SOMMAIRE

FICHE SIGNALETIQUE DU LEMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 7

RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES 13

1. METEOROLOGIE 23

1. Introduction 24
2. Température de l'air 24
3. Pluviométrie 26
4. Insolation 28
5. Rayonnement 30
6. Vent 32
7. Conclusions 35

2. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN 37

1. Méthodes 38
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux 41
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles 43
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes 50
5. Evolution interannuelle des principaux éléments 54
6. Conclusions 60
- Bibliographie 61

3. RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN 65

1. Introduction 65
2. Echantillonnage et recherches effectuées 66
3. Méthodologie 66
4. Résultats 67
5. Conclusions 71
- Bibliographie 71

4. POLLUANTS METALLIQUES ET POLYCHLOROBIPHENYLES DANS LA FAUNE PISCICOLE 73

1. Introduction 73
2. Méthodologie 74
3. Résultats 75
4. Conclusions 81
- Bibliographie 82

5. EVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LEMAN 83

1. Méthodes 83
2. Diversité spécifique du phytoplancton 84
3. Evolution de l'abondance des espèces 86
4. Biomasse à l'échelle annuelle 89
5. Variations saisonnières de la biomasse 92
6. Evolution interannuelle de la biomasse 96
7. Conclusions 96
- Bibliographie 96

6. EVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LEMAN 97

1. Introduction 98
2. Méthodes 98
3. Résultats 98
4. Conclusions 104
- Bibliographie 105

7. EVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LEMAN 107

1. Introduction 107
2. Méthodologie 107
3. Biovolume sédimenté 108
4. Composition de la biocénose zooplanctonique 109
5. La biomasse zooplanctonique 119
6. Conclusions 119
- Bibliographie 122

8. EVOLUTION DE L'ETAT DU LEMAN ENTRE 1983 ET 1993 INDIQUEE PAR LES COMMUNAUTES DE VERS DE LA ZONE PROFONDE 123

1. Introduction 123
2. Stations et méthodes 124
3. Résultats et discussion 124
4. Conclusions 126
- Bibliographie 127

9. APPORTS AU LEMAN PAR LES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES 129

1. Méthodologie 129
2. Résultats et discussion 131
3. Conclusions 142
- Bibliographie 142

10. ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE 143

1. Généralités 144
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire 146
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 147
4. Etude des affluents secondaires 154
5. Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy 156
6. Conclusions 157
- Bibliographie 158

11. FLUX REJETES PAR LES STATIONS D'EPURATION 161

1. Introduction 161
2. Population raccordée et capacité des STEP 162
3. Charges rejetées, résultats par bassin versant 162
4. Flux de pollutions et apports au lac par les STEP contrôlées 166
5. Estimation des charges en phosphore total déversées 168
6. Conclusions 168
- Bibliographie 169

12. CARACTERISATION ECOTOXICOLOGIQUE DES AFFLUENTS A LEUR EMBOUCHURE 171

1. Introduction 172
2. Echantillonnage 173
3. Méthodologie 174
4. Résultats 175
5. Discussion 178
6. Conclusions 181
- Bibliographie 182

13. ETAT DES AFFLUENTS VAUDOIS DU LEMAN INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES D'INVERTEBRES 191

1. Introduction 191
2. Stations et méthodes 192
3. Résultats 192
4. Conclusions 192
- Bibliographie 193

14. OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE DU CANTON DU VALAIS - Le Rhône et neuf de ses affluents 197

1. Introduction 198
2. Présentation du bassin versant du Rhône 198
3. Contexte des stations étudiées 201
4. Méthodologie 204
5. Qualité physico-chimique des eaux 211
6. Qualité biologique des cours d'eau 219
7. Conclusions 234
- Bibliographie 235

RAPPORTS TECHNIQUES

15. APPLICATION DU MODELE "REEL" A DES DONNEES RECENTES
(Modélisation du cycle du phosphore) 243

1. Introduction 243
2. Simulations et nouvelles calibrations 244
3. Simulations prédictives 244
4. Conclusions 245
- Bibliographie 246

16. CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION 257

1. Introduction 257
2. Population raccordée, capacité des STEP et fréquence des contrôles 258
3. Normes de rejet et rendement d'épuration. Résultats par bassin versant 262
4. Flux de pollution et apports au lac par les STEP contrôlées 264
5. Charges spécifiques journalières 266
6. Conclusions 266
- Bibliographie 268

17. APPORTS DIFFUS DE PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE :
Définitions, formes et biodisponibilité, conditions d'extrapolation des pertes des sols vers le Léman 269

1. Introduction 269
2. Définitions : formes et sources de phosphore dans les sols et les sédiments 270
3. Les facteurs à l'origine de la mobilisation du phosphore du sol 272
4. Conditions d'extrapolation des pertes de phosphore de leurs sources vers le Léman 276
5. Résumé et conclusions 277
- Bibliographie 279

- **LISTE DES AUTEURS** 285

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 23-35.

METEOROLOGIE

Campagne 1993

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

RESUME

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

Malgré une baisse de 0.4 °C de 1992 à 1993, la température moyenne annuelle de l'air caractérise l'année 1993 comme une année supérieure à la moyenne. Sur 43 ans de mesure à la station de Thonon-INRA, 1993 se situe au 9e rang ainsi que les années 1951, 1967, 1974, 1976. Le maintien dans la classe de température la plus forte est dû aux températures d'hiver plutôt clémentes. Il faut remonter aux années 1985 à 1987 pour rencontrer des moyennes mensuelles d'hiver négatives.

Avec une lame d'eau précipitée supérieure à 1 m, l'année 1993 est une année de pluviométrie supérieure à la moyenne. Elle se place au 17e rang sur 43 avec un total à Thonon-INRA de 1'011.7 mm soit 74.7 mm de plus que la moyenne interannuelle. La faible pluviométrie du premier semestre, qui correspond à 65 % de la pluviométrie normale, a été largement compensée au cours du second semestre où les précipitations des trois mois les plus pluvieux représentent 50 % du total annuel. Septembre est le mois le plus pluvieux depuis 1951.

Bien que le rayonnement global puisse être considéré comme moyen, les résultats de l'insolation en 1993 continuent la série des années de faible ensoleillement puisqu'ils placent l'année au 36e rang des 40 dernières années. Les quatre années les plus mal classées sont celles de 1985 à 1988. Si, pour ces facteurs climatiques, le printemps et l'été ont été moyens, le déficit se fait surtout sentir en automne et en hiver.

En ce qui concerne le vent, de faible intensité moyenne en 1993, on peut seulement distinguer quatre périodes comportant des pointes supérieures à 10 m/s : trois de ces périodes de vent de secteur nord en fin février-début mars, fin mars et au cours de la 3e semaine d'octobre et une seule de secteur ouest en décembre.

1. INTRODUCTION

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

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

La température moyenne annuelle interstation est, en 1993, de 10.5 °C. Comme les années précédentes, Thonon-INRA et Montreux-Clarens sont les stations les plus chaudes et Changins la station la plus froide. L'écart entre les stations considérées est de 0.8 °C. Avec Genève-Cointrin, la station de Changins un peu éloignée du bord du lac, ne bénéficie pas, particulièrement en hiver, du réchauffement dû à la masse d'eau lacustre. A la station de Thonon-INRA la moyenne annuelle de l'année 1993 se situe au 9e rang des 43 dernières années. La baisse de la température moyenne entre 1992 et 1993 est due à la diminution des températures moyennes mensuelles des mois de juillet et août. Par ailleurs, les mois du premier trimestre restent relativement doux et il faut remonter aux années 1985 à 1987 pour trouver des hivers plus rigoureux.

TABLEAU 1 - TEMPERATURE DE L'AIR (°C) - 1993

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	3.3	3.4	4.4	4.2	4.6
Février	0.9	0.7	1.5	2.0	1.7
Mars	5.4	5.4	5.8	5.9	5.7
Avril	10.6	10.3	11.0	11.2	10.8
Mai	14.8	14.5	15.2	15.5	15.4
Juin	17.9	17.3	18.0	18.0	18.0
Juillet	18.8	18.2	18.5	18.6	18.8
Août	19.9	19.5	19.9	20.0	20.1
Septembre	14.0	13.7	14.4	14.4	14.3
Octobre	9.2	8.8	9.7	9.6	9.8
Novembre	3.9	3.6	4.3	4.8	5.0
Décembre	4.7	4.2	5.2	5.0	5.6
MOYENNE	10.3	10.0	10.7	10.8	10.8

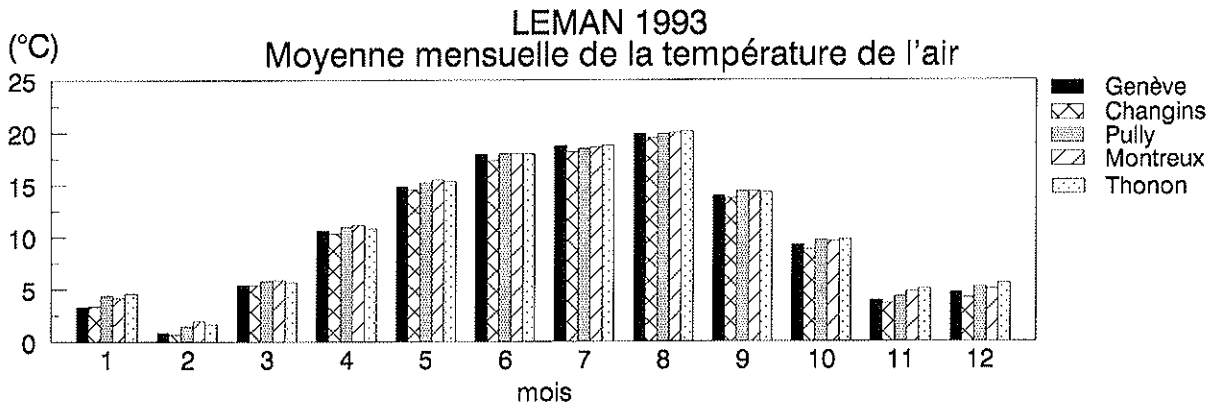


Figure 1.1

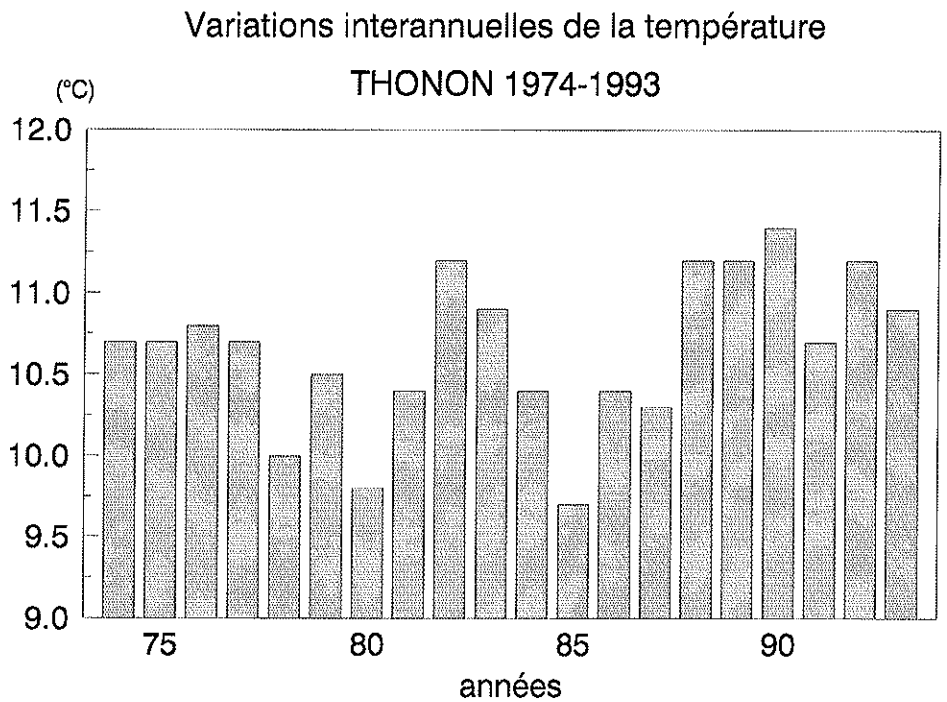


Figure 1.2

3. PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstation est celle de Thonon-INRA. En 1993, le Chablais savoyard a reçu un peu moins de précipitations que la partie suisse du Léman où l'augmentation de la pluviométrie d'Ouest en Est est toujours caractéristique.

Avec un total annuel de 988.9 mm de pluie, Genève-Cointrin est la station la moins arrosée et Montreux-Clarens (1'359.1 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes. Au plan mensuel, la pluviométrie à la station de Montreux-Clarens est caractéristique du Haut Lac avec des hauteurs mensuelles supérieures aux autres sites jusqu'au mois d'août, puis inférieures à partir de celui-ci pour la période de l'année la plus pluvieuse. Le total de la station de Thonon-INRA, avec 1'011.7 mm d'eau met l'année 1993 au 17e rang des 43 dernières années. Le total annuel de pluviométrie à cette station est légèrement supérieur à la moyenne interannuelle de la période 1951-1993 (937 mm). Au plan mensuel, les mois de janvier, février et novembre ont été les plus secs (moyenne interstation resp. : 25.3, 8.0 et 34.7 mm) et les mois de septembre, octobre et décembre les plus pluvieux de l'année (moyenne interstation resp. : 239.5, 167.0 et 158.9 mm). Les précipitations cumulées des trois mois les plus pluvieux représentent 50 % du total annuel. A relever le total mensuel de 239.5 mm de pluie en septembre à la station de Thonon-INRA qui constitue un record depuis 1951, tous mois confondus. C'est la dixième fois depuis l'année 1951 que l'on enregistre un total mensuel supérieur à 200 mm à cette station.

TABLEAU 2 - PLUVIOMETRIE (mm) - 1993

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	18.8	24.3	24.1	42.7	16.5
Février	6.1	6.0	6.8	17.1	4.0
Mars	10.3	8.3	24.6	55.5	24.5
Avril	55.3	66.8	79.7	129.0	72.0
Mai	53.7	82.3	58.8	93.8	73.5
Juin	86.4	126.7	116.2	171.3	97.5
Juillet	53.7	72.1	88.6	196.5	92.0
Août	68.2	61.5	89.2	140.2	86.0
Septembre	272.2	279.4	228.3	178.3	239.5
Octobre	186.2	210.7	167.6	121.8	148.5
Novembre	29.4	28.8	29.3	66.5	19.5
Nécembre	148.6	200.1	161.1	146.4	138.2
TOTAL	988.9	1'167.0	1'074.3	1'359.1	1'011.7

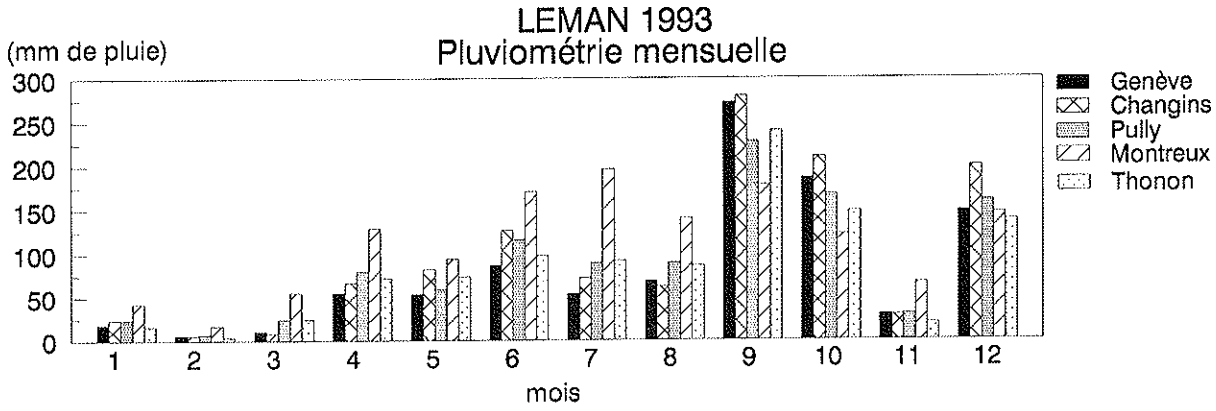


Figure 2.1

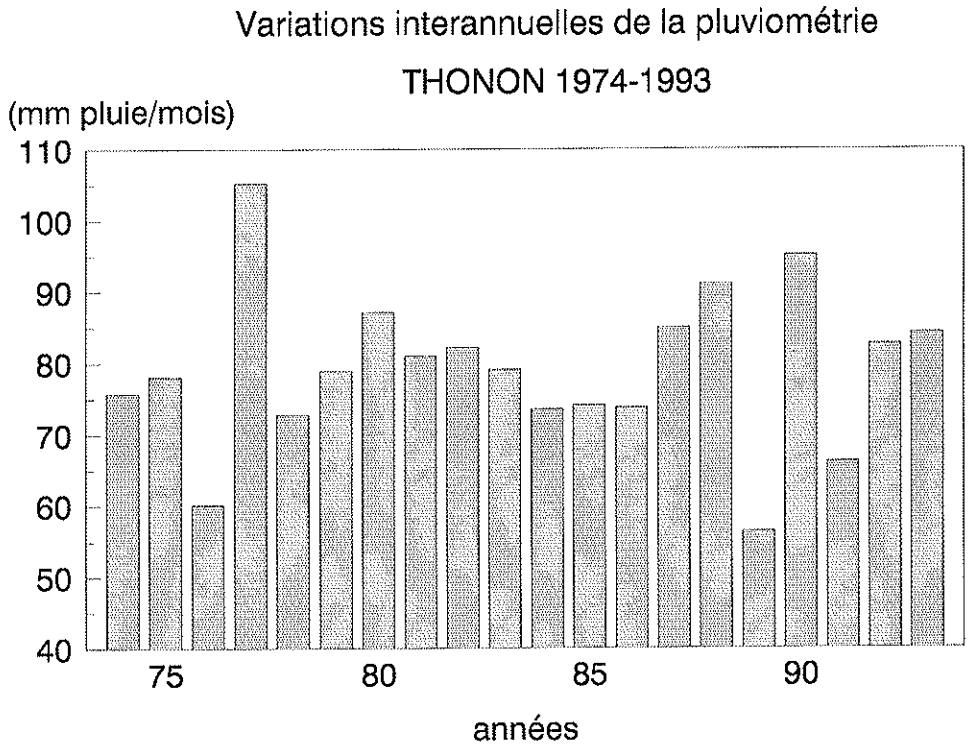


Figure 2.2

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

Le total annuel de l'insolation à la station de Thonon-INRA (1'634.5 heures), est voisin de celui de l'année 1992 et se situe au 36e rang des 40 dernières années. A noter que les quatre années où le total d'insolation est inférieur à celui de l'année 1993 sont les années 1985 à 1988. Les résultats des trois stations météorologiques de Genève-Cointrin, de Changins et de Thonon-INRA sont voisins, inférieurs au total annuel de la station de Pully et loin devant le résultat de la station de Montreux-Clarens qui demeure la station la moins ensoleillée du bassin lémanique. A la station de Thonon-INRA, la moyenne journalière des mois de janvier, février, octobre, novembre et décembre est de 1.5 h/jour ce qui représente 70 % de la moyenne établie pour les mêmes mois sur la période 1954-1993. L'insolation du mois de mars est, par contre, supérieure de 20 % à la moyenne de mars établie sur la même période.

TABLEAU 3 - INSOLATION (heures) - 1993

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	94.9	97.2	89.5	70.4	68.3
Février	67.4	72.8	95.1	71.1	62.2
Mars	211.1	215.0	214.8	174.1	176.6
Avril	143.3	147.8	153.8	122.7	168.9
Mai	184.3	197.1	199.2	150.2	221.8
Juin	234.0	226.5	220.4	178.5	225.4
Juillet	235.3	231.9	229.2	190.7	244.1
Août	259.8	258.5	250.4	220.4	243.1
Septembre	116.4	117.5	128.9	119.7	123.7
Octobre	34.2	38.6	46.6	36.5	33.1
Novembre	28.5	34.1	44.4	34.7	31.0
Décembre	43.3	38.6	45.4	39.2	36.3
TOTAL	1'652.5	1'675.6	1'717.7	1'408.2	1'634.5

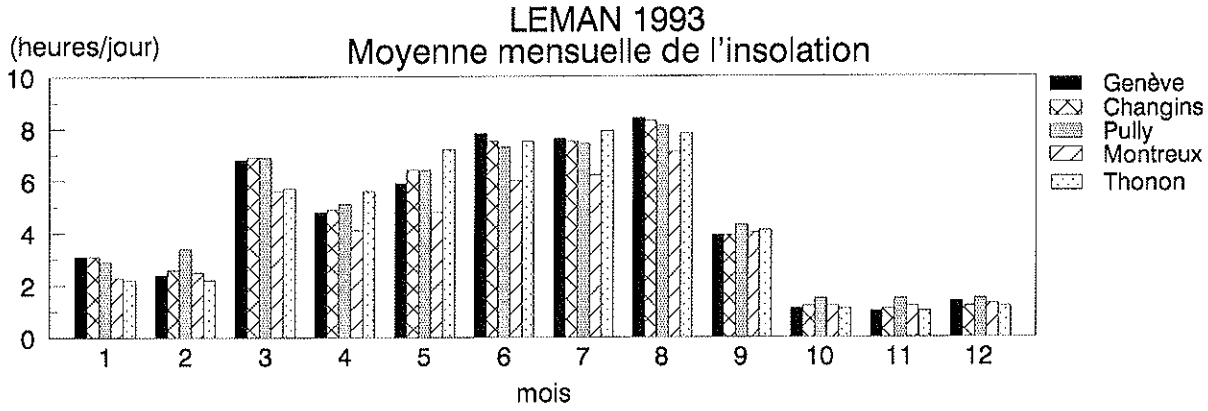


Figure 3.1

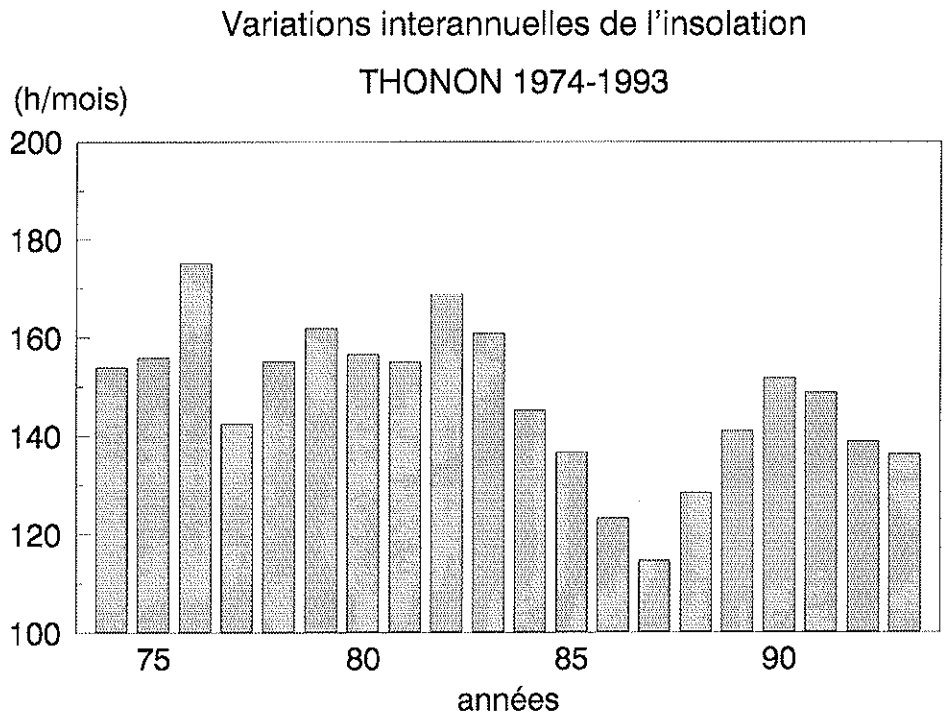


Figure 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

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

Les résultats mensuels sont redondants avec ceux de l'insolation. Néanmoins, si la situation est déficitaire sur le plan de l'insolation, elle est presque moyenne pour le facteur du rayonnement. En effet, avec 4'038.2 MJ/m^2 à Thonon-INRA, le total de l'année 1993 n'est que de 4 % inférieur à la moyenne établie sur la période 1971-1993. Les moyennes annuelles enregistrées à Thonon-INRA et à Genève-Cointrin sont égales et sensiblement inférieures à celles des autres stations considérées. Au plan mensuel, les différences entre ces deux stations sont le fait d'hivers plus froids et d'étés plus chauds à Thonon-INRA. Même remarque qu'en 1992 concernant les mois de juillet et d'août : le mois de juillet dont les résultats d'insolation sont inférieurs aux résultats du mois d'août a pourtant un rayonnement global supérieur.

TABLEAU 4 - Rayonnement global (MJ/m^2.j) - 1993

	Genève	Changins	Pully	Thonon
Janvier	4.3	4.4	4.3	3.7
Février	5.7	5.9	7.1	5.2
Mars	12.6	12.7	13.4	11.9
Avril	13.7	13.9	15.0	14.5
Mai	18.0	18.6	19.8	18.9
Juin	19.8	20.2	20.5	19.9
Juillet	19.9	20.5	20.8	20.1
Août	17.7	18.3	18.5	18.5
Septembre	9.8	10.4	10.9	10.3
Octobre	4.3	4.5	5.0	4.1
Novembre	3.3	3.5	4.0	2.8
Décembre	3.1	2.8	2.7	2.5
MOYENNE	11.0	11.3	11.8	11.0

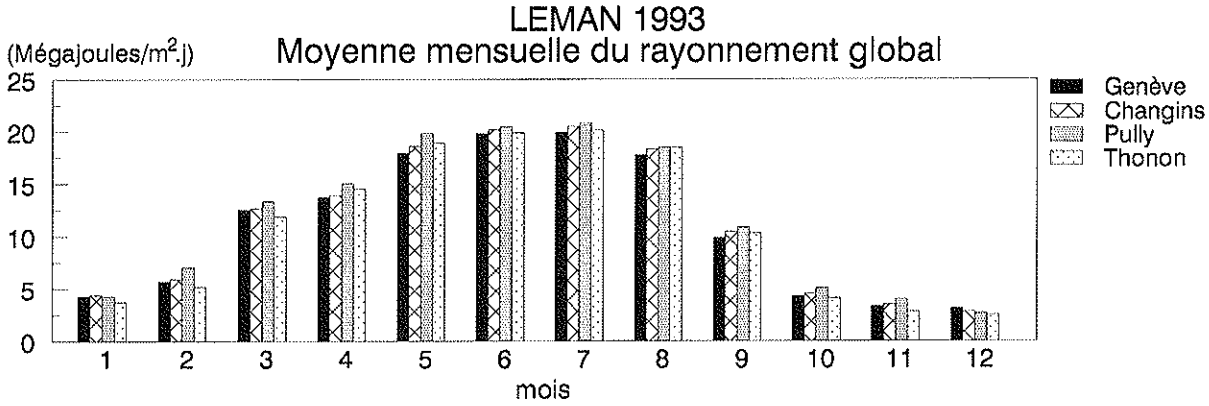


Figure 4.1

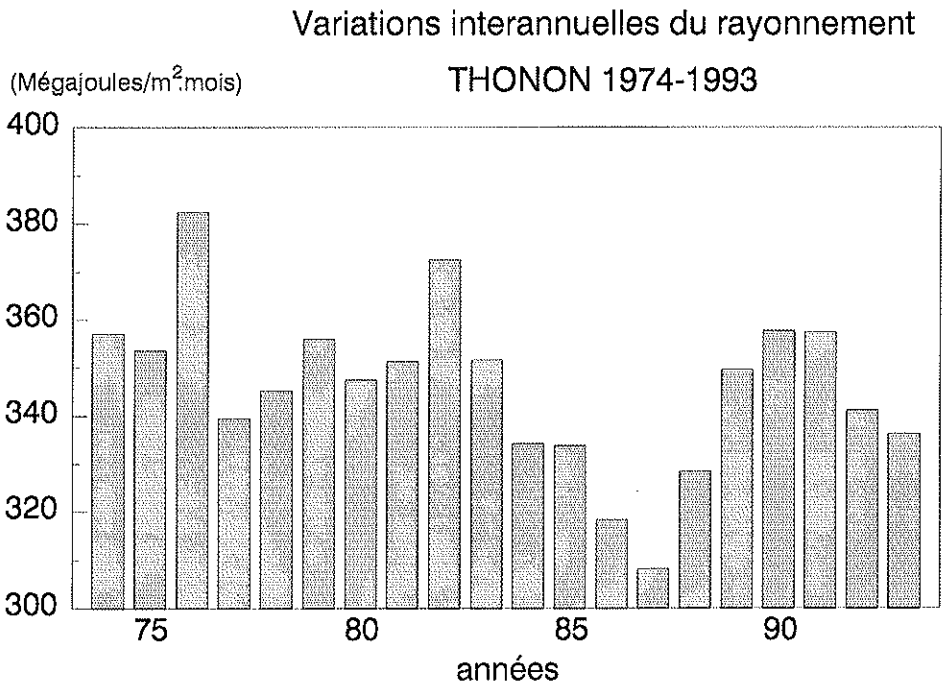


Figure 4.2

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

La station de Thonon-INRA dispose d'un enregistrement continu de la direction et de la force du vent. Dans les autres stations la force du vent instantanée est mesurée à heure fixe à 1, 7, 13 et 19 heures.

Au plan mensuel, les mesures de la force du vent à 13 heures sont les plus fortes des quatre mesures journalières. Par ailleurs, les stations de Changins et de Genève-Cointrin présentent des résultats toujours plus élevés que celles de Pully, Montreux-Clarens et Thonon-INRA. Les différences sont dues pour Montreux-Clarens à l'aérologie un peu particulière dans le secteur du Haut Lac (effet de la vallée du Rhône), et pour la station de Thonon-INRA implantée en bordure même du lac, à la protection des reliefs par rapport au vent de secteur Sud. Basés donc sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 heures, les mois les plus actifs sont ceux de mars (4.1 m/s) et décembre (3.9 m/s). Les moyennes mensuelles les plus faibles sont enregistrées aux mois de janvier (2.1 m/s), septembre (2.3 m/s) et novembre (2.3 m/s).

Les pointes de vent de secteur Nord-Est, de vitesse instantanée supérieure à 10 m/s, ont été les plus fréquentes à la fin du mois de février, au début et à la fin du mois de mars et dans la troisième semaine du mois d'octobre. Pour les vents de direction opposée (secteur Sud-Ouest) et pour les mêmes intensités, la seule période à signaler est la fin de la première quinzaine de décembre.

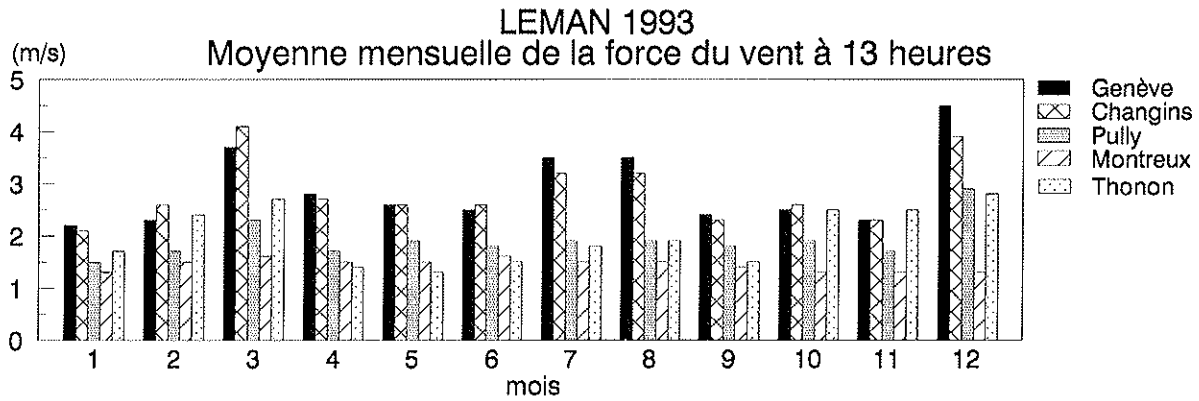


Figure 5.1

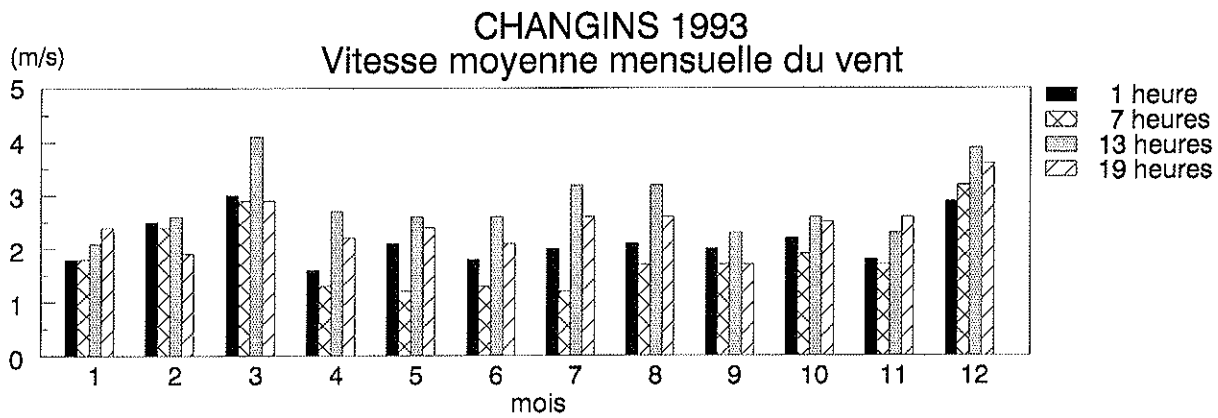


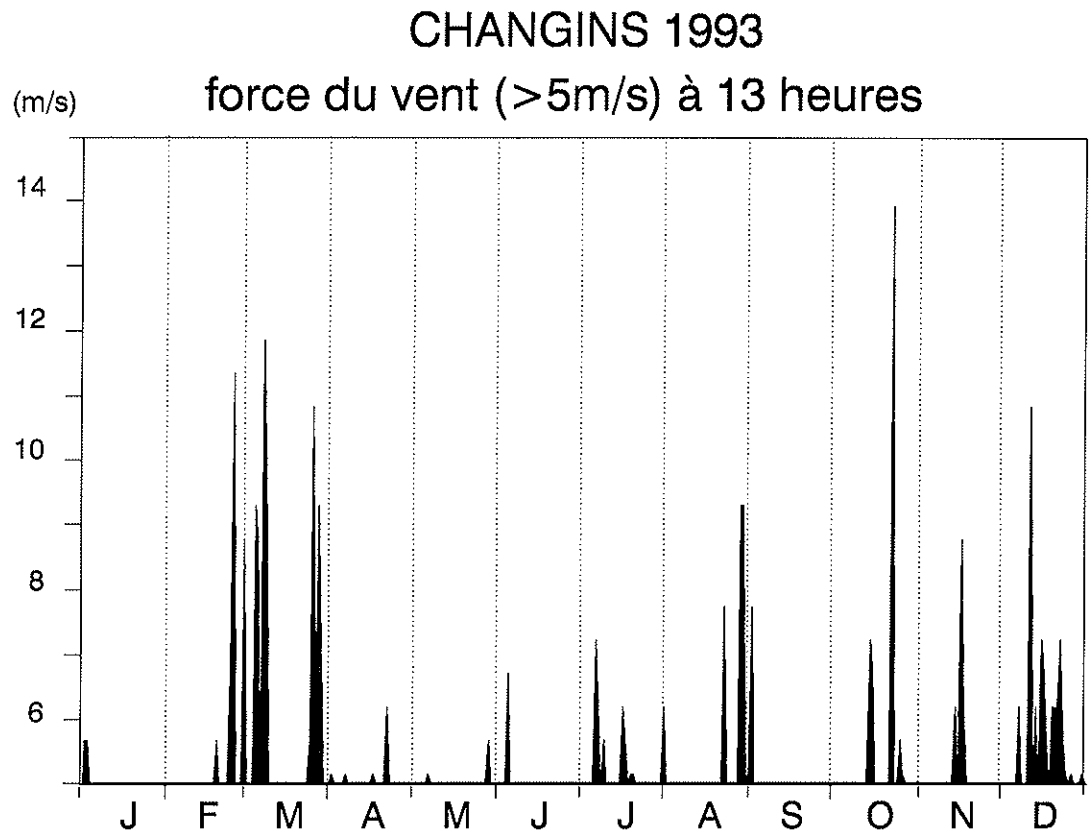
Figure 5.2

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la force du vent à 13 heures (m/s) - 1993.

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	2.2	2.1	1.5	1.3	1.7
Février	2.3	2.6	1.7	1.5	2.4
Mars	3.7	4.1	2.3	1.6	2.7
Avril	2.8	2.7	1.7	1.5	1.4
Mai	2.6	2.6	1.9	1.5	1.3
Juin	2.5	2.6	1.8	1.6	1.5
Juillet	3.5	3.2	1.9	1.5	1.8
Août	3.5	3.2	1.9	1.5	1.9
Septembre	2.4	2.3	1.8	1.4	1.5
Octobre	2.5	2.6	1.9	1.3	2.5
Novembre	2.3	2.3	1.7	1.3	2.5
Décembre	4.5	3.9	2.9	1.3	2.8
MOYENNE	2.9	2.8	1.9	1.4	2.0

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) - 1993.

Mois	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	1.8	1.8	2.1	2.4
Février	2.5	2.4	2.6	1.9
Mars	3.0	2.9	4.1	2.9
Avril	1.6	1.3	2.7	2.2
Mai	2.1	1.2	2.6	2.4
Juin	1.8	1.3	2.6	2.1
Juillet	2.0	1.2	3.2	2.6
Août	2.1	1.7	3.2	2.6
Septembre	2.0	1.7	2.3	1.7
Octobre	2.2	1.9	2.6	2.5
Novembre	1.8	1.7	2.3	2.6
Décembre	2.9	3.2	3.9	3.6
MOYENNE	2.2	1.9	2.8	2.4


CHANGINS 1993
force du vent (>5m/s) à 13 heures
(m/s)
14
12
10
8
6
J F M A M J J A S O N D

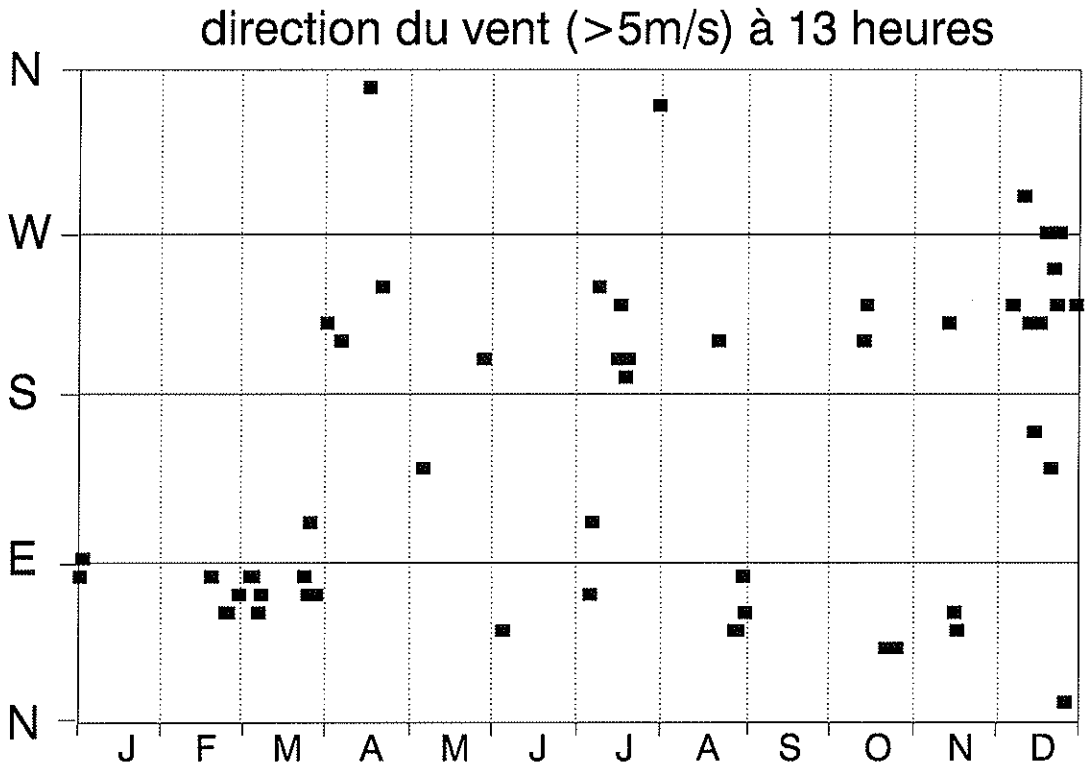

direction du vent (>5m/s) à 13 heures
N
W
S
E
N
J F M A M J J A S O N D

Figure 5.3

7. CONCLUSIONS

Au voisinage du Léman, l'année 1993 peut être considérée comme une année de température moyenne élevée (voisine de 11 °C), de pluviométrie élevée, d'insolation déficitaire et de rayonnement global moyen. La température moyenne annuelle de l'air reste élevée à cause des moyennes mensuelles des mois d'hiver toujours relativement élevées. Il faut remonter aux années 1985 à 1987 pour trouver des hivers plus rigoureux. L'année 1993 est une année de forte pluviométrie (supérieure à 1 m d'eau par an) malgré un début d'année fortement déficitaire de janvier à mars, compensé par les trois mois de septembre, d'octobre et de décembre qui représentent à eux seuls 50 % du total annuel des précipitations. Les résultats de l'insolation restent en deçà des moyennes établies sur une période de 40 ans à cause notamment des faibles valeurs recueillies en automne et en hiver. L'activité du vent est restée faible en dehors de quatre périodes distinctes à la fin de l'hiver, au début du printemps et de l'automne et à la mi-décembre.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 37-64.

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN [1]

Campagne 1993

PAR

Paul BLANC

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

Claude CORVI

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

François RAPIN

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

RESUME

Pour la septième année consécutive, l'année 1993 est à nouveau marquée par un hiver doux qui n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 110 mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration maximale en oxygène des eaux du fond à la fin de l'hiver est de 2.28 mg O_2/l et chute à 0.50 mg O_2/l de août à octobre 1993, mais n'entraîne pas d'augmentation notable des teneurs en phosphore dans les zones de fond.

L'activité biologique a débuté modérément au début avril. La consommation importante des nutriments a eu lieu à partir de la mi-avril.

La diminution du stock de phosphore se poursuit. Ce stock est de 4'050 tonnes de phosphore total contre 4'275 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 47.3 µg P/l pour le phosphore total et de 40.4 µg P/l pour le phosphore dissous. Ces teneurs restent cependant trop éloignées de l'objectif de 20 à 30 µg P/l nécessaire pour assurer à long terme une diminution de la biomasse algale.

Dans les couches superficielles, on constate d'année en année, une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la courbe isovaleur 35 µg P/l atteignait environ 25 mètres de profondeur en 1986, elle se trouvait en 1992 à environ 75 mètres et en 1993 à 125 mètres. L'appauvrissement en orthophosphates se répercute aussi dans les couches plus profondes.

On constate une stabilisation des teneurs en azote nitrique.

La qualité chimique des eaux du lac continue à s'améliorer lentement.

---

[1] Les données du Petit Lac (GE 3) sont obtenues dans le cadre de la surveillance effectuée par le Service de l'Ecotoxicologue Cantonal, Genève

1. METHODES

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

- SHL 2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95) et correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m),
- GE 3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (- 71 m).

La station SHL 2 est admise comme représentative au point de vue physico-chimique du Grand Lac, quant à l'évolution à long terme (BLANC et al., 1993b).

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL 2 (Grand Lac)

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 - 100 - 150 - 200 - 250 - 275 et 309 m.

De plus, pour suivre les phénomènes liés à l'état d'oxygénation des eaux du fond, les niveaux complémentaires suivants sont échantillonnés en 1993 :

290 - 300 - 305 m.

La fréquence des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac, elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 18 campagnes de prélèvements en 1993. Des mauvaises conditions météorologiques n'ont pas permis d'effectuer les prélèvements de février, de la 2e campagne d'octobre et celle de décembre.

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

Les échantillons sont prélevés en double et analysés séparément (pour les paramètres les plus importants), dans deux laboratoires : Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains (INRA) et Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement à Epalinges (SEPE). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires où participent de 10 à 18 laboratoires. En 1993, les résultats analytiques sont concordants.

