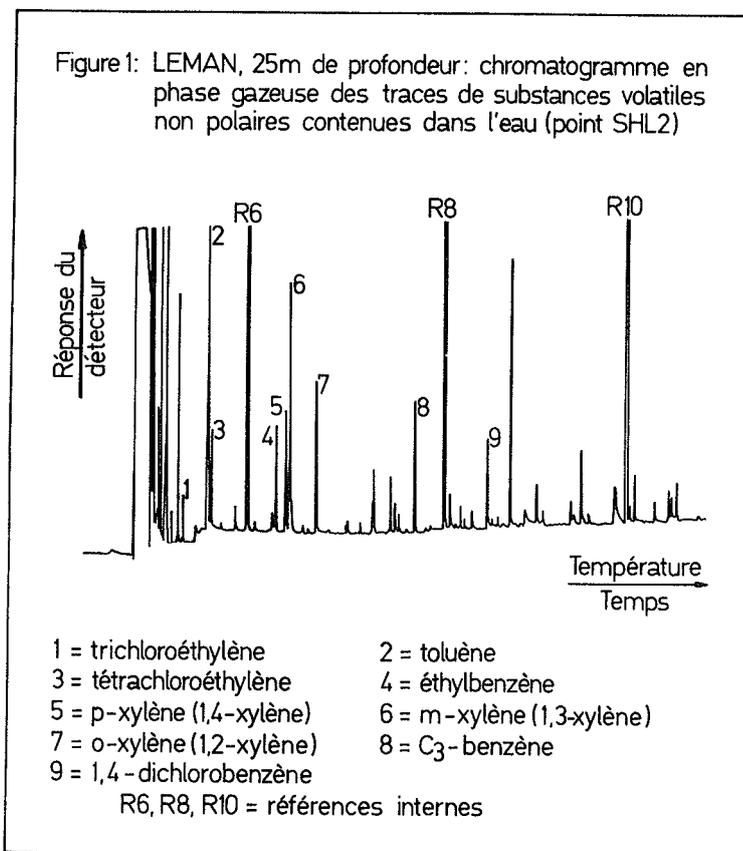


TABLEAU 1 : Concentration des trois plus importants hydrocarbures chlorés dans 1 litre d'eau

Date des prélèvements	Profondeur m	Tétrachloro- éthylène, PER 10^{-9} g/l	Trichloro- éthylène 10^{-9} g/l	1,4-dichloro- benzène, DCB 10^{-9} g/l
21.04.1981	1	23.1	15.2	6.8
	5	27.0	tr.	6.5
	10	29.0 24.5	tr.	6.8 6.0
	20	29.0	tr.	6.0
	100	24.0 23.0	tr.	6.0 6.0
	200	30.6 27.0	22.7 tr.	7.5 6.0
	308	27.4 24.0	tr. 19.2	7.0 8.0
	21.09.1981	1	29.0 26.5	tr. tr.
5		25.0 18.5	tr. 11.1	7.9 7.5
10		19.4 20.8	16.9 13.4	7.4 7.2
15		49.5 41.7	14.5 20.7	14.7 11.8
20		48.2 49.4	20.7 24.7	12.8 15.8
25		36.5 32.7	16.0 18.0	12.4 13.0
30		33.1 36.9	16.3 14.4	9.7 9.3
100		33.7	21.6	8.9
200		29.8 30.6	16.5 19.2	11.4 8.5
300		33.9 24.2	25.0 13.9	7.5 9.1

tr. = concentration inférieure à 10^{-8} g/l

Figure 2: Evolution en fonction de la profondeur des teneurs en PER et en DCB et de la température le 21 avril 1981

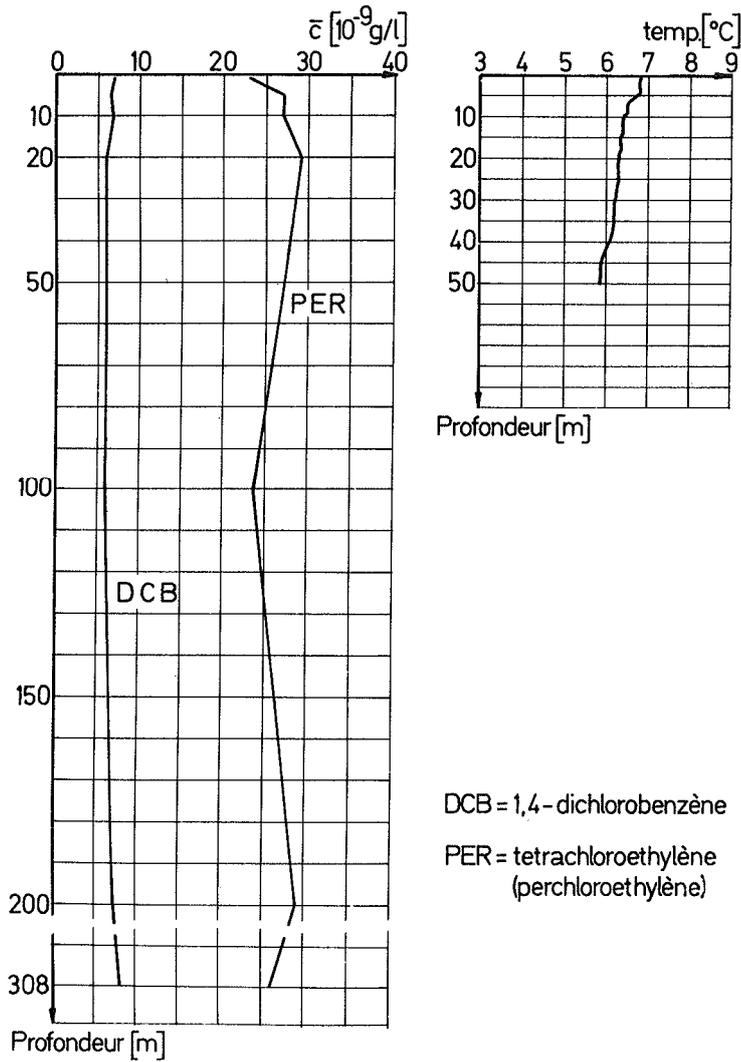
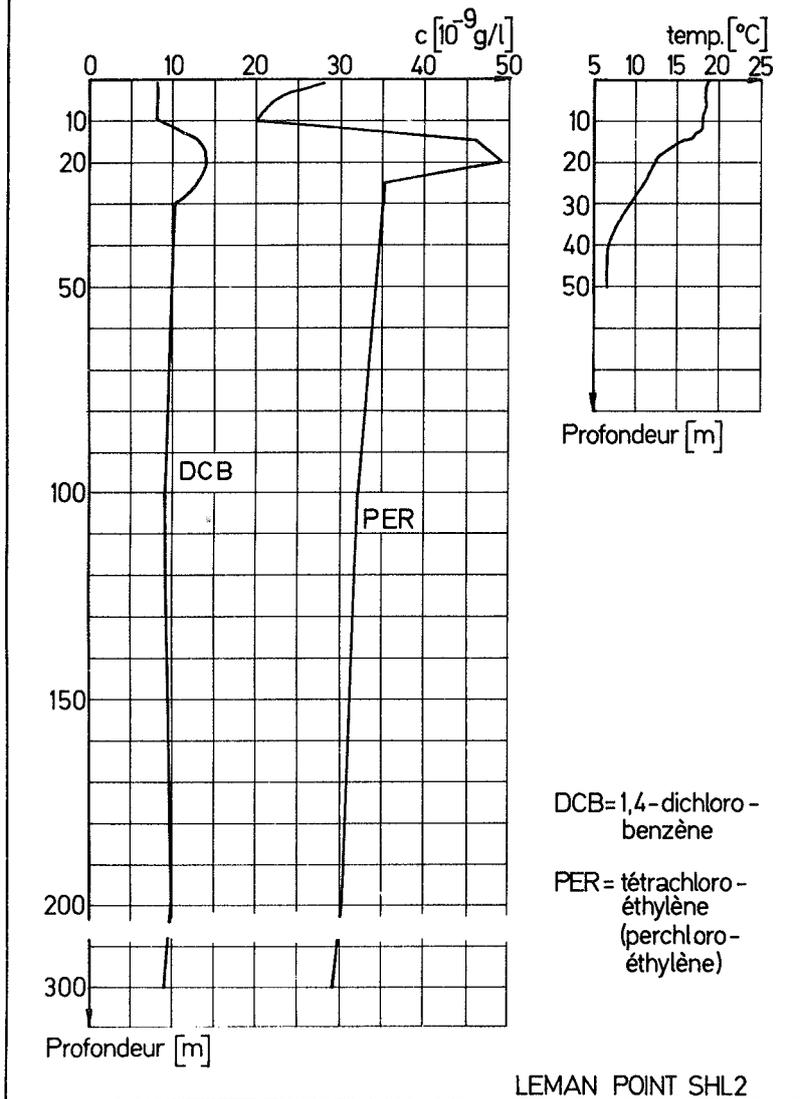


Figure 3: Evolution en fonction de la profondeur des teneurs en PER et en DCB et de la température le 21 sept. 1981



RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN
CAMPAGNE 1981

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

La teneur en divers métaux des eaux du Léman a été déterminée sur des échantillons prélevés à la station SHL 2.

METHODES

Deux campagnes de prélèvements sont effectuées : le 21 avril et le 21 septembre 1981.

Quatre niveaux sont observés : 10 - 100 - 200 et 300 mètres.

Les dosages sont effectués sur eau brute sans filtration préalable.

Les recherches de plomb, cadmium, chrome, cuivre, fer et manganèse sont effectuées par absorption atomique sans flamme sur les échantillons préconcentrés en milieu acide. La recherche du mercure, effectuée également par absorption atomique, est réalisée sans préconcentration des échantillons. Ceux-ci subissent, dans ce cas, une oxydation à reflux par un mélange acides-oxydants. Le zinc, le magnésium et le calcium sont mesurés directement par absorption atomique dans une flamme air-acétylène.

RESULTATS

Les résultats bruts sont regroupés dans les tableaux 1 et 2.

En général, les concentrations métalliques estivales sont plus faibles que les hivernales.

A l'exception du calcium, nous ne notons aucune relation systématique concentration-profondeur. Par contre, pour ce métal, la concentration semble augmenter en fonction de la profondeur. Les différences notées sont plus significatives pour les valeurs observées en septembre.

Pour le cuivre, le cadmium, le chrome et le zinc, les concentrations mesurées sont du même ordre de grandeur, voire inférieures à celles observées en rade de Genève par J.-P. BLANC et Cl. BERGERIOUX en 1977. Ces auteurs n'ont pas étudié les autres éléments que nous avons dosés.

CONCLUSIONS

Les concentrations métalliques mesurées dans l'eau du lac sont voisines des valeurs moyennes pour les eaux douces citées par GARRELS et collaborateurs.

Une ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 donne les objectifs en matière de qualité des eaux pour les eaux courantes et de retenues. Les concentrations en métaux lourds de l'eau du Léman sont inférieures à celles fixées par cette ordonnance.

BIBLIOGRAPHIE

- Cl. BERGERIOUX : Détermination par spectrométrie X et γ haute résolution, d'éléments traces après préconcentration et activation neutronique. Thèse No 1814. Université de Genève
- J.-P. BLANC : Méthode de préconcentration pour l'analyse panoramique d'éléments traces dans les eaux douces, par activation neutronique. Thèse No 1874. Université de Genève
- R.M. GARRELS,
F.T. MACKENZIE,
C. HUNG, : Chemical Cycles and the Global Environment, W. Kaufmann Inc., Los Altos, California (1975)

Concentrations exprimées en µg/litre

TABLEAU 1 - Echantillons du 21 avril 1981

Profondeur Métal	10 m	100 m	200 m	300 m
Mercure	nd (\leq 0.2)			
Plomb	3.4	1.8	1.0	0.6
Cadmium	nd (\leq 0.1)			
Chrome	2.4	1.6	2.6	1.6
Cuivre	6.0	4.8	1.0	4.0
Fer	16.0	10.0	16.0	14.0
Manganèse	1.6	2.4	2.9	2.1
Calcium	46'200	46'800	46'800	47'400
Magnésium	7'100	6'900	6'900	6'800
Zinc	23.8	19.0	23.8	11.0

TABLEAU 2 - Echantillons du 21 septembre 1981

Profondeur Métal	10 m	100 m	200 m	300 m
Mercure	nd (\leq 0.15)			
Plomb	nd (\leq 0.80)			
Cadmium	nd (\leq 0.02)			
Chrome	\leq 0.8	\leq 0.8	\leq 0.8	\leq 0.8
Cuivre	0.9	1.5	1.2	1.5
Fer	6.6	5.0	8.2	5.0
Manganèse	0.7	1.3	1.5	-
Calcium	35'200	42'100	44'200	45'100
Magnésium	5'200	5'400	5'200	5'500
Zinc	10.7	16.0	18.7	21.4

(nd = non décelé. Les limites de détection sont indiquées entre parenthèses. Un changement d'appareillage a permis d'abaisser les limites de détection dans les échantillons de septembre).

RECHERCHE DU MERCURE ET AUTRES SUBSTANCES TOXIQUES
DANS LA FAUNE PISCICOLE

CAMPAGNE 1981

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

ET

BERNARD BUTTIKER

CONSERVATION DE LA FAUNE, LAUSANNE

Les résultats des analyses de métaux lourds de 173 poissons du Léman sont regroupés et traités en fonction des classes de poids.

L'évolution par rapport aux résultats des années antérieures est examinée afin d'en dégager les principales tendances.

1. INTRODUCTION

La pénurie de poisson a entraîné, comme l'an dernier, des difficultés d'approvisionnement des laboratoires chargés des analyses de métaux lourds dans la faune piscicole. De ce fait, 173 échantillons, au lieu des 310 prévus par le programme quinquennal, ont été analysés.

Les laboratoires cantonaux vaudois et genevois, ainsi que la Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon ont participé aux recherches.

2. METHODES

Les dosages de métaux lourds sont effectués sur la partie comestible des poissons (filet et peau).

Les laboratoires participant aux recherches utilisent des méthodes analytiques similaires dont le principe est le suivant : après minéralisation des échantillons par un mélange acide-oxydant, les teneurs en polluants sont déterminées par absorption atomique sans flamme. Pour la recherche du plomb et du cadmium, la Station d'Hydrobiologie de Thonon utilise une minéralisation par voie sèche et une détermination de ces métaux par absorption atomique avec flamme, après préconcentration par complexation.

Les concentrations sont exprimées en ppb, c'est-à-dire en μg de polluant par kilogramme de poisson frais.

L'analyse statistique des résultats des trois laboratoires est réalisée sur l'ordinateur de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne selon le programme SPSS.

3. RESULTATS

L'analyse de la faune piscicole a porté sur :

60 perches
82 lottes
31 gardons.

Pour chaque espèce, nous avons regroupé les échantillons selon leurs poids. Les concentrations moyennes calculées pour les classes ainsi déterminées sont reportées dans les tableaux 1 à 3. Les métaux pris en considération sont le mercure, le plomb et le cadmium.

Lorsque le nombre de poissons analysés est inférieur à dix, l'écart type n'a pas été déterminé.

L'évolution des contaminations métalliques de 1975 à 1981 pour la perche et la lotte, espèces pour lesquelles le nombre d'échantillons analysés cette année est le plus représentatif, apparaît dans les tableaux 4 à 6.

. MERCURE (tableau 1)

Pour les populations de perche les plus importantes, les concentrations mercurielles observées sont faibles. Par contre, comme par le passé, les concentrations rencontrées dans les poissons de tailles exceptionnelles sont élevées et dépassent fréquemment 1'000 ppb, c'est-à-dire le double des concentrations admissibles selon les législations suisse et française.

La contamination de la lotte par ce métal est plus élevée que celle de la perche.

La concentration moyenne en mercure des jeunes perches de 26 à 50 g (poissons âgés d'environ 2 à 3 ans) est plus élevée que celle des classes suivantes. Ce phénomène a déjà été souligné par MONOD et se retrouve également dans les résultats de la campagne 1980. Cette contamination plus importante des jeunes individus est-elle liée au métabolisme de cette classe d'âge ?

Par rapport à l'an dernier, il n'y a pas de variation de la teneur en mercure des perches (tableau 4a). Par contre, il faut noter une diminution des concentrations moyennes des lottes (tableau 4b).

. PLOMB (tableau 2)

L'importance de la contamination des poissons par le plomb semble être fonction du poids, et par conséquent de l'âge. Ceci est particulièrement net pour les trois classes de poids bien représentées chez la lotte (tableau 2b).

Comme pour le mercure, la lotte est plus contaminée que la perche.

Dans les catégories les plus représentées, il faut noter une diminution sensible de la contamination par rapport à l'an dernier (tableaux 5a et 5b).

Il n'y a pas de normes recommandées par l'OMS ou l'Office fédéral de la santé publique suisse pour le plomb dans les poissons frais. L'Office de la santé de la République fédérale d'Allemagne préconise 500 µg/kg. L'Office fédéral suisse a fixé une valeur limite de 1'000 µg/kg dans les conserves de poisson. Toutes les concentrations mesurées dans les lottes ou les perches sont bien inférieures à ces normes.

. CADMIUM (tableau 3)

Comme pour le plomb, toutes les concentrations mesurées sont bien inférieures aux recommandations de l'Office fédéral de la santé publique suisse en matière de conserves de poisson (100 µg/kg).

Nous ne pouvons pas noter, pour ce métal, de variations significatives par rapport aux années antérieures pour la perche ainsi que pour la catégorie lottes - 76 à 100 g - (tableau 6). Signalons une relative augmentation pour les lottes pesant entre 101 et 125 g.

4. CONCLUSIONS

La teneur en mercure des perches du lac semble stabilisée aux environs de 100 ppb pour des individus de poids moyen. Cette contamination mercurielle de la perche reste cependant supérieure à celle d'autres lacs suisses (rapport FAVARGER : Zurich 54 ppb en 1978 - Joux 65 ppb et Morat 66 ppb en 1976).

Par rapport à 1980, il faut noter une légère amélioration de la teneur en mercure des lottes.

La contamination par les métaux lourds des poissons du Léman ne présente pas de danger pour le consommateur. Il faut cependant rester attentif car de fortes teneurs en mercure sont encore décelées dans les poissons de poids importants et l'augmentation de la contamination observée dans les sédiments du Rhône risque d'entraîner, après un certain décalage temporel, une dégradation dans la faune piscicole.

5. LES POLYCHLORBIPHENYLES (PCB)

Dans le cadre d'un programme intercantonal de recherches 1981-1985, le laboratoire cantonal de chimie de Genève a effectué des dosages de PCB sur les poissons du Léman.

Les analyses ont été réalisées sur les parties comestibles des échantillons (filets + peau). Les résultats, exprimés en ppb/poids frais, sont regroupés dans le tableau 7.

Les 45 échantillons analysés sont conformes à la législation suisse des denrées alimentaires qui fixe la concentration maximale admissible de PCB dans les poissons à 1 mg/kg.

BIBLIOGRAPHIE

- R. MONOD : Recherche du mercure et autres substances toxiques dans la faune piscicole. Campagne 1979. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, page 79
- P.-Y. FAVARGER : Teneur en mercure des poissons des lacs suisses 1973-1979 Rapport à paraître dans Chimia septembre 1982.

TABLEAU 1 - Concentration du mercure dans les poissons (ppb)

1a. PERCHES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
26 - 50	9	123	non déterminé
51 - 75	25	95	27
76 - 100	2	78	non déterminé
101 - 150	3	65	non déterminé
151 - 500	16	188	173
Plus de 500	5	976	non déterminé

1b. LOTTES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	2	220	non déterminé
76 - 100	24	246	103
101 - 125	30	236	97
126 - 250	25	198	85
Plus de 300	1	120	non déterminé

1c. GARDONS

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
151 - 250	1	130	non déterminé
251 - 500	29	188	54
Plus de 500	1	340	non déterminé

TABLEAU 2 - Concentration du plomb dans les poissons (ppb)

2a. PERCHES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
26 - 50	9	44	non déterminé
51 - 75	25	47	33
76 - 100	2	42	non déterminé
101 - 150	2	73	non déterminé
151 - 500	14	216	245
Plus de 500	4	109	non déterminé

2b. LOTTES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	2	95	non déterminé
76 - 100	24	51	19
101 - 125	30	68	53
126 - 250	25	80	73
Plus de 300	1	380	non déterminé

TABLEAU 3 - Concentration du cadmium dans les poissons (ppb)

3a. PERCHES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
26 - 50	9	8	non déterminé
51 - 75	25	5	2
76 - 100	2	3	non déterminé
101 - 150	2	10	non déterminé
151 - 500	14	10	5
Plus de 500	4	7	non déterminé

3b. LOTTES

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	2	13	non déterminé
76 - 100	24	9	7
101 - 125	30	12	15
126 - 250	25	10	14
Plus de 300	1	26	non déterminé

3c. GARDONS

Poids g	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
151 - 250	1	7	non déterminé
251 - 500	29	16	12
Plus de 500	1	8	non déterminé

TABLEAU 4 - Evolution de la concentration du mercure dans les poissons (ppb)

4a. PERCHES

Poids (g)	26 - 50		51 - 75	
	Concentration	Nombre de poissons	Concentration	Nombre de poissons
Années				
1975	234	74	227	134
1976	76	31	95	42
1977	105	90	111	38
1978	115	79	127	121
1979	142	58	128	66
1980	121	43	96	50
1981	123	9	95	25

4b. LOTTES

Poids g	51 - 75		76 - 100		101 - 125		0 - 250		
	Concentration	Nbre de poissons	Poids moyen						
Années									
1975	388	13	365	27	-	-	397	88	122
1976	260	27	260	30	-	-	254	98	93
1977	290	6	277	18	-	-	259	79	131
1978	301	12	216	56	-	-	244	134	113
1979	373	7	160	1	-	-	272	22	106
1980	264	11	272	31	255	27	255	85	103
1981	220	2	246	24	236	30	227	81	119

TABLEAU 5 - Evolution de la concentration du plomb dans les poissons (ppb)

5a. PERCHES

Poids (g)	26 - 50		51 - 75	
Années	Concentration	Nombre de poissons	Concentration	Nombre de poissons
1975	850	3	662	19
1976	119	4	140	19
1977	76	44	56	18
1978	69	64	48	50
1979	60	30	73	49
1980	75	40	79	46
1981	44	9	47	25

5b. LOTTES

Poids g	51 - 75		76 - 100		101 - 125		0 - 250		
Années	Concentration	Nbre de poissons	Poids moyen						
1975	407	3	348	9	-	-	343	25	112
1976	158	8	117	15	-	-	123	50	102
1977	160	1	100	3	-	-	87	25	151
1978	15	7	22	23	-	-	36	72	116
1979	145	2	120	1	-	-	153	16	126
1980	92	10	95	25	92	26	97	73	102
1981	95	2	51	24	68	30	67	81	119

TABLEAU 6 - Evolution de la concentration du cadmium dans les poissons (ppb)

6a. PERCHES

Poids (g)	26 - 50		51 - 75	
	Concentration	Nombre de poissons	Concentration	Nombre de poissons
Années				
1975	93	3	78	19
1976	35	14	7	14
1977	15	44	10	26
1978	11	64	11	47
1979	11	30	10	49
1980	10	40	6	46
1981	8	9	5	25

6b. LOTTES

Poids g	51 - 75		76 - 100		101 - 125		0 - 250		Poids moyen
	Concentration	Nbre de poissons							
Années									
1975	45	6	29	8	-	-	35	30	111
1976	72	9	29	13	-	-	33	47	100
1977	13	1	10	3	-	-	7	28	150
1978	9	7	9	22	-	-	7	70	117
1979	11	2	13	1	-	-	9	16	126
1980	7	10	9	25	6	26	7	73	102
1981	13	2	9	24	12	30	10	81	119

TABLEAU 7 - Concentrations des PCB dans les poissons

Poissons	Taille (cm)	Poids (g)	PCB (ppb)
PERCHES	22	149	90
	18	79	195
	19	78	220
	17	56	265
	18	73	100
	18	69	135
	17	63	155
	18	71	135
	23	174	65
	18	66	55
	18	68	100
	17	53	130
	17	60	215
	16	59	120
	17	65	295
	17	68	280
	17	62	180
	17	62	160
	18	72	175
	16	50	135
	16	58	80
	17	53	180
	17	53	115
	16	50	180
	18	65	175
	30	425	325
	40	965	420
32	545	210	
LOTES	27	109	105
	27	124	45
	28	122	85
	31	210	40
	28	112	250
	27	103	140
	28	108	75
	26	104	160
	30	197	40
	25	100	120
	25	104	90
	26	105	75
	27	142	50
	24	120	105
	27	131	40
22	102	145	
25	132	n.d.	

n.d. (< 20 ppb).

ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE

CAMPAGNE 1981

PAR

PIERRE BURKARD

SERVICES INDUSTRIELS DE GENEVE

SERVICE DES EAUX LABORATOIRE

RESUME

Les recherches de la Commission internationale sur les affluents du Léman et son émissaire ont débuté en 1963. Jusqu'en 1980, ces recherches ont été fondées sur l'étude systématique de plus de vingt affluents d'importance diverse et sur celle du Rhône à Genève, au titre d'émissaire unique.

Considérant que le Rhône, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne représentent une part importante des apports au lac, il a été décidé de circonscrire dès 1981 l'étude à ces quatre affluents.

Une étude sur les affluents d'un lac n'a de sens qu'en tant qu'elle permette d'une part d'en chiffrer les apports et d'autre part d'évaluer les pertes engendrées par l'émissaire. Il devient dès lors indispensable de tenir compte non seulement de la composition des eaux contrôlées mais encore des débits, afin de pouvoir calculer les flux correspondants. Il est également important de placer les résultats annuels dans un cadre aussi large que possible, vu les différences pouvant apparaître d'une année à l'autre en raison en particulier des conditions météorologiques.

Dans ce contexte et pour augmenter la précision des évaluations, l'étude de la Commission internationale repose actuellement sur un échantillonnage en continu de l'eau des affluents étudiés, fonctionnant proportionnellement au débit et livrant à l'analyse des prélèvements représentatifs de la charge réelle du cours d'eau sous contrôle. Par ailleurs les résultats de la campagne 1981 ont été comparés aux constatations faites entre 1970 et 1980.

Les résultats de 1981 confirment les tendances mises en évidence les trois ou quatre années précédentes, à savoir homogénéité plus grande des apports d'une période de recherche à l'autre, apports stables ou en légère régression et pertes par l'émissaire souvent en nette augmentation du fait de l'enrichissement des eaux en surface du Petit Lac. En conséquence les soldes des bilans sont en nette diminution.

L'enrichissement du lac en azote minéral total diminue quelque peu de 1975 à 1981, passant de 5'600 à 4'400 tonnes/an. Parallèlement les soldes des bilans tombent de 2'000 tonnes à une valeur légèrement négative, - 100 tonnes. Ce résultat favorable ne tient pas compte de l'azote organique dont les apports sont estimés à 2'600 tonnes en 1981, contre encore 3'200 en 1978.

Les apports en phosphore total sont également en légère régression, puisqu'ils atteignent 820 tonnes en 1981 contre un peu plus de 900 les trois années précédentes. Du fait de l'évolution de la teneur en phosphore de l'eau de l'émissaire, les soldes du bilan diminuent, fortement entre 1978 et 1979, moins rapidement par la suite. A l'heure actuelle ils se montent à quelque 200 tonnes.

Les apports en chlorures restent stables entre 1976 et 1981 : de 32'600 à 36'000 tonnes. Les soldes des bilans par contre diminuent; depuis 1977 ils sont même négatifs, de l'ordre de -10'000 tonnes en 1981.

Les apports en potassium ne varient pas dans de fortes proportions depuis 1977; en 1981 ils s'élèvent à quelque 8'200 tonnes.

Le bilan général du Léman ne saurait évidemment être complet sans tenir encore compte des affluents dits secondaires, des précipitations directes à la surface du lac, des rejets des stations d'épuration, du ruissellement avec érosion et des échanges à l'interface eau-sédiments.

1. GENERALITES

L'année 1981 marque le début du troisième programme quinquennal de travaux et de recherches de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution (programme 1981-1985). Dans le cadre de l'étude des affluents, ce programme a été sensiblement allégé. Il ne porte en effet plus que sur les affluents dits principaux - le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne - et sur l'émissaire à Genève, négligeant quelque dix-huit cours d'eau moins importants, précédemment incorporés à l'étude.

Comme lors du second programme quinquennal, les recherches sur les affluents principaux du Léman reposent sur un échantillonnage en continu de leurs eaux. En pratique celui-ci est organisé de manière à obtenir, en principe chaque semaine, un échantillon rigoureusement proportionnel aux débits observés pendant la période de prélèvement, donc représentatif de la charge réelle du cours d'eau. A la Dranse, la Venoge et l'Aubonne, chaque échantillon prélevé a été soumis à l'analyse. Au Rhône à la Porte du Scex, seuls les composés de l'azote minéral ont fait l'objet de déterminations hebdomadaires. Les autres constituants ont été analysés sur le mélange de deux échantillons consécutifs.

Le prélèvement en continu, tenant compte des variations de débits, permet évidemment de chiffrer avec précision les apports dus à un cours d'eau, pour autant bien entendu que l'élément considéré soit stable entre le début de l'échantillonnage et la mise en chantier de l'analyse. Cette condition n'est pas remplie pour un certain nombre de critères, tels la température, l'oxygène dissous, la demande biologique en oxygène, les détergents et, dans une certaine mesure, le pH. Il n'est donc dans ces cas pas possible d'en suivre l'évolution temporelle et d'en chiffrer les apports, à moins de disposer, en tant qu'elles existent, de cellules de mesures en continu. La station de prélèvement à la Porte du Scex sur le Rhône est dotée de sondes pour la mesure de la température, du pH, de la conductibilité et des teneurs en oxygène dissous. Le dépouillement des données enregistrées n'étant pas terminé lors de la rédaction de ce rapport, il ne peut donc en être fait état dans les lignes qui suivent. Les postes de prélèvement de la Dranse, de la Venoge et de l'Aubonne ne sont pas équipés sous cet angle.

Depuis le début des recherches de la Commission en 1963, les exportations de l'émissaire, le Rhône à Genève, sont calculées à partir du débit moyen annuel et de la composition moyenne des eaux.

Dans une étude destinée à cerner l'influence des apports des affluents sur l'état sanitaire d'un lac, la composition de leurs eaux n'est indispensable à être connue qu'à la condition d'en pondérer l'expression en fonction des débits. En d'autres termes, dans les recherches de portée essentiellement pratique telles celles entreprises par la Commission, seule la connaissance de l'évolution dans le temps des apports des affluents est utile. Pour ne pas allonger inutilement le présent rapport, la comparaison des résultats de 1981 à ceux des années antérieures a été arrêtée à 1970 qui représente, pour bien des éléments, la période d'apports maximaux.

2. CONDITIONS METEOROLOGIQUES ET DEBITS DES AFFLUENTS

Depuis 1977, le climat de la région lémanique reste humide, dans le sens que les hauteurs annuelles des précipitations mesurées en quelques stations sur le pourtour du lac sont plus élevées que les moyennes pluriannuelles correspondantes (fig. 1).

Ainsi on mesure près de 990 mm de pluie en 1981 à l'aéroport de Cointrin, contre 901 entre 1901 et 1970, 1'273 à Nyon contre 1'029, et 1'519 à Montreux contre 1'160. Par ailleurs les hauteurs des précipitations atteignent des niveaux proches les uns des autres entre 1978 et 1981.

Conséquence de l'homogénéité relative des précipitations, les débits moyens annuels des affluents principaux du Léman restent assez stables depuis quatre, voire cinq ans. Précédemment les variations annuelles étaient plus marquées (fig. 2).

Cette stabilité est particulièrement sensible pour le Rhône à son embouchure, dont les débits oscillent de 184 m³/s en 1979 à 211 en 1981, et pour la Dranse, de 18.6 m³/s en 1978 à 22.2 en 1981. Les débits moyens annuels de la Venoge et de l'Aubonne témoignent d'une plus grande variabilité, surtout en raison des mesures mensuelles instantanées avant 1979.

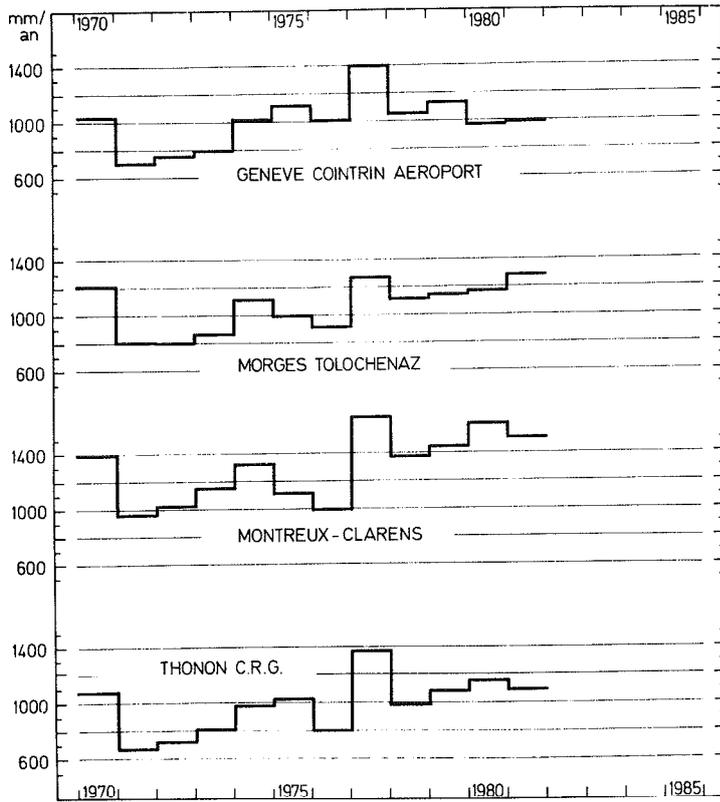


Fig.1: Hauteurs des précipitations annuelles

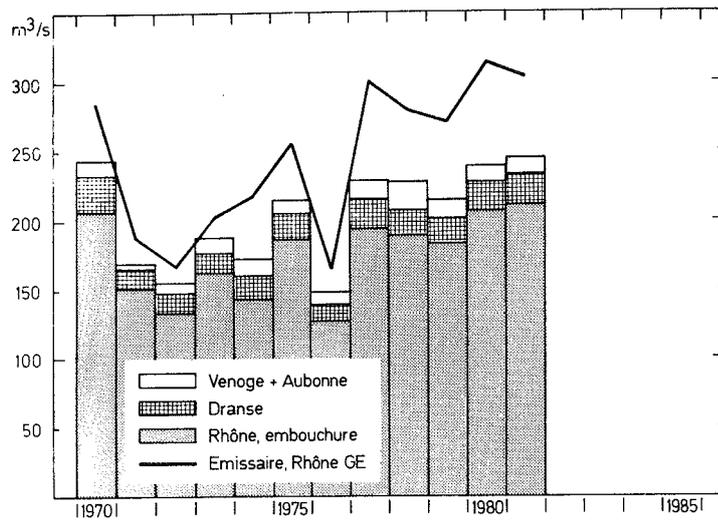


Fig.2: Débits moyens annuels

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

AZOTE MINERAL ET ORGANIQUE

Les apports en azote minéral total diminuent légèrement de 1980 à 1981, passant de 4'930 à 4'400 tonnes/an. Dans un contexte plus large et en faisant abstraction des résultats exceptionnels de 1976 - année très sèche - il apparaît que les apports cumulés des affluents principaux du Léman en azote ammoniacal, nitreux et nitrique montrent une tendance à la baisse depuis 1974-1975 (fig. 3a).

En raison de l'accroissement des teneurs en azote minéral de l'eau du Petit Lac, les pertes dues à l'émissaire d'une façon générale augmentent ces dernières années (fig. 3a).

En tenant compte et des apports dus aux affluents inventoriés et des exportations imputables à l'émissaire, on constate depuis 1974, voire depuis 1970, une baisse générale des soldes des bilans annuels de l'azote minéral total (fig. 3a). On enregistre même en 1981 un résultat légèrement négatif, de l'ordre de 105 tonnes/an, les pertes dues à l'émissaire ayant donc légèrement dépassé l'enrichissement dû aux affluents.

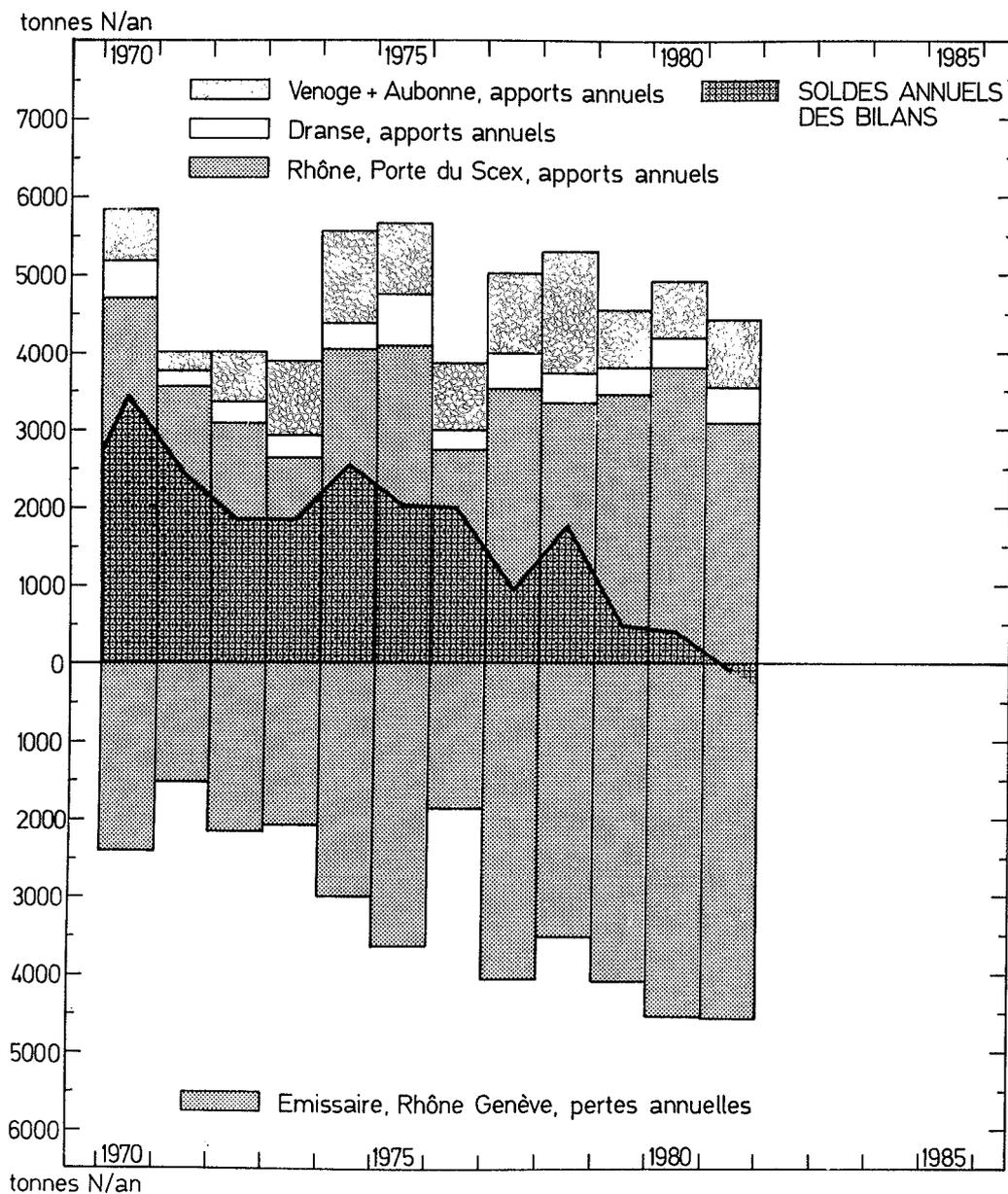


Fig.3a: Apports, pertes, bilans annuels pour l'azote minéral total

Ce résultat encourageant ne doit cependant pas masquer l'existence de multiples autres sources d'apports, tels affluents secondaires, précipitations directes à la surface du lac, stations d'épuration. Comme l'indique la figure 3b, les apports par les dix-huit affluents dits secondaires précédemment étudiés s'élèvent à plus de 1'500 tonnes par an entre 1977 et 1980.

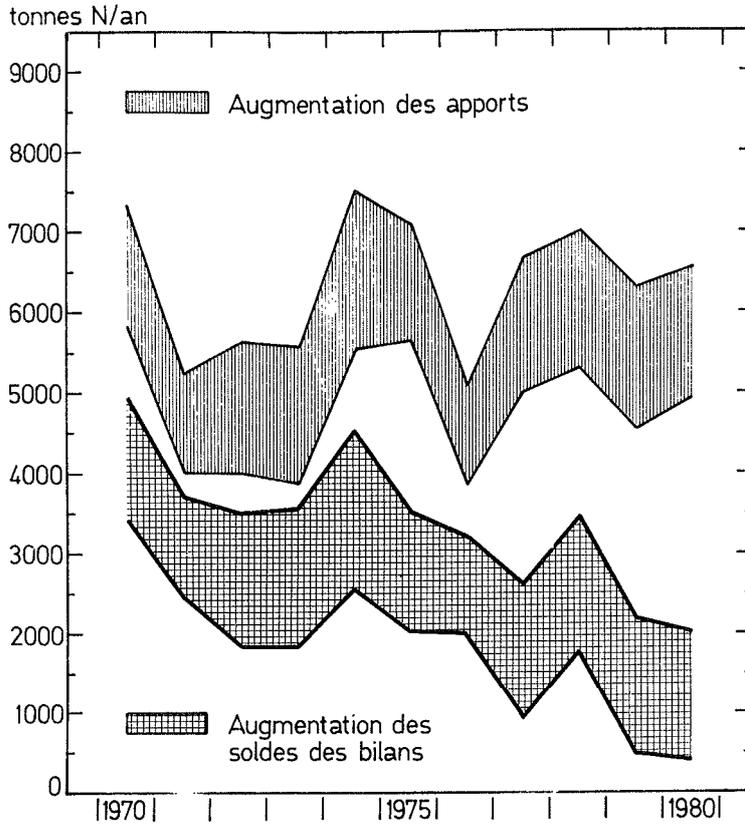


Fig.3b:AZOTE MINERAL TOTAL: INFLUENCE DES AFFLUENTS DITS SECONDAIRES SUR LES APPORTS ET LES SOLDES DES BILANS

En détaillant la répartition des trois stades d'oxydation de l'azote minéral, on constate une diminution régulière de l'ammoniaque pour le Rhône à son embouchure, ainsi que pour la Venoge et l'Aubonne. Les résultats de la Dranse sont plus erratiques : tout d'abord diminution en 1978 et 1979 puis augmentation les deux années suivantes (fig. 4).

En 1981, les apports totaux en azote ammoniacal s'élèvent à 350 tonnes pour les quatre affluents étudiés. Les pertes par l'émissaire, inférieures à 500 tonnes de 1976 à 1980, atteignent près de 700 tonnes l'année suivante.

Les concentrations en ammoniaque restent modestes dans l'eau du Rhône à son embouchure. Elles sont nettement plus accusées à la Venoge, la Dranse et, dans une proportion moindre, à l'Aubonne. Ces différences sont surtout apparentes en regard des maximums annuels, relevés en août et septembre pour la Dranse, en juillet pour la Venoge et en mai pour l'Aubonne :

	Concentrations en azote ammoniacal, année 1981, mg N/l		
	Moy. annuelle	Maximum	Minimum
Rhône, Porte du Scex	0.051	0.280	0.005
Dranse	0.192	2.070	0.008
Venoge	0.222	1.180	0.001
Aubonne	0.076	0.512	0.001

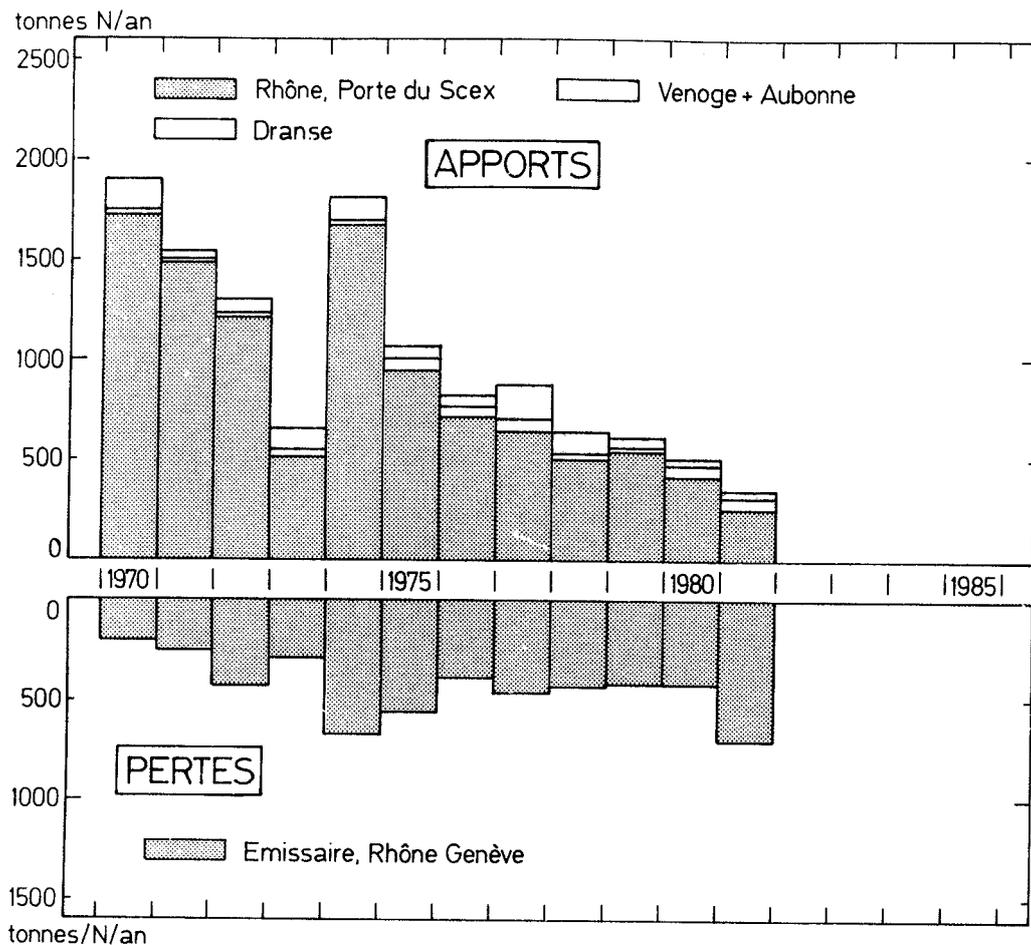


Fig. 4: Apports et pertes en azote ammoniacal

Les apports en azote nitreux restent minimes puisqu'ils sont inférieurs à 100 tonnes/an. Ils sont en légère diminution depuis trois ans. La tendance inverse se manifeste à l'émissaire, qui ces dernières années soustrait au lac un peu plus de nitrites que les affluents principaux en fournissent (fig. 5).

En 1981, les teneurs moyennes annuelles en azote nitreux de l'eau des affluents étudiés sont, mis à part la Dranse, un peu moins marquées que les normes 1963-1980. Les valeurs maximales restent inférieures à 0.1 mg N/l, sauf pour la Venoge :

	Concentrations en azote nitreux, mg N/l			
	Norme 1963-1980	Moy. ann. 1981	Maximum 1981	Minimum 1981
Rhône, Porte du Scex	0.017	0.008	0.013	0.003
Dranse	0.011	0.019	0.070	0.002
Venoge	0.064	0.044	0.272	0.012
Aubonne	0.021	0.014	0.076	0.001

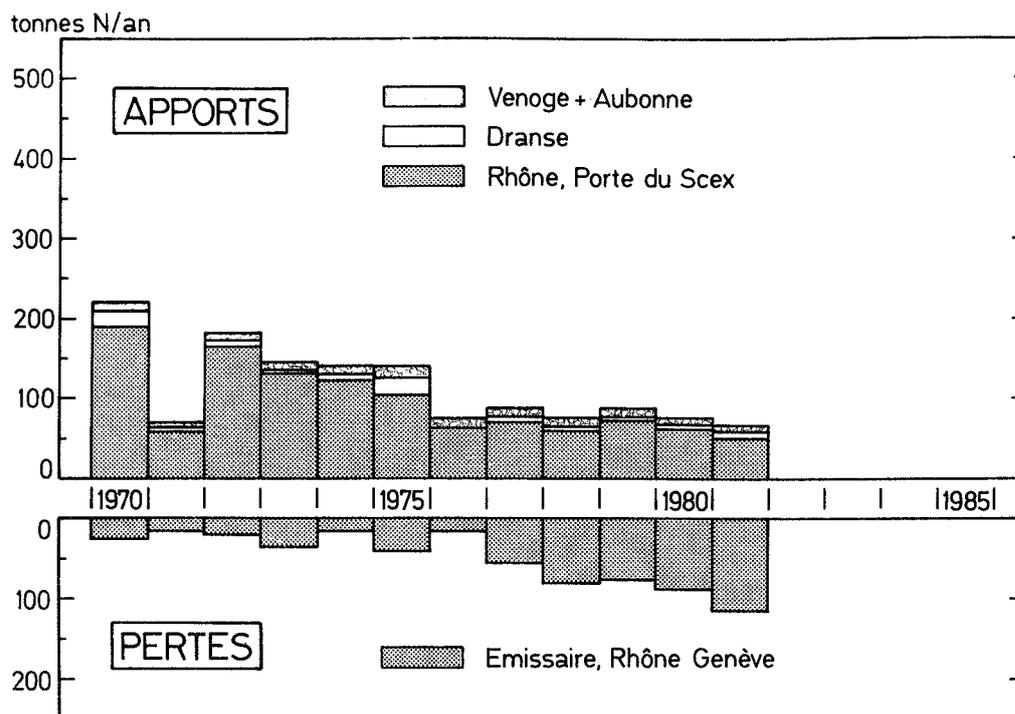


Fig.5: Apports et pertes en azote nitreux

Pour les apports en nitrates, la situation reste stable à l'embouchure du Rhône. En effet cet affluent, depuis 1977 et en faisant abstraction de la légère hausse constatée en 1980 (3'300 tonnes N/an), déverse régulièrement au Léman quelque 2'800 tonnes d'azote nitrique par an (fig. 6). Toujours depuis 1977, les apports de la Dranse varient peu, oscillant entre 300 et 400 tonnes/an. À l'Aubonne, les écarts sont déjà plus grands : de 150 tonnes en 1977 à 300 en 1979; ils deviennent encore plus sensibles à la Venoge, tombant de 1'200 tonnes en 1978 à 400 en 1979 et 1980 (fig. 6).

En tenant compte de l'ensemble des données, on constate que les apports cumulés en nitrates des affluents principaux restent très importants - de l'ordre de 4'000 tonnes/an en azote - depuis 1977, voire depuis 1975, en négligeant les résultats de 1976, année très sèche.

Les exportations annuelles de nitrates à Genève augmentent plus ou moins régulièrement ces dernières années, du fait entre autre de l'enrichissement des eaux du Petit Lac. De 1971 à 1981, les pertes imputables à l'émissaire passent ainsi de 1'300 à 3'700 tonnes/an en chiffres ronds, ce qui représente une augmentation de quelque 220 tonnes par année en moyenne.

Les teneurs moyennes en nitrates de l'eau du Rhône à son embouchure sont proches des concentrations du lac. Celles de la Dranse s'en éloignent déjà quelque peu. Enfin, elles sont nettement plus accentuées à l'Aubonne et à la Venoge :

	Concentrations en azote nitrique, mg N/l			
	Norme 1963-1980	Moy. ann. 1981	Maximum 1981	Minimum 1981
Rhône, embouchure	0.49	0.48	0.92	0.20
Dranse	0.50	0.59	1.09	0.34
Venoge	2.51	3.20	5.76	1.37
Aubonne	1.38	1.69	3.21	0.47
Emissaire, Genève	0.33	0.39	0.53	0.08

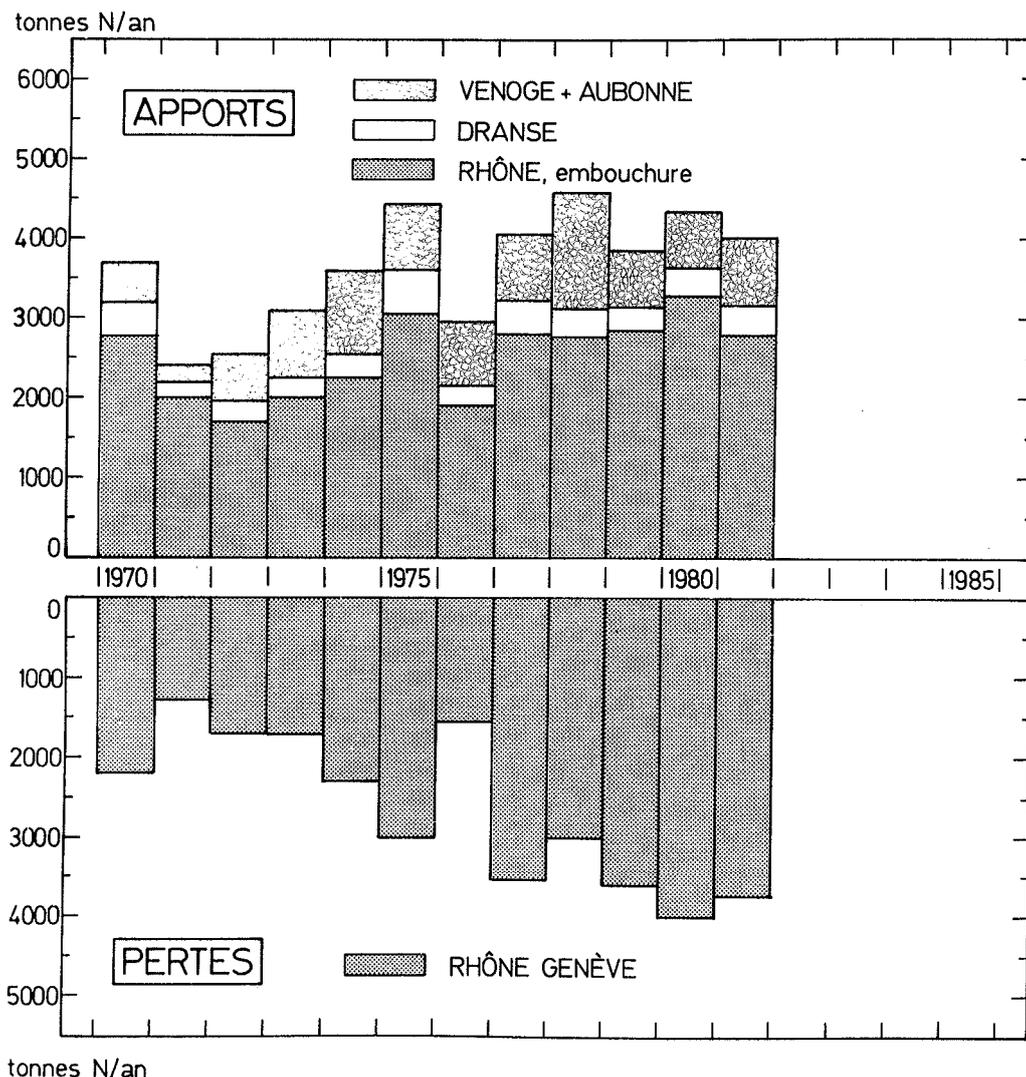


Fig.6: Apports et pertes en azote nitrique

Un bilan concernant l'azote ne saurait être complet sans la fraction organique. Celle-ci n'est connue que pour le Rhône affluent et la Dranse. En 1981, le premier a déversé au Léman 2'400 tonnes d'azote organique, le second 180, pour des concentrations moyennes respectivement de 0.33 mg N/l (max. : 0.75) et de 0.262 (max. 1.10) (fig. 7).

Toujours en 1981, l'azote organique représente au Rhône 43.6 % des apports totaux en cet élément (2'400 - 5'500 tonnes N/an), pour la Dranse, 29.7 % (180 - 600 tonnes N/an).

Les apports annuels en azote organique sont restés relativement stables à l'embouchure de la Dranse depuis le début en 1973 de leur détermination (96 tonnes en 1976, année sèche, 137 en 1973 à 236 en 1975). Pour le Rhône à la Porte du Scex, ils augmentent dès 1974, culminent en 1978 avec 3'200 tonnes puis accusent une légère diminution (fig. 7).

Alors que les apports en azote minéral total oscillent depuis quatre ans entre 4'500 et 5'300 tonnes/an, les apports en azote total se situent, toujours pour la même période, entre 6'100 et 7'100 tonnes/an.

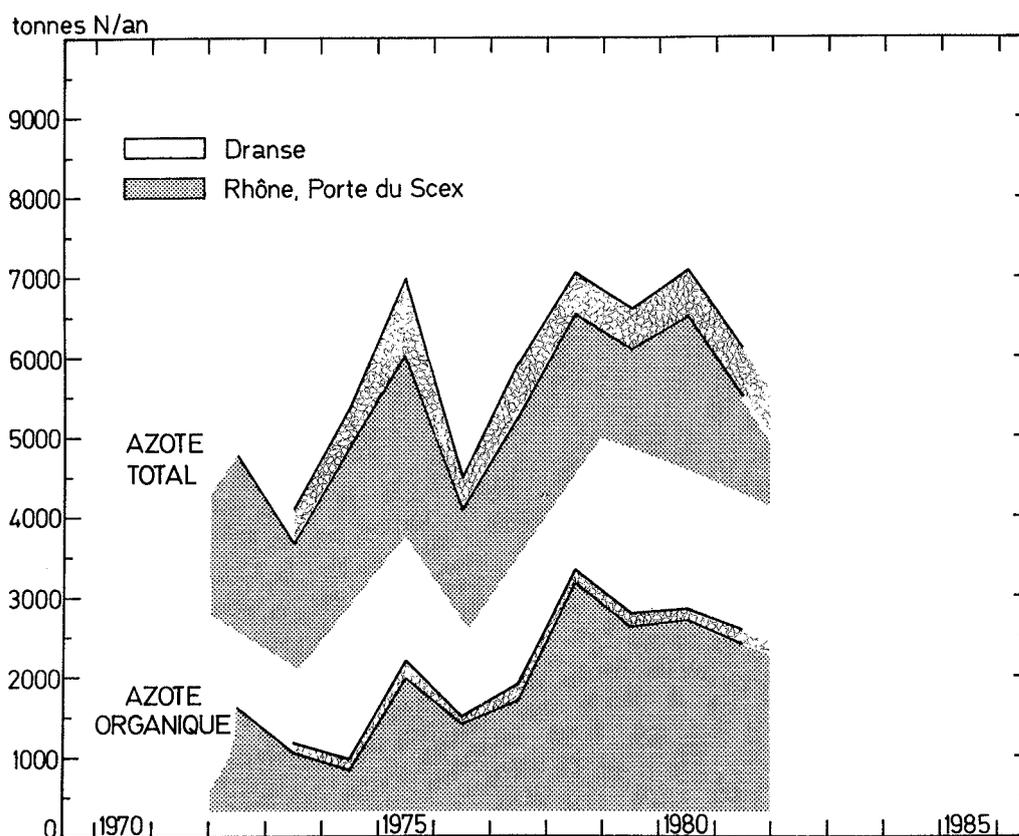


Fig.7: Apports en azote organique et total pour le Rhône et la Dranse

PHOSPHORE MINERAL ET ORGANIQUE

Depuis 1978, les apports du Rhône en phosphore total sont en constante diminution tout en restant, il faut le souligner, à un niveau élevé : 730 tonnes en 1978, 610 en 1981. Les résultats antérieurs présentent une variabilité plus grande qui contraste avec l'homogénéité des quatre dernières années. Si ce phénomène peut éventuellement être dû au faible nombre de prélèvements effectués annuellement jusqu'en 1975, les résultats de 1976 et 1977 paraissent en contradiction : 1976, année sèche, affiche logiquement des apports faibles; 1977 année très humide, paradoxalement des apports encore plus ténus (fig. 8a) (probablement problème au niveau des dosages).

De 1976 à 1980, les apports de la Dranse en phosphore total sont en constante augmentation : 36 tonnes en 1976, 96 en 1978, 175 en 1980, enfin 146 en 1981. Pour les cinq dernières années, les apports de la Venoge en phosphore total oscillent entre 46 et 80 tonnes/an, le minimum étant enregistré en 1981, le maximum en 1978. Les apports de l'Aubonne restent modestes; au cours des dix dernières années, ils s'inscrivent entre 13 et 31 tonnes/an, les périodes les plus riches étant 1979 et 1980 (fig. 8a).

Les tonnages soustraits au lac par l'émissaire à Genève restent compris entre 620 et 630 tonnes P total/an au cours des trois dernières années. Ces valeurs représentent un maximum depuis le début des études de la Commission.

Les soldes des bilans "affluents principaux - émissaire" baissent régulièrement depuis 1978, passant de 500 tonnes de phosphore total au début de la période considérée à 200 en 1981. Bien entendu les surplus annuels réels des apports sont plus importants puisqu'il faut faire intervenir d'autres sources, en particulier affluents secondaires, précipitations, stations d'épuration, ruissellement avec l'érosion. L'influence des dix-huit affluents secondaires précédemment étudiés par la Commission sur les soldes annuels des bilans est esquissée à la figure 8b. Alors que les apports de ces affluents s'élevaient encore à 350-400 tonnes/an de phosphore total vers 1970, ils tombent à 130-200 tonnes depuis 1976.

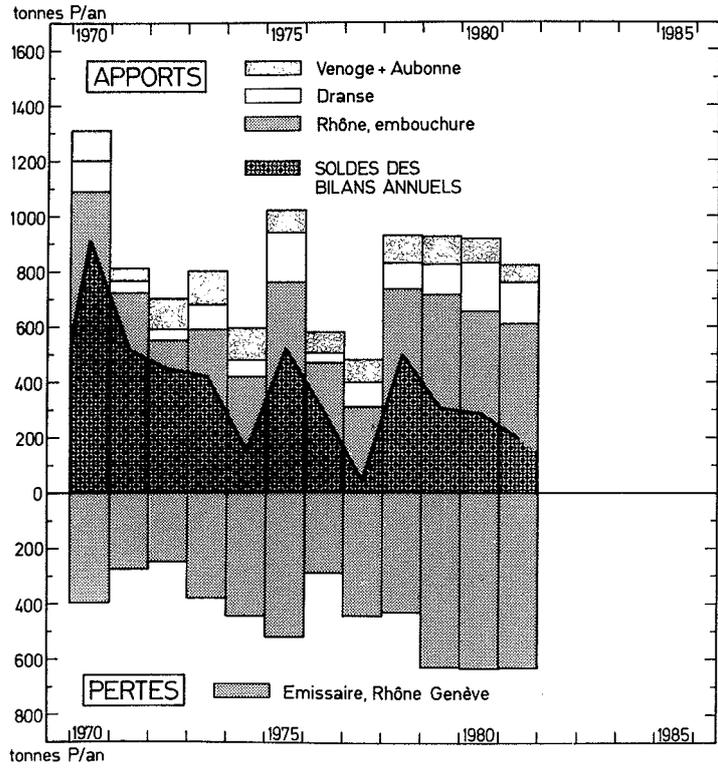


Fig.8a: Apports, pertes, bilans annuels pour le phosphore total

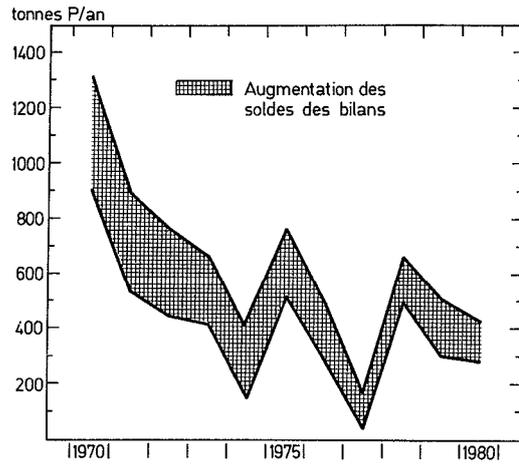


Fig.8b: PHOSPHORE TOTAL: INFLUENCE DES AFFLUENTS DITS SECONDAIRES SUR LES SOLDES DES BILANS ANNUELS

Les concentrations moyennes annuelles en phosphore total restent inférieures à 0.1 mg P/l au Rhône et à la Venoge; elles sont comprises entre 0.250 et 0.300 pour les deux autres affluents.

	Concentrations en phosphore total, année 1981, mg P/l		
	Moy. annuelle	Maximum	Minimum
Rhône, Porte du Scex	0.084	0.300	0.025
Dranse	0.254	1.860	0.060
Venoge	0.290	0.620	0.135
Aubonne	0.096	0.370	0.018
Emissaire, Genève	0.066	0.109	0.023

En 1981 le maximum des apports instantanés en phosphore total pour le Rhône à la Porte du Scex se situe pendant les deux périodes de prélèvement moyen du mois d'octobre : 87.0 g/s pendant la première quinzaine avec un débit moyen de 290 m³/s, 80.1 g/s pendant la seconde, pour 267 m³/s. Ces apports correspondent à des charges journalières de respectivement 7'517 et 6'921 kg. Extrapolées aux quatorze jours que durent les prélèvements, ces valeurs donnent des apports totaux de 105 tonnes pour la première période et 97 pour la seconde. Ces deux charges additionnées, écoulées par le Rhône en un peu moins d'un mois, se montent donc à 202 tonnes de phosphore total, soit 33 % des apports annuels totaux de ce fleuve (611 tonnes P/an en 1981). Pour la Dranse, les apports instantanés maximaux se rencontrent en mars - 27.8 g/s - et en octobre - 27.6 g/s - pour des débits moyens de 94 et 86 m³/s. Ces chiffres correspondent à des apports journaliers de quelque 2'400 kg de phosphore total.

Les apports totaux en orthophosphates sont en régression, faible mais régulière, depuis 1975. Cette évolution est avant tout due à la diminution des déversements par le Rhône. Les autres affluents ont un comportement irrégulier (fig. 9).

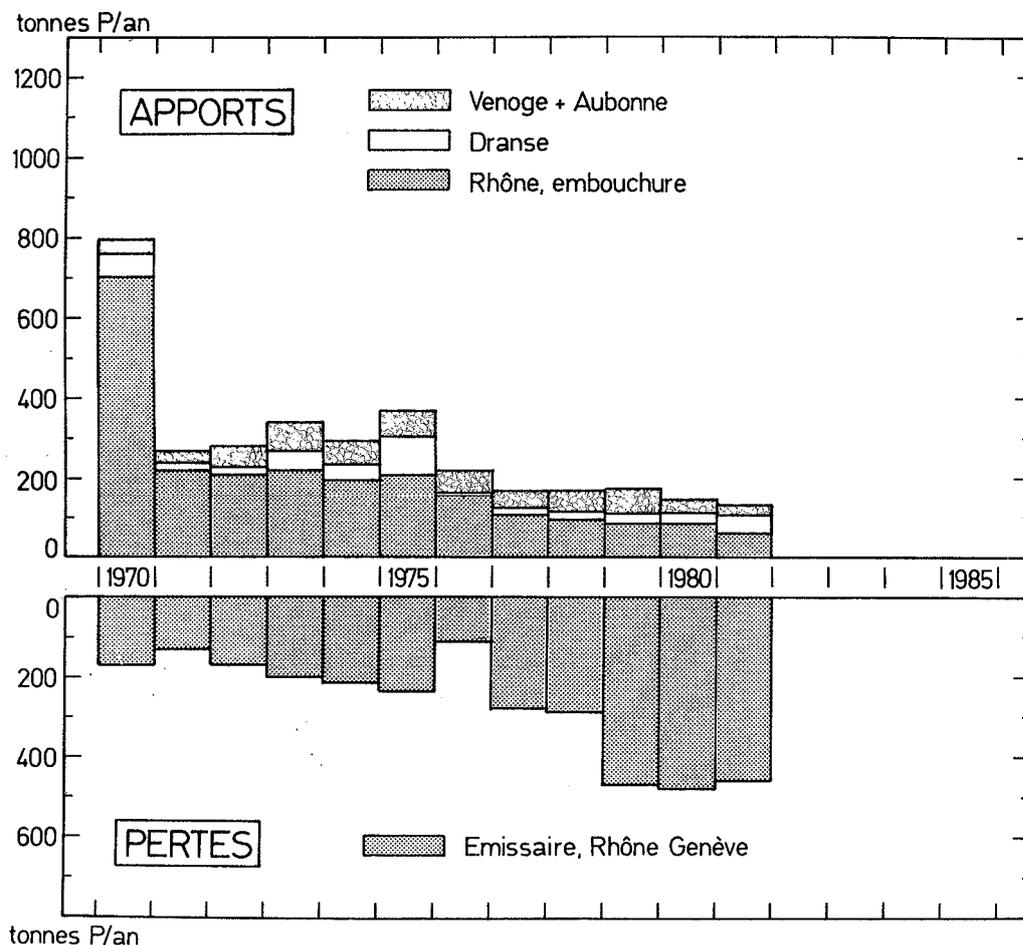


Fig.9: Apports et pertes en orthophosphates

Les pertes dues à l'émissaire culminent depuis 1979 à un peu plus de 400 tonnes/an d'orthophosphates. Elles étaient précédemment plus faibles, mais en augmentation d'une année à l'autre.

Mis à part les résultats exceptionnels de 1970 - près de 700 tonnes pour le Rhône à son embouchure contre moins de 225 tonnes les années suivantes - les apports en orthophosphates ont donc relativement peu varié au cours de ces dernières années. Il est dès lors normal que l'évolution des apports annuels en phosphore total se retrouve au niveau de ceux du phosphore organique. Ces derniers atteignent un maximum de 770 tonnes en 1980, dont 75 % en provenance du Rhône, puis diminuent quelque peu l'année suivante (690 tonnes P/an). Les pertes en phosphore organique par l'émissaire, inférieures à 200 tonnes/an, sont stables depuis plusieurs années (fig. 10). Pour les affluents, sous phosphore organique, on entend non seulement la fraction organique mais aussi la fraction particulaire.

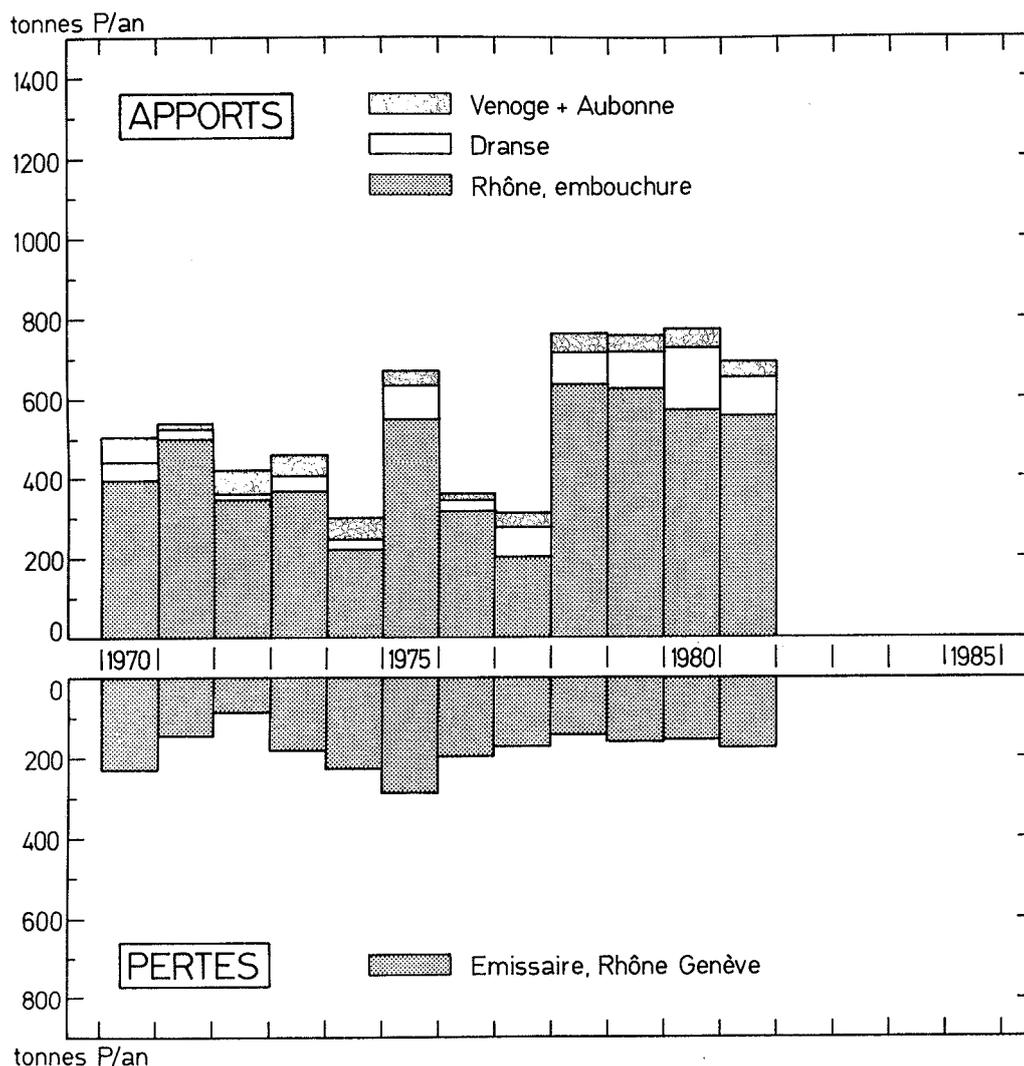


Fig.10: Apports et pertes en phosphore organique

A l'embouchure de la Dranse, le phosphore total est dosé non seulement sur l'eau brute, mais encore sur un échantillon d'eau filtrée. Cette double détermination permet de constater que la fraction soluble est prépondérante, puisqu'elle représente 71 % de la teneur de l'eau brute :

	Concentrations en phosphore total, année 1981, mg P/l		
	Moy. ann.	Maximum	Minimum
Dranse, eau brute	0.254	1.860	0.060
Dranse, eau filtrée	0.181	1.800	0.032

CHLORURES

De 1976 à 1981, les apports en chlorures des affluents principaux, moins marqués que durant la plupart des années antérieures, restent stables, oscillant entre 32'600 tonnes en 1981 et 36'000 en 1978. Ils avaient dépassé 50'000 tonnes en 1970 et 1975. Les pertes dues à l'émissaire abstraction faite des années 1975 à 1976 quelque peu perturbées, augmentent régulièrement depuis 1971, passant de 17'000 tonnes durant cette année à près de 43'000 onze ans plus tard (fig. 11a).

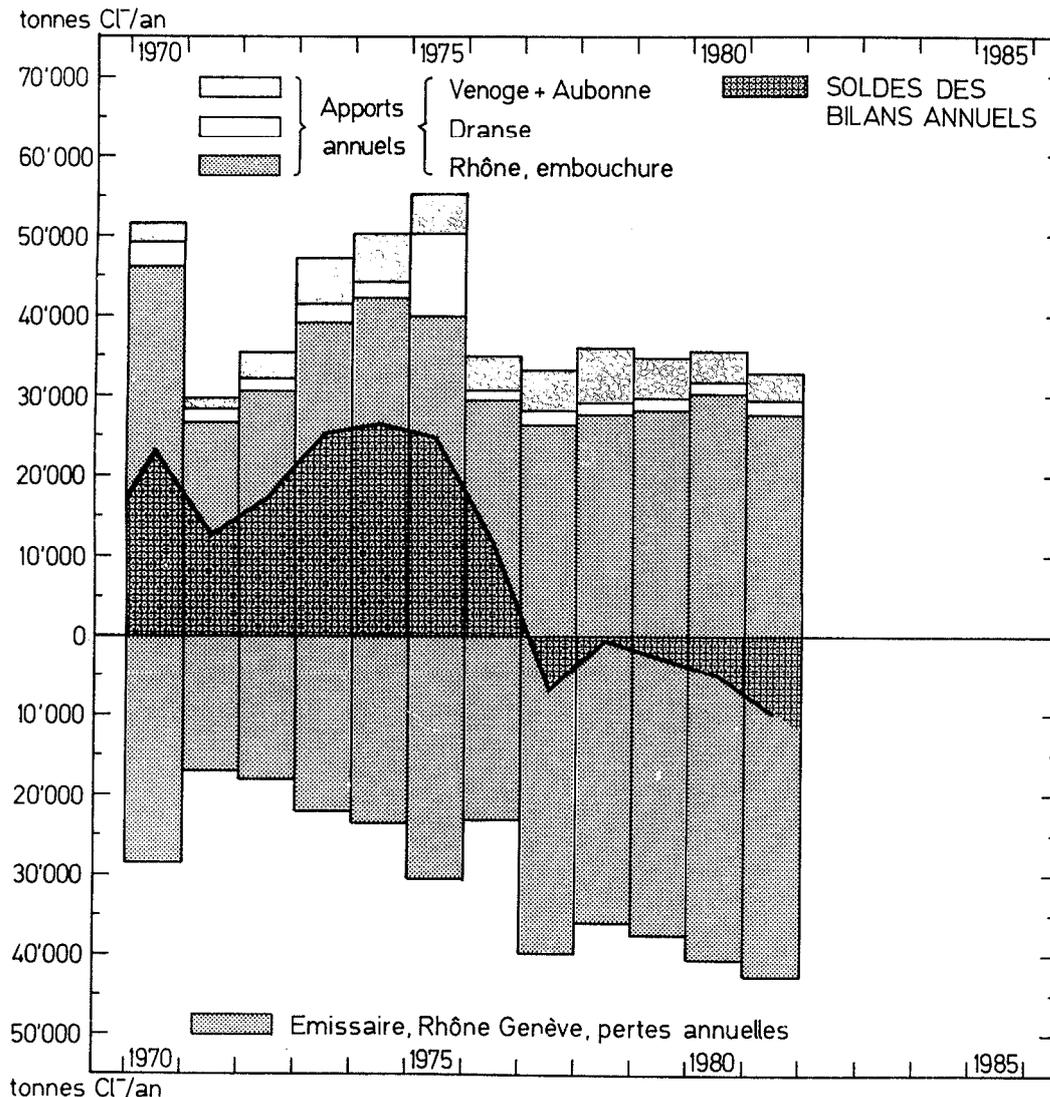


Fig.11a: Chlorures:
apports, pertes et bilans annuels

Les soldes des bilans positifs jusqu'en 1976, deviennent depuis lors négatifs, accusant un déficit proche de 10'000 tonnes en 1981, ceci bien entendu en ne tenant toujours compte que des apports des affluents principaux (fig. 11 a). En incorporant aux bilans annuels les rejets de dix-huit cours d'eau secondaires antérieurement étudiés par la Commission, la situation est évidemment partiellement redressée. Ainsi, pour 1980 par exemple, ces rivières ont enrichi le lac d'environ 10'100 tonnes de chlorures. En conséquence, le solde du bilan passe d'un déficit de quelque 5'000 tonnes à un surplus du même ordre de grandeur (fig. 11b).

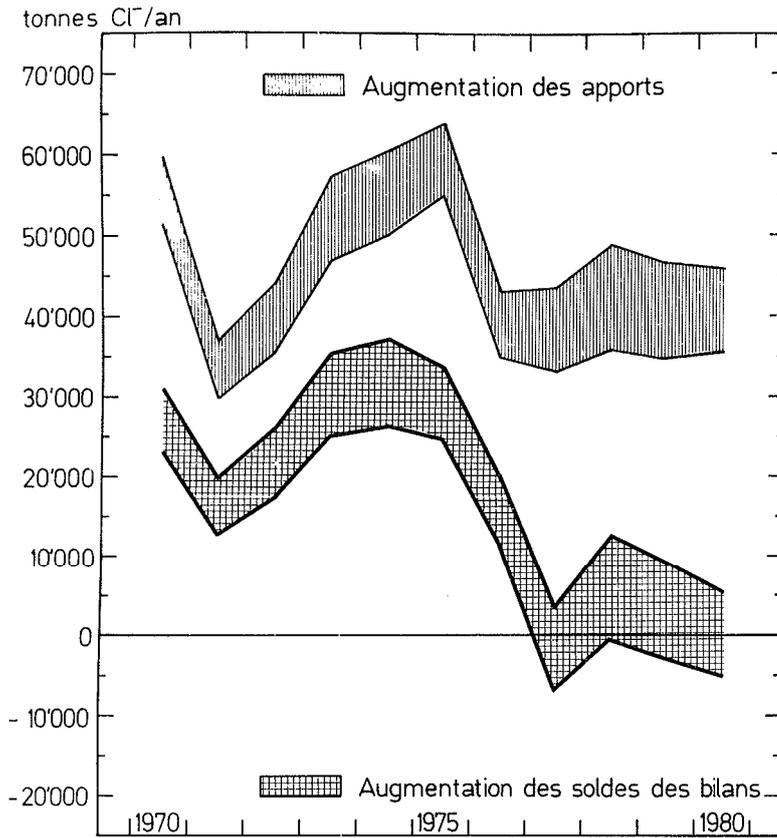


Fig.11b: CHLORURES: INFLUENCE DES AFFLUENTS DITS SECONDAIRES SUR LES APPORTS ET LES SOLDES DES BILANS ANNUELS

POTASSIUM

Pendant l'année faisant l'objet de ce rapport, le Rhône et la Dranse entraînent au lac un peu plus de 8'200 tonnes de potassium, les apports de l'affluent principal représentant 91 % de ce tonnage. Depuis 1977, les rejets en potassium restent assez stables. Ils étaient précédemment plus élevés, sauf en 1976, année sèche (fig. 12).

Les exportations par l'émissaire augmentent de 1971 à 1980, passant d'environ 8'000 à plus de 12'000 tonnes. En raison de cette évolution, les soldes du bilan s'amenuisent et deviennent même négatifs dès 1976 (fig. 12).

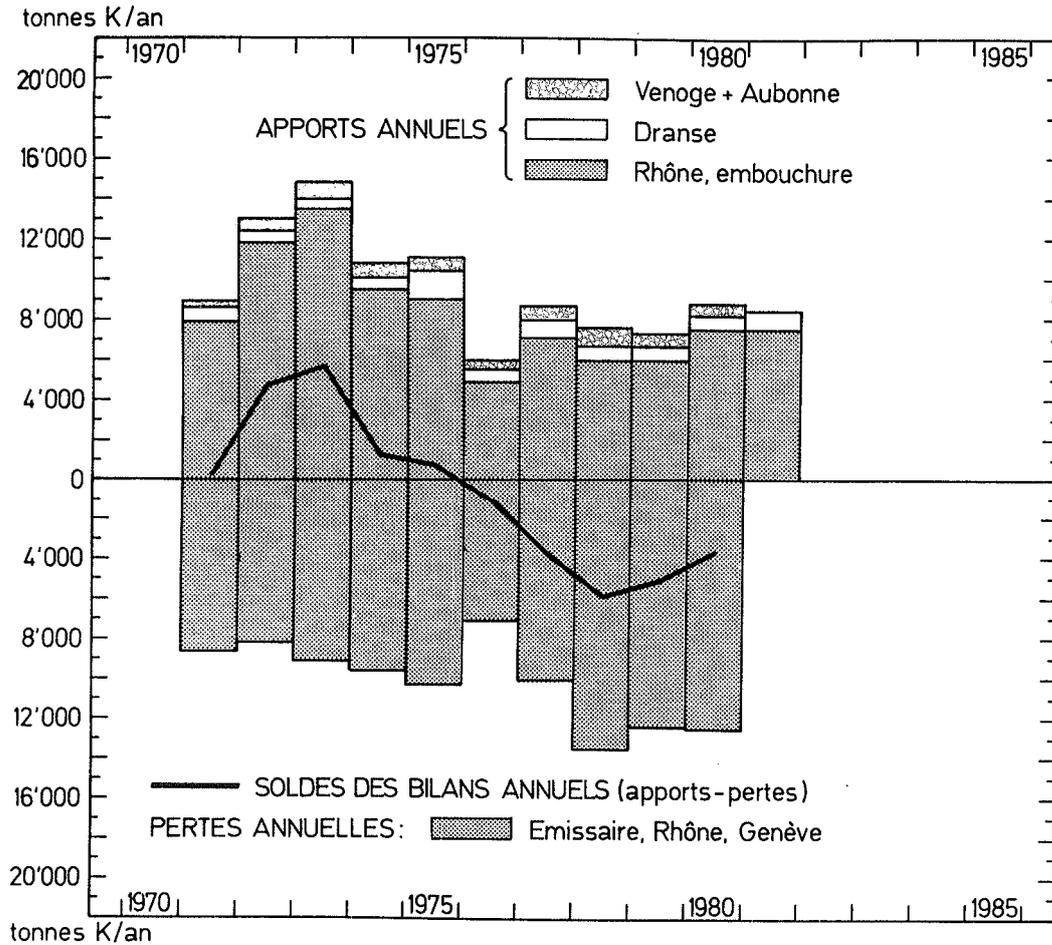


Fig.12: Potassium:
apports, pertes et bilans annuels

CARBONE ORGANIQUE

Le bilan des apports et des pertes en carbone organique total et dissous s'établit, pour les affluents contrôlés à cet égard, comme suit depuis 1977 :

	Carbone organique total, tonnes C/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, Porte du Scex	14'380	12'600	13'900	17'800	17'300
Dranse	-	-	-	-	1'585
Venoge	-	-	-	-	1'690
Aubonne	-	-	-	-	1'255
Total affluents	(14'380)	(12'600)	(13'900)	(17'800)	21'830
Rhône, émissaire	17'400	15'500	18'000	13'000	(15'700)*

* carbone organique dissous !

	Carbone organique dissous, tonnes C/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, Porte du Scex	4'430	5'050	5'400	6'870	6'520
Venoge	-	-	-	-	750
Aubonne	-	-	-	-	920
Total affluents	(4'430)	(5'050)	(5'400)	(6'870)	8'190
Rhône, émissaire	-	-	-	-	15'700

Depuis 1977, on enregistre donc deux niveaux dans les apports du Rhône à son embouchure : les trois premières années les rejets en carbone organique total restent compris entre 12'600 et 14'400 tonnes/an; en 1980 et 1981, ils dépassent 17'000 tonnes. La fraction soluble reste stable, surtout pour les quatre dernières campagnes de recherche; elle représente en effet pendant cette période entre 37.7 % et 40 % des apports totaux, contre 30.8 % en 1977.

Pour l'année faisant l'objet du présent rapport, les apports des affluents principaux en carbone total sont évalués à près de 22'000 tonnes, dont 37.5 % sous forme soluble. Pendant le même laps de temps, l'émissaire à Genève soustrait au Léman quelque 15'700 tonnes de carbone soluble.

SILICE

Les apports en silice directement dosable, soit en silice dite soluble, sont importants puisqu'ils atteignent, voire dépassent 20'000 tonnes/an pour les affluents principaux :

	Silice directement dosable, tonnes Si/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, Porte du Scex	22'560	18'820	17'130	21'250	21'000
Dranse	2'870	2'670	2'530	2'600	2'230
Venoge	-	-	-	-	800
Aubonne	-	-	-	-	680
Apports totaux	(25'430)	(21'490)	(19'660)	(23'850)	24'710

Les apports du Rhône et de la Dranse restent stables au cours des cinq années considérées. Leur importance explique la relative richesse des eaux du Léman en silice et le fait que cet élément ne devient jamais facteur limitant dans la croissance des diatomées au sein du lac.

Les pertes dues à l'émissaire ne sont pas évaluées régulièrement : elles atteignent 14'200 tonnes en 1977, 12'070 en 1981.

SULFATES

Les sulfates sont, avec les bicarbonates et le calcium, le composé minéral le plus répandu dans les eaux du Léman. Celles-ci en effet en contiennent quelque 48 à 50 mg/l, exprimés en SO_4^{--} . Cette teneur assez élevée s'explique par l'importance des apports, en particulier ceux du Rhône (51.3 mg/l SO_4^{--} en moyenne annuelle 1981) et la Dranse (75.9 mg/l). Ces apports sont relativement stables d'une année à l'autre.

	Apports et pertes en sulfates, tonnes SO_4^{--} /an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, embouchure	266'500	258'500	275'400	323'800	303'700
Dranse	37'000	34'000	34'600	34'600	30'200
Pertes par l'émissaire *	(454'000)	(422'000)	(410'000)	(474'000)	(456'000)

* tonnages calculés en admettant une concentration moyenne de 48 mg/l SO_4^{--}

CALCIUM

Les concentrations moyennes annuelles du Rhône et de la Dranse en calcium s'élèvent en 1981 à respectivement 2.22 et 3.98 mé/l. L'eau du Rhône est donc très proche de celle du lac sous ce rapport. A ces teneurs correspondent des apports de 280'000 et 45'000 tonnes/an, comparables à ceux des années précédentes pour la Dranse, un peu plus élevés pour le Rhône.

	Apports et pertes en calcium, tonnes Ca/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, embouchure	228'000	221'000	228'000	277'000	281'000
Dranse	54'000	47'000	47'000	50'000	45'000
Pertes par l'émissaire	401'000	405'000	388'000	414'000	(428'000*)

* tonnage 1981 estimé à partir du débit moyen annuel et d'une concentration de 2.25 mé/l, correspondant à la norme 1963-1980.

MAGNESIUM

Les teneurs moyennes en magnésium des deux affluents principaux sont en 1981 relativement proches de celles de l'eau du Léman. En effet, l'eau du Rhône contient 0.42 mé/l, celle de la Dranse 0.84 et celle du lac, en admettant la valeur de la norme 1963-1980, 0.53 mé/l.

Les apports et pertes en magnésium sont assez constants au cours des cinq dernières années :

	Apports et pertes en magnésium, tonnes Mg/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, embouchure	31'300	30'000	27'500	34'400	30'700
Dranse	6'500	6'100	5'700	6'100	5'300
Pertes par l'émissaire	54'600	54'200	53'600	57'900	61'200*

* tonnage 1981 estimé à partir du débit moyen annuel et d'une concentration moyenne de 0.53 mé/l, correspondant à la norme 1963-1980.

SODIUM

Les apports en sodium des deux affluents principaux et les pertes par l'émissaire ne se modifient guère de 1977 à 1981, comme le montrent les résultats suivants :

	Apports et pertes en sodium, tonnes Na/an				
	1977	1978	1979	1980	1981
Rhône, embouchure	20'800	21'400	22'000	24'200	21'400
Dranse	1'600	1'500	1'400	1'600	1'500
Pertes dues à l'émissaire	30'700	34'000	29'500	32'000	-

Les apports du Rhône à la Porte du Scex et de la Dranse correspondent respectivement à des concentrations moyennes entre 1977 et 1981 de 4.2 mg Na/l pour le Rhône (de 3.72 en 1981 à 4.51 en 1979) et 2.6 pour la Dranse (2.25 en 1977 à 2.92 en 1981).

CUIVRE, ZINC, PLOMB

Ces éléments ne sont dosés que sur le Rhône à son embouchure. Depuis 1976, les concentrations moyennes en restent stables et faibles, les valeurs maximales peu marquées. Comme les dosages sont effectués sur des échantillons moyens de 7 jours, voire de quatorze en 1981, cette dernière indication ne permet pas de conclure à l'absence de pollutions brusques, de forte amplitude mais de courte durée.

Année	Cuivre, mg Cu/l		Zinc, mg Zn/l		Plomb, mg Pb/l	
	Moy. ann.	Max. ann.	Moy. ann.	Max. ann.	Moy. ann.	Max. ann.
1976	0.004	0.019	0.012	0.030	0.002	0.008
1977	0.004	0.022	0.011	0.040	0.002	0.026
1978	0.003	0.009	0.013	0.051	0.001	0.008
1979	0.004	0.017	0.016	0.090	0.002	0.011
1980	0.003	0.014	0.016	0.099	0.002	0.013
1981	0.004	0.009	0.012	0.022	0.003	0.010

Les apports correspondants, toujours pour le Rhône à son embouchure, s'élèvent à :

Année	Apports, tonnes Cu, Zn, Pb/an		
	Cuivre	Zinc	Plomb
1976	17.1	53.3	11.6
1977	24.6	69.2	18.0
1978	17.0	77.6	9.8
1979	27.7	97.9	15.2
1980	23.6	126.0	23.4
1981	28.6	85.0	22.8

4. CONCLUSIONS

Depuis 1977, les conditions météorologiques sont comparables d'une année à l'autre sur le bassin lémanique; elles sont caractéristiques d'une période plutôt humide, si l'on en juge par l'évolution des hauteurs des précipitations. Conséquence de cette homogénéité, la somme des débits moyens annuels des quatre affluents principaux étudiés - le Rhône, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne - reste élevée et assez constante depuis cinq ans; elle atteint en 1981 245 m³/s, dont 211 m³/s, soit 86 %, en provenance du Rhône. Avant cette période humide, l'année 1976 avait été particulièrement sèche, avec des apports liquides totaux de l'ordre de 150 m³/s, dont 127 attribuables au Rhône.

D'une façon générale, les apports en azote et en phosphore sont, tout en restant à un niveau général élevé, en légère régression depuis au moins quatre ans.

Ainsi l'enrichissement du lac en azote minéral total, abstraction faite des résultats faibles de 1976 est en diminution plus ou moins régulière depuis 1975. Entre 1980 et 1981, cette tendance se traduit par des apports respectivement de 4'900 et 4'400 tonnes d'azote. Cette évolution se retrouve pour l'ammoniaque et les nitrites; elle reste peu marquée dans le cas des nitrates, tout au moins pour les deux affluents les plus importants, le Rhône et la Dranse. Par rapport aux formes réduites de l'azote minéral, les nitrates restent prépondérants; en 1981, avec un peu plus de 4'000 tonnes, ils représentent 90.7 % des apports totaux en azote minéral.

Conséquence de l'enrichissement de l'eau de surface du Petit Lac en ammoniaque, nitrites et nitrates, les exportations par l'émissaire, le Rhône à Genève, augmentent plus ou moins régulièrement depuis quelques années. En 1981 elles sont même plus accusées que les apports des affluents principaux; le solde du bilan effleure les chiffres négatifs alors qu'il atteignait encore plus de 1'700 tonnes en 1978.

Pour dresser un bilan se rapprochant quelque peu de la réalité, il faut bien entendu tenir encore compte de l'azote organique et des autres sources d'apports, tels affluents secondaires, précipitations à la surface du lac, stations d'épuration, etc. En 1981, les apports en azote organique du Rhône et de la Dranse s'é-

lèvent à 2'600 tonnes, contre encore 3'200 en 1978 et seulement 1'000 cinq ans auparavant. L'enrichissement imputable aux cours d'eau secondaires n'est plus déterminé actuellement; entre 1975 et 1980, il a été estimé à quelque 1'500 à 1'800 tonnes/an d'azote minéral total. Les autres sources d'apports étant évoquées dans d'autres rapports, il n'en sera pas fait mention ici.

Les apports en phosphore total au Rhône à la Porte du Scex, tout en se maintenant à un niveau élevé, sont en légère régression depuis 1978, passant de 730 tonnes/an pendant cette année à 610 en 1981. A la Dranse au contraire, les rejets sont en augmentation jusqu'en 1980 - ils atteignent alors 175 tonnes - puis diminuent l'année suivante - 146 tonnes -. Les apports de la Venoge depuis cinq ans restent compris entre 50 et 80 tonnes/an; ceux de l'Aubonne sont inférieurs à 30 tonnes.

Les pertes dues à l'émissaire sont stables depuis trois ans, oscillant entre 620 et 630 tonnes de phosphore total, dont 200 sous forme organique. Précédemment elles étaient moins marquées. De ce fait les soldes des bilans régressent : de 500 tonnes en 1978, ils tombent à 200 en 1981. Ces chiffres ne tiennent naturellement pas compte des multiples autres sources d'enrichissement : affluents secondaires (130 à 200 tonnes de 1976 à 1980), précipitations (70 tonnes en 1980), stations d'épuration, ruissellement avec érosion, etc.

Les apports totaux des autres affluents principaux en chlorures sont stables depuis 1976, étant compris entre 32'600 et 36'000 tonnes par an. Par contre, du fait de l'augmentation de la minéralisation des eaux du Léman, les exportations par l'émissaire sont en constante hausse. Par voie de conséquence les soldes des bilans diminuent : depuis 1977 ils sont même négatifs, atteignant -10'000 tonnes en 1981.

Les apports en potassium sont pratiquement stables depuis 1977. En 1981 ils s'élèvent à 8'200 tonnes/an. Le tonnage soustrait au lac par le Rhône à Genève n'est actuellement plus déterminé. De 1976 à 1980, il a été constamment supérieur aux apports chiffrés.

En 1981, les quatre affluents étudiés entraînent au lac quelque 21'800 tonnes de carbone organique total, dont 9'200 sous forme soluble. Les résultats de 1980 sont comparables. Précédemment les apports étaient plus faibles.

En conclusion, les tendances mises en évidence entre 1979 et 1980 se retrouvent en 1981, à savoir principalement :

- . homogénéité remarquable des résultats, permettant de mieux comparer d'une année à l'autre les apports et les pertes
- . pour les quatre affluents étudiés, légère diminution des apports en azote minéral total et en phosphore total
- . pour les mêmes rivières, stabilisation des apports en chlorures et en potassium
- . augmentation des teneurs de l'eau du Petit Lac en azote minéral, phosphore total et chlorures avec, pour conséquence, accroissement des pertes dues à l'émissaire
- . soldes des bilans en baisse plus ou moins régulière pour l'azote minéral, le phosphore total et les chlorures

Il est à notre avis important de ne pas perdre de vue que les bilans présentés restent très incomplets puisqu'ils ne tiennent pas compte de multiples autres sources d'enrichissement, telles celles mentionnées pour les bilans de l'azote et du phosphore.

ETUDE DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS
DU LEMAN ET DU BASSIN DU RHONE

CAMPAGNE 1980

PAR

JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL - VERSOIX

UNIVERSITE DE GENEVE

ET

GEORGES SCOLARI

DEPARTEMENT DE GEOLOGIE MARINE

BUREAU DE RECHERCHES GEOLOGIQUES ET MINIERES

ORLEANS

INTRODUCTION GENERALE

La campagne 1980 a comporté un nombre réduit d'objectifs :

- . Contamination par les métaux lourds des sédiments de deux rivières du canton de Genève
- . Contamination par les métaux lourds des sédiments du Rhône amont et de ses affluents
- . Pollution des sédiments du Léman par les métaux lourds dans les zones du delta de la Dranse et au large de Thonon
- . Evolution de la pollution des sédiments de la partie ouest du Léman.

Quelque cinq cents échantillons ont été récoltés cette année pour l'étude des quatre objectifs susmentionnés. En plus du traitement habituel au niveau du laboratoire et dans le domaine informatique, un grand nombre de déterminations isotopiques au ^{137}Cs ont été effectuées par un nouveau collaborateur, J. DOMINIK.

LES AFFLUENTS GENEVOIS DU LEMAN ET DE L'ARVE

Les deux rivières étudiées sont presque exclusivement contaminées par les effluents de stations d'épuration du fait de la concentration des eaux que ces dernières opèrent. Remarquons que les stations d'épuration ne sont pas destinées à retenir les métaux. Seul le cuivre est d'origine viticole, donc diffuse.

Les teneurs en métaux lourds du Vengeron sont plus faibles que lors des campagnes annuelles de 1977 et 1978. Il est nécessaire de prendre un peu plus de recul et de contrôler, dans quelques années, si cette évolution heureuse est occasionnelle, ou si l'amélioration constatée est pérenne et s'accroît même.

LE RHONE AMONT ET SES AFFLUENTS

Suite à l'évolution observée en 1978 et en 1979, nous avons décidé d'augmenter encore le nombre des campagnes durant 1980 et de les porter à six, contre quatre l'année précédente et une en 1978. La figure 3 du rapport correspondant donne graphiquement les résultats obtenus. Elle est particulièrement intéressante, en ce sens qu'elle montre bien que l'évolution des teneurs en valeurs relatives est quasi identique. Les fortes teneurs se rencontrent à la fin de la période d'étiage (27.03.80), les faibles, au terme de celle des crues (09.09.80), et toutes les valeurs sont comprises entre ces courbes. Il ressort nettement de cette étude que la méthode de détection par les sédiments est très fiable et qu'il est préférable de procéder à plusieurs échantillonnages par année si l'on veut la rendre parfaitement représentative à moyen terme, soit par une valeur moyenne annuelle. De plus, cet échantillonnage "saisonnier" permet aussi de mettre en évidence des contaminations sporadiques, démontrant ainsi la sensibilité de la méthode en milieu fluvial à court terme.

Ce qu'il faut absolument relever dans le rapport de cette année, c'est la très importante aggravation de la pollution mercurielle des sédiments du Rhône par le canal de Turtig, en provenance de la zone industrielle de Viège. La teneur est, en 1980, beaucoup plus élevée que celle obtenue à la fin de la période de normalisation, en 1977. Cette contamination est même devenue si forte qu'elle masque presque totalement les faibles sources secondaires. Des curages récents de ce canal, débutant en 1977, peuvent être responsables de la situation actuelle par la remise en suspension de sédiments contaminés anciens. La plupart de ces curages ont été effectués dans l'enceinte de la zone industrielle de Lonza.

POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN PAR LES METAUX LOURDS DANS LES ZONES DU DELTA DE LE DRANSE ET AU LARGE DE THONON

La région d'Evian-Thonon est une zone complexe dans laquelle s'exercent les influences de deux villes et celles de la Dranse (station d'épuration comprise). En outre, le delta de la Dranse présente un talus à pente abrupte dont les sédiments sont très grossiers. Il est donc très difficile de déterminer si cette rivière contribue de manière importante à la contamination des sédiments situés au voisinage de la plaine centrale, soumis par ailleurs à d'autres influences. Il semble cependant que l'on constate dans cette zone une contamination par le mercure et le cadmium et, secondairement, par le zinc. De ces trois métaux lourds, le mercure est le plus abondant, puisque son taux moyen de contamination atteint 17 fois la teneur naturelle.

EVOLUTION DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS DANS LA PARTIE OUEST DU LEMAN

Dans ce dernier rapport, on a effectué une synthèse des résultats des carottes prélevées durant ce plan quinquennal, en aval d'une transversale Venoge-Dranse. Ceci a permis un certain nombre d'observations intéressantes :

- Dans la partie du Léman influencée par les rejets de mercure de la côte suisse et du Valais, on constate la présence de deux maxima, dont le plus important date de 1940 \pm 10 ans, et l'autre de 1972.
- La contamination par certains métaux lourds, comme le plomb, le mercure et le cadmium, remonte à la fin du XIX^{ème} siècle, alors que pour le cuivre et le zinc, elle est plus récente.
- Une contamination par le mercure, cadmium, zinc et plomb provient de la côte sud ce qui confirme les résultats du rapport précédent (M. VIEL).
- Le réchauffement climatique des années 1930-1940 semble se traduire par une légère augmentation de la teneur en carbonates, ce qui est logique mais fort intéressant. La teneur en carbonate de calcium croît d'amont en aval, passant de 30 à 50 % environ.

- . L'eutrophisation est essentiellement représentée par la teneur en phosphore, et plus particulièrement par une des formes minérales de cet élément qui n'augmente que très récemment (1950-1960). La teneur moyenne en phosphore total des sédiments actuels est de 1200 ppm, avec un écart type de 155.

Notons enfin que, pour ce rapport, les teneurs naturelles ont été calculées pour chaque carotte, ce qui est possible puisque l'on a affaire à des carottes datées de sédiments. Lorsque l'on travaille spatialement, on est obligé d'utiliser des valeurs moyennes qui comportent une certaine approximation puisqu'elles se rapportent à une composition sédimentaire moyenne type.

METHODES

Rappelons que les différentes méthodes ont été décrites dans les rapports des campagnes 1976 et 1977.

CONTAMINATION PAR LES METAUX LOURDS
DES SEDIMENTS DE DEUX RIVIERES DU
CANTON DE GENEVE

PAR

MONIQUE VIEL

LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE GENEVE

INTRODUCTION

En 1980, la surveillance des rivières a été limitée à l'étude de l'Aire et du Vengeron, où des pollutions notables ont déjà été enregistrées en 1977 et 1978. Nous avons échantillonné ces rivières (17 échantillons) au mois de septembre, à la fin de l'étiage d'été.

Les analyses des éléments majeurs et traces ont été conduites sur les fractions limoneuses et argileuses (inférieures à 63μ), afin de diminuer l'impact de la granulométrie. Comme pour les années précédentes, ces analyses ont été réalisées par les mêmes laboratoires et les teneurs naturelles déjà estimées pour les différents éléments-traces ont été observées. Celles-ci, déterminées pour le groupe d'affluents dont font partie le Vengeron et l'Aire, sont :

. Mercure (Hg)	50 ppb
. Cadmium (Cd)	300 ppb
. Argent (Ag)	1 ppm
. Cuivre (Cu)	50 ppm
. Plomb (Pb)	50 ppm
. Zinc (Zn)	70 ppm

L'AIRE

Sur les figures 1 a), b), c), d), e), f), la localisation des pollutions majeures et leur évolution se définissent facilement, mais les causes sont souvent plus délicates à déterminer.

Rappelons que sur ces cartes, le diamètre des cercles figurés est une fonction logarithmique du rapport teneur mesurée / teneur naturelle.

Au travers de cet échantillonnage, il apparaît très clairement que le mercure, l'argent et le zinc atteignent les teneurs les plus élevées en aval de la frontière franco-suisse. Il est intéressant de remarquer que l'exutoire de la station d'épuration de Saint-Julien se situe en amont de ce point.

La distribution du cuivre dans les sédiments est quelque peu différente : les teneurs maximales se rencontrent de Lully jusqu'à la hauteur de la station d'épuration de Confignon. Les rejets de la station ne semblent pas particulièrement chargés en cuivre; vraisemblablement, ces teneurs plus élevées sont liées au drainage du vignoble.

Le plomb, lui aussi, n'apparaît pas directement lié à un rejet ponctuel connu. On peut noter qu'il atteint sa teneur maximale à la hauteur de la STEP de Confignon.

Le cadmium se rencontre en teneurs toujours supérieures à la teneur naturelle (2 à 3 fois) et il culmine en aval de l'Aire, où sa concentration est difficilement explicable (2'800 ppb). L'influence des deux STEP est peu marquée.

La comparaison des teneurs de différents éléments-traces mesurées en 1980, avec celles trouvées les années précédentes (Table 1), renforce certaines hypothèses sur l'origine des pollutions (influence des stations d'épuration ou des eaux de ruissellement) et montre de surcroît que les teneurs sont en général plus faibles en 1980 qu'en 1978 et souvent voisines de celles mesurées en 1977.

Une remarque intéressante peut être faite sur la relation entre les caractéristiques granulométriques de l'échantillon et les concentrations trouvées :

- . En amont de la Ferme des Bois, nous avons récolté deux échantillons à 50 m d'intervalle : l'un grossier, l'autre beaucoup plus riche en éléments fins et en matière organique, et où les concentrations en éléments-traces sont systématiquement plus élevées.

Ainsi, en l'absence de rejets, la variation des teneurs mesurées n'est liée qu'à la granulométrie des échantillons; de plus, cette observation illustre la grande hétérogénéité des sédiments dans la même zone d'une rivière, variabilité qui rend souvent très aléatoires les comparaisons.

LE VENGERON ET LE GOBE

Le mercure et le cadmium restent les polluants majeurs de ces deux petites rivières, en relation avec les rejets des deux stations d'épuration installées sur leur cours.

En examinant les tables comparatives 1977 - 1978 - 1980 (Table 2), on note que l'échantillonnage de 1978 donne généralement les concentrations les plus élevées et que celui de 1980 semble montrer une amélioration en ce qui concerne le cadmium, l'argent, le cuivre et le plomb.

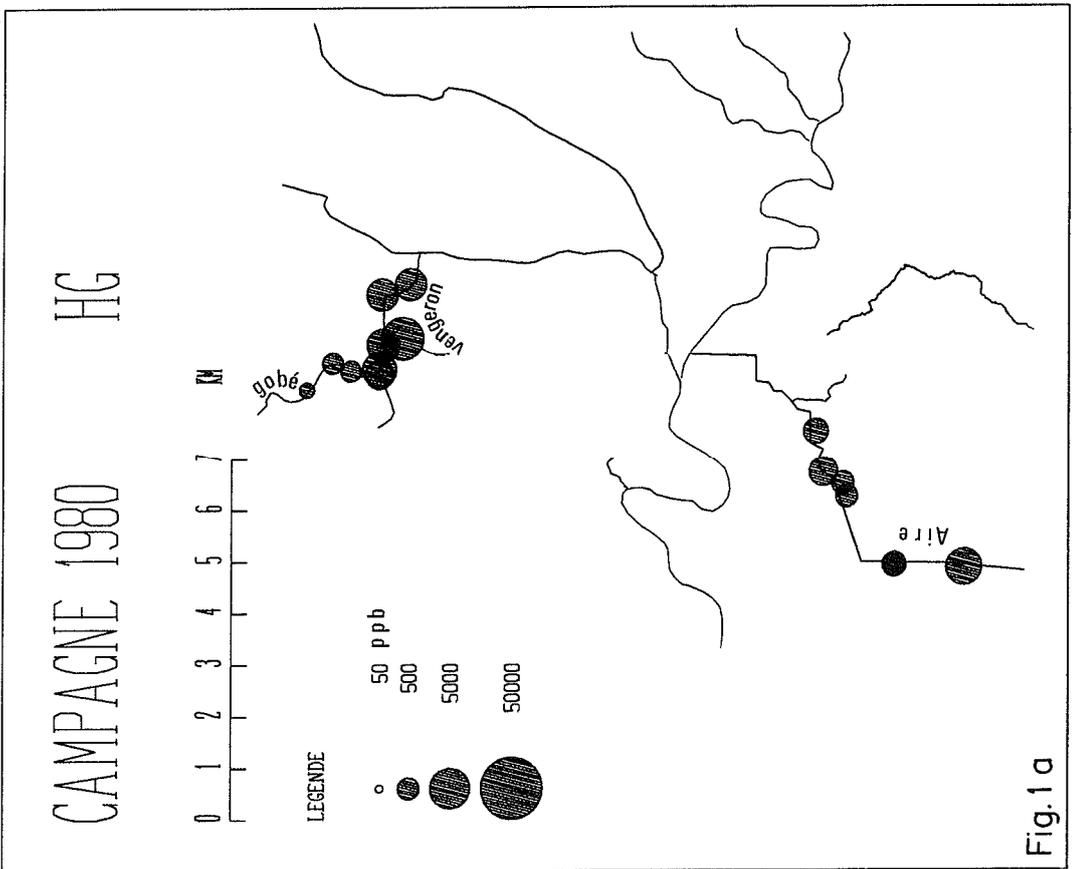
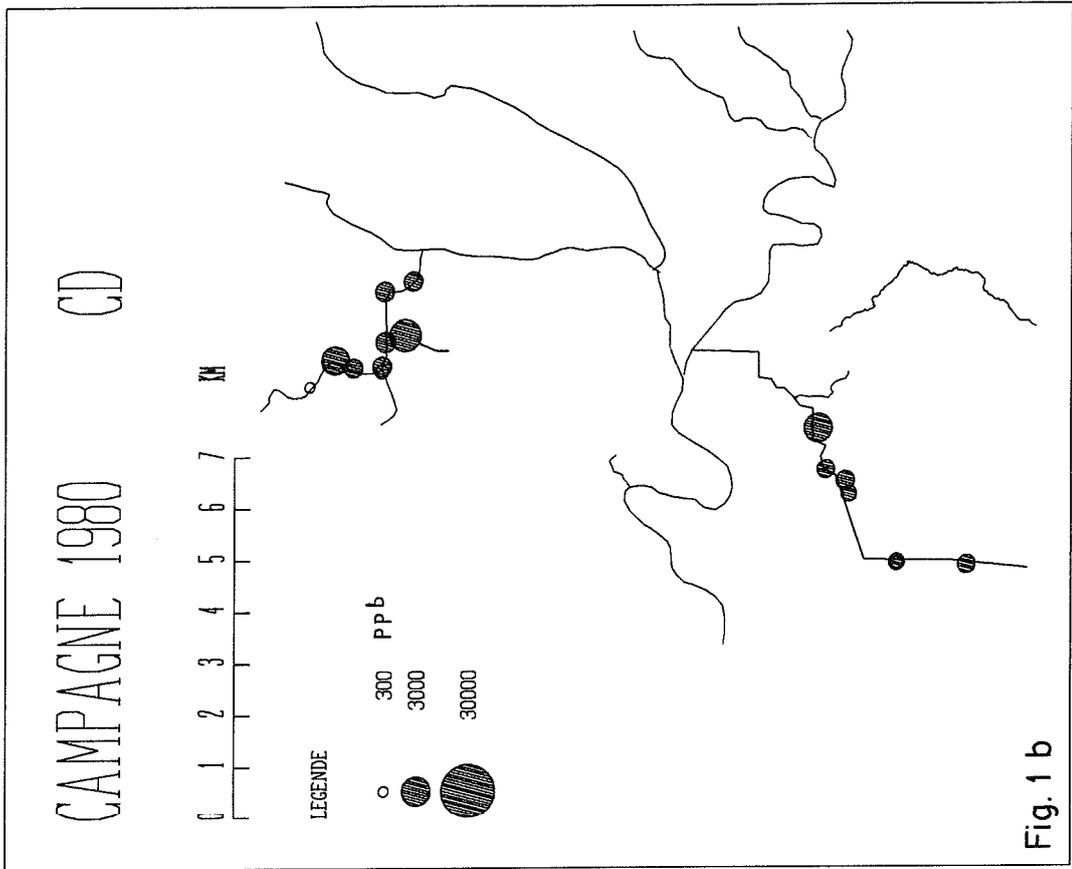
Comme les variations enregistrées d'une année à l'autre sont difficilement contrôlables par un échantillonnage annuel, il est plus important de relever la constance des zones où se rencontrent les maximums et les minimums :

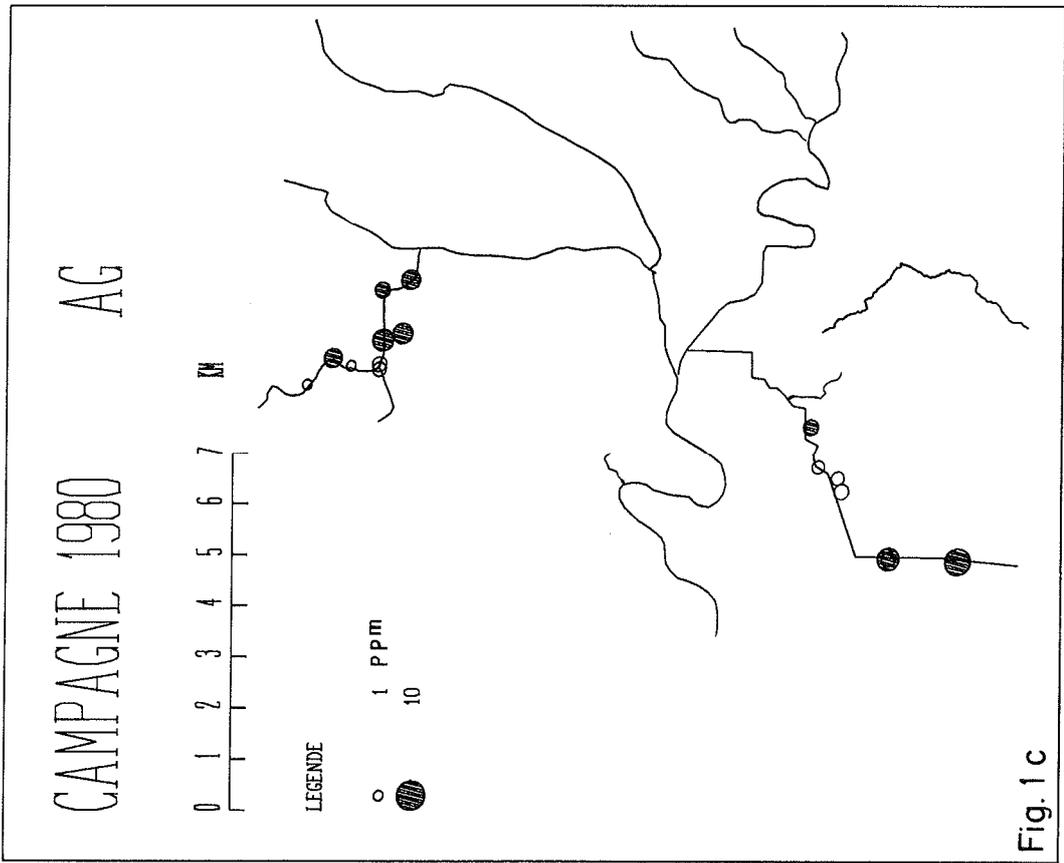
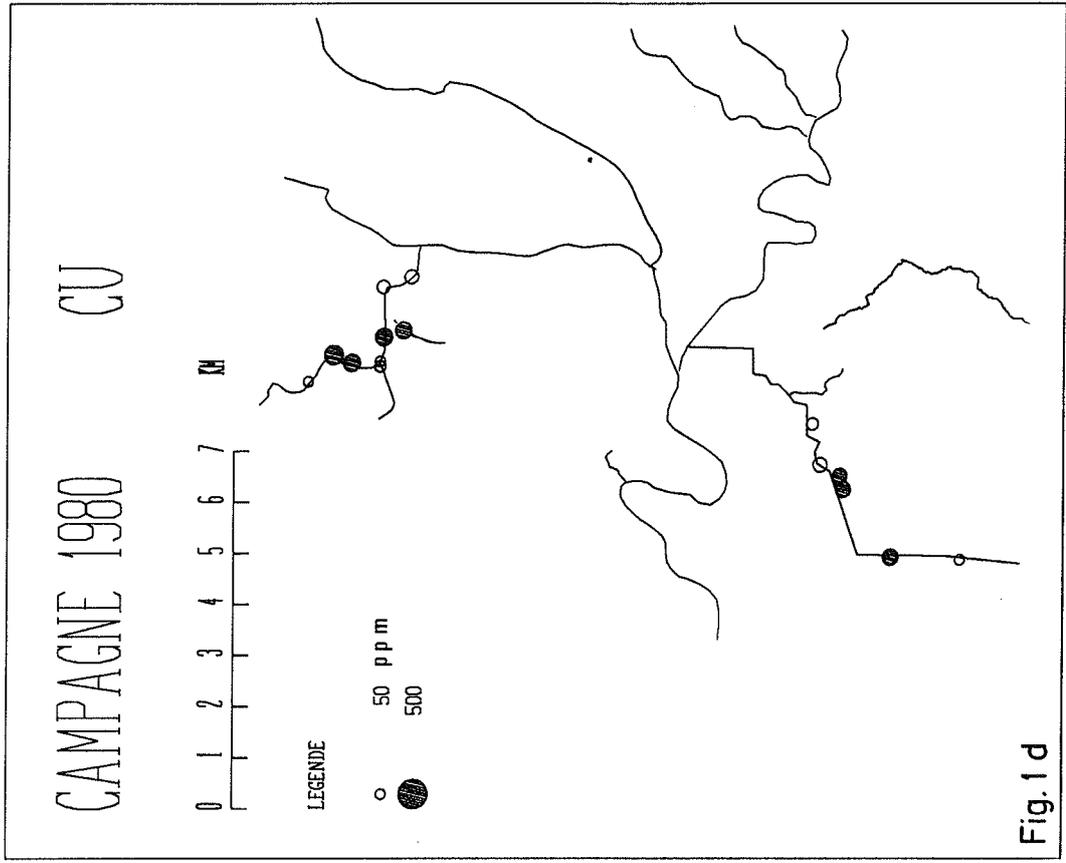
- . Pour le cadmium, le maximum se mesure systématiquement en aval de la STEP du Vengeron.
- . Pour le mercure, entre 1978 et 1980, la situation est inversée, puisque le maximum se trouve à la sortie de la STEP de Ferney en 1978 et à la sortie de celle du Vengeron en 1980.
- . Pour les autres éléments (cuivre, plomb, zinc, argent), les maximums ne sont pas directement liés aux STEP, mais leurs augmentations se marquent déjà et systématiquement en aval du lieu-dit Vireloup.
- . Les minimums se mesurent toujours en amont du Gobé, excepté pour le chrome.