Les analyses de quelques éléments sous forme particulaire dans la colonne d'eau ont été poursuivies en 1993, soit : carbone organique particulaire, phosphore particulaire et azote particulaire.

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

De plus, lors de chaque campagne des profils verticaux (mesures tous les mètres) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité et chlorophylle *in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable de type ECO de la société M.E.(Meerestechnik Elektronik GmbH). Le fluorimètre pour mesure de la chlorophylle est du type "Back scattering"; il est fixé latéralement à la sonde dont il utilise l'alimentation électrique et la transmission des données. Le conditionnement des signaux délivrés par les capteurs est assuré par l'électronique intégrée dans le corps de la sonde.
Les signaux conditionnés exploitables sont transmis à la surface par une liaison bifilaire constituée du câble porteur et d'un conducteur secondaire isolé incorporé au câble porteur.
Les mouvements de descente et montée de la sonde sont assurés par un treuil électrique à réglage fin de la vitesse.
Les profils sont visualisés en temps réel sur l'écran du micro-ordinateur assurant la commande logique de la sonde et le stockage des résultats.
Le capteur de pression incorporé à la sonde permet de connaître et d'enregistrer la profondeur d'immersion au décimètre près.

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station GE 3 (Petit Lac)

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 et 70 m.

La fréquence des prélèvements est mensuelle.

Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques uniformisées, par le Service de l'Ecotoxicologue cantonal de Genève.

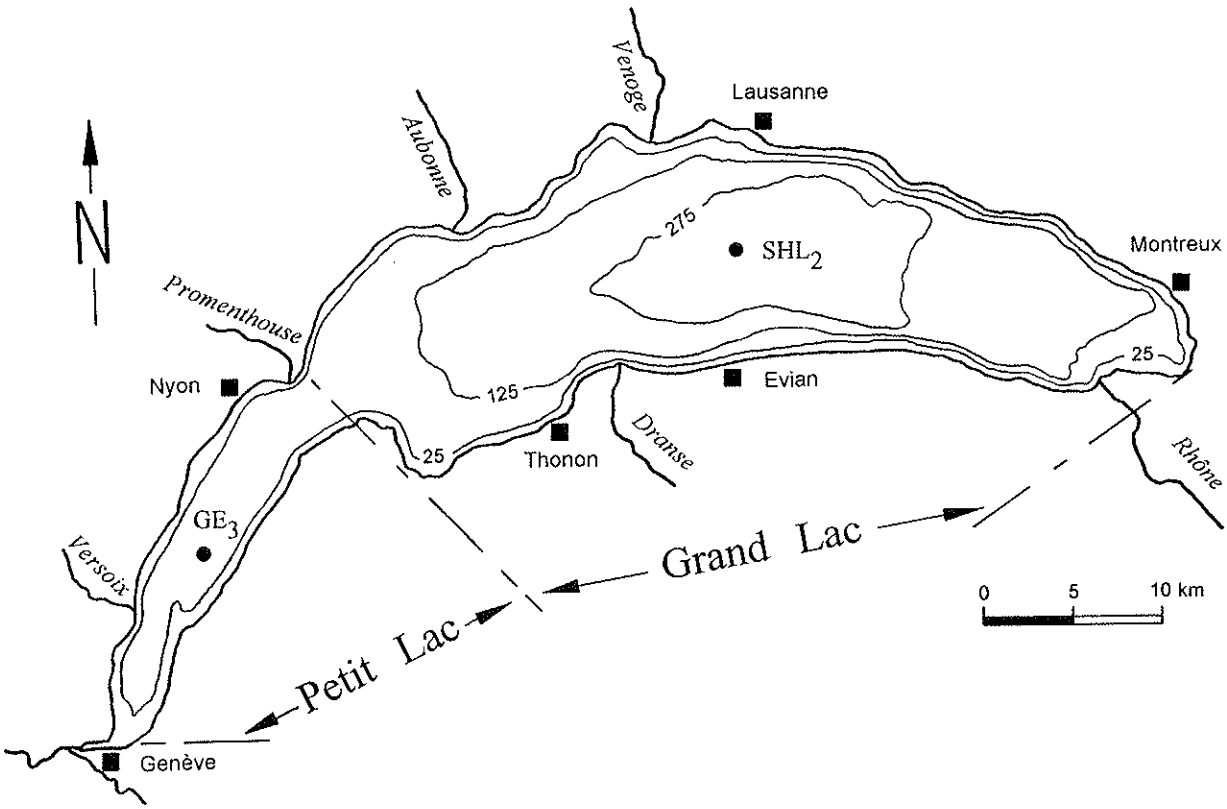


Figure 1 : **Situation des points de prélèvement**

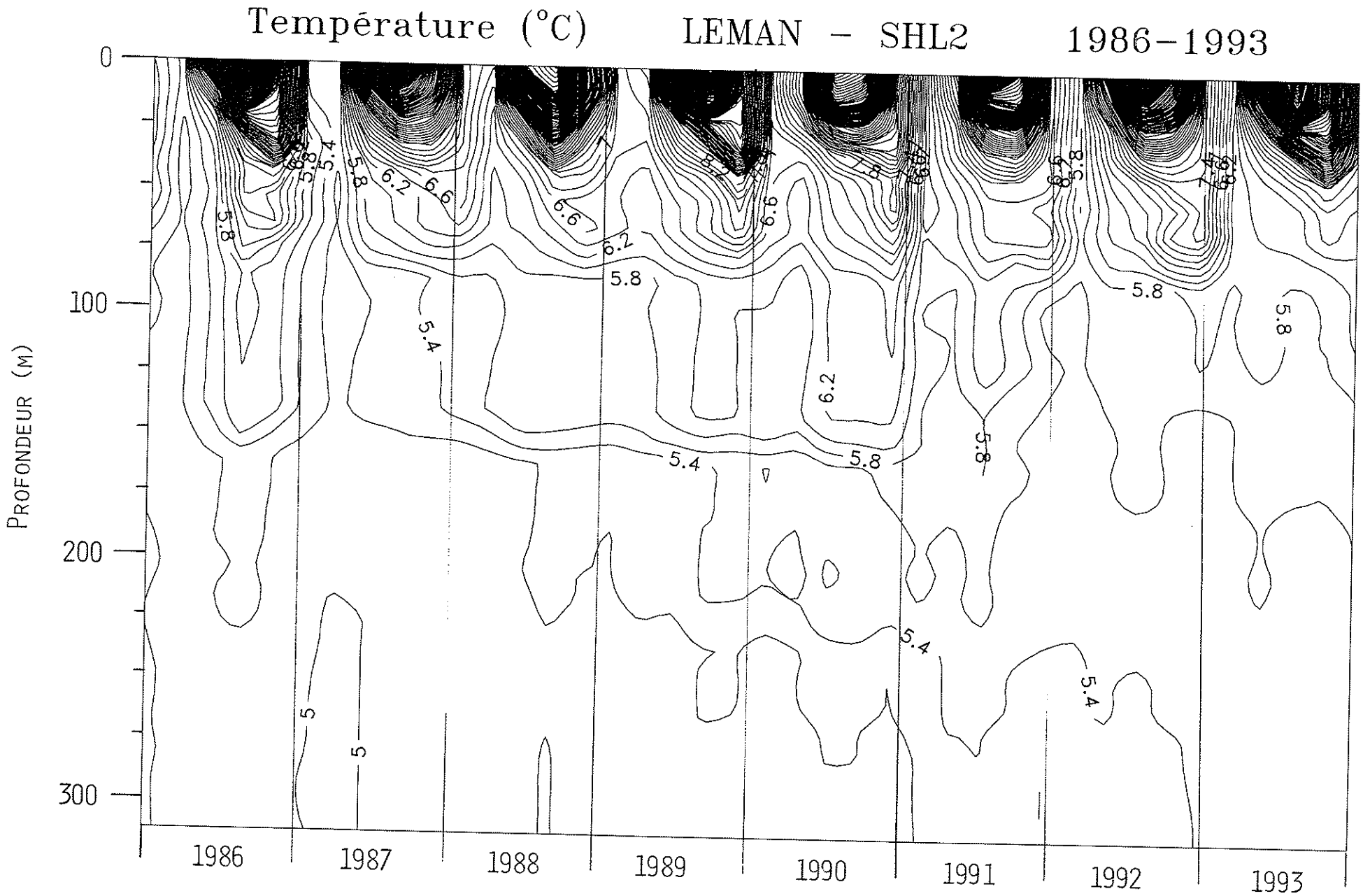


Figure 2 : **Température des eaux du Léman (SHL 2)**

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

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

Les températures hivernales plutôt clémentes (figure 3), observées en début d'année (ORAND et GAGNAIRE, 1994), n'ont pas permis un refroidissement important de la masse d'eau.

Il en résulte que, comme ces six dernières années, le brassage hivernal dans le Grand Lac a été limité à 110 mètres (figure 14). La réoxygénation des eaux profondes a, de ce fait, été très réduite (figure 16a) et a atteint un maximum d'environ 2.28 mg O_2/l le 19 avril 1993.

Dans les couches soumises au brassage, la température a atteint un minimum de 5.85 °C au début mars (figure 4a). Globalement la température moyenne annuelle de 6.5 °C est proche de celles observées en 1991 et 1992 (6.61 et 6.59 °C). La température maximale a été relevée le 5 juillet 1993 avec 23.1 °C en surface. Dans les couches les plus profondes on assiste toujours à une légère remontée des températures (figure 5).

Dans le Petit Lac, le brassage est total chaque année comme le montre la figure 16b. L'évolution des températures, dans les couches superficielles, est identique à celle du Grand Lac (figures 4a et b).

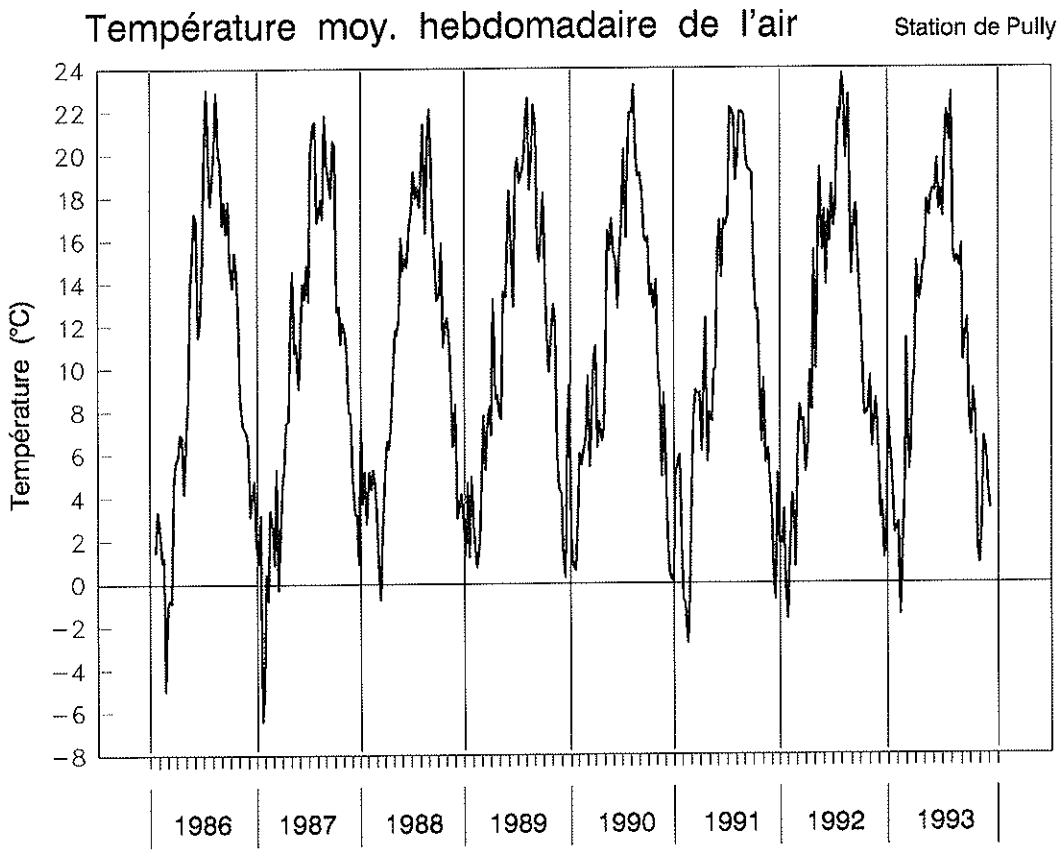
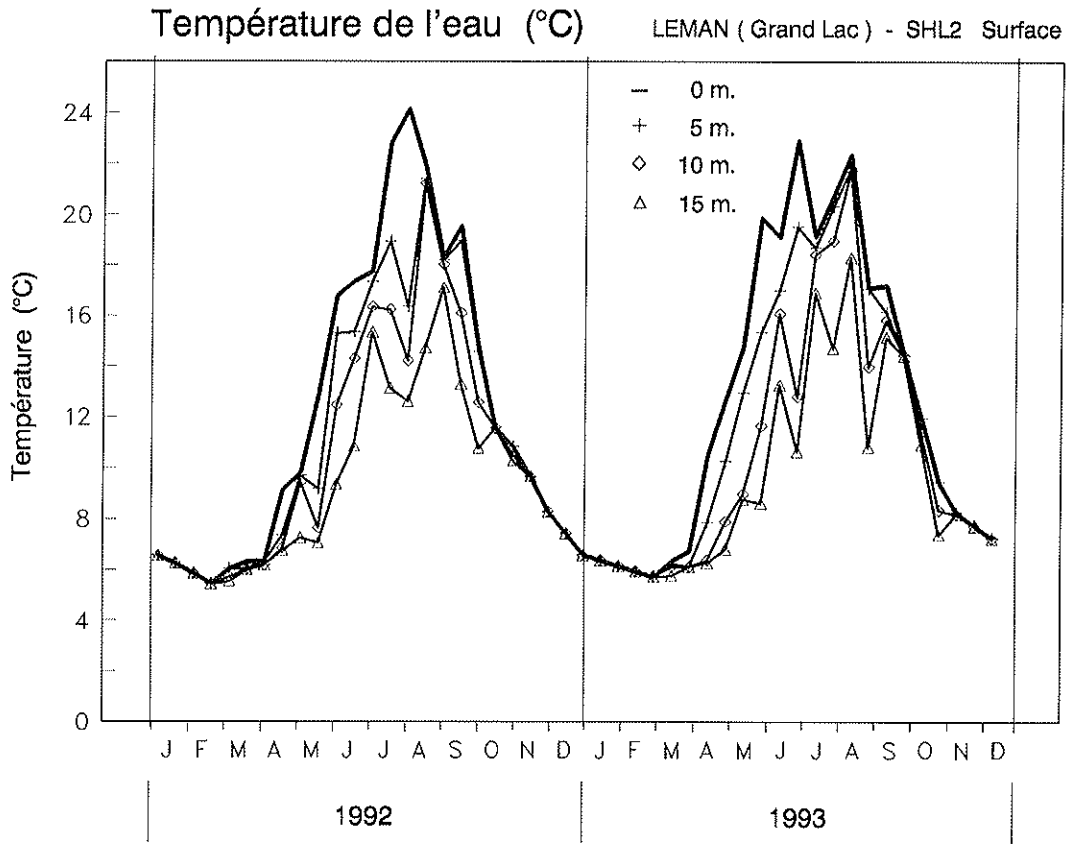


Figure 3 : Température moyenne de l'air (à Pully)



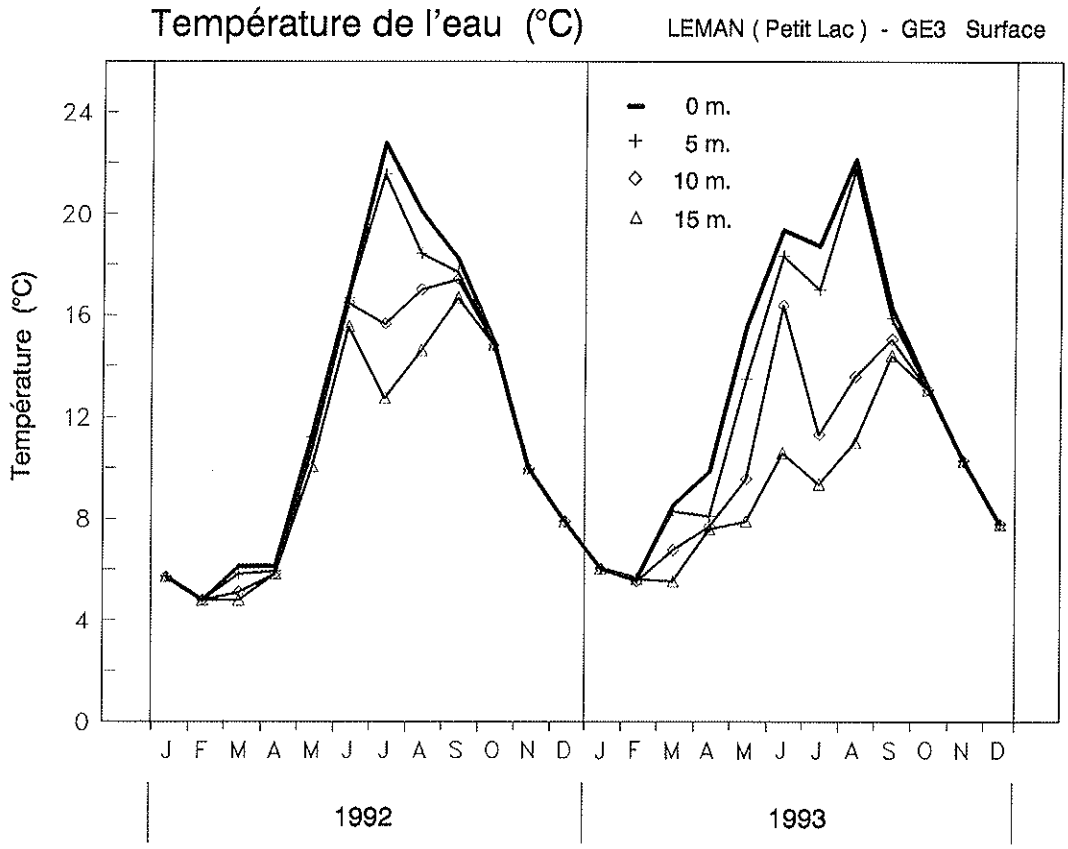


Figure 4 : **Température de l'eau des couches superficielles**
a : Grand Lac SHL 2 **b : Petit Lac GE 3**

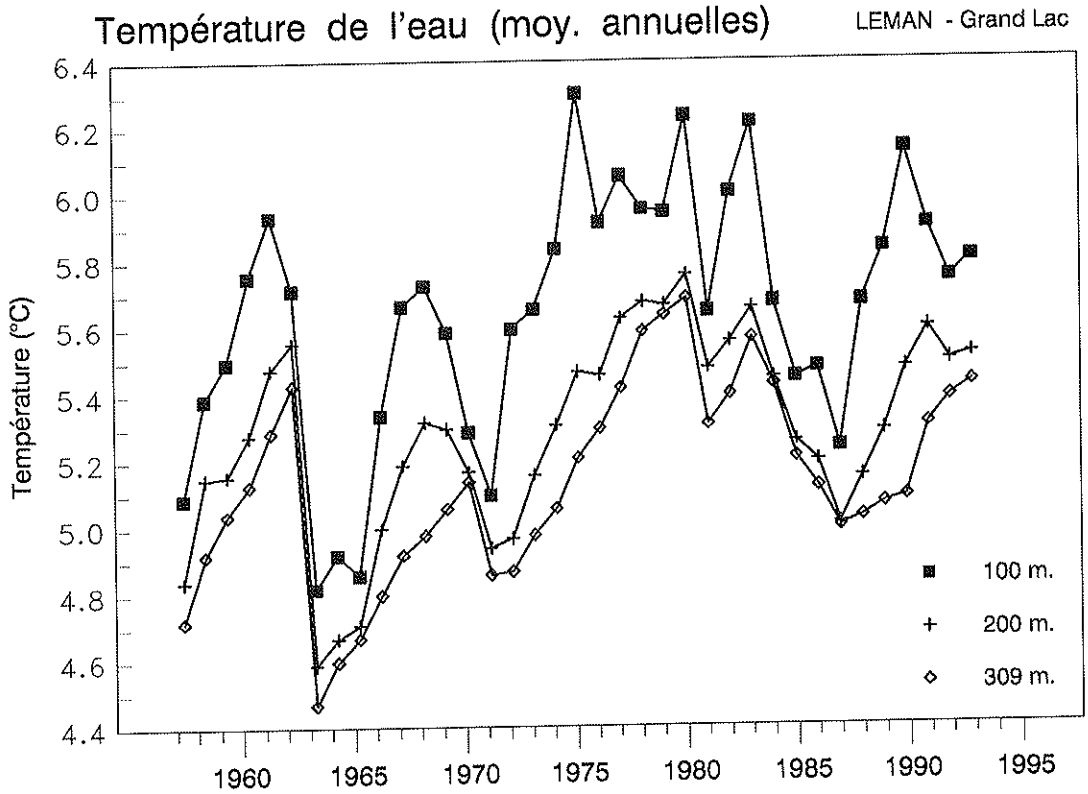


Figure 5 : **Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur**

3. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

a. Reprise de l'activité photosynthétique

Tout comme les six années passées, le renouvellement des nutriments dans le Grand Lac a été limité par la faible efficacité du brassage hivernal.

Les orthophosphates se sont stabilisés à des concentrations de 30 μg P/l (figure 6a) soit environ 5 μg P/l de plus que celles observées en 1992. Dans le Petit Lac on constate une certaine stabilité avec un maximum de 28 μg P/l. (figure 6b).

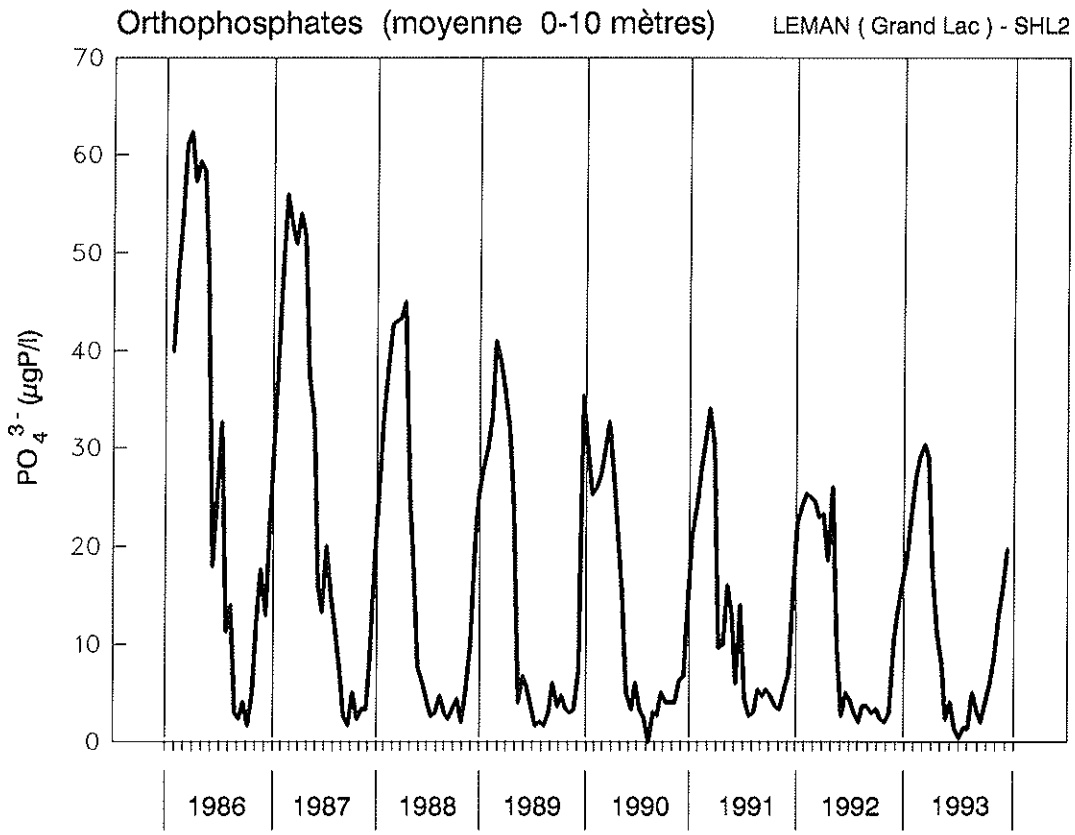
A la fin du brassage superficiel (mars 1993), les concentrations en azote nitrique dans le Grand Lac sont d'environ 590 μg N/l et dans le Petit Lac de 600 μg N/l (figures 7 a et 7 b).

La silice a atteint, dans le Grand Lac, de 1.9 à 2.1 mg SiO_2/l (figure 8).

La transparence (disque de Secchi) a atteint 16 mètres au début mars 1993 au moment du brassage maximum.

En 1993, on revient à une situation "plus traditionnelle" concernant le début de l'activité photosynthétique qui a débuté au début avril (transparence 7.2 m), alors qu'en 1991 et 1992 le plancton s'était développé dès le début du mois de mars (figure 9). Dans le Petit Lac, l'activité a démarré environ deux semaines plus tôt. Lors de cette première poussée algale, la baisse des concentrations en nutriments a été très marquée tant pour les orthophosphates que pour l'azote nitrique et la silice (figures 6a, 7a, 8). Cette poussée est bien marquée par les pics de phosphore, azote et carbone particulaires dans la couche 0-10 mètres (figures 10, 11, 12).

Dès la mi-avril, la transparence s'abaisse pour atteindre 2.5 mètres et elle se maintient à des valeurs proches de 2 mètres jusqu'au début juin. Les concentrations en phosphore dissous atteignent des valeurs proches de zéro dans la couche 0-10 mètres dès la fin mai, alors que les nitrates sont à des concentrations proches de 200 μg N/l ce qui confirme bien que durant cette période le phosphore peut être limitant.



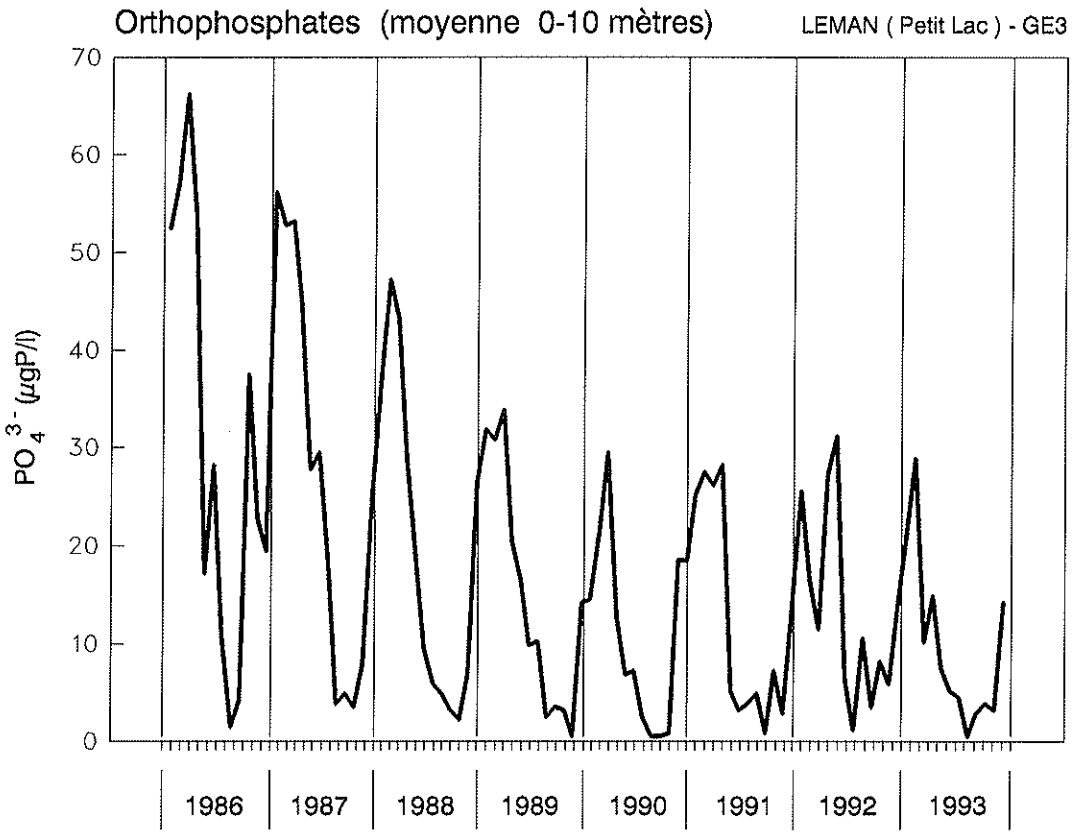
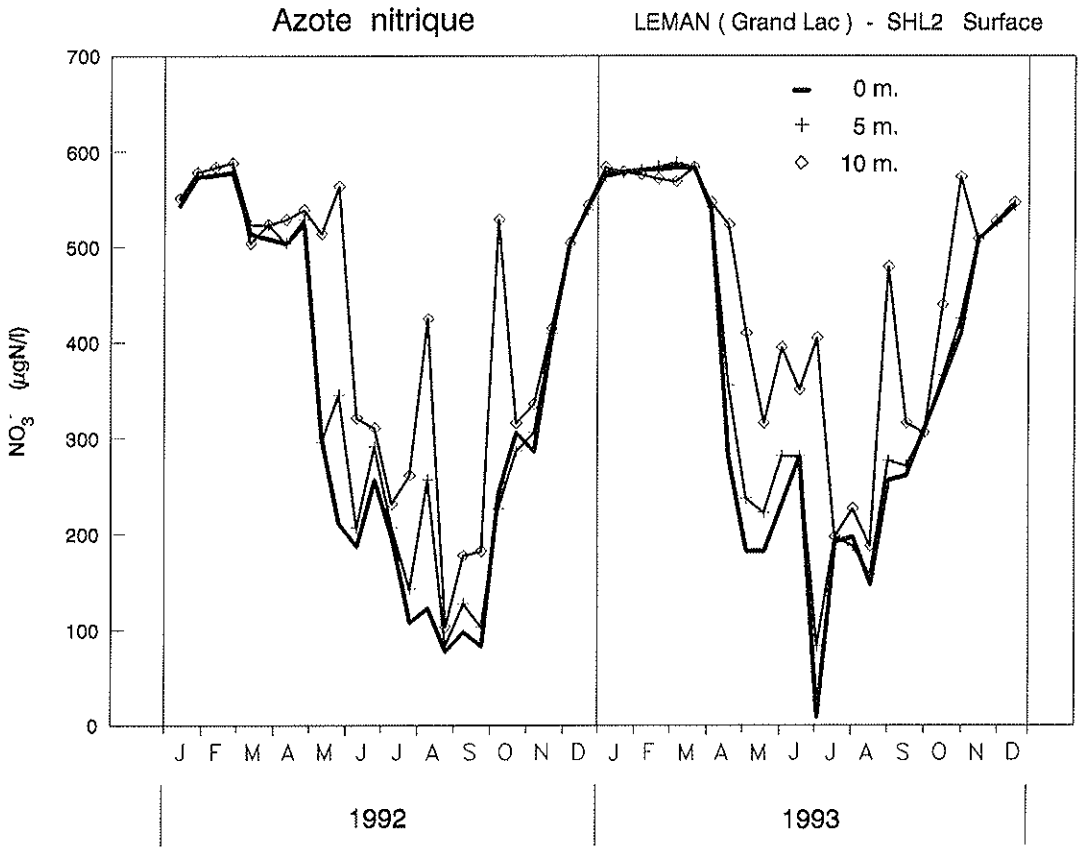


Figure 6 : Teneur en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m)
a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3



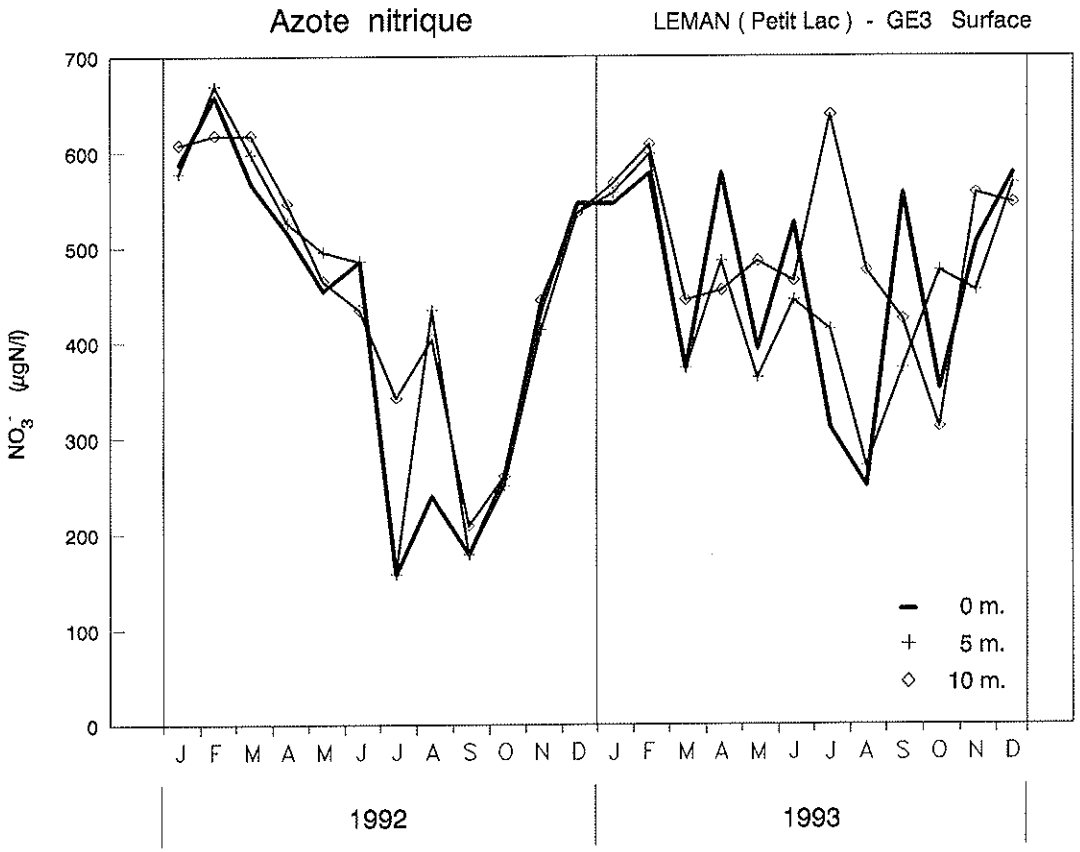


Figure 7 : Teneur en nitrates (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0 - 10 m)
a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

b. *Reste de l'année*

La période des eaux claires, succédant habituellement aux poussées planctoniques printanières, s'est manifestée cette année de façon relativement modérée comme en 1992 tant dans le Grand Lac que dans le Petit Lac (figures 9 a et b).

La poussée d'azote ammoniacal accompagnant généralement la période des eaux claires a été bien marquée dans la couche 5-10 m (figure 13).

Le réchauffement des couches superficielles s'est poursuivi régulièrement jusqu'à fin août avec une valeur proche de 22 °C à 10 mètres.

Les teneurs en orthophosphates ont été très faibles pendant tout l'été et ont été quasi nulles de 0 à 20 mètres à la fin juillet - début août et de 0 à 30 mètres à fin septembre.

En 1993, la consommation des nitrates a été moins importante que les années précédentes à l'exception d'une période limitée au début juillet où les teneurs sont tombées à environ 20 μg N/l dans la couche 0-2.5 mètres.

Dans le Petit Lac, la consommation des nitrates a été nettement plus faible que dans le Grand Lac. Le minimum observé a été de 260 μg N/l (figure 7b).

Les pics de carbone, d'azote et de phosphore particulaire dans le Grand Lac au printemps sont plus faibles qu'en 1992 et similaires pendant la période estivale.

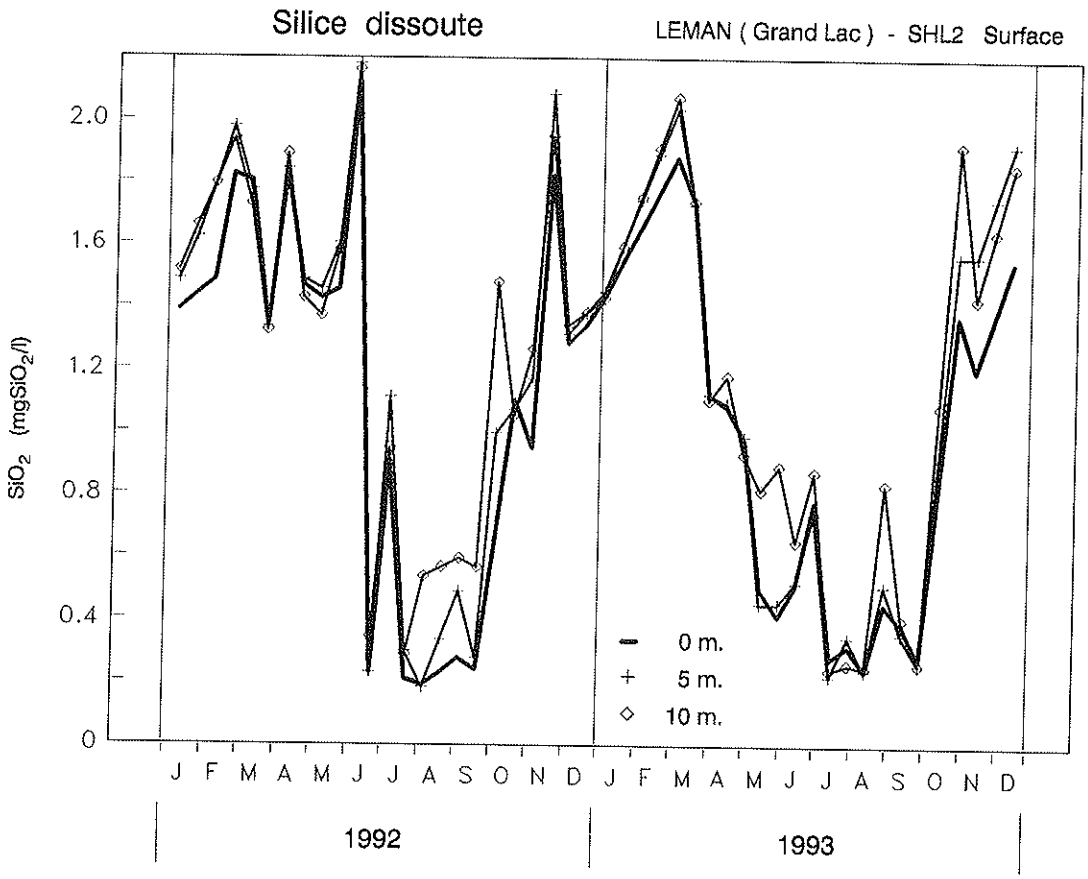
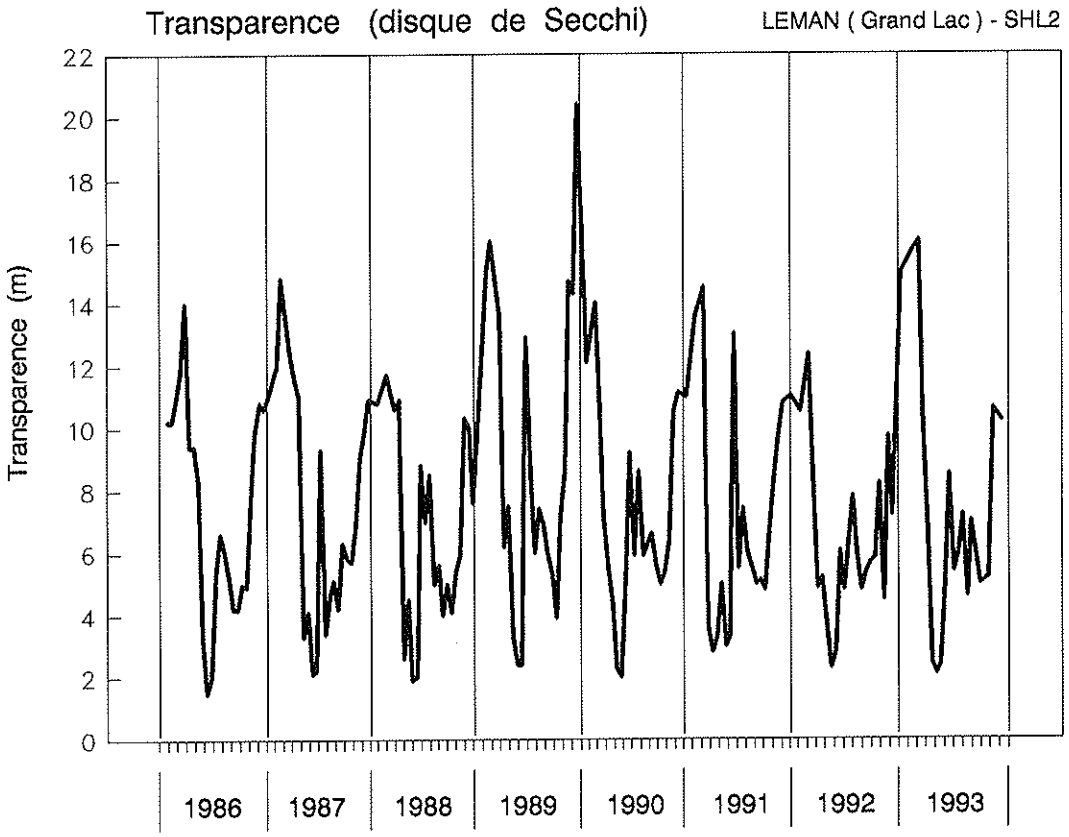


Figure 8 : **Teneur en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles du Grand Lac**



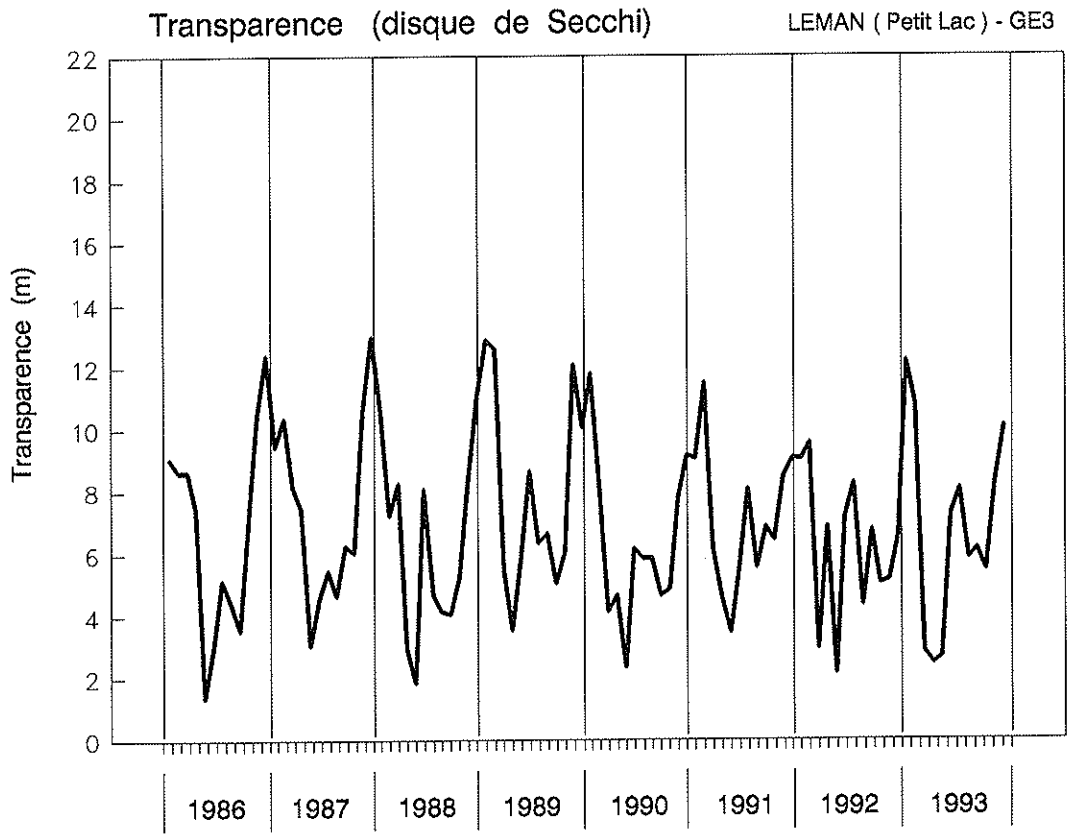


Figure 9 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi
a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