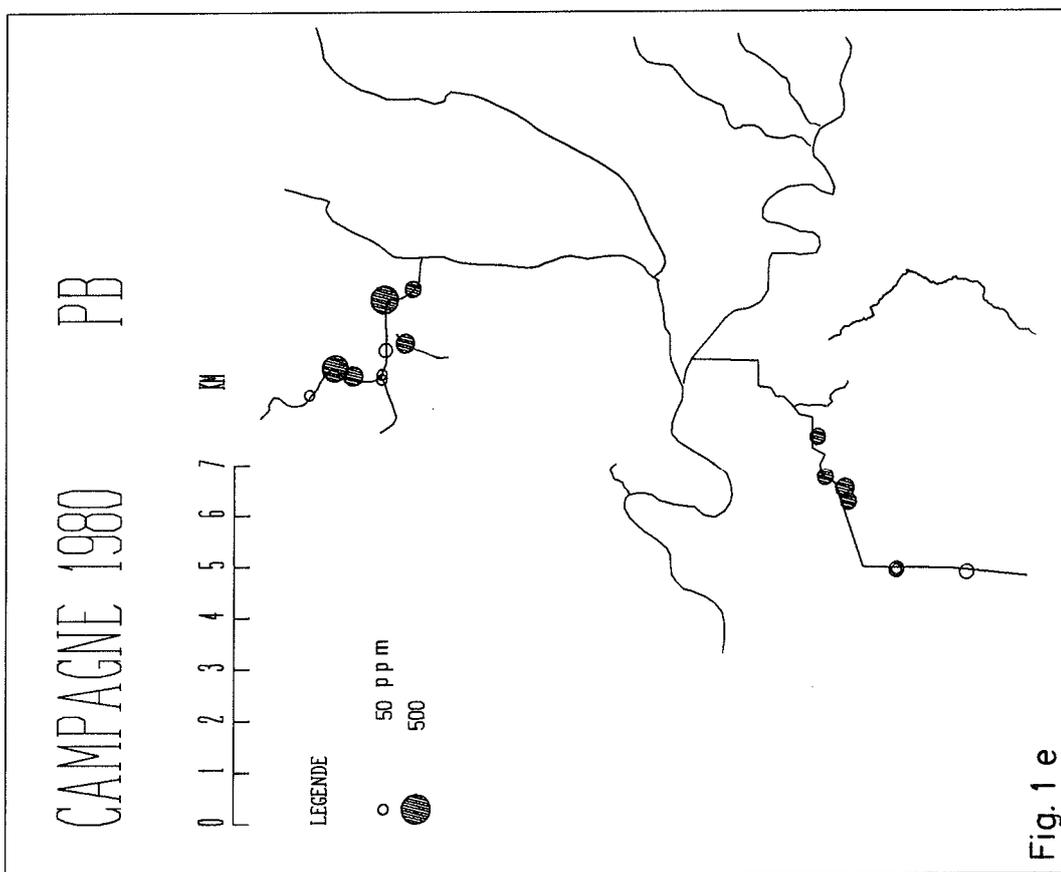
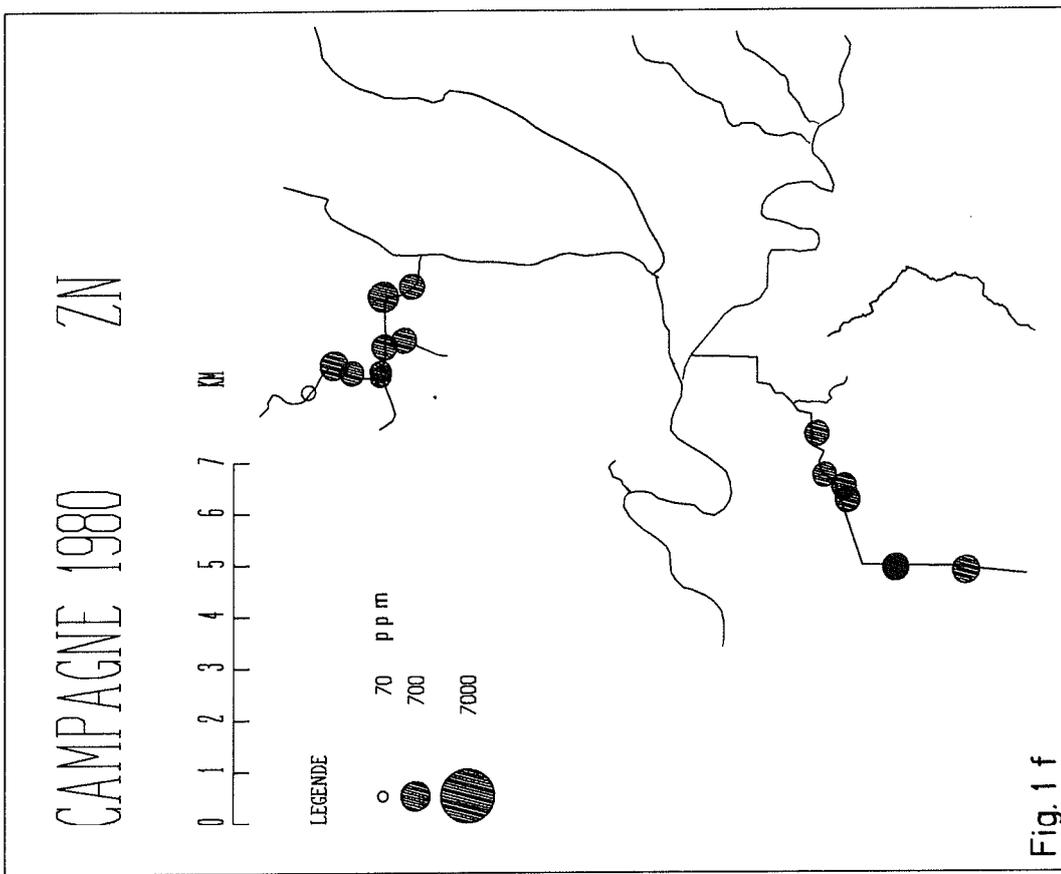
CONCLUSIONS

L'échantillonnage de 1980 confirme les hypothèses émises en 1977 et en 1978 sur l'origine des pollutions dans ces deux rivières.

Du fait de la concentration des eaux qu'elles opèrent, les stations d'épuration installées sur ces petits cours d'eau, chargent fortement le milieu en métaux lourds au niveau de l'exutoire. Cependant, pour certains éléments (cuivre), les contaminations sont moins ponctuelles et semblent être apportées par les eaux de ruissellement.







Hg (ppb)

1977		1978		1980	
1275		1811		1056	
2660	90	6830	560	3100	410

Cd (ppb)

1977		1978		1980	
685		1300		1016	
1150	220	2440	900	2800	400

Ag (ppm)

1977		1978		1980	
6.74		6.25		3.06	
10.6	0.2	11.4	3.1	7.5	1.5

Cu (ppm)

1977		1978		1980	
121		217		82.7	
180	33	300	160	111	36

Zn (ppm)

1977		1978		1980	
227		320		441	
600	92	370	240	543	412

Pb (ppm)

1977		1978		1980	
118		365		100	
190	20	450	260	150	38

TABLE 1 : L'AIRE

Hg (ppb)

1977		1978		1980	
1761		2585		1859	
5330	150	7780	70	6290	150

Cd (ppb)

1977		1978		1980	
2698		4131		1334	
7170	630	13220	390	3880	200

Ag (ppm)

1977		1978		1980	
4.5		4.3		2.3	
13.	0.2	7.6	0.2	4.3	0.1

Cu (ppm)

1977		1978		1980	
167		203		92	
250	83	350	54	160	36

Zn (ppm)

1977		1978		1980	
159		480		420	
300	150	600	120	783	123

Pb (ppm)

1977		1978		1980	
314		307		147.5	
490	110	470	62	414	10

TABLE 2 : LE VENGERON + LE GOBE

Elément

Légende :

Année		
Moyenne max. min.		

CONTAMINATION PAR LES METAUX LOURDS DES SEDIMENTS DU RHONE AMONT ET DE SES AFFLUENTS

PAR

FRANCOIS RAPIN ET JEAN-PIERRE VERNET
LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE GENEVE

1. INTRODUCTION

Pour confirmer les variations des concentrations des sédiments au cours de l'année, mises en évidence en 1979 (RAPIN et VERNET, 1980), et afin de réduire l'influence des crues, nous avons échantillonné les sédiments du Rhône valaisan et du canal de Turtig (Schnydrigkanal, points 44 et 91) à six reprises en 1980 :

- . janvier et mars, pendant la période d'étiage
- . fin mai et début septembre, pendant le début et la fin des crues
- . octobre et fin novembre, après la période des crues.

Les affluents du Rhône, le canal Stockalper et le Grand Canal, ont été échantillonnés lors de la cinquième campagne (22 au 24 octobre).

2. NUMEROTATION ET PROVENANCE

La figure 1 a) situe les points de prélèvements sur le Rhône; la figure 1 b), ceux prélevés sur les rivières et canaux affluents.

Leurs numéros de provenance se retrouvent dans les tables 1 à 6. Par contre, sur les figures 2 et 3, pour des commodités de dessin, les points sont numérotés d'aval en amont, de 1 à 27. La correspondance entre ces numéros d'ordre, les numéros de provenance et leur situation est donnée dans les tables 1 et 2.

3. RESULTATS

RHONE (Fig. 2, 3 et tables 1 et 2)

Cette année encore, seul le mercure présente des valeurs supérieures au double de la teneur naturelle admise (TN = 50 ppb) dans les sédiments du Rhône.

L'aggravation de la contamination par le mercure, qui s'était amorcée en 1978, s'est considérablement accentuée en 1980 (Fig. 2, Table 1). La teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône durant ce plan quinquennal (1976-1980) a évolué de la façon suivante :

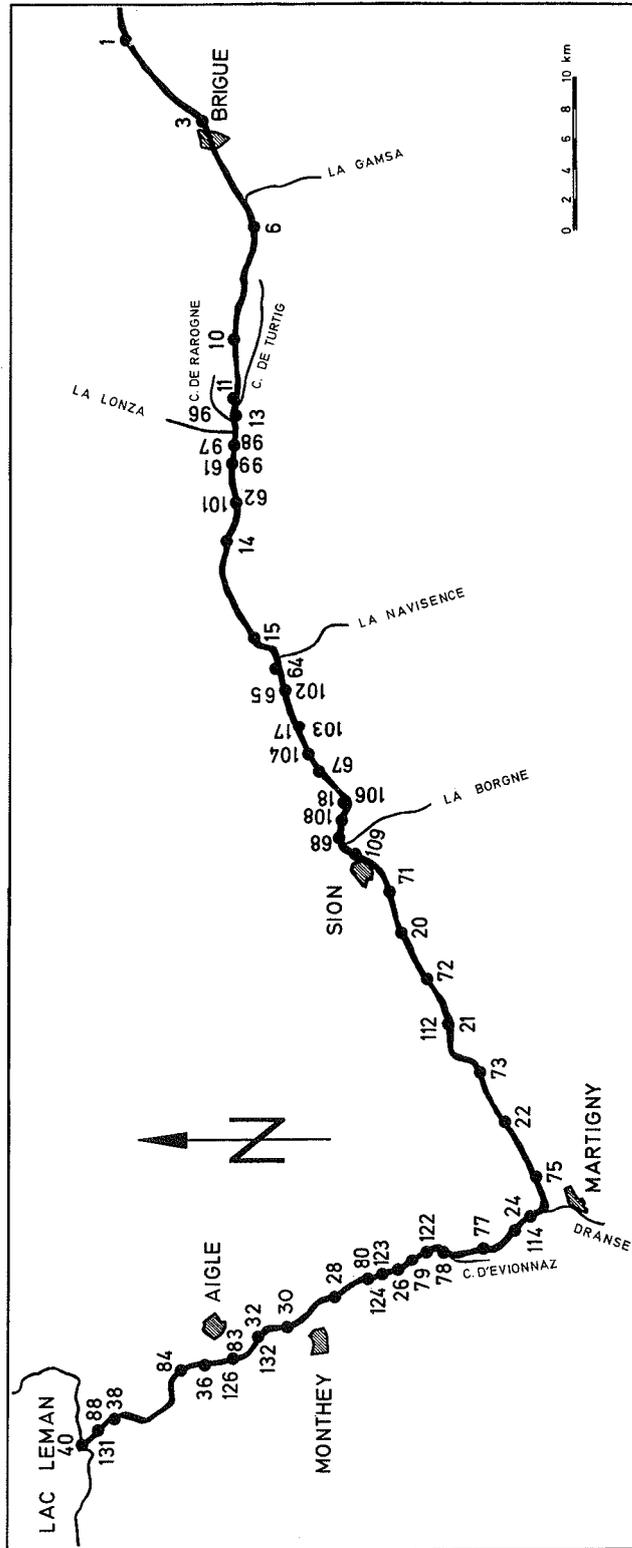


Fig. 1 a)

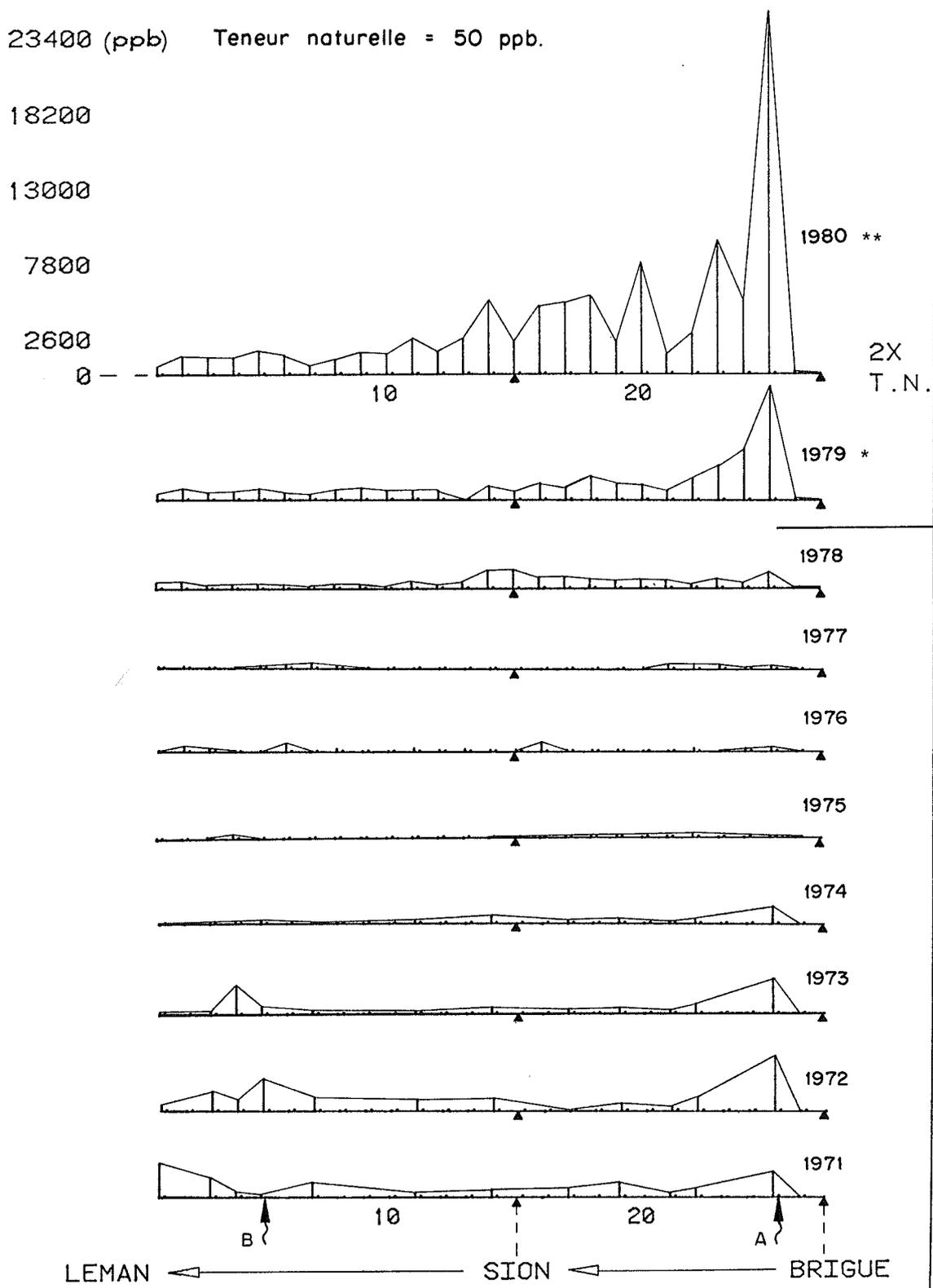


Fig. 2 EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SÉDIMENTS DU RHÔNE (1971-1980)
 A: Rejet du canal de Turtig (Schnydrigkanal) qui draine la zone industrielle de Viège (complexe Lonza et STEP Viège-Lonza).
 B: Rejet du lac de décantation de la STEP Monthey-Ciba.

TABLE 1

EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU RHONE (ppb)

No d'ordre sur Fig. 2	No de provenance	Situation	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979*	1980**
1	40	Le Bouveret	400	2440	500	250	60	130	180	190	470	360	520
2	88	Noville							460	180	540	790	1330
3	38	Porte du Scex	980	1400	1450	250	100	190	240		220	550	1230
4	36	Illarsaz	340	450	870	2080	180	360	180	160	300	630	1260
5	30	Monthey	690	170	2320	590	250	80	160		380	820	1690
6	80	Aval de St-Maurice							660	300	330	540	1420
7	26	Lavey-les-Bains	190	1100	1000	250	80	100	70	440	170	410	630
8	78	Evionnaz							290	210	310	730	1070
9	114	Les Fol-latères								60	320	890	1530
10	75	Branson	170						130	120	180	670	1480
11	22	Fully		340	860	210	260	130	260	110	550	670	2510
12	73	Saillon							180	110	270	710	1580
13	72	Ardon							200	50	510	610	2530
14	20	Aproz		590	950	500	600	30	170	160	1300	990	5180
15	71	Aval de Sion							240	60	1380	560	2300
16	68	Bramois							740	90	840	1230	4820
17	18	St-Léonard		650	1000	370	250	140	190	100	860	880	5030
18	67	Granges							180	90	730	1710	5550
19	17	Chalais		1080	590	470	380	210	170	50	600	1200	2250
20	65	Laminoir Chippis							150	170	680	1110	7740
21	15	Finges		290	400	270	170	190	160	390	620	680	1440
22	14	La Souste		680	1050	770	420	340	270	250	300	1540	2890
23	62	Gampinen							160	310	720	2480	9380
24	99	Niedergampel								190	430	3570	5140
25	13	Gampel		1820	3900	2530	1290	100	370	280	1170	7920	25300
26	10	St-German		60	50	40	50	30	30	120	50	210	180
27	3	Brigue		80	70	50	50	30	30	50	20	40	70

* Moyenne de 4 prélèvements.

** Moyenne de 6 prélèvements. (Voir Table 2)

1970 - 1978 prélèvement annuel unique en automne.

. 1976	235 ppb, soit 5 fois la teneur naturelle
. 1977	170 ppb, soit 4 fois la teneur naturelle
. 1978	530 ppb, soit 11 fois la teneur naturelle
. 1979	1'200 ppb, soit 24 fois la teneur naturelle
. 1980	3'560 ppb, soit 71 fois la teneur naturelle.

La teneur moyenne en 1980 est donc le triple de celle de 1979 et sept fois supérieure à celle de 1978. La situation actuelle doit être considérée comme étant très grave.

Le principal responsable de cette contamination mercurielle du Rhône est le canal du Turtig (Schnydrigkanal), qui draine la zone industrielle de Viège (comprenant principalement le complexe Lonza) et reçoit les eaux épurées de la STEP de Viège-Lonza. Ce canal se jette dans le Rhône à Gampel, en amont du point 13 (fig. 2, No d'ordre 25). A ce point, la teneur moyenne dans les sédiments était en 1980 de 25'300 ppb (500 fois la TN), avec un maximum en novembre 1980 de 60'070 ppb (1'200 fois la TN; Table 2).

En aval de Gampel, les teneurs décroissent de manière exponentielle, ce qui met très nettement en évidence l'effet de la dilution par des sédiments non contaminés.

L'importance de la pollution en provenance du canal de Turtig masque presque complètement les autres sources de contamination le long du Rhône. Toutefois, il semble que quatre autres zones de rejets existent toujours :

- . points 65 à 68, en aval de Sierre et de sa zone industrielle et des canaux des STEP de Sierre et d'Uvrier;
- . point 20, en aval de Sion et de sa zone industrielle;
- . point 22, la région de Fully;
- . point 30, en aval de l'effluent de la sortie du lac de décantation de la STEP de Monthey et du complexe Ciba-Geigy.

L'évolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône pendant l'année 1980 est donnée sur la figure 3 et dans la table 2.

Lors des campagnes de fin mai et début septembre, on a obtenu des valeurs plus faibles. Cela montre bien l'effet des crues : par dilution et transport vers l'aval des sédiments fins, capables de fixer les métaux lourds, ces sédiments vont finalement se sédimenter dans le Léman.

RIVIERES ET CANAUX AFFLUENTS (Fig. 4, 5, 6, 7 et Tables 3, 4, 5, 6)

Le principal responsable de la contamination mercurielle du Rhône, le canal de Turtig (Schnydrigkanal), montre une augmentation considérable des teneurs en mercure dans les sédiments en 1980 (table 4). La teneur à la sortie de la zone industrielle du complexe Viège-Lonza (point 44) était de 157'000 ppb (3'140 fois la TN) en octobre 1980; elle a atteint 404'500 ppb (8'090 fois la TN) en mars 1980 (table 2). Au point 44, la teneur est systématiquement plus élevée qu'au point 91, situé en aval de la STEP Viège-Lonza.

Les sédiments du canal d'Evionnaz sont toujours très fortement contaminés par plusieurs métaux lourds (cadmium, mercure, étain, plomb, argent, cuivre, zinc). La situation s'est aggravée par rapport à 1979. En 1980, les teneurs maximums sont rencontrées au point 121 (tables 3 et 5) :

. cadmium	747'500 ppb, soit 2'490 fois la teneur naturelle
. mercure	43'600 ppb, soit 870 fois la teneur naturelle
. étain	> 2'000 ppm, soit > 670 fois la teneur naturelle
. argent	18'000 ppb, soit > 180 fois la teneur naturelle
. zinc	14'110 ppm, soit 140 fois la teneur naturelle
. plomb	> 3'000 ppm, soit > 60 fois la teneur naturelle
. cuivre	1'795 ppm, soit 36 fois la teneur naturelle

Teneur en mercure des sédiments du Rhône pendant l'année 1980

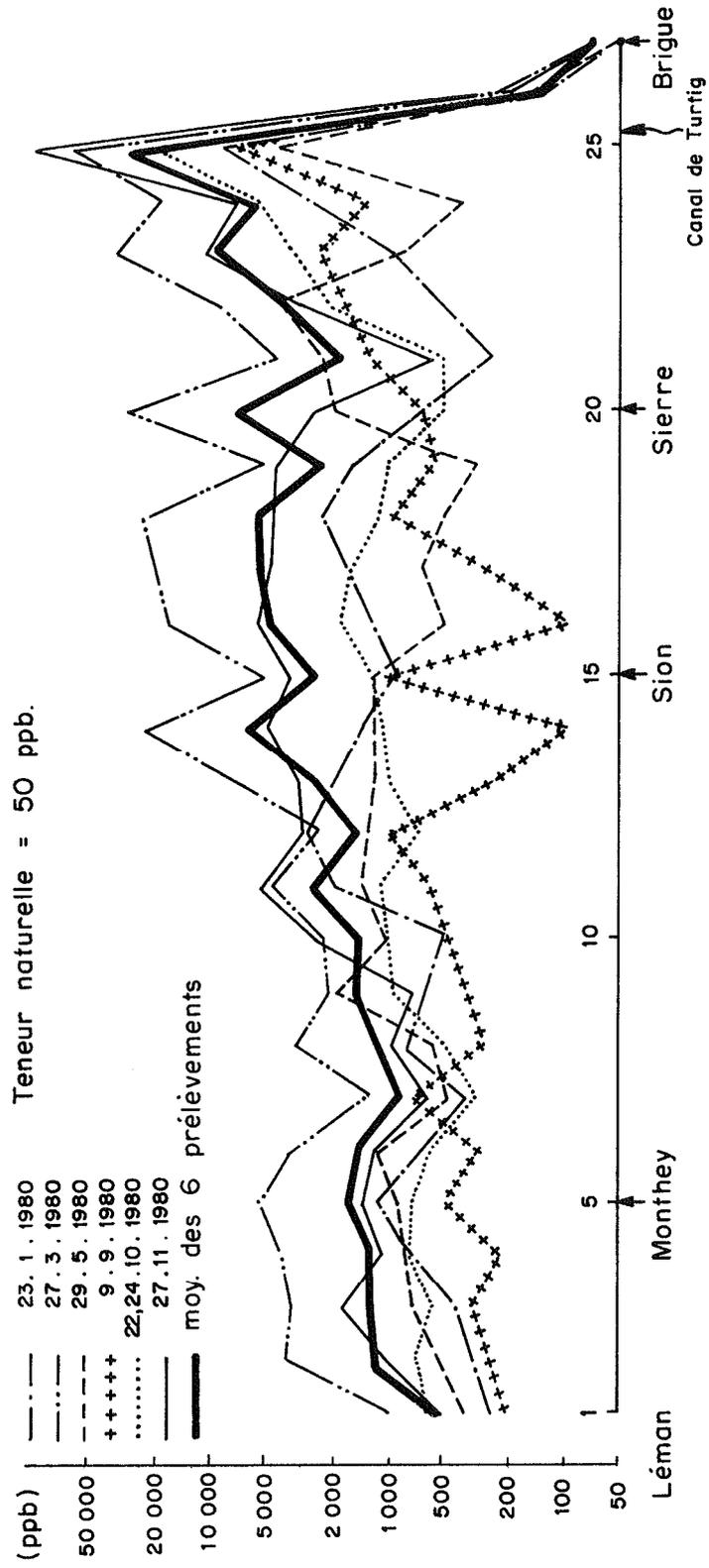


Fig. 3

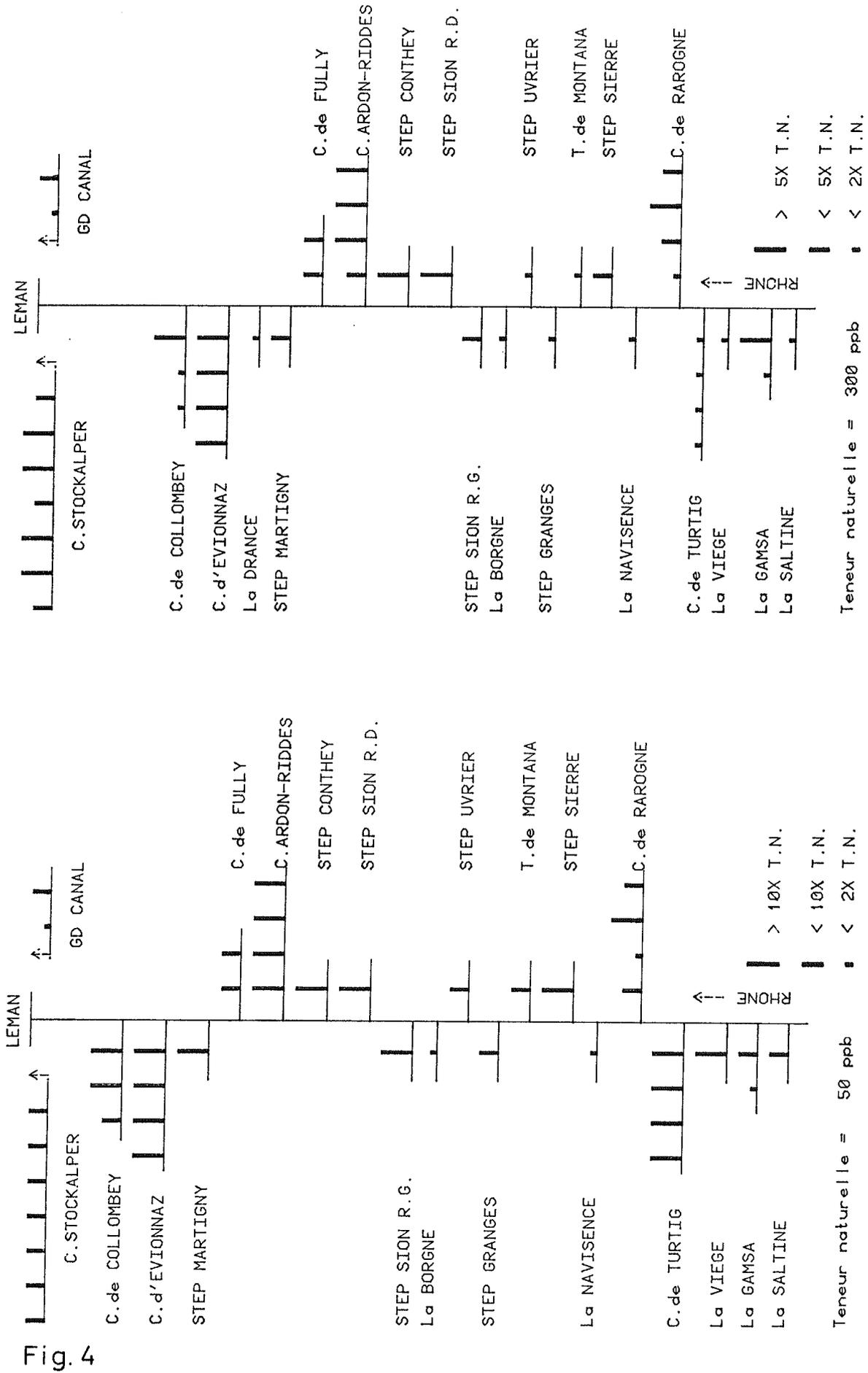
Campagne 1980

TABLE 2

EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU RHONE ET DU CANAL DE TURTIG (1980)

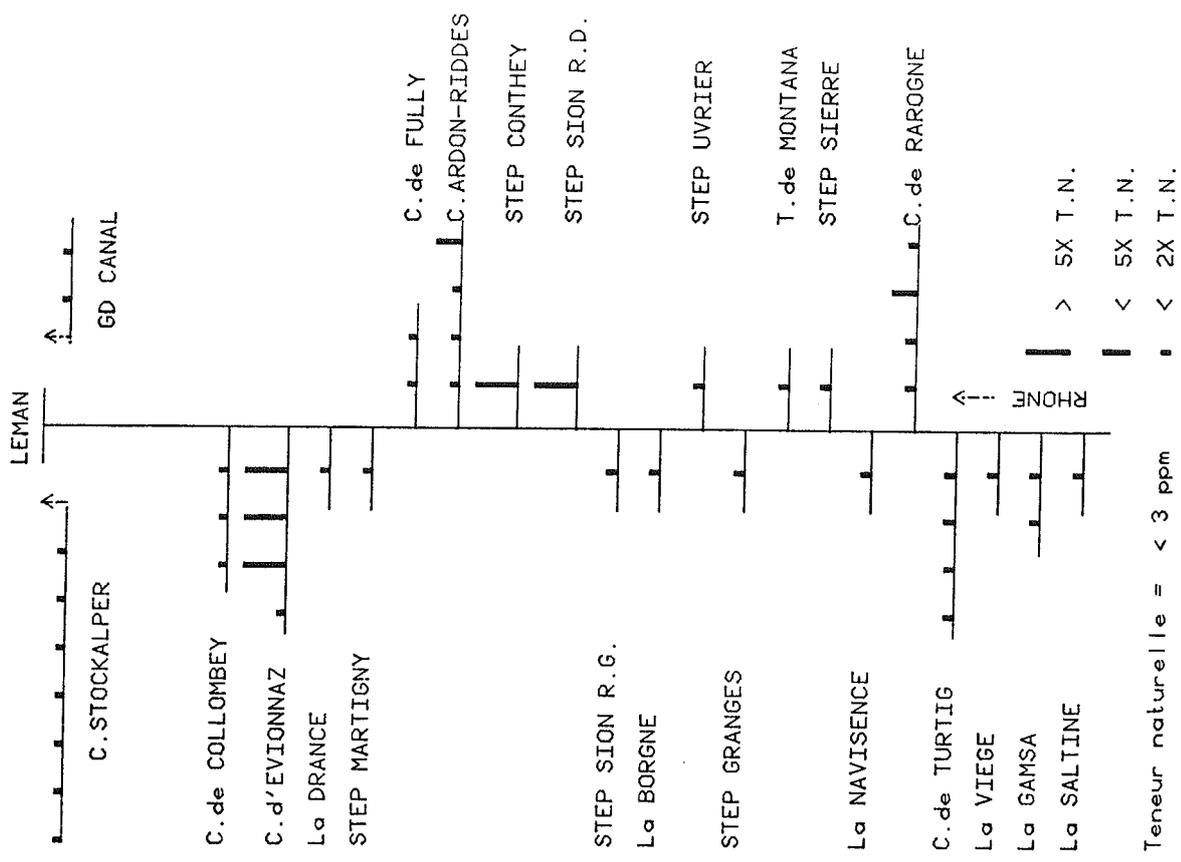
EXPRIME EN ppb.

No d'ordre sur Fig.	No de provenance	Situation	23.1.80	27.3.80	29.5.80	9.9.80	22-24.10.80	27.11.80	Moyenne 1980
1	40	Le Bouveret	290	1040	390	230	610	560	520
2	88	Noville		4210	500	250	630	1050	1330
3	38	Porte du Scex	400	3610	680	370	580	1720	1230
4	36	Illarsaz	780	4190	720	230	740	890	1260
5	30	Monthey	1160	5580	810	520	740	1330	1690
6	80	Aval de St-Maurice		4020	1140	330	580	1050	1420
7	26	Lavey-les-Bains	370	1380	460	700	360	530	630
8	78	Evionnaz	770	3330	600	300	510	900	1070
9	114	Les Follatières		2300	2170		870	780	1530
10	75	Branson	520	2560	1050	540	960	3220	1480
11	22	Fully	1890	4340	1470	640	1060	5650	2510
12	73	Saillon	2110	1980		1190	570	2050	1580
13	72	Ardon		7260	1140	250	1120	2880	2530
14	20	Aproz	1390	21820	1270	100	1240	5280	5180
15	71	Aval de Sion	1020	5040	1290	1350	1140	3940	2300
16	68	Bramois	1360	19680	450	80	1780	5570	4820
17	18	St-Léonard	1750	21030	690	320	1660	4710	5030
18	67	Granges	2100	24180	470	1010	1090	4420	5550
19	17	Chalais	1640	5110	340	490	940	4960	2250
20	65	Laminoir Chippis		33800	1820	630	430	2020	7740
21	15	Finges	260	4100	2010	1450	450	380	1440
22	14	La Souste		7990	4190		2120	3020	2890
23	62	Gampinen	1100	36800	790	2870	3330	11410	9380
24	99	Niedergampel		13100	360	1300	4290	6650	5140
25	13	Gampel	8550	56700	3750	6940	15840	60070	25300
26	10	St-Germain	140	320	170	130	100	200	180
27	3	Brique	40	70	30	70	80	110	70
—	91	Canal de Turtig (après STEP Viège-Lonza)	12580	203000	26400	13990	120900	62400	73200
—	44	Canal de Turtig (en aval zone industr. Lonza)	—	404500	220000	211200	157000	110900	220720

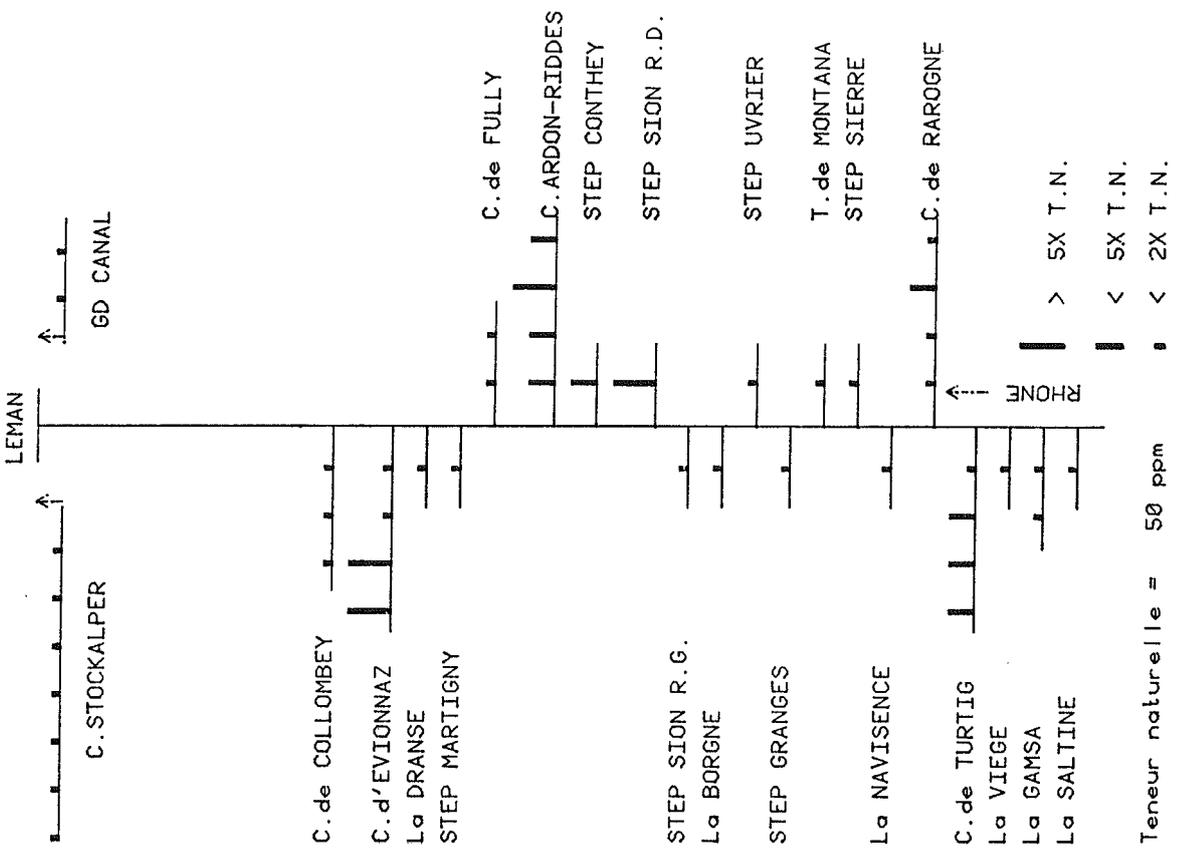


AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN MERCURE (1980)

AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN CADMIUM (1980)

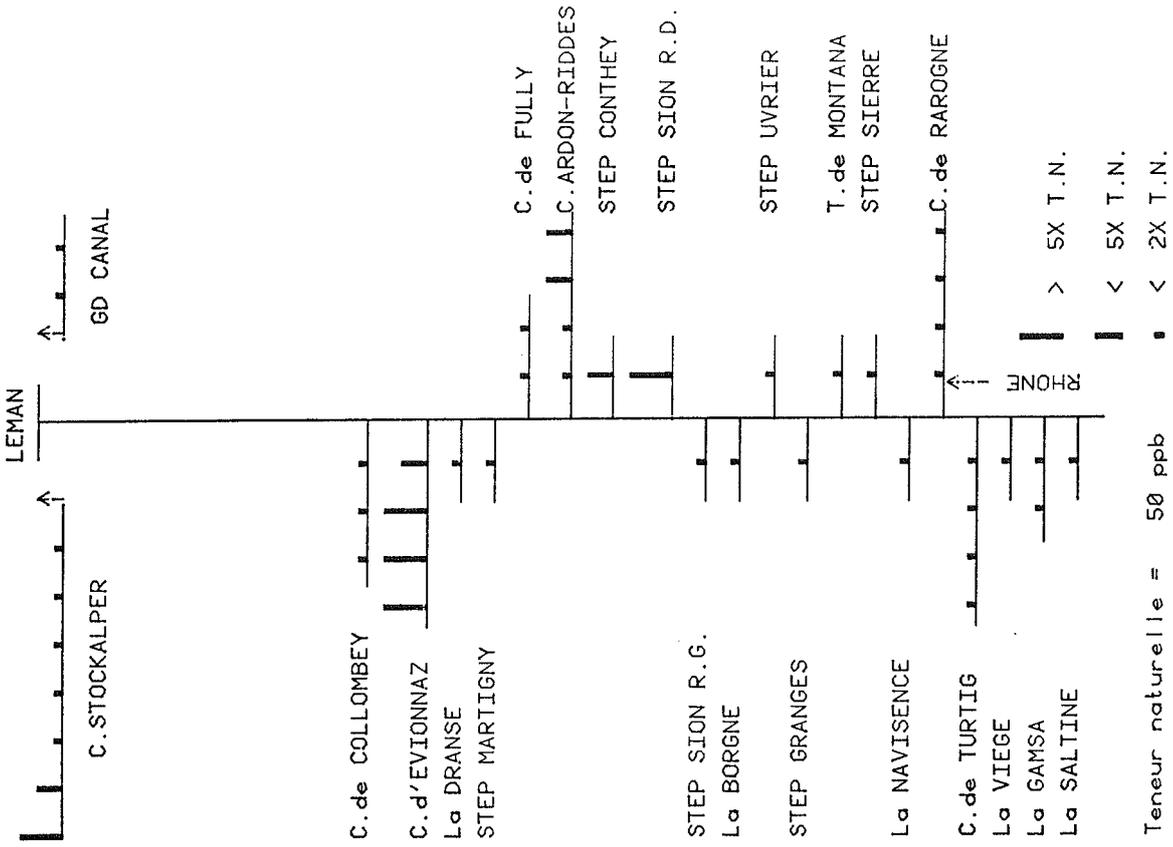


AFFLUENTS DU RHONE : TENEUR EN ETAIN (1980)

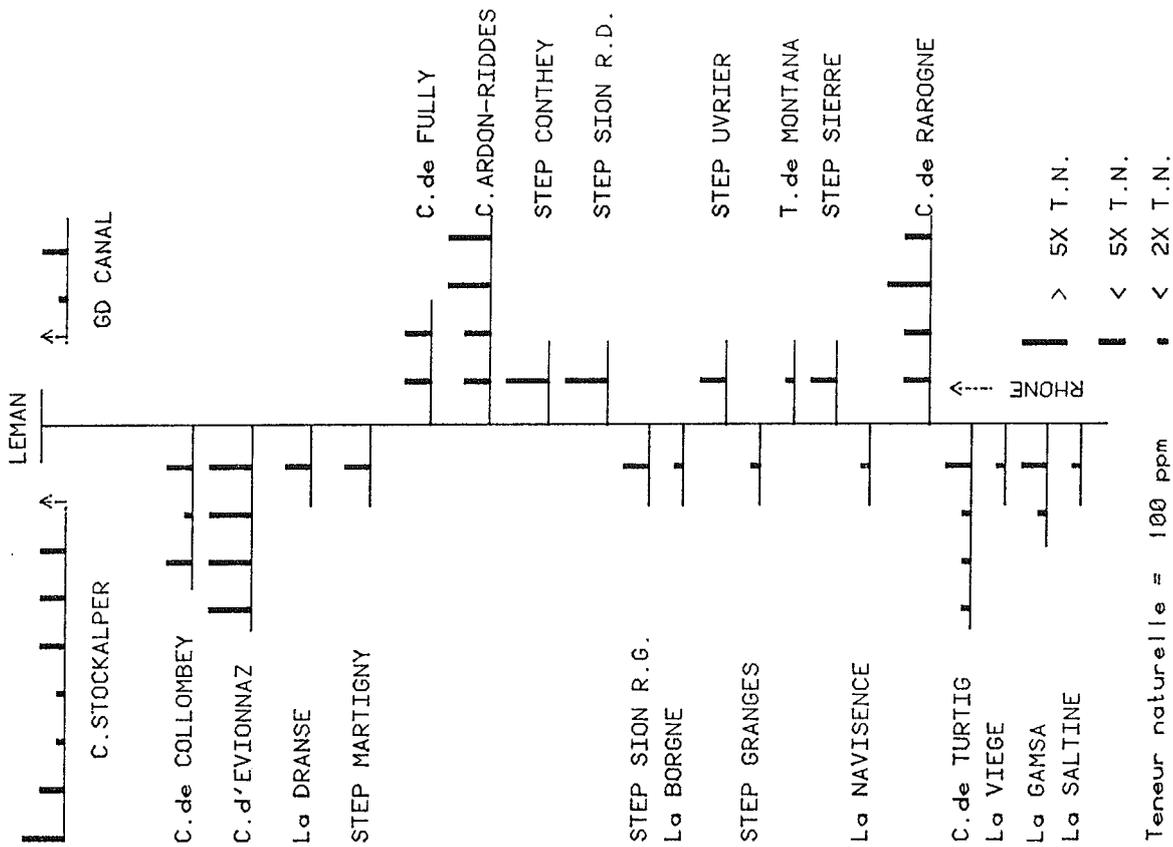


AFFLUENTS DU RHONE : TENEUR EN CUIVRE (1980)

T
g.
5



AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN PLOMB (1980)



AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN ZINC (1980)

Fig. 6

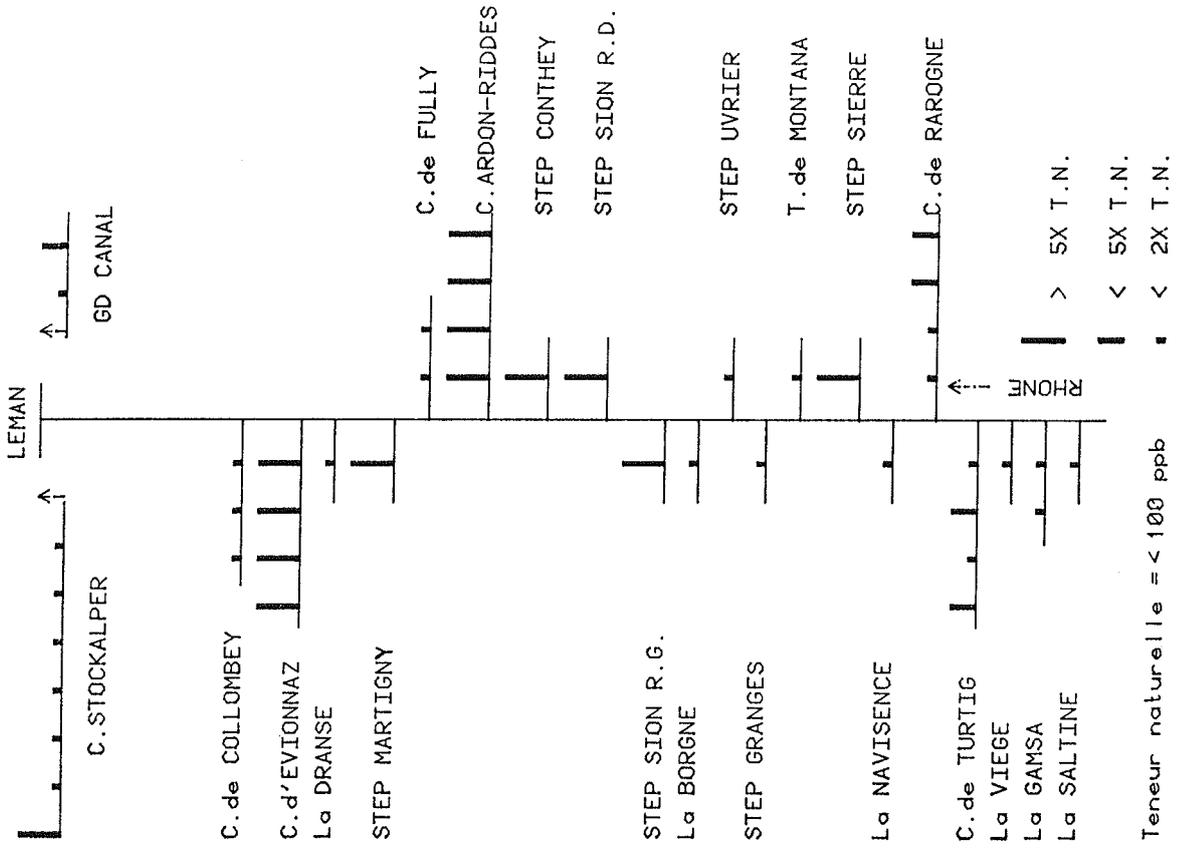


Fig. 7

AFFLUENTS DU RHONE : TENEUR EN ARGENT (1980)

TENEURS EN METAUX LOURDS DES AFFLUENTS DU RHONE

No prov.	Hg (ppb)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Pb (ppm)	Sn (ppm)	Cd (ppb)	Ag (ppb)
Teneurs naturelles	50	50	100	50	< 3	300	< 100
La Saltine	4	240	63	148	< 10	< 3	340 < 100
La Gamsa	43	140	31	248	29	< 3	4410 < 100
	94	70	19	100	13	< 3	210 < 100
La Viège	7	1440	74	120	< 10	< 3	140 < 100
C. de Turtig	12	80940	71	252	20	< 3	390 < 100
	8	112200	130	154	34	< 3	350 300
(Aval STEP Viège)	91	120900	123	146	19	< 3	250 < 100
	44	157000	118	167	35	< 3	470 200
Affluent C. de Turtig	9	300	19	126	< 10	< 3	570 < 100
C. de Rarogne	51	130	44	370	56	< 3	540 < 100
	60	80	33	280	29	< 3	810 < 100
	53	610	104	1160	98	6	2270 200
	95	290	35	470	47	< 3	630 500
La Navisence	16	10	21	185	< 10	< 3	50 < 100
STEP Sierre	90	1380	64	421	91	< 3	1480 2400
T. de Montana	66	150	22	187	21	< 3	160 < 100
STEP Granges	105	130	12	187	< 10	< 3	170 < 100
STEP Uvrier	107	190	24	214	< 10	< 3	570 < 100
La Borgne	19	30	33	116	< 10	< 3	150 < 100
STEP Sion R.G. (Vissigent)	157	540	47	320	19	< 3	830 1900
STEP Sion R.D.	89	4690	655	1690	890	100	3320 59000
STEP Conthey	110	810	170	710	203	49	2490 1300
C. Ardon-Riddes	134	750	145	370	80	< 3	1290 5600
	112	760	153	428	84	4	2280 6400
	111	830	22	492	93	5	2010 7700
	150	510	204	284	27	4	1310 2000
STEP St-Pierre de Clages	152	360	263	667	106	< 3	1400 1600
C. Ardon-Riddes	151	900	148	504	106	5	2100 9000
	154	1490	81	564	163	15	3450 11000
C. de Fully	74	290	67	280	20	< 3	1000 < 100
	113	210	52	247	20	< 3	720 < 100
STEP Martigny	115	720	61	245	24	< 3	660 600
La Dranse	23	60	43	210	< 10	< 3	80 < 100
C. d'Evionnaz	25	1390	57	694	118	< 3	3540 2000
	76	620	87	634	765	160	16000 500
	121	43600	1795	14110	>3000	>2000	747500 18000
	136	6320	360	2770	>3000	>2000	592000 6500
	92	610	163	1360	995	4	9430 700
C. de Massongex- Collombey	143	560	30	412	82	< 3	3650 < 100
	33	530	18	115	< 10	< 3	290 < 100
	82	320	40	305	56	< 3	590 < 100
C. de Stockalper	41	240	29	235	27	< 3	1410 < 100
	133	340	27	263	27	< 3	2150 < 100
	86	460	29	356	72	< 3	4340 < 100
	37	380	32	136	35	< 3	1390 < 100
(STEP Vouvry)	130	230	29	138	15	< 3	1110 < 100
	85	320	24	177	34	< 3	2590 < 100
	35	420	37	272	105	< 3	3040 < 100
	142	330	44	504	330	< 3	1420 800
Grand-Canal	87	80	43	128	12	< 3	300 < 100
	39	190	84	295	49	< 3	680 200

	Pb (ppm)	Sn (ppm)	Ag (ppb)
Limites inférieures de détection	10	3	100
Limites supérieures de l'appareillage utilisé	3000	2000	200000

EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU CANAL DE TURTIG (SCHNYDRIGKANAL).

TABLE 4

No:	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
12	3100	9150	7820	4850	9000	9480	8050	5100	7200	80940
8	3300	15600	4980	3560	2690	4000	8490	8380	4370	112200
91	-	-	-	-	-	8180	16040	34500	* 4770	* 120900
44	-	33200	92300	9020	2956	15000	7380	11210	*31620	* 157000

Teneur naturelle en Hg: 50 ppb

* moyennes annuelles

EVOLUTION DES TENEURS EN MERCURE ET CADMIUM DES SEDIMENTS DU CANAL D'EVIONNAZ.

TABLE 5

No:		1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	
25	Hg	6520	3680	3100	3720	6850	4350	6980	3300	1690	1390	Hg
	Cd	-	-	-	-	-	3780	5970	5850	4640	3540	Cd
76	Hg	-	-	-	-	-	540	1430	320	1090	620	Hg
	Cd	-	-	-	-	-	1360	4180	11210	25200	16000	Cd
121	Hg	-	-	-	-	-	-	8320	7970	3780	43600	Hg
	Cd	-	-	-	-	-	-	16700	12980	40630	747500	Cd
136	Hg	-	-	-	-	-	-	-	7850	6880	6320	Hg
	Cd	-	-	-	-	-	-	-	344400	218240	592000	Cd
92	Hg	-	-	-	-	-	200	200	110	170	610	Hg
	Cd	-	-	-	-	-	2110	2330	1720	2290	9430	Cd

Teneur naturelle en Hg: 50 ppb

Cd: 300 ppb

EVOLUTION DES TENEURS EN MERCURE ET CADMIUM DES SEDIMENTS
DES CANAUX DES STEP.

TABLE 6

STEP	No:		1976	1977	1978	1979	1980
Sierre	90	Hg	810	1750	2370	800	1380
		Cd	1330	870	1430	1470	1480
Sion R.D.	89	Hg	4310	4870	4900	8310	4690
		Cd	6060	5740	4560	6150	3320

Teneur naturelle en Hg: 50 ppb

Cd: 300 ppb

L'origine de ces concentrations et leur élimination sont à l'étude.

Les deux canaux de Turtig et d'Evionnaz sont de loin ceux qui montrent les plus grandes concentrations. Toutefois, vu le débit relativement faible du second, son impact au niveau des sédiments du Rhône est limité.

Les sédiments des canaux recevant les rejets des STEP présentent toujours une pollution polymétallique importante (mercure, cadmium, argent, cuivre, zinc, étain, plomb), avec une dominante : mercure, cadmium, argent. Rappelons que ce phénomène est la conséquence de la concentration en un point des réseaux collecteurs. Les teneurs atteignent - dans le cas de la STEP de Sion - Rive droite (RD) :

. mercure	4'690 ppb, soit	94 fois la teneur naturelle
. argent	59'000 ppb, soit	> 590 fois la teneur naturelle
. cadmium	3'320 ppb, soit	11 fois la teneur naturelle
. étain	100 ppm, soit	> 33 fois la teneur naturelle
. plomb	890 ppm, soit	18 fois la teneur naturelle
. zinc	1'690 ppm, soit	17 fois la teneur naturelle
. cuivre	655 ppm, soit	13 fois la teneur naturelle

Les teneurs dans les sédiments des canaux des différentes STEP semblent stabilisées en ce qui concerne le mercure et le cadmium (table 6). Pour les deux STEP les plus importantes (Sierre et Sion RD), l'impact au niveau de la pollution mercurielle du Rhône n'est pas négligeable (voir chapitre Rhône).

La Gamsa reste toujours contaminée par le cadmium en aval de la station d'incinération des ordures.

La Viège présente toujours des teneurs anormales en mercure; elles augmentent en 1980 (1'440 ppb, soit 30 fois la TN).

Le mercure et le cadmium sont les principaux contaminants des canaux de Rarogne, d'Ardon-Riddes, de Fully, de Collombey-Massongex, de Stockalper et du Grand Canal. Le canal d'Ardon-Riddes présente en plus une forte contamination par l'argent (11'000 ppb, soit 110 fois la TN). Dès 1978, le niveau de pollution de ces canaux s'est stabilisé.

Les sédiments de la Saltine, de la Navisence, du torrent de Montana, de la Borgne et de la Dranse à Martigny ne sont pas contaminés par les métaux lourds.

4. CONCLUSIONS

- . La pollution mercurielle des sédiments du Rhône s'aggrave dès 1978; leur teneur moyenne est, en 1980, environ une vingtaine de fois plus élevée qu'en 1977, fin de la période de normalisation. Cette contamination est surtout due au canal de Turtig (Schnydrigkanal). Des curages récents de ce canal, débutant en 1977, peuvent être responsables de la situation actuelle par la remise en suspension de sédiments contaminés anciens. La plupart de ces curages ont été effectués dans l'enceinte de la zone industrielle de Lonza. Les autres sources en mercure sont liées aux zones industrielles de Sierre et de Sion et aux canaux de rejets des STEP.
- . Il n'y a pas d'amélioration de l'état des canaux et des rejets des STEP.
- . La Gamsa est toujours contaminée par le cadmium au niveau de la station d'incinération des ordures.
- . Une forte contamination polymétallique caractérise le canal d'Evionnaz. La situation semble malheureusement s'aggraver en 1980.
- . Les autres affluents du Rhône (à l'exception des canaux) sont exempts de contamination par les métaux lourds.

BIBLIOGRAPHIE

- BARBEN H. (1979) Rapport sur l'état de la charge mercurielle du Rhône et des mesures d'assainissement prises dans deux entreprises utilisant du mercure en Valais. Office fédéral de la protection de l'environnement, Berne - 14 p.
- RAPIN F. et
VERNET J.-P. (1980) Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapp. Comm. int. protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1979 p. 234-246.
- RIBORDY E. (1977) Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapp. Comm. int. protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1976 p. 271-282.
- RIBORDY E. (1978) Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapp. Comm. int. protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1977 p. 179-188.
- RIBORDY E. (1979) Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapp. Comm. int. protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1978 p. 285-293.
- VERNET J.P. et
RIBORDY E. (1975) Teneurs en métaux lourds des sédiments du Rhône valaisan et de ses affluents. Bull. "La Murithienne", Soc. valais. Sci. nat., Sion, Vol. 92, p. 9-20.

POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN PAR LES METAUX LOURDS DANS LES ZONES DU DELTA DE LA DRANSE ET AU LARGE DE THONON

PAR

MONIQUE VIEL

LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE GENEVE

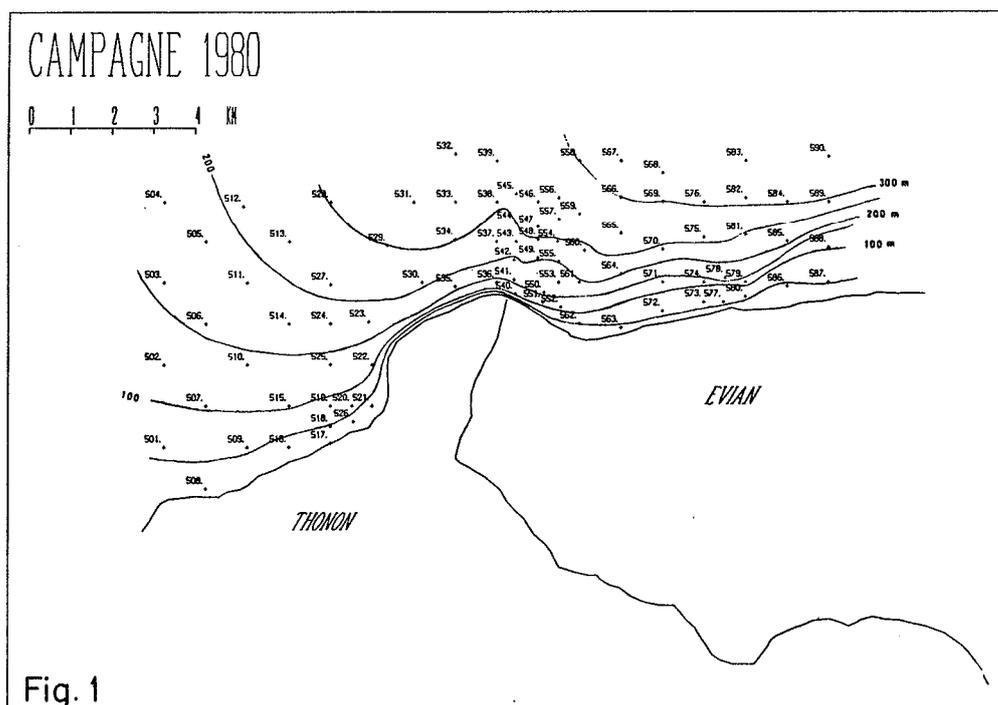
1. INTRODUCTION

En conclusion de l'étude (plan quinquennal 1976-1980) des pollutions des sédiments superficiels du Léman, nous avons examiné en 1980 une zone située entre Thonon et Evian, pour y définir la zone influencée par les apports de la Dranse.

Cette recherche se justifie à plusieurs titres :

- La question posée et non résolue en 1976 (JAQUET, 1977) sur la qualité des sédiments apportés par la Dranse.
- L'échantillonnage du lac en 1978, qui tout en donnant une réponse partielle à cette première question (RAPIN et al., 1978), ne donnait pas une image détaillée de cette zone.
- L'intérêt purement sédimentologique de l'étude d'une zone influencée par la rivière qui est le deuxième affluent important du lac (après le Rhône).

Le plan d'échantillonnage (fig. 1) a été établi en fonction de la répartition des points qui caractérisaient en 1978 la zone d'influence du delta de la Dranse.



Notre échantillonnage, plus serré dans la zone proche de l'embouchure, ne s'étend pas aussi loin dans la plaine centrale, mais touche la côte au voisinage de Thonon et la zone plus au large.

90 échantillons ont été prélevés et pour atténuer l'effet dilutif de la fraction sableuse, nous avons systématiquement tamisé les sédiments récoltés.

Les oxydes majeurs (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , etc), le carbonate de calcium, la matière organique et les éléments-traces ont été mesurés sur la fraction de diamètre inférieure à 63 microns (silt et argile).

2. TENEURS MOYENNES EN METAUX LOURDS ET TAUX MOYENS DE CONTAMINATION, REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES POLLUANTS

Le degré de contamination des sédiments par les différents métaux est estimé par le rapport teneur moyenne / teneur naturelle (= taux moyen de contamination).

Les teneurs naturelles sont celles définies en 1978 sur l'ensemble des sédiments du lac, quoique pour certains éléments (plomb, cuivre), elles semblent surestimées pour cette zone.

Relevons que les teneurs naturelles des sédiments du Léman sont différentes de celles estimées pour les affluents.

Dans la table 1 sont reportées pour chaque élément-trace, sa teneur naturelle, ses teneurs moyenne, maximale et minimale, et son taux moyen de contamination.

Elément Teneur naturelle		Teneur moyenne	Taux moyen de contamination	Teneur maximale	Teneur minimale
Mercure	30 ppb	520	<u>17.3</u>	1'630	80
Cadmium	200 ppb	612	<u>3.05</u>	1'070	240
Plomb	30 ppm	12	1	49	10
Cuivre	30 ppm	24.5	1	37	10
Zinc	60 ppm	167.74	<u>2.8</u>	280	112
Chrome	70 ppm	75.23	1.07	94	51
Vanadium	50 ppm	69.5	1.4	98	13
Nickel	50 ppm	42.08	1	56	28
Baryum	400 ppm	346.7	1	449	239
Argent	0.3 ppb	0.18	1	1	0.1

TABLE 1

Seuls le mercure, le cadmium et le zinc atteignent des taux moyens de contamination supérieurs à 1. Tous les autres éléments-traces se mesurent à des taux voisins des teneurs naturelles.

Nous avons donc choisi d'étudier la répartition de ces trois métaux (fig. 2, 3, 4). Sur ces cartes, le diamètre des cercles figurés est fonction du rapport arithmétique teneur mesurée / teneur naturelle.

Il apparaît clairement à la lecture de ces cartes de répartition que :

- Le mercure se présente en teneurs très faibles au voisinage de l'embouchure de la Dranse et que ces teneurs augmentent légèrement vers le large d'Evian. Les teneurs maximales se rencontrent au large de Thonon, dans la zone de contre-pente du Grand Lac.
- Si les mêmes remarques peuvent être faites pour le zinc et le cadmium, quoique le phénomène soit moins sensible - il est important de souligner que l'échantillon le plus contaminé par le cadmium se situe sur le littoral (prof. 26 m) en face de Thonon.

Les teneurs plus élevées en zinc, cadmium et mercure rencontrées sur la contre-pente du Grand Lac laissent à penser qu'une part de cet enrichissement est lié aux rejets de la côte Nord. La distribution de ces métaux laisse apparaître deux zones, la première s'étend du littoral de Thonon en direction NW; la seconde correspond au delta de la Dranse et est dirigée vers le NE.

Il semble bien que ces zones sont indépendantes et que les sédiments apportés par la Dranse pénètrent dans le lac selon une direction Sud-Nord et bifurquent rapidement vers l'Est.

Cette remarque confirme les observations déjà faites en 1978 sur la distribution du mercure (RAPIN et al., 1978).

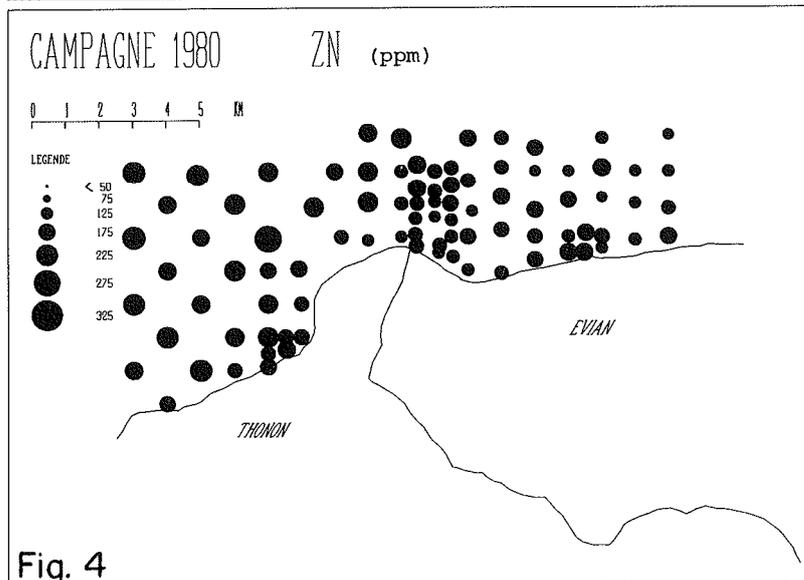
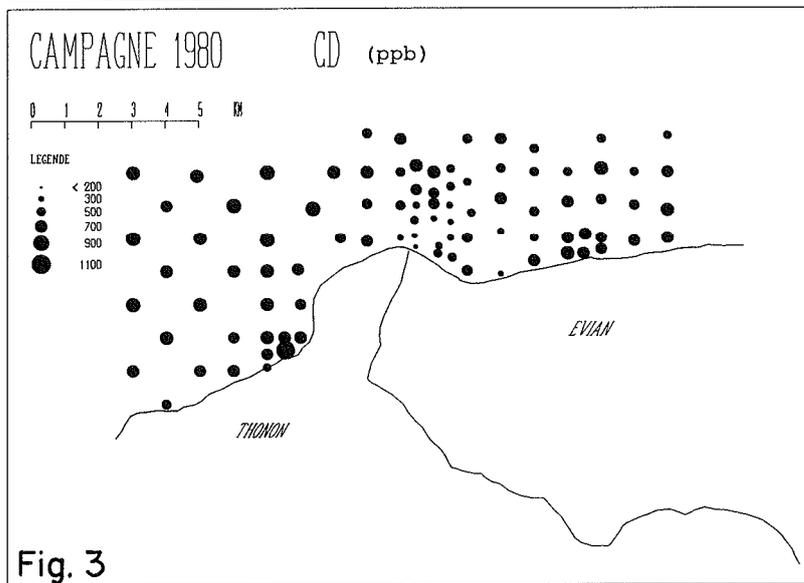
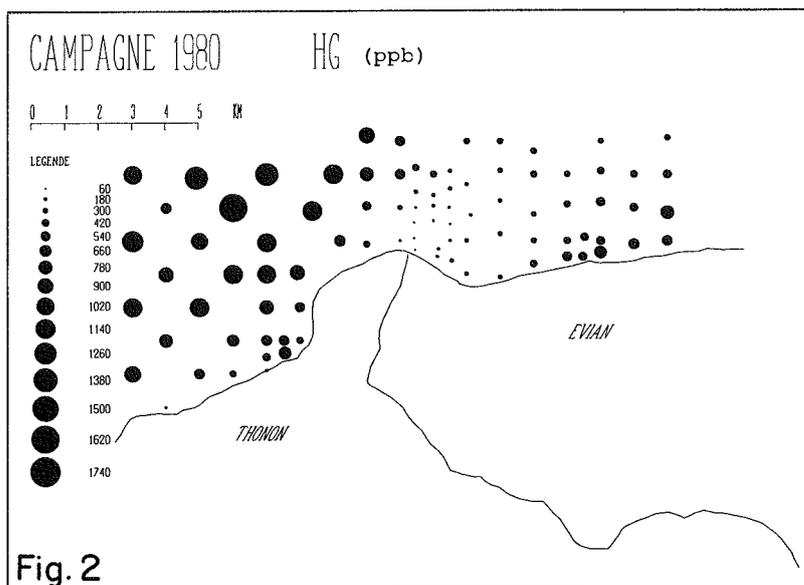
3. CONCLUSIONS

En résumé de cette étude, nous pouvons souligner les points suivants :

- Le mercure, le cadmium et le zinc sont les seuls métaux mesurés à des teneurs anormales dans cette zone.
- Des teneurs légèrement plus élevées en mercure et cadmium se distinguent sur le littoral de Thonon, mais son impact apparaît limité. Plus au large, le mercure, le cadmium et le zinc enrichissant les sédiments de la contre-pente proviendraient plutôt de la côte Nord.
- L'impact de la Dranse est difficile à définir dans la zone du delta. Le cadmium et le mercure augmentent de l'embouchure vers la plaine centrale, en liaison avec l'augmentation des particules fines. Les rejets anthropogéniques véhiculés par la Dranse ne se marqueront vraiment que dans la plaine centrale, où ils seront associés à d'autres apports. Il est donc impossible de les discriminer.
- D'un point de vue sédimentologique, les sédiments de la Dranse pénètrent dans le lac selon une direction Sud-Nord, puis sont entraînés rapidement vers l'Est. Cette deuxième direction peut être mise en relation avec le grand courant gyro-senestre qui affecte les eaux du Grand Lac.

BIBLIOGRAPHIE

- PARKS J.M. (1970) Fortran IV program for Q-mode cluster analysis on distance function with printed dendrogram. Computer contributions, No 46, State Geol. Surv. Univ. Kansas, Lawrence, 32 p.
- RAPIN F. DAVAUD E. et VERNET J.P. (1978) Etude générale de la pollution des sédiments du Léman. In : Rapp. Comm. int. pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1978, p. 294-309
- WEDEPOHL K.H. et al. (1978) Handbook of geochemistry, Vol. I-V, Springer Verlag, Berlin



EVOLUTION DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS DU LEMAN

PAR

PIERRE-YVES FAVARGER, JANUSZ DOMINIK ET JEAN-PIERRE VERNET

LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE GENEVE

1. INTRODUCTION

La localisation des cinq carottes de cette campagne (No 516 à 520, cf fig. 1) a été choisie de manière à obtenir, avec les prélèvements des campagnes précédentes (VERNET et al., 1977; FAVARGER et VERNET, 1980), trois coupes transversales (Rolle-Thonon, Nyon-Nernier et Versoix-Corsier) et une coupe longitudinale (Léman aval : carottes No 520, 518, 516 et 500). Pour réaliser ce plan de travail, nous avons été amenés à effectuer des carottages à grande profondeur.

Dès la carotte 517 (Nernier), on dispose d'une estimation de l'écart type permettant de se faire une idée plus juste de la précision de la datation.

Enfin, comme l'an dernier, l'analyse différenciée des formes du phosphore a été effectuée pour une des carottes (No 516, Versoix-Corsier).

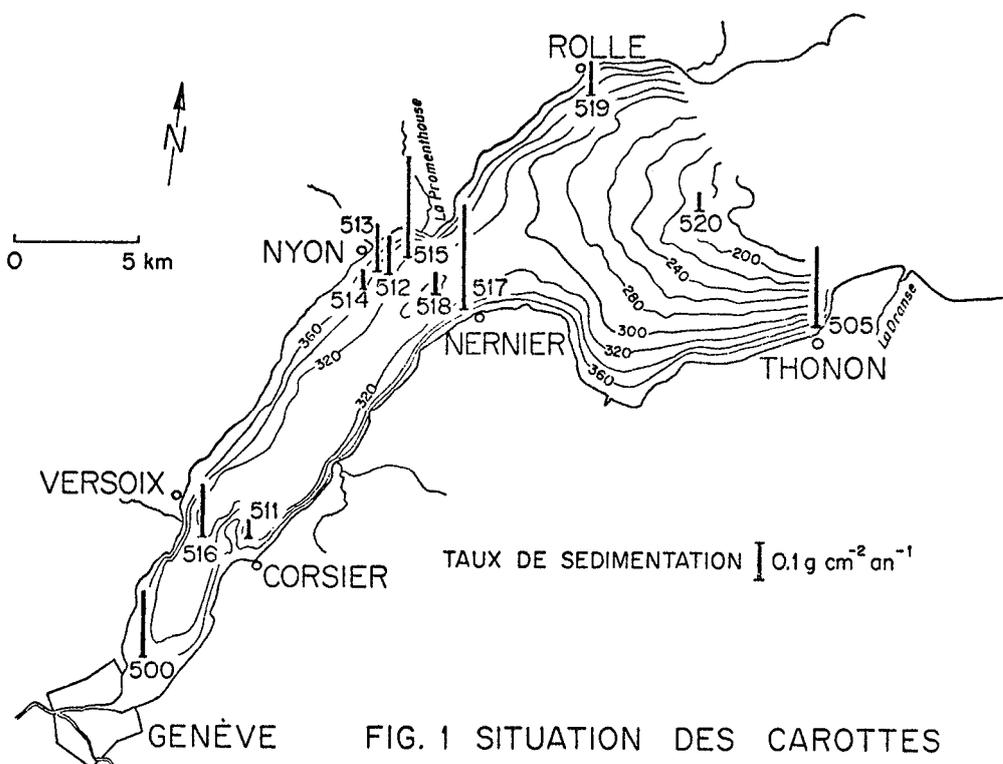


FIG. 1 SITUATION DES CAROTTES

2. DATATION ET TAUX DE SEDIMENTATION

Campagne	No	Lieu	Bathymétrie (m)	Taux de sédimentation		Longueur (cm)	Nombre échantillons
				cm/an	g/cm ² /an		
1980	519	Rolle	40	0.16	0.046	34.0	30
1980	520	Rolle- Thonon	166	0.14	0.023	33.0	29
1976	505	Thonon	20	0.43	0.107	37.0	32
1979	513	Nyon	19	0.20	0.066	37.5	29
1979	514	Nyon	31	0.07	0.029	35.0	28
1979	512	Nyon	43	0.19	0.057	44.5	33
1979	515	Nyon	48	0.40	0.138	39.5	30
1980	518	Nyon- Nernier	72	0.16	0.035	21.0	23
1980	517	Nernier	52	0.66	0.139	38.0	32
1980	516	Versoix- Corsier	52	0.28	0.069	38.3	32
1979	511	Corsier	31	≤ 0.03	≤ 0.031	41.0	31
1979	510	Corsier	19	0.77*	0.448*	48.8	34
1979	509	Corsier	10	≤ 0.07	≤ 0.028	42.5	32
1976	500	Genève	18	0.23	0.089	17.5	17

TABLEAU 1 : Données générales

* Taux de sédimentation surestimés, probablement à cause d'un glissement de terrain sous-lacustre.

La fiabilité de la datation est bonne pour trois des cinq carottes de 1980 : No 516, 517 et 518 (Versoix-Corsier, Nernier et Nyon-Nernier), leurs pics de ¹³⁷Cs étant bien individualisés (Fig. 2, 4 et 6). Pour les carottes de Rolle et de Rolle-Thonon (No 519 et 520), la cote correspondant à 1964 est moins bien établie car les radioactivités de ¹³⁷Cs restent relativement élevées jusqu'à la surface (*) (la valeur obtenue pour le premier échantillon de la carotte 520 (cf fig. 2) n'est pas significativement supérieure à celles des cotes 2-3 cm). On doit donc admettre dans ces deux cas la possibilité d'un certain mélange mécanique (probablement bioturbation), ou d'une diffusion dans les 3 à 4 premiers cm.

On constate que la sédimentation est généralement plus rapide près des rives (transversales Rolle-Thonon et Nyon-Nernier : cf fig. 1).

Cette observation n'est cependant pas possible à Versoix-Corsier (influence des apports de la Versoix ou des zones de noyage voisines). En outre, cette transversale-ci ne comportant que deux points, nous renonçons pour le moment à en donner une interprétation géochimique séparée.

Enfin, l'examen de la coupe longitudinale, constituée par les carottes No 520, 518, 516 et 500, permet de constater une augmentation du taux de sédimentation de l'amont vers l'aval du Petit Lac.

(*) Alors que la concentration de cet isotope dans l'environnement a fortement baissé depuis 1964.

COUPE TRANSVERSALE ROLLE-THONON, NUTRIENTS

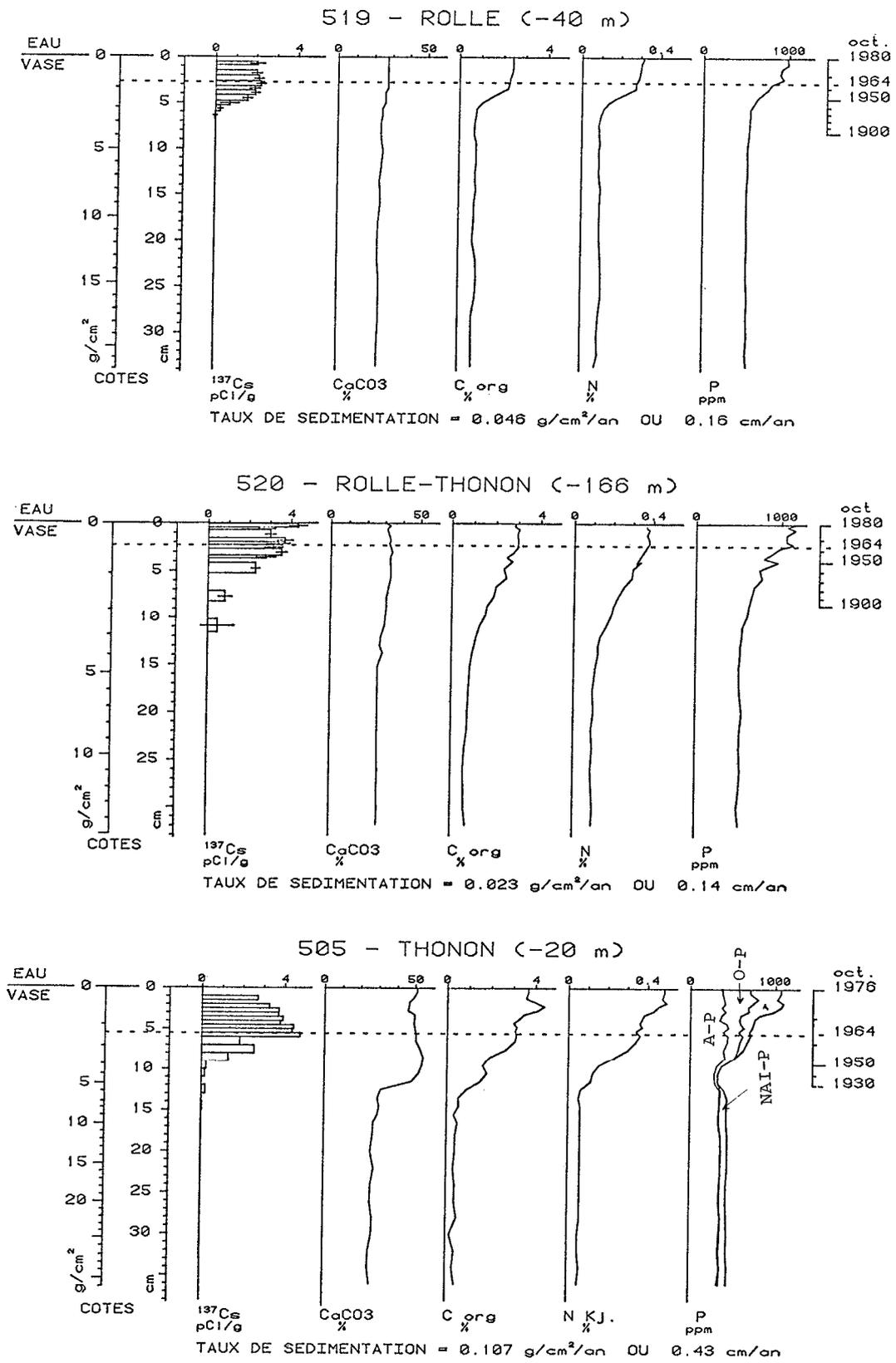


FIG. 2

COUPE TRANSVERSALE ROLLE-THONON, METAUX TRACE

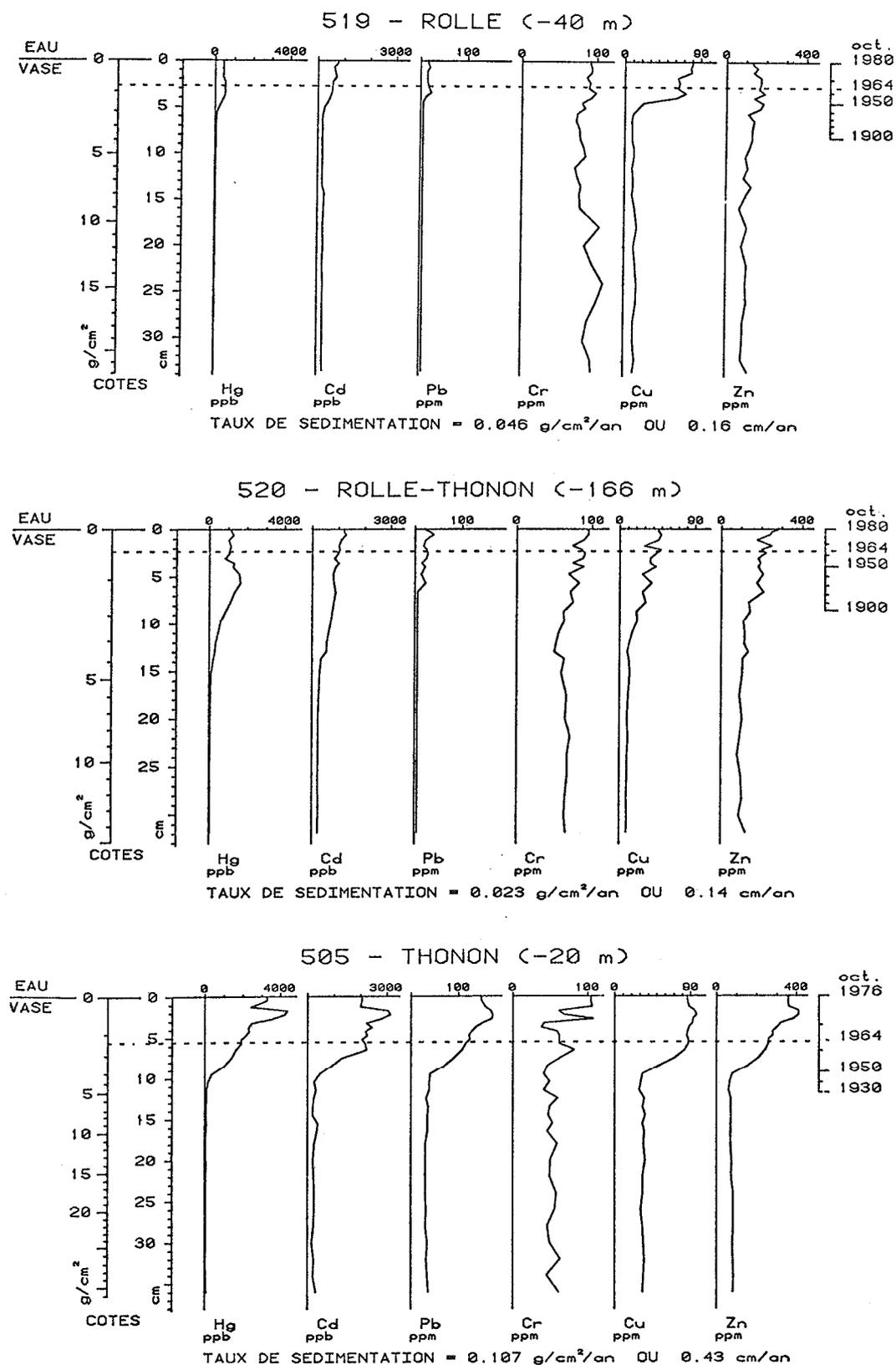


FIG. 3

COUPE TRANSVERSALE NYON-NERNIER, NUTRIENTS

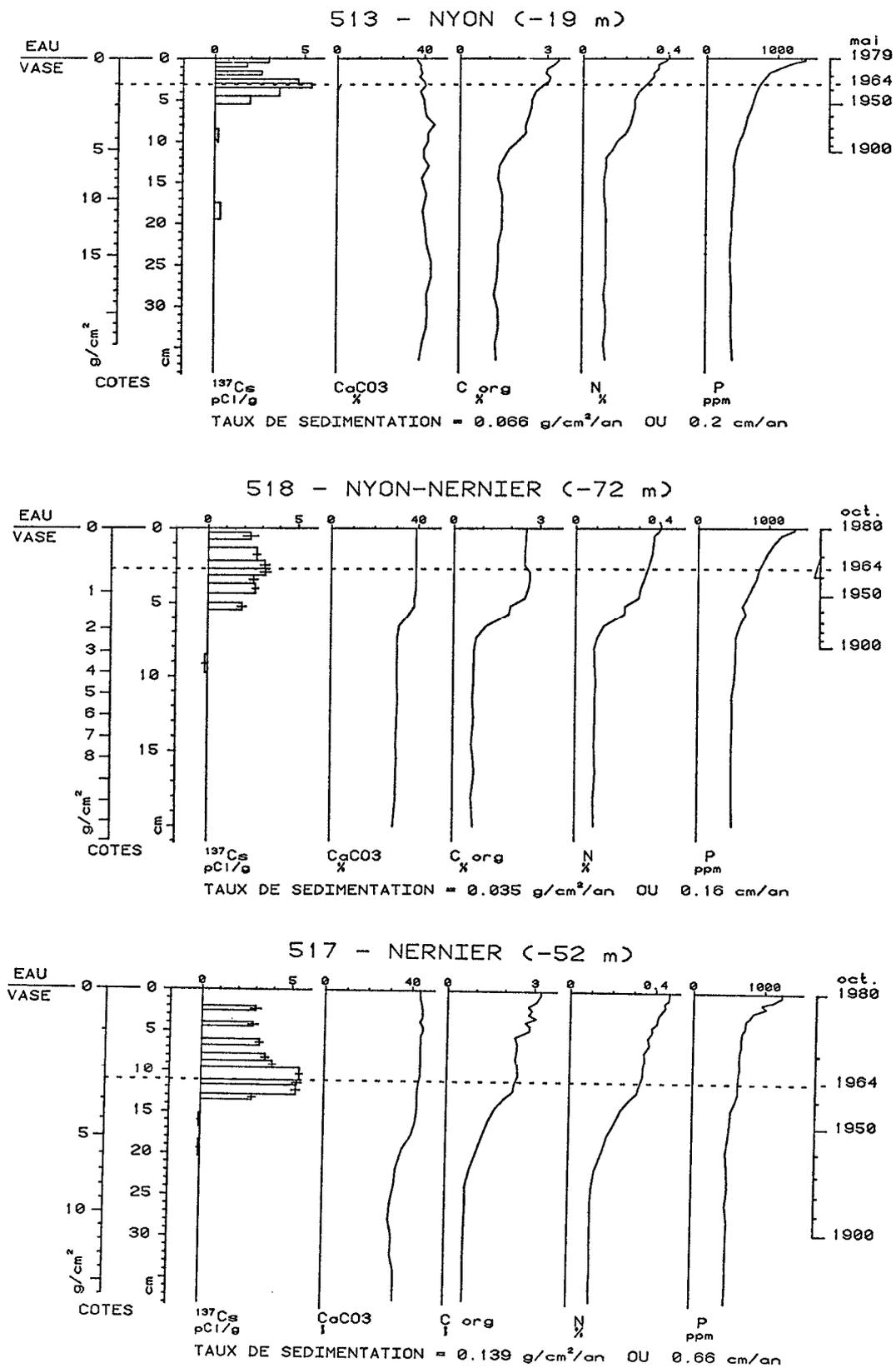


FIG. 4

COUPE TRANSVERSALE NYON-NERNIER, METAUX TRACE

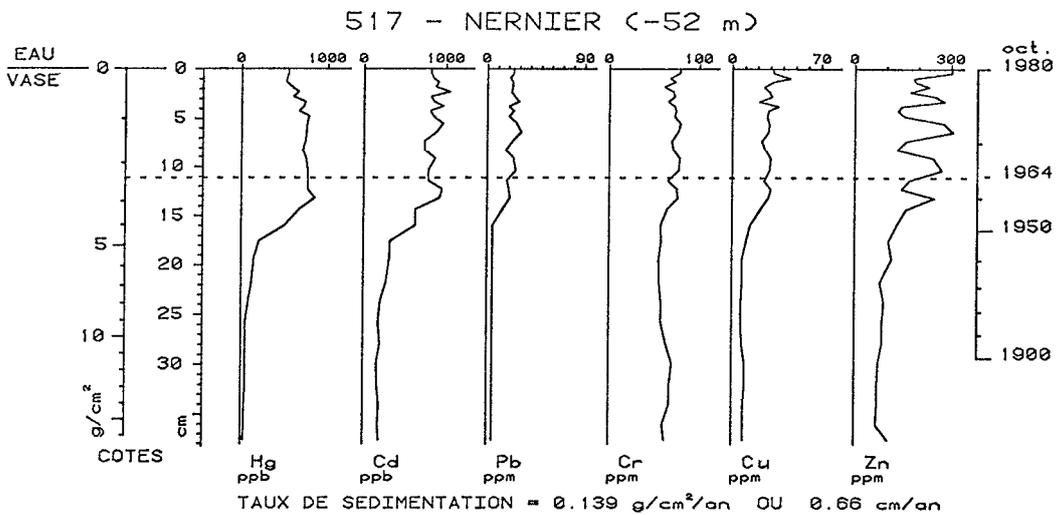
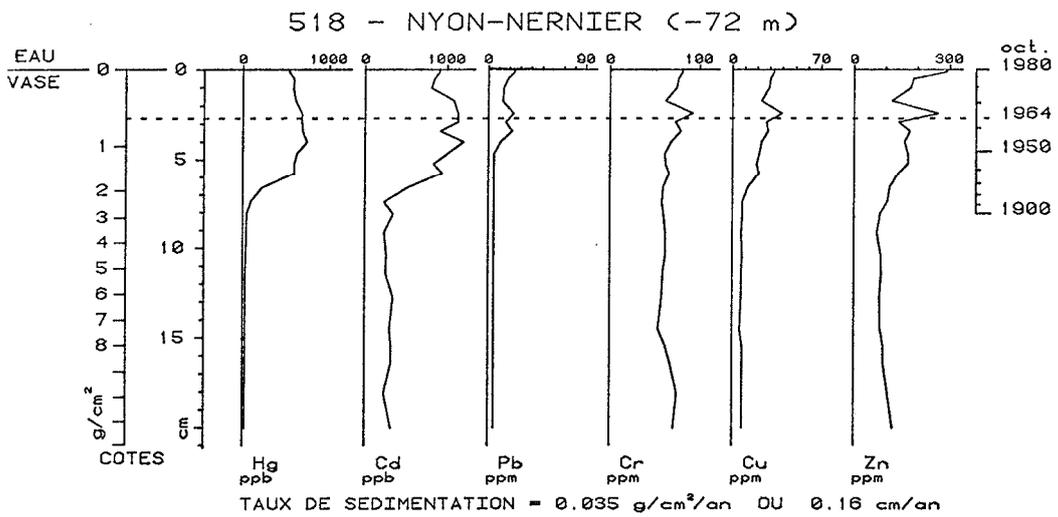
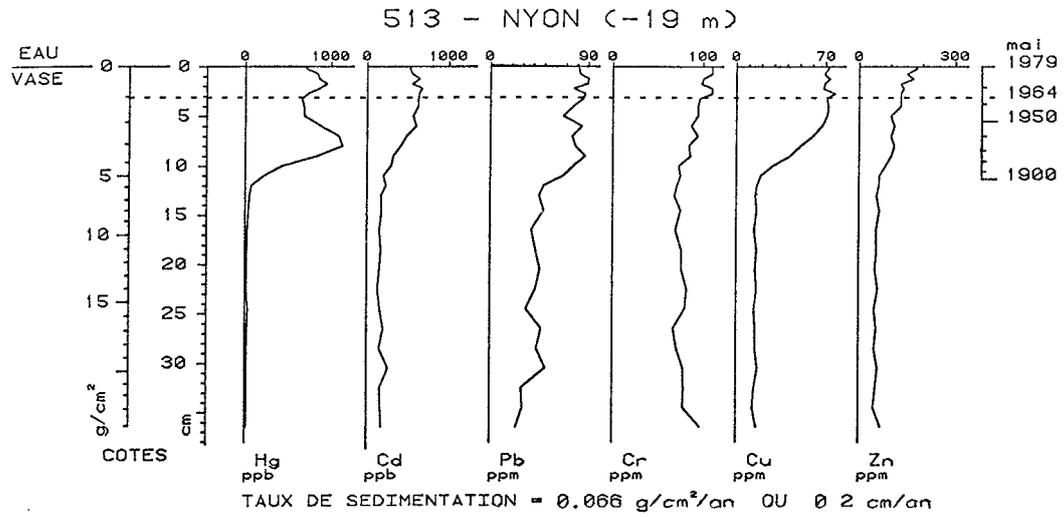


FIG. 5

3. NUTRIENTS ET CaCO_3 (Fig. 2, 4 et 5)

Pour chacune de ces carottes, l'augmentation verticale des nutriments est évidente dans les sédiments les plus récents. L'eutrophisation est donc générale et se traduit le plus souvent par une légère augmentation des concentrations en CaCO_3 :

TRANSVERSALE ROLLE-THONON (Fig. 2)

Pour l'azote et le carbone organique, l'augmentation verticale devient plus importante lorsque l'on se rapproche de Thonon. Cependant, les concentrations en CaCO_3 des sédiments de cette région sont très différentes : dans le même sens Rolle-Thonon, on note successivement des teneurs de 27, 31 et 50 % environ, ce qui implique un type de sédiment différent. On ne peut donc pas conclure à une eutrophisation plus importante de la région de Thonon, et ceci d'autant moins que les concentrations en phosphore sont pratiquement les mêmes pour les trois carottes.

TRANSVERSALE NYON-NERNIER (Fig. 4)

Par rapport à la précédente, cette transversale est beaucoup plus courte et les différences de teneurs sur le plan horizontal y sont moins importantes (pour les métaux également, cf. fig. 5). Par contre, les différences de teneurs sur le plan vertical bénéficient de meilleures datations et correspondent sans doute mieux à l'histoire récente des pollutions que dans le cas précédent.

COUPE LONGITUDINALE LEMAN AVAL (Fig. 2, 4 et 5 : carottes No 520, 518, 516, 500)

Les profils de C organique et de N n'apportent pas d'information supplémentaire. On observe une légère augmentation du CaCO_3 entre 1930 et 1940 pour les carottes No 520, 518 et 516 (Rolle-Thonon, Nyon-Nernier et Versoix-Corsier), mais l'augmentation la plus caractéristique pour ce carbonate a lieu dans le sens horizontal : de Nyon-Thonon à Genève, la séquence des teneurs récentes est la suivante : 32, 39, 43 et 51 %. Elle va de pair avec l'eutrophisation progressive dans ce sens.

En ce qui concerne le phosphore et ses différentes formes, les observations effectuées en 1979 sur une carotte de la région de Nyon (FAVARGER et VERNET, 1980) sont confirmées par la carotte Versoix-Corsier : le phosphore apatitique (A-P) reste à peu près constant à tous les niveaux, alors que le phosphore organiquement lié (O-P) augmente très progressivement depuis 1900-1930, d'un facteur 4 (Versoix-Corsier), à environ 7 (Genève). Quant au phosphore inorganique non-apatitique (NAI-P), forme minérale potentiellement recyclable et dont la présence est directement liée à l'eutrophisation, il augmente, plus tardivement, d'un facteur 4 (Versoix-Corsier) à plus de 10 (Genève).

4. METAUX-TRACES

TRANSVERSALE ROLLE-THONON (Fig. 3)

On retrouve les mêmes profils que lors des campagnes précédentes pour le cadmium, cuivre, plomb et zinc : fortes augmentations dans les sédiments récents; la date apparente du début de ces augmentations change d'une carotte à l'autre, mais la précision de la datation est insuffisante pour que ces changements soient interprétables. En outre, l'apparition de ces métaux semble plus brutale pour la carotte No 519 (Rolle) que pour la carotte No 520 (Rolle-Thonon), comme c'est aussi le cas pour le ^{137}Cs et les nutriments (fig. 2). Il est possible qu'une différence dans les conditions du mélange vertical mentionné plus haut en soit la cause.

Le mercure donne un profil comparable, mais qui tend à diminuer vers la surface. Dans la carotte No 520, on constate un pic important de cet élément vers 1930-1940. Nous y reviendrons, car d'autres carottes présentent également cette particularité.

En ce qui concerne les variations sur l'échelle horizontale, le Tableau II fait ressortir l'apport anthropogénique de six métaux. Ce tableau et les suivants (III et IV) ont été obtenus en divisant les teneurs moyennes des échantillons récents (postérieurs à 1960) par celles des sédiments anciens de la même carotte.

	519 (Rolle)	520	505 (Thonon)
Mercure	20	28	68
Cadmium	2.9	4.6	11
Plomb	1.7	2.6	4.5
Chrome	1.0	1.3	1.3
Cuivre	5.6	4.1	2.6
Zinc	1.7	2.3	4.1

Tableau II : Facteurs d'augmentation transversale Rolle-Thonon

Lorsqu'on se déplace de Rolle vers Thonon, le facteur d'augmentation du cuivre décroît sensiblement, ce qui peut s'expliquer par l'utilisation de ce métal dans les vignobles de La Côte. A l'inverse, on constate (dans le même sens Rolle-Thonon) un accroissement de ce facteur, très fort pour le mercure et le cadmium et moins fort pour le plomb et le zinc. La contamination des sédiments par ces quatre métaux est donc plus élevée près de la côte française de la région de Thonon. Enfin, le facteur du chrome reste proche de l'unité pour les trois points considérés (pas de pollution significative).

TRANSVERSALE NYON-NERNIER (Fig. 5)

Tous les métaux examinés, sauf le chrome, présentent des augmentations de teneurs importantes dès 1900-1920 pour les points 513 et 518 (Nyon et Nyon-Nernier), ce phénomène se produisant plus tard, vers 1950, dans le cas du point 517 (Nernier).

Dans les trois carottes, les teneurs se stabilisent pratiquement dès 1960 environ, le mercure diminuant même légèrement dans les couches les plus récentes.

Le tableau III donne les facteurs d'augmentation pour ces trois carottes. Les variations horizontales de cadmium, plomb et zinc des sédiments récents sont semblables à celles de la transversale Rolle-Thonon, mais avec des amplitudes plus faibles. Le cas du mercure peut s'expliquer par une zone de rejet de ce métal dans la région de Nyon, fait déjà constaté (JAQUET et al., 1980). L'implantation de vignes étant bien plus faible dans la région de Nyon que dans celle de Rolle, il n'est pas surprenant que la "préférence" de ce métal pour la côte suisse - constatée précédemment - ait disparu.

	(Nyon) *	518	517 (Nernier)
Mercure	28	20	16
Cadmium	3.0	3.3	4.6
Plomb	1.6	1.9	2.3
Chrome	1.1	1.2	1.2
Cuivre	3.6	4.0	3.4
Zinc	2.1	2.2	2.7

Tableau III : Facteurs d'augmentation - Transversale Nyon-Nernier

* Moyenne de quatre carottes (No 512 à 515)

COUPE LONGITUDINALE LEMAN AVAL (Fig. 6)

En ce qui concerne la répartition verticale, la carotte No 516 (Versoix-Corsier) présente une datation particulièrement sûre. On peut donc mieux estimer la date de départ de certaines pollutions :

- celle du cadmium commence faiblement en 1880, puis plus fortement en 1935, avec un maximum en 1972
- le plomb commence entre 1860 et 1880, puis augmente régulièrement jusqu'à la surface
- quant au cuivre et au zinc, l'origine de leurs concentrations plus élevées remonte à 1920-1930 seulement, le sulfatage des vignes, principale source de cuivre, a commencé au début du siècle
- le mercure, enfin, commence très tôt (vers 1880 comme le cadmium) et présente deux pics, dont l'un, en 1972, coïncide avec des rejets importants dans le Rhône valaisan (RAPIN et VERNET, 1979). La pollution la plus élevée en mercure pour cette carotte remonte cependant à 1947 et, quoiqu'il n'ait pas toujours été aussi élevé, clairement daté et individualisé, ce pic a déjà été observé sur sept des carottes étudiées : carotte No 506 (pic en 1940), carottes No 512 à 515 (entre 1930 et 1945), No 518 (1950) et No 520 (1940). Cette contamination n'est peut être pas sans rapport avec le maximum des importations de mercure en Suisse, de 1940 à 1945 (SCOLARI et VERNET, 1975).

En ce qui concerne les variations horizontales, le tableau IV appelle les commentaires suivantes :

	520 (Rolle-Thonon)	518	516	500 (Genève)
Mercure	28	20	10.4	10.5
Cadmium	4.6	3.3	3.9	3.9
Plomb	2.6	1.9	2.0	1.8
Chrome	1.3	1.2	1.0	2.2
Cuivre	4.1	4.0	2.8	2.4
Zinc	2.3	2.2	2.5	3.0

Tableau IV : Facteurs d'augmentation - coupe longitudinale Léman aval

Le mercure, le cuivre et, dans une moindre mesure, le plomb présentent une tendance à la baisse de l'amont vers l'aval, ce qui situe pour ces métaux les sources principales de contamination à la hauteur de Rolle-Thonon ou en amont. Aucune tendance n'est discernable pour le cadmium, mais le chrome, et dans une moindre mesure le zinc, présentent des facteurs plus élevés à Genève. Ils sont à rapprocher des légères contaminations constatées en 1977 dans les sédiments du Vengeron (VIEL et al., 1978).

5. CONCLUSIONS

Pour les métaux, la figure 7 montre que l'évolution générale des teneurs moyennes de mercure, cadmium et cuivre est similaire : la vitesse moyenne d'augmentation des teneurs entre 1900 et 1964 est importante, puis diminue entre 1964 et 1980 (*). Pour le plomb cette vitesse ne change pas sensiblement depuis 1900, alors que pour le zinc on constate une accélération après 1964. Les teneurs en chrome varient très peu. En tant que le nombre de résultats à disposition soit représentatif de la situation réelle, la distribution horizontale de ces polluants, caractérisée par le facteur d'augmentation (tableaux II à IV), permet de constater les points suivants :

(*) Pour le mercure, cette représentation ne tient pas compte de la forte contamination relevée dans certaines carottes vers 1947.

COUPE LONGITUDINALE LEMAN AVAL

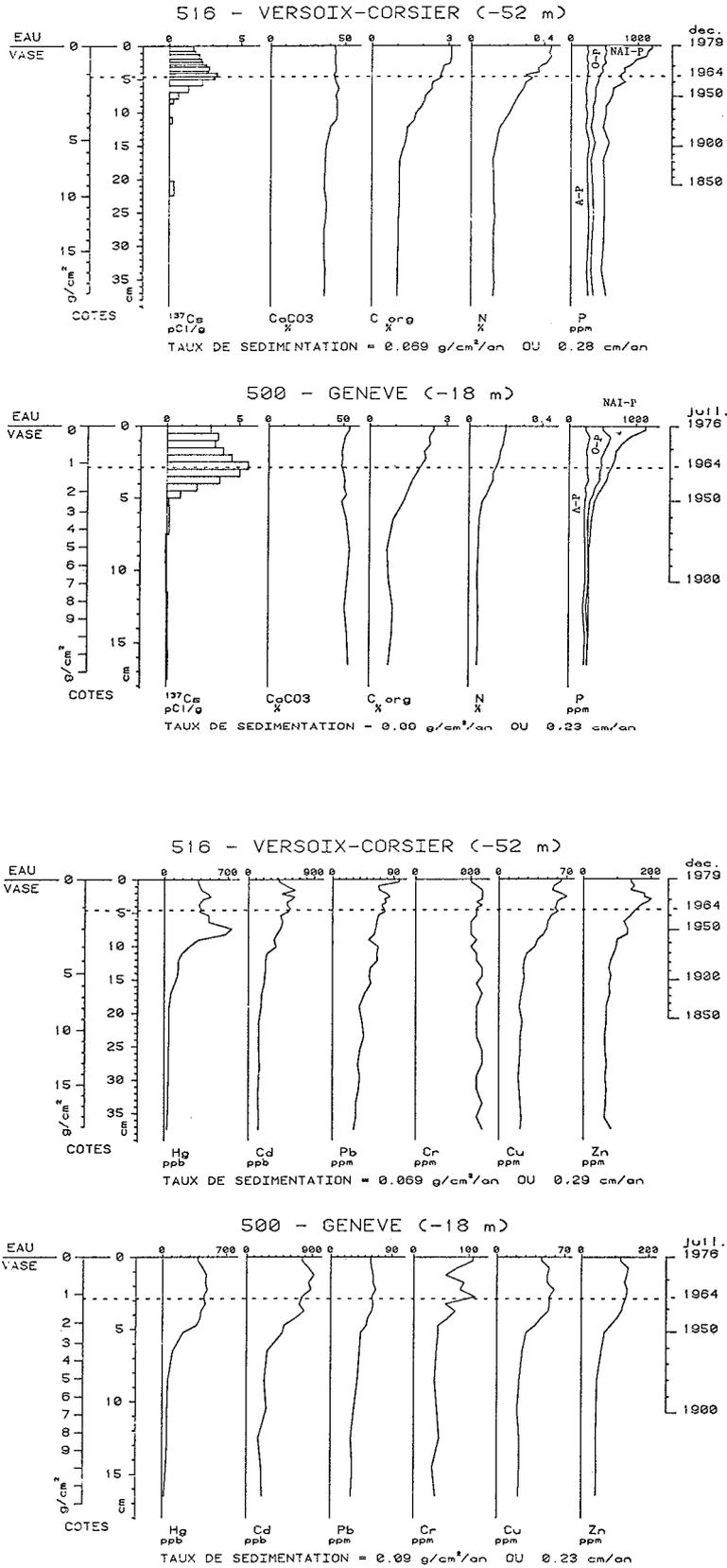


FIG. 6

- cadmium, plomb et zinc augmentent lorsqu'on se rapproche de la côte sud
- mercure augmente dans le même sens à la hauteur de Thonon, mais en sens inverse à celle de Nyon. Il diminue en outre dans le sens amont-aval
- la distribution du cuivre est liée à la présence des vignes, aussi bien dans le sens transversal que longitudinal

* Pour le mercure, cette représentation ne tient pas compte de la forte contamination relevée dans certaines carottes vers 1947.

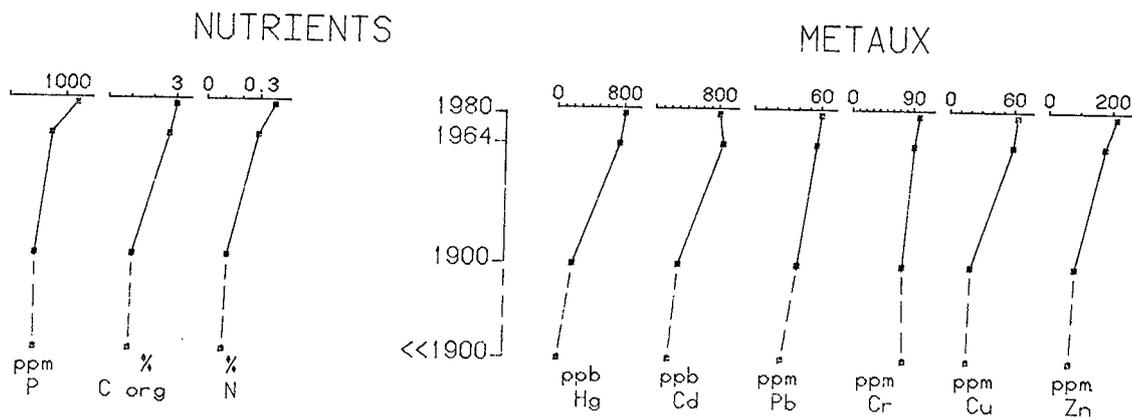


FIG. 7 : Comparaison des concentrations moyennes à différentes dates pour les onze carottes étudiées.

Lorsqu'on observe les nutriments, on constate (fig. 7) que la vitesse d'augmentation du phosphore est beaucoup plus élevée entre 1964 et 1980 qu'entre 1900 et 1964. Pour les profils du carbone organique et de l'azote, chaque point est la résultante d'au moins deux facteurs : d'une part, l'eutrophisation et l'augmentation des apports, d'autre part, la décomposition microbienne dans le sédiment. Leur importance respective est difficile à estimer pour le moment. En ce qui concerne la distribution horizontale, on observe des teneurs en phosphore remarquablement constantes : 1200 ppm avec un écart type de 155 ppm seulement pour la moyenne des échantillons superficiels des onze carottes.

Enfin, l'examen des taux de sédimentation (fig. 1) permet de constater que ceux-ci sont généralement plus élevés près des rives. Entre celles-ci, ils croissent progressivement d'amont en aval à partir du point situé entre Thonon et Rolle.

BIBLIOGRAPHIE

- FAVARGER P.-Y.
et VERNET J.-P.
(1980) Evolution de la pollution des sédiments. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1979, p. 265-274
- JAQUET J.-M.
BARDE B.
CACHELIN M.-F.
et ROCHAT G.
(1980) Pollution des sédiments par les métaux lourds dans les zones de Nyon, Rolle, Morges, Vidy et du delta du Rhône en 1979. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1979, p. 247-264
- RAPIN F. et
VERNET J.P.
1980 Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1979, p. 234-246
- SCOLARI G. et
VERNET J.-P.
(1975) Premiers résultats de l'étude de la pollution par le mercure et autres métaux lourds dans les sédiments du bassin du Rhône et du Léman. Bulletin de l'A.R.P.E.A., No 71, p. 21-57
- VERNET J.-P. et
FAVARGER P.-Y-
(1977) Chronologie récente de la pollution des sédiments. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1976, p. 312-321
- VIEL M., DAVAUD E.
et VERNET J.-P.
(1978) Contamination par les métaux lourds des sédiments de quelques affluents du Léman et des principales rivières du canton de Genève. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 1977, p. 158-178.

ETUDE DE LA POLLUTION DES EAUX DE DEUX AFFLUENTS DU RHONE AMONT PAR DES METAUX LOURDS

PAR

JEAN-PIERRE SCHNYDRIG
SERVICE CANTONAL VALAISAN DE LA
PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

1. INTRODUCTION

Les rapports établis par l'Institut F.A. FOREL de l'Université de Genève (ex laboratoire de limnogéologie) (1) dénoncent depuis 1978 une contamination croissante des sédiments du Schnydrigenkanal, ainsi que du canal d'Evionnaz, notamment par le mercure. Pour le premier de ces affluents, la teneur moyenne en mercure, au point 13 (numérotation selon CIPEL, fig. 1), atteint, en novembre 1980, une teneur de 60'070 ppb, soit 1'200 fois la teneur naturelle. Les mesures effectuées au même point en février 1981 montrent une teneur encore accrue en mercure, atteignant 67'820 ppb.

Ces observations ne concordent pas avec les mesures de la qualité des rejets effectuées par le Service cantonal compétent. Ces contrôles montrent, en effet, que la teneur en mercure dans l'eau des effluents de la zone industrielle de Viège, qui atteignait environ 1 à 2 ppb en 1978, s'est stabilisée aux environs de 0.8 ppb les années suivantes. Ces concentrations ne peuvent expliquer l'enrichissement en mercure des sédiments.

D'autre part, le rapport de l'Office fédéral de la protection de l'environnement sur la charge mercurielle du Rhône (2) mentionne que :

"Les valeurs moyennes et la répartition des charges pendant différentes périodes laissent apparaître comme vraisemblable une réduction substantielle de la charge mercurielle du Rhône en provenance des eaux usées déversées et que depuis l'été 1976, la charge s'est à peu près stabilisée".

Le présent rapport a pour but, d'une part de fournir une tentative d'explication à ces observations contradictoires et, d'autre part, d'exposer les mesures d'assainissement étudiées pour le canal de Schnydrigen.

2. HYPOTHESES CONCERNANT L'INTERPRETATION DES OBSERVATIONS FAITES SUR LES SEDIMENTS EN AVAL DE LA ZONE INDUSTRIELLE DE VIEGE

L'hypothèse d'une erreur d'analyse est à exclure, chaque mesure étant effectuée en double et répétée, s'il y a lieu, par l'Institut F.A. FOREL.

Les hypothèses suivantes restent à examiner, qui pourraient expliquer la contradiction entre la teneur en mercure de l'eau et des sédiments, étant entendu que les charges rejetées ne sauraient provoquer l'enrichissement observé dans les sédiments.

En effet, des estimations montrent que le canal contient environ 5'000 m³ de sédiments, contaminés par moins de 300 kg de mercure. Les charges rejetées ne pourraient provoquer qu'un accroissement annuel des teneurs en mercure de l'ordre de 10 %. Or on observe que la teneur de 1980 est le triple de celle de 1979 et sept fois supérieure à celle de 1978 (1).

LES MESURES SUR LES SEDIMENTS NE SONT PAS REPRESENTATIVES DE L'ETAT DU CANAL

Des mesures effectuées par la LONZA en 1980 ont montré que la teneur en mercure des sédiments pouvait localement varier très fortement. C'est pourquoi des prélèvements ont été effectués en cinq sections du canal et en dix points de chaque section. La teneur en mercure de l'échantillon moyen obtenu par mélange de dix prélèvements de chaque section est déterminée par absorption atomique, alors que chacun des dix échantillons est analysé séparément par une méthode semi-quantitative (fluorescence - x) qui a l'avantage de pouvoir être exécutée rapidement.

Les résultats de ces analyses sont indiqués à la fig. 2. Cette figure montre que les valeurs obtenues pour chaque échantillon peuvent varier fortement dans une section. Toutefois, la concordance entre les teneurs des sédiments de l'échantillon moyen avec les valeurs obtenues par l'Institut F.A. FOREL est bonne. Il faut remarquer que si les valeurs LONZA sont systématiquement plus élevées que celles de l'Institut F.A. FOREL, cela provient du fait que les analyses LONZA portent sur l'ensemble du sédiment et non seulement sur la partie fine.

L'hypothèse énoncée ne saurait, par conséquent, expliquer la discordance entre la qualité de l'eau et celle des sédiments.

Le calcul des quantités de sédiments dans les différents profils examinés permet d'estimer la quantité totale de mercure contenue dans le canal de Schnydrigen à 281 ± 44 kg, sur la base des teneurs moyennes déterminées par absorption atomique.

L'USINE A ACCRU SES REJETS DE MERCURE (NOUVELLE PRODUCTION, ETC...)

Les analyses régulièrement effectuées par le Service cantonal sur des échantillons d'eau non filtrée, montrent (tableau 1) que les charges rejetées par le complexe industriel LONZA sont de l'ordre de 120 à 140 g/j, alors qu'elles étaient encore en 1976 de plus de 2.600 kg/j. Les charges rejetées étant en diminution, elles ne sauraient expliquer l'enrichissement important des sédiments. D'autre part, les campagnes de prélèvement en continu durant de longues périodes, dès 1980, date à laquelle le Service a fait l'acquisition de matériel de prélèvement automatique, excluent pratiquement des rejets importants "programmés" de nuit ou durant les week-ends.

LES OPERATIONS DE CURAGE EFFECTUEES SUR LE CANAL DE SCHNYDRIGEN PROVOQUENT LA RECONTAMINATION DES SEDIMENTS

Les prélèvements effectués les 15.09.1980 et 22.09.1980 montrent une concentration des eaux en mercure très importante (dix à vingt fois plus importante que la teneur normalement observée). Ces teneurs élevées ont été mesurées alors que des opérations de curage du canal étaient en cours, opérations destinées à améliorer le profil hydraulique.

Les valeurs mesurées pendant ces opérations prouvent que les curages remettent les sédiments en suspension et provoquent une repollution du canal. Une semaine après ces observations la teneur en mercure avait à nouveau diminué.

L'hypothèse selon laquelle la pollution croissante des sédiments pourrait être imputée aux opérations de curage est renforcée par les constatations suivantes :

- . Les curages du canal de Schnydrigen ont lieu tous les dix ans environ. La teneur des sédiments en mercure n'a cessé de baisser depuis 1972 en aval de la zone industrielle de Viège. Les teneurs ont recommencé à croître dès 1978, les premiers curages ayant été effectués, en juin et novembre 1977 (voir fig. 3). Les teneurs très importantes mesurées en 1980 et 1981 sont consécutives à trois campagnes de curage en 1980, dont deux dans le complexe LONZA même. Deux de ces campagnes se sont étalées sur plus d'une semaine.
- . La teneur en mercure des sédiments baisse de nouveau en 1981, les dernières opérations de curage remontant au mois d'octobre 1980.
- . Les sédiments fins fixant de manière prépondérante le mercure, un curage remettra de façon plus marquée ces sédiments fins, et par conséquent le mercure, en suspension.

Il faut toutefois remarquer que l'évolution de la teneur en mercure au point 44, soit immédiatement en aval de la zone industrielle de Viège, fait apparaître une valeur exceptionnellement élevée (404 ppm) entre le 23 janvier et le 27 mars 1980 (voir fig. 4). Cette concentration qui n'a jamais été atteinte depuis

que les recherches sur les sédiments sont entreprises ne peut pas être mise en relation avec un curage, ces opérations en amont du point 44 n'ayant été entreprises qu'à partir du mois d'août 1980.

L'analyse des sédiments a, par conséquent, permis dans ce cas, de déceler une pollution inexpliquée, à un moment où aucune analyse des eaux n'était effectuée.

LES SEDIMENTS CURES DEPOSES SUR LES BORDS DU CANAL PROVOQUENT SA RECONTAMINATION

Faute de technique appropriée d'élimination des sédiments curés, ceux-ci ont toujours été déposés sur les rives du canal.

Un entraînement des sédiments ou une élution de mercure par les précipitations pourraient par conséquent entraîner une recontamination du canal.

Des essais d'élution des sédiments à l'eau distillée ont montré que seulement 0.02 à 0.03 % du mercure contenu dans les sédiments était entraîné par élution. Cette hypothèse est donc à exclure pour expliquer la teneur des sédiments du canal en mercure.

Une visite des lieux a permis de constater que les rives du canal sont très herbeuses et que les sédiments déposés sont fixés par les racines, ce qui rend improbable un entraînement direct des sédiments par ruissellement.

INFLUENCE DES CRUES

VERNET, dans son rapport (3), montre, pour les sédiments du Rhône, que les teneurs en mercure mesurées reflètent les conditions hydrologiques du fleuve et en particulier les crues.

Une évolution de la teneur en mercure des sédiments du canal de Schnydrigen n'est, à notre avis, pas à rechercher dans les conditions hydrologiques. En effet, le canal draine, pour l'essentiel, des eaux de refroidissement pompées dans le Rhône par la LONZA, à raison d'environ 240'000 m³/j, ce débit étant pratiquement constant.

3. ETUDE DE MESURES D'ASSAINISSEMENT

Il faut distinguer ici entre les mesures d'assainissement préconisées pour l'abaissement des rejets de mercure dans les eaux, des mesures destinées à éliminer le mercure déjà déposé tout au long du canal de Schnydrigen.

3.1 ASSAINISSEMENT DU CANAL

Les mesures d'assainissement destinées à débarrasser le canal des quelque 300 kg de mercure qu'il contient sont à choisir en tenant compte des contraintes suivantes :

- . Il faut éviter la remise en suspension d'éléments fins lors de l'extraction des sédiments.
- . Les volumes de sédiments à entreposer dans une décharge contrôlée doivent être aussi faibles que possible, vu le coût de l'opération.
- . Les sédiments fins fixent l'essentiel du mercure. La méthode qui sera prochainement testée est la suivante :
 - . extraction des sédiments du canal par camion suceur
 - . séparation selon granulométrie
 - . déshydratation des boues contenant l'essentiel du mercure
 - . mise en décharge.

3.2 ASSAINISSEMENT DU COMPLEXE INDUSTRIEL

Les principales sources de rejets de mercure sont indiquées sur la fig. 5.

Il ressort de cette figure que les principaux rejets de mercure ne proviennent pas de l'effluent de la STEP (2.5 - 5 g Hg/jour), mais directement des eaux de refroidissement pompées dans le Rhône et rejetées dans le canal (128 - 135 g Hg/jour).

L'enrichissement de ces eaux en mercure n'a pas encore pu être entièrement élucidé et fait actuellement l'objet d'investigations poussées.

Une fuite dans les circuits de production semble toutefois devoir être exclue, car les eaux de refroidissement ne présentent ni pH anormal, ni teneur élevée en carbone organique, ce qui serait le cas dans l'hypothèse d'une fuite.

Un bassin de sédimentation à l'aval du complexe industriel est actuellement à l'étude. Ce bassin permettrait de piéger les sédiments avant leur dispersion au long du canal.

4. OBSERVATIONS DANS LE CANAL D'EVIONNAZ

La même discordance existe au niveau du canal drainant la zone industrielle HETAKO-ORGAMOL entre les observations effectuées sur les sédiments et sur les eaux de rejet. Les observations du Service cantonal de la protection de l'environnement sont consignées dans le tableau 2. Les campagnes de mesures de longue durée de sept et dix jours n'ont pas permis de déceler des rejets importants de mercure. Les autres campagnes systématiquement portant sur 24 heures indiquent des teneurs faibles en mercure, cadmium, chrome III et chrome VI.

Les investigations étant moins avancées sur le canal d'Evionnaz, il n'est pas encore possible d'énoncer des hypothèses concernant l'accroissement de la teneur en métaux lourds des sédiments.

Il est toutefois permis d'affirmer que comme pour la zone de Viège, les résultats obtenus sur les sédiments et leur évolution ne concordent pas avec les observations qui portent sur les rejets d'eaux usées.

5. CONCLUSIONS

Les analyses de sédiments effectuées dans le cadre des travaux de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ont permis de mettre en évidence diverses pollutions par les métaux lourds et d'attirer l'attention des autorités cantonales compétentes. Les observations des Services cantonaux de protection des eaux portent, selon la législation en vigueur, sur la détermination des concentrations des rejets d'eau en divers polluants. Les analyses faites dans la zone industrielle de Viège et d'Evionnaz montrent que les deux méthodes d'investigation conduisent à des résultats apparemment contradictoires.

Seule la confrontation entre les deux méthodes en relation avec une enquête sur les activités de l'industrie faisant l'objet d'une investigation, peuvent permettre de porter des conclusions sur l'importance et l'évolution des rejets de ladite industrie.

- (1) Etude de la pollution des sédiments du Léman et du Bassin du Rhône - Campagne 1980 par Jean-Pierre VERNET et Georges SCOLARI - Institut F.A. FOREL, Genève
- (2) Rapport sur l'état de la charge mercurielle du Rhône et des mesures d'assainissement prises dans deux entreprises utilisant du mercure en Valais. Dr H. BARBEN Office fédéral de la protection de l'environnement, mars 1979
- (3) Les sédiments marqueurs des contaminations du milieu Jean-Pierre VERNET, rapport non publié.