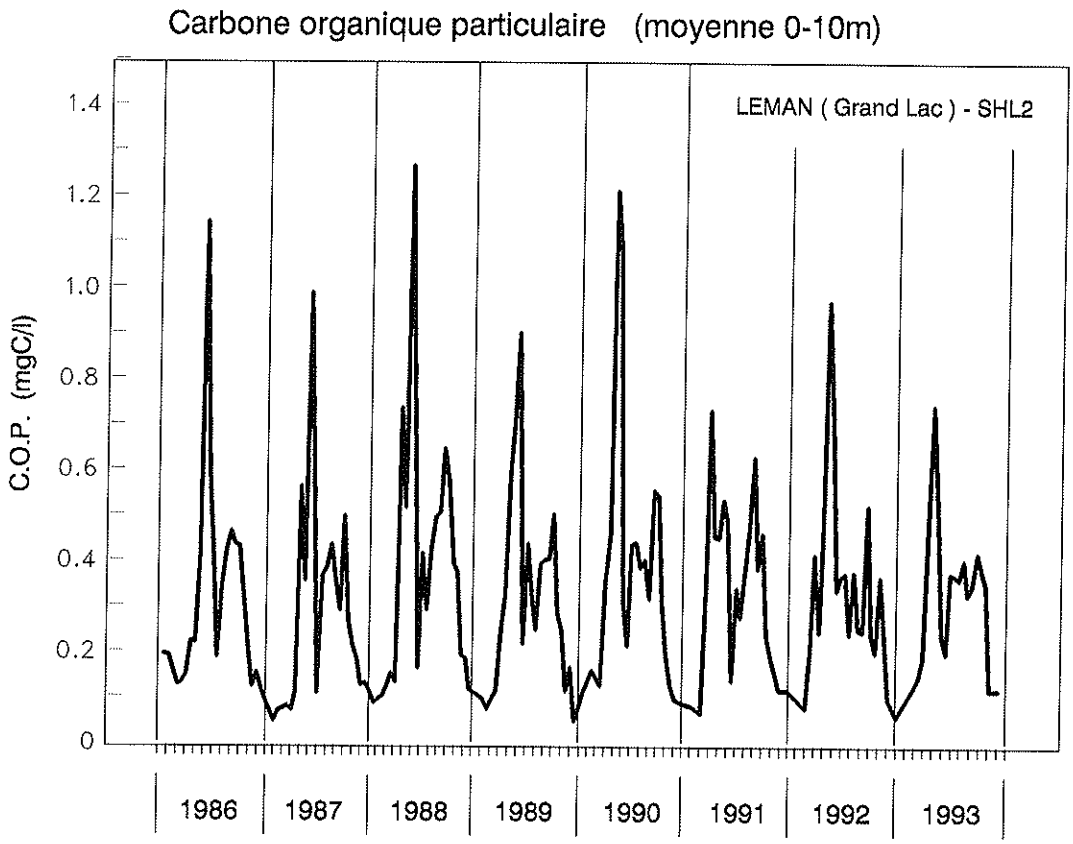


Figure 10 : **Teneur en carbone organique particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac**

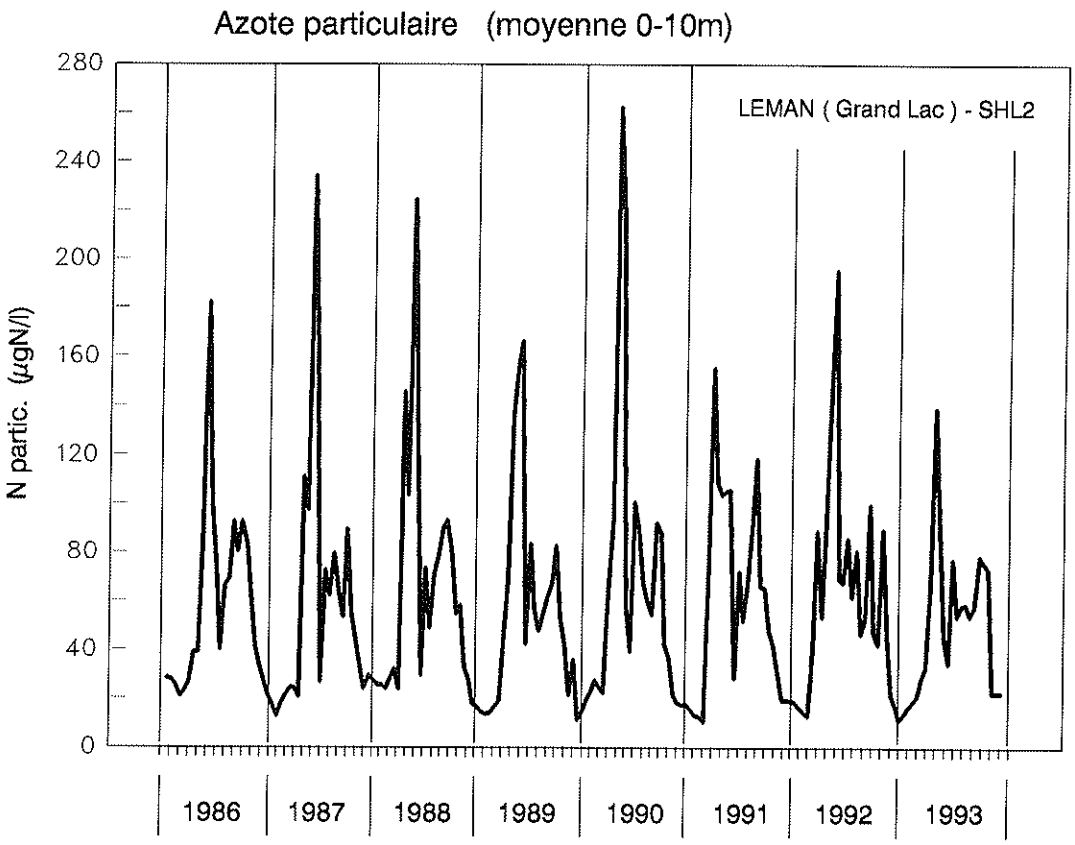


Figure 11 : **Teneur en azote particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac**

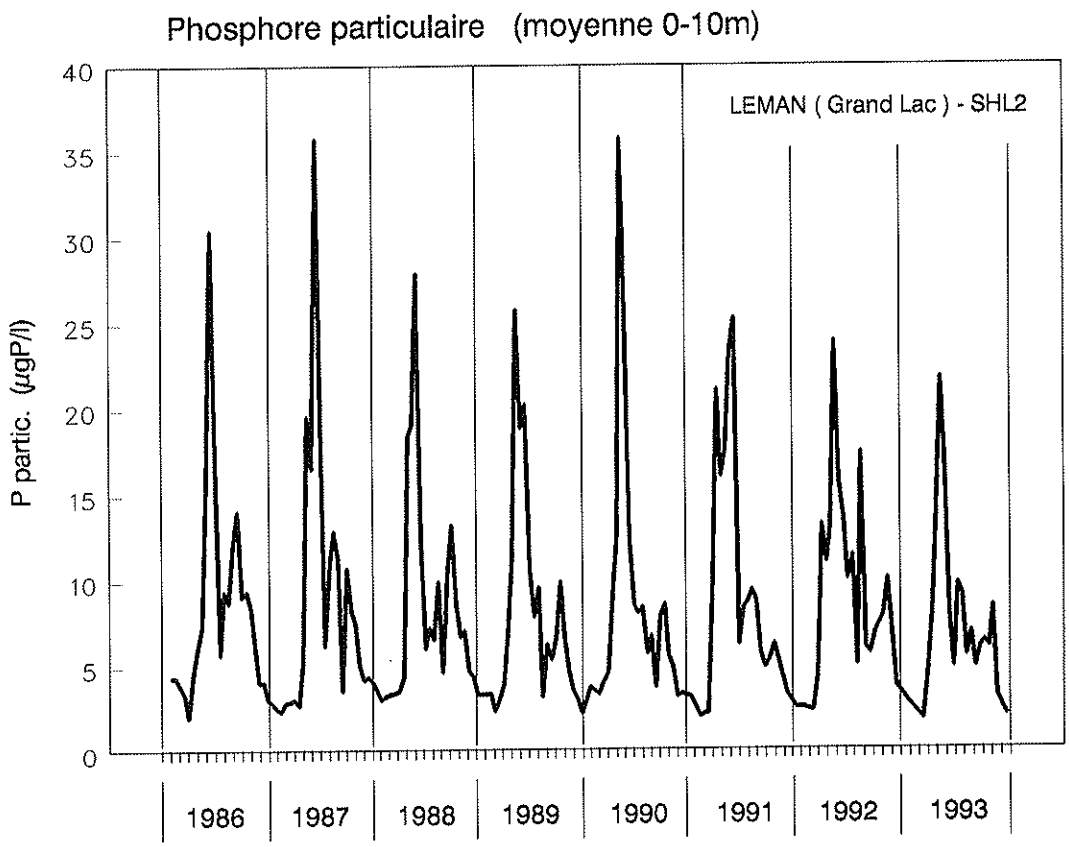


Figure 12 : **Teneur en phosphore particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac**

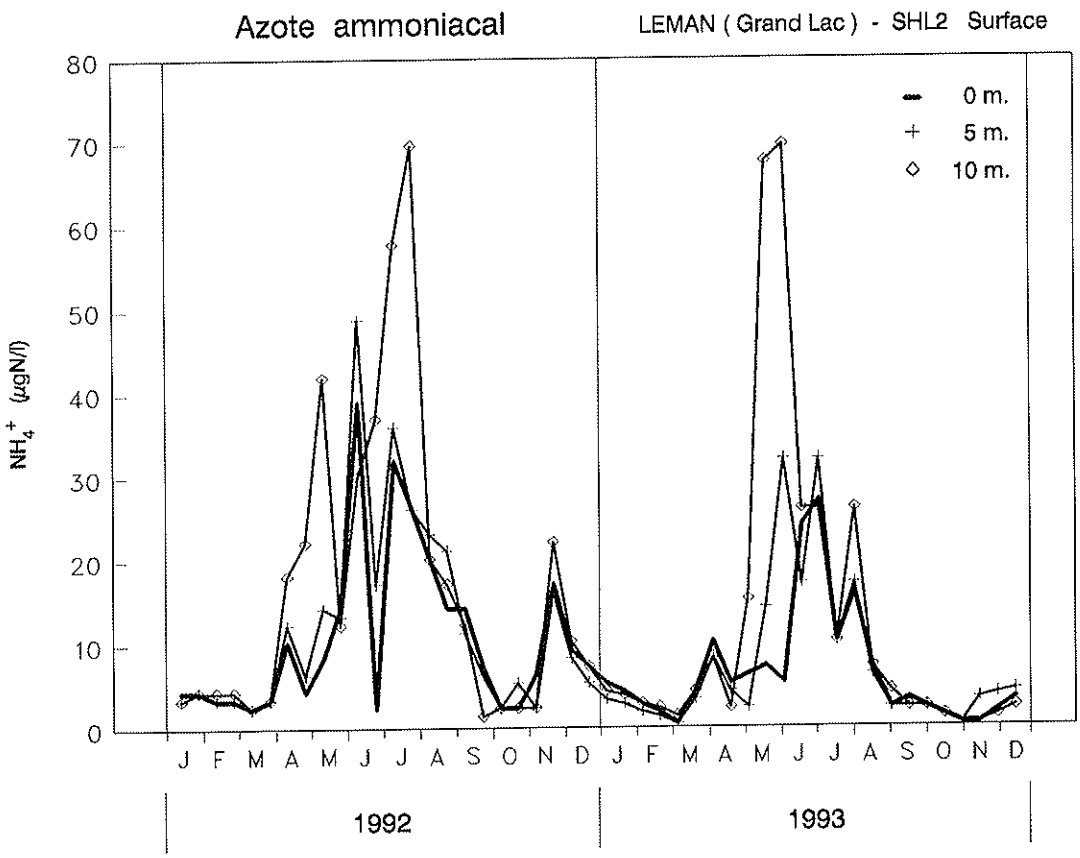


Figure 13 : **Teneur en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles dans le Grand Lac**

4. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les sept hivers consécutifs relativement doux de ces dernières années ne permettent pas un brassage hivernal complet des eaux du Grand Lac, brassage qui n'affecte que les 100 premiers mètres de profondeur. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température (figure 2), conductivité, oxygène (figure 15), orthophosphates, silice, etc...; ils ne sont pas uniformes dans la colonne d'eau.

Le déficit en oxygène des couches profondes du Grand Lac est toujours important comme le montre la figure 15. La zone concernée (hachurée, figure 15) où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mg O_2/l est importante et, comme les deux dernières années, cette situation persiste durant toute l'année. A la fin de l'hiver, la teneur en oxygène qui est, normalement en cette période de l'année, la plus élevée, n'atteint que 2.3 mg O_2/l près du fond (figure 16a). Une teneur de 0.5 mg O_2/l est observée d'août à octobre 1993.

Cependant, la situation relevée en 1991 et 1992 (BLANC et al., 1992, 1993a) concernant la faible consommation d'oxygène dissous dans les eaux profondes se confirme encore cette année (baisse annuelle des concentrations en oxygène de 1.8 mg/l). La situation critique de l'oxygène dans les couches profondes ne se retrouve pas dans le Petit Lac. La fréquence des brassages complets, du fait de la faible profondeur de cette partie du lac, y maintient ces dernières années une concentration en oxygène supérieure à 8.5 mg O_2/l

La désoxygénation des couches profondes dans le Grand Lac est suffisante pour réduire les sels de manganèse et assurer leur diffusion à partir des sédiments comme en témoigne la présence de concentrations relativement élevées toute l'année (figure 17). Cette désoxygénation n'est cependant pas suffisante pour que les sels de fer subissent le même sort; à aucun moment, ceux-ci n'apparaissent dans l'eau. Comme les années précédentes, on enregistre simultanément une augmentation d'environ 40 μg/l des concentrations en phosphore dissous. Sans doute cette augmentation est-elle minime et n'a rien de comparable avec ce que l'on peut craindre d'une véritable charge interne. Il faut relever que la diffusion du phosphore depuis les sédiments (figure 14) est actuellement beaucoup plus faible que dans les années 70 (BARROIN, 1992).

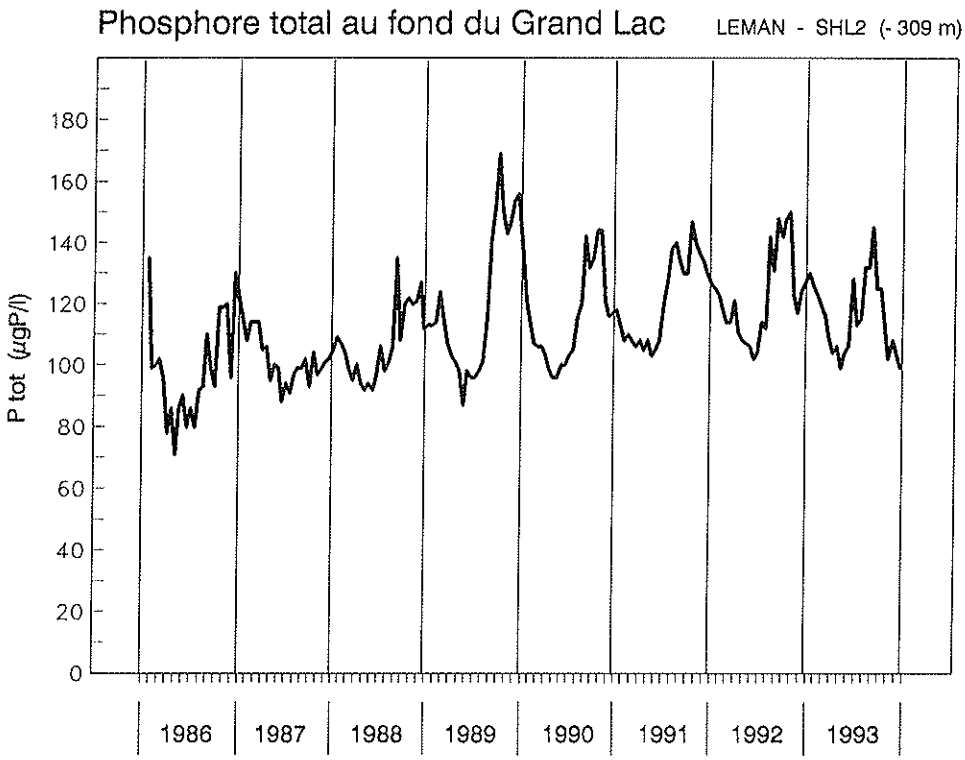


Figure 14 : Teneur en phosphore total au fond du Grand Lac

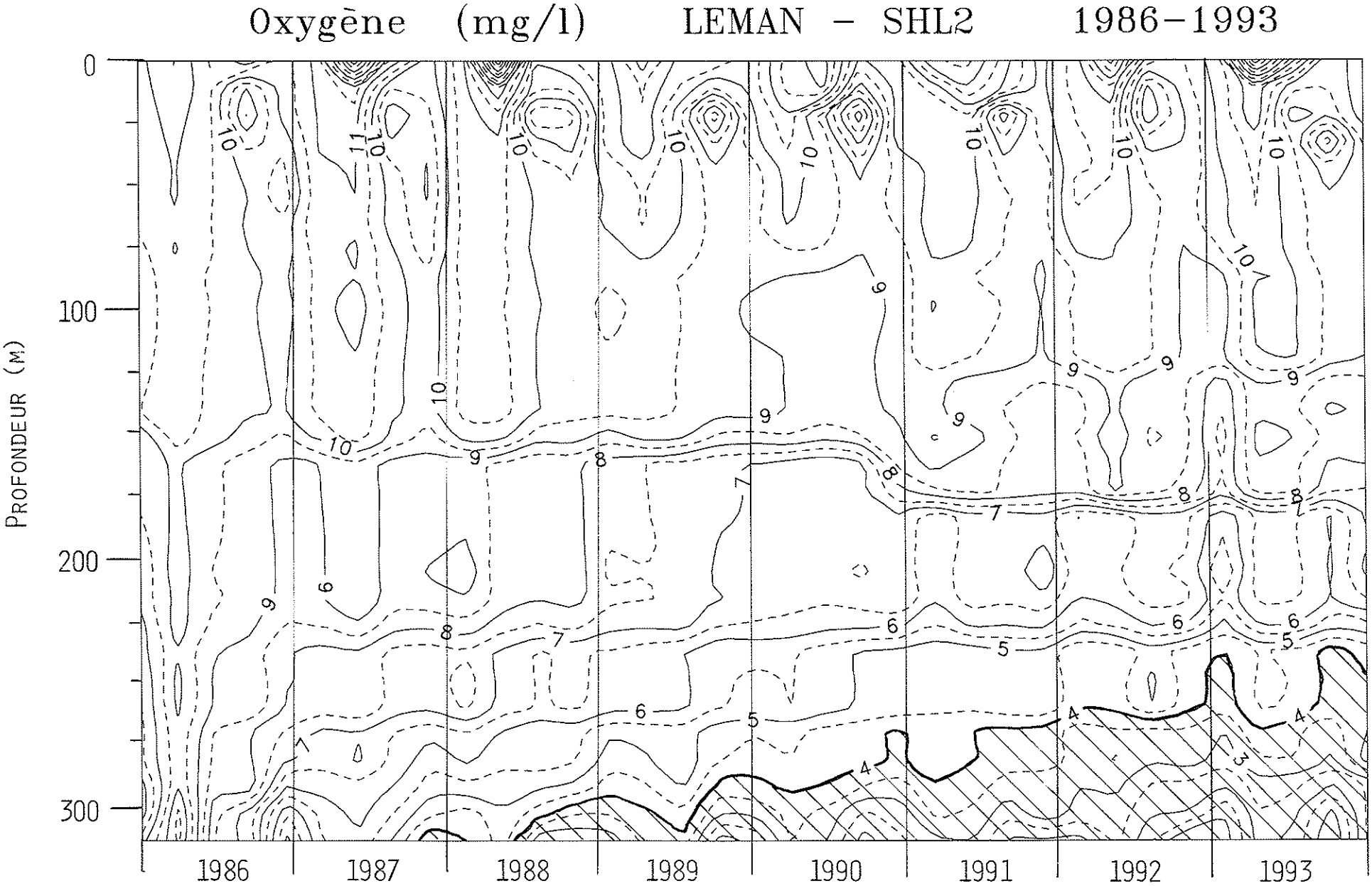
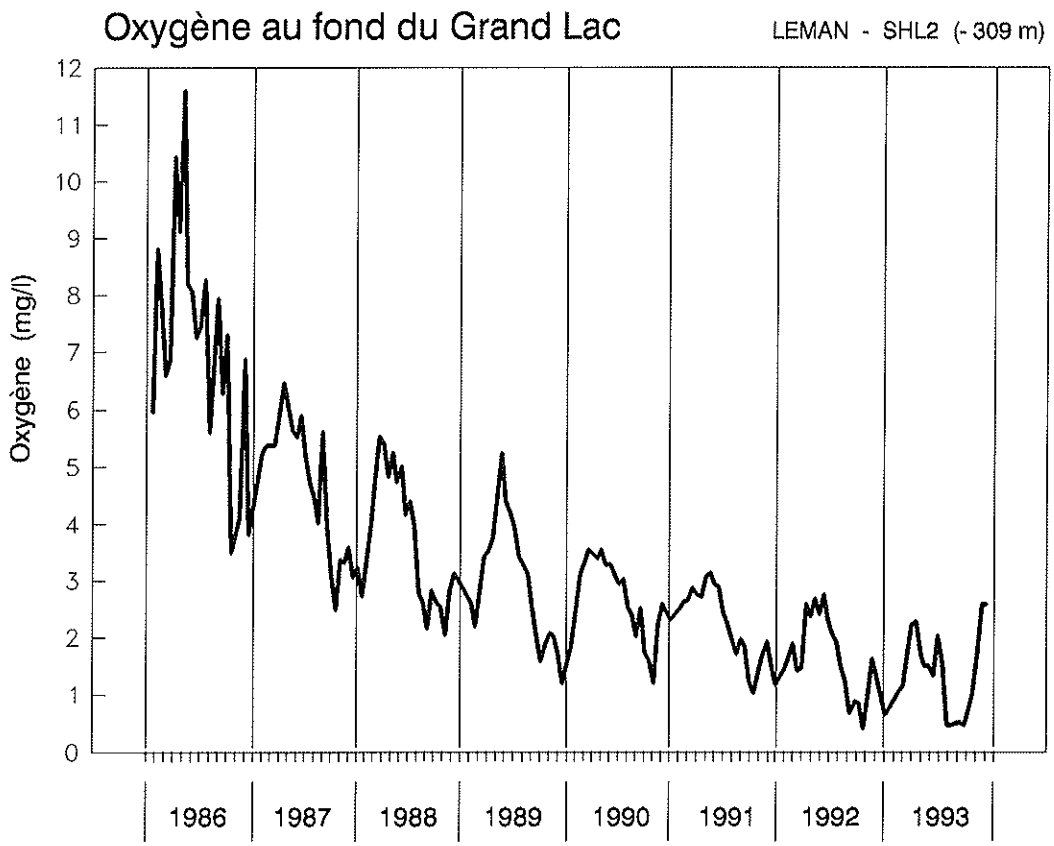


Figure 15 : Teneurs en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone hachurée = teneur inférieure à 4 mg/l)

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



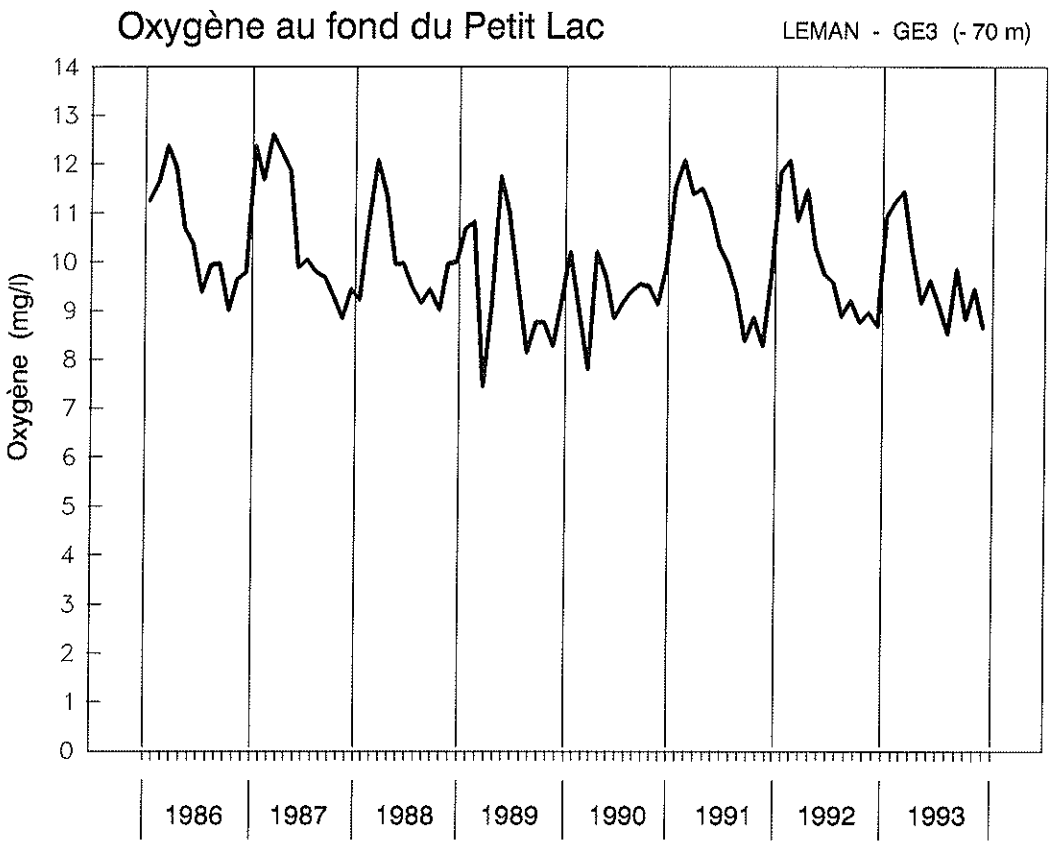


Figure 16 : Teneur en oxygène dissous au fond du lac
a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

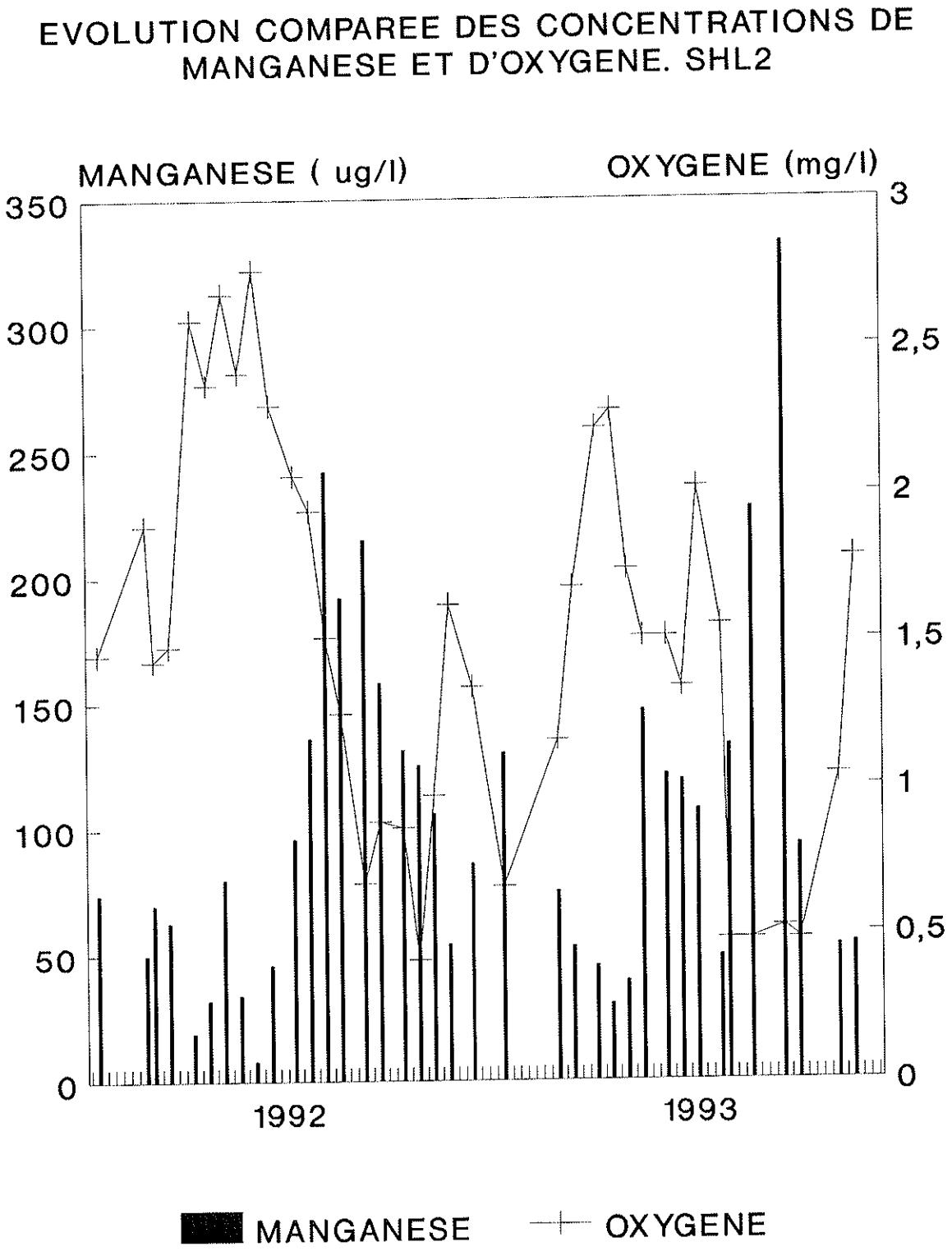


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse et oxygène dissous dans les eaux du fond du Grand Lac (SHL2)

5. EVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMETRES

Les concentrations moyennes pondérées [2] pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL2, figure 1).

- *Température (Grand Lac)*

Sur la figure 19 sont représentées les températures moyennes des couches 0-10, 0-20, 0-50, 0-100 mètres et l'ensemble du lac (0-309 m) pour chaque campagne de mesure depuis 1985.

Ces courbes montrent que les températures minimales moyennes à la fin de l'hiver ont augmenté pour la couche 0-100 mètres de 0.83 °C entre 1986 et 1993 et pour la couche 0-309 m (ensemble du lac) de 0.69 °C, soit d'environ 0.1 °C par année.

Pour les températures maximales (moyenne 0-10 mètres) observées en été, elles ont également augmenté, mais de 2.8 °C pendant la même période.

- *Oxygène dissous (Grand Lac) (figures 15, 16a et 18)*

La concentration moyenne des couches en dessous de 150 mètres (figure 15) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 18 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

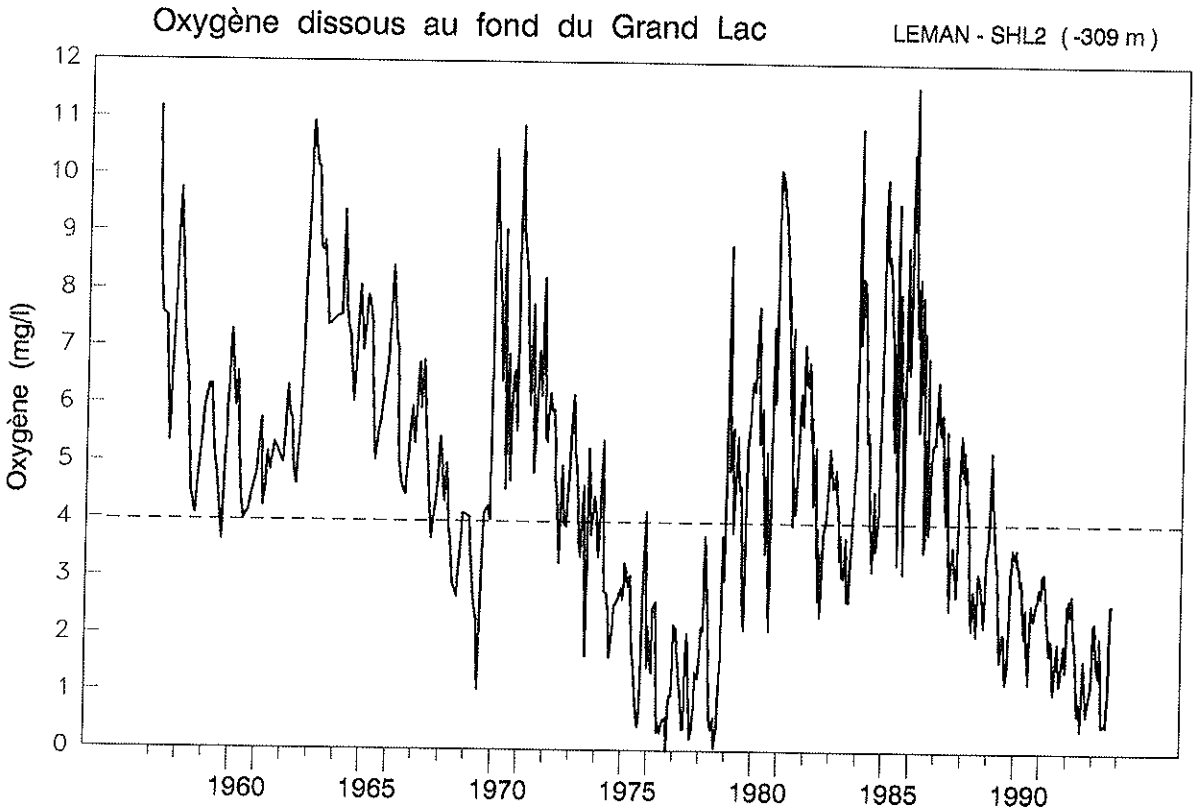


Figure 18 : Oxygène dissous au fond du Grand Lac

---

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

$$\bar{C} = \frac{\Sigma (Ci \cdot Vi)}{V}$$

avec Ci = concentration dans la strate
Vi = volume de la strate
V = volume total du Grand Lac

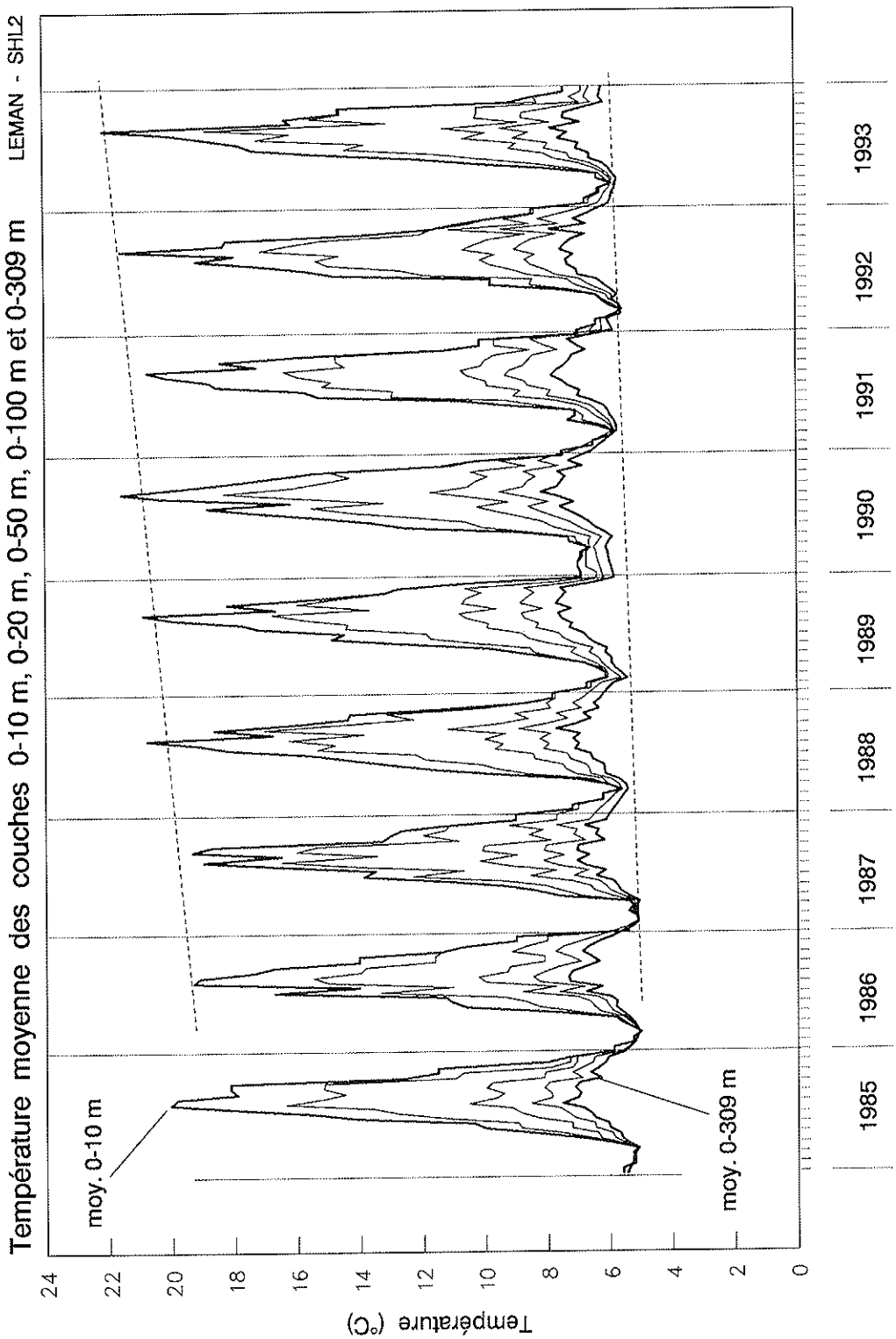


Figure 19 : Evolution des températures de l'eau du Grand Lac (SHL2)

- *Phosphore total et orthophosphates (Grand Lac) (figures 20 et 21)*

La baisse continue des concentrations moyennes pondérées (pour toute la masse d'eau) amorcée dès 1979 se poursuit avec une diminution de 5.3 % pour le phosphore total en 1993. Les concentrations moyennes annuelles sont en 1993 de 47.3 μg P/l pour le phosphore total et de 40.4 μg P/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 4'050 tonnes (soit une baisse de 225 tonnes par rapport à 1992). Les pics qui avaient été constatés pendant les années 1964-1965 et 1970 restent sans explications satisfaisantes.

La diminution continue depuis 1979 (- 3'620 tonnes, soit une baisse de 47.2 %) est due aux efforts d'assainissement (notamment stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles en Suisse et leur réduction en France, ainsi qu'aux pratiques agricoles tendant à limiter les pertes en nutriments.

Sur la base de l'état 1985 de l'assainissement du bassin versant du Léman, un essai de modélisation du cycle du phosphore (FAHRNI et RAPIN, 1986) avait prévu, pour les années 1986 à 1995, une plage de variations des concentrations en phosphore dans le lac, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles. L'évolution des concentrations selon la prévision se confirme (figure 20).

La figure 21 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans le lac pour les années 1986 à 1993. Dans les couches superficielles, on constate d'année en année, une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la courbe isovaleur 35 μg P/l atteignait environ 25 mètres de profondeur en 1986, elle se trouvait en 1992 à environ 75 mètres et en 1993 à 125 mètres. L'appauvrissement en orthophosphates se répercute aussi dans les couches plus profondes (figure 21).

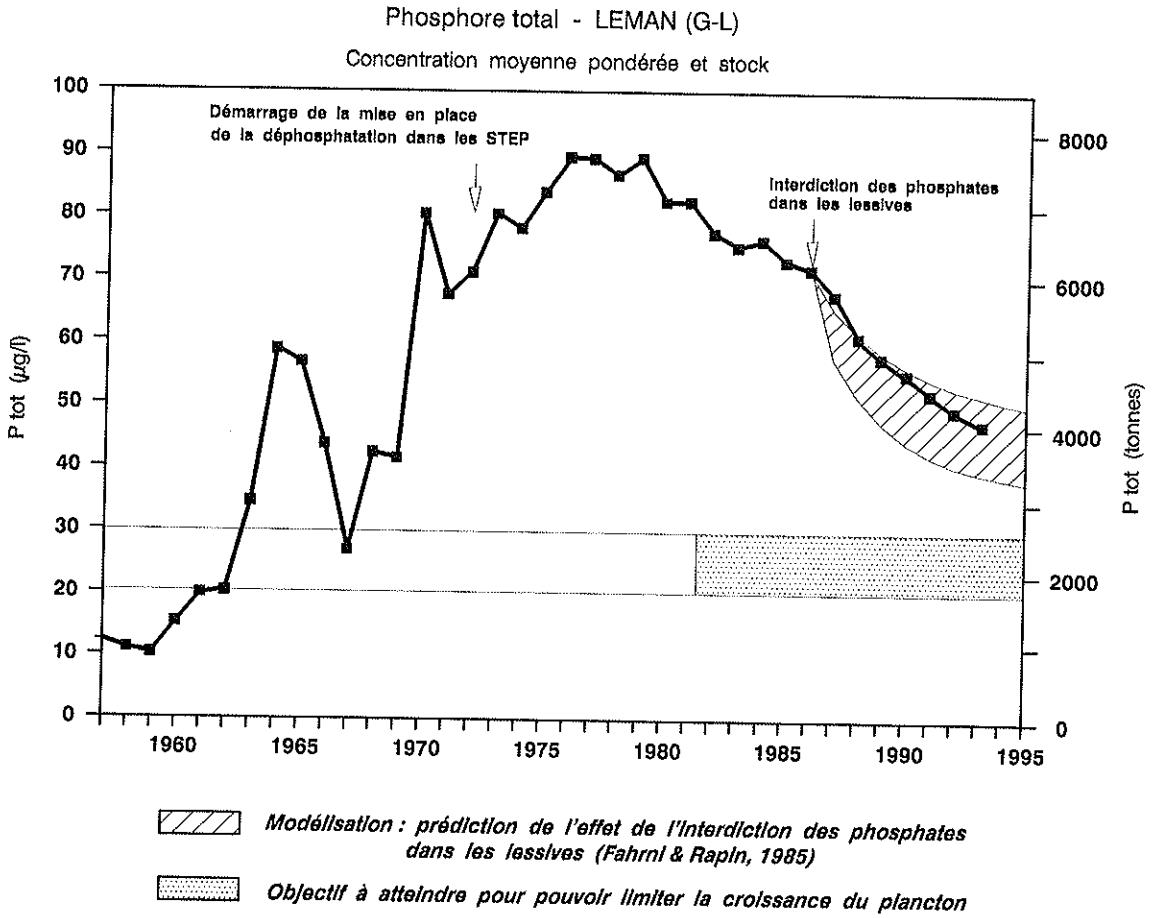


Figure 20 : Evolution de la concentration moyenne pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

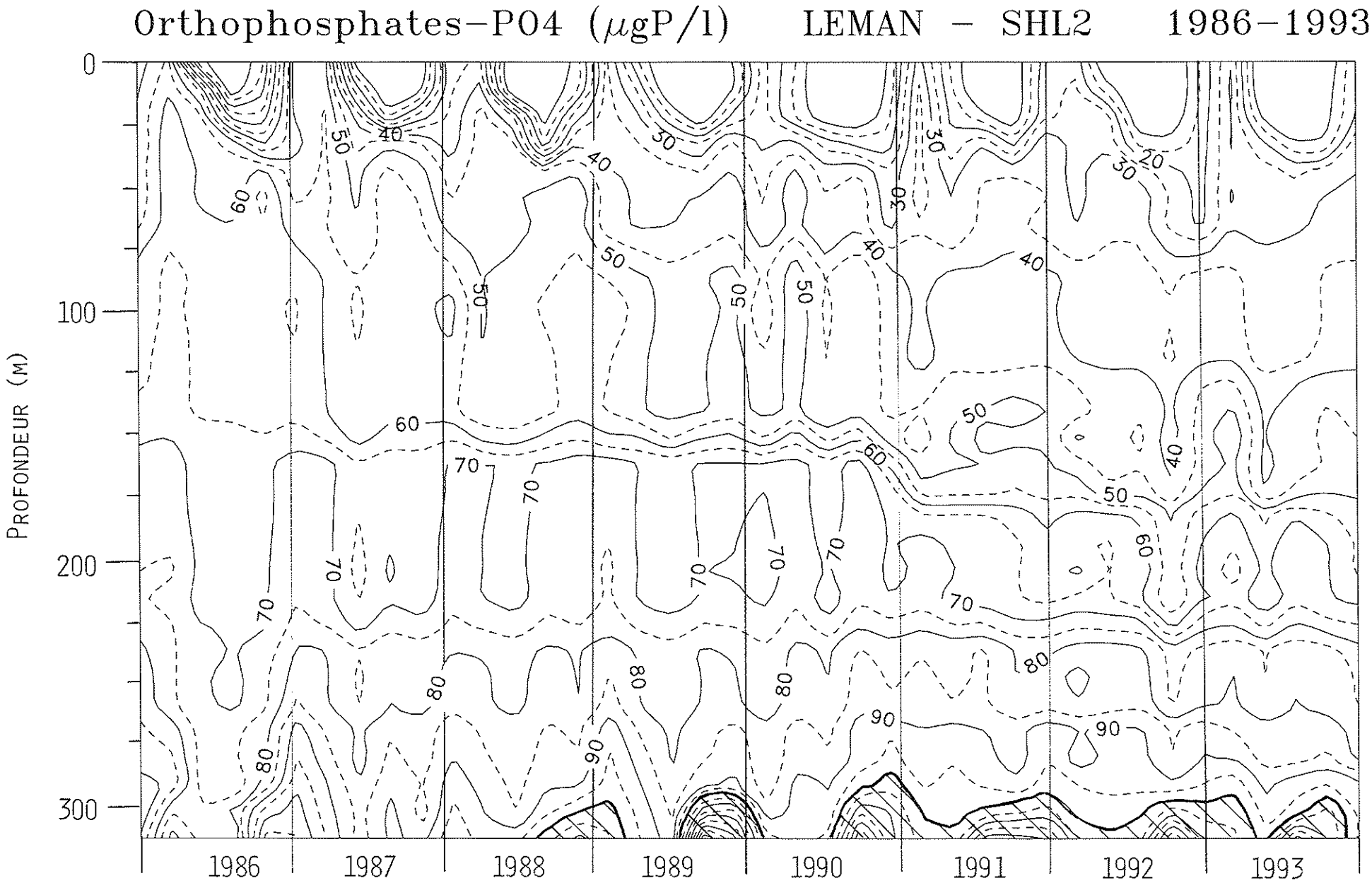


Figure 21: **Teneur en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du Léman (SHL 2) (zone hachurée = teneur supérieure à 100 µg P/l)**

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

. *Azote nitrique et total (Grand Lac) (figure 22)*

Les stocks pour 1993 sont de 56'210 tonnes pour l'azote total et 49'460 tonnes pour l'azote nitrique. Les concentrations se stabilisent.

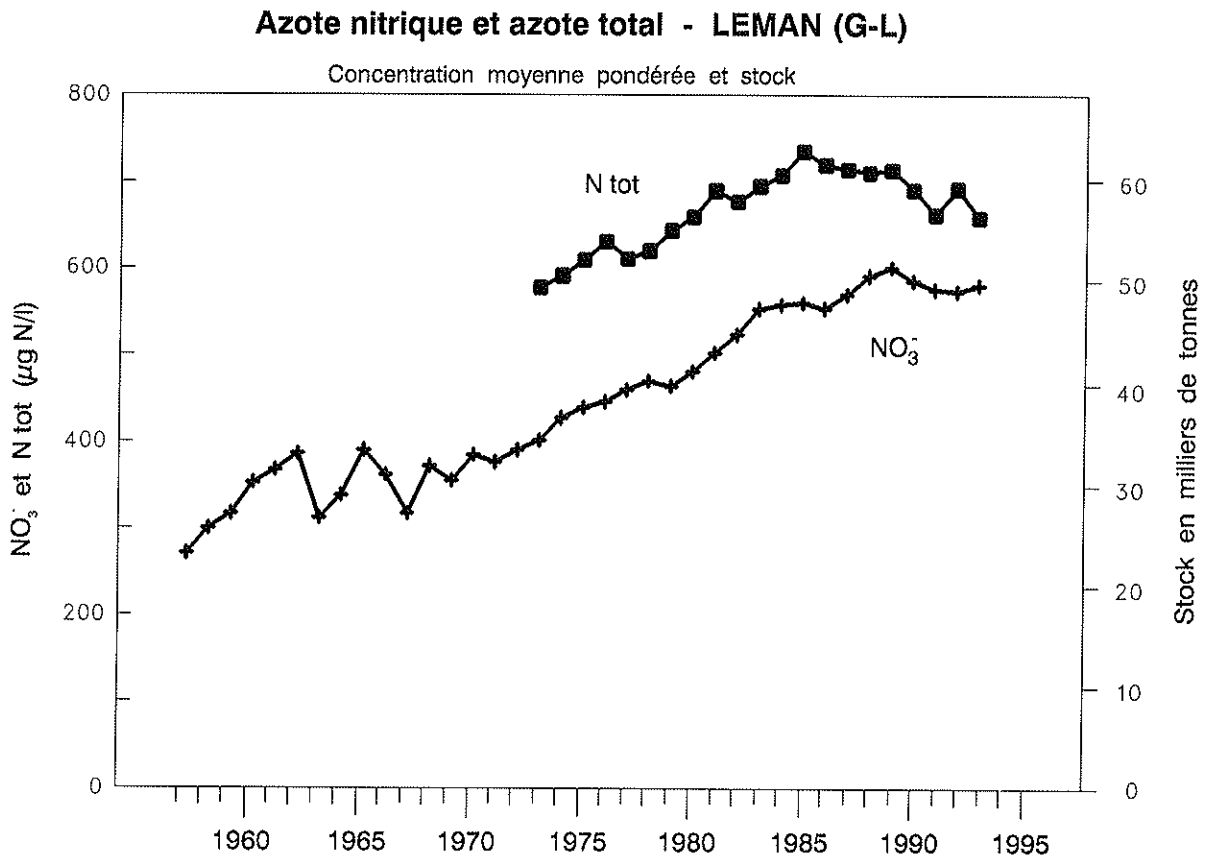


Figure 22 : **Evolution de la concentration moyenne pondérée et du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac**

. *Chlorure (Grand Lac) (figure 23)*

On constate d'année en année une légère augmentation de la concentration en chlorure. En 1993, cette concentration est de 6.2 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.7 mg/l en 1971. L'augmentation en 1993 a été inférieure à 1 % par rapport à 1992.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les apports soit environ 7.7 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorure restent stables.

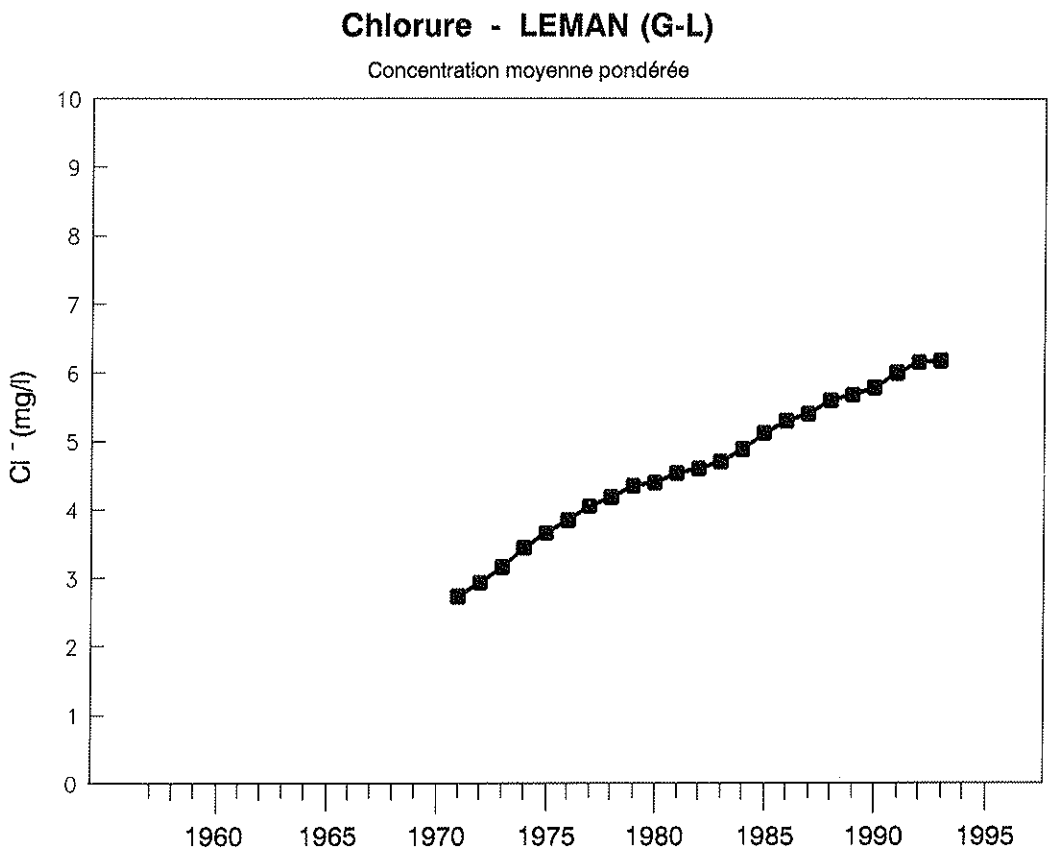


Figure 23 : **Evolution de la concentration moyenne en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac**

6. CONCLUSIONS

L'évolution pendant l'année 1993 paraît similaire à celle des années 1989, 1990, 1991 et 1992 (BLANC et al., 1990, 1991, 1992, 1993a).

Les observations principales sont les suivantes :

- brassage hivernal des eaux limité aux 110 premiers mètres de profondeur,
- l'hiver doux provoque un réchauffement du lac et un développement précoce mais modéré de l'activité biologique dès le début avril. La consommation importante des nutriments dans les couches superficielles a eu lieu à partir de la mi-avril.
- les faibles teneurs en oxygène des couches profondes persistent, les valeurs minimales observées de 0.50 mg O_2/l de début août à octobre sont préoccupantes.

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

- le stock de phosphore total est de 4'050 tonnes en 1993, contre 4'275 en 1992, soit une baisse de 225 tonnes (- 5.3 %). Par rapport à 1979, la baisse est de 47.2 %,
- le stock d'azote nitrique (49'460 tonnes) s'est stabilisé.

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

Bien que le phosphore voie ses concentrations encore baisser, il apparaît, au vu de la production algale, que ses teneurs moyennes sont encore trop élevées. Les efforts doivent être poursuivis pour diminuer encore les apports de toutes origines afin d'atteindre des concentrations moyennes dans le lac de 20 à 30 μg P/l, seuil en dessous duquel les observations faites sur d'autres lacs montrent qu'il est possible de limiter, à long terme, la production algale.

En résumé, on constate que la qualité chimique des eaux du lac continue à s'améliorer à l'exception de la zone profonde du Grand Lac où les faibles teneurs en oxygène demeurent préoccupantes.

BIBLIOGRAPHIE

BARROIN, G. (1992) : Estimation de la dynamique du phosphore à partir de la relation phosphore-oxygène en zone profonde. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 51-56.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1987) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 21-42.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1990) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989, 25-45.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1991) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 21-44.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1992) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 27-49.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1993a) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 31-57.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993b) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.

FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-190.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1994) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

Concentrations moyennes pondérées - Lac LEMAN (Grand Lac) (Avec épuration des données)

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO4 µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH4 µgN/l	NO2 µgN/l	NO3 µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	Transpar 12 mois en m	Transpar mai-sept en m
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42

C.I.P.E.L. : 09/03/94

Stocks en tonnes - Lac LEMAN (Grand Lac) (Avec épuration des données)

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	PO4 Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	NH4 Tonnes	NO2 Tonnes	NO3 Tonnes	Cl Tonnes	C.O.P. Tonnes	P partic Tonnes	N partic Tonnes
1957	827900	1150			22824	25	109	22690				
1958	883900	960			25370	75	145	25150				
1959	822000	890			26733	30	93	26610				
1960	819800	1320			29931	105	96	29730				
1961	802000	1720			31370	290	80	31000				
1962	885200	1750			37527	770	127	36630				
1963	883100	2970			26839	510	129	26200				
1964	874900	5050			29275	750	115	28410				
1965	878500	4870			33459	375	114	32970				
1966	894400	3760			31071	415	116	30540				
1967	823700	2320			26887	180	87	26620				
1968	808300	3640			31888	465	63	31360				
1969	772100	3580			30403	360	93	29950				
1970	830600	6918			32804	245	109	32450				
1971	830500	5790	3910		32668	770	138	31760	237000			
1972	792400	6090	4830		34426	1255	141	33030	251000			
1973	801900	6900	5660	49180	35306	1185	201	33920	271000			
1974	781700	6700	5420	50350	37544	1180	164	36200	295000			
1975	767500	7200	5670	51970	38292	905	167	37220	314000			
1976	716800	7670	6200	53820	38916	1000	116	37800	329000			
1977	712100	7660	6340	52140	40115	960	155	39000	347000			
1978	732300	7440	6290	52860	40558	595	153	39810	358000			
1979	765500	7670	6340	54970	39929	470	129	39330	372000			
1980	776200	7070	6130	56270	41574	635	159	40780	376000			
1981	798600	7080	6130	58970	43490	680	90	42720	388000			
1982	791600	6640	5950	57830	45274	720	104	44450	394000			
1983	787600	6460	5760	59360	48000	875	105	47020	403000			
1984	810200	6550	5790	60500	48488	965	83	47440	418000			
1985	817600	6260	5570	62970	48855	1205	50	47600	439000			
1986	842600	6150	5300	61500	47812	580	72	47160	454000	9138	262	1630
1987	824200	5800	5000	61130	49169	570	69	48530	462000	6247	249	1203
1988	799940	5290	4665	60750	50879	458	74	50350	480200	9882	217	1472
1989	741520	4995	4430	61020	51775	482	74	51220	486300	7993	179	1220
1990	714200	4740	4145	59000	50460	493	77	49890	496200	8715	209	1400
1991	727600	4480	3880	56540	49670	509	81	49080	514000	7840	218	1292
1992	721550	4275	3495	59150	49390	464	105	48820	528300	7811	241	1515
1993	710190	4050	3460	56210	49815	274	80	49460	529700	7548	197	1142

C. I. P. E. L. : 09/03/94

Moyennes pondérées 0-10 m., 0-20 m., 0-50 m., 0-100 m. et 0-309m. - Lac LEMAN (Grand Lac)

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O2 (mg/l)	NO3 (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	Ptotbrut (µgP/l)	SiO2 (mgSiO2/l)	TAC (méq/l)	Ca (méq/l)	Ppartic. (µgP/l)	Npartic. (µgN/l)	C.O.P. (µgC/l)
1985	Moyenne 0-10 m	11.09	10.82	334	29.7	47.0	0.97	1.63	2.14	8.6	---	---
1986	Moyenne 0-10 m	10.68	10.75	375	30.0	47.0	1.03	1.62	2.11	8.2	57.3	303.4
1987	Moyenne 0-10 m	10.78	10.96	383	24.5	41.0	0.90	1.62	2.09	8.8	55.7	266.8
1988	Moyenne 0-10 m	11.80	10.71	366	17.3	31.5	0.74	1.59	2.05	8.3	57.1	337.7
1989	Moyenne 0-10 m	11.82	10.72	408	15.7	29.9	0.88	1.61	2.09	7.7	54.0	298.7
1990	Moyenne 0-10 m	12.48	10.79	359	12.6	26.7	0.95	1.55	2.01	8.5	64.4	354.9
1991	Moyenne 0-10 m	11.61	10.86	396	13.4	25.9	0.97	1.61	2.08	8.9	58.6	310.0
1992	Moyenne 0-10 m	11.49	10.53	386	11.5	24.6	1.23	1.59	2.02	8.6	61.1	300.6
1993	Moyenne 0-10 m	11.66	10.64	408	11.5	22.6	1.02	1.61	2.02	6.9	48.7	286.7
1985	Moyenne 0-20 m	9.49	10.27	425	36.6	50.7	1.14	1.68	2.20	6.9	---	---
1986	Moyenne 0-20 m	9.30	10.41	441	37.1	51.5	1.13	1.65	2.15	6.3	42.3	225.4
1987	Moyenne 0-20 m	9.59	10.52	442	29.1	43.7	1.01	1.65	2.13	6.7	40.1	195.4
1988	Moyenne 0-20 m	10.37	10.27	445	21.4	33.4	0.92	1.63	2.09	6.4	42.6	254.4
1989	Moyenne 0-20 m	10.52	10.20	471	18.3	30.1	0.97	1.64	2.12	6.0	39.8	222.7
1990	Moyenne 0-20 m	10.99	10.17	432	13.3	25.4	1.05	1.59	2.05	6.4	48.2	267.1
1991	Moyenne 0-20 m	10.27	10.24	459	15.4	26.5	1.10	1.63	2.11	7.0	43.1	231.7
1992	Moyenne 0-20 m	10.21	10.03	451	13.0	24.5	1.33	1.62	2.05	7.2	49.2	239.0
1993	Moyenne 0-20 m	10.45	10.19	462	12.8	22.7	1.11	1.63	2.05	6.2	38.9	230.2
1985	Moyenne 0-50 m	7.42	10.05	520	52.8	62.8	1.49	1.75	2.28	4.6	---	---
1986	Moyenne 0-50 m	7.30	10.25	517	51.3	62.8	1.30	1.71	2.23	4.2	28.9	159.8
1987	Moyenne 0-50 m	7.36	10.32	527	44.1	55.3	1.30	1.70	2.19	4.3	23.1	115.8
1988	Moyenne 0-50 m	7.96	10.17	550	36.8	45.4	1.26	1.69	2.17	4.1	25.7	159.6
1989	Moyenne 0-50 m	8.24	9.98	559	31.0	39.1	1.25	1.68	2.17	3.5	22.7	136.0
1990	Moyenne 0-50 m	8.49	9.81	538	25.6	34.2	1.35	1.65	2.13	3.9	27.0	157.4
1991	Moyenne 0-50 m	8.08	9.87	541	25.6	34.1	1.42	1.68	2.16	4.2	24.2	137.2
1992	Moyenne 0-50 m	8.10	9.94	542	21.0	30.6	1.53	1.66	2.11	4.7	29.9	145.5
1993	Moyenne 0-50 m	7.89	9.84	557	21.9	29.6	1.45	1.68	2.12	3.8	21.5	134.0
1985	Moyenne 0-100 m	6.61	9.98	546	59.1	67.9	1.71	1.77	2.30	3.7	---	---
1986	Moyenne 0-100 m	6.52	10.25	541	56.9	67.4	1.42	1.73	2.26	3.5	23.6	130.5
1987	Moyenne 0-100 m	6.50	10.33	553	50.2	60.0	1.48	1.72	2.22	3.6	17.3	88.2
1988	Moyenne 0-100 m	6.99	10.20	578	44.1	51.9	1.46	1.71	2.20	3.2	19.8	128.2
1989	Moyenne 0-100 m	7.27	9.74	589	39.2	45.8	1.51	1.71	2.21	2.6	17.6	111.3
1990	Moyenne 0-100 m	7.53	9.41	573	34.8	42.1	1.61	1.69	2.18	3.0	20.0	120.7
1991	Moyenne 0-100 m	7.41	9.74	561	30.2	37.6	1.56	1.69	2.17	3.4	19.8	115.1
1992	Moyenne 0-100 m	7.30	9.74	565	26.9	35.8	1.69	1.68	2.14	3.7	23.4	116.8
1993	Moyenne 0-100 m	7.14	9.73	576	26.6	33.4	1.62	1.70	2.14	3.1	17.0	109.1
1985	Moyenne 0-309 m	6.15	9.54	556	65.0	73.1	1.97	1.79	2.33	3.2	---	---
1986	Moyenne 0-309 m	6.08	9.83	550	61.9	71.8	1.66	1.75	2.28	3.1	19.0	106.7
1987	Moyenne 0-309 m	5.98	9.62	566	58.3	67.7	1.79	1.76	2.24	2.9	14.0	72.9
1988	Moyenne 0-309 m	6.37	9.33	588	54.5	61.7	1.84	1.75	2.25	2.5	17.2	115.3
1989	Moyenne 0-309 m	6.56	8.65	598	51.7	58.3	2.01	1.76	2.26	2.1	14.2	93.3
1990	Moyenne 0-309 m	6.79	8.33	582	48.3	55.3	2.14	1.75	2.24	2.4	16.4	101.7
1991	Moyenne 0-309 m	6.61	8.49	572	45.3	52.3	2.12	1.75	2.23	2.5	15.1	91.5
1992	Moyenne 0-309 m	6.59	8.42	570	40.8	49.9	2.23	1.75	2.20	2.8	17.7	91.2
1993	Moyenne 0-309 m	6.50	8.29	577	40.4	47.3	2.18	1.77	2.21	2.3	13.3	88.1

C.I.P.E.L. : 27/05/94

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 65-72.

RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN

Campagne 1993

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

Christian COTTET

SERVICES INDUSTRIELS DE GENEVE, SERVICE DES EAUX, CP 105, CH - 1211 GENEVE 11

RESUME

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

Les teneurs en fer, manganèse et la turbidité des couches profondes ont été mesurées lors de chaque campagne de prélèvements.

Des recherches et dosages de différentes familles d'antiparasitaires, d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectuées lors des campagnes saisonnières.

Des traces d'herbicides, atrazine et simazine sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour les eaux de boissons. Il en est de même pour les métaux.

Les concentrations en NTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

La raréfaction de l'oxygène dans les couches profondes, due à l'absence de brassage complet de ces sept dernières années, se traduit par une diffusion permanente de manganèse à partir du sédiment.

1. INTRODUCTION

Le programme quinquennal d'études et de recherches dans le bassin lémanique prévoit la surveillance semestrielle de certains métaux dans les eaux du lac. Cette surveillance, initialement prévue sur quatre niveaux, a été étendue, hors plan, à huit profondeurs.

Les teneurs en fer et manganèse des couches profondes, ainsi que celles de certains micropolluants organiques, ont également été déterminées.

2. ECHANTILLONNAGE ET RECHERCHES EFFECTUEES

Pour la surveillance semestrielle, des échantillons d'eau ont été prélevés au point SHL 2 situé au centre du lac, après circulation partielle des eaux, le 15 mars 1993, et en période de stratification, le 21 septembre 1993. Les profondeurs suivantes ont été échantillonnées : 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 305 et 309 mètres.

Les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre, aluminium et mercure.

La recherche d'herbicides décelés antérieurement dans les eaux du Léman ainsi que quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués.

Nous avons également recherché d'autres produits antiparasitaires : des insecticides et fongicides chlorés, des insecticides organophosphorés et d'autres herbicides du type triazine ou des dérivés de l'urée. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1.

3. METHODOLOGIE

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

Les dosages de métaux sont effectués sur eaux brutes, après préconcentration des échantillons par évaporation en milieu acide.

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

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

Les traces de NTA et d'EDTA sont préconcentrées par passage des échantillons sur résine échangeuse d'ions (GIGER et al., 1992). Après élution en milieu fortement acide, la concentration en NTA est déterminée par chromatographie ionique (CORVI et KHIM-HEANG, 1994). L'EDTA est déterminé par chromatographie en phase gazeuse après estérification.

Les dosages d'herbicides azotés sont réalisés par chromatographie en phase gazeuse, à l'aide d'un détecteur thermoïonique sur des extraits au dichlorométhane selon la méthode d'extraction préconisée par SMITH et FITZPATRICK (1971). Les résultats sont confirmés par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) avec détecteur à barrette de diodes.

La recherche des autres pesticides est effectuée après extraction des échantillons à l'aide de dichlorométhane et analyse des extraits par chromatographie en phase gazeuse à l'aide de détecteurs appropriés.

En plus des contrôles de qualité internes au laboratoire, la validité de la méthodologie utilisée est assurée par la participation aux analyses interlaboratoires organisées par la CIPEL.

4. RESULTATS

METAUX (tableaux 1 et 2)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection pour le mercure, le plomb et le cadmium (voir tableaux 1 et 2) et ne posent aucun problème en regard des valeurs recommandées pour les eaux de boisson. Elles sont également du même ordre de grandeur que les teneurs métalliques observées dans d'autres eaux douces exemptes de pollutions métalliques (CORVI, 1984; SIGG, 1992)

Les concentrations toxiques pour le poisson citées dans la littérature varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal mais sont bien supérieures aux concentrations observées dans les eaux du lac (REICHENBACH-KLINKE, 1966).

Quoique très faible, l'augmentation de la teneur en oxygène des eaux profondes, observée en fin d'hiver, entraîne en mars une diminution des concentrations de manganèse diffusant du sédiment. En septembre, la teneur de cet élément atteint son maximum au fond avec 359 μg/l.

ANTIPARASITAIRES (tableau 3)

Les herbicides, atrazine et simazine, sont toujours décelables, en toutes saisons et profondeurs, dans les eaux du lac. Les concentrations d'atrazine observées semblent inférieures à celles de la campagne précédente (CORVI et KHIM-HEANG, 1993).

La terbutylazine présente à l'état de traces en 1992, voit sa teneur passer au-dessous de la limite de détection de la méthode.

Toutes les concentrations mesurées répondent aux exigences requises pour une eau de boisson (0.1 μg/l par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1980 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1986).

Les produits cités dans l'annexe 1 n'ont pas été décelés lors des différentes analyses multi-résidus effectuées par chromatographie en phase gazeuse.

La limite de détection varie notablement selon le type de détecteur utilisé ainsi que la nature et la réponse du produit. Dans nos conditions de travail, cette limite peut être estimée à :

.	0.05 -	0.1 μg/l	pour les insecticides chlorés
.	0.1 -	0.5 μg/l	pour les fongicides
.	0.1 μg/l		pour les organophosphorés
.	5 -	10 μg/l	pour les dérivés de l'urée
.	0.01 -	0.02 μg/l	pour les triazines

NTA-EDTA (tableau 4)

Les concentrations de NTA, produit de substitution des phosphates dans les lessives, sont bien inférieures à la tolérance de 3 μg/l fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1986) et nous n'observons aucune augmentation des teneurs depuis 1988.

Comme attendu, les teneurs en EDTA sont supérieures à celles du NTA confirmant la relative stabilité de ce produit dans les écosystèmes. Les concentrations de ce complexant dans les eaux lémaniques sont voisines de celles observées dans d'autres lacs suisses (HOURIET, 1990).

TABLEAU 1 - Campagne du 15 mars 1993 - Station SHL 2

Profondeur m	Manganèse µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Mercure µg/l
1	1	nd*	nd*	nd*	nd*	3	nd*	nd*
5	1	nd	nd	nd	nd	3	nd	nd
7.5	1	nd	nd	nd	nd	3	nd	nd
10	1	nd	nd	ne	nd	2	nd	nd
30	1	nd	nd	nd	nd	3	nd	nd
100	1	nd	nd	nd	nd	1	nd	nd
305	45	nd	nd	nd	nd	< 1	nd	nd
fond	42	nd	nd	nd	nd	< 1	nd	nd

OMS (1)		500	10	5	50	2000	300	200	1
CEE (2)	A	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	50	50	5	50	3000	200	200	1
MDA (3)	A	20	1	0.5	** 1	50	50	50	0.1
	B	50	50	5	** 20	1500	300	200	1
OSEC (4)	A	-	-	-	-	1500	-	-	-
	B	-	50	5	**20	-	-	-	1

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; mercure < 0.1 µg/l; chrome < 0.1 µg/l; cuivre < 0.5 µg/l; aluminium < 5 µg/l)

** = chrome VI

(1) = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol. I, EFP/82.39 (1984) et Guidelines values for chemicals in drinking water (1993).

(2) = Directive 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

(3) = Manuel Suisse des Denrées Alimentaires, Chapitre 27A, (1988)

(4) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1986) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3000 Berne)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 2 - Campagne du 21 septembre 1993 - Station SHL 2

Profondeur m	Manganèse µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Mercure µg/l
1	nd*	nd*	nd*	0.1	0.9	6	13	nd*
5	1	nd	nd	0.1	0.8	6	14	nd
7.5	nd	nd	nd	0.1	0.8	10	10	nd
10	1	nd	nd	0.2	0.9	5	12	nd
30	1	nd	nd	0.1	0.8	7	13	nd
100	4	nd	nd	0.1	0.8	8	9	nd
305	156	nd	nd	0.1	0.7	4	< 5	nd
fond	359	nd	nd	0.2	0.7	8	< 5	nd

OMS (1)		500	10	5	50	2000	300	200	1
CEE (2)	A	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	50	50	5	50	3000	200	200	1
MDA (3)	A	20	1	0.5	** 1	50	50	50	0.1
	B	50	50	5	** 20	1500	300	200	1
OSEC (4)	A	-	-	-	-	1500	-	-	-
	B	-	50	5	**20	-	-	-	1

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; mercure < 0.1 µg/l; manganèse < 1 µg/l)

** = chrome VI

(1) = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol. I, EFP/82.39 (1984) et Guidelines values for chemicals in drinking water (1993).

(2) = Directive 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

(3) = Manuel Suisse des Denrées Alimentaires, Chapitre 27A, (1988)

(4) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1986) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3000 Berne)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 3 - Micropolluants organiques (résultats exprimés en $\mu g/l$)

Profondeur (m)	15 mars 1993			21 septembre 1993		
	Simazine	Atrazine	Terbutylazine	Simazine	Atrazine	Terbutylazine
1	0.01	0.03	nd*	0.02	0.04	nd*
5	0.02	0.03	nd	0.02	0.04	nd
7.5	0.02	0.04	nd	0.02	0.04	nd
10	0.02	0.04	nd	0.02	0.03	nd
30	0.02	0.04	nd	0.02	0.03	nd
100	0.01	0.03	nd	0.02	0.04	nd
305	0.02	0.04	nd	0.01	0.04	nd
fond	0.02	0.04	nd	0.01	0.04	nd

* = non décelé < 0.01 $\mu g/l$

TABLEAU 4 - NTA et EDTA (résultats exprimés en $\mu g/l$)

Profondeur (m)	NTA		EDTA	
	15 mars 93	21 septembre 93	15 mars 93	21 septembre 93
1	nd*	1.0	-	2.3
5	nd	0.4	1.0	1.8
7.5	nd	0.7	-	1.2
10	nd	0.3	1.0	1.4
30	nd	0.3	-	1.1
100	nd	0.2	1.0	2.3
305	nd	0.1	-	1.4
fond	nd	0.1	1.0	2.6

- = absence de mesures
* = non décelé < 0.2 $\mu g/l$

5. CONCLUSIONS

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole.

Près du fond, les concentrations élevées de manganèse diffusant du sédiment résultent de la pénurie d'oxygène dans cette zone.

La présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée, mais les concentrations demeurent faibles voire en diminution pour l'atrazine et la terbutylazine.

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

BIBLIOGRAPHIE

CORVI, C. (1984) : Métaux en traces. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Chapitre 3.2.11, page 207, tableau 3.

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1993) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 59-67.

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1994) : Dosage du NTA dans les eaux. Actes du 23e Congrès de Chimie Analytique de l'Environnement. Ottawa (à paraître)

DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (80/778/CEE) : Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 229, pages 11 à 29 du 30 août 1980.

GIGER, W., SCHAFFNER, C., KARI, F.G., PONUSZ, H., REICHERT, P. et WANNER, O. (1992) : Présence et comportement du NTA et de l'EDTA dans les rivières suisses. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 27 - 31.

HOURIET, J.-P. (1990) : Evolution de la concentration de NTA, produit de remplacement des phosphates dans les lessives : situation en 1990. Bulletin de l'OFEFP, 3/90, 31-44.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1983) : Dosage du mercure Chapitre 45, paragraphe 31, V ième éd., II ième vol.

OSEC (1986) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 27 février 1986.

REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.

SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.

SMITH, A.E. et FITZPATRICK, A. (1971) : A thin-Layer chromatographic procedure for the detection in soils and water of herbicides residues commonly used in Saskatchewan. J. Chromatogr., 57, 303-308.

ANNEXE 1 : PRODUITS ANTIPARASITAIRES RECHERCHES

I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORES

α - HCH
β - HCH
γ - HCH
δ - HCH

pp'DDE

pp'DDT

op'DDT

pp'DDD
op'DDE
op'DDD

DICOFOL
ENDOSULFAN
IPRODIONE

HEPTACHLORE EPOXYDE
HEPTACHLORE
ALDRINE
ENDRINE
DIELDRINE

CAPTAFOL

PROCYMIDONE

VINCLOZOLINE

CHLOROTHALONIL

PCNB
DICHLOFLUANIDE
FOLPET

II. HERBICIDES AZOTES

II. 1 **Triazines :**

ATRAZINE
SIMAZINE
PROPAZINE
DESMETRYNE
PROMETRYNE

AZIPROTRYNE
TERBUTRYNE
TERBUTHYLAZINE
AMETRYNE

II. 2 **Dérivés de l'urée :**

CHLORBROMURON
FENURON
METHABENZTHIAZURON
MONOLINURON
CYCLURON

METOBROMURON
CHLOROXURON
LINURON
DIFENOXURON

III. INSECTICIDES PHOSPHORES

ACEPHATE
AMIDITHION
AZINPHOS-ETHYLE
AZINPHOS-METHYLE
BROMOPHOS METHYLE
BROMOPHOS-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-METHYLE
CHLORFENVINFOS
CHLORMEPHOS
CHLORPYRIFOS
CHLORTHION
CHLORTHIOPHOS
COUMAPHOS
CYANOPHOS
DEMETON-S-METHYLE
DEMETON-S-METHYLE-SULFONE
DEMETHON-SYSTOX
DIALIFOS
DIAZINON
DICHLOFENTHION
DICHLORVOS
DICROTOPHOS
DIMETHOATE
DIOXATHION
DISULFOTON
DITALIMPHOS
DITHIONATE
EDIFENPHOS
ENDOTHION
EPN
ETHION
ETHOPROFOS
ETRIMFOS
FENCHLORPHOS
FENITROTHION
FENSULFOTHION
FENTHION
FONOFOS
FORMOTHION
HEPTENOFOS
IODPHENFOS
ISOPHENFOS

LEPTOPHOS
MALAOXON
MALATHION
MECARBAM
MERPHOS
METHACRIFOS
METHAMIDOPHOS
METHIDATHION
MEVINPHOS
MONOCROTHOPHOS
NALED
OMETHOAT
OXIDEMETON-METHYLE
PARAOXON
PARAOXON-METHYLE
PARATHION
PARATHION-METHYLE
PHENKAPTON
PHENTOATE
PHORATE
PHOSALONE
PHOSMET
PHOSPHAMIDON
PIRIMIPHOS-ETHYLE
PIRIMIPHOS-METHYLE
PROFENOFOS
PROTHIOPHOS
PROTHOATE
PYRAZOPHOS
QUINALPHOS
SULFOTEP
SULPROFOS
TEMEPHOS
TERBUFOS
TETRACHLORVINFOS
THIOMETON
TRIAMIPHOS
TRIAZOPHOS
TRICHLORONAT
TRICHLORPHON
VAMIDOTHION
ZINOPHOS

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 73-82.

POLLUANTS METALLIQUES ET POLYCHLOROBIPHENYLES DANS LA FAUNE PISCICOLE

Campagne 1993

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

RESUME

Les teneurs en contaminants métalliques (plomb, cadmium, chrome, cuivre) et organiques (polychlorobiphényles, DDE) de la chair des poissons ont été mesurées sur une série de perches, lottes et ombles du Léman.

Les concentrations des métaux lourds sont faibles et nous observons une diminution de la pollution mercurielle par rapport aux études antérieures.

Les teneurs en polychlorobiphényles et DDE, métabolite du DDT, sont assez faibles, sauf pour les ombles, espèce présentant une contamination dix fois supérieure à celle des perches et lottes.

Les concentrations mesurées pour ces différents polluants sont parfaitement acceptables en regard de la législation sur les denrées alimentaires.

1. INTRODUCTION

En 1991, environ 700 tonnes de perches et 150 tonnes de salmonidés (ombles, truites et corégones) ont été pêchées dans le Léman. La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, consciente de l'importance économique de la pêche, a prévu la surveillance de la contamination métallique et par les polychlorobiphényles (PCB) des poissons. A cet effet, cent cinquante poissons ont été analysés en 1993 et l'étude sera poursuivie en 1994.

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

2. METHODOLOGIE

2.1 Echantillonnage

La teneur en polluants des poissons pouvant varier notablement d'un individu à l'autre, il importe, pour une étude statistique représentative, de limiter les paramètres susceptibles d'influencer les résultats. A cet effet deux espèces, suivies depuis plusieurs années, ont fait l'objet d'analyses : la perche (*Perca fluviatilis)* et la lotte (*Lota lota*). L'étude a été étendue cette année à une troisième espèce, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*).

Ont été analysés :

- 32 perches mâles pêchées dans la région de Thonon-Meillerie, fin septembre 1993,
- 40 lottes pêchées en janvier 1994 près de Thonon (population équivalente de mâles et de femelles),
- 30 ombles mâles également capturés en janvier 1994 dans la région de Thonon-les-Bains.

2.2 Méthodes

Les paramètres suivants ont été déterminés : taille, poids, poids des viscères, sexe, âge et concentrations en polychlorobiphényles (PCB), pp'DDE (métabolite du DDT), plomb, cadmium, chrome, cuivre, mercure.

Les dosages des contaminants sont effectués sur la partie comestible du poisson (filet et peau).

L'âge des poissons est déterminé par l'étude des opercules pour la perche, des otolithes pour la lotte et par scalimétrie pour l'omble chevalier.

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

Les concentrations métalliques sont exprimées en microgramme de polluant par kilogramme de poisson frais analysé.

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

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

2.3 Contrôles

La qualité des résultats est assurée par la participation du laboratoire ayant effectué les analyses (Service du Chimiste cantonal genevois) à toutes les analyses d'intercalibrations organisées par la CIPEL ou, pour les PCB, à des programmes de certificats du bureau européen "Mesures et Essais"(BCR).

De plus, des analyses d'un poisson de référence, à teneurs connues en polluants, sont effectuées parallèlement aux différentes séries de mesures.

3. RESULTATS

Pour l'exploitation des résultats, les poissons sont regroupés selon l'espèce et l'âge. Les nombres des individus pris en considération dans les calculs statistiques et les figures sont les suivants :

- perches de 1 an : 17
- perches de 2 ans : 15
- lottes de 1 an : 23
- lottes de 2 ans : 13
- ombles de 3 ans : 26

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

Des valeurs égales à 75 % de la limite de détection pour l'élément considéré ont été retenues pour le calcul des moyennes lorsque l'élément n'a pas été décelé.

3.1 Paramètres biologiques

L'âge, la taille et le poids des individus sont illustrés par la figure 1. Le poids moyen des perches de 1 an ou de 2 ans est sensiblement le même, 61 g et 65 g. De même, la taille des individus ne varie pas (177 mm dans les deux cas).

Nous n'observons pas de différence notable également pour les lottes de 1 et 2 ans : le poids moyen est respectivement de 229 et 233 g et la taille de 302 et 306 mm.

Les ombles de 3 ans pèsent, en moyenne, 271 g et mesurent 319 mm.

3.2 Mercure

La figure 2 illustre les contaminations des poissons par le mercure.

Les valeurs moyennes calculées pour les perches de 1 an et 2 ans sont respectivement de 30 et 32 μg/kg. Dans le cas des lottes, les teneurs sont, comme signalé antérieurement, supérieures à celles des perches : la concentration moyenne est de 89 μg/kg pour les poissons d'un an et de 78 μg/kg pour les poissons plus âgés.

La teneur en mercure des lottes femelles semble, dans les deux classes d'âge, supérieure à celle des individus mâles. Nous observons respectivement pour les lottes de 1 an et 2 ans :

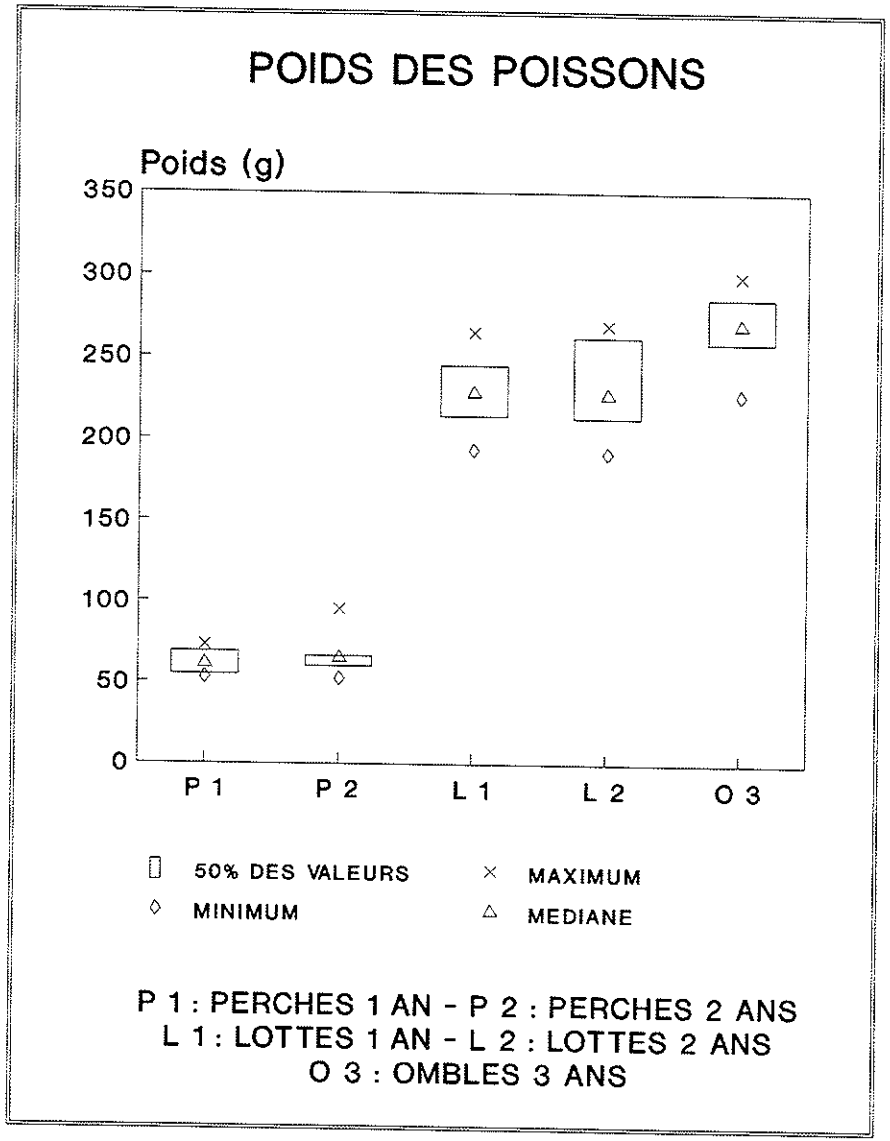
- 95 et 86 μg/kg pour les femelles
- 72 et 61 μg/kg pour les mâles.

Cette différence, relativement faible, serait à confirmer lors des études futures.

La concentration moyenne en mercure des ombles est de 66 μg/kg.

La figure 3 représente de 1974 à 1993, l'évolution de la contamination mercurielle dans les perches; l'amélioration observée ces dernières années se confirme nettement pour les perches comme pour les lottes.

Les concentrations mercurielles des poissons analysés sont bien inférieures à la tolérance pour denrées alimentaires fixée à 500 μg/kg.