Tableau 1 : Concentration en mercure (en ppb) des eaux du Canal de Schnydrigen, au pont de Gampel

Date	Type de prélèvement	Nombre de prélèvements	Durée du prélèvement (heure)	Concentration Hg (ppb)	Charge journalière * (g Hg/j)
1978	instantané			1 - 2	250 - 500
21.09.79	instantané	8	-	0.65	165
11.10.79	instantané	10	-	0.55	139
04.12.79	instantané	8	-	0.53	134
16.01.80	instantané	30	-	0.64	103
11.06.80	instantané	24	-	0.49	98
23.07.80	instantané	24	-	0.52	48
15.09.80	instantané	18	-	5.34	984 **
22.09.80	instantané	20	-	2.39	504 **
16.12.80	instantané	28	-	1.92	460
29.01.81	continu	-	6 ½	0.47	débit
25.02.81	continu	-	10	1.05	non
25/26.03.81	continu	-	24	0.39	connu
23/24.04.81	continu	-	19	1.43	

** Prélèvements effectués durant les opérations de curage

* Débit estimé d'après les données de pompage LONZA

Tableau 2 : Teneur en métaux lourds (en ppb) des eaux du Canal d'Evionnaz à l'aval de la zone industrielle

Date du prélèvement	Type de prélèvement	Durée du prélèvement (heure)	Mercure (ppb)	Cadmium (ppm)	Chrome III (ppb)	Chrome VI (ppb)
28.01.81	continu	24	0.19	< 1	< 5	< 5
24.02.81	continu	24	0.27	< 1	< 5	< 5
26.03.81	continu	24	0.47	< 1	< 5	< 5
23.04.81	continu	24	0.12	< 1	< 5	< 5
26.05.81	continu	24	< 0.01	< 1	< 5	< 5
03/09.06.81	continu	168	< 0.25	-	-	-
12/21.06.81	continu	240	< 0.25	-	-	-

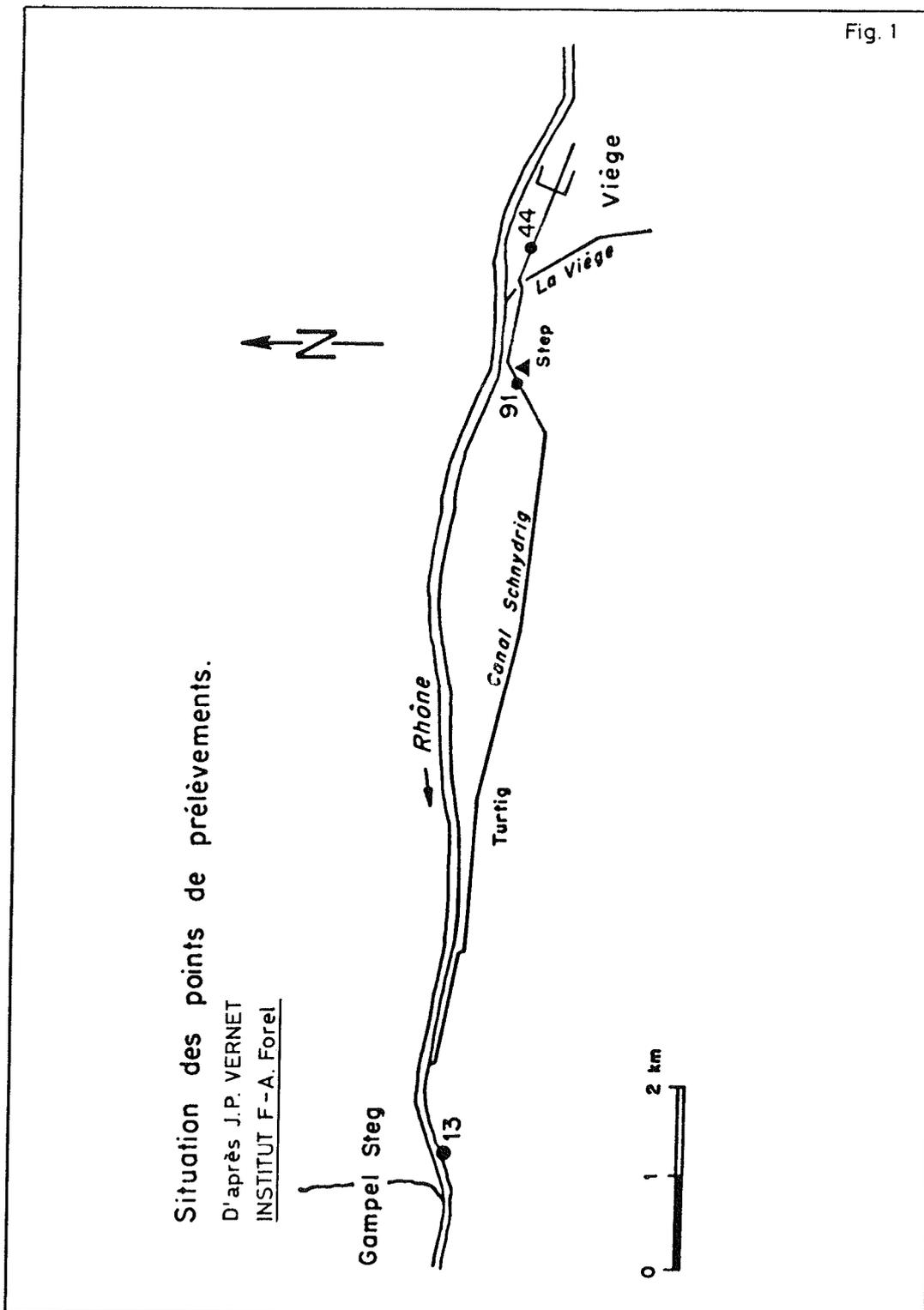
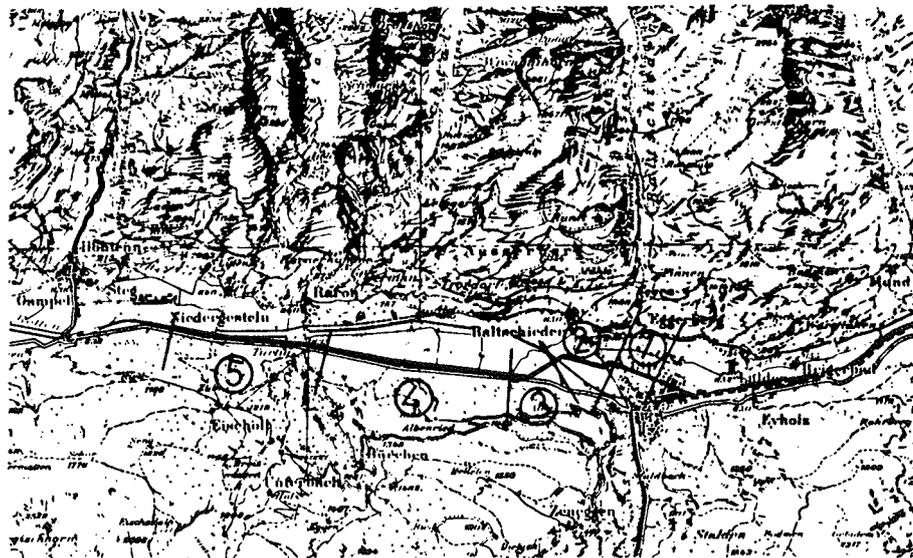
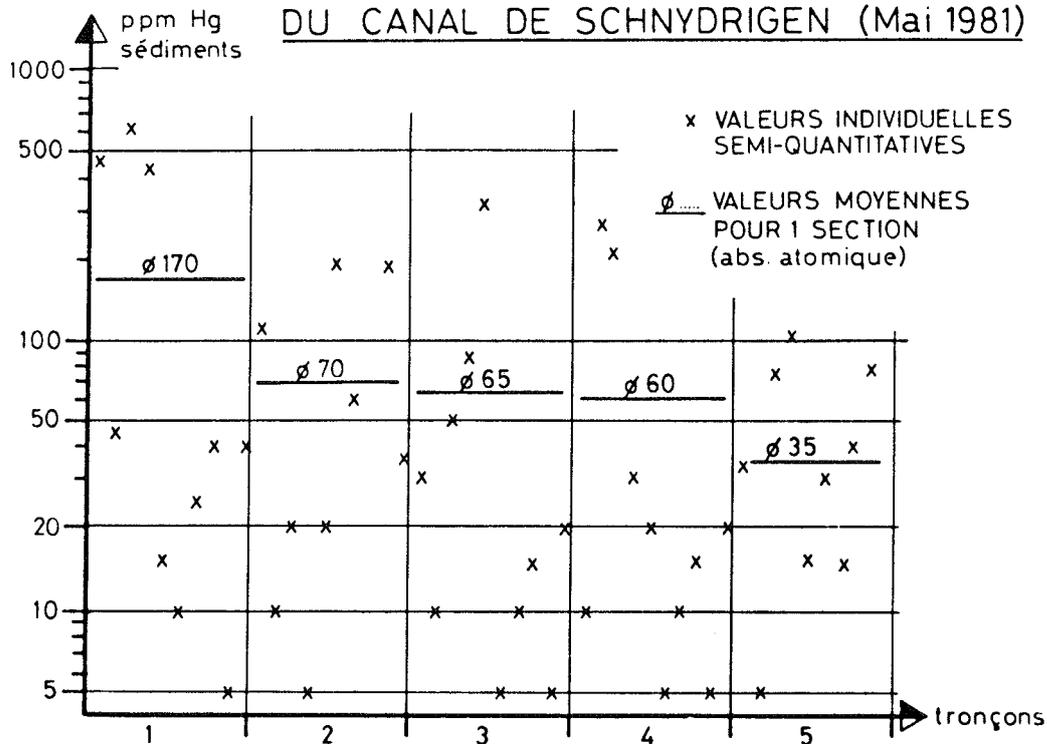


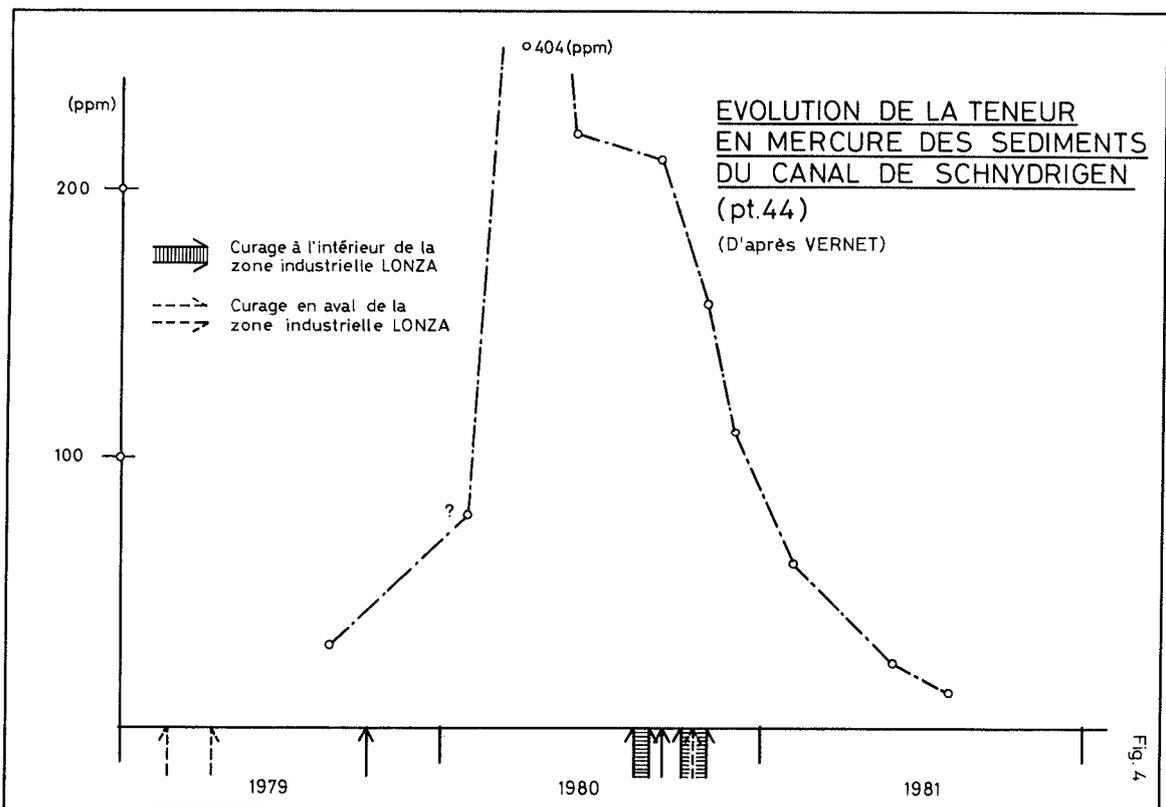
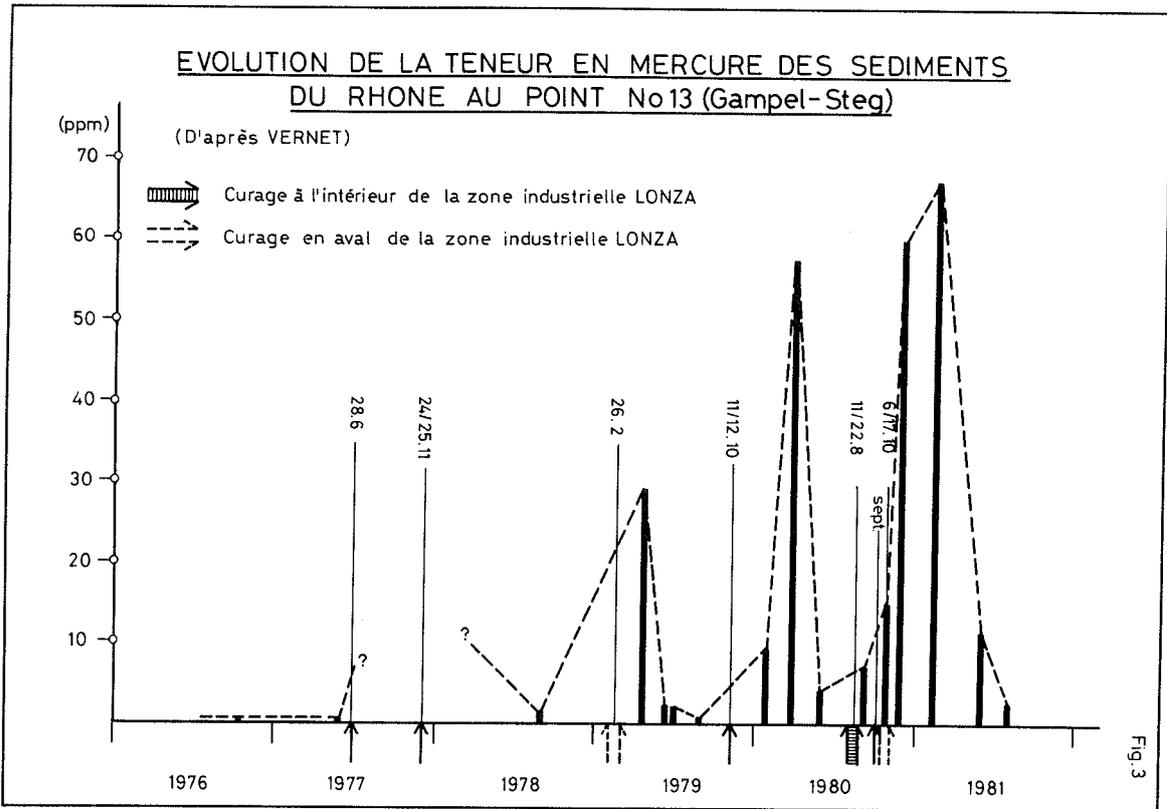
Fig. 1

Fig. 2

TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU CANAL DE SCHNYDRIGEN (Mai 1981)



Ech 1 100'000



CHARGES EN MERCURE COMPLEXE INDUSTRIEL LONZA

1er - 2ème trimestre 1981 (g/jour)

(120) 1er trimestre
120 2e. trimestre

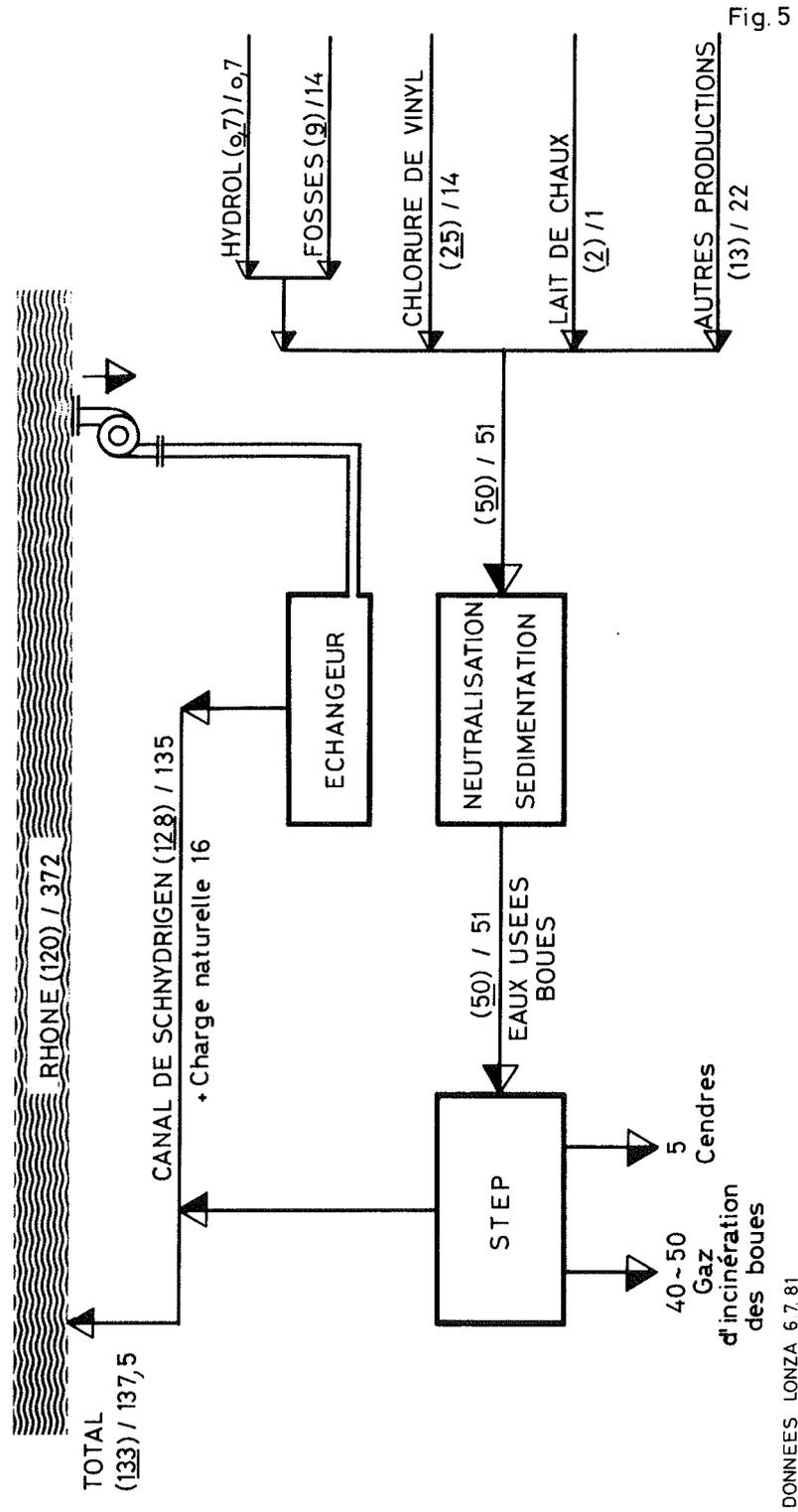


Fig 5

DONNEES LONZA 6 7 81

ETUDE DE L'INTERFACE EAU-SEDIMENT

CAMPAGNE 1981

PAR

BERNARD CHASSAING

CENTRE DE RECHERCHES GEODYNAMIQUES

THONON-LES-BAINS

RESUME

Deux séries de prélèvements de l'interface eau-sédiment du Léman ont été réalisées en mars et octobre 1981, à l'aide du carottier de Jenkins-Mortimer, en cinq stations du Léman.

L'analyse de l'eau du fond a montré que les prélèvements ont été effectués à la fin de la période de mélange (mars) et à la fin de la période de stratification des eaux (octobre).

L'eau interstitielle a été extraite par tranches de 1 cm du sédiment. L'augmentation avec la profondeur, dans le sédiment, des teneurs en éléments nutritifs de l'eau interstitielle ($N(NH_4)$, silice, phosphore) a été mise en évidence.

Les gradients de concentration en phosphore dissous dans l'eau du sédiment superficiel ont permis d'estimer l'apport interne au lac par diffusion à 50 tonnes de phosphore par an.

L'extraction, par l'eau en laboratoire, du sédiment a permis d'estimer les stocks de phosphore potentiellement mobilisable par l'eau par tranches de 1 cm : 170 tonnes dans le centimètre supérieur et 1'200 tonnes dans les dix premiers centimètres du sédiment.

1. INTRODUCTION

Les études réalisées en 1976 et 1978 avec l'échantillonnage global des 10 premiers centimètres du sédiment ont permis une première estimation des stocks de phosphore du sédiment et de son eau interstitielle. En tenant compte des gradients de concentration entre l'eau du fond et l'eau interstitielle des 10 premiers centimètres du sédiment, les flux de phosphore du sédiment vers l'eau avaient alors ainsi été estimés.

Le présent travail en échantillonnant le sédiment par tranches de 1 cm permet d'évaluer avec plus de précision le gradient en phosphore "interstitiel" dans le sédiment récent. On peut ainsi calculer plus précisément l'apport interne en phosphore du Léman.

De plus, les essais d'extraction par l'eau sur les mêmes échantillons de sédiment permettent de calculer les stocks de phosphore potentiellement mobilisable par l'eau.

2. ECHANTILLONNAGE

Deux campagnes ont été réalisées en mars (début de la stratification thermique) et en octobre (fin de la stratification thermique). Les prélèvements de l'interface ont été effectués à l'aide du carottier de Jenkins-Mortimer en cinq stations : GE 3 (70 m) pour le Petit Lac et Vidy (100 m), CRG 3 (170 m), Meillerie (260 m), et SHL 2 (310 m) pour le Grand Lac.

L'eau du fond a été prélevée sur place par siphonnage des 30 cm surnageant au-dessus du sédiment.

Dès le retour au laboratoire (maximum 4 heures après le prélèvement), les carottes ont été échantillonnées en tranches de 1 cm : 1 partie transférée en coupelle pour séchage à 50°C, 1 partie transférée en tube polyéthylène rempli d'azote pour extraction de l'eau interstitielle.

3. L'EAU DU FOND

Les résultats obtenus pour l'oxygène dissous, la silice, l'ammonium et le phosphore sont reportés dans le tableau 1 :

TABLEAU 1 : Teneurs en oxygène dissous, silice, ammonium et phosphore de l'eau du fond

Teneurs en mg/l		O ₂	SiO ₂	(NH ₄)N	(PO ₄)P	P total
GE 3 (70 m)	mars	11.11	1.16	0.018	0.068	0.080
	octobre	7.84	2.72	0.015	0.102	0.105
VIDY (100 m)	mars	9.70	1.20	0.008	0.073	0.088
	octobre	8.34	2.33	0.034	0.078	0.079
CRG 3 (170 m)	mars	9.80	1.20	0.002	0.069	0.080
	octobre	7.90	2.61	0.018	0.098	0.101
MEILLERIE (260 m)	mars	10.18	2.44	0.035	0.073	0.080
	octobre	5.61	3.12	0.067	0.101	0.110
SHL 2 (310 m)	mars	9.79	2.35	0.021	0.079	0.090
	octobre	5.22	3.45	0.058	0.144	0.152

En mars, un mélange intense des eaux a eu lieu avant les prélèvements : teneurs élevées de l'oxygène dissous au fond et homogénéité des teneurs en phosphore. Toutefois les valeurs plus élevées en silice au-dessus de la plaine centrale montrent qu'il n'y a pas eu une circulation complète des eaux.

En octobre, le mélange des eaux n'est pas encore amorcé : faibles concentrations en oxygène, teneurs élevées en silice, phosphore et ammonium. Sauf pour la silice et l'ammonium, ce phénomène est moins marqué pour Vidy, station littorale du Grand Lac. Il est à noter qu'à la fin de la période de la stratification, le fond du Grand Lac n'est pas anoxique, comme ce fut le cas en 1977-1978.

4. LE SEDIMENT SUPERFICIEL

Pour toutes les carottes, sauf SHL 2 en octobre, l'eau du fond possède une turbidité légère et stable, avec la présence de zooplancton vivant.

Pour toutes les stations en mars comme en octobre, les premiers centimètres du sédiment sont oxydés de couleur marron clair à brun. Ensuite vient une couche de quelques centimètres de couleur noir ou gris foncé suivie de sédiment gris plus ou moins clair.

Au démoulage des carottes, le sédiment est très fluide jusqu'à 3-6 cm avec un passage rapide à un sédiment plus compact. Ceci est particulièrement net à la station SHL 2 où l'humidité passe de 73 % à 56 % à 6 cm (fig. 1).

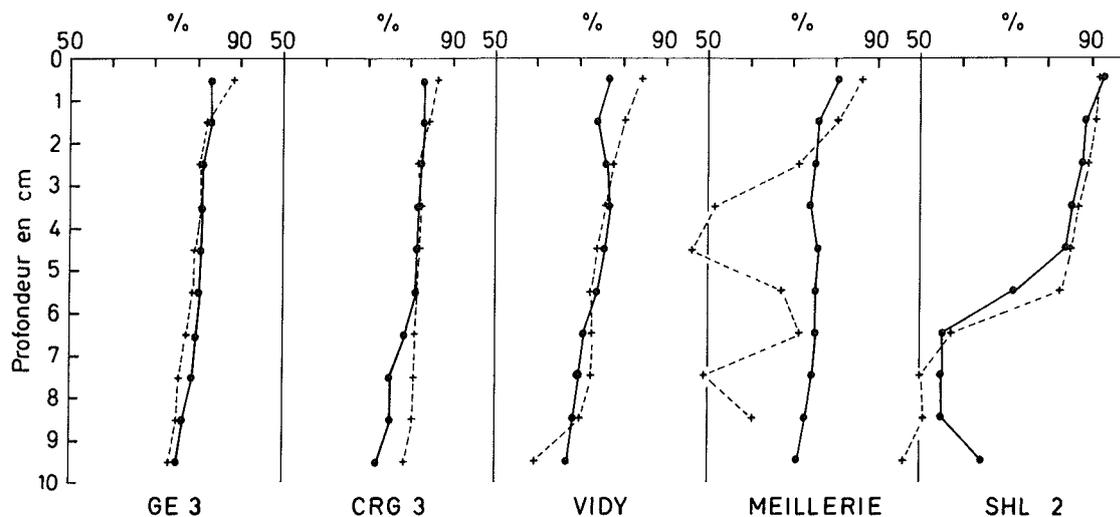


Fig. 1: HUMIDITE EN % DES SEDIMENTS

• Mars + Octobre

Les faibles teneurs en eau observées à Meillerie en octobre à 4 et 5 cm de profondeur sont dues à la présence de sablons.

La teneur en matière organique (perte à 550°) diminue de la surface (6.5 à 11.5 %) jusqu'à 10 cm (4 à 7 %). Elle varie de la même manière que la teneur en eau, les sédiments les plus riches étant moins compactés.

La teneur en carbonates varie peu avec la profondeur dans le sédiment. Les valeurs les plus fortes sont observées pour GE 3 (≈ 40 %) et les plus faibles à Vidy et Meillerie (≈ 25 %).

5. L'EAU INTERSTITIELLE

1. EXTRACTION

La technique d'extraction par presse pneumatique utilisée lors des campagnes précédentes a été abandonnée au profit d'une méthode par centrifugation. Cette dernière permet de traiter rapidement un plus grand nombre d'échantillons dans de meilleures conditions de conservation.

Au démoulage de la carotte environ 100 ml de sédiments sont transférés dans un tube en polypropylène. Ce dernier est ensuite rempli d'azote puis bouché. Sans délai, la centrifugation est réalisée à 5°C avec une force centrifuge de 3'000 g pendant une demi-heure. On extrait ainsi l'eau du sédiment jusqu'au point de rupture du lien capillaire. On obtient ainsi de 30 à 80 ml d'eau interstitielle suivant la teneur en eau du sédiment. Après mesure de son pH

l'eau est filtrée à 0.45μ . Une partie du filtrat est conservée en flacon de verre avec acidification par HNO_3 (dosage du phosphore), une autre partie est conservée en flacon polyéthylène (dosage de la silice).

2. RESULTATS

. Silice (fig. 2)

Pour les stations les moins profondes (GE 3, Vidy, CRG 3), la teneur en silice des eaux interstitielles croît régulièrement avec la profondeur dans le sédiment. Pour Meillerie et SHL 2, stations profondes, la concentration en silice croît rapidement jusqu'à 5 cm de profondeur puis se stabilise.

Les teneurs sont plus élevées en octobre qu'en mars.

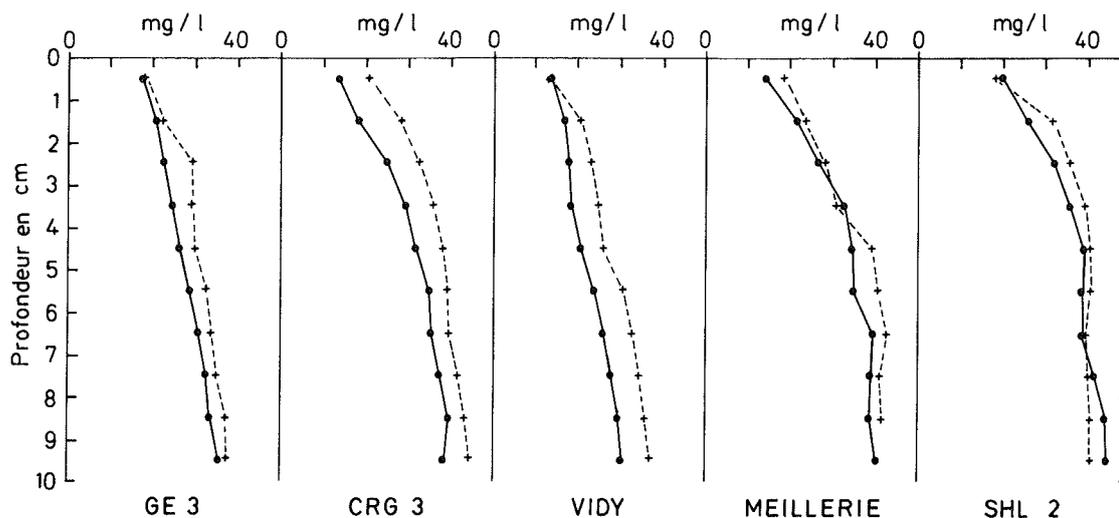


Fig. 2: TENEUR EN SILICE DES EAUX INTERSTITIELLES. (mg/l) ● Mars + Octobre

. Ammonium (fig. 3)

La teneur en ammonium des eaux interstitielles augmente de la surface jusque vers 6-7 cm, avec des valeurs sensiblement plus élevées en octobre qu'en mars pour les stations GE 3, Vidy et SHL 2.

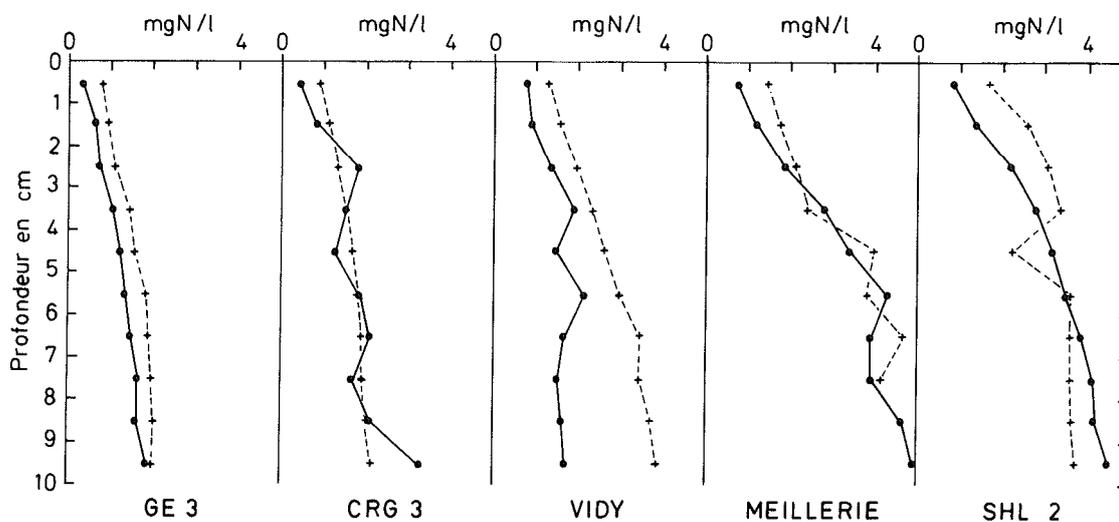


Fig. 3: TENEUR EN AZOTE AMMONIACAL DES EAUX INTERSTITIELLES (mgN/l) ● Mars + Octobre

. Phosphore (fig. 4)

Contrairement aux autres éléments, le phosphore présente un comportement différent pour chaque station :

. GE 3 (70 m) :

En mars on observe une croissance continue du P (PO_4) de 1 à 10 cm de profondeur, en octobre l'augmentation est plus forte jusqu'à 3-4 cm puis la concentration en P (PO_4) croît faiblement jusqu'à 10 cm.

. VIDY (100 m) :

Les teneurs en P (PO_4) sont sensiblement plus fortes en octobre qu'en mars, particulièrement de 2 à 4 cm. On observe un maximum vers 7-8 cm.

. CRG 3 (170 m) :

En mars comme en octobre on note une forte augmentation jusqu'à 5-6 cm puis une stabilisation de la teneur en P (PO_4). La variation de P (PO_4) avec la profondeur est assez irrégulière.

. MEILLERIE (260 m) :

Pour les deux campagnes, les teneurs en P (PO_4) sont faibles (< 0.25 mg/l). Elles augmentent très peu avec la profondeur.

. SHL 2 (310 m) :

Mise à part la tranche 0-1 cm, on observe des valeurs sensiblement plus élevées en octobre qu'en mars avec un maximum vers 4-5 cm.

Ces observations permettent de tirer les conclusions suivantes :

Les teneurs en phosphore de l'eau interstitielle sont plus fortes à la fin de la stratification qu'à la fin de la période de mélange des eaux. Il semble qu'en hiver le mouvement des eaux, en favorisant le relargage du phosphore, fait diminuer la teneur de ce dernier dans l'eau interstitielle.

Les variations des teneurs en phosphore interstitiel avec la profondeur dans le sédiment permettent d'apprécier l'épaisseur active ainsi que les gradients en phosphore en solution dans le sédiment superficiel.

Il est à noter que les teneurs en chlorures dans l'eau interstitielle sont légèrement supérieures à celles observées pour l'eau du lac mais varient très peu avec la profondeur dans le sédiment. Par contre les concentrations en sulfates décroissent rapidement dans les premiers centimètres pour devenir rapidement nulles en dessous de la zone oxydée.

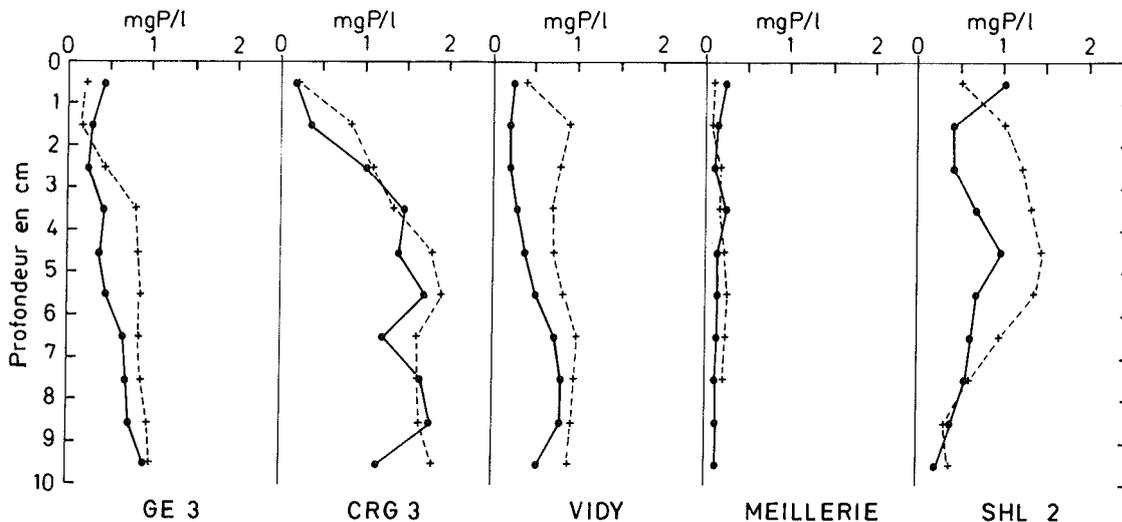


Fig. 4: TENEUR EN ORTHOPHOSPHATES DES EAUX INTERSTITIELLES (mgP/l) • Mars
+ Octobre

6. LE RELARGAGE DU PHOSPHORE

Pour estimer le flux de phosphore du sédiment vers l'eau du lac, nous appliquerons la première loi de Frick, $F = D_s \text{ grad } P$, en utilisant les gradients en phosphore de l'eau interstitielle dans l'épaisseur du sédiment actif (tableau No 2) et le coefficient de diffusion, D_s de PO_4^{---} à l'intérieur du sédiment :

$$D_s = \frac{D \cdot \phi}{\theta^2} \text{ avec } D \approx 0.5 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1} =$$

coefficient de diffusion de PO_4^{---} dans l'eau à 25°C, $\phi \approx 0.9$ porosité du sédiment dans les premiers centimètres (80 à 90 % d'eau), $\theta > 1$ tortuosité du sédiment. En raison de la température ($\approx 6^\circ\text{C}$) et de la grande réactivité de PO_4^{---} avec les particules du sédiment (argiles, hydroxydes,...) nous prendrons

$$D_s = 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$$

TABLEAU 2 : Gradients en phosphore interstitiel du sédiment superficiel

Station	Profondeur m	Période	sédiment actif cm	(PO_4) P mg/l.cm ⁻¹	P total mg/l.cm ⁻¹
GE 3	70	mars	10	0.065	0.064
		octobre	4	0.208	0.198
VIDY	100	mars	6	0.054	0.059
		octobre	2	0.520	0.540
CRG 3	170	mars	5	0.364	0.396
		octobre	5	0.368	0.392
MEILLERIE	260	mars	10	0.000	0.090
		octobre	6	0.037	0.047
SHL 2	310	mars	5	0.200	0.238
		octobre	5	0.220	0.210

Au mois de mars après le mélange hivernal des eaux, le gradient en phosphore interstitiel dans le sédiment est plus faible qu'en octobre, fin de la période de stratification. Ceci est particulièrement net pour les stations peu profondes GE 3 et Vidy. En effet, la dispersion turbulente au niveau du fond en hiver intensifie le passage du phosphore du sédiment vers l'eau. On observe alors une diminution des teneurs en phosphore dans l'eau interstitielle, la cinétique de dissolution de ce dernier étant alors moins rapide que la diffusion.

Pour les stations pélagiques profondes (CRG 3, SHL 2), les gradients en phosphore varient peu de mars à octobre. Le cas de la station de Meillerie est particulier : il s'agit d'une station profonde sous l'influence du courant du Rhône. Le relargage du phosphore par diffusion dans cette zone est pratiquement nul au printemps et en automne.

Dans le tableau 3 sont reportés les flux en phosphore dans le sédiment superficiel ainsi que les apports internes en g/j pour les différentes zones du lac obtenus en extrapolant les résultats de GE 3 au Petit Lac (86 km²), Vidy à la zone 0-100 m du Grand Lac (137 km²), CRG 3 à la zone 100-200 m du Grand Lac (154 km²) et SHL 2 à la zone 200 m-fond du Grand Lac (208 km²).

Ainsi l'apport interne en phosphore, diffusant du sédiment sur l'ensemble du lac, peut être estimé à 96 kg.j⁻¹ en mars et à 166 kg.j⁻¹ en octobre. En extrapolant ces valeurs aux périodes de mélange (4 mois) et de stratification (8 mois) des eaux en 1981, on aboutit à un apport par diffusion de 50 tonnes de phosphore (orthophosphates).

(1) . LERMAN A. 1979. Geochemical processes Water and Sediment Environments. Wiley Interscience éditeur.

TABLEAU 3 : Flux en phosphore dans le sédiment superficiel du Léman

Zone	Superficie km ²	Période	Flux de P(PO ₄) g.km ⁻² .j ⁻¹	Relargage g.j ⁻¹
Petit Lac	86	mars	56.2	4'833
		octobre	179.7	15'454
Grand Lac 0 - 100 m	137	mars	46.7	6'398
		octobre	449.3	61'554
Grand Lac 100 - 200 m	154	mars	314.5	48'433
		octobre	317.9	48'957
Grand Lac 200 m - fond	208	mars	172.8	35'942
		octobre	190.1	39'541
Total lac		mars		95'606
		octobre		165'505

7. LA RESERVE DE PHOSPHORE MOBILISABLE PAR L'EAU

Lors des périodes de forts vents une partie du sédiment est remise en suspension, sous l'action des vagues dans la zone littorale (jusqu'à 50-100 m de profondeur) et sous l'action des courants de pente dans la zone profonde. Ce phénomène est particulièrement important en hiver. Une partie du phosphore sédimentaire peut alors passer en solution dans l'eau. Pour estimer cette source potentielle de phosphore nous avons réalisé l'extraction du sédiment par l'eau. Pour cela 100 mg de sédiment sec sont mis en suspension dans 100 ml d'eau déminéralisée pendant 24 heures à 20°C. Le phosphore est dosé sur les extraits après filtration à 0.45 μ . Les résultats de ces extractions de (PO₄) P pour les différents échantillons sont représentés sur la figure 5. Les teneurs en P total des extraits sont sensiblement supérieures. On observe une augmentation générale des teneurs en phosphore mobilisable par l'eau dans les derniers centimètres du sédiment. La teneur en phosphore mobilisable (PO₄⁻⁻⁻) dans la tranche 0-1 cm varie de 60 ppm (CRG 3 en mars) à 225 ppm (GE 3 en octobre) alors que dans le sédiment plus ancien cette teneur tend vers 20 ppm. Ce phosphore mobilisable représente de 2 à 20 % du phosphore total du sédiment (\approx 1'000 ppm).

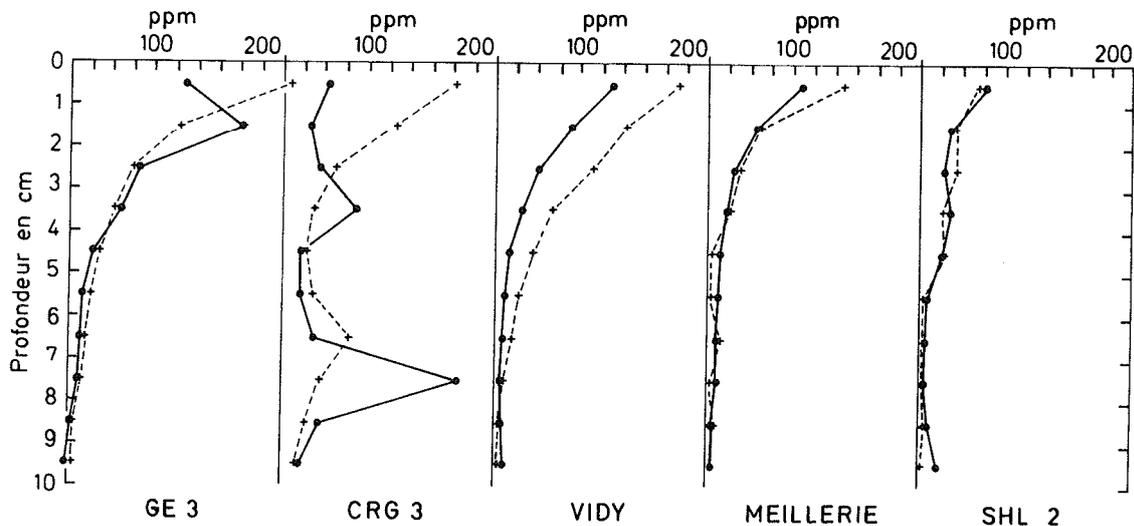


Fig. 5 : PHOSPHORE (ORTHOPHOSPHATE) EXTRAIT PAR L'EAU (ppm) • Mars + Octobre

Dans le tableau 4 ont été reportées les charges potentielles en phosphore mobilisable par l'eau des différentes tranches du sédiment pour chaque station et pour l'ensemble du Léman en extrapolant les résultats de GE 3 au Petit Lac (86 km²) et pour le Grand Lac Vidy à la zone 0-100 m (137 km²), CRG 3 à la zone 100-200 m (154 km²), Meillerie à la zone 200-300 m (129 km²) et SHL 2 à la plaine centrale (79 km²).

TABLEAU 4 : Charge potentielle en phosphore (PO₄⁻⁻⁻) P mobilisable par l'eau pour 1 cm

Tranche du sédiment (cm)	GE 3 kg/km ²		VIDY kg/km ²		CRG 3 kg/km ²		MEILLERIE kg/km ²		SHL 2 kg/km ²		LEMAN tonnes	
	Mars	Oct.	Mars	Oct.	Mars	Oct.	Mars	Oct.	Mars	Oct.	Mars	Oct.
0 - 1	226	273	347	323	111	260	237	215	57	59	119	140
1 - 2	334	237	267	314	82	219	175	144	52	47	105	119
2 - 3	173	177	159	289	103	136	125	169	51	63	73	103
3 - 4	143	138	113	191	181	103	114	277	72	58	76	94
4 - 5	91	106	90	166	80	86	90	191	61	68	49	75
5 - 6	75	95	83	136	81	102	86	94	78	47	48	58
6 - 7	68	88	85	112	120	134	74	113	153	132	58	69
7 - 8	66	83	81	75	530	118	87	192	142	157	121	73
8 - 9	56	67	96	80	165	91	79	140	174	168	67	62
9 - 10	46	68	115	109	129	93	80	-	170	159	63	65

Ainsi la mise en suspension du premier centimètre du sédiment superficiel sur l'ensemble du Léman conduirait à la mise en solution dans l'eau du lac d'environ 130 tonnes de P (PO_4^{---}). La même hypothèse conduirait à un apport de 170 tonnes de P total dissous et 70 tonnes d'azote ammoniacal.

Des conditions particulièrement favorables à la migration à l'interface eau-sédiment, en épuisant les stocks mobilisables par l'eau des 10 premiers centimètres du sédiment, mettraient en solution dans l'eau du lac environ 900 tonnes de P (PO_4^{---}), 1'200 tonnes de P total et 1'100 tonnes d'azote ammoniacal.

8. CONCLUSIONS

La présente étude a montré qu'en 1981, à la fin de la période de stratification estivale le sédiment superficiel n'était pas complètement appauvri en oxygène. Au printemps comme en automne les concentrations en éléments nutritifs de l'eau interstitielle augmentent avec la profondeur dans le sédiment. Les gradients de concentrations en phosphore interstitiel ont permis d'estimer le relargage par diffusion à 50 tonnes en 1981. Les extractions par l'eau réalisées sur les échantillons du sédiment ont conduit à l'estimation du phosphore pouvant être mis en solution dans l'eau du lac. Alors que la remise en suspension du premier centimètre du sédiment apporterait 170 tonnes de phosphore dans l'eau du lac, le stock de phosphore mobilisable par l'eau dans les 10 premiers centimètres du sédiment s'élève à 1'200 tonnes environ.

Ces chiffres sont à comparer aux stocks des différentes formes chimiques du phosphore estimées par VERNET (page 187) 2'800 tonnes de NAIP dans les cinq premiers centimètres (NAIP = phosphore inorganique non apatitique).

TABLEAU II : Etude de l'interface - VIDY - 1981

Date	EAU										SEDIMENT				
	$\chi_{25^{\circ}\text{C}}$ μS	O_2 mg/l	pH	SiO_2 mg/l	$(\text{NH}_4^+)_\text{N}$ mg/l	$(\text{PO}_4^{3-})_\text{P}$ mg/l	P total mg/l	Cl^- mg/l	SO_4^{2-} mg/l	Humi- dité %	Matière org. %	CaCO_3 %	$(\text{PO}_4^{3-})_\text{P}$ H_2O ppm	P total H_2O ppm	$(\text{NH}_4)_\text{N}$ H_2O ppm
19.03.1981	eau du fond	320	9.70	7.75	1.20	0.008	0.073	0.088	4.27	46.1					
	Tranche cm														
	0 - 1			7.7	13.4	0.80	0.24	0.28	5.5			24.6	130	163	42
	1 - 2			7.8	16.2	0.88	0.20	0.26	6.1			26.7	90	113	35
	2 - 3			7.8	17.8	1.38	0.22	0.30	6.5			28.8	59	83	37
	3 - 4			7.8	18.6	1.92	0.28	0.32	5.5			29.1	43	66	47
	4 - 5			7.9	20.4	1.46	0.38	0.44	6.4			28.3	32	55	64
	5 - 6			7.9	23.4	2.16	0.50	0.58	6.0			27.7	27	45	44
	6 - 7			7.8	26.0	1.64	0.72	0.82	6.3			26.9	24	38	50
	7 - 8			7.9	27.8	1.46	0.80	0.88	5.8			25.6	22	34	44
	8 - 9			7.9	29.6	1.62	0.80	0.94	9.6			25.4	25	35	42
9 - 10			7.8	30.4	1.68	0.52	0.60	6.4			23.6	28	40	42	
16.10.1981	eau du fond	306	8.34	7.7	2.33	0.034	0.078	0.079	4.57	43.1					
	Tranche cm														
	0 - 1			7.5	13.4	1.32	0.38	0.46	4.8			27.4	191	253	73
	1 - 2			7.5	20.8	1.60	0.90	1.00	5.1			26.7	141	184	64
	2 - 3			7.6	23.0	1.98	0.80	0.90	5.1			25.5	112	143	72
	3 - 4			7.6	25.0	2.34	0.72	0.78	4.7			25.5	69	93	59
	4 - 5			7.5	26.2	2.58	0.72	0.80	4.9			25.8	55	75	67
	5 - 6			7.6	30.8	2.96	0.84	0.96	5.1			26.6	42	59	74
	6 - 7			7.6	32.8	3.48	0.98	1.12	5.3			27.6	34	50	78
	7 - 8			7.6	34.4	3.44	0.96	1.20	4.8			26.9	23	39	72
	8 - 9			7.6	35.8	3.70	0.92	1.08	5.1			25.2	21	34	78
9 - 10			7.6	37.0	3.82	0.88	1.04	5.1			22.5	20	29	66	

TABLEAU III : Etude de l'interface - CRG 3 - 1981

Date	EAU											SEDIMENT					
	x 25°C µS	O ₂ mg/l	pH	SiO ₂ mg/l	(NH ₄ ⁺)N mg/l	(PO ₄ ³⁻)P mg/l	P total mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Humi- dité %	Matière org. %	CaCO ₃ %	(PO ₄ ³⁻)P H ₂ O ppm	P total H ₂ O ppm	(NH ₄)N H ₂ O		
19.03.1981	eau du fond	9.80	7.9	1.20	0.002	0.069	0.080	4.58	46.7								
	Tranche cm																
	0 - 1			13.8	0.46	0.16	0.26	8.4		83.6	8.9	31.3	61	89	58		
	1 - 2			18.2	0.88	0.36	0.40	6.7		83.9	9.5	32.1	46	71	60		
	2 - 3			25.0	1.88	1.04	1.02	6.9		83.2	8.9	33.0	55	77	70		
	3 - 4			29.6	1.62	1.48	1.72	5.8		81.6	8.7	32.4	87	115	78		
	4 - 5			31.8	1.28	1.42	1.58	7.6		81.4	8.8	32.0	38	57	60		
	5 - 6			34.8	1.90	1.76	2.02	6.8		80.7	8.7	34.3	37	58	70		
	6 - 7			35.2	2.08	1.20	1.40	7.0		79.1	8.1	33.6	50	70	75		
	7 - 8			37.6	1.70	1.66	1.86	6.4		75.4	7.4	32.1	183	249	70		
8 - 9			39.4	2.06	1.76	1.96	7.6		75.4	7.4	34.3	57	77	70			
9 - 10			38.4	3.26	1.14	1.28	6.2		72.0	6.3	34.4	38	57	65			
19.10.1981	eau du fond	310	7.90	2.61	0.018	0.098	0.101	4.48	40.0								
	Tranche cm																
	0 - 1			21.0	0.94	0.20	0.30	5.2		86.8	8.9	32.7	181	220	74		
	1 - 2			28.4	1.12	0.82	0.90	4.6		84.2	8.5	32.0	125	154	62		
	2 - 3			32.4	1.34	1.08	1.24	4.6		82.6	8.2	31.5	70	96	60		
	3 - 4			36.0	1.56	1.34	1.50	4.7		81.7	7.2	30.9	50	71	68		
	4 - 5			38.2	1.70	1.78	1.96	4.8		81.9	7.4	31.8	42	62	51		
	5 - 6			39.6	1.84	1.86	2.00	4.7		81.6	7.1	31.0	49	70	57		
	6 - 7			40.0	1.86	1.62	1.80	4.5		81.2	7.4	31.4	63	83	64		
	7 - 8			41.8	1.92	1.68	1.88	4.6		81.1	7.6	33.5	55	74	58		
8 - 9			43.2	2.06	1.66	1.86	4.7		80.4	7.4	33.9	41	57	59			
9 - 10			44.8	2.16	1.78	1.96	4.5		78.8	6.9	36.4	38	55	55			

TABLEAU V : Etude de l'interface - SHL 2 - 1981

Date	EAU										SEDIMENT					
	x25°C µS	O ₂ mg/l	pH	SiO ₂ mg/l	(NH ₄ ⁺)N mg/l	(PO ₄ ⁻⁻⁻)P mg/l	P total mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻⁻⁻ mg/l	Humi- dité %	Matière org. %	CaCO ₃ %	(PO ₄ ⁻⁻⁻)P H ₂ O ppm	P total H ₂ O ppm	(NH ₄ ⁺)N H ₂ O ppm	
12.03.1981	eau du fond	311	9.79	7.5	2.35	0.021	0.079	0.090	4.94	46.0						
	Tranche cm															
	0 - 1			8.0	19.4	0.84	1.02	1.18	-	93.3	11.6	18.0	82	138	100	
	1 - 2			8.1	26.0	1.38	0.40	0.52	10.7	89.8	10.4	22.3	48	94	100	
	2 - 3			8.1	32.2	2.16	0.42	0.54	5.5	88.7	9.9	21.8	42	82	90	
	3 - 4			8.0	36.2	2.74	0.68	0.82	5.3	86.3	9.0	27.8	48	85	78	
	4 - 5			7.9	39.6	3.18	0.98	1.22	5.5	85.3	7.8	28.2	38	69	72	
	5 - 6			8.2	38.8	3.46	0.68	0.84	5.6	72.8	5.8	30.4	24	37	61	
	6 - 7			8.0	39.2	3.84	0.62	0.78	7.5	55.5	4.1	34.4	25	36	57	
	7 - 8			7.8	42.0	4.12	0.54	0.68	6.5	55.2	3.6	34.5	23	32	50	
8 - 9			7.7	44.6	4.22	0.36	0.50	4.9	55.0	5.0	33.5	28	38	47		
9 - 10			7.6	44.8	4.54	0.20	0.32	4.7	64.9	5.5	34.4	38	52	47		
14.10.1981	eau du fond	295	5.22	7.6	3.45	0.058	0.144	0.152	4.49	42.5						
	Tranche cm															
	0 - 1			8.0	18.2	1.68	0.52	0.66	6.5	92.7	9.4	31.7	77	124	113	
	1 - 2			8.0	32.0	2.62	1.02	1.16	4.3	91.2	9.6	28.6	50	92	160	
	2 - 3			7.9	35.8	3.08	1.24	1.40	4.5	89.1	9.1	26.7	54	82	133	
	3 - 4			7.9	39.2	3.38	1.34	1.46	4.7	87.2	9.0	24.1	42	72	142	
	4 - 5			7.8	40.4	2.20	1.46	1.56	4.6	85.2	8.2	30.3	42	65	127	
	5 - 6			7.8	40.8	3.66	1.36	1.48	4.5	83.2	7.9	26.5	25	42	103	
	6 - 7			7.8	39.6	3.66	0.94	1.10	4.7	57.5	4.8	35.2	23	29	60	
	7 - 8			7.7	41.0	3.64	0.56	0.66	4.9	50.5	3.9	35.8	22	31	56	
8 - 9			7.6	40.6	3.60	0.36	0.46	5.7	51.0	4.6	35.6	24	29	54		
9 - 10			7.5	41.0	3.84	0.38	0.48	5.1	46.7	4.1	36.0	20	25	49		

EVOLUTION DES FORMES DU PHOSPHORE
DANS LES SEDIMENTS
CAMPAGNE 1981

PAR

JANUSZ DOMINIK, MONIQUE VIEL ET JEAN-PIERRE VERNET
LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE, UNIVERSITE DE GENEVE

RESUME

L'évolution verticale du phosphore total et de ses formes (phosphore organique : O-P, phosphore apatitique : A-P, phosphore inorganique non apatitique : NAIP) dans les sédiments récents a été examinée sur douze carottes datées par le Cesium-137.

Dans la plupart des profils étudiés, la migration verticale du phosphore (via l'eau interstitielle) et sa précipitation en surface sous forme de NAIP est démontrée. La précipitation en surface du NAIP est d'autant plus importante que des conditions oxygènes règnent à l'interface eau-sédiment.

La "zone active" du sédiment, où NAIP est réellement mobilisable est en moyenne définie sur l'intervalle 0-5 cm. Les stocks moyens en phosphore total et en NAIP calculés sur cet intervalle, et intégrés sur l'ensemble du lac sont respectivement de 6'900 t et de 2'800 t.

La migration du phosphore et l'accumulation de NAIP en surface impliquent que le stock en NAIP ne peut réellement diminuer avec le temps, sauf diminution drastique des apports ou remobilisation du phosphore et transfert dans l'eau du fond sous des conditions d'oxydo-réduction défavorables.

I. INTRODUCTION

La sédimentation du phosphore particulaire joue un rôle important dans l'élimination du phosphore introduit dans un système lacustre; toutefois une partie du phosphore ainsi stocké dans les sédiments peut être remobilisée si les conditions physico-chimiques à l'interface le favorisent (anoxie, gradient de concentration, resuspension...). Si cette régénération du phosphore prédomine sur la sédimentation, les sédiments peuvent alors se comporter comme une source importante de phosphore; il est donc essentiel d'examiner le comportement des différentes formes du phosphore dans la colonne sédimentaire.

L'étude de 1981 complète celle présentée en 1978 par JAQUET sur les répartitions spatiales des différentes formes du phosphore et leurs relations avec d'autres paramètres du sédiment. Cette étude avait démontré qu'un certain tonnage de phosphore potentiellement mobilisable était contenu dans les sédiments superficiels, mais une détermination précise de ce stock mobilisable n'avait pu être faite sur ce type d'échantillonnage. Les objectifs principaux de l'étude actuelle se définissent en quatre points :

1. déterminer l'évolution des différentes formes du phosphore dans le profil sédimentaire en étudiant des carottes datées. Ce type d'analyse avait déjà été abordé en 1976 par VERNET et al. sur quelques carottes prélevées sur le littoral (18-20 m)

2. estimer le stock de phosphore dans les sédiments superficiels, en particulier celui du phosphore potentiellement mobilisable
3. évaluer la relation entre les paramètres sédimentologiques (taux de sédimentation, porosité, granulométrie) et les concentrations des formes du phosphore
4. examiner l'évolution du phosphore sédimentaire parallèlement à celle du phosphore dissous dans l'eau interstitielle.

2. MATERIEL ET METHODES

Au cours du printemps 1981, après le mélange complet des eaux à la fin de l'hiver, nous avons récolté douze carottes d'une longueur de 30 à 35 cm, réparties sur l'ensemble du lac (fig. 1). Une carotte (521) prélevée en novembre 1980 dans le Petit Lac est aussi considérée dans le cadre de ce travail.

Les méthodes de prélèvement et d'échantillonnage sont les mêmes que lors des campagnes précédentes et ont déjà été décrites (FAVARGER et VERNET 1979a, 1979b); mais la préparation des échantillons diffère, car pour éviter une désorption éventuelle du phosphore, ils sont séchés à l'étuve sans avoir été tamisés préalablement. Au moment de l'échantillonnage, une fraction de chaque échantillon est conservée humide pour l'étude granulométrique (tamisage > 63 μ m), compteur Coulter (< 63 μ m).

Le taux de sédimentation dans chaque carotte a été défini en considérant la distribution du Cesium 137 (190 échantillons ont été ainsi dosés), et en regard des résultats donnés par la datation absolue un certain nombre d'échantillons ont été sélectionnés pour chaque sondage et soumis à l'analyse. Les teneurs en nutriments (C, N, P), les formes du phosphore, ainsi que la granulométrie et le pourcentage en carbonates ont été mesurés sur 98 échantillons.