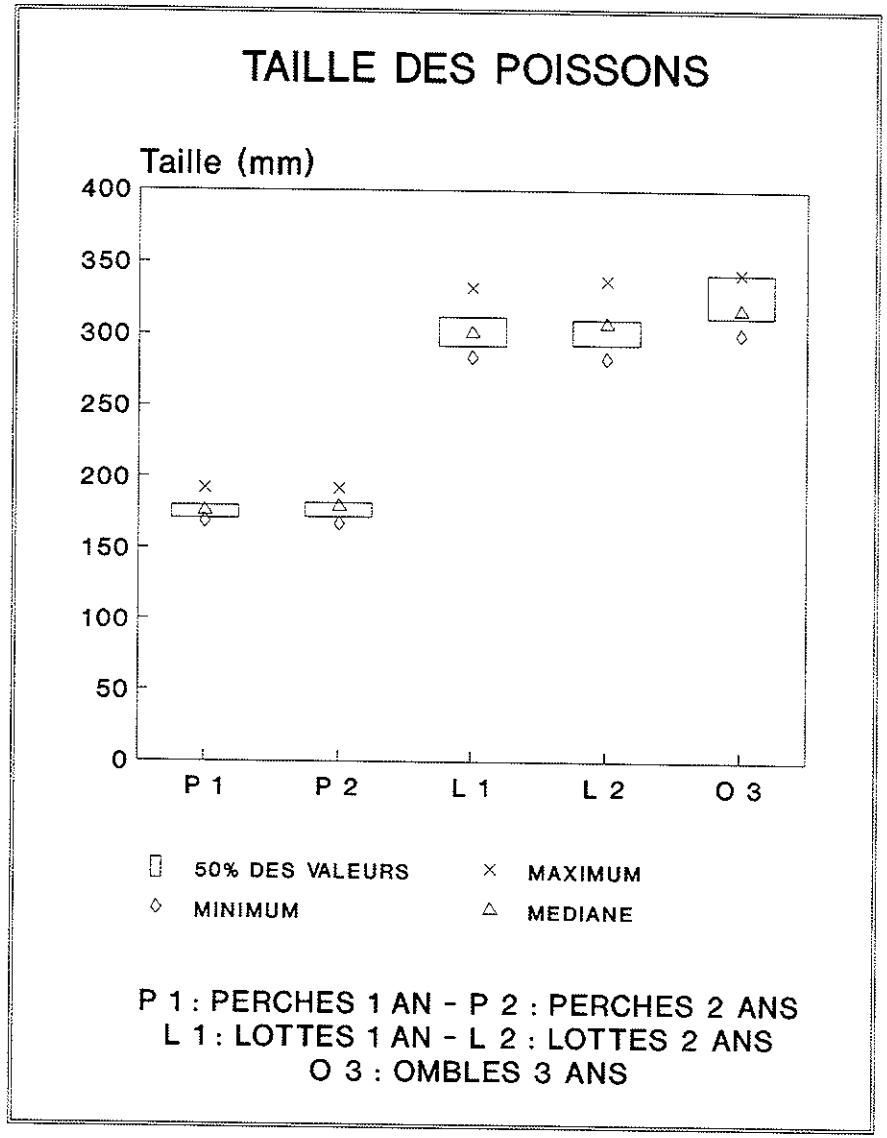
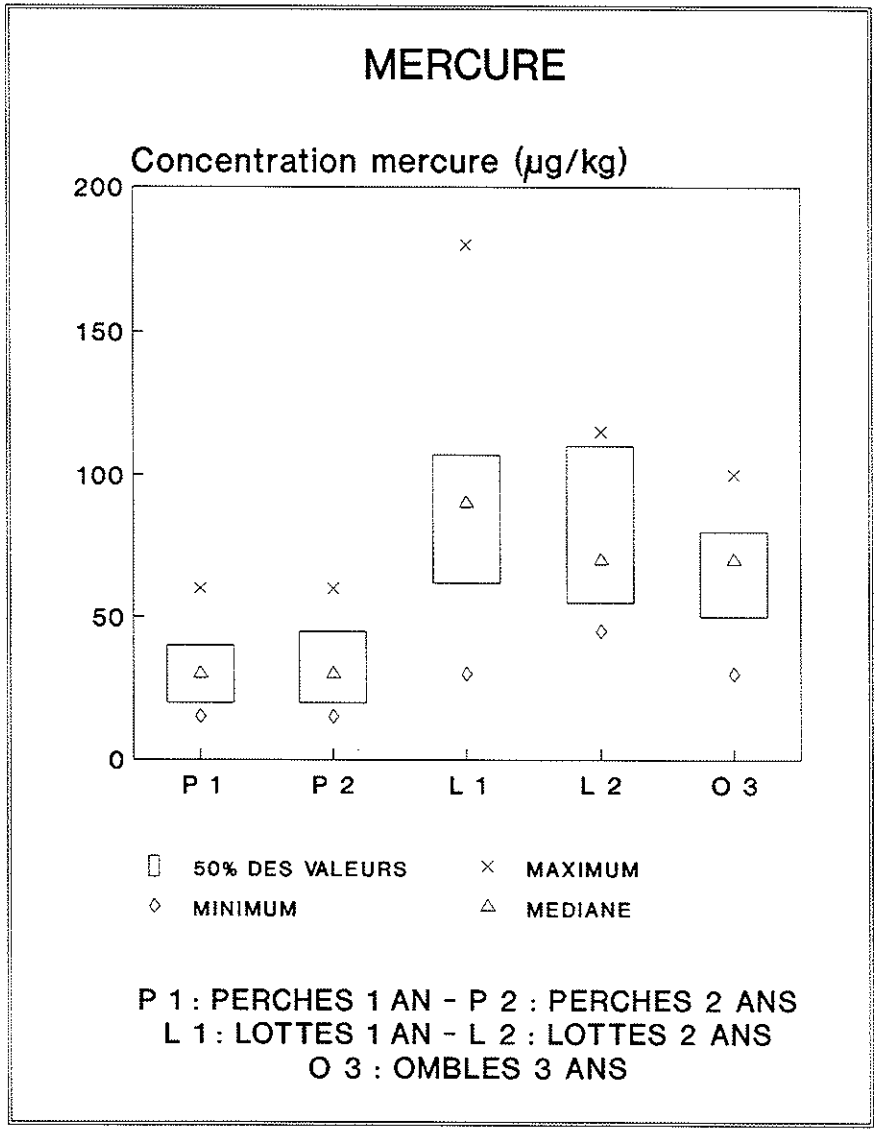


Figure 1 : Paramètres biologiques



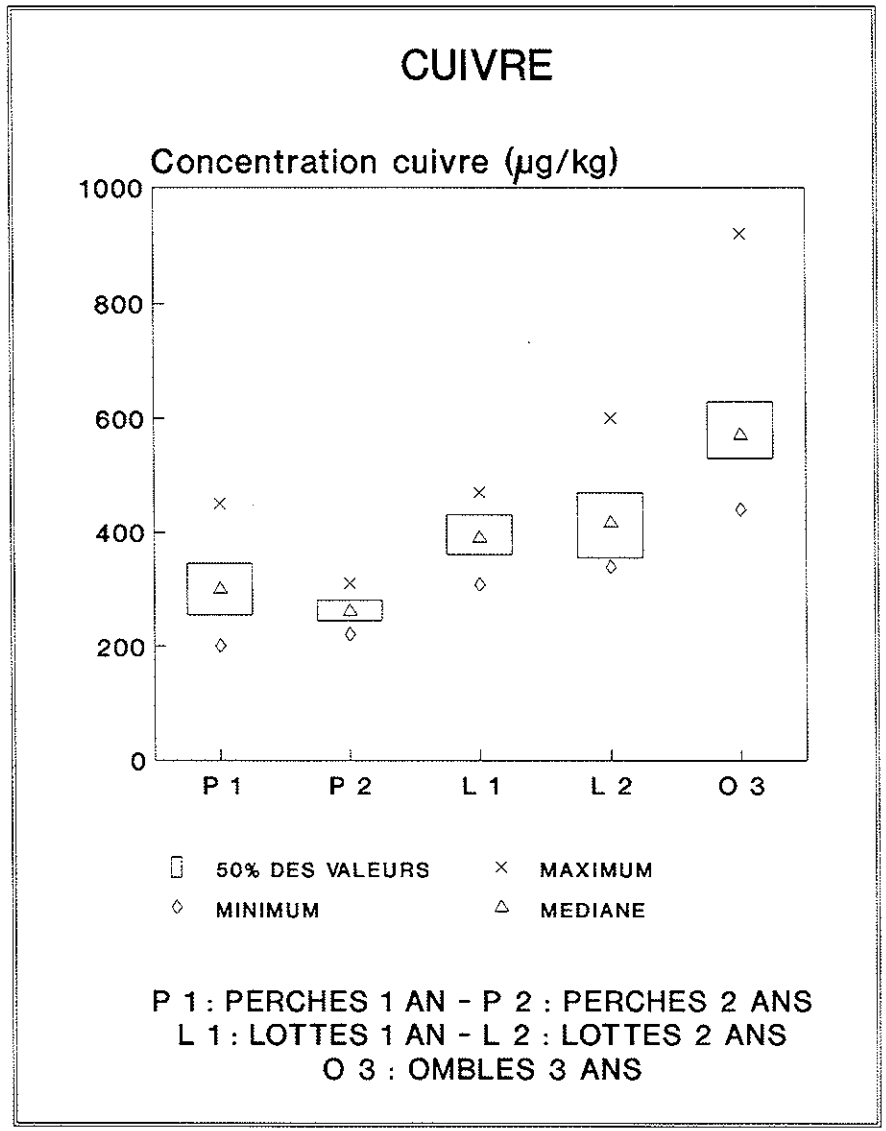


Figure 2 : **Teneurs en mercure et en cuivre des poissons du Léman**

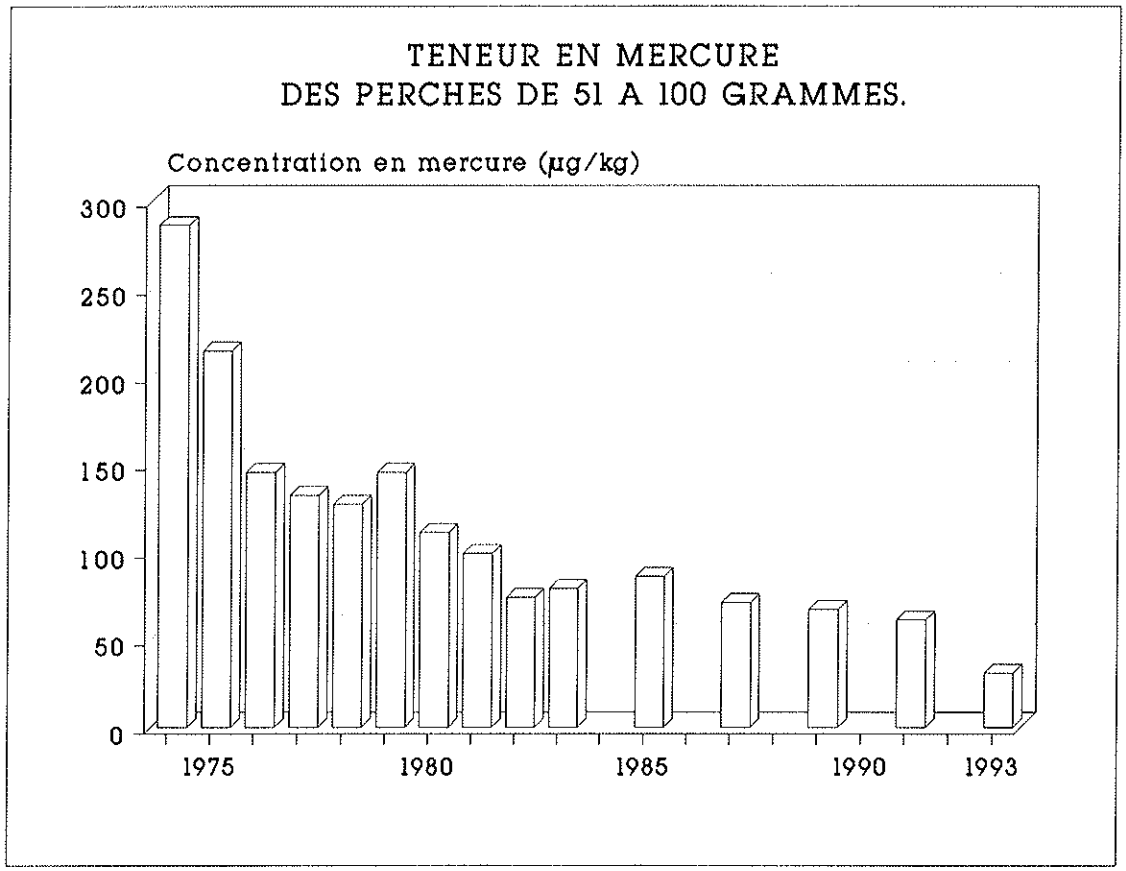


Figure 3 : Evolution de la teneur en mercure des perches du Léman

3.3 Cuivre

Les concentrations de cuivre dans la chair de poisson sont nettement plus élevées que celles du mercure (figure 2). Nous n'observons aucune différence significative dans les concentrations de cuivre des lottes selon le sexe.

La teneur en cuivre des poissons est plus élevée que celles des autres métaux étudiés, reflétant par là, la situation observée dans les eaux (CORVI et al., 1994). L'Organisation Mondiale de la Santé a fixé, pour un adulte, la dose journalière acceptable à 3-30 mg. Les teneurs rencontrées dans la chair des poissons ne posent donc aucun problème pour la consommation.

3.4 Plomb

Nous n'avons pas décelé de plomb dans les filets de perches et de lottes. Les teneurs sont inférieures à notre limite de détection estimée à 50 μg/kg.

3.5 Cadmium

Cet élément, très toxique, n'est pas décelé dans la chair des espèces analysées. La limite de détection dans nos conditions de travail est de 2 μg/kg.

3.6 Chrome

Ce métal n'est que rarement décelé dans les poissons (teneur inférieure à 20 μg/kg). Cependant, comme antérieurement, nous pouvons observer de fortes variations d'un individu à l'autre, plus spécialement pour la lotte, la teneur pouvant, dans quelques cas, atteindre 400 μg/kg.

3.7 Organochlorés

Pour les polychlorobiphényles (figure 4), les observations antérieures (CORVI et al., 1988) se retrouvent :

- l'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260,
- qualitativement, dans la plupart des extraits, quelle que soit l'espèce, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des composés lourds du type hexachlorobiphényles, et dans une moindre mesure, des congénères 101 et 180.

La concentration moyenne pour les perches est de 20 μg/kg, soit plus faible que celle mesurée en 1991 (30 μg/kg). Par contre, la teneur moyenne des lottes n'a pas beaucoup évolué puisqu'elle est de 28 μg/kg aujourd'hui pour 30 μg/kg en 1991.

Nous n'observons aucune différence significative dans les concentrations de PCB des lottes selon le sexe.

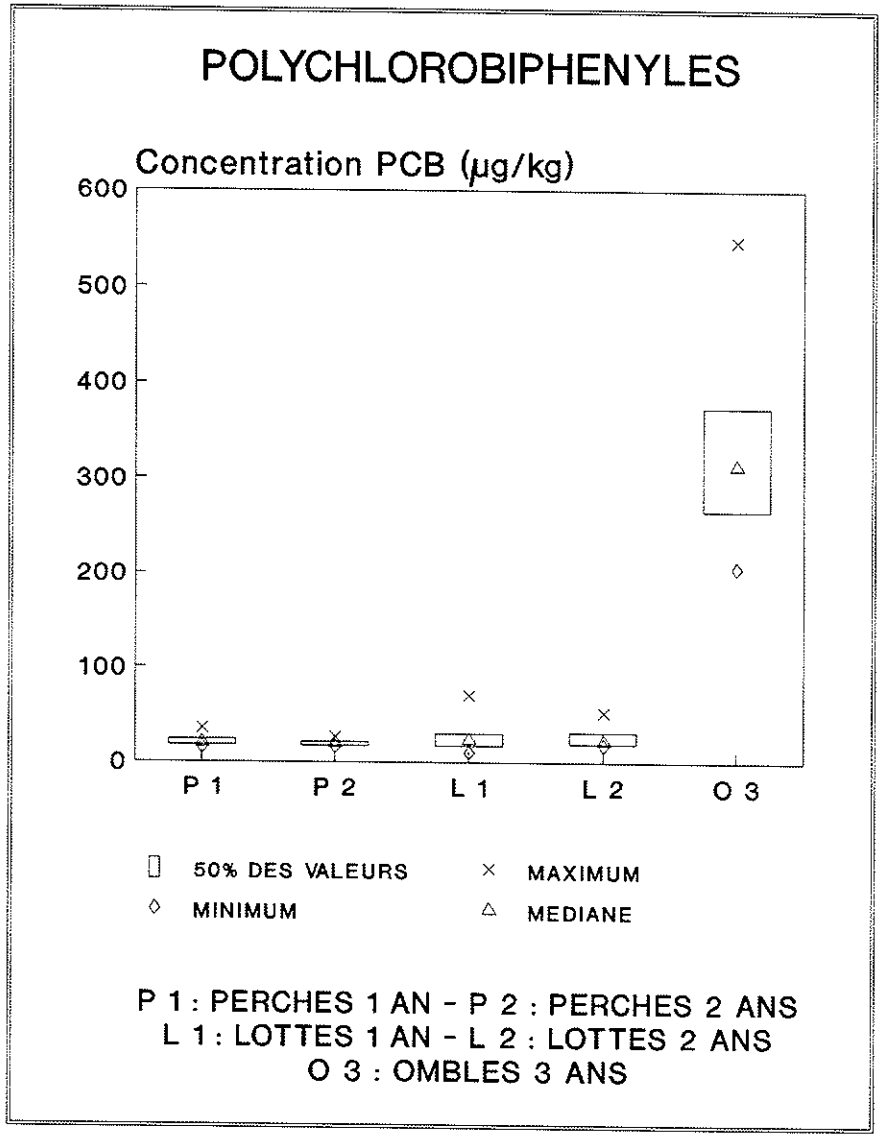
Si les teneurs mesurées pour ces deux espèces sont relativement faibles, il n'en est pas de même dans le cas des ombles chevaliers pour lesquels nous observons une contamination dix fois supérieure à celle des perches ou des lottes (teneur moyenne 319 μg/kg pour les ombles de 3 ans). La teneur minimale observée pour les ombles de 3 ans est de 205 μg/kg et la valeur maximale de 547 μg/kg.

Ce phénomène est également observé pour le pp'DDE. Ce métabolite de l'insecticide DDT est toujours présent dans l'écosystème lémanique et il s'accumule, comme les PCB, dans la chair des poissons du fait de sa liposolubilité. Les concentrations mesurées dans la chair des ombles chevaliers sont également dix fois supérieures à celles des perches et lottes.

Il est difficile d'expliquer cette différence de comportement de l'omble chevalier. L'omble et la perche étant des poissons de même niveau trophique, nous pensions que les teneurs en PCB dans les deux espèces seraient du même ordre de grandeur. MONOD (1983) n'observait pas de différence de contamination, pour le poisson entier, entre ces deux espèces. Selon GUINEY et PETERSON (1980), une différence de distribution entre la perche et la truite s'explique essentiellement par la répartition variable des lipides dans l'organisme selon l'espèce. Ce phénomène joue-t-il un rôle dans le cas des ombles ? L'étude des contenus stomacaux des ombles tend à montrer que le régime alimentaire de ces individus s'est modifié ces dernières années, allant vers une forte consommation de perchettes. La bioaccumulation des PCB pourrait, selon cette constatation, expliquer les teneurs élevées de contaminants dans la chair des ombles. L'influence du lieu de pêche devrait également être prise en considération lors d'études futures.

Comme le montre la figure 5, il existe une assez bonne corrélation entre la concentration du DDE et celle des PCB. Il n'apparaît pas d'autre corrélation entre les différentes variables, spécialement entre PCB et mercure par exemple, autre contamination bioaccumulable.

Les concentrations des organochlorés sont inférieures aux tolérances légales pour l'alimentation fixées à 1'000 μg/kg.



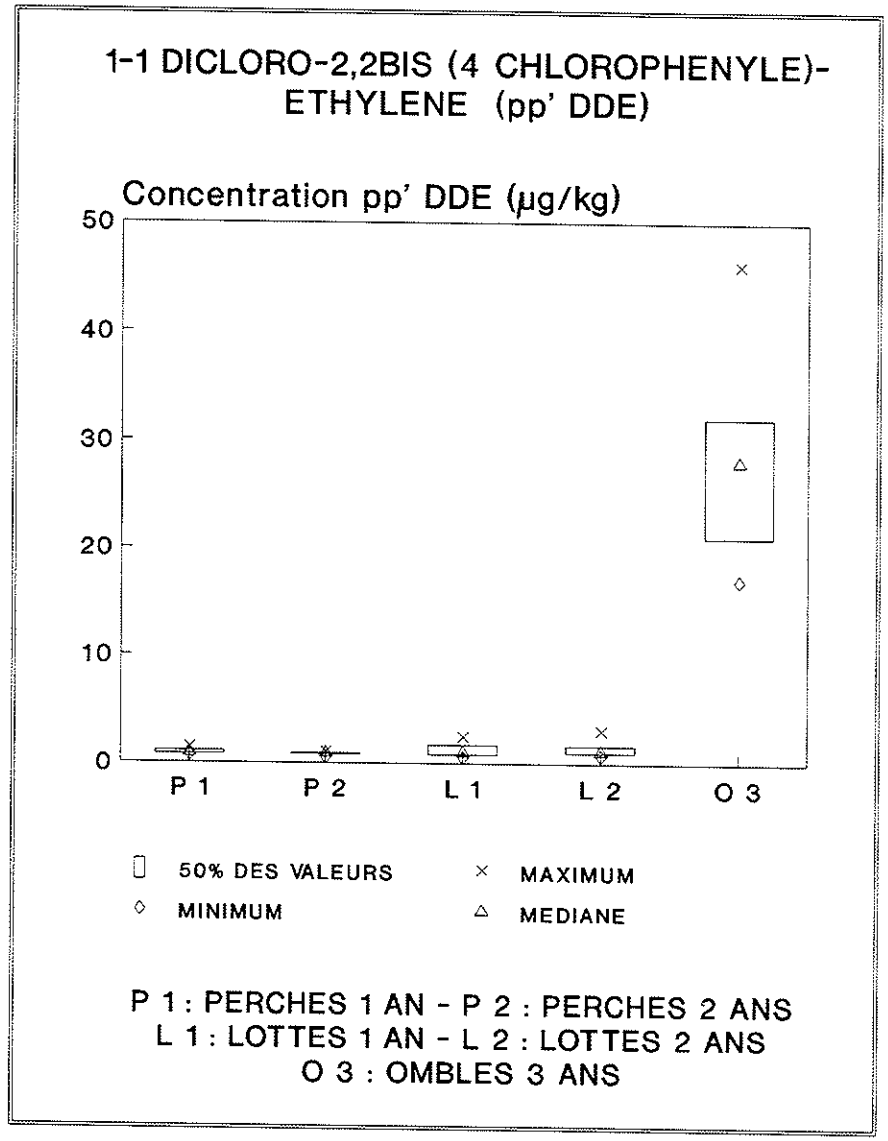
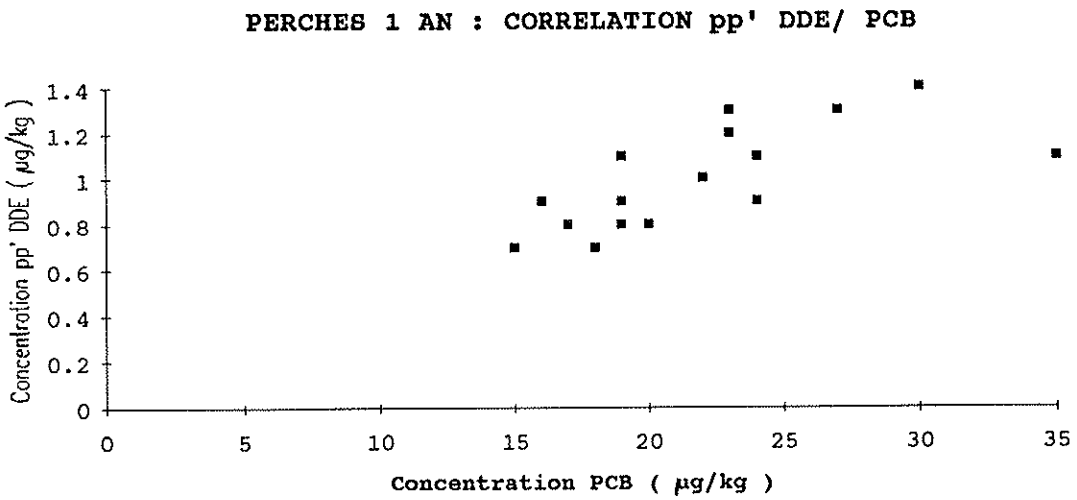


Figure 4 : Organochlorés dans la chair des poissons du Léman



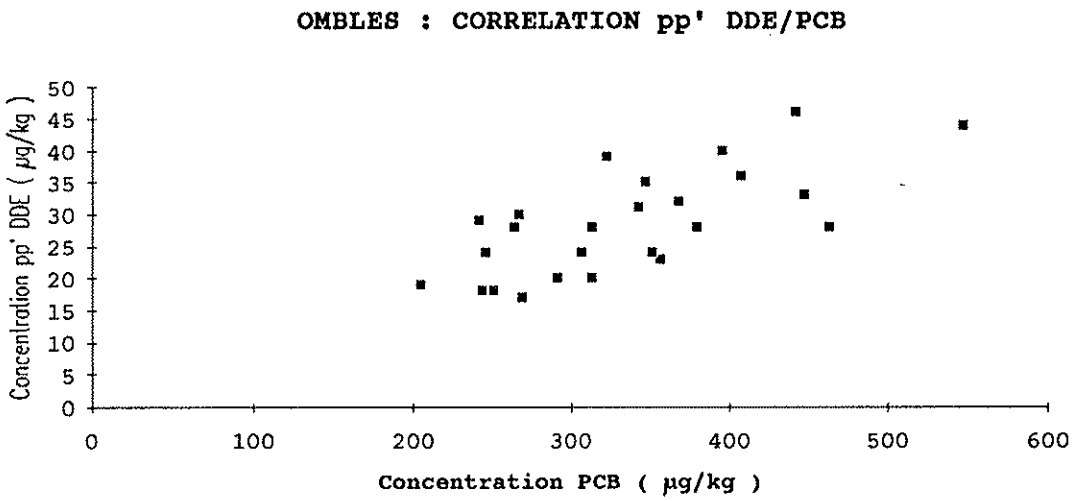


Figure 5 : **Corrélation entre les contaminants organochlorés**

4. CONCLUSIONS

Les teneurs en métaux lourds, mercure, plomb, cadmium et chrome de la chair des poissons analysés demeurent basses et inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

Résultat des efforts consentis pour l'assainissement, l'amélioration observée ces dernières années, quant à la contamination métallique, se confirme, spécialement pour le mercure.

La teneur en PCB de la chair des perches semble en diminution, mais nous n'observons pas d'évolution significative dans le cas des lottes. L'omble chevalier, analysé pour la première fois de façon systématique, présente quant à lui une contamination élevée. Le programme de recherche prévu pour 1994 devra être adapté en conséquence pour confirmer ces résultats et tenter de répondre aux hypothèses soulevées.

Les efforts entrepris pour l'épuration et la protection des eaux ainsi que la limitation d'emploi des PCB dès 1972 en Suisse et 1975 en France, puis leur interdiction de mise sur le marché dès 1986 en Suisse et 1987 en France, ont certainement permis de limiter l'importance de la pollution par ces composés. Mais leur stabilité et la présence d'apports diffus contribuent à leur rémanence dans l'écosystème lémanique.

BIBLIOGRAPHIE

CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et COTTET, C. (1994) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

CORVI, C., MACRI, G. et VOGEL, J. (1988) : Les polychlorobiphényles dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 119-132.

GUINEY, P. et PETERSON, R. (1980) : Distribution and elimination of a polychlorinated biphenyl after acute dietary exposure in yellow perch and rainbow trout. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 9, 667-674.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1983) : Dosage du mercure, Chapitre 45, paragraphe 31, 5ème édition; 2ème volume.

MONOD, G. (1983) : Etude de la contamination chimique du lac Léman par les résidus organochlorés. Thèse de doctorat de 3e cycle, Univ. Claude Bernard, Lyon I.

TUKEY, J.W. (1977) : Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Co, Reading, 688 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 83-96.

EVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LEMAN

Campagne 1993

PAR

Jean Pierre PELLETIER, Jean-Claude DRUART

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ECOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENEVE 8

RESUME

Sur la base des dix-neuf échantillons prélevés en 1993, cent quarante-deux taxons, dont sept nouveaux pour le Léman, ont été identifiés. Les diatomées ont constitué la classe la plus diversifiée alors que le nombre d'espèces des chlorophycées a diminué. Par rapport à 1992, la cyanophycée Oscillatoria rubescens a régressé et la dinophycée Ceratium hirundinella est devenue cinq fois plus abondante. La minuscule cryptophycée Rhodomonas minuta var. *nannoplanctica a atteint début mai le nombre record de 11'600 cel/ml. La diatomée Cyclotella radiosa s'est développée depuis 1989 et est devenue très abondante en 1993. En revanche, la conjuguée filamenteuse Mougeotia gracillima a régressé cette année.*

A l'échelle annuelle, six taxons seulement ont représenté 50 % de la biomasse et vingt-deux taxons 90 % de la biomasse; à lui seul, le genre Rhodomonas a produit 22 % de la biomasse (17 % en 1992).

En 1993, les pics de biomasse de printemps et d'été ont été plus précoces et plus élevés qu'en 1992. Les biomasses printanières ont été largement dominées par les espèces nanoplanctoniques et les biomasses estivales par le microplancton. En moyenne annuelle, la proportion du nanophytoplancton a atteint 42 %.

Malgré la diminution régulière du phosphore depuis 1980 et une tendance parallèle à la régression des biomasses du phytoplancton, l'année 1993 est caractérisée par une biomasse moyenne élevée (1'650 mg m^{-3} de matière fraîche). Le fort développement d'Oscillatoria rubescens qui c'est produit en 1992 n'a pas été confirmé en 1993.

1. METHODES

Comme les années précédentes, le phytoplancton a été étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL2 avec un appareil intégrateur et à GE3 avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1993 a comporté dix-neuf prélèvements répartis sur l'année à SHL2 et des prélèvements mensuels à GE3. Du fait de mauvaises conditions météorologiques, les campagnes de février et décembre n'ont pas pu être réalisées à SHL2.

L'examen qualitatif et quantitatif a été effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl, selon le protocole suivi antérieurement. La biomasse a été calculée par cumul des biovolumes cellulaires et exprimée en poids de matière fraîche ramené au mètre cube d'eau.

2. DIVERSITE SPECIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

Les nombres de taxons appartenant au microplancton et au nanoplancton sont répartis pour 1993 par groupes systématiques dans le tableau 1 et leur évolution à long terme est portée dans le tableau 2.

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de micro et nanoplancton en 1993.

	micro	nano	total
Cyanophycées	10	3	13
Dinophycées	4	4	8
Cryptophycées	0	5	5
Chrysophycées	5	5	10
Diatomées *	25 (3)	16 (5)	41 (8)
Chlorophycées	16	35	51
Conjuguées	12	2	14
Total 1993	72	70	142

* entre ( ) : diatomées centriques

TABLEAU 2 - Nombre des taxons de micro et de nanoplancton durant la période 1987/1993

Année	micro	nano	total
1987	68	71	139
1988	80	62	142
1989	69	68	137
1990	59	82	141
1991	71	62	133
1992	72	79	151
1993	72	70	142

En 1993, cent quarante-deux taxons ont été identifiés (151 en 1992 et 133 en 1991); ce nombre est sensiblement plus faible que l'année précédente et se rapproche de la moyenne 1987/1993 (141 taxons). Parmi ceux-ci, septante taxons nanoplanctoniques ont été observés, nombre nettement inférieur à celui de 1992 (79), mais comparable à celui de la moyenne de la période 1987/1993 (71), alors que celui des taxons microplanctoniques (72) est identique à celui de l'année précédente.

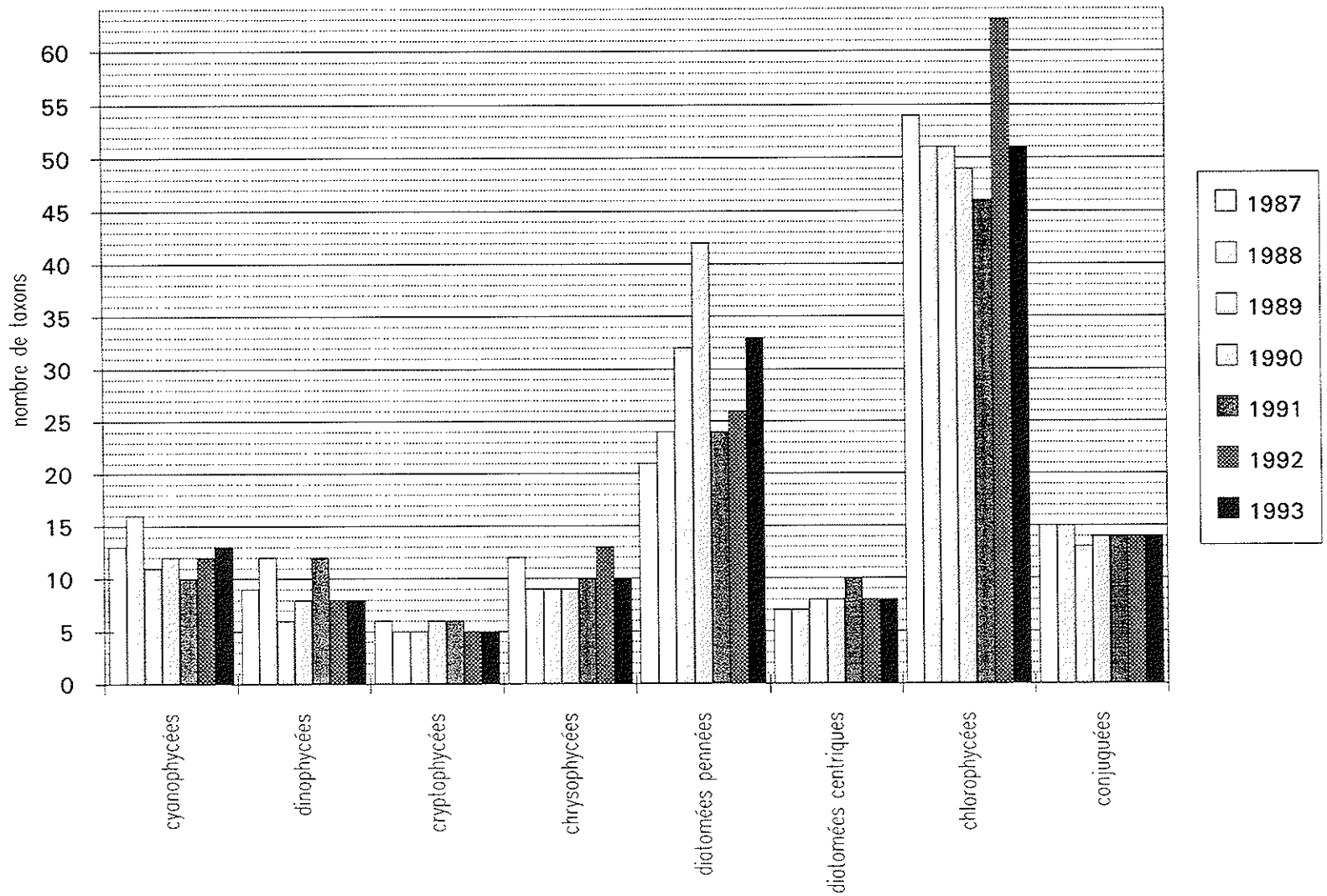


Figure 1 : **Variations interannuelles du nombre de taxons observés par classes d'algues (Léman, SHL2, 1987-1993)**

La figure 1 retrace l'évolution de la diversité spécifique du phytoplancton de 1987 à 1993. En 1993, la classe des diatomées a comporté quarante et une espèces et a été plus diversifiée que l'année précédente où elle ne comptait que trente-quatre espèces. La diversité des diatomées pennées en particulier a fortement augmenté (33 taxons en 1993 contre 26 en 1992). En revanche, le nombre de taxons des chrysophycées s'est sensiblement réduit, passant de treize à dix unités. La diversité spécifique des chlorophycées a nettement chuté puisqu'elle est passée de soixante quatre taxons en 1992 à cinquante et un cette année. Elle est proche de ce qu'elle était durant les années 1988 à 1990. Les autres classes ont présenté une grande stabilité dans leur diversité spécifique.

Globalement, sept taxons nouveaux ont enrichi la flore algale du lac cette année alors qu'en 1992, nous en avions recensé dix-sept nouveaux.

3. EVOLUTION DE L'ABONDANCE DES ESPECES

Les observations les plus marquantes sont détaillées classe par classe.

Cyanophycées :

Sous le terme de cyanophycées, les limnologues désignent traditionnellement des organismes chlorophylliens protocaryotes (absence de membrane nucléaire bien définie et de plastes pigmentaires individualisés). Ces organismes, plus apparentés aux bactéries qu'aux algues *sensu stricto*, devraient en toute rigueur être dénommés "cyanobactéries".

Les espèces principales sont *Oscillatoria rubescens*, *Oscillatoria limnetica*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Aphanothece clathrata* var. *rosea*. Contrairement à 1992, où nous avions observé trois pics principaux, le maximum de ces algues s'est retrouvé cette année ramené en un seul pic avec *Aphanizomenon flos-aquae* (167 fil/ml à SHL2 le 4 octobre et 129 fil/ml à GE3 le 19 octobre, longueur ramenée à 100 micromètres) et *Oscillatoria rubescens* (210 fil/ml à SHL2 et 205 cel/ml à GE3).

Il est à noter la présence presque toute l'année d'*Oscillatoria rubescens*. Alors que cette année encore, le phosphore a diminué dans le Léman, cette cyanophycée, longtemps considérée comme caractéristique d'eaux eutrophes, se maintient dans le Léman où elle devient abondante en automne.

Dinophycées :

Ceratium hirundinella, volumineux flagellé, avec 36 cel/ml le 26 juillet, a présenté un développement nettement plus important que l'année précédente (7 cel/ml). Dans le Petit Lac, il est resté discret en juillet (6 cel/ml) mais s'est développé en octobre (18 cel/ml).
Gymnodinium lantzschii (51 cel/ml le 3 mai) a présenté en 1993 une poussée importante.

Cryptophycées :

Cryptomonas sp. avec 218 cel/ml le 5 juillet s'est maintenu à un niveau sensiblement égal à celui de 1992 (190 cel/ml).
Rhodomonas minuta var. *nannoplanctica*, après un net fléchissement en 1992 (2'350 cel/ml), a atteint 16'400 cel/ml le 19 avril à GE3 et 11600 cel/ml le 3 mai à SHL2. Le fort développement de cette nanoalgue n'a pas eu de conséquence sur l'eau de consommation, comme ce fut le cas en 1990 et 1991. L'espèce *Rhodomonas minuta* a subi cette année encore un développement très important (1'820 cel/ml à GE3 le 22 mars et 2'950 cel/ml à SHL2 le 19 avril).

Chrysophycées :

Dinobryon sociale s'est fortement développé (1'570 cel/ml le 26 juillet). Il faut remonter à 1988 pour observer des valeurs aussi élevées.
Erkenia subaequiciliata, (4'750 cel/ml le 19 avril) a diminué par rapport à 1992 et a retrouvé l'abondance qu'il avait en 1991.

Diatomées :

Il faut signaler l'apparition de quatre nouveaux taxons plus ou moins littoraux : *Cymbella caespitosa*, *Diploneis ovalis*, *Nitzschia fruticosa* et *Neidium* sp., et d'une nouvelle espèce planctonique *Stephanodiscus tenuis*, considérée comme espèce caractéristique de milieu oligotrophe. L'indice diatomique de Nygaards (figure 2), évalué à 0.26 en 1993, reste inférieur à 0.3, limite supérieure des lacs peu productifs (Hutchinson, 1967).

Stephanodiscus minutulus avec 5'500 cel/ml le 5 avril s'est développé un peu plus qu'en 1992 (4'200 cel/ml). Dans le Petit Lac, cette espèce atteint 19'200 cel/ml le 22 mars, valeur semblable au maximum enregistré en 1992.
Asterionella formosa a présenté un développement important le 4 octobre (1'940 cel/ml). Cette espèce se rencontre tout au long de l'année.
Cyclotella radiosa, présente elle aussi toute l'année, a atteint des valeurs record le 17 mai à SHL2 (978 cel/ml). Elle paraît moins abondante dans le Petit Lac (maximum : 366 cel/ml à GE3). Cette espèce s'est développée depuis 1989 dans le Léman. Elle est considérée comme indicatrice d'oligotrophie pour certains auteurs (HAKANSSON, 1982, 1984). Toutefois, LANGE-BERTALOT (1991) la signale parfois dans des lacs eutrophes.
Aulacoseira granulata var. *angustissima*, discrète depuis quelques années, a présenté un assez fort développement le 8 novembre (171 cel/ml).
Aulacoseira islandica subsp. *helvetica* s'est de nouveau fortement développée au printemps (46 cel/ml le 5 avril), après une éclipse de plusieurs années.
Fragilaria crotonensis est une espèce qui se rencontre en abondance, mais de façon très irrégulière dans le lac. Cette année, elle a présenté deux pics : le premier le 26 juillet avec 550 cel/ml et le second le 4 octobre avec 760 cel/ml.
Diatoma elongatum a régressé cette année (182 cel/ml).

Chlorophycées :

Deux nouvelles espèces sont venues enrichir cette classe, *Didymocystis inermis* et *Tetraedron* sp.. Un petit flagellé non identifié a présenté un pic le 23 août (1'160 cel/ml) à SHL2 mais n'a pas été décelé dans le Petit Lac.
Ankyra judayi et *Ankyra inerme* se sont fortement développées le 7 juin avec respectivement 772 et 152 cel/ml. A cette date le stade flagellé de ce genre a été retrouvé en très grand nombre (6660 cel/ml).
Chlorella vulgaris, espèce de très petite taille, a présenté cette année un développement plus important que les années précédentes, mais inférieur au record de 1986 (figure 3).

Conjuguées :

Après une forte poussée en 1992, *Mougeotia gracillima* a marqué un retrait en 1993 (807 cel/ml contre 1'100 cel/ml). Cette valeur est encore très élevée. En 1992, nous avions rencontré une nouvelle *Mougeotia* à grosses cellules, mais non déterminable, la figure de conjugaison n'ayant pas pu être observée. Elle s'est bien développée également le 2 août 1993 (123 cel/ml).

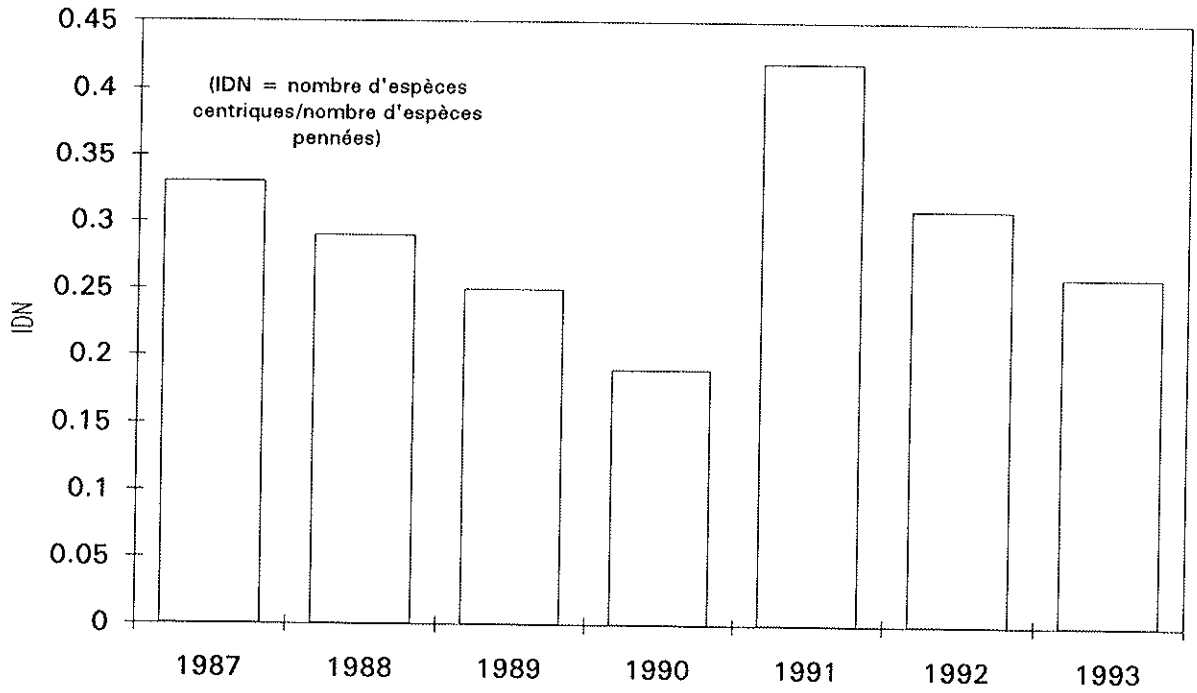


Figure 2 : **Evolution de l'indice diatomique de Nygaards (nombre d'espèces centriques / nombre d'espèces pennées) (Léman, SHL2, 1987-1993)**

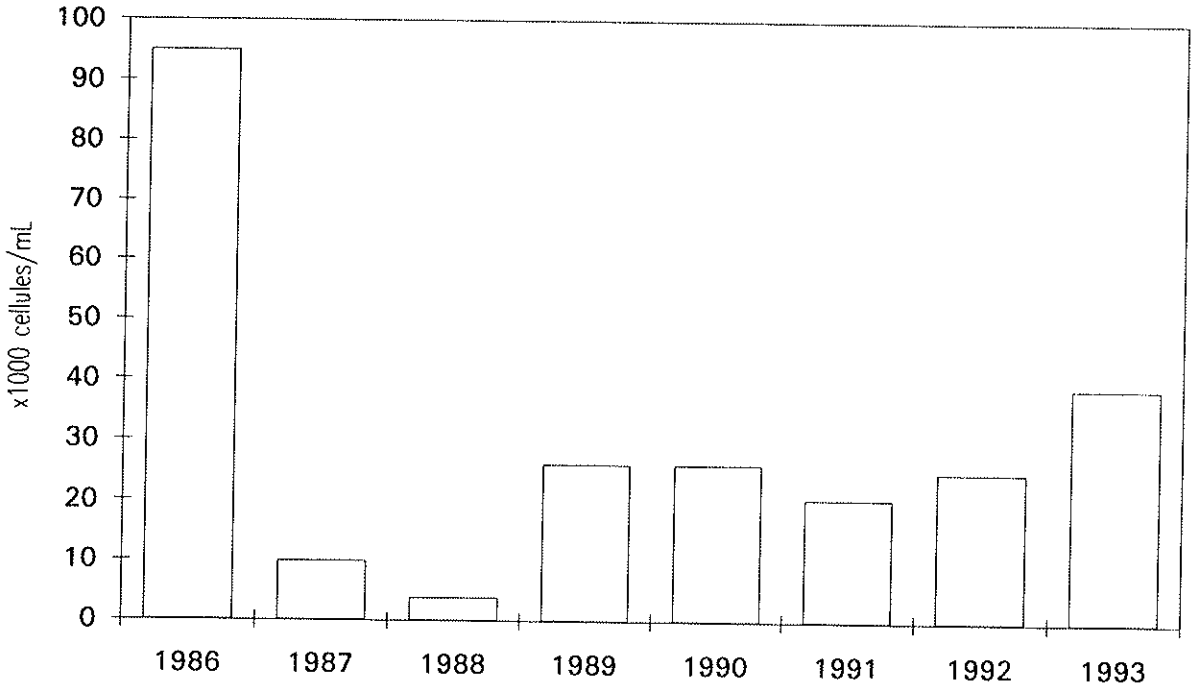


Figure 3 : **Evolution des maxima annuels d'abondance de *Chlorella vulgaris* (Léman, SHL2, 1986-1993)**

4. BIOMASSE A L'ECHELLE ANNUELLE

4.1 Contribution des classes d'algues

A l'échelle de l'année, ce sont les cryptophycées (24,6 %) qui dominent devant les diatomées (19 %) et les conjugées (17 %). Les cyanophycées ont régressé par rapport à 1992 (figure 4).

En 1993, en moyenne le nanoplancton a représenté 42 % de la phytomasse planctonique contre 40.6 % en 1992 (figure 5). Après le pourcentage exceptionnellement élevé observé en 1991 (63 %), on retrouve des valeurs plus habituelles. Comme en 1992, la part du microplancton est assez forte (58.2 %). Elle est essentiellement due au développement automnal d'*Oscillatoria rubescens*, de *Mougeotia gracillima* et *Mougeotia* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* et *Closterium aciculare*.

4.2 Contribution des principales espèces

La liste des espèces représentant les plus fortes biomasses en moyenne annuelle sont récapitulées dans le tableau 3.

En 1993, sur cent quarante-deux espèces inventoriées, vingt-deux seulement constituent 90 % de la biomasse totale et seulement six espèces représentent plus de 50 % de la biomasse totale (*Rhodomonas minuta* : 15.2 %; *Ceratium hirundinella* : 8.7 %; *Cyclotella radiosa* : 7.1 %; *Dinobryon sociale* : 6.8 %; *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* : 6.7 %; *Mougeotia gracillima* : 6.4 %). Ce classement est assez différent de celui de 1992 puisqu'aucune cyanobactérie n'y figure. La petite diatomée centrique *Cyclotella radiosa* n'a jamais présenté une biomasse aussi importante dans le Léman depuis le début de nos observations. La composition du groupe des espèces à forte biomasse varie d'une année à l'autre (tableau 3).

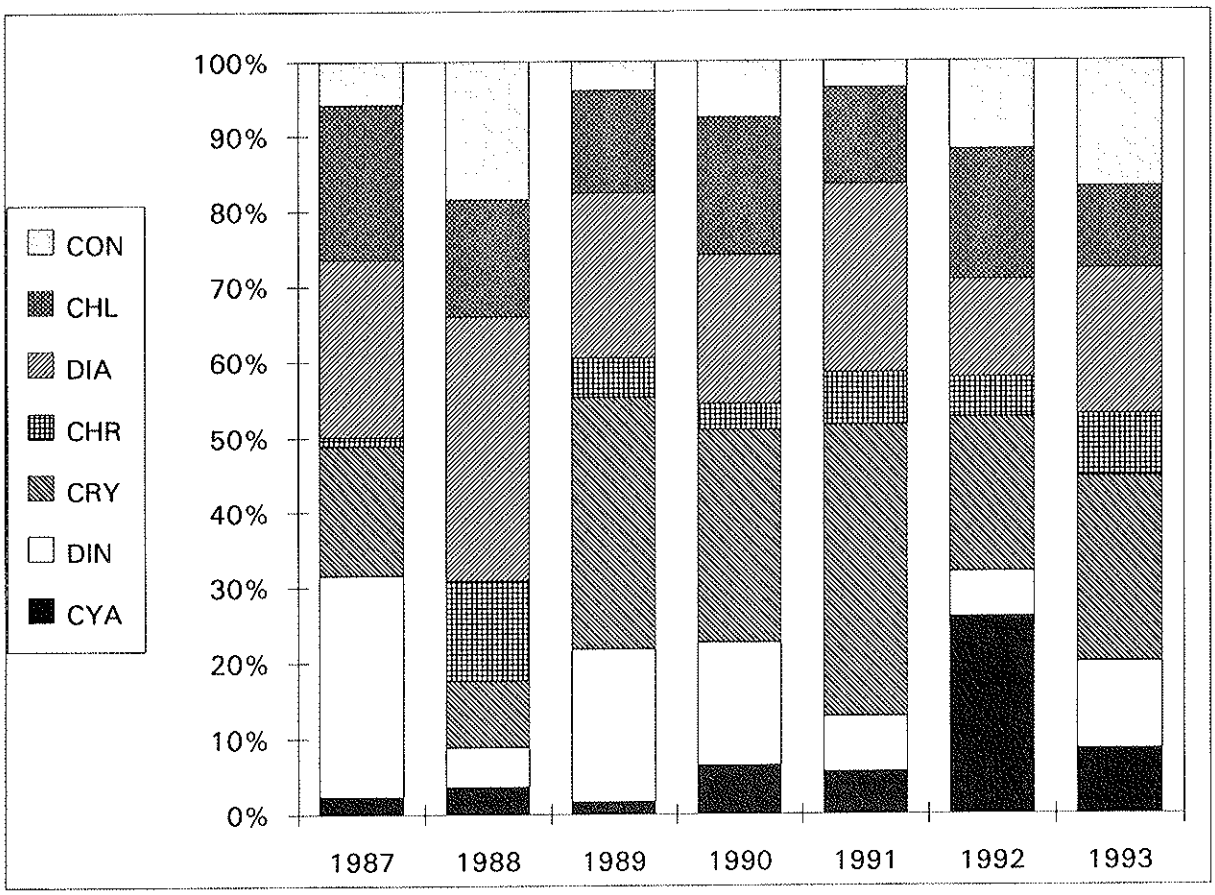


Figure 4 : **Evolution de la biomasse relative des classes d'algues (moyenne annuelle en % de la biomasse du phytoplancton). (Léman, SHL2, 1987-1993)**

TABLEAU 3 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1988 à 1993)

ESPECES	Biomasse (%)					
	1988	1989	1990	1991	1992	1993
CYANOPHYCEES						
Aphanothece clathrata var. *rosea*	0.6	0.9*	4.4*	0.5	0.2	1.3*
Aphanizomenon flos-aquae	0.7	0.5	1.6*	1.5*	1.4*	2.3*
Oscillatoria rubescens	2.0*	0.1	0.4	3.1*	18.3*	4.9*
Aphanothece saxonica					5.4**	
DINOPHYCEES						
Gymnodinium helveticum	1.4*	1.5*	0.9*	2.4*	1.9*	1.1*
Gymnodinium excavatum			0.7*			
Peridinium willei	1.2*	1.0	0.8*	1.5*	0.7*	1.6*
Peridinium sp.			0.7*			
Ceratium hirundinella	2.3*	17.5**	11.8**	2.9*	2.6*	8.7**
CRYPTOPHYCEES						
Cryptomonas spp.	4.4**	18.6**	18.2**	11.4**	3.1*	2.5*
Rhodomonas minuta	1.4*	8.0**	1.6*	20.5**	14.0**	15.2**
Rhodomonas minuta var. *nannoplanctica*	2.4*	7.3**	8.5**	6.5**	3.3*	6.7**
CHRYSOPHYCÉES						
Dinobryon sociale	11.1**	2.0*	0.3	3.1*	1.8*	6.8**
Erkenia subaequiciliata	1.2*	2.9*	2.6*	1.6*	2.6*	1.3.*
Ochromonas sp.				1.7*	0.7*	
DIATOMEES						
Aulacoseira islandica subsp. helvetica	0.4	2.6*	1.2*	0.4	0.6*	1.1*
Stephanodiscus neoastraea	2.0*	0.3	5.4**	0.7	1.1*	1.0*
Stephanodiscus minutulus	2.8*	4.9*	1.5	6.0**	0.9*	1.2*
Diatoma elongatum	8.7**	0.1**		0.9*	3.3*	1.9*
Fragilaria crotonensis	3.9*	6.9*	4.3**	8.9**	1.0*	2.8*
Asterionella formosa	9.5**	3.9*	2.2*	2.2*	1.8*	2.2*
Synedra acus var. *angustissima*	3.2*	1.0*	1.1*	0.7*	0.8*	
Synedra acus var. *radians*	1.6*	0.5*		1.0*	0.2	
Cyclotella radiosa		0.6*	2.2*	3.2*	2.1*	7.1**
Synedra sp.					1.0*	
CHLOROPHYCEES						
Chlamydomonas sp.	0.8*	0.4	3.0*	3.7*	1.8*	
Chlamydomonas gloeophila var. *irregul.*				1.5*	0.8*	
Tetraselmis cordiformis	0.8*	0.5*	0.1			
Eudorina elegans	0.3	0.6*	1.3*	0.7*	0.4	
Tetraedron minimum		0.2	0.6*	0.6		
Oocystis lacustris		0.2	0.6*			
Coelastrum astroideum					3.2*	
Pediastrum boryanum	3.4*	2.4*	3.7*	1.2*	0.8*	4.1*
Pediastrum duplex		1.2*	0.9*	0.4	0.4	
Chlorella vulgaris	2.8*			1.3*	0.8*	
Zoopores d'*Ankyra*						2.4*
Phacotus lendneri		1.8*	0.9	0.8*	0.3	
Micractinium pusillum					5.2**	
CONJUGUEES						
Mougeotia gracillima	4.7**		2.9*		7.7**	6.4**
Closterium aciculare	11.1**	1.1*	1.6*	0.9*	1.1*	4.6*
Mougeotia sp.						3.8*
Closterium ehrenbergii			2.9*	0.5		
Staurastrum cingulum	1.5*	0.7*	0.6*	0.7*	1.6*	
Staurastrum sebaldii		1.0*	0.3	0.2	0.6*	
Staurastrum messikommeri f. *planctica*			1.4*	0.4	0.3*	
Nombre d'espèces* et **	25	26	30	27	31	23
% cumulé (> 90 %)	90.5	90.4	90.1	90.6	90.2	91.0
Nombre d'espèces**	6	4	4	5	5	6
% cumulé (> 50 %)	49.5	51.4	52.6	53.3	50.6	50.9

** : espèces représentant plus de 6 % de la biomasse totale * : espèces représentant entre 1% et 6 % de la biomasse totale

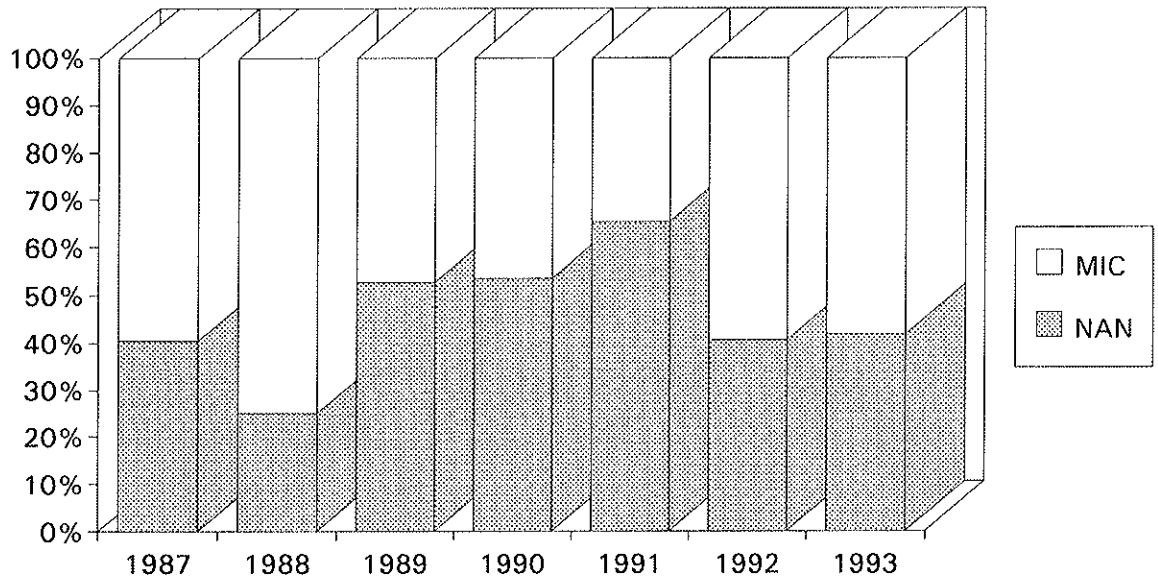


Figure 5 : **Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (NAN) et du microphytoplancton (MIC). (Léman, SHL2, 1987-1993)**

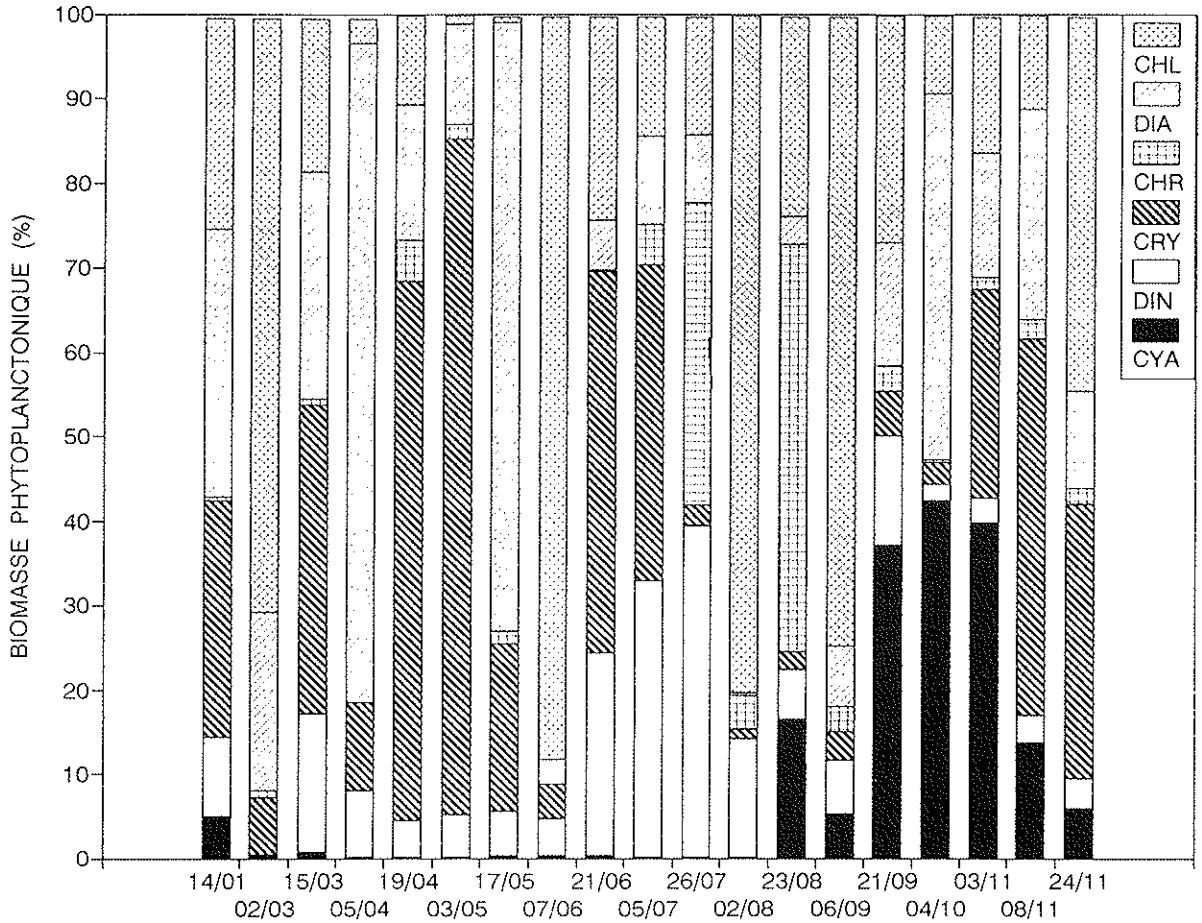


Figure 6 : **Variations saisonnières de la biomasse des classes d'algues en % de la biomasse du phytoplancton. CHL = euchlorophycées + conjuguées. (Léman, SHL2, 1993)**

5. VARIATIONS SAISONNIERES DE LA BIOMASSE

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figures 6 à 8) :

- la phase hivernale à faible biomasse phytoplanctonique (minimum hivernal : 445 mg/m^3 le 14 janvier). Cette année, la valeur du minimum est nettement supérieure à celle de l'année précédente (177 mg/m^3).

- la phase printanière avec une poussée rapide et forte de certaines espèces nanoplanctoniques (le genre dominant *Rhodomonas*, accompagné de *Erkenia*, *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Ankyra*, *Chlamydomonas*) et quelques espèces microplanctoniques (*Gymnodinium*, *Peridinium*, *Aulacoseira*, *Synedra*, *Pediastrum*). En 1993, cette phase démarre le 19 avril et se prolonge jusqu'au 21 juin. La production primaire atteint en mai un maximum annuel de 4'250 mg C/m^2 jour et la concentration en chlorophylle maximale dépasse 25 mg/m^3. Nous avons observé une forte précipitation de carbonate de calcium sous forme de fines lamelles de grande taille (0.5 à 4 mm de long). Ce phénomène est habituellement constaté en été.

- la phase estivale qui succède à une phase des eaux claires peu marquée est caractérisée par la poussée des espèces microplanctoniques du genre *Ceratium*, *Aphanizomenon*, *Aphanothece*, *Closterium* et *Mougeotia*. Elle est marquée par un pic très important le 26 juillet dû en partie à *Ceratium hirundinella*, mais aussi à la petite chrysophycée coloniale *Dinobryon sociale*.

- la phase automnale n'est que la continuation de la phase estivale avec un développement des espèces déjà citées mais aussi de la cyanophycée *Oscillatoria rubescens* qui trouve son apogée le 4 octobre. La biomasse décroît ensuite jusqu'à la fin de l'année.

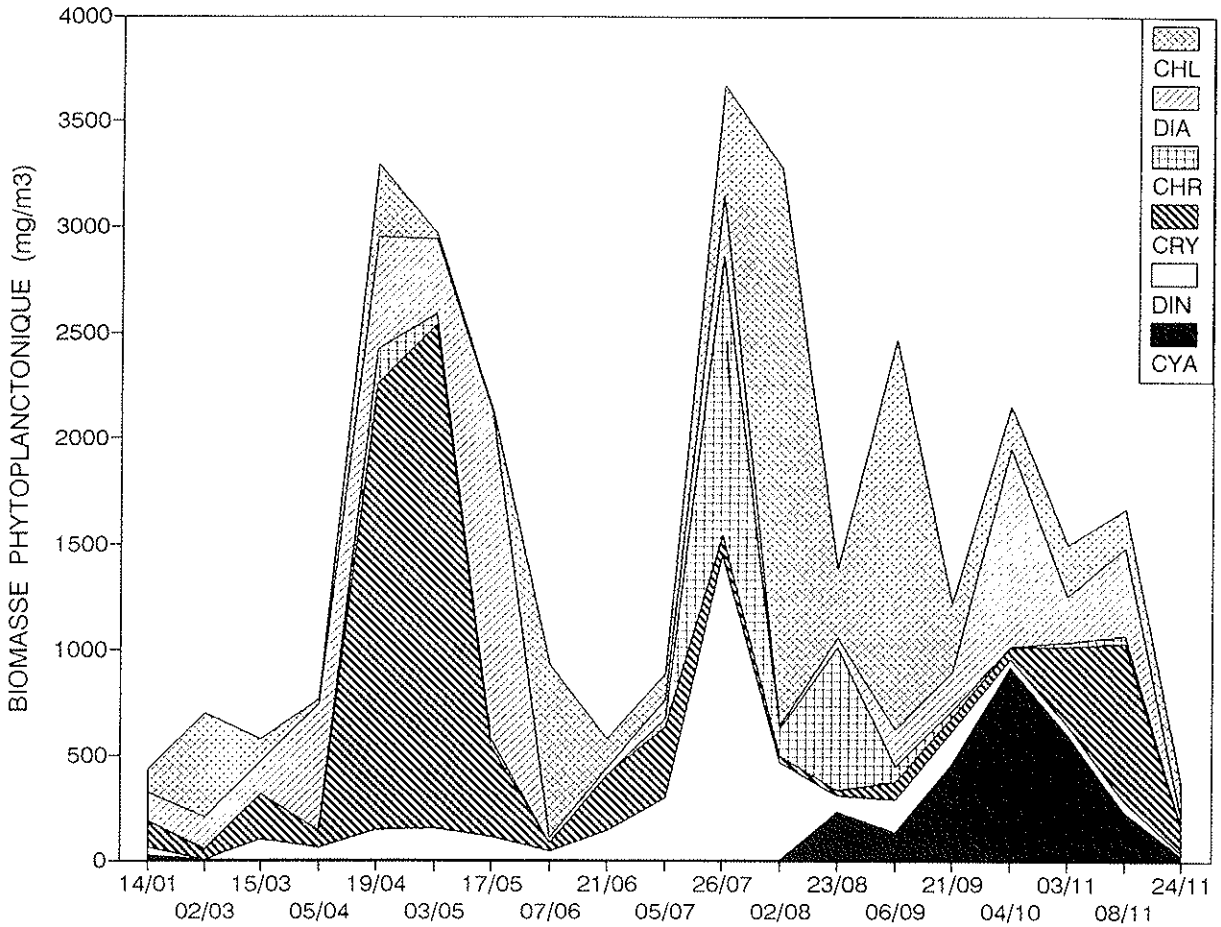


Figure 7 : Variations saisonnières de la biomasse (matière fraîche) du phytoplancton par classes taxinomiques. CHL = euchlorophycées + conjuguées. (Léman, SHL2, 1993)

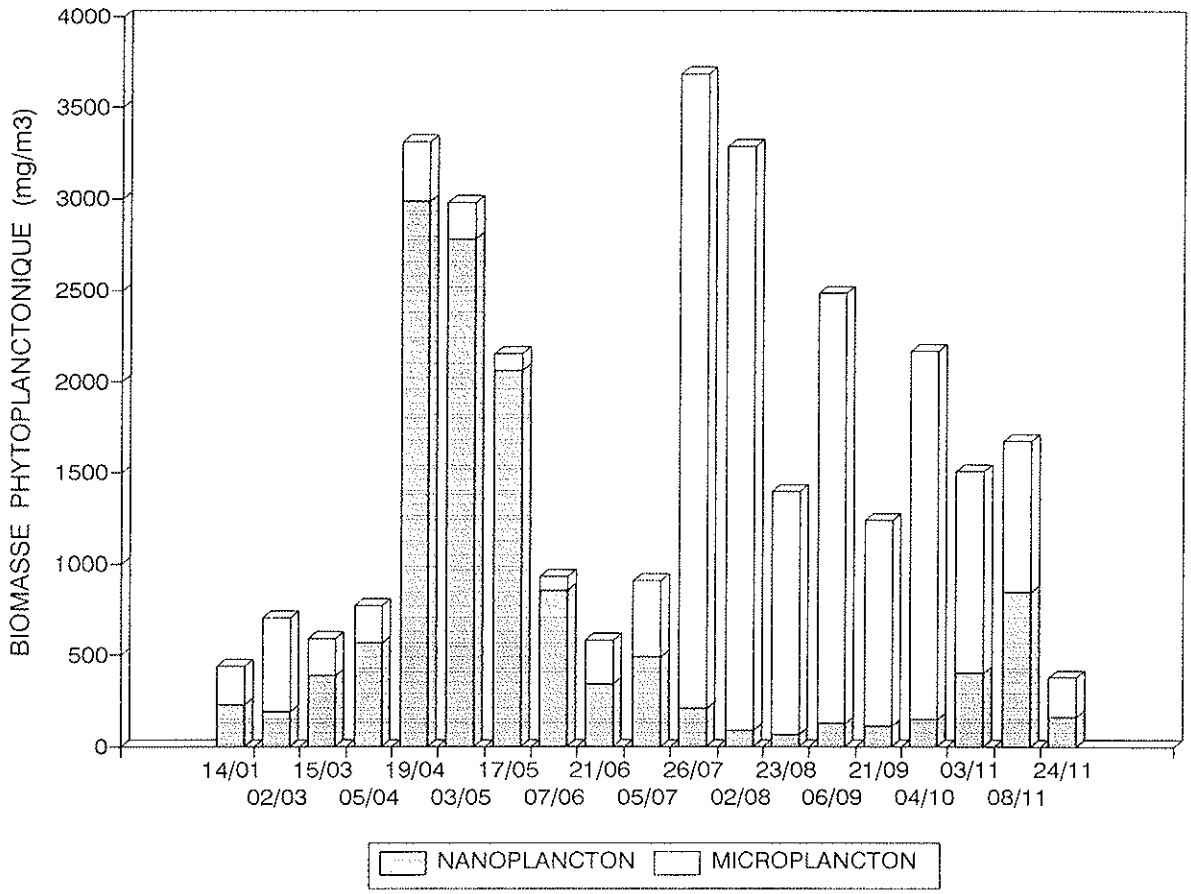


Figure 8 : Variations saisonnières de la biomasse (matière fraîche) du phytoplancton par classes de taille. (Léman, SHL2, 1993)

TABLEAU 4 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales du phytoplancton en poids de matière fraîche (mg/m3) à SHL 2 de 1988 à 1993

Année	1988	1989	1990	1991	1992	1993
biomasse annuelle moyenne	1'463	979	1'013	963	1'213	1'646
biomasse printanière moyenne (BP)	1'035	933	1'187	1'071	848	1'489
biomasse estivale moyenne (BE)	1'784	1'014	906	890	1'438	1'760
BP/BE	0.58	0.92	1.31	1.20	0.59	0.85
biomasse printanière maximale	3'088(4)	3'534(4)	3'702(4)	2'644(5)	2'181(5)	3'316(4)
biomasse estivale maximale	3'716(9)	2'329(7)	1'689(9)	2'377(7)	3'334(8)	3'685(7)

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires
BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires à décembre
(..) = mois où le phénomène s'est produit

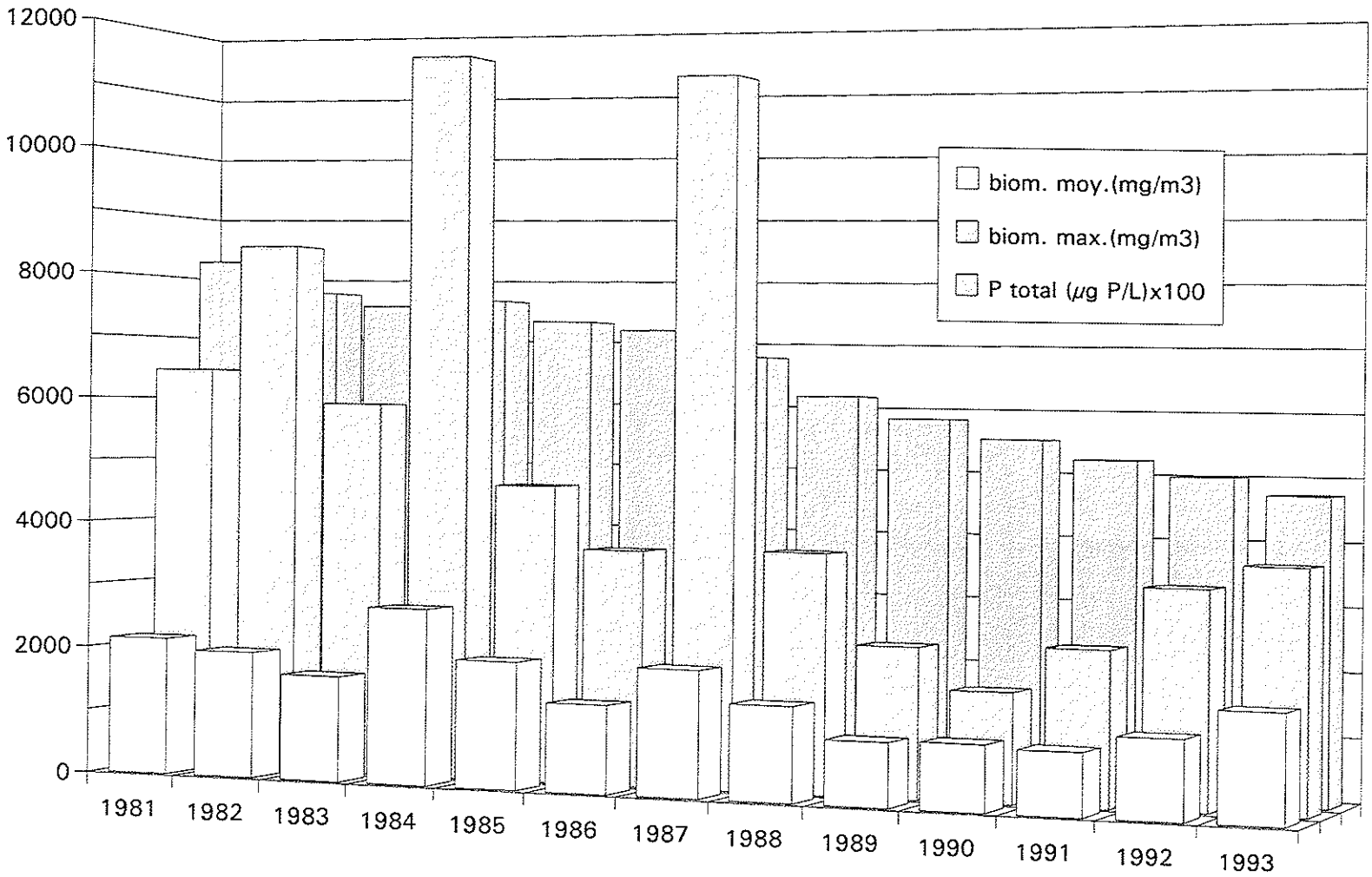


Figure 9 : **Evolution de la biomasse moyenne annuelle (biom. moy.), de la biomasse maximale annuelle (biom. max) et de la concentration moyenne pondérée en phosphore total dans la colonne d'eau (Léman, SHL2, 1981-1993)**

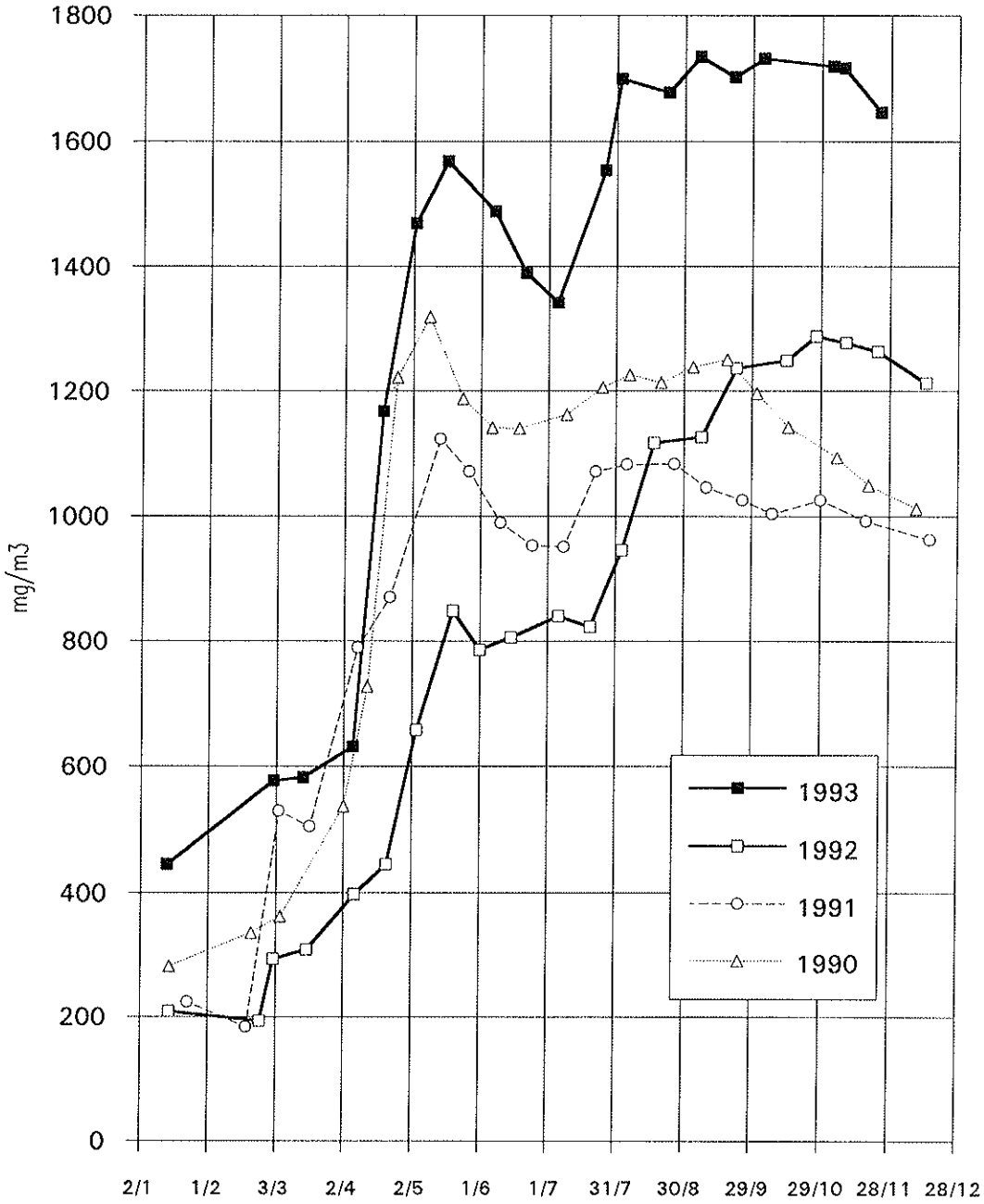


Figure 10 : **Comparaison de l'évolution des moyennes progressives de la biomasse du phytoplancton calculées au fur et à mesure des prélèvements successifs au cours des années 1990 à 1993. (Léman, SHL2)**

6. EVOLUTION INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE

Après une décroissance régulière de 1987 à 1991 (tableau 4 et figure 9), la biomasse annuelle moyenne augmente à partir de 1992. En 1993, elle a atteint 1'646 mg/m^3 en poids de matière fraîche, valeur voisine de celle de 1987 (1'600 mg/m^3).

La courbe d'évolution de la biomasse, calculée au fur et à mesure des prélèvements (moyenne progressive), présente un profil variable d'une année à l'autre, les paramètres biotiques et surtout abiotiques variant au cours des saisons (figure 10). Ce profil met en évidence les étapes de l'évolution annuelle de la biomasse et permet ainsi de comparer les années entre elles de façon commode.

Le profil de 1993 met en évidence que l'accroissement de la biomasse se réalise à deux périodes :

. la première d'avril à mai, assez semblable à 1990, mais nettement plus importante qu'en 1992,

. la seconde de juillet à août, peu apparente en 1990 et 1991 et retardée d'août à octobre en 1992.

En 1993, l'accroissement estival de la biomasse est dû à trois espèces (*Ceratium hirundinella*, *Dinobryon sociale* et *Mougeotia gracillima*), alors qu'en 1992, cet accroissement plus tardif est dû essentiellement à *Oscillatoria rubescens*. La comparaison des profils annuels montre que la valeur de la moyenne annuelle dépend aussi de la durée et de l'ampleur de la décroissance des biomasses à la fin de l'été. En 1990, la biomasse commence à diminuer dès la fin septembre et en 1991, cette décroissance débute un mois plus tôt. En revanche, en 1992 et 1993, la décroissance de la biomasse s'amorce tardivement, début novembre.

7. CONCLUSIONS

En 1993, la cyanophycée *Oscillatoria rubescens*, souvent présente dans les lacs eutrophes, représente 4.9 % de la biomasse phytoplanctonique et a perdu l'importance qu'elle avait prise à nouveau en 1992 (18.3 % de la biomasse).

La biomasse annuelle moyenne (1'650 mg/m^3) est la plus forte enregistrée depuis 1985; elle dépasse celle de 1992 de 36 %. Son importance est due non seulement à une forte poussée du nanoplancton au printemps, mais encore à un développement estival important du microplancton.

En conclusion, les concentrations actuelles en phosphore des eaux du Léman ne sont pas encore suffisamment limitantes pour assurer une réduction plus significative et plus constante d'une année à l'autre des biomasses produites.

BIBLIOGRAPHIE

HAKANSSON, H. (1982) : Taxonomical discussion on four diatom taxa from an ancient lagoon on Spjälkö, South Sweden. Univ. Lund, Dep. Quaternary Geology, Report 22, 65-81.

HAKANSSON, H. (1984) : The recent diatom succession of Lake Havgardssjön, South Sweden. Proc. 7th Int. Diatom Symp., Philadelphia, 1982, 411-429.

HUTCHINSON, G.E. (1967) : A treatise on limnology, vol. 2 : introduction to lake biology and the limnoplankton. J. Wiley and Sons Inc., New York, 1115 p.

KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. (1991) : Bacillariophyceae : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, vol. 3, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 576 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 97-105

EVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LEMAN

Campagne 1993

PAR

Jean Pierre PELLETIER

avec la collaboration technique de
Brigitte LE BERRE-TREVISAN et **Jean-Paul MOILLE**

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

RESUME

La production primaire, mesurée à l'aide du ^{14}C, s'exprime par la quantité de carbone minéral assimilé par le phytoplancton par unité de temps. Ce paramètre représente le taux de renouvellement de la biomasse du phytoplancton. Mesurée parallèlement, la concentration en chlorophylle a, élément indispensable pour la photosynthèse, est à la fois une estimation de la biomasse phytoplanctonique et un indicateur de productivité.

En 1993, la production primaire annuelle nette (295 g C/m^2 an) est légèrement supérieure à celle évaluée en 1992, mais se situe néanmoins bien en dessous de la valeur exceptionnelle mesurée en 1991. Elle correspond à une biomasse annuelle moyenne élevée (1.64 g/m^3 de matière fraîche et 5.0 mg/m^3 de chlorophylle) dans laquelle la proportion du nanoplancton (42 %), fraction la plus active du phytoplancton, est importante mais cependant bien inférieure à celle observée en 1991.

Encore faible en mars, la production s'accroît fortement en avril et atteint son maximum début mai: 4'250 mg C/m^2.jour avec un pic d'assimilation très accentué à 2 mètres de la surface; à cette profondeur, la concentration en chlorophylle atteint 25.6 mg/m^3, valeur maximale mesurée au cours des campagnes CIPEL en 1993. En fait, des mesures réalisées hors programme à l'aide d'un fluorimètre immergé les 20 et 21 avril 1993 ont permis de mettre en évidence des concentrations dépassant parfois 50 mg/m^3 à proximité de la surface, le long du transect Thonon-Rolle.

La phase des eaux claires, peu marquée, se manifeste fin juin. Au cours de l'été et de l'automne, la production reste plus limitée, du fait de la raréfaction, voire de l'épuisement des phosphates dans la couche supérieure. En dépit de sa diminution considérable depuis 1980, la concentration actuelle en phosphore dans l'eau du Léman est encore trop importante pour empêcher les proliférations algales, en particulier au printemps.

1. INTRODUCTION

La production primaire exprime la quantité de matière organique synthétisée par le phytoplancton dans un intervalle de temps donné. Ce paramètre dynamique traduit le taux de renouvellement, en général très rapide, de la biomasse ou stock de phytoplancton. Ce stock disparaît en effet de la zone euphotique sous l'action de plusieurs processus, en particulier consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Le maintien apparent du stock dans la zone euphotique résulte de la multiplication et de la croissance rapides des algues unicellulaires qui constituent la biomasse phytoplanctonique.

La chlorophylle *a* est un pigment indispensable à la photosynthèse, car c'est le seul qui permette la transformation de l'énergie lumineuse (flux de photons) en énergie électro-chimique (flux d'électrons et de protons). Les autres pigments (chlorophylle *b* et *c*, carotènes et autres pigments accessoires) se limitent à capter l'énergie lumineuse à d'autres longueurs d'onde et à les transférer aux centres réactionnels constitués de chlorophylle *a*, élargissant ainsi l'antenne collectrice des photons.

La concentration en chlorophylle *a* est un paramètre couramment utilisé pour apprécier la biomasse phytoplanctonique, du fait de sa spécificité végétale. Mais, compte tenu de son rôle fondamental dans la photosynthèse, elle est surtout un indicateur du potentiel photosynthétique et par suite de la productivité potentielle du phytoplancton.