Les trois formes du phosphore considérées (apatite : A-P, phosphore organique : O-P, et phosphore inorganique non apatitique : NAIP) et leur signification géochimique et géologique ont été discutées précédemment par JAQUET (1978), mais rappelons que seule la fraction NAIP, très sensible aux variations du potentiel redox, est considérée comme potentiellement mobilisable; et que le phosphore total mentionné dans ce rapport correspond à la somme de ces trois formes. Leur analyse a été conduite selon la méthode décrite par WILLIAMS (1976).

3. TYPES DE SEDIMENTS ET TAUX DE SEDIMENTATION

Pour toutes les carottes prélevées au printemps 1981, la couleur claire de la surface traduit des conditions oxydantes à l'interface. Cette couche oxydée dont l'épaisseur varie de quelques mm à 2 cm recouvre des sédiments anoxiques (gris foncé à noir).

La porosité ⁽¹⁾ des sédiments superficiels (0-2 cm) varie entre 90 et 95 % sauf pour les sédiments déposés dans la région du delta du Rhône où elle est inférieure à 80 % (carotte 529, 533). Dans la plupart des carottes, la porosité diminue graduellement avec la profondeur, mais le processus de compaction peut être modifié par l'intercalation d'horizons sableux (carottes 522, 532) ou perturbé par des épisodes d'érosion (carotte 524).

Le diamètre moyen des particules des premiers millimètres des sédiments déposées varie peu (moyenne sur 12 carottes : 9.3 μ m, écart type : 1.4 μ m), mais on observe une diminution du diamètre moyen dans les couches plus profondes (moyenne : 6.1 μ m, écart type 1.2 μ m). On note également dans la carotte 522 (SHL 2) la base d'une turbidite ⁽²⁾ marquée par l'augmentation nette du diamètre moyen et soulignée par l'augmentation du % en CaCO₃ (30 %); ce dépôt turbiditique occupe une épaisseur de 10 cm entre les niveaux 2 et 12 cm de la carotte. Les teneurs en carbonates mesurées dans ces carottes oscillent entre 45 % et moins de 20 % et définissent des provinces (Petit Lac, talus entre Rolle et Thonon et plaine centrale, Haut Lac) qui correspondent à celles définies par RAPIN en 1978, sur la base de 295 échantillons superficiels. La distribution de CaCO₃ soulignait particulièrement l'influence des carbonates détritiques de la Dranse qui atteignent la plaine centrale, comme le confirme le dépôt turbiditique riche en CaCO₃ trouvé dans la carotte 522 (SHL 2) (fig. 6).

(1) la porosité d'un sédiment est = volume humide - vol. sec/vol. humide exprimé en pourcentage.

(2) Turbidite = avalanche sous-lacustre

Dans cinq profils (521, 523, 524, 528, 530), la diminution du diamètre moyen dans les couches profondes s'accompagne d'une légère diminution du pourcentage en CaCO_3 . Cette différence entre la surface et les sédiments plus anciens peut s'expliquer par l'interférence de deux phénomènes :

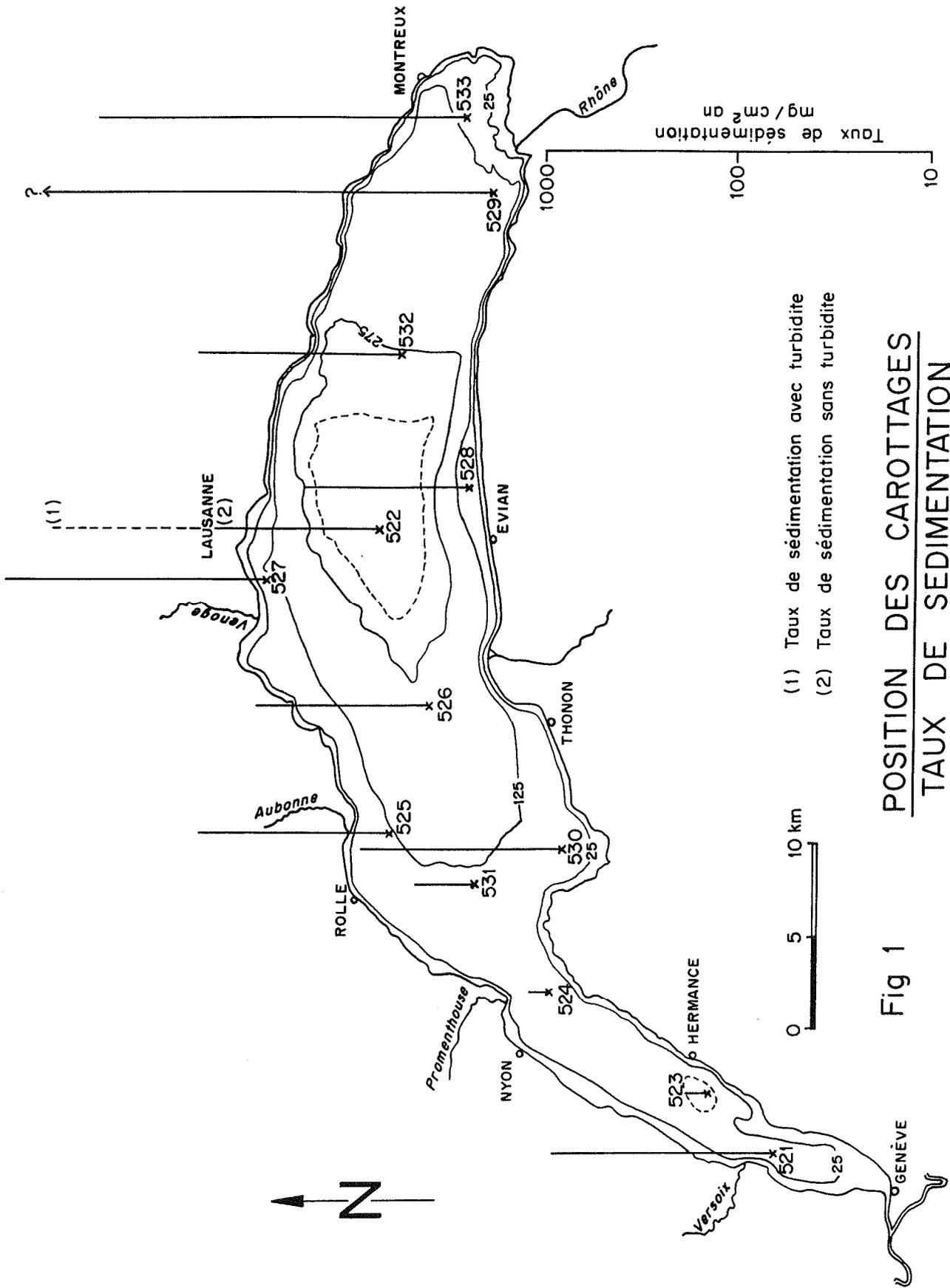
1. les plus fortes teneurs en CaCO_3 en surface corrélativement à l'augmentation du diamètre moyen peuvent être liées à la formation plus abondante de calcite authigène dans l'épilimnion provoquée par l'augmentation du volume du phytoplancton, marquant l'eutrophisation progressive du lac depuis 1900
2. la dissolution diagénétique des cristaux de calcite contribue à diminuer le diamètre moyen et le % en CaCO_3 dans les couches plus profondes et anoxiques des carottes (DAVAUD, 1976).

Les taux de sédimentation enregistrés dans ces treize carottes varient entre un taux inférieur à $0.01 \text{ g/cm}^2 \text{ an}$ pour deux stations du Petit Lac et un taux supérieur à $1.86 \text{ g/cm}^2 \text{ an}$ dans la région du delta du Rhône (tableau 1, fig. 1). La fiabilité de la datation est bonne à très bonne pour sept de ces carottes, mais pour les autres carottes la précision de la datation est relativement faible pour différentes raisons :

- dans les carottes 523 et 524 (Petit Lac), on trouve l'activité maximale du ^{137}Cs dans les échantillons superficiels, et seul un taux maximal peut être ainsi déterminé. Rappelons que la sédimentation dans le Petit Lac se fait à des taux très variables (FAVARGER et VERNET, 1980; FAVARGER et al., 1981) et que des phénomènes d'érosion, resuspension et redéposition y sont très actifs. Pour ces deux carottes, le processus d'érosion domine, et est particulièrement marqué dans la carotte 524 où les argiles glaciaires se rencontrent à 6 cm de la surface et où les sédiments sont déjà très compactés à 3 cm.
- dans la région proche de l'embouchure du Rhône (carotte 529), on enregistre un taux de sédimentation très élevé qui ne pourrait être déterminé précisément que dans des carottes de plus grande longueur. Nous avons donc choisi de ne pas analyser cette carotte qui est impossible à dater
- pour la carotte 522 prélevée dans la plaine centrale, le taux moyen de sédimentation est très élevé ($0.44 \text{ g/cm}^2 \text{ an}$) en raison du dépôt d'une turbidité entre 2 et 12 cm. Le taux de sédimentation se rapportant à la sédimentation "normale" dans cette partie profonde du lac est évidemment beaucoup moins fort ($\approx 0.06 \text{ g/cm}^2 \text{ an}$).

Tableau 1 - Bathymétrie et taux de sédimentation

Carotte No	Bathymétrie m	Taux de sédimentation	
		$\text{g/cm}^2 \text{ an}$	cm/an
521	46	0.113	0.47
522	308	a) 0.06 b) 0.44	0.25 0.87
523	71	< 0.01	0.05
524	78	< 0.01	0.04
525	104	0.084	0.31
526	238	0.065	0.34
527	92	0.199	0.63
528	52	0.058	0.20
529	172	> 1.86	2.0
530	75	0.095	0.37
531	112	0.032	0.16
532	270	0.096	0.40
533	98	0.733	1.06



L'intégration des taux de sédimentation définis sur les trente-deux carottes prélevées depuis 1976 donne une approximation des dépôts moyens annuels présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 - Taux de sédimentation (g/cm²/an)

	Grand Lac	Petit Lac
Régions peu profondes (< 50 m)	0.37	0.12
Régions profondes (> 50 m)	0.14	0.05

4. EVOLUTION VERTICALE DES FORMES DU PHOSPHORE

La distribution verticale du carbone, de l'azote et des formes du phosphore dans la carotte 525 est représentative de la plupart des profils étudiés (fig. 2); les teneurs en carbone, azote et phosphore organiques diminuent avec la profondeur sous l'action de deux facteurs : d'une part, l'augmentation des apports organiques avec l'eutrophisation et d'autre part, la décomposition diagénétique.

La concentration en phosphore apatitique ne varie pas dans la partie sommitale des carottes (0-10 cm) et dans les parties plus profondes on observe une légère augmentation, qui peut s'interpréter dans certains cas comme la formation diagénétique de l'apatite, mais aussi comme une modification des apports allochtones.

La distribution verticale du phosphore inorganique non apatitique (NAIP) est toujours caractérisée par une forte teneur en surface (0-1 cm) et une diminution rapide jusqu'à 4-5 cm de profondeur.

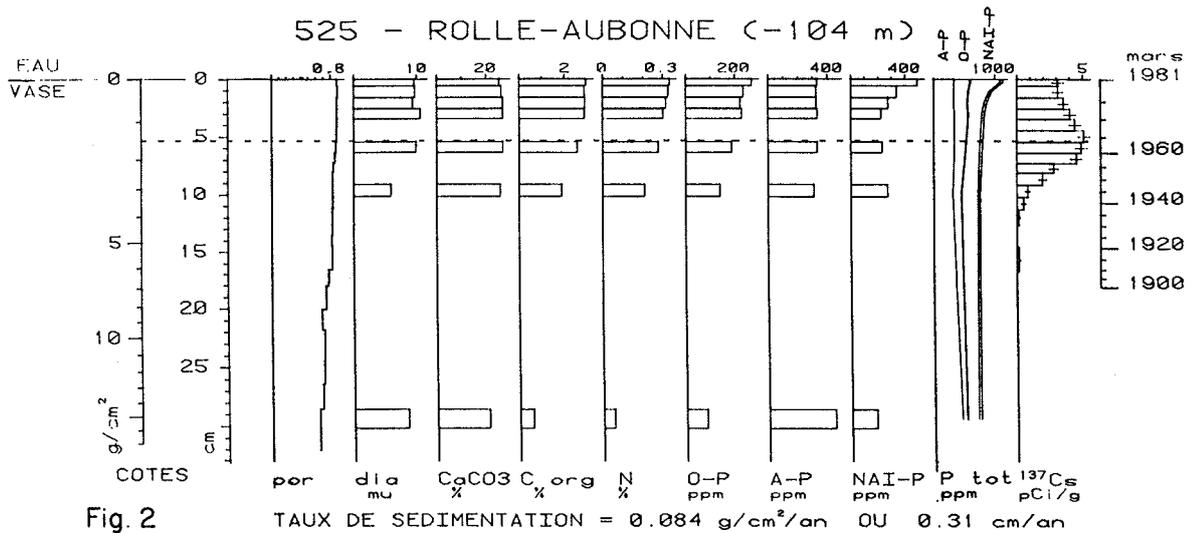


Fig. 2

Quatre autres profils qui apportent des renseignements supplémentaires ou qui ont enregistré des phénomènes particuliers méritent d'être discutés :

- Pour la carotte 533 qui présente un taux de sédimentation élevé (1 cm par an), probablement constant, et par suite une résolution de la datation exceptionnellement bonne (fig. 3), il est possible de comparer les concentrations en phosphore total et en NAIP dans les sédiments déposés entre 1964 et 1981 avec l'évolution des apports par les affluents depuis 1960 et celle de la concentration dans l'eau du lac (fig. 4). Il apparaît clairement que malgré une diminution des apports fluviaux et une stabilisation des teneurs en orthophosphates dans l'eau du lac, les teneurs en phosphore total et en NAIP en surface sont toujours très élevées suggérant une migration de NAIP dans la colonne sédimentaire.
- Dans la carotte 527 prélevée dans la baie de Vidy, les très fortes teneurs en NAIP soulignent l'influence des rejets de la STEP (fig. 5). De surcroît, les teneurs en apatite sont aussi plus élevées, particulièrement dans les sédiments déposés après 1970, et il est possible que la formation syngénétique de l'apatite soit responsable de cette augmentation. (WILLIAMS & al. 1978).
- La carotte 522 prise dans la plaine centrale est caractérisée par un dépôt turbiditique, déjà mentionné précédemment, qui s'est sédimenté aux environs de 1974 (fig. 6). Les concentrations en NAIP en surface (278 ppm) et en-dessous de cette turbidite sont très voisines (258 ppm); l'absence d'une nette augmentation de NAIP vers la surface laisse supposer que le dépôt de cette turbidite a bloqué la migration de NAIP, contenu dans les sédiments déposés avant 1974, vers la surface.
- Dans le cas de la carotte 524 (fig. 7), la distribution et le faible stock de ^{137}Cs indiquent un très faible taux de sédimentation et le phosphore potentiellement mobilisable est seulement stocké dans la couche 0 à 2.4 cm.

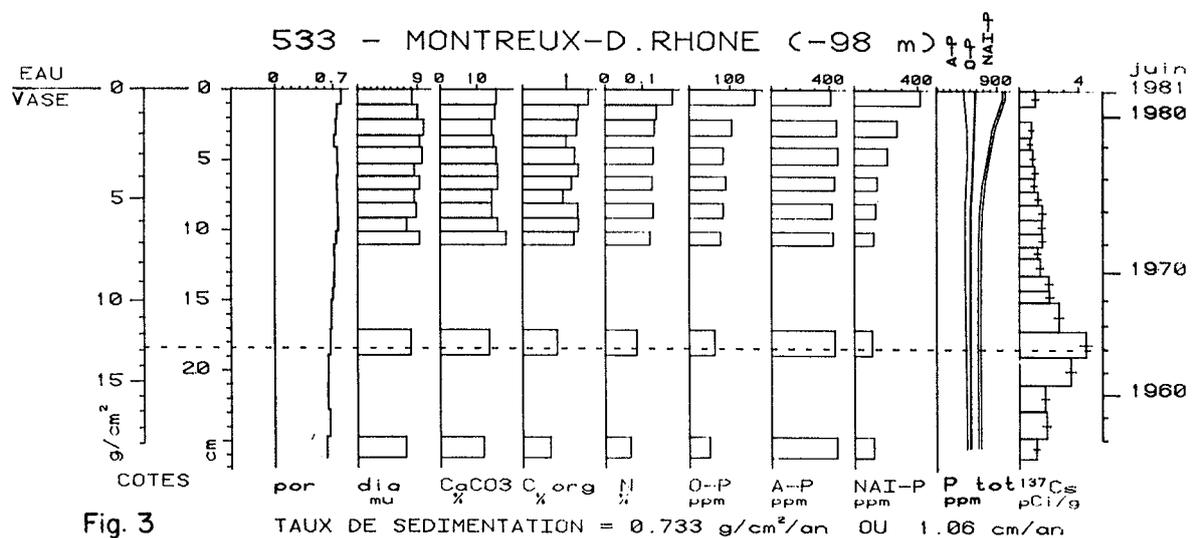
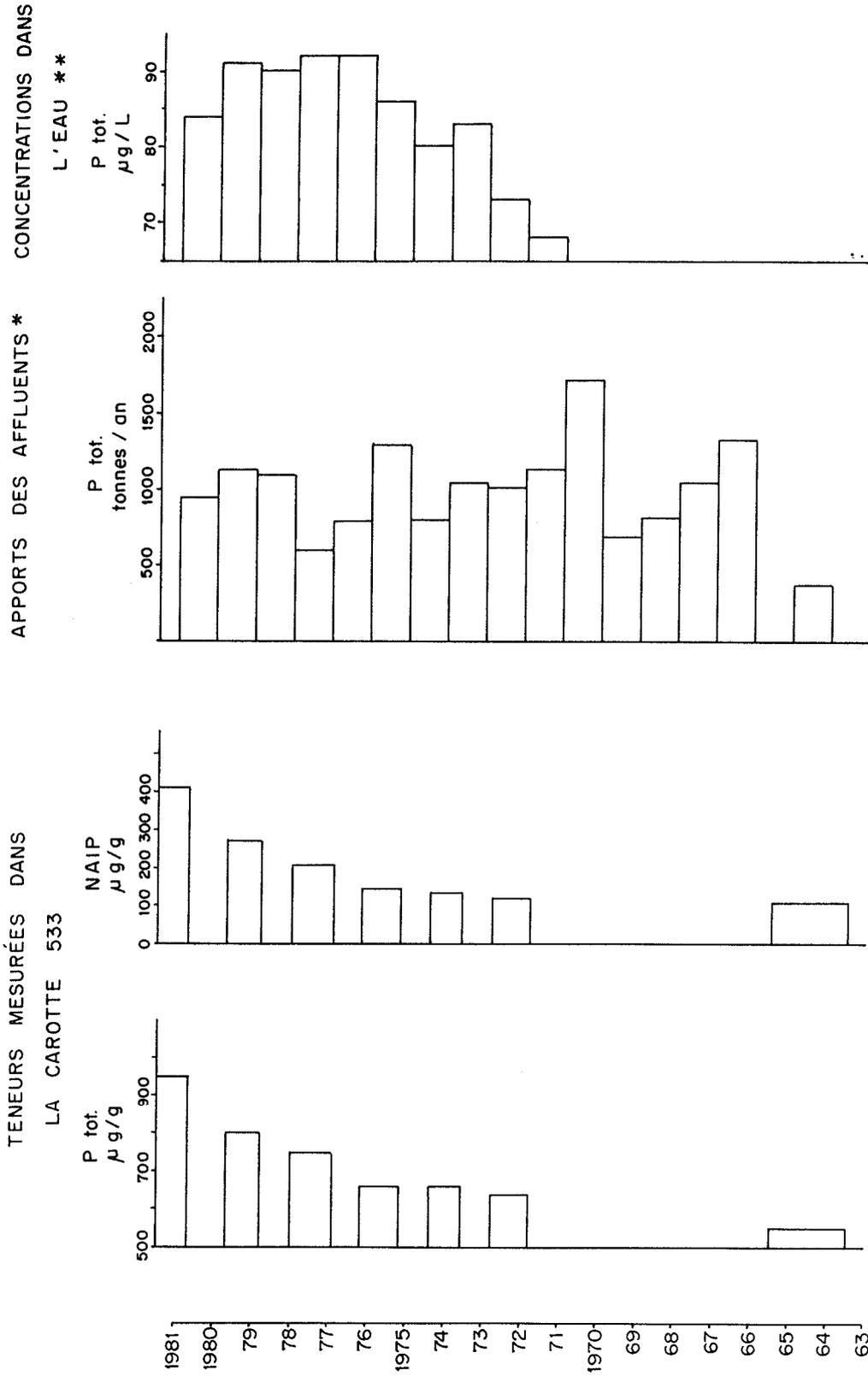
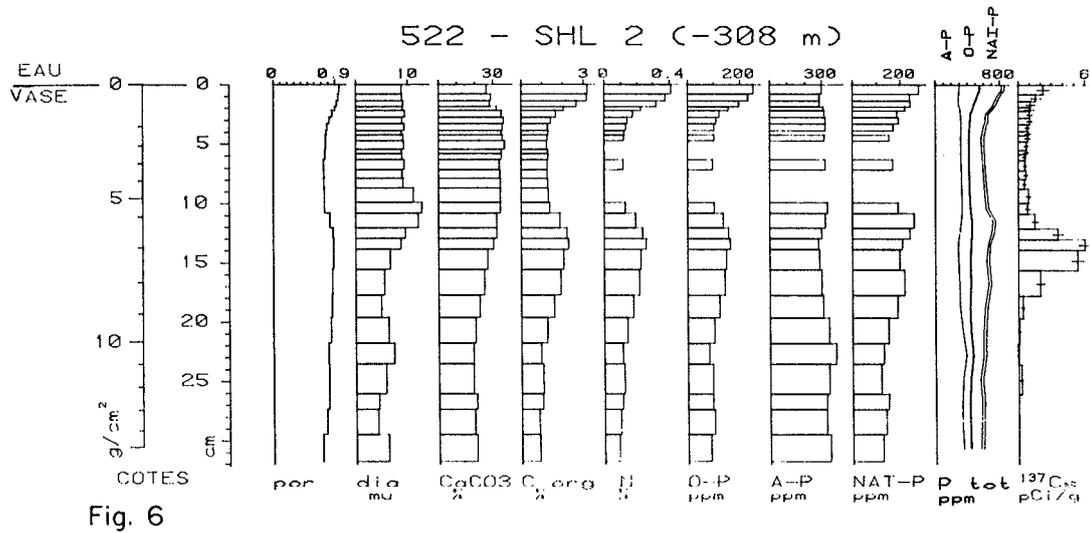
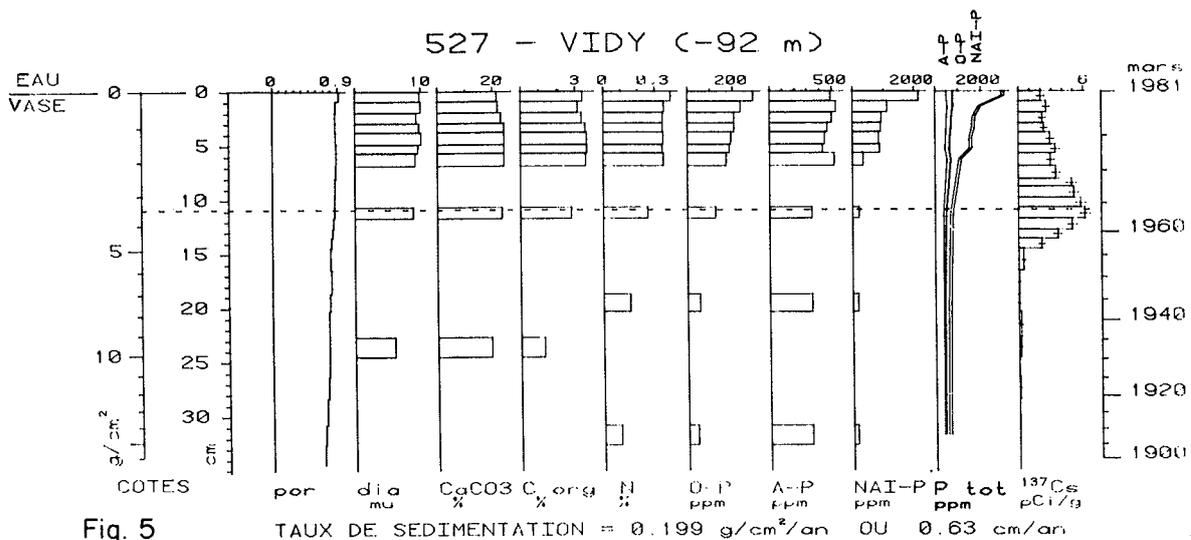


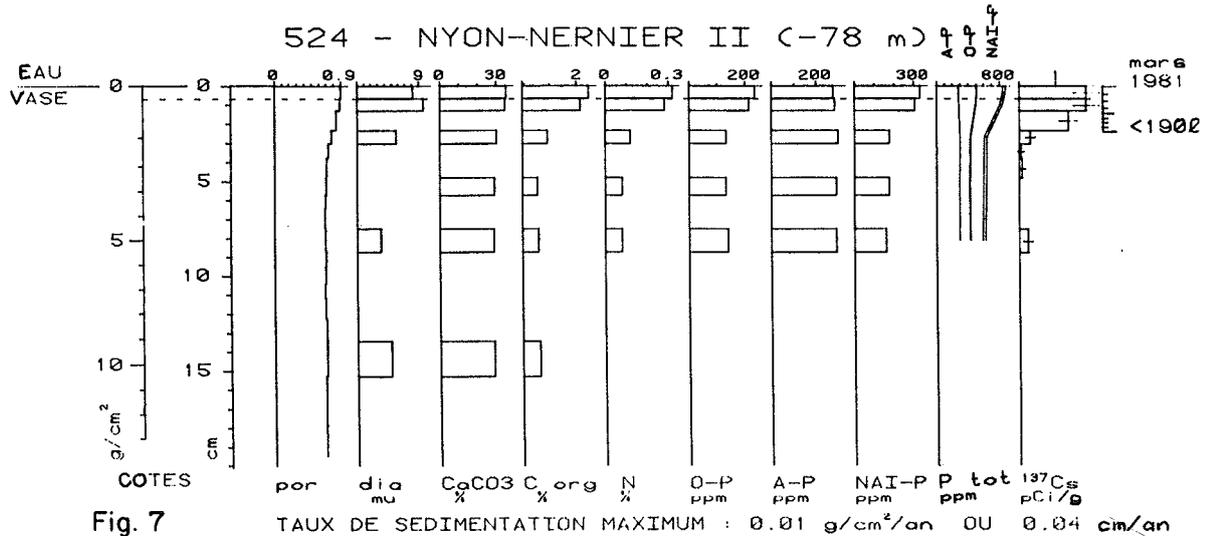
Fig. 3



* BURKARD (1976, 1980) ** MONOD (1980)

Fig. 4 EVOLUTION COMPARÉE DES CONCENTRATIONS DU PHOSPHORE SÉDIMENTAIRE, DU PHOSPHORE DANS L'EAU, ET DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS.





5. MIGRATION DU PHOSPHORE DANS LA COLONNE SEDIMENTAIRE

La mobilisation et la migration du phosphore dans les sédiments marins (KROM et BERNER 1981) et lacustres (CARIGAN R. et FLETT R., 1981) sont des processus aujourd'hui bien reconnus. Notre étude dans le Léman montre aussi qu'une partie de NAIP est mobilisable dans la zone anoxique des sédiments et qu'il précipite à l'interface eau-sédiment. Ce processus explique le fort gradient de NAIP que l'on observe dans les 2 à 5 premiers centimètres selon les sondages.

Quoique la diffusion à l'interface d'un faible % de ce NAIP dans les conditions oxygènes soit effective (BANNERMAN et al., 1975, JAQUET, 1979) la diffusion devient réellement importante dès que la couche oxydée disparaît, à la suite de conditions anoxiques s'installant dans l'eau du fond. Une forte teneur en NAIP dans les sédiments récoltés en 1980 à 300 m dans les trappes à sédiments (SHL 2) confirme cette hypothèse (JAQUET, 1982; comm. pers.).

D'autre part, les profils de la concentration du phosphore dissous dans l'eau interstitielle (CHASSAING, 1982) montrent dans la plupart des cas un fort gradient dans les 4 à 6 premiers centimètres, inverse à celui du phosphore sédimentaire. Ce gradient est créé d'une part par la libération dans l'eau interstitielle d'une partie de NAIP dans la zone réduite des carottes et d'autre part par la précipitation des ions orthophosphates en surface, diminuant leur concentration dans l'eau interstitielle. Sur la base des profils des orthophosphates (PO_4^{3-}) dissous dans l'eau interstitielle et de NAIP dans les sédiments, nous pouvons donc estimer que la zone "active" du sédiment où NAIP est réellement mobilisable et disponible immédiatement en cas de changement des conditions de l'interface se situe entre 0 et 5 cm. Dans deux des carottes étudiées (522 et 524), cette zone "active" n'existe que sur les deux premiers centimètres (cf. par. 4).

Une étude plus spécifique de la relation eau interstitielle-sédiment a été conduite sur deux carottes prélevées au même point (SHL 2) à deux périodes différentes de l'année : mars et octobre (CHASSAING, 1982). Les profils des concentrations de NAIP dans les sédiments et de PO_4^{3-} dans l'eau interstitielle sont présentés sur la figure 8. Bien que l'interprétation de ces profils soit compliquée par la présence de la turbidite déjà mentionnée, la teneur maximale en NAIP dans les sédiments se mesure à la surface, mais cette teneur est plus élevée en mars (584 ppm) qu'en octobre (394 ppm) lorsque l'eau du fond est plus oxygénée (9.8 mg/l contre 5.22 mg/l). Dans la carotte prélevée en octobre la diminution des orthophosphates entre 5 cm et la surface est nette, illustrant bien la diffusion du phosphore vers la surface et sa précipitation dans le premier centimètre. Par contre, en mars, la forte teneur en orthophosphates dans l'eau interstitielle du premier centimètre corrélée avec une forte teneur en NAIP est difficile à expliquer et demanderait une vérification.

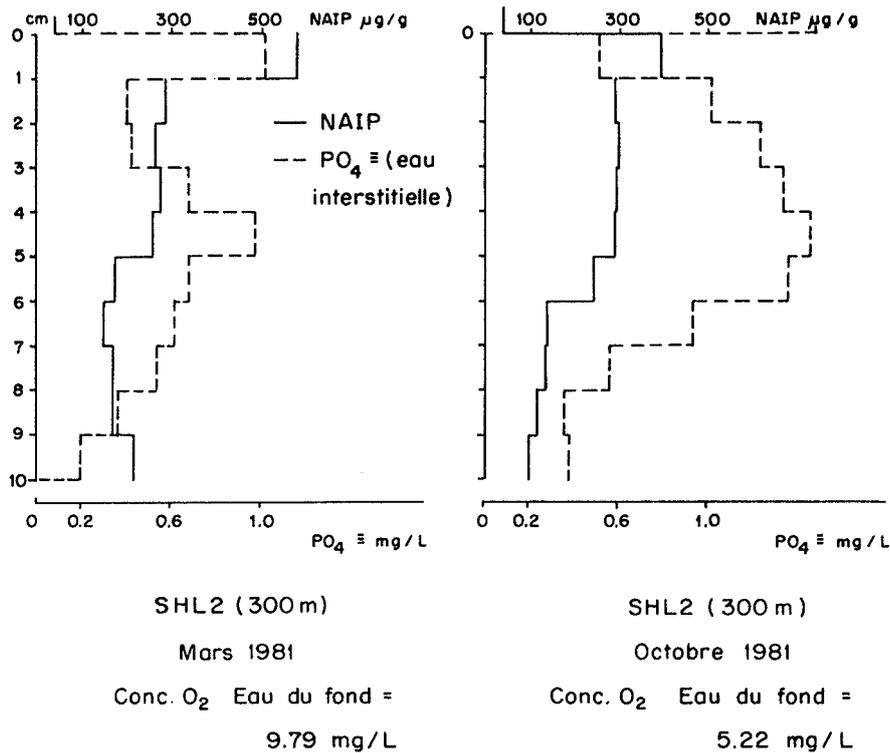


Fig. 8 DISTRIBUTIONS VERTICALES DE NAIP DANS LES SÉDIMENTS ET DE PO_4 DANS L'EAU INTERSTITIELLE.

6. DISTRIBUTION SPATIALE DES FORMES DU PHOSPHORE, COMPARAISON AVEC LA REPARTITION GEOGRAPHIQUE ET LES TENEURS DEFINIES DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS EN 1978

Seules les concentrations mesurées en surface (< 1 cm d'épaisseur) sont prises en compte dans ce paragraphe.

Sur la figure 9, chaque point est représenté par un cercle dont le rayon est proportionnel à la teneur en phosphore total; ce cercle est ensuite découpé en trois secteurs dont les superficies expriment les % relatifs des trois formes étudiées.

Les teneurs maximales en phosphore total, liées à un très fort % en NAIP se rencontrent dans la carotte prise au voisinage de Vidy (NAIP = 73 % du phosphore total) et, dans une moindre mesure, dans celles prélevées sur le talus entre Rolle et Thonon et sur le littoral proche d'Evian.

Les teneurs minimales sont déterminées à SHL 2 (522) où la sédimentation est perturbée par des dépôts turbiditiques de la Dranse et où l'interfacé peut être anoxique, et pour les deux carottes du Petit Lac (523-524) où le taux de sédimentation est très faible. Pour la carotte 521, prise aussi dans le Petit Lac, qui présente un rythme de sédimentation plus élevé, les teneurs en phosphore total et en NAIP sont supérieures.

Pour les deux carottes 532 et 533, l'influence des apports du Rhône est marquée par des pourcentages plus élevés en phosphore apatitique (> 35 %).

La comparaison des teneurs de ces trois formes mesurées en surface en 1981, avec leurs cartes d'isoteneurs établies en 1978, sur l'analyse de 90 échantillons, met en lumière plusieurs points :

1. les teneurs en apatite sont voisines de celles de 1978 et s'intègrent parfaitement dans les zonations géographiques définies alors (fig. 10a), soulignant encore la relation de l'apatite avec les apports fluviaux (Rhône et Aubonne). L'absence de gradients de cette forme dans les sédiments récents et sa non-mobilité expliquent la stabilité des concentrations.

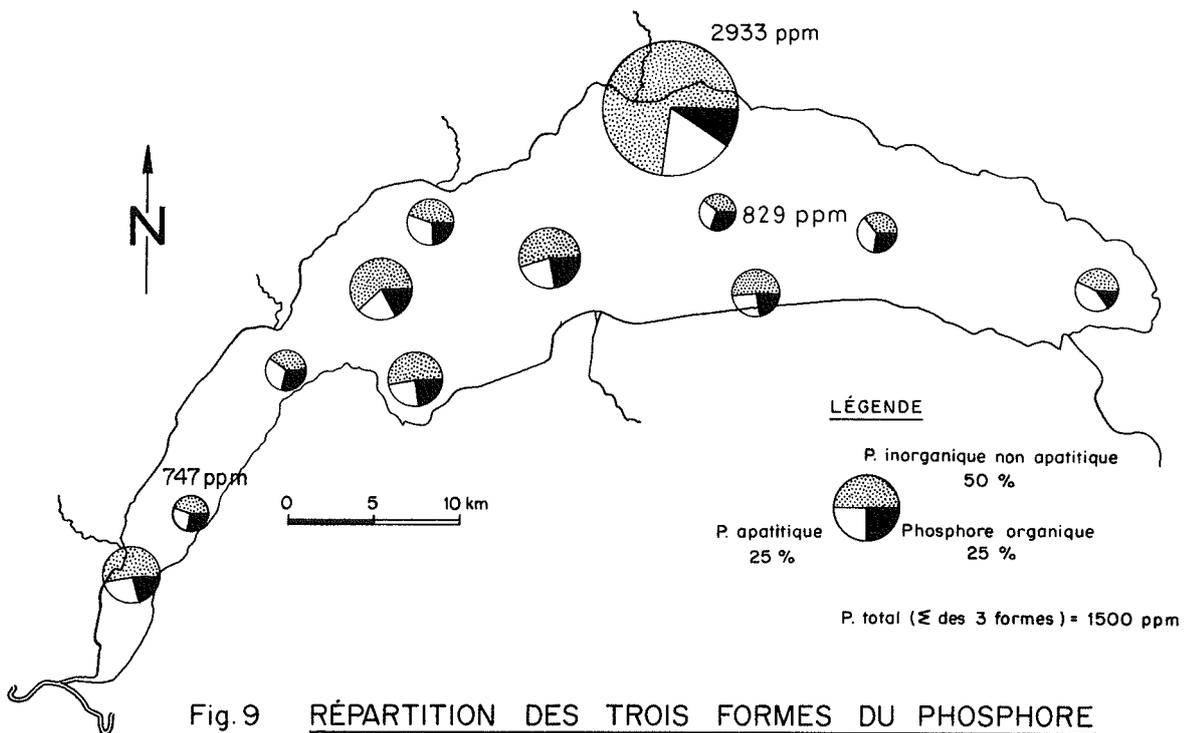


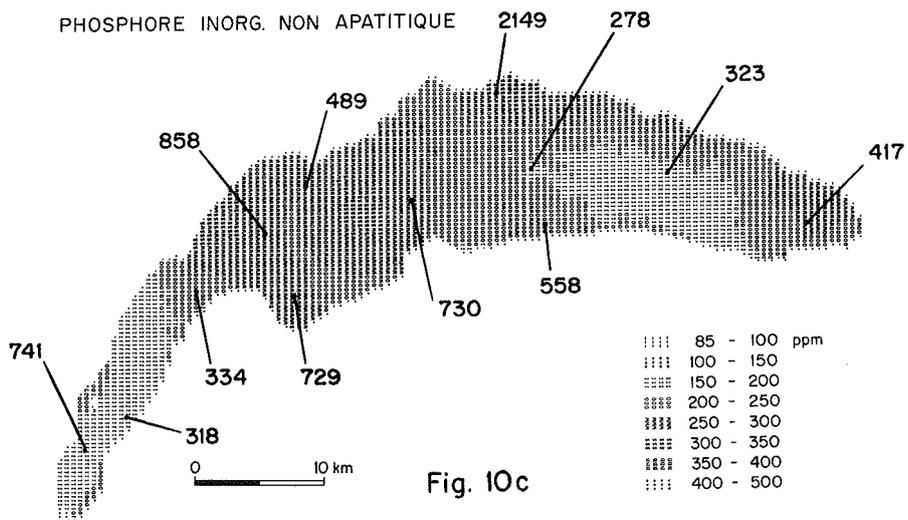
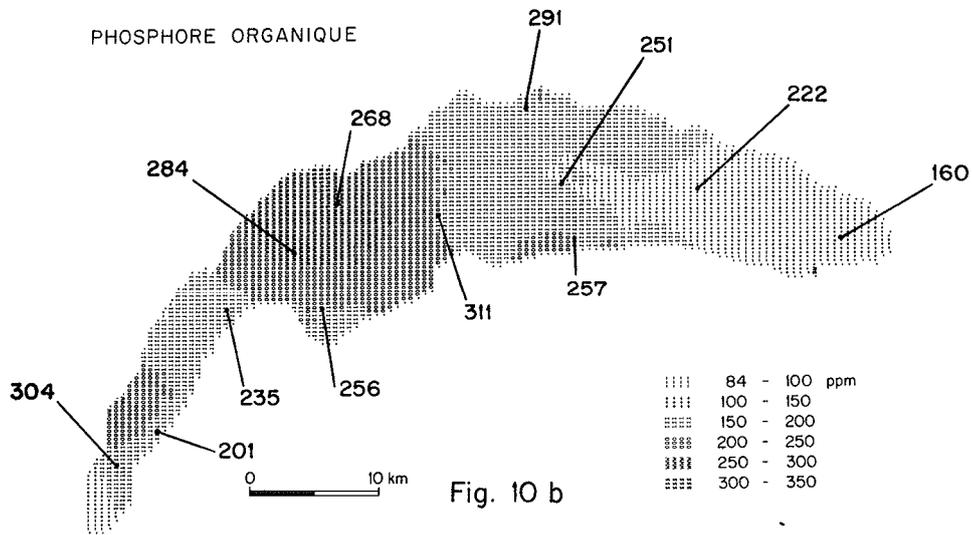
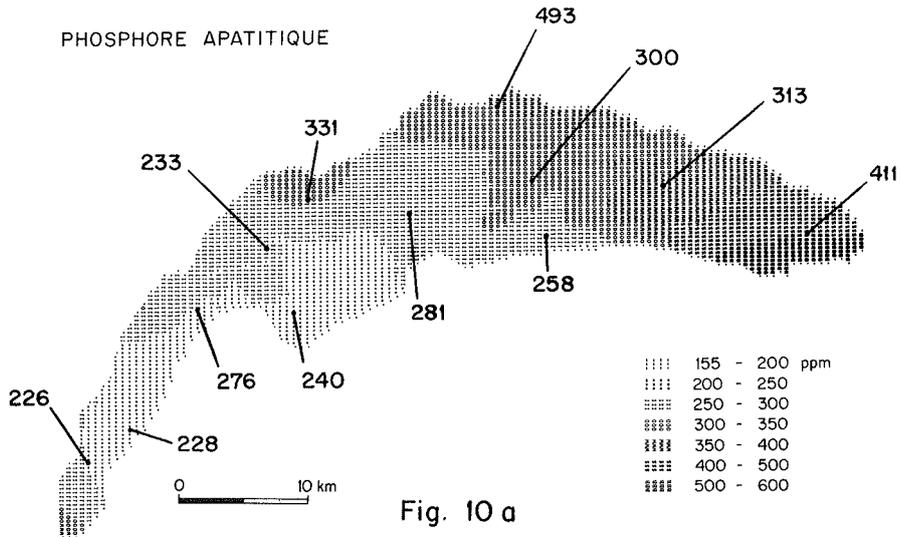
Fig. 9 RÉPARTITION DES TROIS FORMES DU PHOSPHORE
DANS LES SÉDIMENTS SUPERFICIELS

2. les teneurs en phosphore organique sont systématiquement plus élevées (x 1.5 fois) tout en suivant les mêmes caractéristiques régionales (fig. 10b), puisque les plus fortes teneurs se définissent encore dans la zone du talus entre Rolle et Thonon accompagnées par de plus forts % en carbone organique (> 3 %) et que les plus faibles teneurs caractérisent les sédiments du Haut Lac.

L'échantillonnage de la surface beaucoup plus précis dans les carottes que dans les bennes -où le prélèvement dépasse souvent les deux premiers centimètres- suffit pour expliquer la différence enregistrée entre les deux prélèvements

3. Les concentrations en NAIP sont nettement supérieures à celles mesurées en 1978 (fig. 10c) mais le facteur d'augmentation est variable selon les zones, et il est particulièrement important pour la zone du talus (x 2 à 2.5) et pour la carotte prise à Vidy. Il est évident que dans ce cas l'existence du gradient de concentration et la précision de l'échantillonnage interviennent dans cet écart de concentration. Toutefois, si on considère la moyenne des concentrations, sur les deux premiers centimètres des carottes, l'écart diminue mais ne s'annule pas, ce qui implique que d'autres facteurs doivent être considérés :

- . la sédimentation du phosphore pendant la période 1978-1981,
- . une plus grande saturation en oxygène des eaux favorisant la précipitation du phosphore, migrant dans la colonne sédimentaire, à l'interface eau-sédiment.



TENEURS DE 1981 REPORTÉES
SUR LA ZONATION DE 1978

7. EVALUATION DU STOCK DE PHOSPHORE DANS LES SEDIMENTS

Pour chaque sondage, seuls les stocks en phosphore total et en NAIP sont établis en considérant leurs concentrations sur les cinq premiers centimètres, excepté pour deux carottes (522, 524) où le calcul se fait sur les deux premiers centimètres (cf. par. 4).

Pour tenir compte de la variation de porosité d'un échantillon à l'autre, chaque concentration (mesurée ou interpolée*) dans l'intervalle 0-5 cm (ou 0-2 cm) en phosphore total et en NAIP est multipliée par le poids sec du sédiment pour une surface de 1 cm², les stocks correspondent à la somme de ces différentes valeurs obtenues.

Les différents stocks sont présentés dans le tableau 3 et figurés sur la carte 11.

Cette carte est à rapprocher de celle de la distribution spatiale du phosphore total et du % de NAIP, sauf pour la carotte proche de l'embouchure du Rhône (533) où les stocks élevés sont expliqués par la forte densité des sédiments.

Pour le calcul des stocks intégrés sur l'ensemble du lac, il est clair que ces quantités seraient mieux appréciées par un échantillonnage plus dense. Toutefois, la bonne correspondance entre la répartition de NAIP en 1978 et les résultats donnés par les sondages nous autorise à considérer que les principales provinces sont représentées par au moins une carotte avec peut-être un excès de carottage du talus comparé à celui de la plaine centrale et de la rive nord.

La situation représentée par la carotte 527 étant très ponctuelle et ne touchant qu'une zone très limitée du lac (baie de Vidy), nous avons choisi pour le calcul des stocks moyens de ne pas prendre en considération ceux définis en ce point.

Pour une surface réelle du fond du lac de 687 km² nous obtenons un stock moyen en phosphore total de 6'935 t et de 2'800 t pour NAIP. JAQUET a déterminé en 1978 des tonnages moyens plus élevés (15'000 t et 4'000 t), mais compte tenu de la différence dans le calcul de ces deux estimations, portant essentiellement sur l'épaisseur du sédiment actif - 5 cm (1981) et 10 cm (1978), les stocks actuellement disponibles ne sont certainement pas plus faibles.

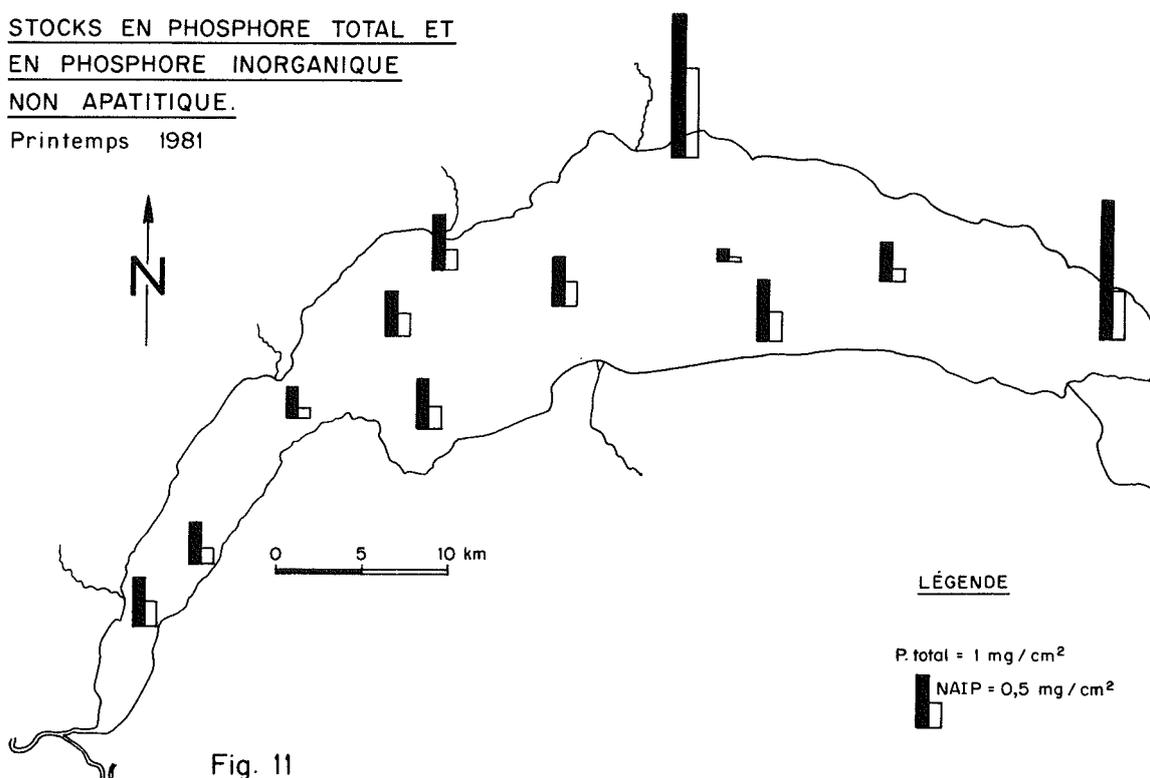
Tableau 3 - Stocks de phosphore total et de NAIP estimés dans les 5 premiers centimètres des carottes

No carotte	Stock P total mg/cm ²	Stock NAIP mg/cm ²
521	0.906	0.496
522 +	0.150	0.049
523	0.757	0.290
524 +	0.584	0.181
525	1.073	0.363
526	0.960	0.476
527	2.756	1.683
528	1.231	0.528
530	1.018	0.444
531	0.924	0.462
532	0.755	0.231
533	2.729	0.947

+ = épaisseur : 2 cm seulement

* Dans le cas où l'échantillon n'a pas été analysé dans cet intervalle, ses concentrations sont estimées en interpolant les concentrations des niveaux l'encadrant.

STOCKS EN PHOSPHORE TOTAL ET
EN PHOSPHORE INORGANIQUE
NON APATITIQUE.
 Printemps 1981



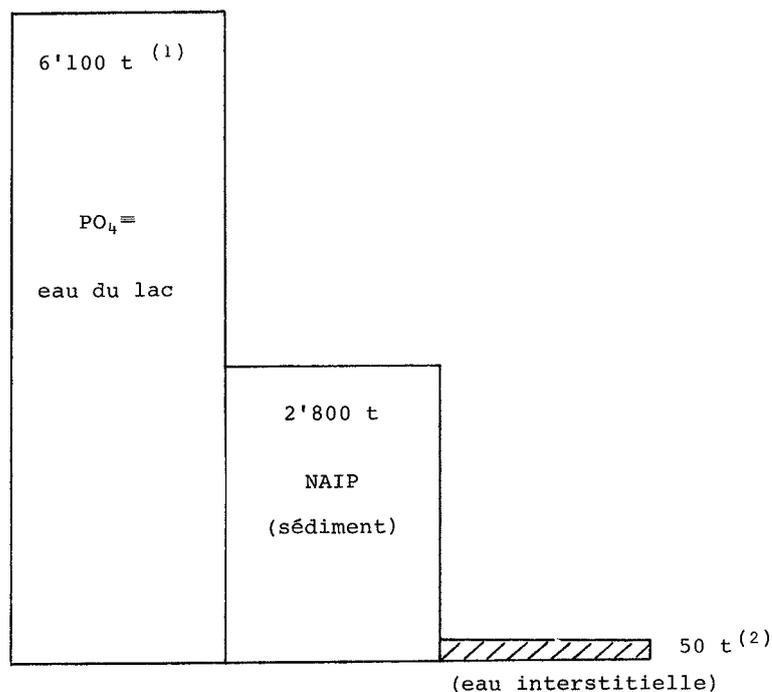
8. CONCLUSIONS

1. L'étude de l'évolution verticale des formes du phosphore, et de NAIP en particulier, sur douze carottes datées en relation avec celle du phosphore dissous dans l'eau interstitielle nous a permis de montrer de façon claire la migration du phosphore et sa précipitation en surface sous des conditions oxygènes. Nous avons pu définir avec plus de précision la zone "active" du sédiment qui est limitée en moyenne à l'intervalle 0-5 cm dans les conditions physico-chimiques du printemps.
2. L'examen des paramètres sédimentologiques révèle le dépôt d'une turbidité dans la plaine centrale (SHL 2) dont les limites géographiques nous sont inconnues.

Il serait important d'investiguer plus complètement les sédiments de la plaine centrale car il semble difficile d'extrapoler la situation de SHL 2 à toute cette région du lac.
3. Les distributions en surface de l'apatite, du phosphore organique et de NAIP définies par rapport à douze points choisis judicieusement, offrent de grandes analogies avec celles définies en 1978 sur la base de 90 échantillons superficiels.

L'augmentation du phosphore organique enregistrée entre 1978 et 1981 s'explique surtout par un échantillonnage plus précis de la surface dans les carottes. L'augmentation de NAIP ne peut pas être expliquée seulement par la méthode d'échantillonnage, et s'interprète aussi par la conjugaison de deux facteurs :

- a. la diffusion verticale dans l'eau interstitielle suivie d'une précipitation accrue du phosphore à la surface du sédiment dans des conditions redox favorables
 - b. la sédimentation du phosphore particulaire.
4. Les stocks moyens en phosphore total et en phosphore potentiellement mobilisable (NAIP) sont respectivement de 6'900 t et de 2'800 t; le stock en NAIP représente 46 % du stock en orthophosphates dissous dans l'eau du lac.



Le phénomène de migration de NAIP vers la surface implique que ce stock ne peut pas réellement diminuer avec le temps, sauf diminution drastique des apports ou remobilisation du phosphore si la teneur en oxygène dans l'eau diminue. Il est donc très important d'étudier en détails le stock en NAIP dans les zones profondes du lac, les plus sensibles à l'anoxie.

(1) MONOD 1982

(2) CHASSAING 1982

BIBLIOGRAPHIE

- BANNERMAN R.T.,
ARMSTRONG D.E.,
HARRIS R.F. et
HOLDREN G.C., (1975) : Phosphorus uptake and release by lake Ontario sediments.
Rapp. U.S. EPA 660/3. 75. 006, 51 p.
- CARIGAN R. et
FLETT R.J. (1981) : Post depositional mobility of phosphorus in lake sedi-
ments. *Limnol. Oceanogr.* 26, p. 361-366.
- CHASSAING B. (1982) : Etude de l'interface eau-sédiment, campagne 1981
(mars-octobre). Rapp. Comm. int. Prot. eaux Léman.
- DAVAUD E. (1976) : Contribution à l'étude géochimique et sédimentologique
des dépôts lacustres récents (lac de Morat, Suisse).
Thèse No 1745, Université de Genève
- FAVARGER P.-Y. et
VERNET J.-P. (1979) : L'isotope ¹³⁷Cs utilisé comme dateur de la pollution des
sédiments lacustres. *Arch. Sc. Genève*, 32, p. 25-42.
- FAVARGER P.-Y. et
VERNET J.-P. (1980) : Evolution de la pollution des sédiments. In : Rapports
Commission internationale pour la protection des eaux du
Léman, Campagne 1979, p. 165-274.
- FAVARGER P.-Y.,
DOMINIK J.,
VERNET J.-P. (1981) : Evolution de la pollution des sédiments du Léman. Inst.
F.-A. FOREL, manuscrit non publié, 12 p.
- KROM M.D.
BERNER R.A. (1981) : The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sedi-
ment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, p. 207-216.
- RAPIN F.,
DAVAUD E. et
VERNET J.-P. (1979) : Etude générale de la pollution des eaux du Léman. Rap-
ports Commission internationale pour la protection des
eaux du Léman pour 1978. p. 283-311.
- VERNET J.-P. et
FAVARGER P.-Y. (1977) : Chronologie récente de la pollution des sédiments. In
Rapports Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman. Partie D, campagne 1976, p. 312-322.
- WILLIAMS J.-D.,
JAQUET J.-M. et
THOMAS R.L. (1976a) : Forms of phosphorus in the surficial sediments of lake
Erie. *J. Fish. Res. Board Canada*, 33/3, p. 413-429.
- WILLIAMS J.-D.,
JAQUET J.-M. et
VERNET J.-P. (1978) : Influence des rejets de deux stations d'épuration sur
la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman.
Schweiz. Z. Hydrol. 40/2, p. 361-373.
- JAQUET J.M., (1979) : Formes du phosphore dans les sédiments lémaniques en 1978.
In : Rapports Commission internationale pour la protection
du Léman, p. 310-326.

ETUDE DE LA POLLUTION DES SEDIMENTS
DU RHONE AMONT ET DE SES AFFLUENTS
CAMPAGNE 1981

PAR

MONIQUE VIEL ET JEAN-PIERRE VERNET

LABORATOIRE DE LIMNOGEOLOGIE, UNIVERSITE DE GENEVE

RESUME

Les sédiments du Rhône et du canal de Turtig ont été prélevés à quatre reprises en 1981; les autres canaux et affluents ont été échantillonnés une seule fois.

Malgré un fléchissement, les teneurs en mercure sont toujours anormalement élevées dans les sédiments du Rhône (moyenne 1980 : 3'560 ppb; moyenne 1981 : 2'390 ppb), en relation avec la forte pollution mercurielle du canal de Turtig, et, les rejets des STEP et des zones industrielles distribuées sur son parcours.

Le canal d'Evionnaz reste après le canal de Turtig, le canal le plus pollué.

Les curages du canal de Turtig entrepris en 1979 et en 1980 ne semblent pas expliquer totalement la contamination persistante des sédiments de ce canal.

1. INTRODUCTION

Les campagnes de 1979 et de 1980 ayant démontré le rapport entre les fluctuations des teneurs en métaux et le débit du Rhône, d'une part, et les variations inhérentes aux rejets, d'autre part, les sédiments du Rhône ont été à nouveau prélevés à quatre reprises en 1981 :

- . février : période d'étiage
- . mai : début des crues
- . juillet : période des hautes eaux
- . octobre : début des basses eaux

Les affluents et autres rivières ont été échantillonnés lors de la quatrième campagne (28 au 30 octobre); le canal de Turtig (points 44 et 91) a été échantillonné à quatre reprises.

2. NUMEROTATION ET PROVENANCE

Aucune modification de la localisation des prélèvements n'est intervenue cette année, et les figures 1a et 1b sont identiques à celles des années précédentes.

Rappelons que les numéros de provenance des échantillons se retrouvent dans les tables 1 à 3, mais que sur les figures 2 et 3, pour des raisons de commodités de dessin, les échantillons sont numérotés d'aval en amont, de 1 à 27. La correspondance entre ces numéros d'ordre, les numéros de provenance et leur situation est donnée dans les tables 1 et 2.

3. METHODES ANALYTIQUES

Au début de ce nouveau plan quinquennal, un changement de laboratoire d'analyses s'est effectué, et, dorénavant, l'ensemble des analyses se fait dans le cadre de l'Institut Forel.

Pour le mercure et le cadmium, il n'y a donc pas de modification puisque leur analyse s'est toujours faite dans ce laboratoire; par contre les autres éléments, exception faite du plomb mesuré par absorption atomique, sont analysés par spectrométrie d'émission plasma et, non plus, par spectrométrie d'émission arc électrique (BRGM).

Pour apprécier les différences entre les résultats donnés par ces deux instruments, une série de recouvrement d'une vingtaine d'échantillons a été réalisée. De bonnes corrélations ont été obtenues pour les mesures du zinc et du cuivre; mais les valeurs de zinc mesurées par le spectromètre plasma sont systématiquement plus faibles de l'ordre de 40 %, et pour le cuivre, au contraire, les valeurs mesurées sont supérieures d'environ 20 %. Il sera donc nécessaire de considérer ces différences systématiques dans la comparaison des valeurs 1980-1981.

Pour des éléments comme l'argent et l'étain, autres polluants des affluents du Rhône, les limites de détection sont moins favorables que celles obtenues par le spectromètre du BRGM :

Ag = 500 à 800 ppb contre 100 ppb
Sn = 15 ppm contre 3 ppm

Cet écart induit une mauvaise définition des basses teneurs par le spectromètre d'émission plasma; toutefois pour les valeurs élevées les résultats sont tout à fait comparables avec un facteur moyen de - 20 % pour l'argent et de + 17 % pour l'étain.

4. RESULTATS

LE RHONE (fig. 2, 3, 4 et tables 1 et 2)

Comme pour les campagnes antérieures, seul le mercure présente des valeurs supérieures au double de la teneur naturelle admise (T.N. = 50 ppb) dans les sédiments du Rhône.

La contamination mercurielle qui a enregistré depuis la campagne de 1978 une aggravation, particulièrement marquée en 1980, présente un fléchissement en 1981 (table 1); toutefois, la teneur moyenne sur l'ensemble des échantillons du Rhône est encore de 2'390 ppb, donc 4.5 fois supérieure à celle déterminée en 1978.

Cette pollution est toujours liée principalement au canal de Turtig, qui draine la zone industrielle de Viège, comme l'indique la forte contamination du point 13 (fig. 2 et 3, No ordre 27) situé à l'aval de la confluence du canal et du Rhône.

La figure 4, qui donne l'évolution des teneurs mercurielles au point 13 depuis 1979, montre, d'une part leur périodicité en fonction du débit du Rhône, puisque les teneurs maximales se mesurent en hiver (étiage) et les teneurs minimales au printemps-automne, et d'autre part souligne l'impact des curages du canal de

Turtig sur les teneurs de 1980 et 1981. Toutefois, il semble difficile d'évoquer pour la teneur de février 1982 (28'000 ppb) l'effet de curage dont les derniers ont eu lieu fin 1980.

Plus en aval, d'autres contaminations se surimposent toujours :

- . points 65 à 68, en aval de Sierre et de sa zone industrielle et des canaux des STEP de Sierre et d'Uvrier
- . point 20, en aval de Sion et de sa zone industrielle
- . points 73 à 75, tronçon Saillon-Brançon. Cette année, la contamination se relève dès le point 73, et non plus seulement dans la région de Fully (point 22)
- . point 30, en aval de l'effluent de la sortie du lac de décantation de la STEP de Monthey et du complexe industriel.