2. METHODES

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

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

3. RESULTATS

Profils verticaux

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

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL2, 1993)

Date	ΣA mg C/m².inc	PPj mg C/m².j	A_{max} mg C/m³. inc	$ChlA_{max}$ mg/m³	Chl_{0-10} mg/m²	Chl_{0-30} mg/m²	T_{DS} m
14.01	69	154	7.7	0.8	8.8	27.5	15.0
02.03	101	225	7.1	0.7	7.2	21.6	16.0
15.03	342	760	22.1	1.9	18.5	48.2	10.5
05.04					53.3	142.3	7.2
19.04	1'571	3'488	370.7	24.7	153.6	212.3	2.5
03.05	1'913	4'246	482.0	25.6	121.8	167.6	2.1
17.05	894	1'984	172.1	8.3	94.3	132.1	2.4
07.06	884	1'961	202.4	12.8	60.9	72.5	5.0
21.06	577	1'281	65.9	4.9	29.6	62.4	8.5
05.07	773	1'716	99.1	5.1	71.0	142.4	5.4
26.07	1'019	2'261	117.7	7.9	83.7	216.2	6.0
02.08	489	1'086	35.2	2.5	28.3	144.2	7.2
23.08	324	720	37.9	3.1	31.0	117.8	4.6
06.09	569	1'264	60.9	3.0	33.6	70.3	7.0
21.09	681	1'511	70.2	4.2	47.4	92.4	6.0
05.10	742	1'648	96.2	7.0	69.0	193.4	5.0
08.11	808	1'794	101.8	10.8	88.7	97.0	5.2
24.11	146	323	19.5	2.5	24.2	59.3	10.6

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 : PPj = 2.22 ΣA

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

$ChlA_{max}$: Concentration en chlorophylle *a* (mg/m³) correspondant à A_{max}

Chl_{0-10} : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 10 mètres

Chl_{0-30} : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 30 mètres

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

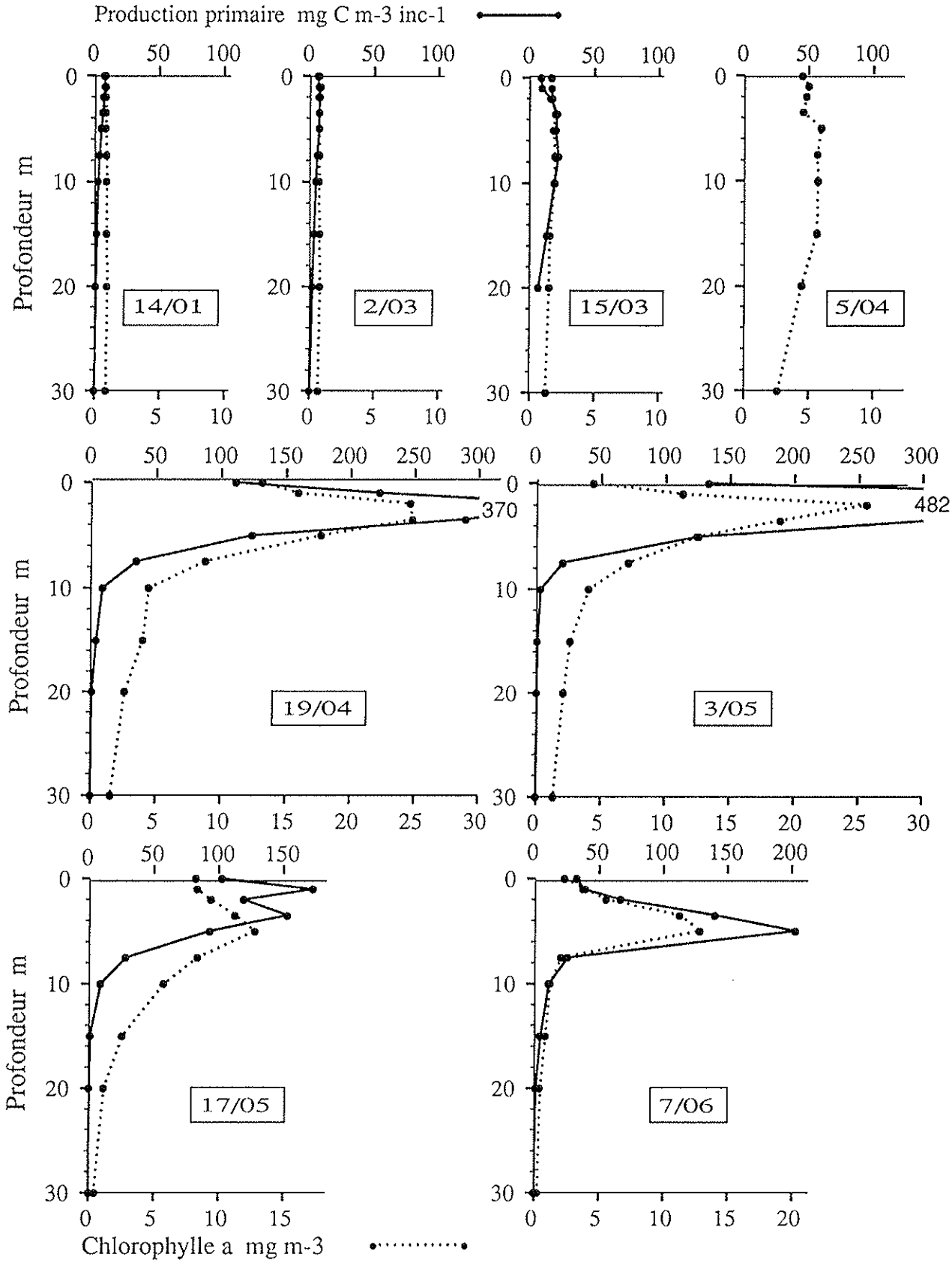


Figure 1 : **Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation "inc" est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, hiver et printemps 1993).**

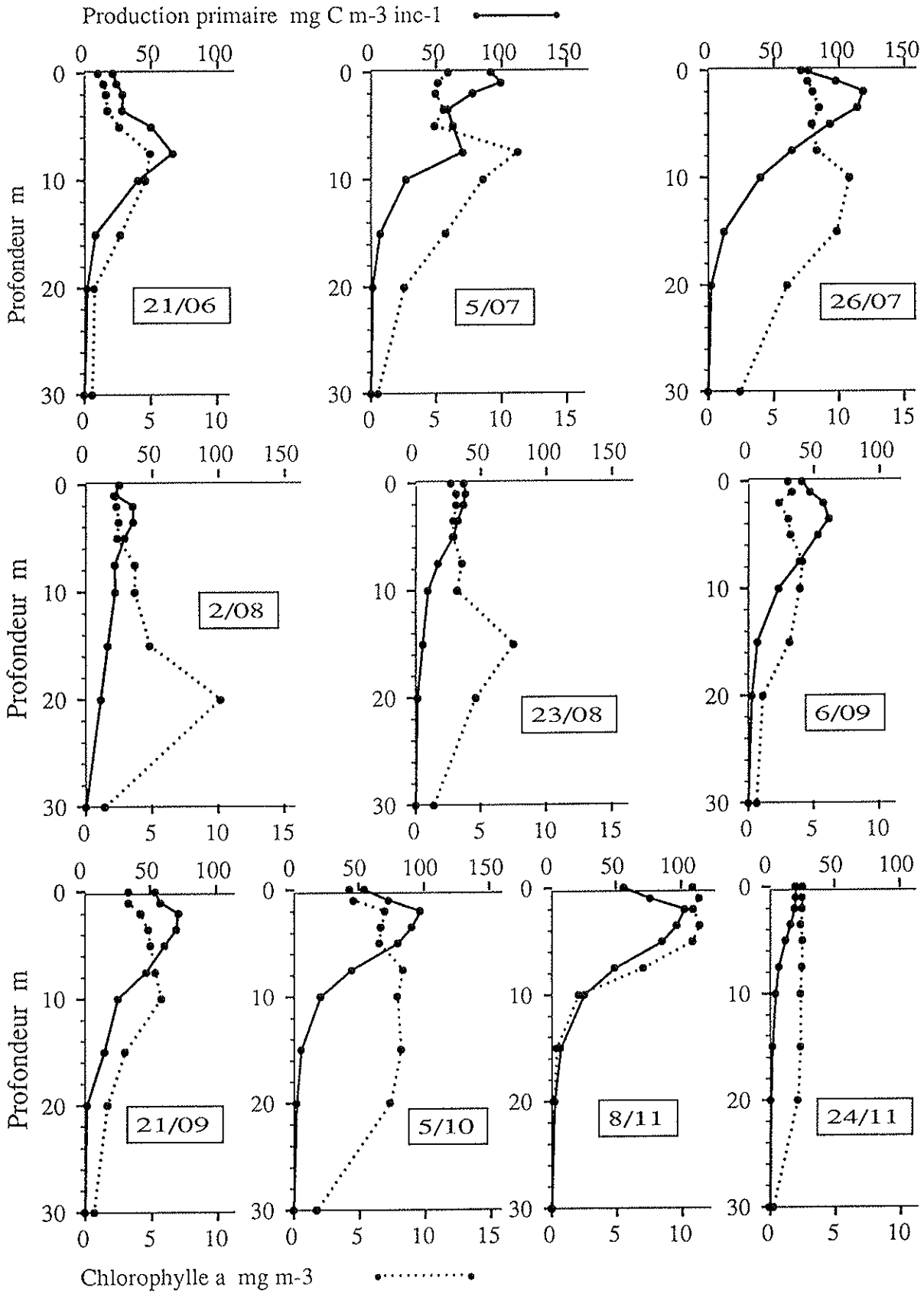


Figure 2 : **Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation "inc" est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, été et automne 1993).**

Très peu abondant jusqu'en mars, le phytoplancton se développe fortement vers la mi-avril pour atteindre le 3 mai un maximum annuel de production journalière très élevé : 4'250 mg C/m^2. jour (3'020 mg C/m^2. jour, l'année précédente). A cette date, le profil vertical met en évidence à 2 mètres en dessous de la surface un pic d'assimilation atteignant 480 mg C/m^3.inc (inc = période d'incubation : tiers médian de la période diurne). Cette production ponctuelle maximale, très importante, est semblable à celle mesurée en mai 1992. Elle correspond à une concentration en chlorophylle de 25.6 mg/m^3. Cette valeur est la plus importante obtenue au cours de la campagne 1993 dans le cadre du programme officiel de la CIPEL. Toutefois, des prospections réalisées hors programme les 20 et 21 avril le long du transect Thonon-Rolle à l'aide d'un fluorimètre immergeable ont fait apparaître des concentrations en chlorophylle dépassant légèrement 50 mg/m^3. Une telle constatation confirme la grande variabilité spatio-temporelle de la chlorophylle, déjà mise en évidence par l'étude sur la variabilité des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman (BLANC et al., 1993). Le pic printanier de production du 3 mai est principalement dû aux cryptophycées, algues nanoplanctoniques qui représentent 80 % de la biomasse, *Rhodomonas minuta* étant l'espèce dominante. La transparence mesurée par le disque de Secchi (2.1 mètres) est alors la plus faible de l'année.

A la mi-mai et début juin, la production et la biomasse sont beaucoup plus faibles. La phase estivale des eaux claires apparaît tardivement : le 21 juin, la transparence atteint 8.5 mètres. Elle est cependant peu marquée. Contrairement aux années précédentes, en 1993 cette phase des eaux claires se trouve décalée par rapport au maximum d'abondance du zooplancton herbivore (cladocères essentiellement) qui apparaît nettement le 3 juin (BALVAY, 1994). Or, le rôle du zooplancton herbivore filtreur, consommateur de nanophytoplancton, est bien connu dans la clarification estivale des eaux du Léman (BALVAY et al., 1990). Il est vraisemblable que les résultats obtenus au cours des deux campagnes ponctuelles d'échantillonnage réalisées en juin traduisent mal cette année la dynamique des peuplements planctoniques.

A partir de juillet, les profils verticaux indiquent une production modérée. La biomasse, représentée par la concentration en chlorophylle, tend à s'accumuler en dessous de 10 mètres de profondeur. Ce phénomène est particulièrement net en juillet et août (figure 2). La limitation de la production, et par suite de la biomasse, résulte de la raréfaction des sels nutritifs, notamment des phosphates, dans la couche euphotique (BLANC et al., 1994). Le 5 juillet, les phosphates ne sont plus décelables dans les dix premiers mètres.

La production et la biomasse se maintiennent à un niveau modéré jusqu'au début du mois de novembre. De la fin septembre au début novembre, la production est cependant relativement élevée, malgré la diminution de l'énergie lumineuse incidente, grâce à un apport de fertilisants dans la zone euphotique. En effet, les phénomènes de convection superficielle qui se produisent au cours des périodes de refroidissement permettent un approvisionnement de l'épilimnion en sels nutritifs.

Variations saisonnières

La figure 3 représente les variations au cours de la campagne 1993 de quatre paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur moyenne en chlorophylle dans les 10 et 30 premiers mètres, également exprimée par unité de surface, ainsi que la transparence. Ces courbes résument l'analyse des variations saisonnières des profils verticaux. Elles mettent en évidence l'importance du pic printanier de production et le maintien d'un niveau de production relativement élevé en automne. La concentration en chlorophylle exprimée par mètre carré est maximale au printemps dans La couche 0-10 mètres, alors que si l'on considère la couche 0-30 mètres, trois pics équivalents apparaissent, l'un au printemps, le deuxième en été et le troisième en automne. Mais la chlorophylle mesurée entre 10 et 30 mètres de profondeur en été et en automne correspond à un phytoplancton en cours de sédimentation dont l'activité photosynthétique est réduite (figures 1 et 2), faute d'un éclairement suffisant.

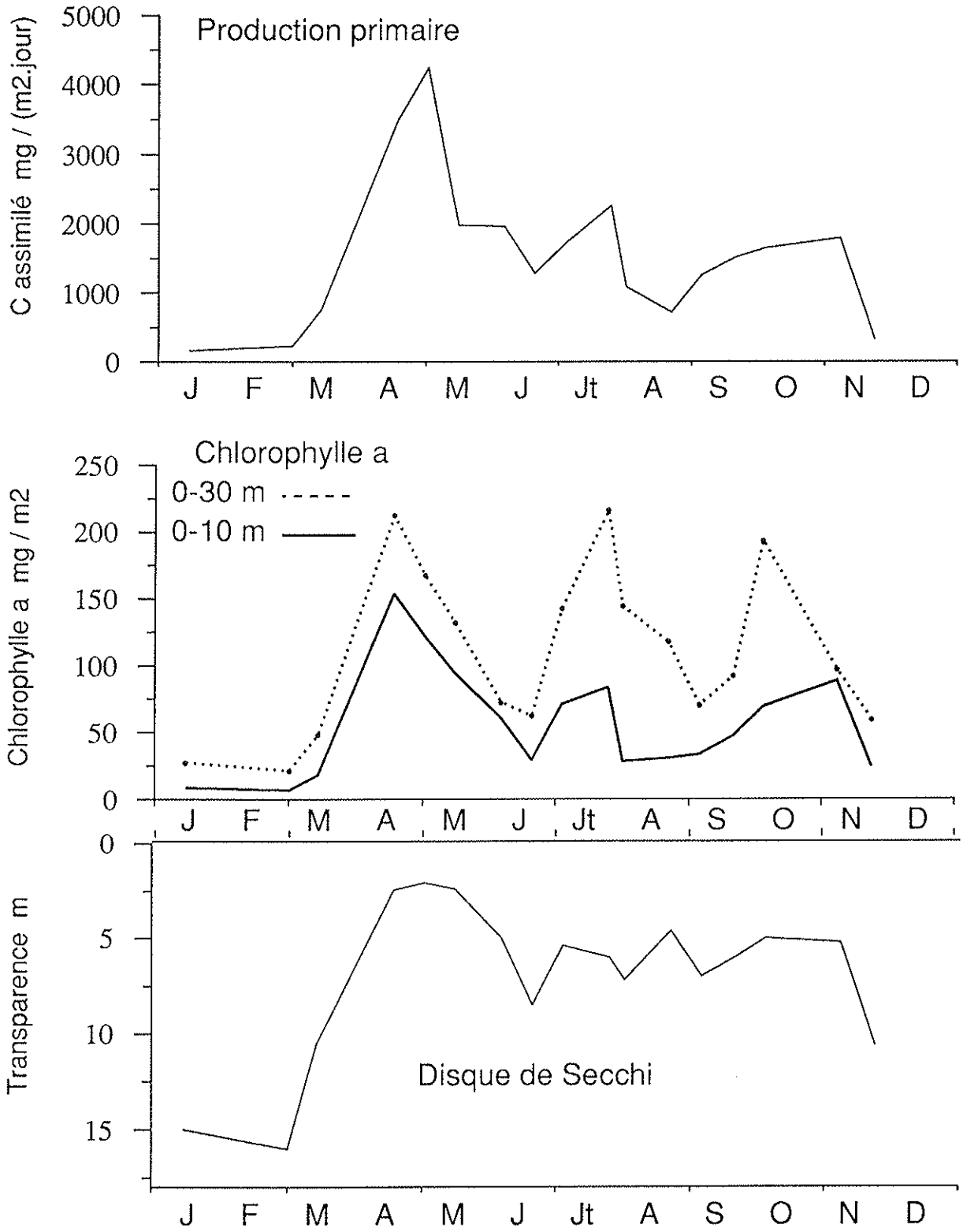


Figure 3 : **Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle *a* dans les couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi. (Léman, SHL 2, 1993).**

Production annuelle

La production annuelle brute est obtenue par intégration des valeurs journalières sur l'année. La production nette, directement utilisable par les herbivores, détritivores et décomposeurs, est calculée en retranchant 40 % à la production brute; cet abattement correspond aux pertes de carbone par respiration. La production primaire annuelle nette ainsi calculée pour la campagne 1993 atteint 295 g C/m^2.an (tableau 2). Cette valeur est en augmentation de 10 % par rapport à 1992.

La moyenne pondérée annuelle de la concentration en chlorophylle dans les dix premiers mètres atteint 5.0 mg/ m^3, valeur équivalente à celle de l'année précédente (tableau 2).

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

Année	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93
Production primaire annuelle nette (g C/m^2.an)	230	190	174	185	279	299	295	293	258	359	268	295
Chlorophylle *a* (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0

4. CONCLUSIONS

La production primaire annuelle mesurée en 1993 se situe parmi les valeurs élevées (production nette supérieure à 250 g C/m^2.an) obtenues à partir de 1986 (tableau 2). Ces fortes productions, observées en dépit de la diminution de la concentration en phosphore dans l'eau du lac (BLANC et al., 1994) et d'une tendance à la réduction de la biomasse du phytoplancton, résultent de l'importance relative prise par le nanophytoplancton (PELLETIER et al., 1994), caractérisé par une grande efficacité photosynthétique. La production annuelle très forte mesurée en 1991, due à une contribution particulièrement importante du nanophytoplancton, reste néanmoins exceptionnelle (tableau 2).

Les pics de production sont très importants au printemps, non seulement au niveau de la production journalière, mais surtout au niveau du maximum d'assimilation A_{max} caractérisant chaque profil vertical. Ces résultats signifient qu'au printemps, les sels nutritifs ne jouent pas de rôle de facteurs limitants de la production. En revanche, après la phase des eaux claires, les paramètres de production et plus particulièrement l'assimilation maximale Amax sont limités par la disponibilité en sels nutritifs et plus particulièrement en phosphates.

La diminution progressive de la concentration en phosphore, observée depuis 1980, se traduit depuis quelques années par une limitation sensible, mais encore insuffisante, du développement du phytoplancton estival. La prolifération du phytoplancton printanier provoque toujours une forte turbidité de l'eau. Les efforts pour réduire encore les apports en phosphore doivent être poursuivis, conformément aux objectifs proposés par la CIPEL.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (1994) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

BALVAY, G., GAWLER, M. et PELLETIER, J.P. (1990) : Lake trophic status and the development of the Clear-Water Phase in Lake Geneva. In : Large Lakes ; ecological structure and function. M.M. Tilzer and C. Serruya (Eds), Springer Verlag, Berlin, 580-591.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J-P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique ; problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Revue française des sciences de l'eau, 2, 339-366.

PELLETIER, J.P., DRUART, J-C. et REVACLIER, R.(1994) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

STEEMANN NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.

STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 107-122.

EVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LEMAN

Campagne 1993

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de **Geneviève CHAPUIS**

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

RESUME

Les variations interannuelles du zooplancton sont toujours aussi importantes et montrent que cette communauté pélagique continue toujours à présenter des différences marquées d'une année à l'autre. Bien que les valeurs du biovolume sédimenté demeurent relativement stables depuis 1989, les rotifères sont en nette régression alors que les cladocères herbivores et les cyclopides montrent une abondance accrue. La biocénose rotatorienne a été caractérisée en 1993 par une prépondérance accrue des espèces oligo-mésotrophes et une régression des espèces eutrophes.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman a été poursuivie en 1993 à la station SHL 2. Les variations saisonnières de composition et d'abondance de cette communauté pélagique sont en relation étroite avec les conditions environnementales, la quantité et la disponibilité des ressources nutritives phytoplanctoniques, la prédation exercée par les entomostracés carnivores (*Leptodora, Bythotrephes,* Cyclopides âgés) et par le cheptel piscicole.

2. METHODOLOGIE

Le zooplancton est recueilli lors de traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface, avec deux filets jumelés à vide de maille de 64 μm (rotifères) ou de 200 μm (entomostracés).

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

Les rotifères sont dénombrés au microscope inversé après sédimentation d'un ou plusieurs sous-échantillons en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés sont identifiés et décomptés au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. Les cladocères prédateurs (*Bythotrephes, Leptodora*), du fait de leur grande taille et de leur faible abondance, sont dénombrés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SEDIMENTE

3.1 Variations saisonnières

En raison d'un hiver relativement doux, le biovolume sédimenté du zooplancton est resté relativement important en hiver et atteint son abondance maximale le 17 mai avec 447 ml/m² (525 ml/m² le 1er juin 1992). Le cycle d'abondance du zooplancton est globalement identique à celui de 1992, à l'exception de l'abondance maximale printanière, en très nette régression (figure 1).

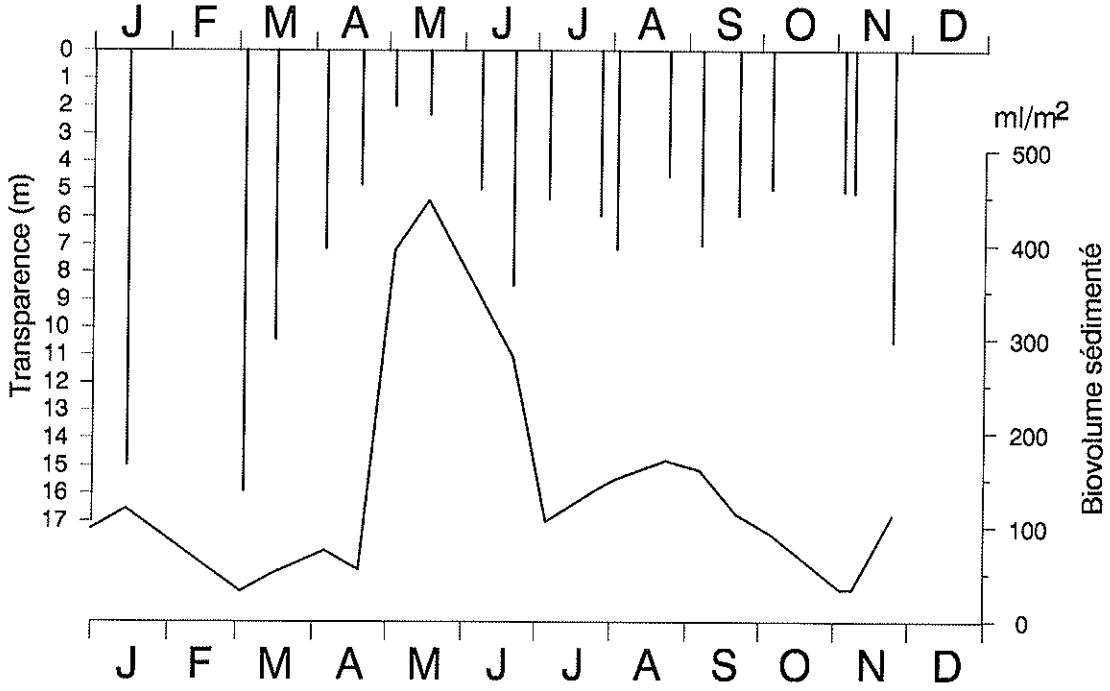


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux et de l'abondance du zooplancton (Léman, SHL2, 1993)

La phase des eaux claires est plus intense et plus longue que les années précédentes, la transparence passant de 2.1 m le 3 mai à 8.5 m le 21 juin (2.8 à 6.05 m entre le 20 mai et le 1er juin 1992). Bien qu'en phase de régression durant juin, les daphnies sont encore aptes à limiter partiellement l'abondance du nanophytoplancton, la transparence restant en général supérieure à 5 m au cours de l'été.

3.2 Evolution à long terme

Depuis le dernier minimum observé en 1988 (116.6 ml/m²), la valeur moyenne annuelle du biovolume sédimenté a augmenté jusqu'en 1991 (149.2 ml/m²). La légère diminution observée en 1992 (133 ml/m²) ne s'est pas poursuivie, le biovolume sédimenté étant même en légère progression en 1993 (141 ml/m²) (figure 2) par le fait que les entomostracés ont été globalement plus nombreux qu'en 1992.

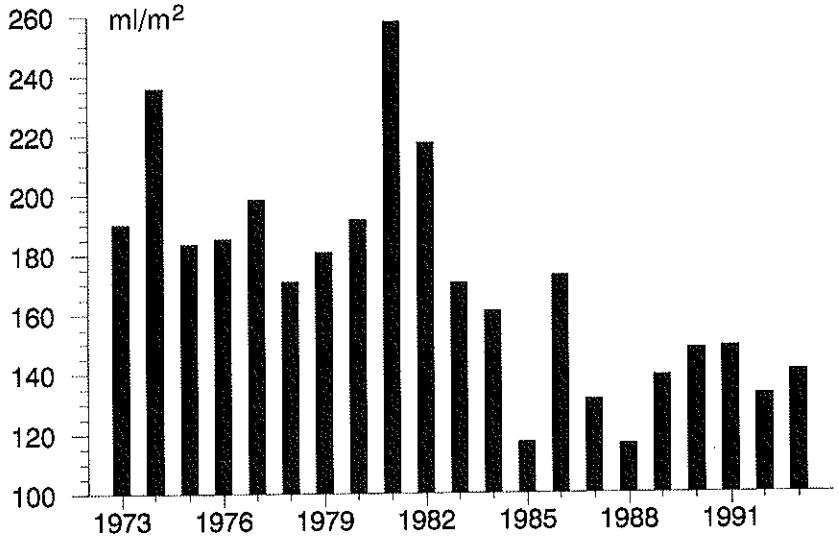


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (moyennes annuelles) (Léman, SHL2)

4. COMPOSITION DE LA BIOCENOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition systématique de la biocénose zooplanctonique présente quelques modifications par rapport à 1992 (tableau 1), la plupart d'entre elles concernant essentiellement la microfaune littorale, nettement plus diversifiée que la faune pélagique (BALVAY et DRUART, 1994).

Plusieurs espèces nouvelles pour le Léman ont été identifiées en zone pélagique (*Brachionus variabilis, Polyarthra major, P. remata, P. vulgaris luminosa, Ascomorpha ecaudis*) ou littorale (*Keratella cochlearis* var. *irregularis, Macrothrix hirsuticornis*). *Brachionus variabilis* est une espèce accidentelle en zone pélagique. *Pleuroxus uncinatus*, signalé par FOREL (1876) au siècle dernier et *Acroperus elongatus* dont la première observation dans le Léman est due à YUNG (1917), ont été retrouvés dans le port de l'INRA à Thonon en septembre 1993, alors que *Trichocerca porcellus* a été absent dans les comptages.

Chez les cyclopides, on retrouve cette année encore *Megacyclops gigas* surtout durant l'hiver alors que *Acanthocyclops robustus* et *Mesocyclops leuckarti* n'ont fait qu'une timide apparition en fin d'été et en automne en zone pélagique.

4.1 Rotifères

4.1.1 Abondance des rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères, après la forte progression observée en 1992, a retrouvé une valeur comparable à celle de 1991 (tableau 2). La période d'abondance maximale des rotifères reste identique à celle de 1992 mais les principaux pics d'abondance sont nettement moins importants. Comme en 1992, l'explosion démographique des rotifères est observée de mai à août, avec maximum en début juillet et la population automnale est encore bien représentée (BALVAY, 1993).

Un premier pic (mai-juin), vraisemblablement tronqué en raison de la fréquence des prélèvements, est dû à l'abondance des colonies de *Conochilus*, précédant une première phase de développement de *Polyarthra*, genre qui conditionne en grande partie tous les pics saisonniers.

La population rotatorienne a commencé à se développer en avril, mais ce n'est qu'en mai que débute la phase d'abondance maximale (figure 3). Le développement intense des rotifères en juillet survient durant une période de faible abondance des cladocères. La compétition entre ces deux groupes du zooplancton est à l'avantage des cladocères dont l'efficacité de la filtration est supérieure à celle des rotifères. En période de limitation numérique des cladocères, les rotifères peuvent donc se développer plus intensément.

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1993 (SHL 2 et zone littorale)

ROTIFERES

BRACHIONIDAE
- *Brachionus variabilis*
- *Keratella cochlearis*
- *K. coch.* var. *irregularis* *
- *K. coch.* var. *hispida*
- *Keratella quadrata*
- *Keratella tecta*
- *Notholca acuminata*
- *Notholca caudata*
- *Notholca squamula* *
- *Kellicottia longispina*

EUCHLANIDAE
- *Euchlanis dilatata*

COLURELLIDAE
- *Lepadella ovalis*
- *Lepadella patella*

LECANIDAE
- *Lecane (Monostyla) bulla* *
- *Lecane* (s.str.) *luna* *
- *Lecane* (s.str.) *flexilis*

TRICHOCERCIDAE
- *Trichocerca* (s.str.) *longiseta* *
- *Trichocerca* (s.str.) *ratus* *
- *Trichocerca (Diurella) similis*

GASTROPODIDAE
- *Gastropus stylifer*
- *Ascomorpha ecaudis*
- *Ascomorpha ovalis*
- *Ascomorpha saltans*

SYNCHAETIDAE
- *Synchaeta lakowitziana*
- *Synchaeta oblonga*
- *Synchaeta pectinata*
- *Synchaeta stylata*
- *Synchaeta tremula*
- *Polyarthra dolichoptera*
- *Polyarthra major*
- *Polyarthra remata*
- *Polyarthra vulgaris*
- *P. vulgaris* var. *luminosa*
- *Ploesoma hudsoni*
- *Ploesoma truncatum*

ASPLANCHNIDAE
- *Asplanchna priodonta*

TESTUDINELLIDAE
- *Pompholyx sulcata*
- *Testudinella patina* *

CONOCHILIDAE
- *Conochilus hippocrepis*
- *Conochilus unicornis*

FILINIIDAE
- *Filinia terminalis*

COLLOTHECIDAE
- *Collotheca mutabilis*
- *Collotheca pelagica*

PHILODINIDAE
- *Philodina* sp.

ENTOMOSTRACES

CLADOCERES

SIDIDAE
- *Sida crystallina* *

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

BOSMINIDAE
- *Bosmina longirostris* *
- *Bosmina longispina*

CHYDORIDAE
- *Acroperus elongatus* *
- *Acroperus harpae* *
- *Alona quadrangularis* *
- *Biapertura affinis* *
- *Chydorus sphaericus* *
- *Eurycercus lamellatus* *
- *Leydigia quadrangularis* *
- *Pleuroxus aduncus* *
- *Pleuroxus denticulatus* *
- *Pleuroxus truncatus* *
- *Pleuroxus uncinatus* *

MACROTHRICIDAE
- *Macrothrix hirsuticornis* *

ILIOCRYPTIDAE
- *Iliocryptus sordidus* *

POLYPHEMIDAE
- *Bythotrephes longimanus*
- *Polyphemus pediculus* *

LEPTODORIDAE
- *Leptodora kindtii*

CYCLOPIDES
- *Acanthocyclops robustus*
- *Cyclops prealpinus*
- *Cyclops vicinus*
- *Eucyclops serrulatus* *
- *Megacyclops gigas*
- *Mesocyclops leuckarti*

CALANIDES

DIAPTOMIDAE
- *Eudiaptomus gracilis*

MOLLUSQUES
- *Dreissena polymorpha*

** espèces récoltées uniquement en zone littorale (port INRA et* port des pêcheurs à Thonon)

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

	1991	1992	1993
Moyenne annuelle	1'179'000	3'447'000	1'199'000
Pic de printemps (date)	805'000 (8.04)	15'788'000 (1.06)	2'435'000 (7.06)
Pic d'été (date)	5'129'000 (8.07) (pic majeur)	24'800'000 (6.07) (pic majeur)	5'387'000 (5.07) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	725'000 (29.11)	5'642'000 (17.08)	1'702'000 (5.10)

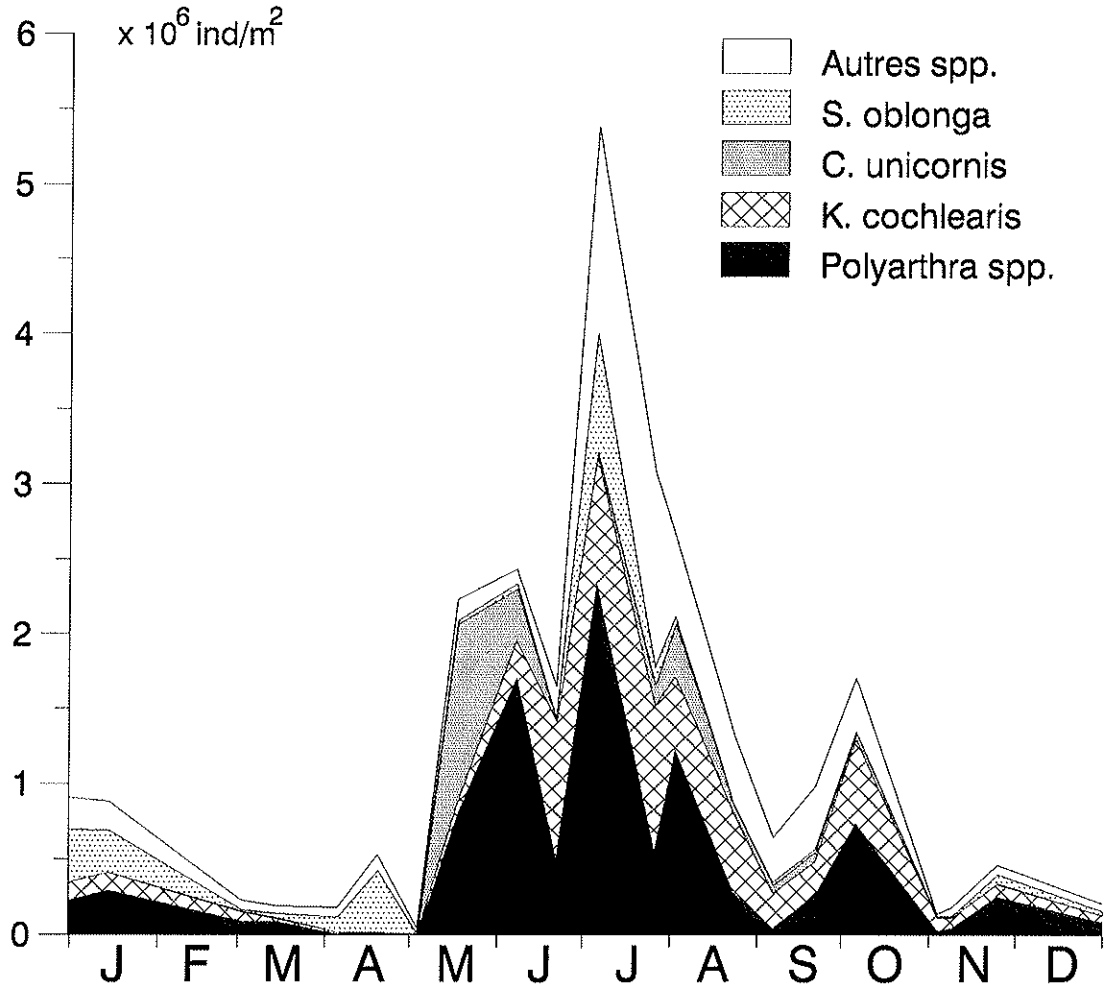


Figure 3 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (Léman, SHL2, 1993)

En 1993, presque toutes les espèces de Rotifères sont en nette régression numérique. *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)* a retrouvé la première place de dominance, précédant *Keratella cochlearis*. *Conochilus (unicornis + hippocrepis)* en forte régression conserve encore le troisième rang d'abondance.

TABLEAU 3 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL 2)

Espèces	1992		1993	
	ind/m²	%	ind/m²	%
Polyarthra dol. + vulg.	770'600	22.4	457'600	38.2
Keratella cochlearis	766'800	22.2	252'600	22.7
Conochilus unic. + hippo.	976'200	28.3	112'000	9.4
Synchaeta oblonga	213'200	6.2	109'100	9.1
Synchaeta pectinata	313'300	9.1	50'500	4.4
Keratella quadrata	114'900	3.3	41'700	3.5
Kellicottia longispina	96'500	2.8	30'600	2.6
Asplanchna priodonta	24'100	0.7	11'600	1.0
Ascomorpha saltans	37'800	1.1	10'500	0.9
Pompholyx sulcata	41'800	1.2	5'400	0.5
Gastropus stylifer	19'500	0.6	5'400	0.5

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en progression par rapport à 1992, avec une nette augmentation de l'importance du pic de printemps et un pic d'automne plus accusé, les différentes valeurs étant voisines de celles de 1991 (tableau 4). Le pic printanier est en relation avec une importante population de *Cyclops vicinus* à laquelle succèdent passagèrement les daphnies à partir de fin mai. Peu abondante, la population estivale est dominée par *Eudiaptomus gracilis* et *Daphnia hyalina*, cette dernière espèce étant supplantée par *Bosmina longispina* en automne (figure 4). A l'exception de la période printanière, l'abondance des entomostracés est restée relativement stable durant toute l'année.

TABLEAU 4 - Evolution de l'abondance des entomostracés (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1991	1992	1993
Moyenne annuelle	608'000	461'000	587'000
Pic de printemps (Date)	2'116'000 (11.06) (pic majeur)	1'724'000 (1.06) (pic majeur)	2'824'000 (17.05) (pic majeur)
Pic d'automne (Date)	489'000 (18.11)	431'000 (14.10)	521'000 (5.10)

Les calanides représentent un élément relativement constant du zooplancton crustacéen. Les entomostracés herbivores (calanides, cyclopides juvéniles, daphnies et bosmines) ont presque toujours constitué la fraction dominante du zooplancton, avec une importance toutefois plus réduite au milieu du printemps (mai).

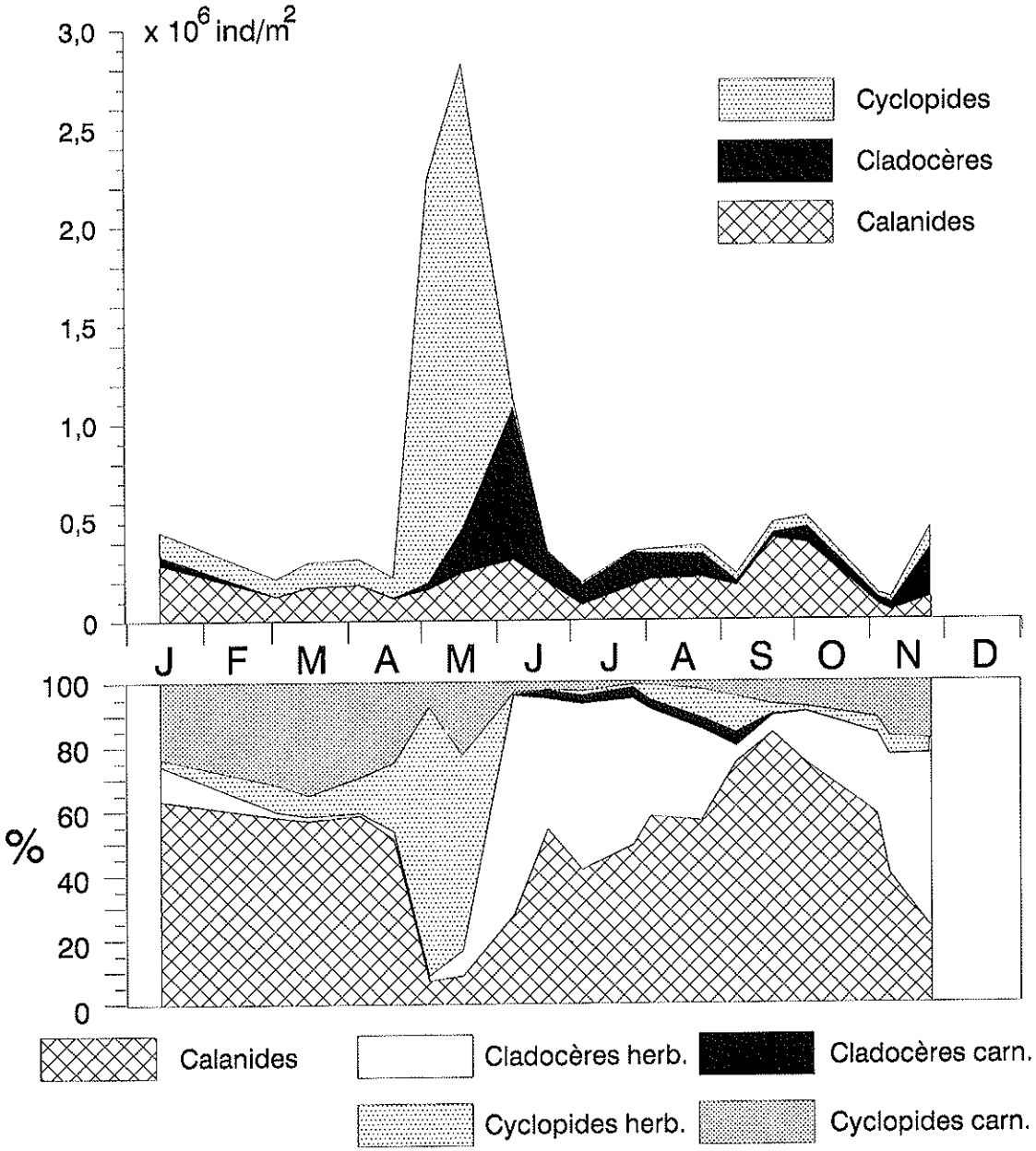


Figure 4 : **Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés et importance relative des différents groupes (Léman, SHL2, 1993)**

4.2.2 *Cladocères*

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina* et sa variété *pellucida*, *D. longispina*, *D. galeata* ainsi que des hybrides *hyalina* x *galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longispina*), ainsi que des prédateurs, Leptodoridés (*Leptodora kindtii*) et Polyphémidés (*Bythotrephes longimanus*). Les autres familles citées dans le tableau 1 sont inféodées aux régions littorales et ne sont que rarement et accidentellement rencontrées en zone pélagique.

Toutes espèces confondues, les cladocères herbivores sont un peu plus abondants qu'en 1992 (tableau 5) et présentent toujours de brutales variations d'abondance au cours de l'année, liées au développement saisonnier des daphnies qui dépend en grande partie de l'abondance des cryptophycées.

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1991	1992	1993
Moyenne annuelle	119'000	96'000	109'000
Pic de printemps (Date)	1'401'000 (11.06) (pic majeur)	586'000 (1.06) (pic majeur)	769'000 (7.06) (pic majeur)
Pic d'automne (Date)	177'000 (25.09)	158'000 (22.09)	252'000 (24.11)

Daphnia hyalina constitue l'espèce dominante en 1993. *D. longispina* est plus abondante qu'en 1992 alors que *D. galeata* n'est apparue que rarement durant la saison chaude. *Bosmina longispina* qui avait commencé à se développer durant le second semestre 1992 a poursuivi son essor et a été observé toute l'année avec une abondance plus marquée durant le second semestre 1993.

Succédant à la phase des eaux claires concomitante de la phase de développement saisonnier des daphnies, le déclin estival de ces cladocères herbivores relève de plusieurs causes :

1. Le nombre moyen d'oeufs dans chaque ponte de daphnie parthénogénétique diminue progressivement, passant de 10-12 oeufs par femelle en mai à 2 oeufs par femelle en juin, d'où une réduction progressive de la population adulte liée au faible taux de recrutement de la population (figure 6).

2. Le déclenchement de la reproduction sexuée chez les daphnies parthénogénétiques. Cette reproduction sexuée n'affecte qu'une partie seulement de la population et aboutit à la production d'oeufs à développement différé, contrairement aux oeufs à développement immédiat issus de la reproduction parthénogénétique. Ces oeufs de durée, renfermés dans des structures protectrices (éphippies), ne peuvent participer immédiatement au renouvellement de la population. Ils permettent de conserver dans le milieu des organismes en diapause qui assureront le démarrage de la population lorsque les conditions ambiantes seront redevenues favorables.

   Trois périodes de reproduction sexuée ont été observées en 1993 : en juin durant la phase des eaux claires, lors du déséquilibre entre les ressources alimentaires d'origine nanophytoplanctonique et l'abondance des daphnies, en fin juillet-début août lorsque l'épilimnion est à sa température maximale et en automne lorsque la température des eaux s'abaisse et que les ressources alimentaires s'amenuisent progressivement.

3. La prédation exercée sur les daphnies par les cladocères prédateurs qui commencent à se développer à partir de la mi-mai.

4. La prédation due aux poissons s'exerce en priorité sur les daphnies de grande taille ou les daphnies éphippiales très visibles, celles-ci peu abondantes dans le milieu naturel alors qu'elles peuvent être nombreuses dans les contenus stomacaux.

Nettement moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*) ont vu leurs effectifs régresser en 1993, avec des pics d'abondance environ 3 fois moins importants que l'année précédente, tant pour *L. kindtii que* pour *B. longimanus* (figure 6). Leur abondance accrue dans le milieu naturel durant la phase de stratification des eaux est une des causes principales de la chute drastique de la population de daphnies.