Sur la table 2 et la figure 3, qui donnent l'évolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône pour les quatre périodes d'échantillonnage, on note de nouveau l'effet de dilution des contaminations par les crues sur les prélèvements de mai, effet qui se prolonge en juillet et en octobre.

RIVIERES ET CANAUX AFFLUENTS (table 3, fig. 5, 6, 7, 8, 9)

Le canal de Turtig se distingue toujours par une pollution spécifiquement mercurielle inquiétante, avec toutefois des teneurs plus faibles qu'en 1980 sur l'ensemble des prélèvements, mais généralement supérieures à 20'000 ppb (table 2).

La figure 5 témoigne de la variation des teneurs en fonction du prélèvement et de leur diminution après le curage de fin 1980. Le débit régularisé de ce canal explique l'absence de périodicité dans la succession des minima et des maxima enregistrés par les sédiments. A la fin de 1981, les teneurs mesurées semblaient indiquer une amélioration de la situation qui est infirmée par la teneur mesurée au point 44 (232'000 ppb) en février 1982. Il ne semble pas que la lumière soit entièrement faite sur les causes de la pollution de ce canal et l'investigation doit donc se poursuivre.

Les sédiments du canal d'Evionnaz enregistrent encore une pollution polymétallique (Hg, Cd, Zn, Cu, Sn, Ag), particulièrement marquée pour le cadmium; toutefois toutes les teneurs en métaux traces ont diminué par rapport à l'échantillonnage de 1980 - considération faite des changements de méthodes analytiques -. Les plus fortes valeurs sont définies cette année au point 76 (Cd = 271'000 ppb, table 3), et il semble que, depuis 1979, la contamination se déplace vers l'aval (1979 = point 136; 1980 = point 121; RAPIN & al, 1981).

Pour les autres rivières et canaux, la situation de 1981 reflète celle définie en 1980; signalons toutefois que les sédiments de la Gamsa, prélevés à l'aval de l'usine d'incinération (point 43) présentent une teneur normale en cadmium.

- . la Viège présente toujours une teneur anormale en mercure, mais plus faible (730 ppb contre 1'440 ppb en 1980)
- . le mercure et le cadmium sont toujours les principaux contaminants des canaux de Rarogne, Ardon-Riddes, de Fully, de Stockalper et du Grand-Canal
- . le canal d'Ardon-Riddes enregistre encore une pollution par l'argent, et compte tenu de la correction nécessitée par le changement de laboratoire d'analyses (voir chapitre 3), cette contamination est plus faible qu'en 1980. Le cuivre et le zinc restent élevés à la hauteur de la STEP de Saint-Pierre de Clages
- . les sédiments des canaux recevant les rejets de STEP présentent une pollution polymétallique importante. Les STEP de Sion et de Sierre ont un impact qui s'enregistre aussi dans les sédiments du Rhône (voir chapitre Rhône)
- . la Saltine, la Navisence, les torrents de Montana, de la Borgne et de la Dranse sont toujours à l'état naturel.

5. CONCLUSIONS

- . Malgré le fléchissement, la pollution mercurielle des sédiments du Rhône est encore très élevée; la teneur moyenne de 1981 est 14 fois plus grande qu'en 1977, fin de la période de faibles contaminations. Celle-ci est encore à corrélérer avec la forte pollution du canal de Turtig. Les curages de ce canal survenus en 1979 et 1980 ne semblent pas expliquer complètement la permanence de cette pollution, dont l'intensité est souvent variable. Les autres sources en mercure sont liées aux zones industrielles de Sierre et de Sion et aux rejets des STEP.
- . L'état des canaux et des rejets des STEP restent stationnaires.
- . On ne relève pas, cette année, de pollution par le cadmium dans la Gamsa.
- . Le canal d'Evionnaz est toujours caractérisé par une pollution polymétallique, qui est toutefois plus faible qu'en 1980; de plus, il semble que cette pollution se déplace vers l'aval depuis l'échantillonnage de 1979, indiquant peut-être l'abandon de certains points de rejets et l'évacuation lente des sédiments pollués ?
- . Les principaux affluents du Rhône (à l'exception des canaux) sont exempts de contamination par les métaux lourds.

BIBLIOGRAPHIE

- RAPIN F. et VERNET J.P. (1980) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1979, p. 234-246.
- RAPIN F. et VERNET J.P. (1981) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 1980.

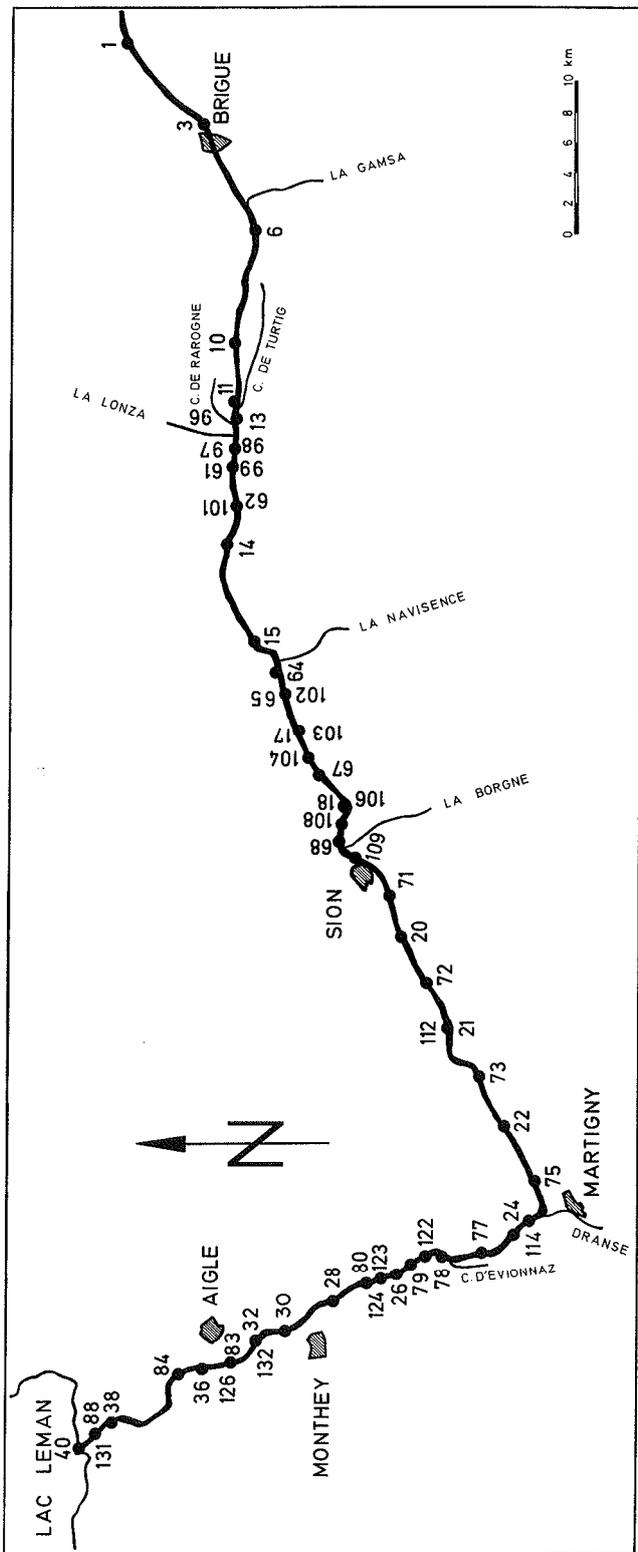


Fig. 1 a)

TENEUR

PPB

Teneur naturelle = 50 PPB

19089

14847

10605

6363

2121

1981 : Moyenne de 4
prélèvements

2X
T.N.

20

10

LEMAN

SION

BRIGUE

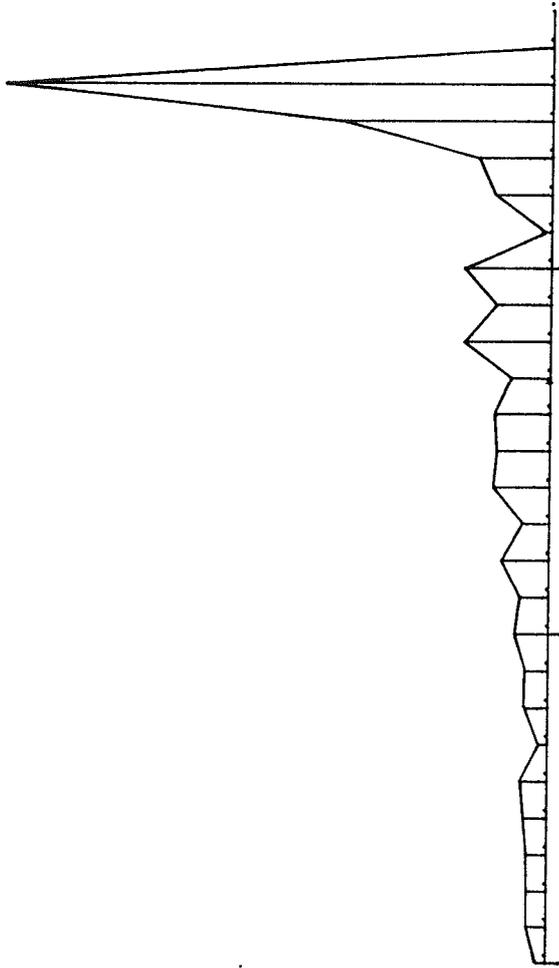


Fig. 2 TENEUR MOYENNE EN MERCURE
DES SÉDIMENTS DU RHÔNE

Teneur en mercure des sédiments du Rhône pendant l'année 1981

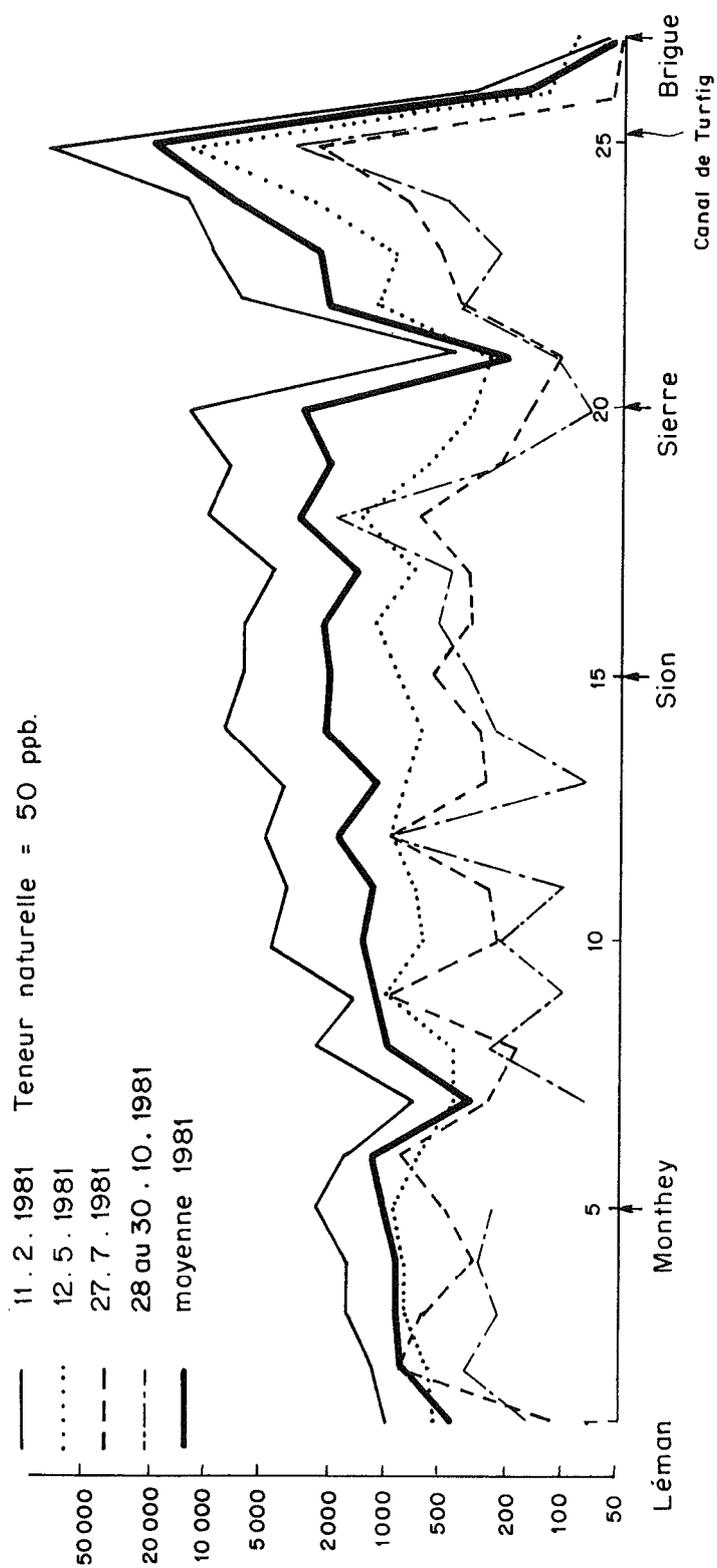


Fig. 3

Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône
 au point n° 13 (Gampel - Steg)

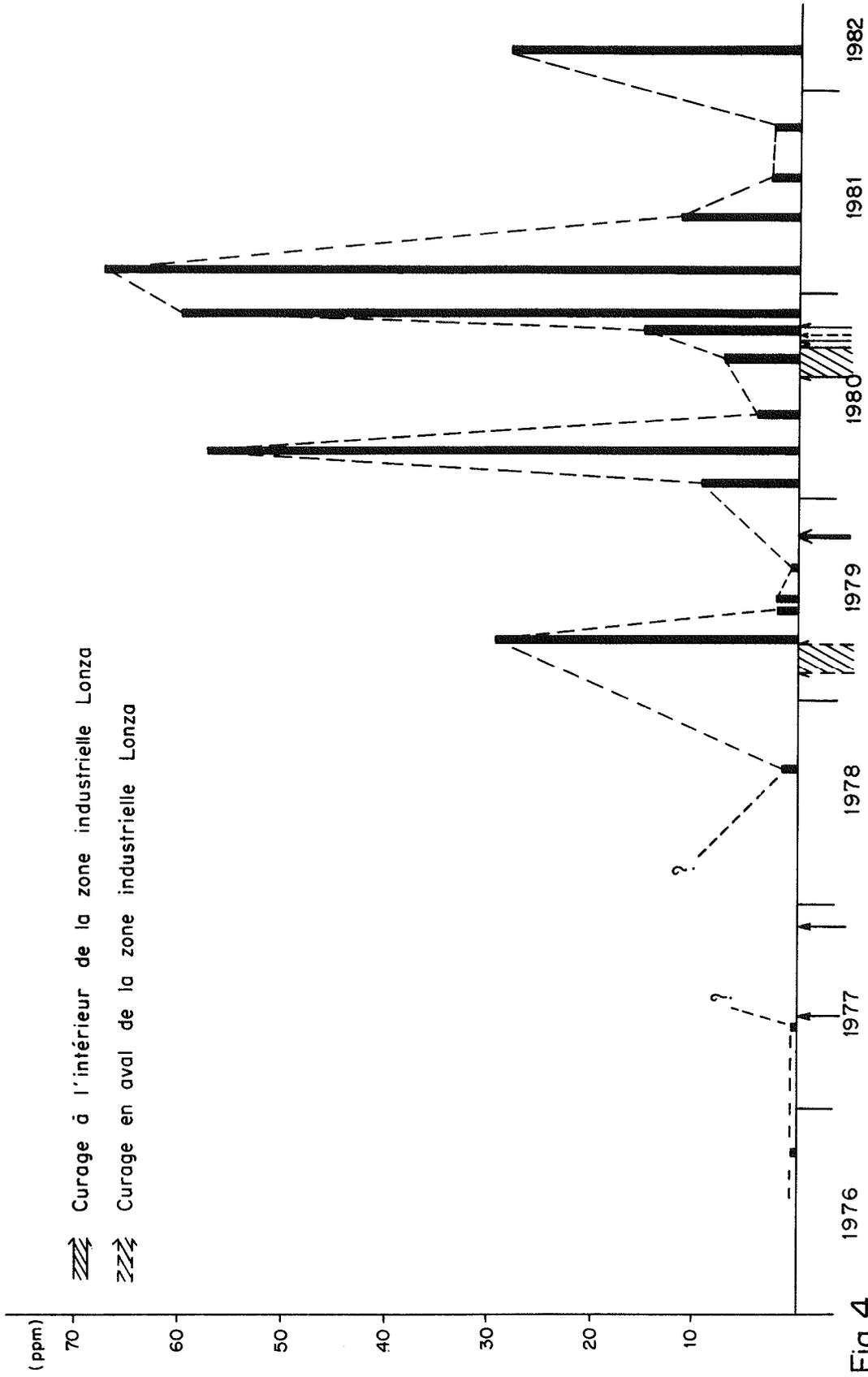


Fig. 4

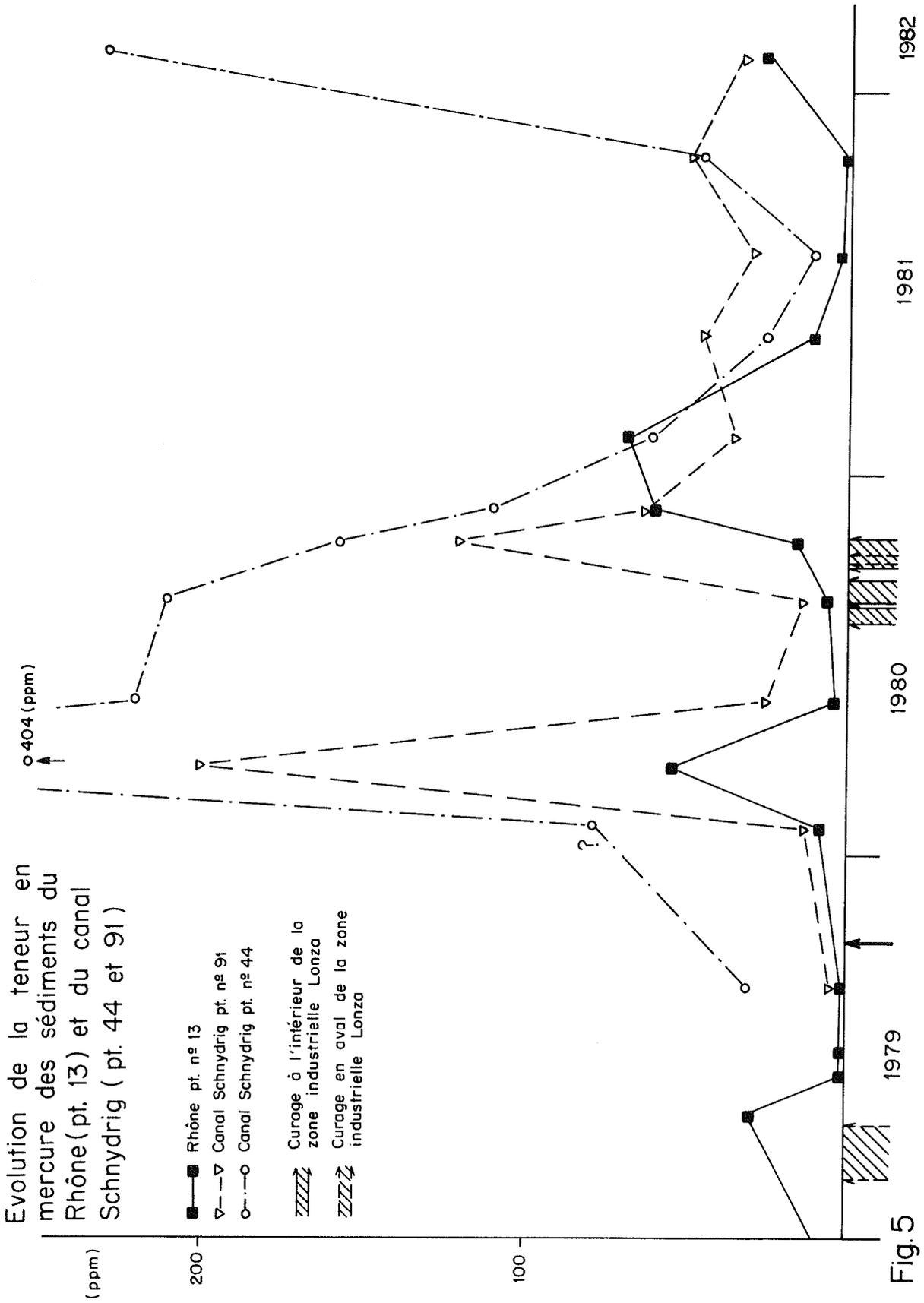


Fig.5

EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU RHONE

TABLE 1

No d'ordre sur fig.	No de provenance	Situation	1976	1977	1978	1979*	1980**	1981**
1	40	Le Bouveret	180	190	470	360	520	420
2	88	Noville	460	180	540	790	1330	800
3	38	Porte du Scex	240		220	550	1230	840
4	36	Illarsaz	180	160	300	630	1260	810
5	30	Monthey	160		380	820	1690	960
6	80	Aval de St-Maurice	660	300	330	540	1420	1090
7	26	Lavey-les Bains	70	440	170	410	630	380
8	78	Evionnaz	290	210	310	730	1070	910
9	114	Les Follatères		60	320	890	1530	910
10	75	Branson	130	120	180	670	1480	1340
11	22	Fully	260	110	550	670	2510	1170
12	73	Saillon	180	110	270	710	1580	1860
13	72	Ardon	200	50	510	610	2530	1100
14	20	Aproz	170	160	1300	990	5180	2240
15	71	Aval de Sion	240	60	1380	560	2300	2070
16	68	Bramois	740	90	840	1230	4820	2200
17	18	St-Léonard	190	100	860	880	5030	1550
18	67	Granges	180	90	730	1710	5550	3410
19	17	Chalais	170	50	600	1200	2250	2140
20	65	Laminoir Chippis	150	170	680	1110	7740	3370
21	15	Finges	160	390	620	680	1440	250
22	14	La Souste	270	250	300	1540	2890	2270
23	62	Gampinen	160	310	720	2480	9380	2870
24	99	Niedergampel		190	430	3570	2140	8140
25	13	Gampel	370	280	1170	7920	25300	21210
26	10	St-Germain	30	120	50	210	180	200
27	3	Brigue	30	50	20	40	70	70

* Moyenne de 4 prélèvements

** Moyenne de 6 prélèvements

Campagne 1981

TABLE 2

EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES SEDIMENTS DU RHÔNE ET DU CANAL DE TURTIG (1981)

No d'ordre sur fig.	No de provenance	Situation	11.2.81	12.5.81	27.7.81	28-30 10.81	Moyenne 1981
1	40	Le Bouveret	890	520	120	160	420
2	88	Noville	1370	620	830	390	800
3	38	Porte du Scex	1740	750	630	240	840
4	36	Illarsaz	1780	790	330	330	810
5	30	Monthey	2310	810	460	270	960
6	80	Aval de St-Maurice	1660	640	760	—	1090
7	26	Lavey-les-Bains	610	480	330	80	380
8	78	Evionnaz	2690	480	180	290	910
9	114	Les Follatères	1600	970	990	100	910
10	75	Branson	4220	650	260	240	1340
11	22	Fully	3670	710	310	110	1170
12	73	Saillon	4520	920	920	1090	1860
13	72	Ardon	3220	780	310	80	1100
14	20	Aproz	7660	650	370	280	2240
15	71	Aval de Sion	6490	900	510	390	2070
16	68	Bramois	6500	1170	380	550	2200
17	18	St-Léonard	4620	720	380	480	1550
18	67	Granges	9600	1500	670	1890	3410
19	17	Chalais	7450	590	260	280	2140
20	65	Laminoir de Chippis	12900	330	185	80	3370
21	15	Finges	370	370	120	160	250
22	14	La Souste	6960	1270	420	410	2270
23	62	Gampinen	9700	980	530	280	2870
24	99	Niedergampel	28150	3150	730	530	8140
25	13	Gampel	67820	11440	2350	3230	21210
26	10	St-Germain	530	140	60	50	200
27	3	Brigue	50	150	35	60	70
Canal de Turtig	91 44	Aval STEP Aval Lonza	35620 60750	44420 24360	12950 30120	47050 45650	35010 40220

Campagne 1981

TABLE 3

TENEURS EN METAUX LOURDS ET EN MATIERE ORGANIQUE DES AFFLUENTS DU RHONE

	No	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Sn	Ag	% C. org.
La Saltine	4	40	330	16	99	68.5	30	800	0.53
La Gamsa	43	50	420	37	91.5	66	16	500	1.00
	94	20	360	26	43	26	14	700	0.24
La Viège	7	730	100	14	81	63.5	46	1300	0.64
C. de Turtig	12	19860	300	27	108	63	20	700	0.97
	8	17220	100	12	77.5	55.5	24	700	0.61
	91	47050	250	26	92.5	60	20	600	0.81
	44	45650	230	18	103	75	32	1600	0.61
	44(bis)	12850	90	10	72.5	48.6	24	700	0.47
Affl. C. de Turtig	9	140	200	12	77.5	46.8	24	700	1.00
C. de Rarogne	51	100	590	43	218	52	30	700	1.80
	60	50	770	38	216	63	28	700	1.59
	53	420	1610	44	6450	87.5	34	700	5.55
	95	250	530	19	242	73	20	800	4.93
La Navisence	16	20	50	3	48.5	28	26	700	0.22
STEP Sierre	90	790	790	84	266	143	8	1700	2.92
T. de Montana	66	90	310	52	106	45.8	15	700	2.27
STEP Granges	105	150	660	14	296	127	20	700	4.67
STEP Uvrier	107	160	620	29	182	72.5	15	700	2.28
La Borgne	19	30	80	6.4	50	27.8	24	900	0.15
STEP Sion R.G. (Vissigent)	157	130	340	15	210	58	15	1100	1.63
STEP Sion R.D.	89	2260	5180	142	1510	740	62	30200	16.47
STEP Conthey	110	390	1240	76	362	185	36	700	5.24
C. Ardon-Riddes	134	180	490	50	156	60	15	1500	1.63
	112	750	1230	106	310	188	20	5100	4.25
	111	300	1000	75	230	157	15	2200	4.94
	150	610	900	110	260	156	18	3700	3.78
St-Pierre de Clages	152	1370	2000	160	466	306	24	6400	5.46
C. Ardon-Riddes	151	500	1160	97	256	150	20	4400	3.52
	154	1000	1700	182	432	204	38	7600	5.05
C. de Fully	74	190	500	45	222	113	15	880	2.33
	113	310	710	55	276	158	15	800	2.62
STEP Martigny	115	560	290	30	148	61	15	1100	1.06
La Dranse	23	390	150	18	71	33.2	15	800	0.21
C. Evionnaz	25	990	7290	100	620	106	56	1400	6.61
	76	3930	271100	530	2760	550	2400	2100	5.69
	121	170	3760	156	605	139	30	800	6.32
	136	100	1900	100	368	84	24	800	5.06
C. de Massongex	143	130	3080	42	202	408	18	800	0.80
Collombey	33	150	250	19	86.5	39.8	18	800	0.59
	82	340	550	68	182	49.6	23	800	3.06
C. de Stockalper	41	260	3230	40	272	53	15	700	1.85
	133	2690	520	41	177	87.5	15	800	1.71
	86	130	2090	27	185	49.4	15	800	1.77
	37	220	1130	39	123	46	15	800	2.02
STEP Vouvy	130	120	3430	49	204	58	15	800	2.42
	85	40	1700	22	104	30	15	800	1.87
	35	290	9040	43	310	49	15	800	1.97
	142	740	1610	208	420	120	20	1200	4.18
Grand Canal	87	80	500	38	129	68	15	800	4.86
	39	120	730	31	175	89.5	15	800	3.59

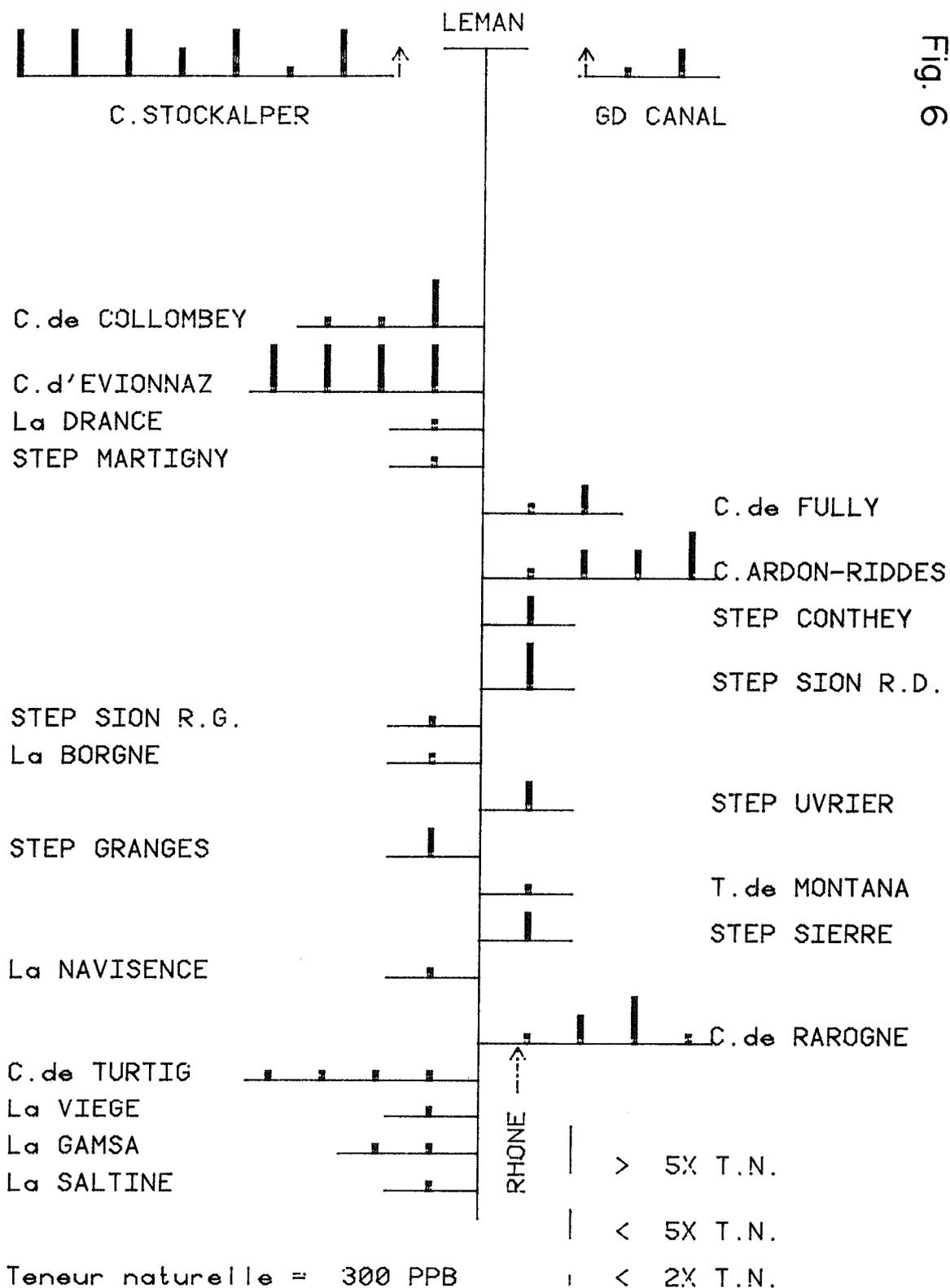
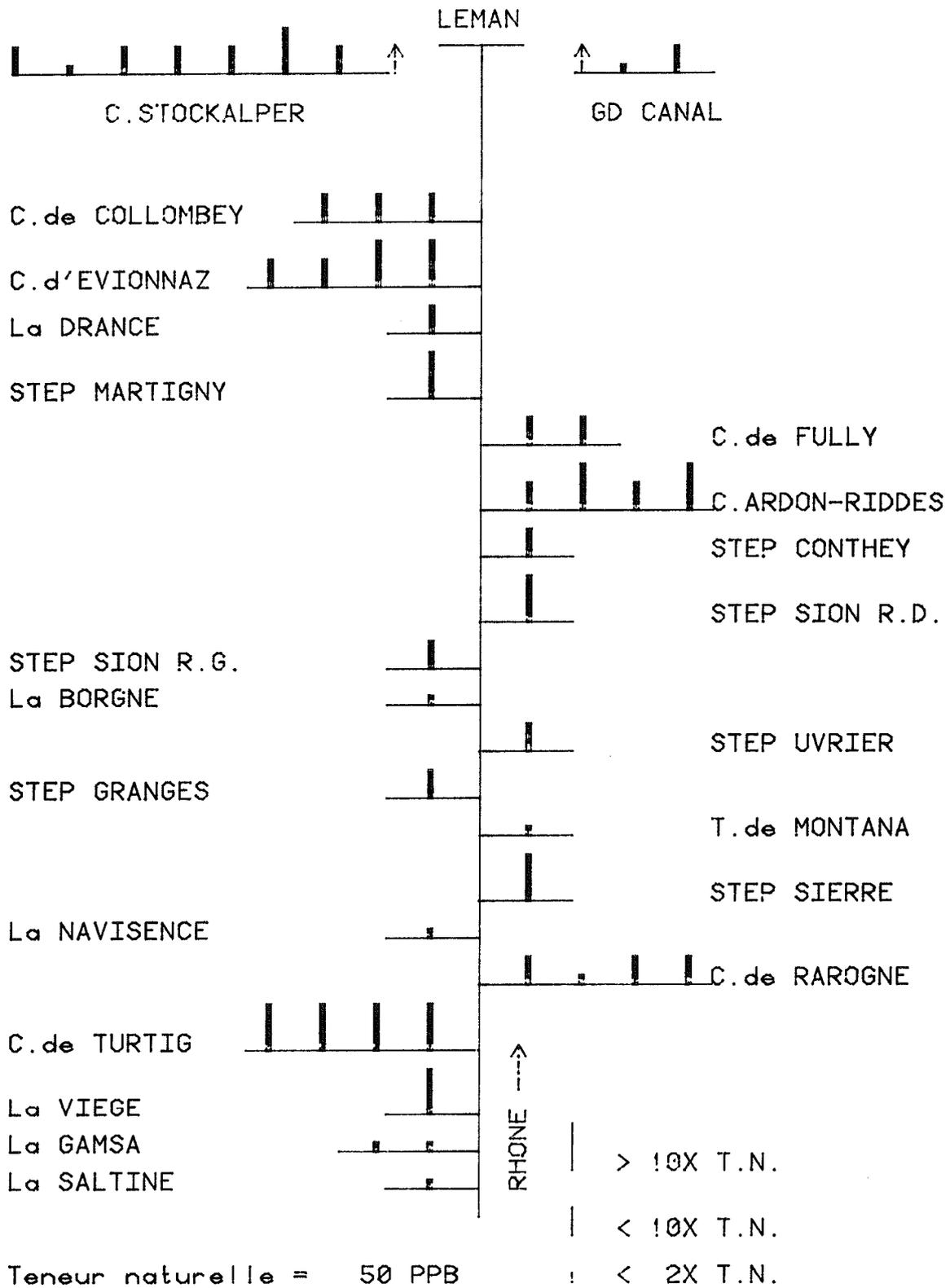


Fig. 6

AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN CADMIUM (1981)



AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN MERCURE (1981)

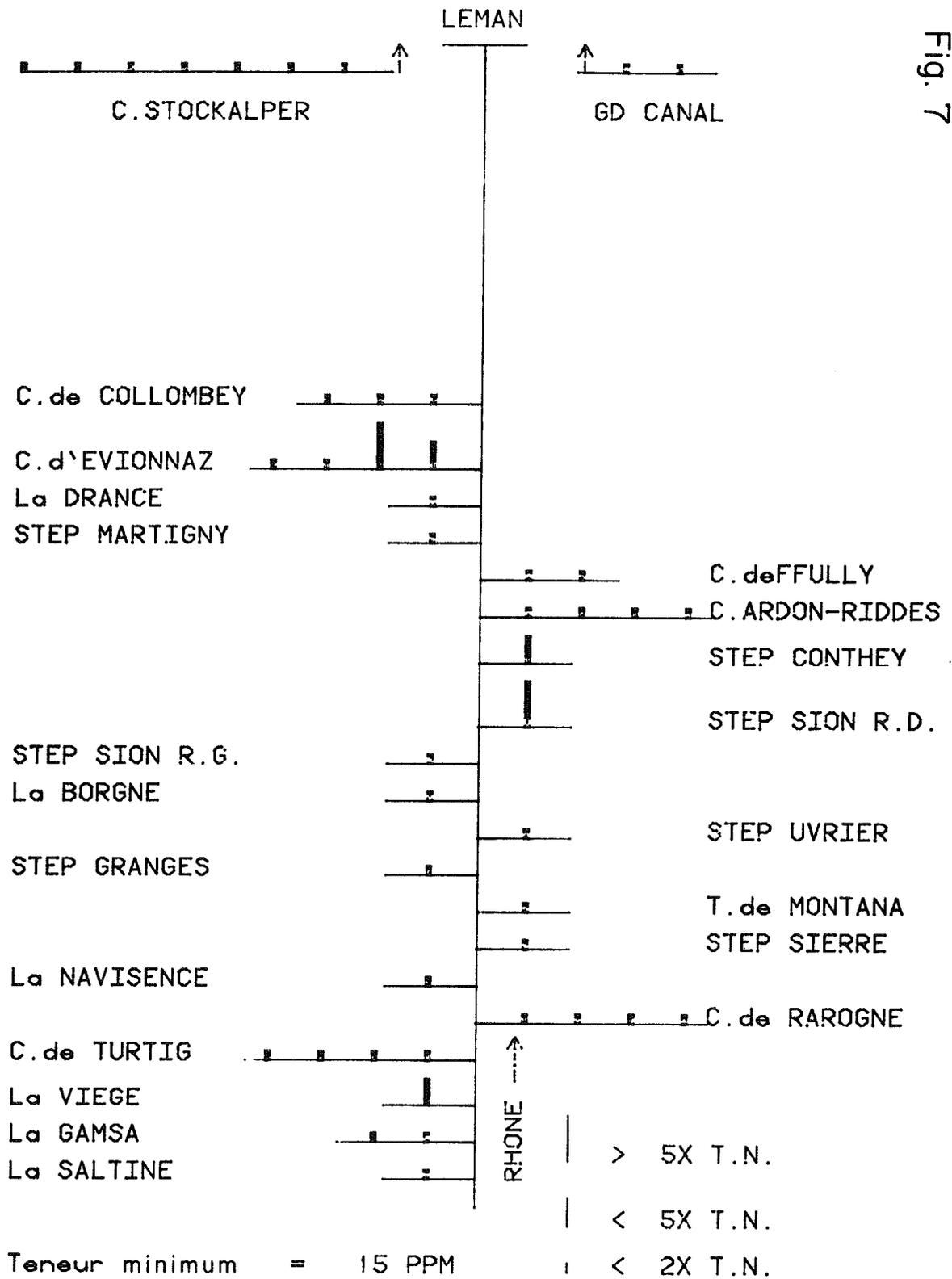
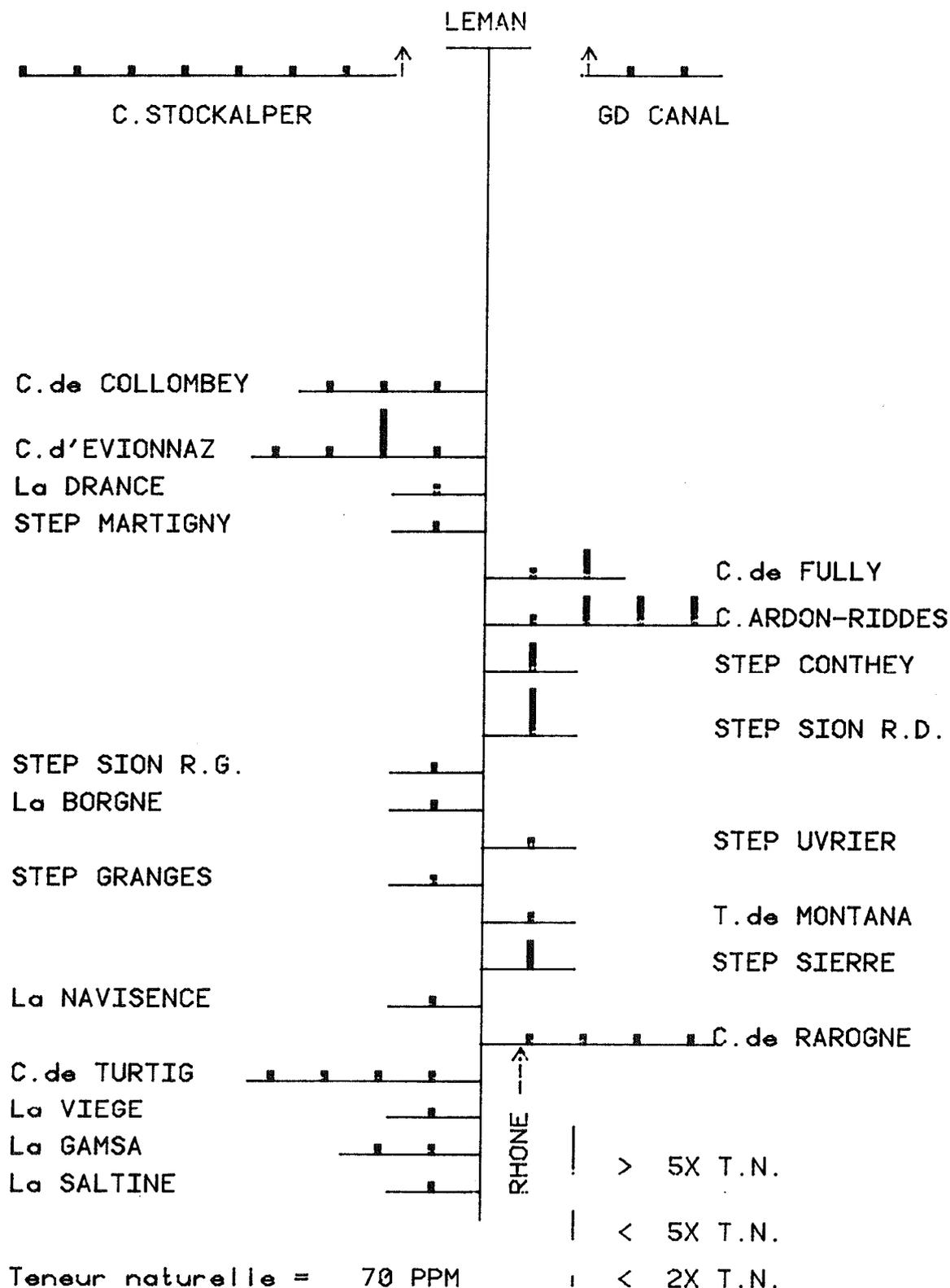


Fig. 7

AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN ETAIN (1981)



AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN CUIVRE (1981)

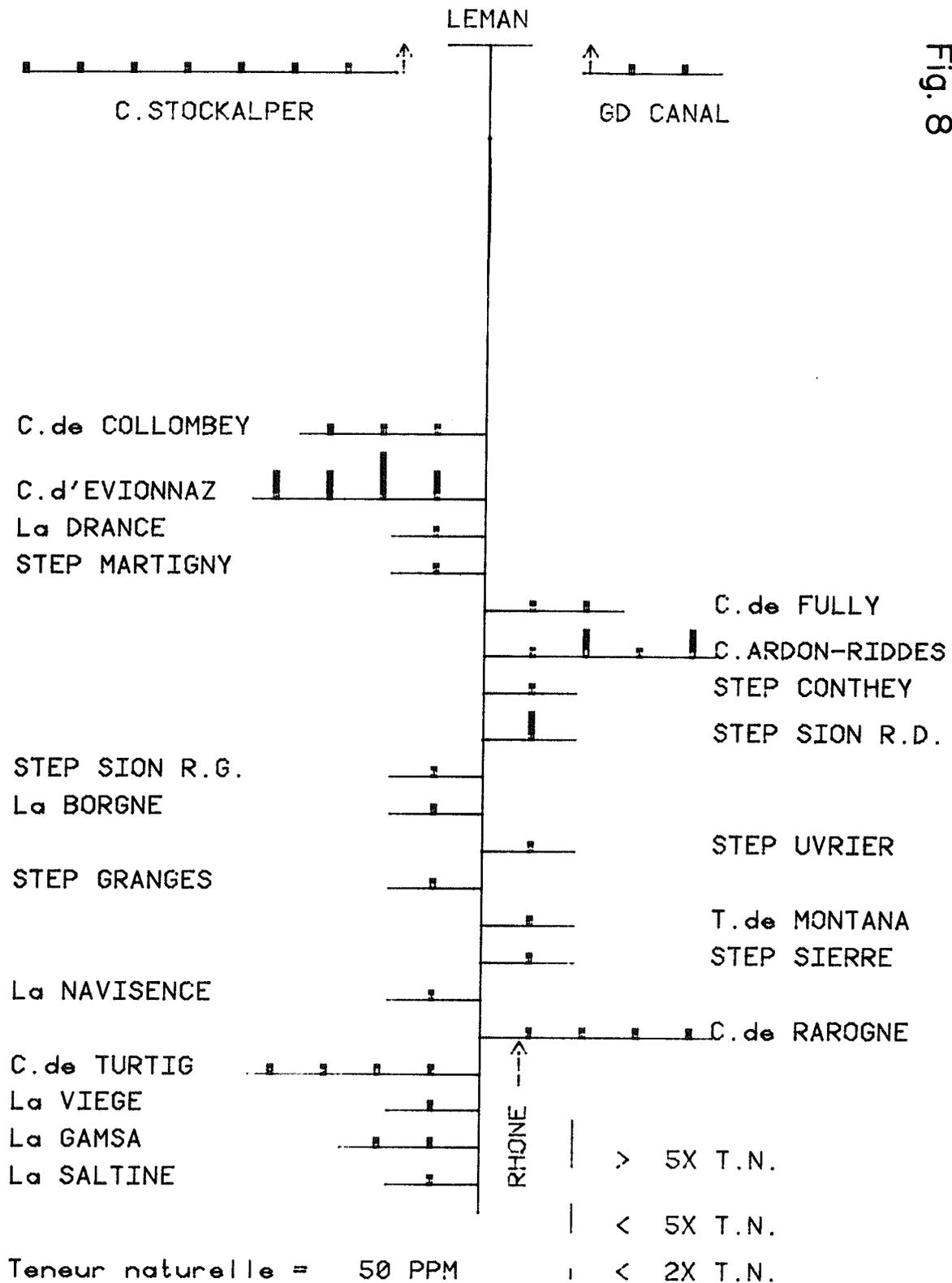
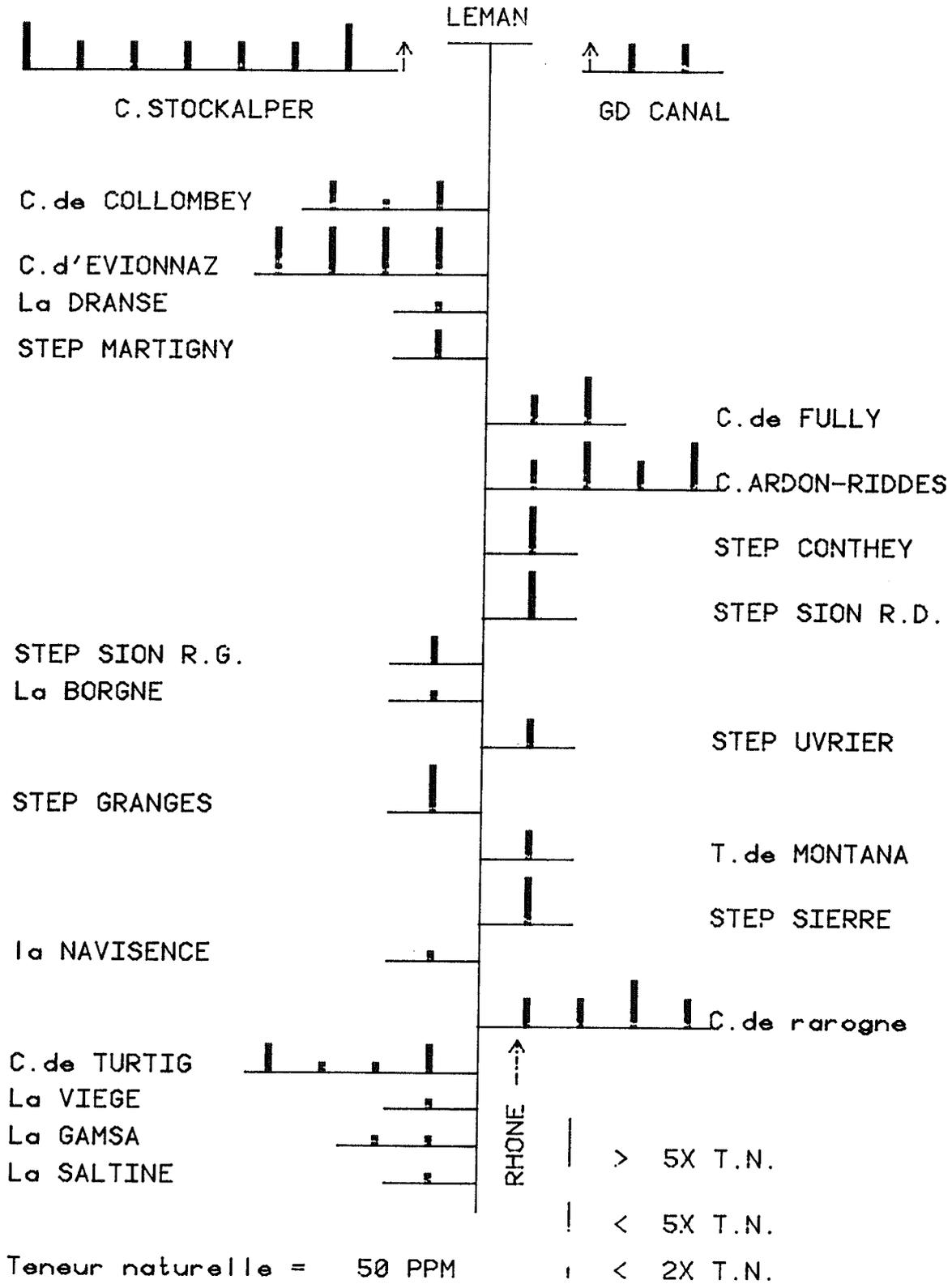


Fig. 8

AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN PLOMB (1981)



AFFLUENTS DU RHONE: TENEUR EN ZINC (1981)

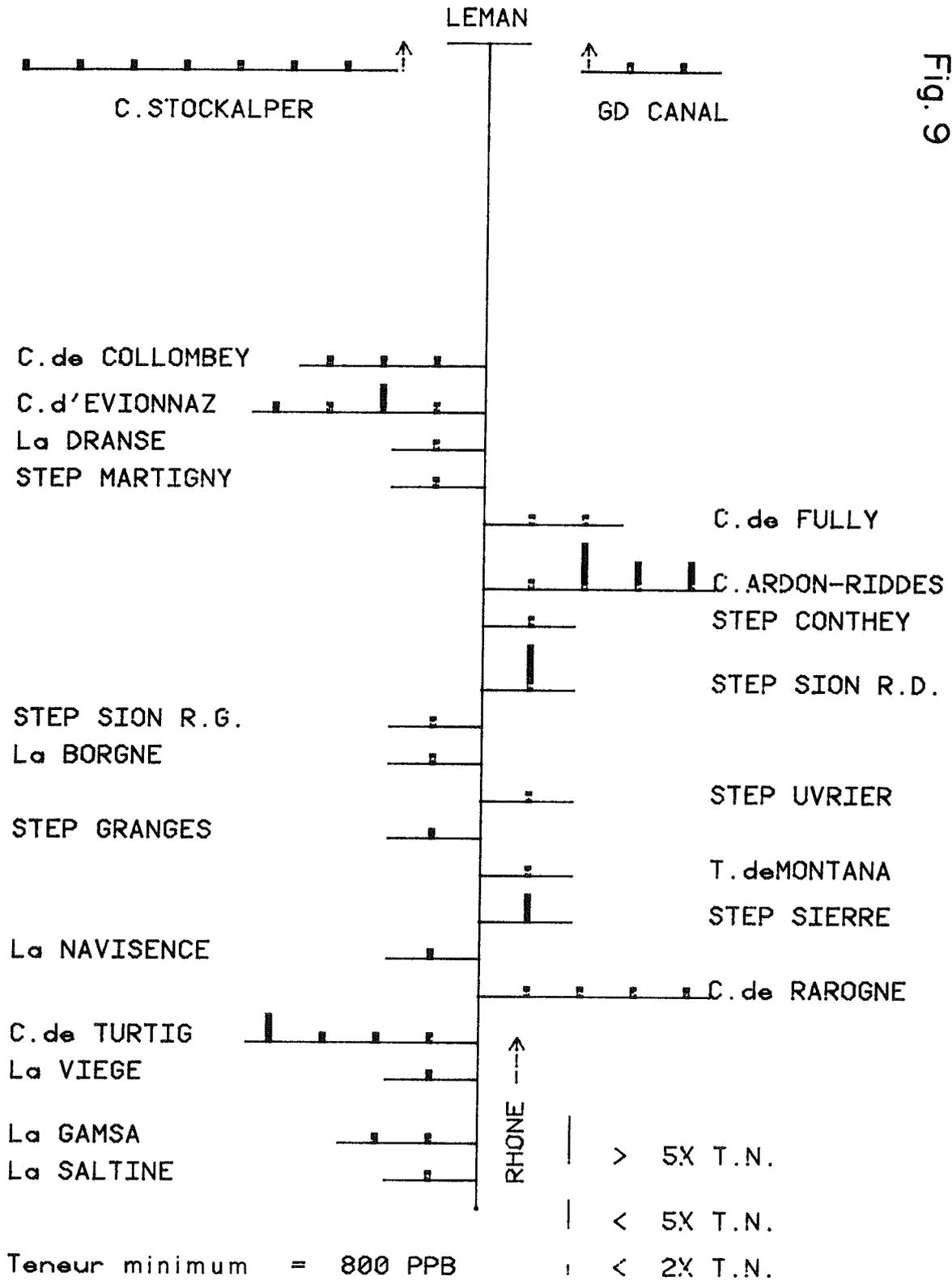


Fig. 9

AFFLUENTS DU RHONE : TENEUR EN ARGENT (1981)

CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION
CAMPAGNE 1981

PAR

LUC THELIN

CHEF DU SERVICE DES CONTROLES DE POLLUTION
DEPARTEMENT DES TRAVAUX PUBLICS - GENEVE

RESUME

78 stations d'épuration représentant 86 % de la capacité totale sont suffisamment contrôlées. Elles respectent très généralement les normes de rejet pour les matières organiques (DBO - DCO). Les grandes stations respectent également les normes pour le phosphore, tandis qu'un trop grand nombre de petites stations ne font que s'en approcher.

Le calcul des charges quotidiennes par habitant montre que peu de stations sont surchargées pour la charge organique tandis qu'un grand nombre reçoit trop d'eau.

Le présent rapport se réfère à 160 stations d'épuration en service en 1981, dont 116 sont situées dans le bassin du Léman et 44 dans le bassin du Rhône en aval de Genève. 65 stations sont équipées d'installation de déphosphatation alors que 51 ne le sont pas encore.

Pour plus de clarté les renseignements concernant chaque département ou chaque canton sont groupés. Ils comprennent :

- a. Liste des stations d'épuration
- b. Tableau des contrôles effectués avec les concentrations d'entrée, de sortie et le rendement d'élimination
- c. Estimation de la charge quotidienne ou flux de pollution
- d. Estimation de la charge quotidienne par habitant raccordé.

1. NOMBRE ET FREQUENCE DES CONTROLES

Pour 78 stations d'épuration représentant 86 % de la capacité totale, les contrôles ont été effectués sur prélèvements moyens de 24 heures et plus de quatre fois pas an. Ceci représente les exigences minimales de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

Les contrôles ont été en nombre insuffisant ou uniquement sur prélèvements instantanés pour 12 % de la capacité. Enfin, 2 % de la capacité n'a pas été contrôlée.

TABLEAU 1 - Fréquence des contrôles effectués en 1981 sur les stations d'épuration

	Stations d'épuration en service		1 à 3 contrôles sur 24 h et contrôles instantanés		contrôles sur 24 h 4 fois et plus		non contrôlées	
	Nombre	Capacité	Nombre	Capacité	Nombre	Capacité	Nombre	Capacité
Haute-Savoie	34 100 %	310'000 100 %	31 91 %	192'400 62 %	1 3 %	115'000 37 %	2 6 %	2'600 1 %
Vaud	58 100 %	683'210 100 %	12 21 %	19'435 3 %	46 79 %	663'775 97 %	0 0 %	0 0 %
Valais	43 100 %	855'200 100 %	4 9 %	27'200 3 %	25 58 %	802'650 94 %	14 33 %	25'350 3 %
Genève	15 100 %	504'380 100 %	6 40 %	13'030 2.5 %	6 40 %	490'300 97.3 %	3 20 %	1'050 0.2 %
Ain	10 100 %	56'900 100 %	3 30 %	32'500 57 %	0 -	0 -	7 70 %	24'400 43 %
Total	160 100 %	2'409'690 100 %	56 35 %	284'565 12 %	78 49 %	2'071'725 86 %	26 16 %	53'400 2 %

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

- a. La concentration fixée par les normes de rejet est atteinte dans une grande majorité des stations suisses pour la demande biochimique en oxygène, moins souvent pour l'oxydabilité au permanganate ou la demande chimique en oxygène.

Les rendements d'épuration pour ces paramètres (DBO_5 - $KMnO_4$ - DCO) dépassent souvent les 80 % et même les 90 % et ceci même dans les plus grandes stations qui sont spécialement chargées. Il est à remarquer que les stations de Haute-Savoie, par suite de très fortes concentrations des eaux brutes (plus de 200 mg/l voire de 300 mg/l de DBO_5), ne peuvent atteindre les concentrations de rejet malgré de très bons rendements de l'ordre de 80 à 95 %.

- b. En ce qui concerne la déphosphatation, les résultats sont beaucoup plus irréguliers. A côté des grandes stations vaudoises qui respectent les normes de rejet avec des rendements remarquables, trop de stations se contentent d'approcher la norme de 1 mg P/l et un rendement de 50 % environ, alors qu'il devrait être de 85 %.

3. FLUX DE POLLUTION ET APPORT AU LAC

Les flux de pollution ont été calculés pour toutes les stations d'épuration dont le débit est mesuré.

De plus, afin de compléter les bilans des apports par les affluents du lac, le plan quinquennal 1981-1985 prévoit un nombre supplémentaire d'analyses pour les rejets des six principales stations se déversant directement au lac. Les paramètres choisis concernent uniquement les nutriments. Le tableau suivant donne donc les apports en tonnes par an.

TABLEAU 2 - Apports directs au lac par les effluents des grandes stations d'épuration en 1981

	Lausanne bio+hydro	Vevey	Montreux	Morges	Pully	Thonon
TOC tonne C/an	806	59	134	81	34	
Phosphore total tonne P/an	20.8	4.7	8.7	4.0	1.8	26.9
PO ₄ ⁻⁻⁻ tonne P/an	6.6	1.8	5.1	1.1	0.4	15.7
Azote total tonne N/an						155
NH ₄ ⁺ tonne N/an	471	38	89	62	33	92
NO ₂ ⁻ tonne N/an						0.33
NO ₃ ⁻ tonne N/an	31.0	4.4	12.4	15.7	2.2	0.5
Cl ⁻ tonne Cl/an						400
DCO tonne O ² /an	2'851	220	456	263	116	2'068

4. CHARGES QUOTIDIENNES PAR HABITANT

Disposant cette année de chiffres détaillés sur la population raccordée à chacune des stations d'épuration, il a été possible de calculer la charge quotidienne par habitant pour la DBO₅, le phosphore total ainsi que le débit par habitant.

Ceci permet d'évaluer le degré de saturation des installations et également l'importance des eaux parasites, ainsi que la part des industries. Il est à remarquer que les stations surchargées en matières organiques (plus de 75 g de DBO₅ par habitant) sont rares, tandis que la charge hydraulique est généralement très forte. Le département de la Haute-Savoie fait exception, la charge hydraulique par habitant étant exceptionnellement faible.

LISTE DES STATIONS EN SERVICE DONT IL A ETE TENU COMPTE DANS CE RAPPORT

Les stations marquées d'un * n'ont pas été contrôlées en 1981

Les stations marquées d'une + ne sont pas équipées de déphosphatation

HAUTE-SAVOIE (bassin du Léman)

Avoriaz +	Saint Paul en Chablais +
Bons en Chablais +	Thonon-les-Bains
Cervens +	Vacheresse +
Le Biot *+	Veigy-Foncenex

HAUTE-SAVOIE (bassin de l'Arve)

Annemasse	Les Houches/Servoz
Araches	Magland
Bellecombe	Mieussy *
Boège	Neydens
Bonneville	Saint-Julien en Genevois
Collonges/Salève	Saint-Pierre en Faucigny
Combloux	Sallanches
Cordon	Samoens
Etrembières	La Roche sur Foron
Flaine	Taninges
Les Gets	Taninges Praz de Lys
Grand Bornand	Le Thy
Grand Bornand Chinaillon	Valleiry

Les stations du bassin de l'Arve ne sont pas astreintes à la déphosphatation

Voir tableaux 3 à 6.

TABLEAU 3 (suite)
 HAUTE-SAVOIE
 o sans déphosphatation

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		DCO mg/l		Phosphore total mg/l		%
				E	S	E	S	E	S	E	S	
Collonges s/Salève	4'000	4 S	instantané		6		6	19				o
Avoriaz	4'000	2 S	instantané	202	145		470					o
Grand-Bornand (le)	3'400	4 S	instantané	110	78		353					o
Taninges (Praz de Lys)	3'000	4 S	instantané	85	46		155					o
Valleiry	3'000	4 S	instantané	100	85		230					o
Combloux	3'000	4 S	instantané	35	30		95					o
Bons en Chablais	2'700	3 S	instantané	30	35		75					o
Les Houches	2'500	4 S	instantané		30		50					o
St-Pierre en Faucigny	2'500	4 S	instantané	23	10		35					o
Vacheresse	2'500	3 S	instantané	20	15		70					o
Veigy/Foncenex	2'500	4 S	instantané	35	40		165					o
Cordon	1'800	4 S	instantané	15	15		30					o
				7	8		27					o
				325	880		905					o
				175	170		380					o

HAUTE-SAVOIE
 o sans déphosphatation

CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		DCO mg/l		Phosphore total mg/l	
				E	S	E	S	E	S	E	S
Cervens	1'800	1 E + 1 S	instantané	90	15	85	10	300	65	18	5.3
Araches Les Carroz	1'800	3 S	instantané	140	140	85	85	370	370	78	-
Boège	1'500	3 S	instantané	-	-	-	-	-	-	-	-
Magland	1'500	3 S	instantané	45	45	75	75	100	100	78	-
Grand Bornand (Chinailion)	700	2 S	instantané	50	50	60	60	110	110	78	-
Etrembières	500	4 S	instantané	60	60	110	110	165	165	78	-
				15	15	40	40	85	85		
				40	40	85	85	140	140		

o o o o o o

TABLEAU 4
 HAUTE-SAVOIE
 CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
 o sans déphosphatation

Stations	Capacité habitabts	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		mat. susp. mg/l		DCO mg/l		Phosphore total mg/l		%
				E	S	E	S	E	S	E	S	
Thonon-les-Bains	115'000	4 E + 12 S	24 heures	205	45	400	73	779	255	779	3.5	64.5
Annemasse	60'000	1 E + 1 S	24 heures	247	15	187	13	514	65	514	9.8	67.5
La Roche s/Foron	17'000	1 E + 1 S	24 heures	238	108	507	209	658	260	658	8.5	87.5
Flaine	7'000	1 E + 1 S	24 heures	242	31	185	32	493	106	493	8.5	78.5
Le Grand Bornand	3'400	1 E + 1 S	24 heures	109	202	167	314	356	462	356	8.5	-
Combloux	3'000	1 E + 1 S	24 heures	124	159	120	180	277	219	277	21.0	-
Les Houches/Servoz	2'500	1 E + 1 S	24 heures	292	39	301	22	748	87	748	88.0	88.0
Veigy/Foncenex	2'500	1 E + 1 S	24 heures	200	4	293	7	705	25	705	16.3	96.5
Araches les Carroz	1'800	1 E + 1 S	24 heures	200	160	197	102	710	382	710	46.5	46.5
Cervens	1'800	1 E + 1 S	24 heures	383	45	1186	126	1585	186	1585	15.0	88.5
St-Paul-en-Chablais	1'500	1 E + 1 S	24 heures	242	242	231	231	442	442	442	12.6	0.0

o o o o o o o o o o

TABLEAU 5 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE

HAUTE-SAVOIE

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Thonon-les-Bains	18'639	3972	868	3104	7735	1346	6389	189	73	116
Annemasse	12'054	2981	186	2795	2251	155	2096	-	-	-
La Roche-sur-Foron	4'045	1394	437	957	2052	847	1205	-	-	-
Flaine	1'170	283	36	247	216	38	178	10	10	0
Grand-Bornand	950	104	192	-	159	298	-	-	-	-
Combloux	1'150	143	183	-	138	207	-	-	-	-
Les Houches/Servoz	77	23	3	20	23	2	21	-	-	-
Veigy-Foncenex	124	25	0.5	24.5	36	1	35	2.03	0.48	1.55
Araches-les-Carroz	325	65	52	13	64	33	31	-	-	-
Cervens	253	97	11	86	300	32	268	3.8	0.6	3.2
St-Paul-en-Chablais	95	23	23	-	22	20	2	1.2	1.3	0

TABLEAU 6 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE PAR HABITANT

HAUTE-SAVOIE

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO ₅	Charge hydraulique	Charge phosphore total
			gr/hab/jour	l/hab/jour	gr/hab/jour
Thonon-les-Bains	115'000	82'000	48.4	227	2.30
Annemasse	60'000	50'000	59.6	241	
La Roche s/Foron	17'000	7'000	199.0	577	
Flaine	7'000	700 - 12'000*	23.6	98	0.80
Grand-Bornand	3'400	600 - 4'000*	26.0	238	
Combloux	3'000	1'000 - 6'700*	21.3	172	
Les Houches/Servoz	2'500	400 - 2'000*	11.5	39	
Veigy/Foncenex	2'500	1'700	14.7	73	1.20
Araches-les-Carroz	1'800	500 - 5'700*	11.4	57	
Cervens	1'800	300	323.0	843	12.70
St-Paul-en-Chablais	1'500	500	46.0	190	2.40

* Population pendant la saison touristique

LISTE DES STATIONS EN SERVICE DONT IL A ETE TENU COMPTE DANS CE RAPPORT

Les stations marquées d'une + ne sont pas équipées de déphosphatation

VAUD

Lausanne	Eclépens +
Lausanne (Hydro)	Chavannes-de-Bogis
Vevey	Roche
Montreux	Gimel +
Morges	Yvorne
Pully	Gingins
Aigle	Montricher +
Gland	Sullens
Nyon	Cugy +
Lutry	L'Isle +
Ollon	Crassier-la-Rippe
Leysin	Lully
Penthaz	Saint-Georges +
Lavey-St-Maurice	Colombier +
Bussigny	Gilly
Ormont-Dessous	Mont-la-Ville +
Rolle +	Apples
Saint-Prex	Crans
Villeneuve	Senarclens
Gryon	Vullierens +
Cully	Rennaz
Bière	Reverolle
La Sarraz +	Moiry +
Aubonne	Chavannes-des-Bois +
Ormont-Dessus	Allaman +
Prangins	Burtigny
Coppet	Dizy +
La Claie-aux-Moines	Marchissy +
Founex	Buchillon +
Mies-Tannay	

Voir tableaux 7 à 9

TABLEAU 7
 VAUD
 CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981 o sans déphosphatation

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		DOC mg/l		phosphore total mg/l		%
				E	S	E	S	E	S	E	S	
Lausanne	220'000	13 E + S	24 heures	95	11		6	263	51	5.9	0.4	93
Lausanne (Hydro)	110'000	12 E + S	24 heures	102	11		6	273	47	5.9	0.4	93
Vevey	60'000	12 E + S	24 heures	61	6		7	195	39	6.5	0.8	87
Montreux	45'000	12 E + S	24 heures	46	11		7	156	48	5.6	0.9	84
Morges	36'150	10 E + S	24 heures	59	14		10	183	47	5.3	0.7	87
Pully	30'000	12 E + S	24 heures	64	13		12	207	49	6.2	0.8	88
Aigle	15'000	12 E + S	24 heures	65	10		11	190	50	5.7	1.2	79
Gland	14'000	12 E + S	24 heures	20	9		11	89	37	4.3	0.9	80
Nyon	12'000	12 E + S	24 heures	122	19		24	315	78	6.8	1.1	84
Lutry	12'000	10 E + S	24 heures	20	11		15	75	42	3.4	1.9	45
Ollon	11'000	11 E + S	24 heures	47	11		14	179	39	4.1	1.8	57
Leysin	10'000	12 E + S	24 heures	54	3		6	131	24	3.9	0.9	78
Penthaz	8'500	11 E + S	24 heures	50	6		6	227	40	3.4	0.8	77
Lavey-St-Maurice	8'000	11 E + S	24 heures	31	4		7	78	22	3.0	0.9	70
Bussigny	8'000	12 E + S	24 heures	94	12		12	262	66	6.8	2.0	71
Ormont-Dessous	7'770	1 E + S	24 heures	13	5		2	78	23	2.2	0.2	92
Rolle	7'500	12 E + S	24 heures	56	26		21	130	80	2.5	2.3	11

TABLEAU 7 (suite)

CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981

VAUD

o sans déphosphatation

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		DOC mg/l		Phosphore total mg/l	
				E	S	E	S	E	S	E	S
St-Prex	7'000	12 E + S	24 heures	51	7	17	36	151	36	5.2	0.9
Villeneuve	6'100	11 E + S	24 heures	175	11	19	46	473	46	9.0	1.6
Gryon	5'000	4 E + S	24 heures	18	4	11	32	108	32	2.8	1.4
Cully	5'000	12 E + S	24 heures	39	5	6	32	124	32	3.5	0.6
Bière	4'900	11 E + S	24 heures	100	4	6	29	220	29	5.1	0.3
La Sarraz	4'000	4 E + S	24 heures	59	47	47	156	184	156	4.2	4.5
Aubonne	3'800	10 E + S	24 heures	34	8	11	24	88	24	3.8	1.1
Ormont-Dessus	3'500	4 E + S	24 heures	33	7	14	43	133	43	3.1	2.3
Frangins	3'000	3 E + S	24 heures	50	11	13	61	198	61	11.5	1.5
Coppet	3'000	11 E + S	24 heures	17	8	10	36	74	36	3.2	1.0
La Claille-aux-Moines	2'500	3 E + S	24 heures	44	8	18	40	144	40	2.6	1.2
Fournex	2'300	5 E + S	24 heures	17	5	15	28	64	28	2.7	0.9
Mies-Tannay	2'200	4 E + S	24 heures	23	3	8	25	65	25	4.1	1.4
Eclépens	1'600	4 E + S	24 heures	12	4	9	35	69	35	1.4	1.2
Chavannes-de-Bogis	1'600	4 E + S	24 heures	23	7	9	40	113	40	3.9	1.1
Roche	1'500	12 E + S	24 heures	111	8	12	42	289	42	6.6	0.5

o

o

TABLEAU 7 (suite)
 VAUD o sans déphosphatation
 CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		Phosphore total mg/l		%
				E	S	E	S	E	S	
Gimel	1'500	3 E + S	24 heures	102	48	38	276	9.8	9.3	5
Yvorne	1'300	4 E + S	24 heures	38	4	8	129	2.9	2.1	29
Girgins	1'300	4 E + S	24 heures	25	7	16	118	3.1	1.1	64
Montricher	1'135	4 E + S	24 heures	91	18	19	166	3.0	3.2	- 8
Sullens	1'000	4 E + S	24 heures	44	11	10	130	5.7	0.6	89
Ougy	1'000	4 E + S	24 heures	18	9	16	58	1.3	2.1	-
L'Isle	970	5 E + S	24 heures	17	3	3	94	1.5	1.7	-
Crassier-la-Rippe	920	4 E + S	24 heures	17	6	11	88	4.0	3.7	8
Lully	900	4 E + S	24 heures	55	21	10	186	7.7	2.1	73
St-Georges	860	3 E + S	24 heures	89	20	15	214	7.7	5.8	25
Colombier	850	4 E + S	24 heures	19	10	23	63	3.8	3.1	18
Gilly	825	3 E + S	24 heures	193	18	19	919	13.9	2.0	86
Mont-la-Ville	800	4 E + S	24 heures	13	5	4	62	2.8	2.8	1
Apples	800	2 E + S	24 heures	62	4	4	219	3.6	1.6	55
Crans	750	4 E + S	24 heures	20	16	27	70	3.3	2.7	16
Senarclens	715	4 E + S	24 heures	54	20	34	176	4.5	1.7	63
Vullierens	630	4 E + S	24 heures	18	9	14	64	1.5	1.3	13

TABLEAU 8 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE

VAUD

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Lausanne	114'169	10759	1274	9485		658		655	44	611
Lausanne (Hydro)	42'711	4541	441	4100		248		241	13	228
Vevey	19'050	1020	94	926		118		105	13	92
Montreux	29'517	1138	269	869		180		139	24	115
Morges	17'378	822	198	624		170		71	11	60
Pully	7'554	423	82	341		83		41	5	36
Aigle	6'191	324	60	264		71		28	6	22
Gland	5'909	105	56	49		67		22	5	17
Nyon	8'806	1260	159	1101		208		76	9	67
Lutry	5'170	96	49	47		77		16	7	9
Ollon	3'525	184	31	153		44		13	5	8
Leysin	3'619	202	12	190		20		14	3	11
Penthaz	4'288	283	24	259		27		16	3	13
Lavey-St-Maurice	6'432	187	28	159		47		19	6	13
Bussigny	4'164	302	49	253		47		22	8	14
Ormont-Dessous	609	8	3	5		1		1	0	1
Rolle	5'348	262	131	131		107		13	11	2
Saint-Prex	4'189	246	29	217		83		21	3	18
Villeneuve	1'632	264	17	247		28		14	2	12
Gryon	1'064	17	3	14		8		3	1	2
Cully	1'955	97	8	89		12		7	1	6
Bière	2'345	206	10	196		15		11	1	10
La Sarraz	2'345	134	101	33		100		10	10	0
Aubonne	2'794	89	24	65		32		10	3	7
Ormont-Dessus	1'232	36	7	29		17		3	2	1
Prangins	646	31	7	24		8		7	1	6
Coppet	2'064	32	13	19		19		5	2	3
La Claise-aux-Moines	365	16	2	14		7		1	0	1
Founex	2'310	35	11	24		55		5	2	3
Mies-Tannay	1'591	34	4	30		15		5	2	3
Eclépens	756	8	3	5		7		1	1	0
Chavannes-de-Bogis	724	13	5	8		6		3	1	2
Roche	1'078	128	8	120		13		8	1	7
Gimel	418	45	20	25		16		4	4	0
Yvorne	1'005	33	4	29		8		3	2	1
Gingins	2'106	55	14	41		33		6	2	4
Montricher	1'005	78	16	62		17		3	3	0
Sullens	625	25	6	19		6		3	0	3
Cugy	518	9	6	3		10		1	1	0
L'Isle	1'135	20	3	17		3		2	2	0
Crassier-la-Ripe	648	13	4	9		7		2	2	0
Lully	508	26	10	16		5		3	1	2
Saint-Georges	216	9	3	6		3		2	1	1
Colombier	260	4	3	1		6		1	1	0
Gilly	117	30	2	28		2		2	0	2
Mont-la-Ville	238	3	1	2		1		1	1	0
Apples	756	49	3	46		3		3	1	2
Crans	639	13	10	3		17		2	2	0
Senarclens	259	10	4	6		10		1	0	1
Vullierens	259	6	3	3		4		0	0	-
Rennaz	321	15	2	13		3		1	0	1
Reverolle	173	5	2	3		3		0	0	-
Moiry	259	3	2	1		3		1	0	1
Chavannes-des-Bois	55	-	1	-		1		-	0	-
Allaman	101	8	4	4		5		1	1	0
Burtigny	216	18	10	8		19		2	1	1
Dizy	61	7	2	5		1		0	0	-
Marchissy	562	13	3	10		2		1	1	0
Buchillon	42	6	3	3		3		0	0	-

TABLEAU 9 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE PAR HABITANT

VAUD

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO ₅	Charge hydraulique	Charge phosphore total
			gr/hab/jour	l/hab/jour	gr/hab/jour
Lausanne	220'000 }	199'200	77	787	4.5
Lausanne (Hydro)	110'000 }				
Vevey	60'000	31'000	33	614	3.4
Montreux	45'000	27'900	40	1'057	5.0
Morges	36'150	23'200	35	749	3.1
Pully	30'000	16'000	26	472	2.6
Aigle	15'000	6'600	49	938	4.2
Gland	14'000	5'400	19	1'094	4.1
Nyon	12'000	13'600	93	647	5.6
Lutry	12'000	5'500	17	940	2.9
Ollon	11'000	5'300	35	665	2.5
Leysin	10'000	2'500	81	1'447	5.6
Penthaz	8'500	4'400	64	974	3.6
Lavey-St-Maurice	8'000	8'000	23	804	2.4
Bussigny	8'000	6'600	46	630	3.3
Ormont-Dessous	7'770	400	20	1'522	2.5
Rolle	7'500	5'200	50	1'028	8.3
Saint-Prex	7'000	3'700	66	1'132	5.7
Villeneuve	6'100	3'000	88	544	4.6
Gryon	5'000	1'200	14	886	2.5
Cully	5'000	2'800	35	698	2.5
Bière	4'900	1'200	171	1'954	9.1
La Sarraz	4'000	1'500	89	1'563	6.6
Aubonne	3'800	2'600	34	1'074	3.8
Ormont-Dessus	3'500	1'900	19	648	1.5
Prangins	3'000	1'400	22	461	5.0
Coppet	3'000	3'100	10	665	1.6
La Claise-aux-Moines	2'500	800	20	456	1.3
Founex	2'300	1'100	32	2'100	4.5
Mies-Tannay	2'200	1'500	22	1'060	3.3
Eclépens	1'600	640	13	1'181	1.6
Chavannes-de-Bogis	1'600	400	20	1'890	7.5
Roche	1'500	700	182	1'540	11.4
Gimel	1'500	1'000	45	418	4.0
Yvorne	1'300	900	37	1'116	3.3
Gingins	1'300	1'000	55	2'106	6.0
Montricher	1'135	500	156	2'010	6.0
Sullens	1'000	900	28	694	3.3
Cugy	1'000	1'400	6.5	370	0.7
L'Isle	970	600	33	1'891	3.3
Crassier-la-Rippe	920	800	16	810	2.5
Lully	900	700	37	725	4.3
Saint-Georges	860	300	30	720	6.6
Colombier	850	500	8	520	2.0
Gilly	825	600	50	195	3.3
Mont-la-Ville	800	300	10	793	3.3
Apples	800	700	70	1'080	4.3
Crans	750	1'200	11	532	1.6
Senarclens	715	400	25	647	2.5
Vullierens	630	300	20	853	-
Rennaz	600	200	75	1'600	5.0
Reverolle	580	300	16	576	-
Moiry	580	300	16	863	3.3
Chavannes-des-Bois	500	200	-	275	-
Allaman	500	300	26	336	3.3
Burtigny	400	200	90	1'080	10.0
Dizy	315	100	70	610	-
Marchissy	200	150	40	374	6.6
Buchillon	85	50	120	840	-

LISTE DES STATIONS EN SERVICE DONT IL A ETE TENU COMPTE DANS CE RAPPORT

Les stations marquées d'un * n'ont pas été contrôlées en 1981

Les stations marquées d'une + ne sont pas équipées de déphosphatation

VALAIS

Viège/Lonza	Sierre +
Monthey/Ciba	Verbier +
Sion/Chandoline	Loèche-les-Bains +
Sion/Châteauneuf	Erde +
Martigny	Isérables +
Granges	Unterbäch +
Conthey/Vétroz	Anzère **
Collombey/Muraz	Aproz **
Chamoson	Bister **
Saxon	Daviaz **
Port-Valais	Fiesch (Feriendorf) **
Leytron	Goppisberg **
Vionnaz	Greich **
Saint-Martin	Guttet **
Charrat	Hochten **
Sion/Uvrier	Mex **
Icogne	Nendaz *
Saint-Gingolph	Riederalp **
Saint-Léonard +	Rosswald **
Champéry +	Goppisbergalp **
Vouvry +	
Fiesch +	

Voir tableaux 10 à 12

VALAIS

TABLEAU 10

CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		% élimination		Mat. susp. mg/l		% élimination		KMnO ₄ mg/l		% élimination		Phosphore total mg/l		% élimination	
				E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S		
Viège-Ionza	310'000	4 E + S	24 heures	1224	58.5	95				95						2.68	0.94	65	
Monthey-Ciba	260'000	4 E + S	24 heures	601	13.1	98				35						6.34	1.42	78	
Sion/Chandoline	26'000	4 E + S	24 heures	108	4.7	96				8						4.18	2.32	44	
Sion/Châteauneuf	50'000	4 E + S	24 heures	136	10.5	92				14						5.66	1.73	69	
Martigny	24'000	5 E + S	24 heures	110	13.2	88				23						6.33	1.50	76	
Granges	22'000	4 E + S	24 heures	52	5.6	89				11						3.80	1.30	66	
Conthey/Vétroz	6'500	4 E + S	24 heures	78	17.2	78				33						4.20	3.20	24	
Collombey/Muraz	5'000	4 E + S	24 heures	41	5.2	87				18						3.40	0.97	71	
Chamoson	4'000	4 E + S	24 heures	14	9.7	93				20						4.60	0.69	85	
Saxon	3'500	4 E + S	24 heures	86	7.2	92				47						4.40	1.98	55	
Riddes	2'800	4 E + S	24 heures	315	46.3	85				43						7.70	2.42	69	
Port-Valais	2'500	4 E + S	24 heures	70	12.5	82				17						4.40	0.70	84	
Leytron	2'250	4 E + S	24 heures	269	20.2	92				12						6.70	1.52	77	
Torgon/Vionnaz	2'000	4 E + S	24 heures	127	15.8	88				12						6.14	2.84	54	
Saint-Martin	1'800	4 E + S	24 heures	82	5.7	93				11						3.80	2.15	43	

VALAIS

TABLEAU 10 (suite)

CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		% élimination		Mat. susp. mg/l		% élimination		KMnO ₄ mg/l		% élimination		Phosphore total mg/l		% élimination	
				E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S				
Charrat	1'700	4 E + S	24 heures	97	6.8	93		55		323		83	74	6.18	2.42	61			
Sion/Uvrier	1'500	4 E + S	24 heures	136	5.4	96		12		207		34	84	8.46	1.69	80			
Icogne	1'000	4 E + S	24 heures	59	5.4	91		8		120		30	75	1.84	0.66	64			
Saint-Gingolph	1'000	4 E + S	24 heures	34	7.9	77		11		116		33	72	1.88	1.12	40			
<u>STEP non équipées pour la déphosphatation</u>																			
Saint-Léonard	2'000	4 E + S	24 heures	135	13.5	90		18		323		60	81	6.51	2.91	55			
Champéry	3'000	4 E + S	24 heures	28	5.0	82		9		82		35	57	1.63	1.44	12			
Vouvry	3'500	4 E + S	24 heures	57	22.0	61		21		134		59	56	4.00	2.13	47			
Fiesch	13'200	1 E + S	24 heures	84	8.0	90		6		185		60	68	3.97	3.29	17			
Sierre	50'000	5 E + S	24 heures	66	6.0	91		5		143		43	70	4.51	3.68	18			
Verbier	15'000	4 E + S	24 heures	62	9.0	85		10		140		53	62	3.24	2.66	18			
Ioèche-les-Bains	11'000	1 E + S	24 heures	42	4.0	90		5		105		27	74	3.33	2.74	18			
Erde	1'600	4 E + S	24 heures	53	7.0	87		9		144		44	69	3.55	2.70	24			
Isérables	2'000	3 E + S	24 heures	114	28.0	75		33		167		96	43	4.46	4.11	8			
Unterbach	1'000	1 E + S	24 heures	115	11.0	90		10		260		66	75	5.46	3.52	36			

TABLEAU 11 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE

VALAIS

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Viège/Lonza	11'810	14462	690.5	13771		1127.0		31.6	11.10	20.50
Monthey/Ciba	15'434	9276	202.1	9074		542.9		97.9	21.9	76.00
Sion/Chandoline	5'914	637	27.8	609		50.3		24.7	13.7	11.00
Sion/Châteauneuf	19'080	2600	200	2400		269		108	33.0	75.00
Martigny	6'550	723.1	86.5	636.6		153		41.5	9.7	31.80
Granges	8'425	438.5	47.1	391.4		89.1		32.2	11.1	21.10
Conthey/Vétroz	3'119	241.7	53.7	188.0		103.5		13.1	10.0	3.10
Collombey/Muraz	2'966	120.9	15.3	105.6		54.1		10.0	2.9	7.10
Chamoson	1'842	254.6	17.9	236.7		37.0		8.6	1.27	7.33
Saxon	2'570	219.6	18.4	201.2		122		11.2	5.14	6.06
Riddes	678	213.6	31.4	182.2		29.5		5.25	1.64	3.61
Port-Valais	602	42.1	7.5	34.6		10.1		2.62	0.42	2.20
Leytron	744	200	15.0	185.0		8.9		5.0	1.13	3.87
Torgon/Vionnaz	215	27.4	3.4	24.0		2.5		1.32	0.61	0.71
Saint-Martin	577	47.4	3.3	44.1		6.4		2.19	1.24	0.95
Charrat	863	83.8	5.9	77.9		47.5		5.33	2.09	3.24
Sion/Uvrier	521	70.9	2.8	68.1		6.2		4.41	0.88	3.53
Icogne	633	37.7	3.4	34.3		4.9		1.17	0.42	0.75
Saint-Gingolph	672	23.1	5.3	17.8		7.5		1.26	0.75	0.51

TABLEAU 11 - (Suite) CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE

VALAIS

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Saint-Léonard	1'232	166	17	149		22		8.02	3.59	4.43
Champéry	1'252	35	6	29		11		2.04	1.80	0.24
Vouvry	910	52	20	32		19		3.64	1.94	1.70
Fiesch	1'549	130	12	118		9		6.15	5.10	1.05
Sierre	26'791	1768	161	1607		134		120.83	98.59	22.24
Verbier	3'133	194	28	166		31		10.15	8.33	1.82
Loèche-les-Bains	5'829	245	23	222		29		19.41	15.97	3.44
Erde	640	34	4.5	29.5		6		2.27	1.73	0.54
Isérables	1'032	118	29	89		34		4.60	4.24	0.36
Unterbach	617	71	6.8	64.2		6		3.37	2.17	1.20

TABLEAU 12 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE PAR HABITANT

VALAIS

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO ₅	Charge hydraulique	Charge phosphore total
			gr/hab/jour	l/hab/jour	gr/hab/jour
Viège/Lonza	310'000	8'000	1807	1476	3.9
		(+ 250'000)	56	45	0.1
Monthey/Ciba	260'000	10'000	927	2543	9.8
		(+ 142'000)	61	101	0.6
Sion-Chandoline	26'000	7'000	91	844	3.5
Sion-Châteauneuf	50'000	32'000	81	596	3.4
Martigny	24'000	16'000	45	409	2.6
Granges	22'000	9'500	46	886	3.4
Conthey/Vétroz	6'500	6'500	37	480	2.0
Collombey/Muraz	5'000	4'500	27.8	659	2.2
Chamoson	4'000	2'800	90	657	3.1
Saxon	3'500	2'800	78	917	3.1
Riddes	2'800	2'400	89	282	2.2
Port-Valais	2'500	1'800	23	334	1.5
Leytron	2'250	1'600	125	465	3.1
Torgon/Vionnaz	2'000	1'000	27	215	1.3
Saint-Martin	1'800	1'300	36	443	1.7
Charrat	1'700	1'300	64	663	4.1
Sion/Uvrier	1'500	800	88	651	5.5
Icoigne	1'000	350	107	1'808	3.3
Saint-Gingolph	1'000	1'000	23	672	1.3
Saint-Léonard	2'000	1'600	103	770	5.0
Champéry	3'000	1'900	18	658	1.1
Vouvry	3'500	2'100	25	433	1.7
Fiesch	13'200	4'500	29	344	1.4
Sierre	50'000	44'500	40	602	2.7
Verbier	15'000	15'000	13	208	0.7
Loèche-les-Bains	11'000	4'800	51	1'214	4.0
Erde	1'600	1'050	32	609	2.7
Isérables	2'000	1'400	84	737	3.3
Unterbäch	1'000	850	83	725	4.0

LISTE DES STATIONS EN SERVICE DONT IL A ETE TENU COMPTE DANS CE RAPPORT

Les stations marquées d'un * n'ont pas été contrôlées en 1981

GENEVE (Bassin du Rhône, sans déphosphatation)

Aïre
Villette
Nant d'Avril
Plaine de l'Aire
Chancy
Avully-Gennecy
Laconnex
Dardagny
Soral *
La Louvière *
Loëx *

GENEVE (Bassin du Léman)

Nant d'Aisy
Grand-Saconnex
Hermance

Voir tableaux 13 à 15

TABLEAU 13

GENEVE

CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981 x avec déphosphatation

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO ₅ mg/l		Mat. susp. mg/l		KmnO ₄ mg/l		Phosphore total mg/l		%
				E	S	E	S	E	S	E	S	
Aire	400'000	42 E + S	24 heures	148	16	104	13	247	91	-	-	-
Villette 1er s.	50'000	15 E + S	24 heures	96	42	82	31	203	83	-	-	-
Villette 2ème s.		11 E + S	24 heures	103	10	101	10	215	44	-	-	-
Nant d'Avril	30'000	6 EB+ S	24 heures	116	14	76	26	259	109	-	-	-
Nant d'Aisy	6'000	6 E + S	24 heures	76	16	55	12	124	39	4.22	1.05	75
Plaine de l'Aire	5'000	3 E + S	24 heures	92	8	118	22	217	56	-	-	-
Chancy	5'000	1 E + S	24 heures	137	3	100	10	285	59	-	-	-
Grand-Saconnex	3'500	6 E + S	24 heures	166	15	84	37	179	56	6.84	1.63	76
Avully-Gemney	1'800	3 E + S	24 heures	208	15	161	32	545	164	-	-	-
Hernance	800	6 E + S	24 heures	113	14	84	27	203	65	7.27	1.11	85
Lacornex	600	2 E + S	24 heures	58	6	104	5	127	37	-	-	-
Dardagny	450	2 E + S	24 heures	65	13	53	15	165	68	-	-	-
Camping Allondon	180	1 E + S	24 heures	220	17	208	20	558	109	-	-	-

x

x

x

TABLEAU 14 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUODITIENNE

GENEVE

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Aïre	198'800	29422	3180	26242	20675	2584	18091	-	-	-
Villette 1er sem.	19'531	1874	820	1054	1601	605	946	-	-	-
Villette 2ème sem.	17'497	1862	175	1627	1767	175	1592	-	-	-
Nant d'Avril	7'510	871	105	766	570	195	375	-	-	-
Nant d'Aisy	2'730	199	45	154	151	32	119	11.34	3.31	8.03
Plaine de l'Aire	4'130	379	33	346	487	90	397	-	-	-
Chancy	329	45	0.9	44.1	32	3.3	28.7	-	-	-
Grand-Saconnex	1'647	273	25	248	138	60	78	5.36	2.06	3.30
Avully-Gennecy	1'023	106	15	91	81	11	70	-	-	-
Hermance	441	50	6	44	37	12	25	2.86	0.87	1.99
Laconnex	236	13	1.5	11.5	24	10	14	-	-	-
Dardagny	185	12	2.4	9.6	9.8	2.7	7.1	-	-	-

TABLEAU 15 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE PAR HABITANT

GENEVE

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO ₅	Charge hydraulique	Charge phosphore total
			gr/hab/jour	l/hab/jour	gr/hab/jour
Aïre	400'000	273'000	108	728	-
Villette	50'000	33'200	57	588	-
Nant d'Avril	30'000	19'400	45	387	-
Nant d'Aisy	6'000	3'800	52	718	2.9
Plaine de l'Aire	5'000	6'800	56	607	-
Chancy	5'000	1'000	45	329	-
Grand-Saconnex	3'500	2'600	105	633	2.0
Avully-Gennecy	1'800	1'600	66	639	-
Hermance	800	580	86	760	4.9
Laconnex	600	380	34	621	-
Dardagny	450	350	34	528	-

LISTE DES STATIONS EN SERVICE DONT IL A ETE TENU COMPTE DANS CE RAPPORT

Les stations marquées d'un * n'ont pas été contrôlées en 1981
Aucune station n'est équipée de déphosphatation

AIN (bassin du Léman)

Divonne-les-Bains
Ferney Voltaire
Oudar Versonnex *
Vesancy

AIN (bassin du Rhône)

Allondon (St-Genis Pouilly Gex) *
Challex *
Farges *
Peron *
Pouigny *
St-Jean de Gonville *

Voir tableaux 16 et 17

TABLEAU 17 - CONTROLES EFFECTUES SUR LES STATIONS D'EPURATION EN 1981
ESTIMATION DE LA CHARGE QUOTIDIENNE

AIN

Stations	Débit m ³ /j	DBO ₅ kg/j			Mat. susp. kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Divonne-les-Bains	6'220	58	36	22	83	114	-	13	9.9	3.1
Ferney-Voltaire	4'389	347	167	180	382	110	272	27.6	19.2	8.4

LES ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES
CAMPAGNE 1981

PAR

PAUL BLANC

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

RESUME

Au cours de l'année 1981 deux analyses comparatives interlaboratoires ont été effectuées par sept laboratoires.

Les résultats obtenus montrent que les laboratoires donnent des résultats comparables.

Pour les composés dont les concentrations sont voisines des limites de détection des méthodes (ammoniacque notamment) un effort doit être fait pour diminuer les contaminations en cours d'analyse. Il a été mis en évidence la possibilité d'erreurs systématiques dans le dosage de l'azote nitrique et dans une moindre mesure dans le dosage des formes du phosphore, du sodium et de la silice.

Le programme quinquennal 1981-1985 prévoit comme le précédent plan deux analyses circulaires de comparaison interlaboratoires par année.

Les analyses considérées sont de deux types. D'une part, des analyses relatives aux déterminations effectuées dans le cadre de l'auscultation des eaux du Léman et d'autre part, des analyses de métaux lourds dans les poissons. Nous ne traiterons ici que des analyses d'eau.

LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES CIRCULAIRES

- . Laboratoire des Services Industriels, Genève
- . Laboratoire Cantonal de Chimie, Genève
- . Institut d'Hygiène, Service d'Hydrobiologie, Genève
- . Office Cantonal pour la protection des eaux (OCPE), Epalinges (VD)
- . Laboratoire Cantonal de Chimie, Sion (VS)
- . Centre de Recherches Géodynamiques, Thonon
- . Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon

La participation de laboratoires non engagés pour l'auscultation physico-chimique du Léman dans le plan en cours a été motivée par :

- . la nécessité de disposer d'un nombre de laboratoires le plus grand possible pour conserver la possibilité d'effectuer des statistiques significatives.
- . l'avantage qu'il y a à assurer la liaison méthodologique avec les laboratoires suisses participant au programme complémentaire engagé par les cantons suisses riverains du Léman parallèlement au programme international.

DEROULEMENT DES ANALYSES

ECHANTILLONS

Chaque série d'analyses a porté sur des échantillons d'eau du Léman prélevés au pompage alimentant la pisciculture de la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon. La crépine du pompage se situe face à la Station à une profondeur de 38 m. Chaque laboratoire a reçu chaque fois trois flacons.

La préparation des échantillons a été effectuée le matin du jour de distribution. De plus le 6 avril il a aussi été distribué à chaque laboratoire une solution synthétique de concentration connue en azote nitrique, chlorures, sodium et potassium. Cette solution a été préparée à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA par une personne ne participant pas aux analyses.

ANALYSES

Elles ont débuté le jour même ou le lendemain de la distribution des échantillons.

Elles ont porté sur les éléments et composés donnés dans les tableaux 1, 2 et 3.

RESULTATS

Les laboratoires ont donné chaque fois trois valeurs pour chaque élément dosé.

Les figures 1 à 18 donnent une représentation graphique de l'ensemble des résultats : valeurs extrêmes par laboratoire, moyenne de chaque laboratoire, moyenne générale \bar{M} et médiane \bar{m} .

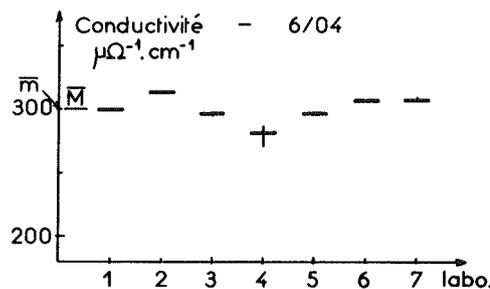
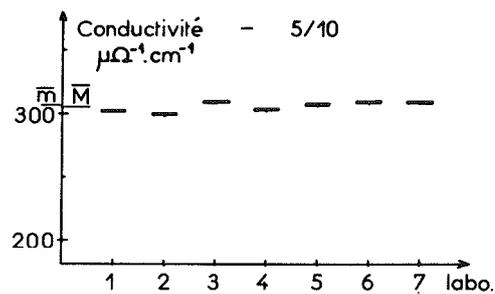
Les tableaux 1, 2 et 3 donnent pour chaque élément les résultats de l'exploitation statistique des moyennes de tous les laboratoires.

INTERPRETATION DES RESULTATS

L'examen des figures et tableaux nous permet pour chaque détermination de dégager les considérations suivantes :

. Conductivité

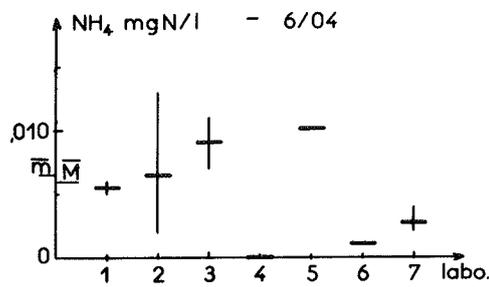
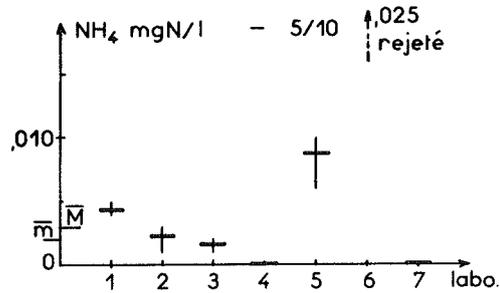
Bonne concordance entre les laboratoires (fig. 1).



Formes de l'azote

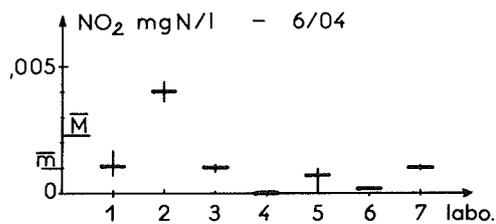
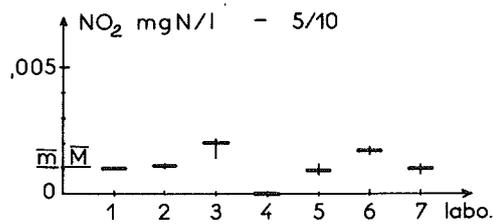
Azote ammoniacal

Les concentrations rencontrées sont à la limite de détection des méthodes et de ce fait la précision est mauvaise (fig. 2)



Azote nitreux

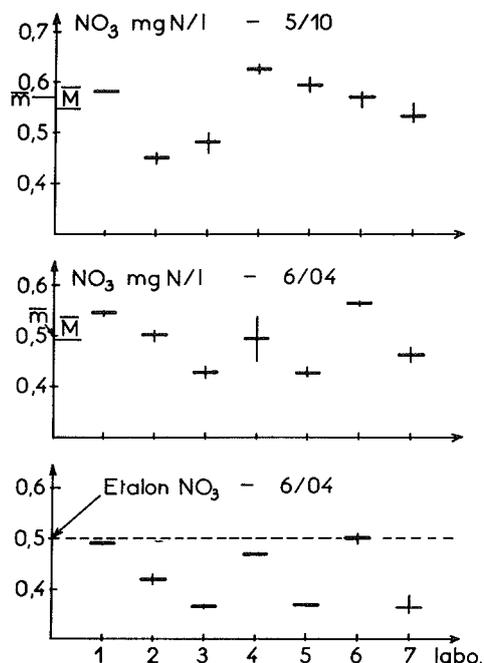
Ce composé présent en concentrations très proches de la limite de dosage des méthodes conduit lui aussi à des écarts importants, cependant on peut remarquer la moindre fréquence des résultats très élevés que dans le cas de l'ammoniaque ce qui est normal car les nitrites sont des composés instables qui ne contaminent pas la verrerie stockée dans les laboratoires (fig. 3).



. Azote nitrique

L'importance de ce composé dans la vie du lac nécessite que son dosage soit plus précis qu'il ne l'est dans ces analyses. L'analyse de la solution étalon montre que ce sont les laboratoires donnant les chiffres les plus élevés qui sont les plus proches de la vérité. Il y a là un effort à faire pour améliorer l'homogénéité des résultats (fig. 4)

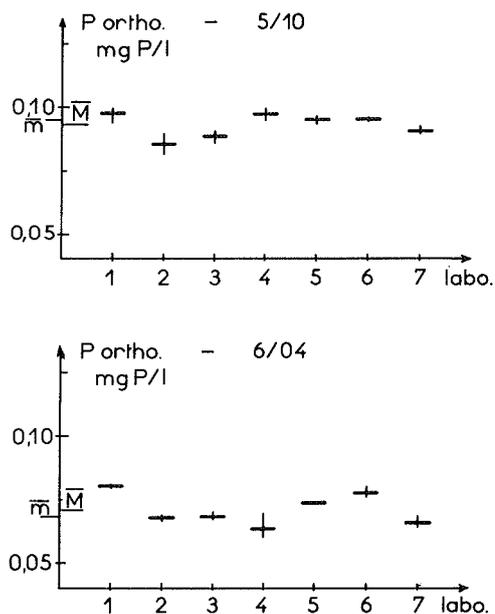
La superposition des analyses du 6 avril (lac-étalon) montre que les figures sont très semblables, ce qui permet de supposer que les écarts sont dus à des causes systématiques et non aléatoires.



. Formes du phosphore

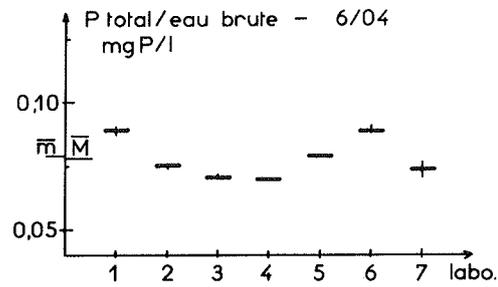
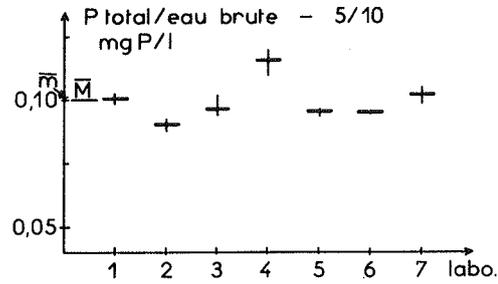
. Orthophosphates

Ce composé conduit lui aussi à des écarts sensibles mais comparativement moins importants que ceux des nitrates. Les figures des analyses du 6 avril et du 5 octobre présentent aussi un certain parallélisme ce qui nous fait penser à des écarts systématiques (fig. 5).



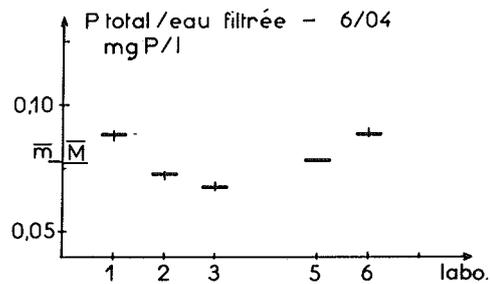
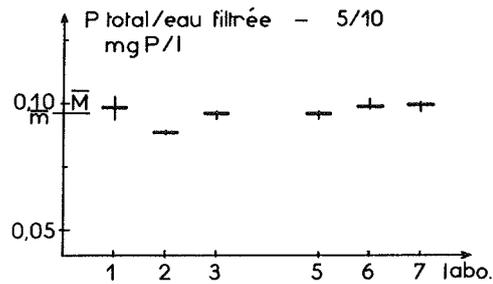
. Phosphore total sur eau brute

Le parallélisme des figures entre elles ainsi qu'avec celles des orthophosphates nous confirme dans notre hypothèse d'écarts systématiques (fig. 6).



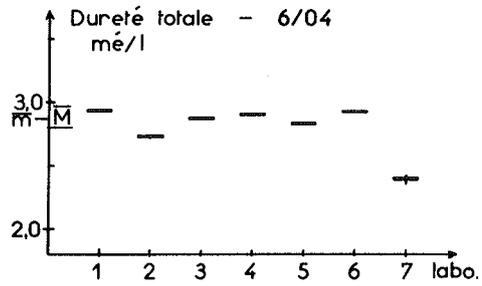
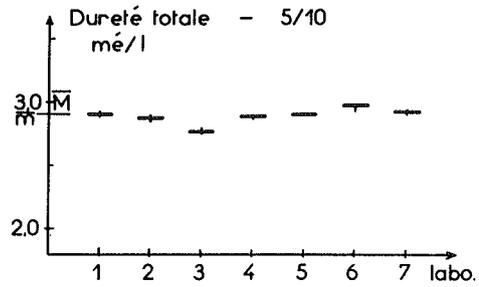
. Phosphore total sur eau filtrée

Parallélisme avec les deux formes précédentes (fig. 7).



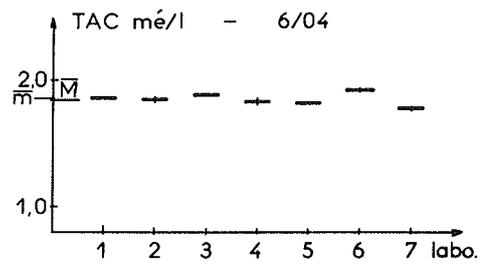
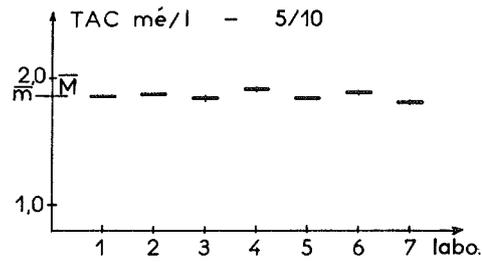
Dureté totale

Si l'on excepte le résultat du laboratoire No 7 le 6 avril les résultats sont très bons (fig. 8).



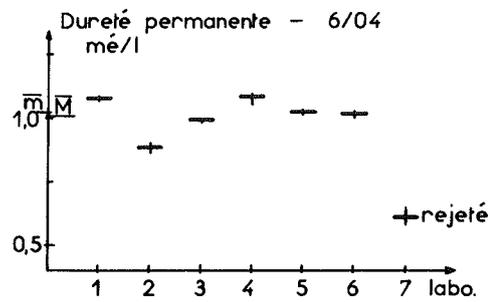
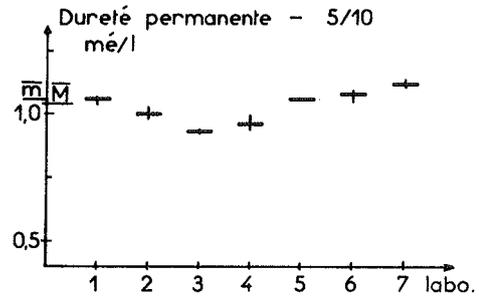
Alcalinité (TAC)

Résultats excellents (fig. 9).



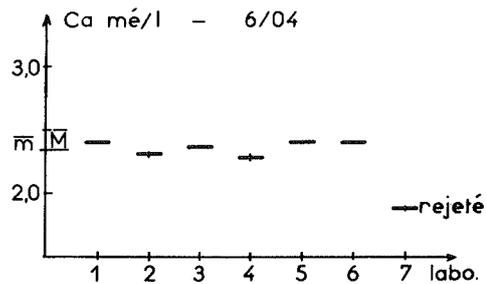
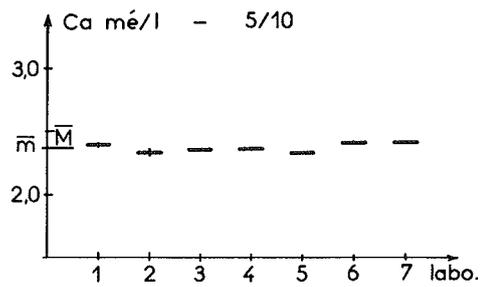
Dureté permanente

Ce paramètre obtenu par différence (dureté totale - alcalinité) subit les variations des deux précédents (fig. 10).



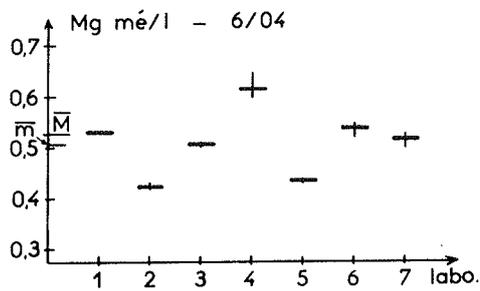
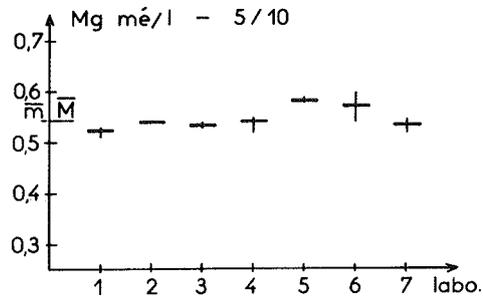
Calcium

Résultats excellents si l'on excepte le résultat No 7 du 6 avril (fig. 11).



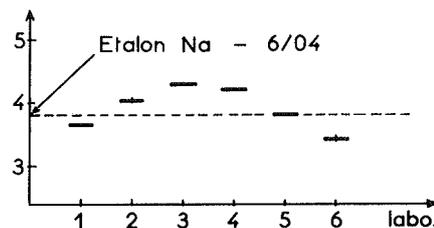
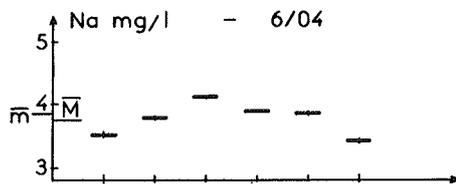
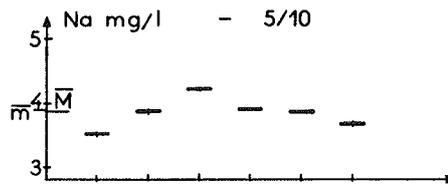
Magnésium

Les résultats du 6 avril sont anormalement mauvais comparés à ceux du 5 octobre et aux précédentes analyses interlaboratoires et ceci quelle que soit la méthode utilisée (fig. 12).



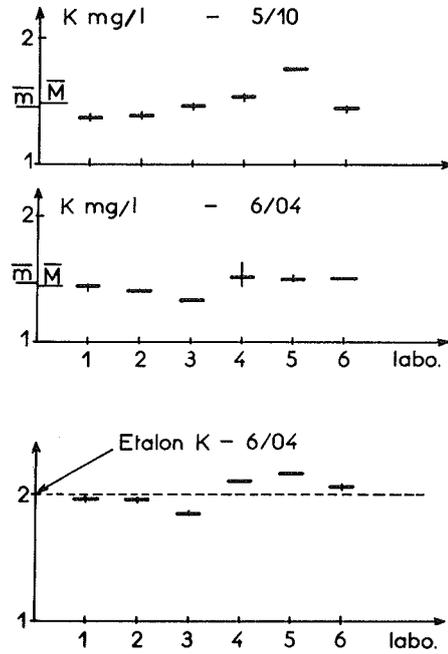
Sodium

Bonne concordance entre les laboratoires. On peut noter le parallélisme des résultats d'eau du lac du 6 avril et 5 octobre et l'étalon du 6 avril ce qui nous conduit à penser qu'il est encore possible d'améliorer le dosage par diminution d'erreurs systématiques (fig. 13).



Potassium

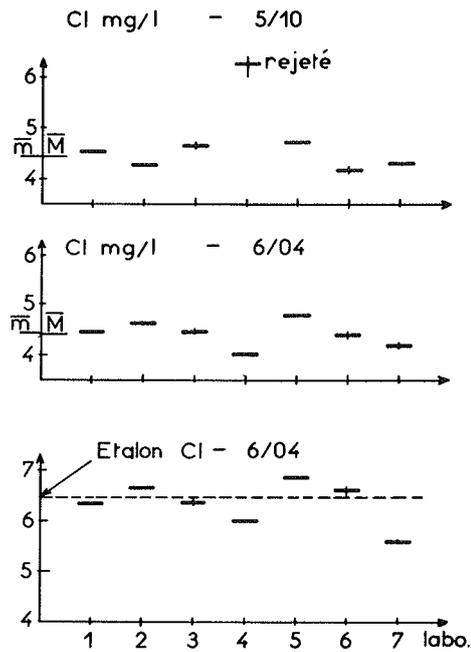
Compte tenu de la faible concentration de cet élément et les possibilités de contamination au cours de l'analyse, nous pouvons conclure à une bonne concordance dans les résultats (fig. 14).



Chlorures

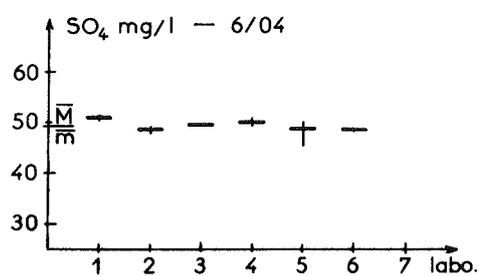
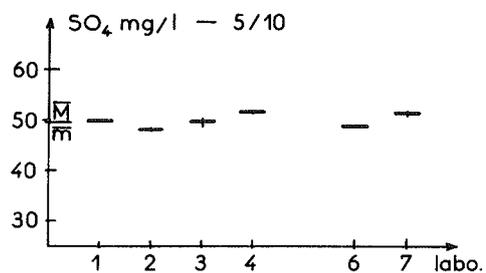
Résultats assez bons si l'on excepte le résultat du laboratoire No 4 le 5 octobre.

L'analyse des étalons du 6 avril montre que les résultats des laboratoires sont proches de la valeur réelle (fig. 15).



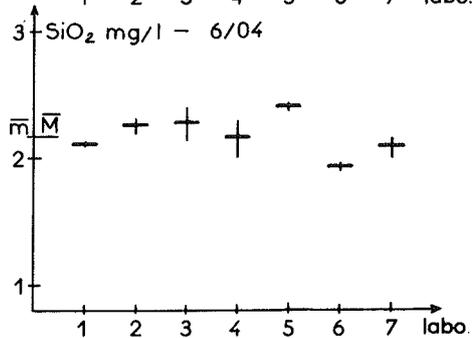
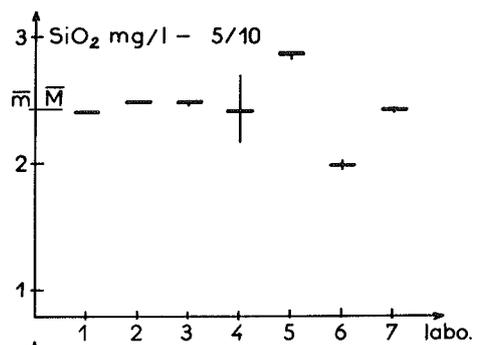
Sulfates

Les résultats sont bons (fig. 16).



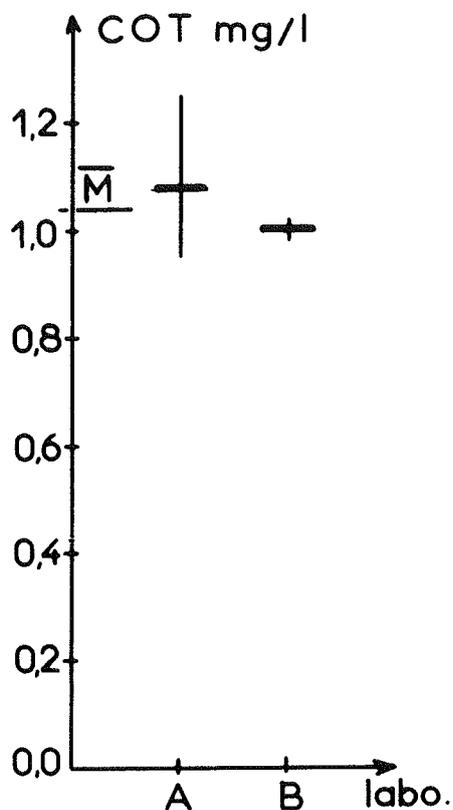
Silice

Ici encore on note un certain parallélisme des figures du 6 avril et du 5 octobre, ce qui nous conduit à penser à des écarts systématiques (fig. 17).



Carbone organique total (COT)

Deux laboratoires dosent le carbone organique total. L'unique analyse du 5 octobre a donné des résultats tout à fait satisfaisants compte tenu de la très faible teneur en carbone de l'échantillon (fig. 18).



CONCLUSION

Si l'on se réfère aux autres analyses interlaboratoires dans le domaine des eaux on peut conclure à une bonne concordance entre les laboratoires.

Dans cette revue des résultats nous avons cependant relevé à plusieurs reprises l'éventualité d'écarts systématiques entre laboratoires, il est donc possible d'améliorer les résultats. L'effort devrait porter en priorité sur l'étalonnage et la détection d'autres erreurs systématiques pour les éléments et composés suivants : azote nitrique, orthophosphates, phosphore total, sodium et silice.

Un effort devrait aussi être fait pour l'amélioration du dosage de l'azote ammoniacal.

TABLEAU 1 - Analyses du 6 avril 1981
Exploitation des moyennes des laboratoires

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart type estimé	Coefficient de variation
				$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{M})^2}{n - 1}}$	$\frac{100 \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ à 25°C	7	300.0	300.7	10.4	3.5
NH_4^+ mg N/l	6	0.0065	0.006	0.0035	58
NO_2^- mg N/l	7	0.001	0.0023	0.0025	109
NO_3^- mg N/l	7	0.50	0.49	0.055	11
P ortho mg P/l	7	0.068	0.071	0.006	8.7
P total/eau brute mg P/l	7	0.075	0.078	0.008	10
P total/eau filtrée mg P/l	5	0.076	0.077	0.0077	10
Dureté totale mé/l	7	2.87	2.80	0.2	7
Alcalinité TAC mé/l	7	1.85	1.84	0.046	2.5
Dureté permanente mé/l	7 (6)	1.02 (1.02)	0.95 (1.01)	0.17 (0.074)	17.9 (7.3)
Ca^{++} mé/l	7 (6)	2.36 (2.37)	2.28 (2.35)	0.19 (0.069)	8.3 (2.9)
Mg^{++} mé/l	7	0.51	0.526	0.065	12
Na^+ mg/l	6	3.87	3.76	0.26	6.9
K^+ mg/l	6	1.47	1.45	0.075	5.2
Cl^- mg/l	7	4.43	4.41	0.26	5.9
SO_4^{--} mg/l	6	49.0	49.3	1.07	2.2
SiO_2 mg/l	7	2.16	2.18	0.15	7
COT mg C/l	0				

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISHER pour une probabilité de 95 %.

TABLEAU 2 - Analyses du 5 octobre 1981
Exploitation des moyennes des laboratoires

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{M})^2}{n - 1}}$	Coefficient de variation $\frac{100 \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ à 25°C	7	306.7	305.1	3.9	1.3
NH_4^+ mg N/l	7 (6)	0.0023 (0.002)	0.006 (0.003)	0.01 (0.0031)	167 (103)
NO_2^- mg N/l	7	0.001	0.0011	0.0006	56
NO_3^- mg N/l	7	0.57	0.547	0.060	11
P ortho mg P/l	7	0.095	0.093	0.0046	4.95
P total/eau brute mg P/l	7	0.101	0.100	0.008	8.2
P total/eau filtrée mg P/l	7	0.097	0.096	0.004	4.2
Dureté totale mé/l	7	2.90	2.91	0.06	2.1
Alcalinité TAC mé/l	7	1.86	1.86	0.033	1.8
Dureté permanente mé/l	7	1.06	1.04	0.066	6.4
Ca^{++} mé/l	7	2.39	2.37	0.037	1.6
Mg^{++} mé/l	7	0.54	0.543	0.0206	3.8
Na^+ mé/l	6	3.87	3.84	0.24	6.3
K^+ mé/l	6	1.49	1.49	0.14	9.3
Cl^- mg/l	7 (6)	4.52 4.40	4.68 (4.42)	0.72 (0.23)	15 (5.2)
SO_4^{--} mg/l	6	49.5	49.7	1.4	2.9
SiO_2 mg/l	7	2.42	2.43	0.26	11
COT mg C/l	2	1.04	1.04	-	-

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISHER pour une probabilité de 95 %.

TABLEAU 3 - Analyses du 6 avril 1981
 Etalons
 Exploitation des moyennes des laboratoires

Paramètres analysés	Nombre de labo n	Valeur théorique	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{M})^2}{n - 1}}$	Coefficient de variation $\frac{100 \sigma}{\bar{M}}$ %
NO ₃ ⁻ mg/l	7	0.50	0.42	0.426	0.061	14
Cl ⁻ mg/l	7	6.44	6.37	6.34	0.43	8.8
Na ⁺ mg/l	6	3.82	3.92	3.93	0.32	8
K ⁺ mg/l	6	2.00	2.02	2.02	0.12	5.9