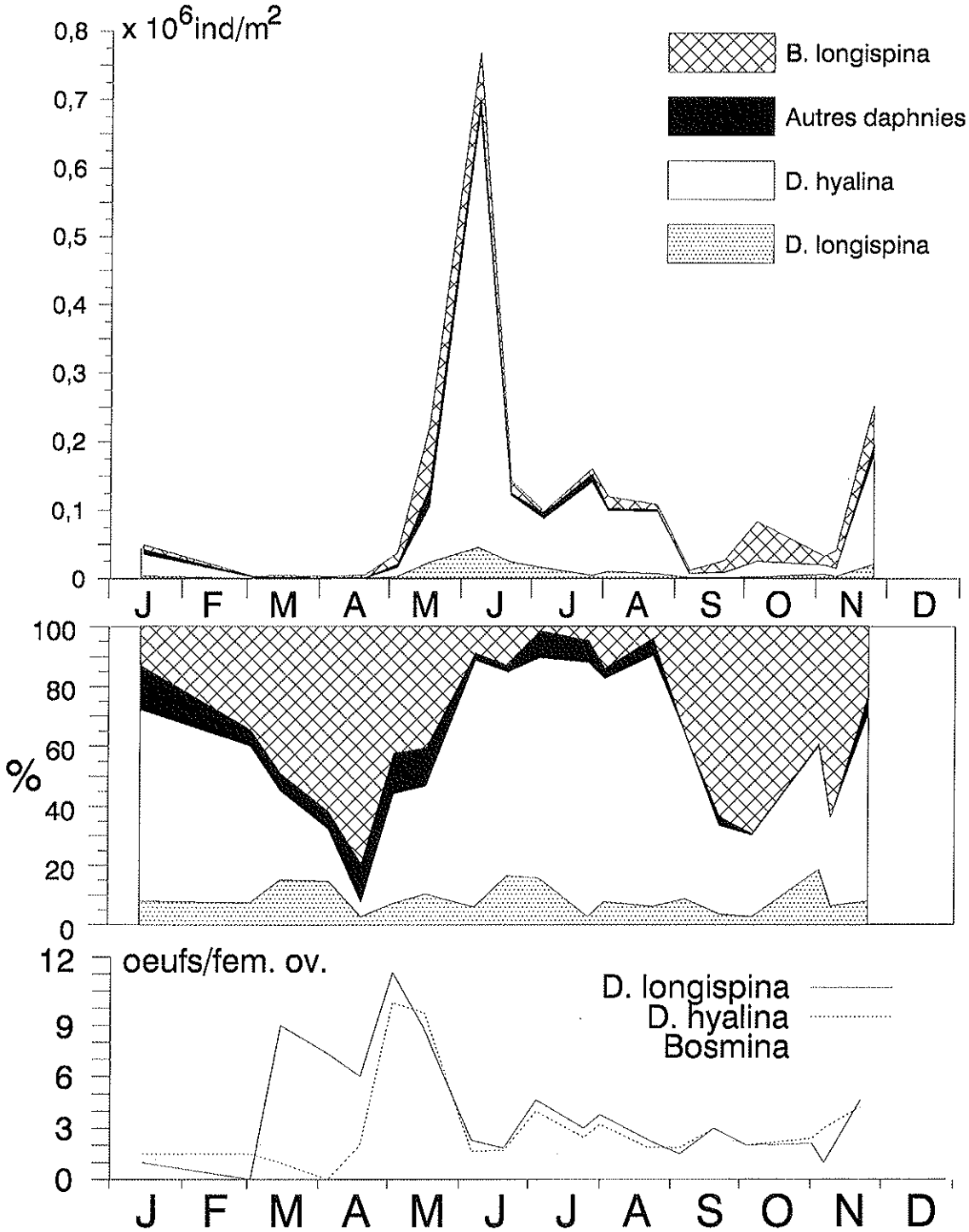


Figure 5 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores et de la fertilité des femelles ovigères (Léman, SHL2, 1993)

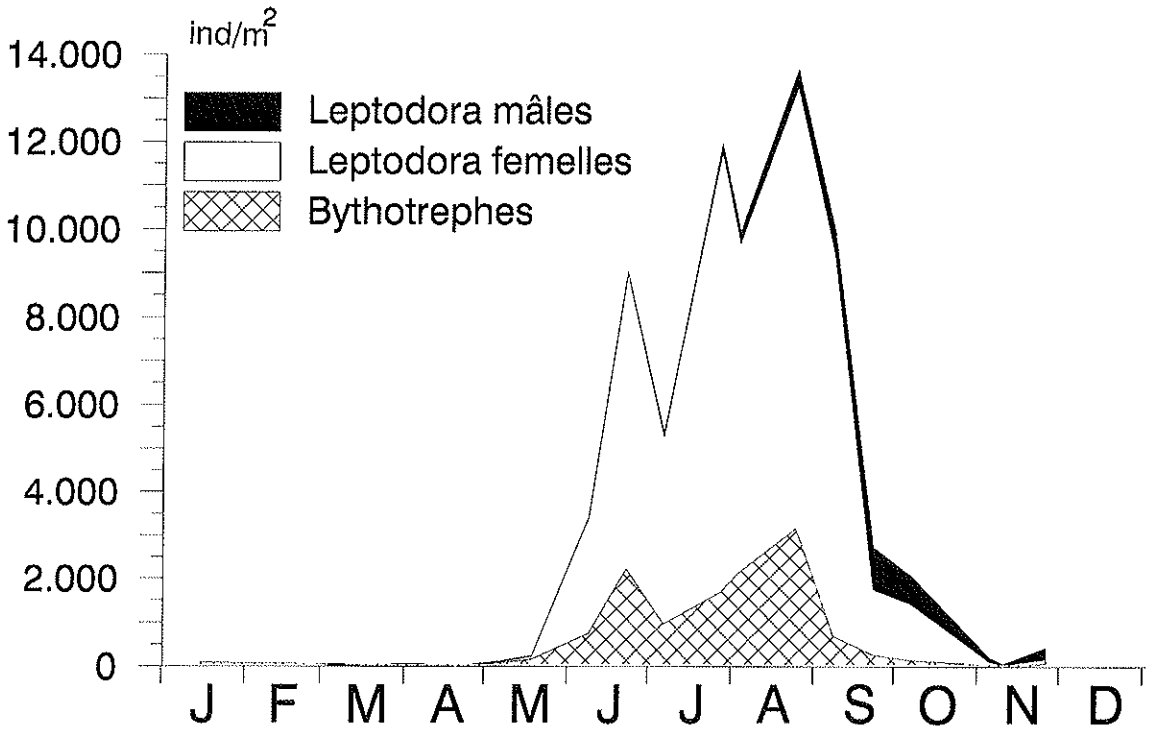


Figure 6 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (Léman, SHL2, 1993)

4.2.3 Calanides

La population d'*Eudiaptomus gracilis* est en régression par rapport à l'année précédente, avec toutefois un accroissement numérique de la population automnale (tableau 6). Cette espèce plurivoltine présente 4 générations en 1993.

Dans son ensemble, cette population présente moins de fluctuations brutales d'abondance en 1993 que durant l'année précédente, la population se répartissant relativement mieux tout au long de l'année (figure 7).

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des calanides (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1991	1992	1993
Moyenne annuelle	177'000	231'000	199'000
Pic d'hiver (date)	172'000 (8.04)	320'000 (17.03)	183'000 (5.04)
Pic de printemps (Date)	489'000 (11.06) (pic majeur)	619'000 (1.06) (pic majeur)	309'000 (7.06)
Pic d'été (date)	108'000 (26.08)	184'000 (7.09)	216'000 (23.08)
Pic d'automne (Date)	329'000 (18.11)	230'000 (14.10)	413'000 (21.09) (pic majeur)

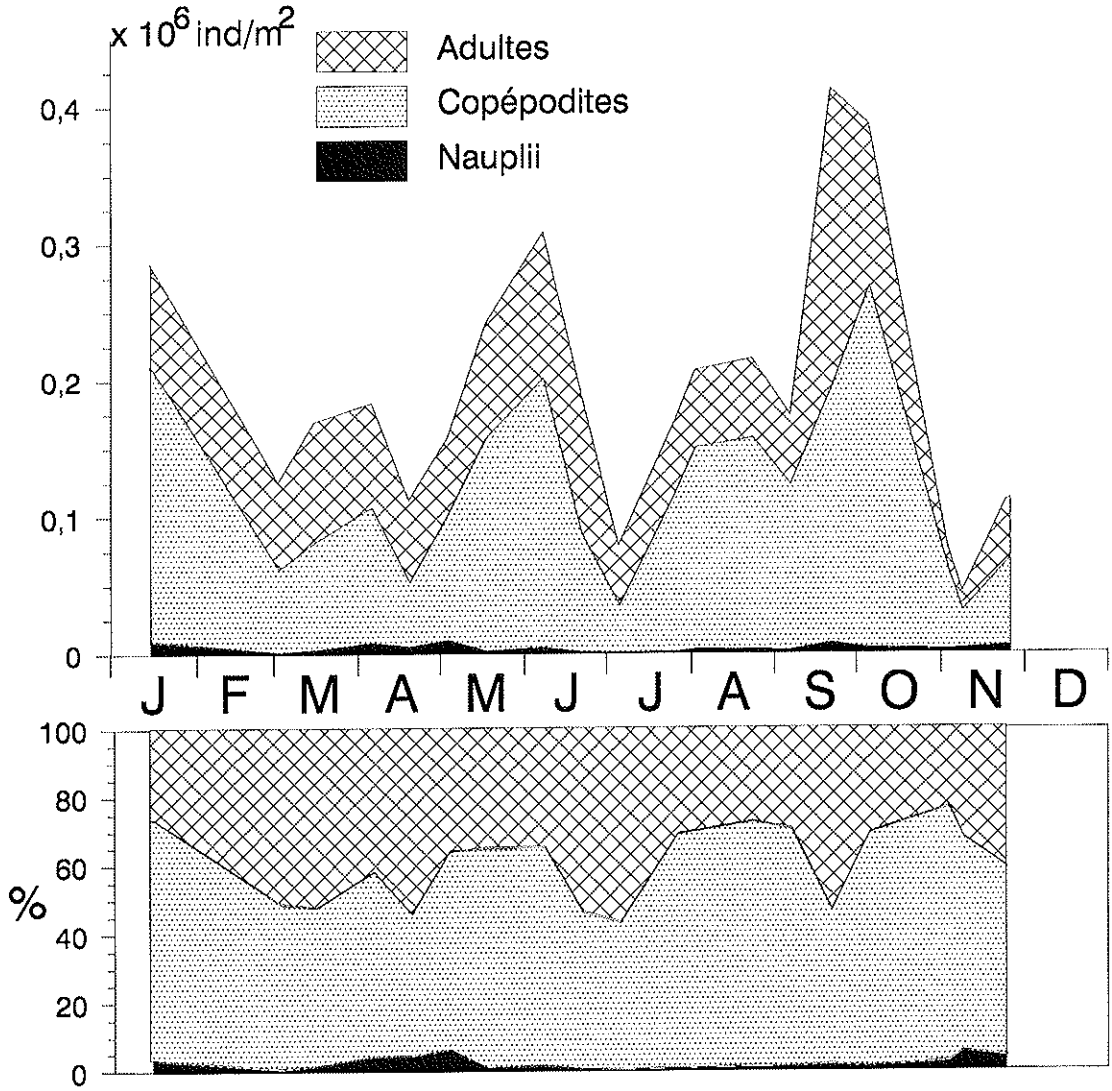


Figure 7 : Evolution saisonnière et importance relative des différents stades de développement des calanides (Léman, SHL2, 1993)

4.2.4 Cyclopides

Les cyclopides sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus* et *C. prealpinus*, les autres espèces (*Megacyclops gigas, Acanthocyclops robustus* et *Mesocyclops leuckarti*) n'apparaissant que durant des périodes limitées et avec des effectifs réduits.

Les cyclopides ont retrouvé une importante population en 1993 (tableau 7). Les variations saisonnières sont toujours aussi marquées, avec une majorité d'organismes apparaissant au milieu du printemps. Cet important pic printanier est dû à l'arrivée dans le domaine planctonique des copépodites (stade 4) de *Cyclops vicinus* initialement confinés dans les sédiments où ils se trouvaient en diapause (figure 8), ainsi qu'à une importante participation des nauplii issus d'une intense période de reproduction.

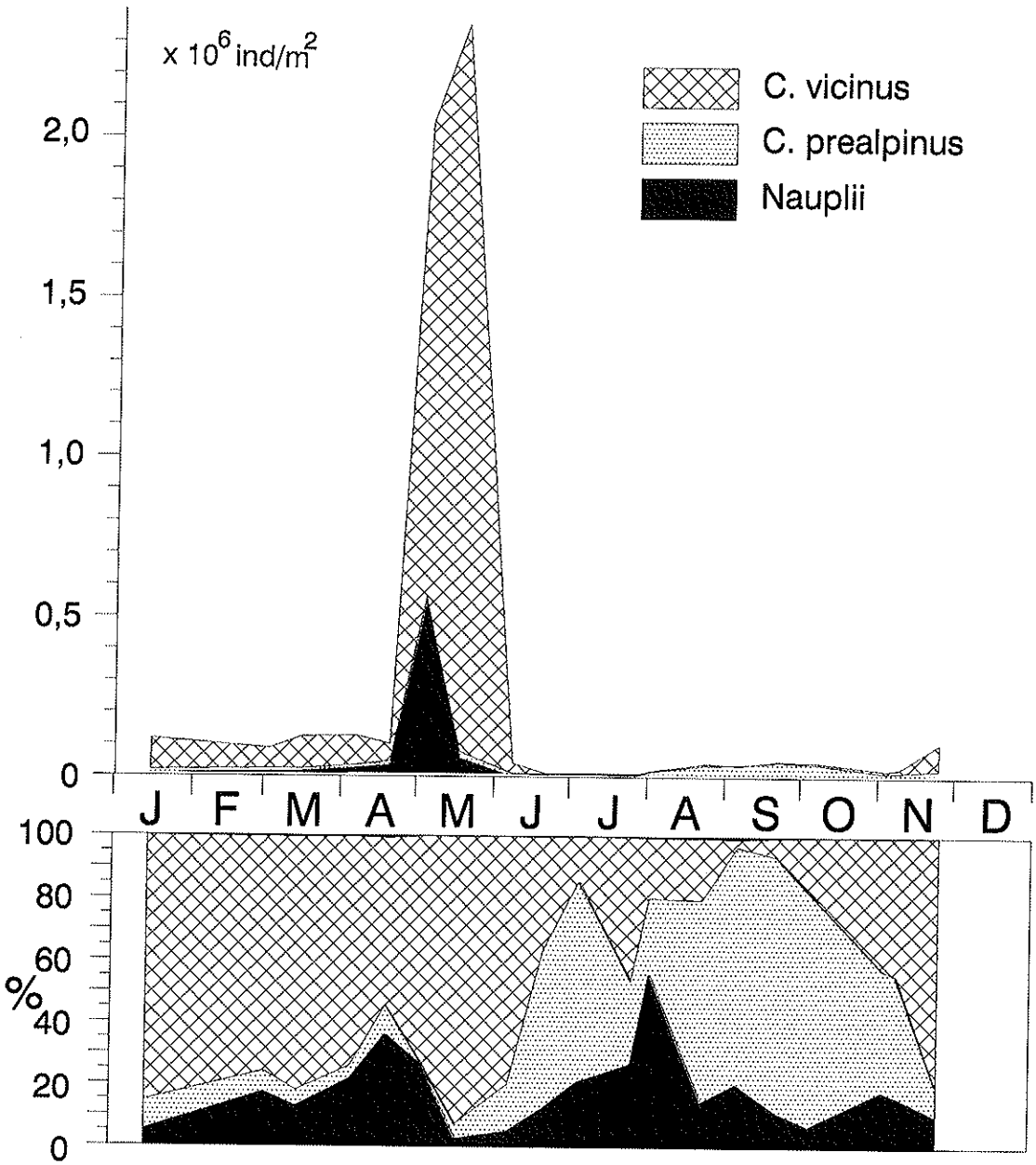


Figure 8 : Abondance saisonnière et importance relative des principales espèces de cyclopides (Léman, SHL2, 1993)

TABLEAU 7 - Evolution de l'abondance des cyclopides (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1991	1992	1993
Moyenne annuelle	311'000	129'000	276'000
Pic de printemps (Date)	1'655'000 (14.05) (pic majeur)	874'000 (4.05) (pic majeur)	2'355'000 (17.05) (pic majeur)
Pic d'automne (Date)	171'000 (26.08)	49'000 (22.09)	106'000 (24.11)

5. LA BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE

Les calculs de biomasse (poids frais) du zooplancton ont été effectués selon la procédure décrite antérieurement (BALVAY, 1992). Les mêmes classes de taille ont été utilisées, les limites de taille doublant d'une classe à la suivante (tableau 8).

TABLEAU 8 - Répartition des grands groupes zooplanctoniques dans les différentes classes de taille

Classe n°	1	2	3	4	5	6	7	8
Limites de classes (mm)	0.06 à 0.12	0.12 à 0.25	0.25 à 0.5	0.5 à 1	1 à 2	2 à 4	4 à 8	8 et +
Rotifères	x	x	x	x				
Calanides		x	x	x	x			
Cyclopides		x	x	x	x			
Cladocères			x	x	x	x		
Bythotrephes					x	x		
Leptodora					x	x	x	x

La figure 9 présente la répartition de la biomasse zooplanctonique entre les différentes classes de tailles et son évolution saisonnière.

La biomasse maximale du zooplancton (poids frais en g/m^2) est toujours constituée d'organismes de taille comprise entre 0.5 et 2 mm. La classe 4 (0.5-1 mm), composée surtout par les daphnies juvéniles et les copépodites de cyclopides et de calanides, a constitué en 1992 la biomasse maximale à la mi-mai. La classe 5 (1-2 mm) renferme essentiellement des daphnies adultes et des copépodes pré-adultes et adultes.

6. CONCLUSIONS

La température moyenne annuelle des eaux de surface (0-20 m) en 1993 (10.7 °C) est identique à celle de l'année précédente (10.8 °C).

Les rotifères sont nettement moins abondants qu'en 1992 alors que les entomostracés sont en augmentation (cladocères herbivores et cyclopides), entraînant un léger accroissement du biovolume sédimenté qui reste toutefois dans la gamme des valeurs observées depuis 1989.

La composition quantitative des rotifères montre une réduction numérique de tous les groupes d'espèces (figure 10). L'évolution du niveau de trophie du Léman exprimé à partir de la composition qualitative et quantitative des rotifères montre une légère amélioration de l'état du lac. En excluant les espèces à statut actuellement indéterminé ainsi que les espèces eurytopes susceptibles de coloniser une grande variété de milieux, la biocénose pélagique rotatorienne a été caractérisée en 1993 par une prépondérance accrue des espèces oligo-mésotrophes et une régression des espèces eutrophes.

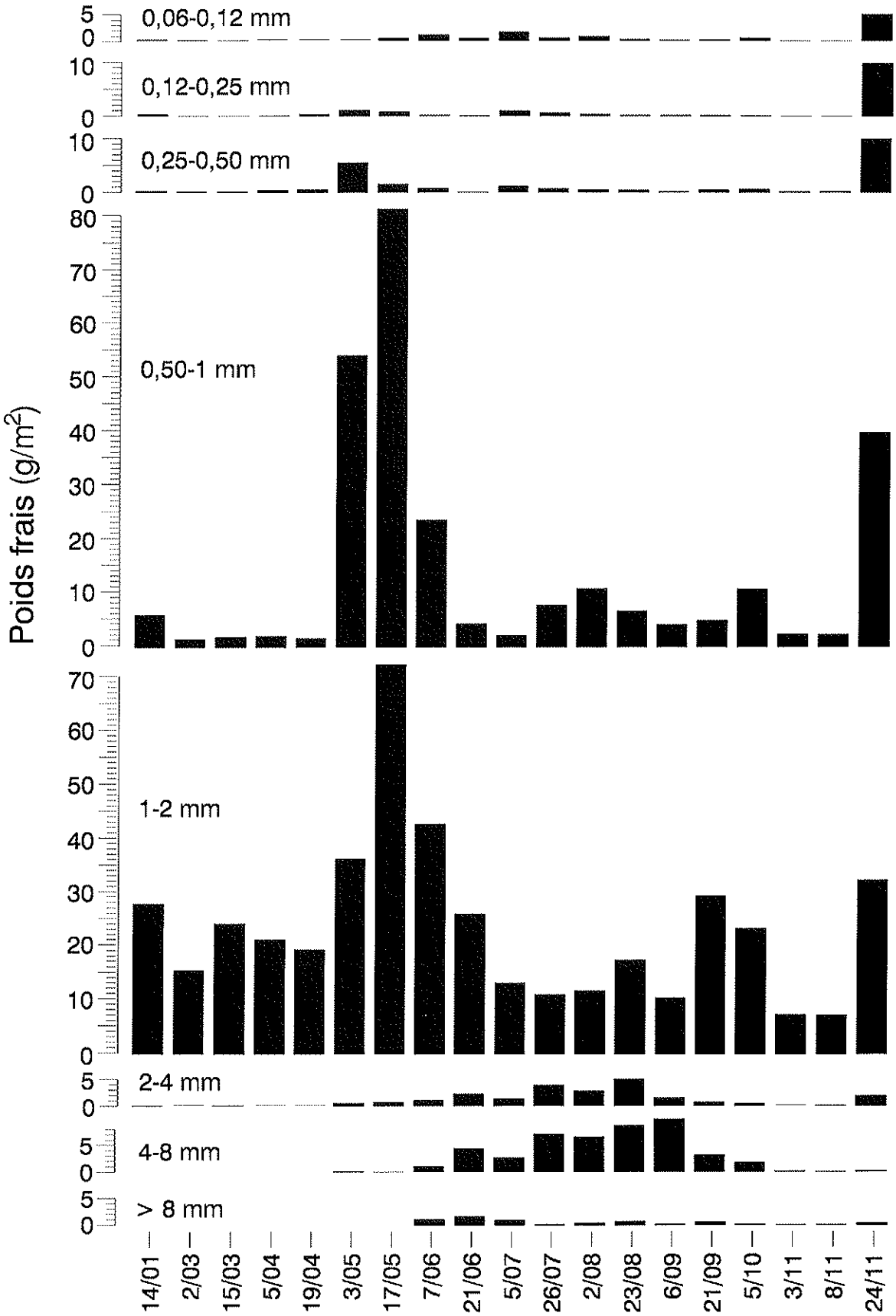


Figure 9 : **Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais) entre les différentes classes de taille (Léman, SHL2, 1993)**

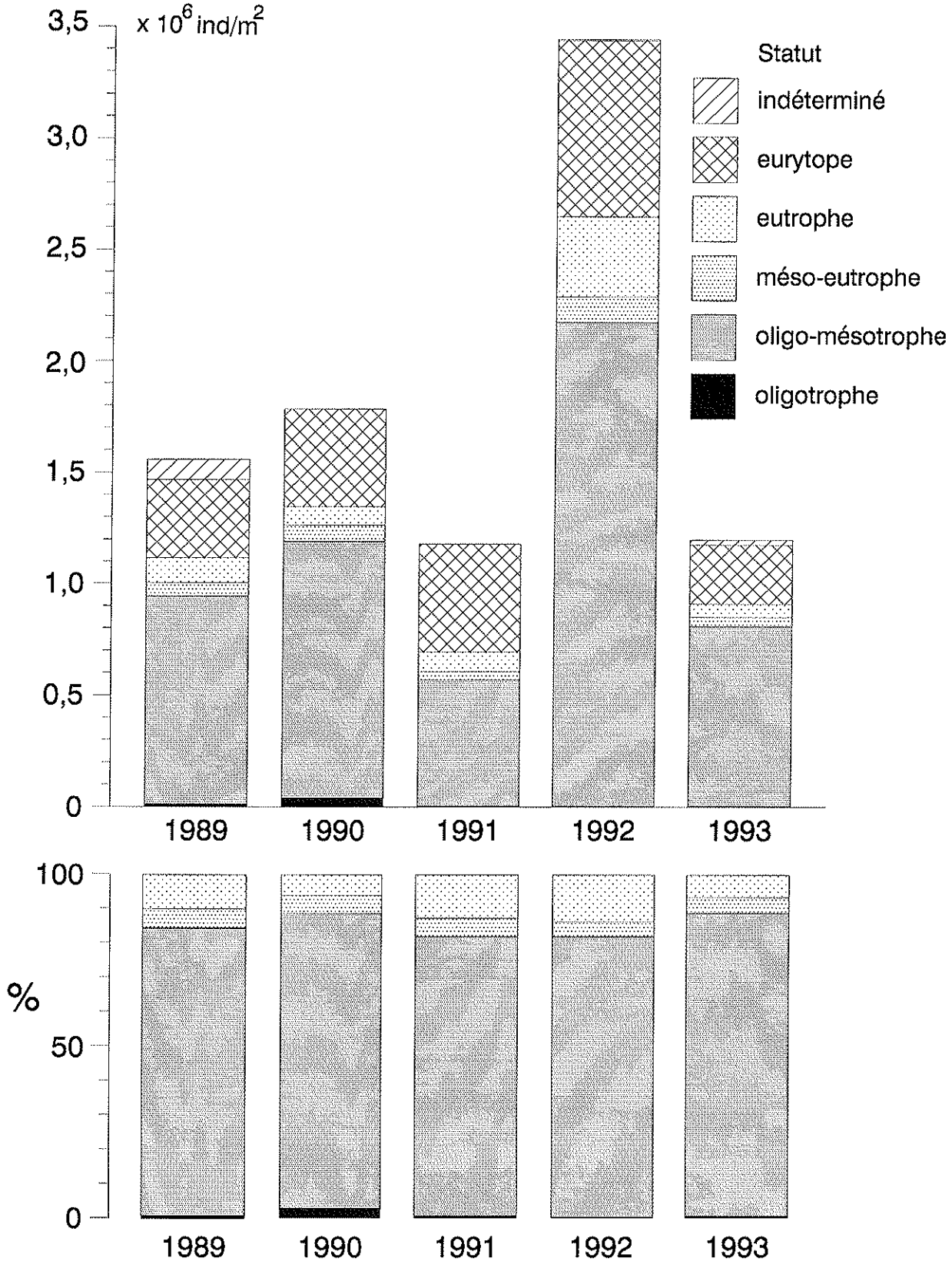


Figure 10 : **Abondance des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie**

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (1992) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 99-113.

BALVAY, G. (1993) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 97-112.

BALVAY, G. et DRUART, J.C. (1994) : Troisième complément à l'inventaire du plancton du Léman. Arch. Sci. Genève, 47 (1), 1-9.

FOREL, F.A. (1876) : Esquisse de la faune littorale. Bull. Soc. vaud. Sci. nat., 14 (76), 201-210.

YUNG, E. (1917) : Les Cladocères du lac de Genève. Arch. Sci. phys. nat. Genève, 42, 252-253.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, **1994**, 123-127.

EVOLUTION DE L'ETAT DU LEMAN ENTRE 1983 ET 1993 INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTES DE VERS DE LA ZONE PROFONDE [1]

PAR

Claude LANG et Olivier REYMOND

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE, CONSERVATION DE LA FAUNE,
Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

Résumé

Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) de la zone profonde (150 m) du Léman ont été étudiées en 1983, 1988, 1990 et 1993. L'abondance relative des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes est plus élevée entre 1988 et 1993 qu'en 1983, c'est-à-dire qu'au début de la baisse des concentrations en phosphore. Ces résultats montrent que la restauration de l'état biologique du Léman s'amorce au niveau des sédiments profonds. Cependant, l'amélioration constatée à 150 m de profondeur est moins accentuée que celle observée en 1991 à 40 m. En d'autres termes, la trace des atteintes subies persiste davantage dans la zone profonde que dans la zone sublittorale.

1. INTRODUCTION

Lorsqu'un lac évolue d'un état oligotrophe en direction d'un état eutrophe, les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) des sédiments profonds se modifient d'une façon prévisible (LANG, 1990). En effet, l'abondance relative des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes, appelées plus simplement espèces oligotrophes, diminue en fonction de l'augmentation des concentrations en phosphore. C'est ainsi que l'abondance relative moyenne de ces espèces passera de 70 % dans un lac oligotrophe à 35 % dans un lac mésotrophe avant que, finalement, ces espèces ne disparaissent de la zone profonde des lacs eutrophes. Sur cette base, l'état du Léman peut être caractérisé à partir de l'abondance relative des espèces oligotrophes.

Depuis 1979, les concentrations en phosphore diminuent dans l'eau du Léman (BLANC et al., 1994). La composition des communautés de vers devrait donc refléter ce renversement de l'eutrophisation. C'est le cas à 40 m de profondeur. En effet, l'abondance relative des espèces oligotrophes a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991 (LANG et REYMOND, 1992). Dans le lac de Neuchâtel, l'abondance de ces espèces, à 40 m de profondeur, a également passé de 16 % en 1984 à 33 % en 1992 en réponse à la diminution du phosphore (LANG et REYMOND, 1993).

---

[1] Etude réalisée dans le cadre des activités de surveillance du Service cantonal vaudois des forêts et de la faune

Dans ce rapport, nous analysons l'évolution des communautés de vers situées à une profondeur de 150 m afin de savoir si l'amélioration observée en 1991 à 40 m est perceptible dans la zone profonde du Léman. Le détail des méthodes, des résultats et des interprétations est présenté ailleurs (LANG et REYMOND, soumis). Pour cette raison, nous limiterons notre exposé à l'essentiel.

2. STATIONS ET METHODES

Cette étude est basée sur un total de 726 prélèvements, de 16 cm^2 chacun, effectués en 1983, 1988, 1990 et 1993 dans la région ouest du Grand Lac, entre 140 m et 170 m de profondeur (profondeur moyenne : 150 m). Le grand axe (4 km) de la zone étudiée est parallèle à une ligne allant de l'embouchure de l'Aubonne, sur la rive nord, à l'embouchure du Redon, sur la rive sud. La zone étudiée, large de 0.6 km, commence à 3 km de la rive nord, s'étend sur 4 km et se termine à 5 km de la rive sud (46° 24' - 46° 26' N, 6° 23' - 6° 24' E). Les prélèvements, régulièrement répartis à l'intérieur de cette zone, sont effectués au moyen d'un carottier qui prend simultanément deux carottes de sédiment de 16 cm^2 chacune.

Le sédiment récolté dans chaque carotte est tamisé (ouverture de maille : 0.2 mm) afin de séparer les vers du sédiment. Les tubificidés et les lumbriculidés présents dans chaque carotte sont identifiés et comptés jusqu'au niveau de l'espèce. Les espèces peuvent être réparties en trois groupes d'après leur sensibilité vis-à-vis des conditions du milieu (tableau 1).

Dans chaque carotte, l'abondance relative des espèces oligotrophes est calculée en rapportant le nombre de vers appartenant à des espèces oligotrophes au nombre total de vers présents. Ce rapport est exprimé sous forme de pourcentage.

L'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes dans une série de prélèvements est calculée de deux façons : soit en se basant sur toutes les carottes, soit en se limitant à celles qui renferment des espèces oligotrophes. La première valeur indique la place des espèces oligotrophes par rapport à l'ensemble des communautés de vers, la deuxième valeur décrit la situation des communautés oligotrophes proprement dites.

Dans ce rapport, nous avons surtout basé notre analyse sur cette deuxième valeur. Pour cette raison, nous sommes arrivés à des conclusions différentes de celles formulées dans un autre article (LANG, 1991).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

La figure 1 montre que l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes est plus élevée entre 1988 et 1993 qu'en 1983, c'est-à-dire qu'au début de la baisse de concentration en phosphore. Cependant, lorsque l'ensemble des carottes est considéré, les abondances relatives moyennes observées entre 1988 et 1993 sont plus faibles que celles (41 %) obtenues en 1991 à 40 m de profondeur (LANG et REYMOND, 1992). Au contraire, les différences avec 1991 ne sont pas significatives lorsque seules les carottes renfermant des espèces oligotrophes sont prises en compte (LANG et REYMOND, soumis). En d'autres termes, l'augmentation des espèces oligotrophes en 1988 - 1993 n'est vraiment nette que si l'on considère seulement les carottes renfermant des espèces oligotrophes. Ces différences s'expliquent par le fait que les espèces oligotrophes sont présentes dans 78 % des carottes à 40 m de profondeur, mais seulement dans 46 % d'entre elles à 150 m. De plus, la plus sensible des espèces oligotrophes, *Peloscolex velutinus* (LANG et REYMOND, 1992), est présente dans 65 % des carottes à 40 m, mais seulement dans 8 % d'entre elles à 150 m.

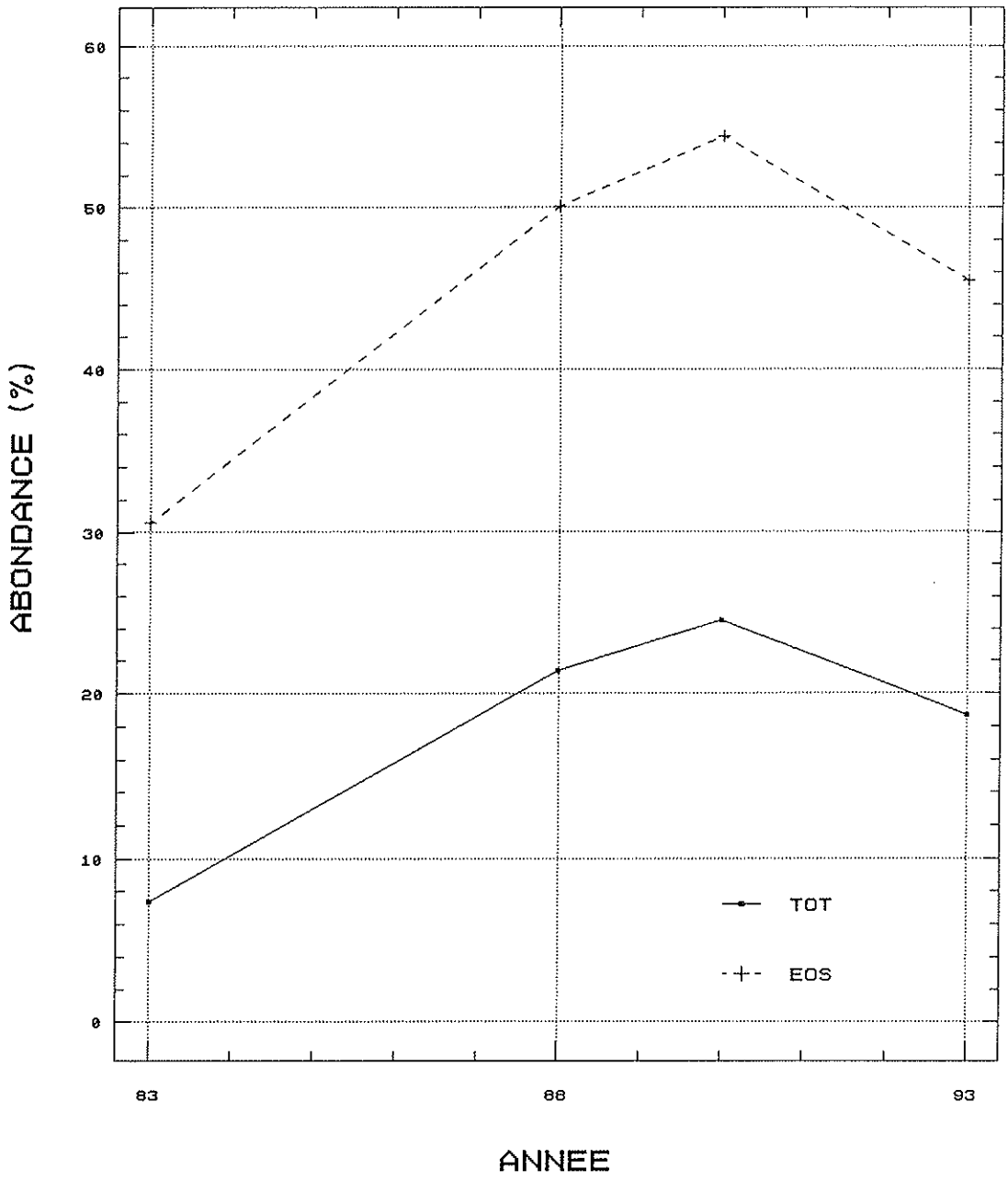


Figure 1 : Variations de l'abondance relative (%) moyenne des espèces de vers oligotrophes dans le Léman entre 1983 et 1993 à 150 m de profondeur
TOT : toutes les carottes incluses, EOS : celles avec des espèces oligotrophes seulement.
Nombre de carottes prélevées par année (TOT/EOS) : 1983 : 199/48, 1988 : 110/47, 1990 : 189/85, 1993 : 288/94

Ces différences suggèrent que les communautés de vers de la zone profonde (150 m) répondent d'une façon moins claire et plus lente à la baisse des concentrations en phosphore que celles de la zone sublittorale (40 m). Deux explications sont possibles. Premièrement, les sédiments de la zone profonde ont sans doute besoin de plus de temps pour revenir à un état favorable aux espèces oligotrophes que ceux de la zone sublittorale. Le grand nombre de carottes dépourvues d'espèces oligotrophes supporte cette interprétation. Deuxièmement, les espèces oligotrophes ont de plus grandes distances à parcourir dans la zone profonde que dans la zone littorale pour recoloniser les sédiments dont elles ont été éliminées. La rareté de *Peloscolex velutinus* va dans le sens de cette interprétation.

Comment expliquer la légère baisse (figure 1) de l'abondance relative des espèces oligotrophes observée en 1993 à 150 m de profondeur ? S'il s'agissait d'une détérioration de l'état de la zone profonde, l'abondance absolue des espèces oligotrophes aurait diminué et celle des espèces eutrophes augmenté (LANG et REYMOND, soumis). Or ce n'est pas le cas. L'abondance relative des espèces oligotrophes ne diminue en 1993 que parce que l'abondance absolue de l'espèce mésotrophe *Potamothrix vejdovskyi* augmente. Cette espèce est devenue plus abondante à la suite du réchauffement de l'eau dans la zone profonde entre 1986 et 1993 (BLANC et al., 1994). En effet, tout accroissement de température favorise la reproduction de cette espèce (LANG et REYMOND, soumis). Pour ces raisons, la légère baisse de l'abondance relative des espèces oligotrophes observée en 1993 n'indique pas une détérioration de l'état de la zone profonde du Léman mais, au contraire, l'influence de facteurs climatiques.

4. CONCLUSIONS

L'augmentation de l'abondance relative des espèces de vers oligotrophes dans la zone profonde (150 m) du Léman montre que l'état biologique des sédiments s'est amélioré à partir de 1988. Cependant, l'amélioration constatée est moins nette qu'à 40 m de profondeur. Les sédiments de la zone profonde gardent davantage la trace des atteintes subies que ceux de la zone sublittorale. En d'autres termes, la restauration complète de la zone profonde prendra du temps.

REMERCIEMENTS

Laurent Cavallini, Claude Krending et Philippe Tavel nous ont aidé à effectuer les prélèvements nécessaires à cette étude.

Tableau 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de vers (tubificidés et lumbriculidés) du Léman

	Indique une tendance		
Espèces	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
Bythonomus lemani Grube	+		
Bichaeta sanguinea Bretscher	+		
Stylodrilus heringianus Claparède	+		
Peloscolex velutinus (Grube)	+		
Potamothrix vejdovskyi (Hrabe)		+	
Spirosperma ferox (Eisen)		+	
Psammoryctides barbatus (Grube)		+	
Limnodrilus hoffmeisteri (Claparède)			+
Potamothrix hammoniensis (Michaelsen)			+
Potamothrix heuscheri (Bretscher)			+
Tubifex tubifex (Müller)			+

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshw. Biol., 24, 327-334.

LANG, C. (1991) : Decreasing phosphorus concentrations and unchanged oligochaete communities in Lake Geneva : how to monitor recovery ? Arch. Hydrobiol., 122, 305-312.

LANG, C. et REYMOND, O. (1992) : Reversal of eutrophication in Lake Geneva : evidence from the oligochaete communities. Freshw. Biol., 28, 145-148.

LANG, C. et REYMOND, O. (1993) : Recovery of Lake Neuchâtel (Switzerland) from eutrophication indicated by the oligochaete communities. Arch. Hydrobiol., 128, 65-71.

LANG, C. et REYMOND, O. (soumis) : Contrasting responses of oligochaete communities to the abatement of eutrophication in Lake Geneva.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, **1994**, 129-142.

APPORTS AU LEMAN PAR LES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES

Campagne 1993

PAR

Paul BLANC

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

Résumé

La campagne 1993 de mesure des apports atmosphériques dans le Léman a donné des résultats qui sont du même ordre de grandeur que ceux des années précédentes. Des divergences importantes subsistent entre stations en ce qui concerne l'azote et le phosphore en particulier.

Toutes stations confondues environ 500 tonnes d'azote minéral, 600 tonnes d'azote total, 40 tonnes de phosphore total et 280 tonnes de chlorure sont parvenues au Léman par les retombées atmosphériques.

1. METHODOLOGIE

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

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

Les points de prélèvement pris en compte par le programme quinquennal (1991-1995) de la CIPEL sont limités aux seuls points riverains du lac.

Pour le canton de Genève, le point situé à Anières a été maintenu; par contre, suite aux observations formulées en 1988 et 1991, le point de Bellevue prévu initialement a été remplacé par un point situé à Port-Choiseul.

Pour le canton de Vaud, deux sites ont été retenus pour le présent plan quinquennal (Rolle et Villeneuve). Cependant, les analyses ont également été fournies pour deux autres stations déjà exploitées les années passées (Cully et Chessel).

Les coordonnées des points situés sur la figure 1 sont données dans le tableau 1.

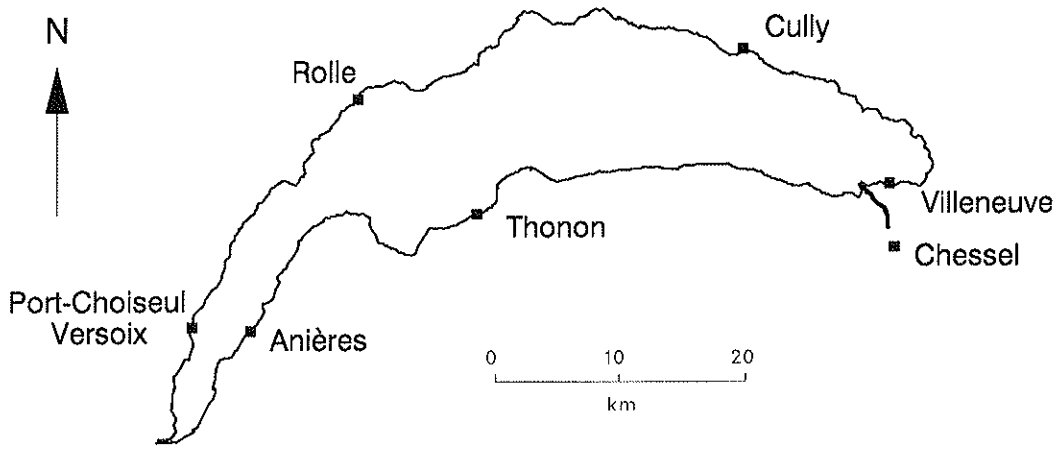


Figure 1 : Situation des jauges de prélèvement

TABLEAU 1 - Emplacement des jauges de prélèvement

Station	Laboratoire	Coordonnées	Distance au lac	Remarques
Anières	Genève	506.750/126.550	30 m	propriété privée SIGE
Versoix	Genève	502.200/126.900	10 m	Port-Choiseul (toit du hangar à bateaux des pompiers de l'aéroport)
Chessel	Vaud	558.100/133.280	2 km	propriété privée
Cully	Vaud	546.100/149.060	200 m	STEP
Rolle	Vaud	515.340/145.100	0 m	jetée
Villeneuve	Vaud	557.680/138.420	0 m	jetée Grand-Canal
Thonon	France	524.700/135.900	10 m	port de l'INRA

Genève = Service de l'Ecotoxicologue Cantonal

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

France = Institut de Limnologie INRA, Thonon les Bains

La technique de prélèvement décrite précédemment (CUPELIN et al., 1989) a été maintenue.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

Les figures 2 à 9 donnent graphiquement et numériquement les résultats mensuels détaillés pour l'ensemble des stations et les paramètres mesurés qui sont : la pluviométrie et les flux (mg/m^2) en chlorure, azote nitrique, azote nitreux, azote ammoniacal, azote minéral total, azote total et phosphore total. Les retombées totales annuelles sont aussi fournies pour chaque station.

Les apports annuels par station sont regroupés dans le tableau 2 et représentés graphiquement à la figure 10.

Comme en 1991 les résultats de 1993 présentent une très grande dispersion interstations, aussi bien à l'échelle mensuelle (Fig. 2 à 9) qu'annuelle (Fig. 10).

La plus grande dispersion est observée pour les formes du phosphore et l'azote ammoniacal, et par conséquence pour l'azote minéral total.

A Cully des valeurs anormalement élevées du phosphore total sont observées en juin et juillet de même pour l'azote ammoniacal en mai, juin et juillet. Ces retombées excessives sont très probablement dues au positionnement de l'appareil de prélèvement à proximité des bassins de boues activées de la STEP. En conséquence, les résultats de cette station ne seront pas utilisés pour l'évaluation des apports au Léman.

Les apports moyens annuels interstations (mg/m^2) sont donnés en n'utilisant que les stations retenues pour le programme quinquennal (1991-1995) de la CIPEL (Tableau 3).

Dans ce tableau figurent les moyennes et une estimation de l'écart-type et du coefficient de variation interstations; en bas figurent également les retombées annuelles totales en tonnes à la surface du plan d'eau (582 km^2).

Le tableau 4 récapitule les apports estimés depuis 1976.

TABLEAU 2 - Récapitulation des apports annuels pour toutes les stations

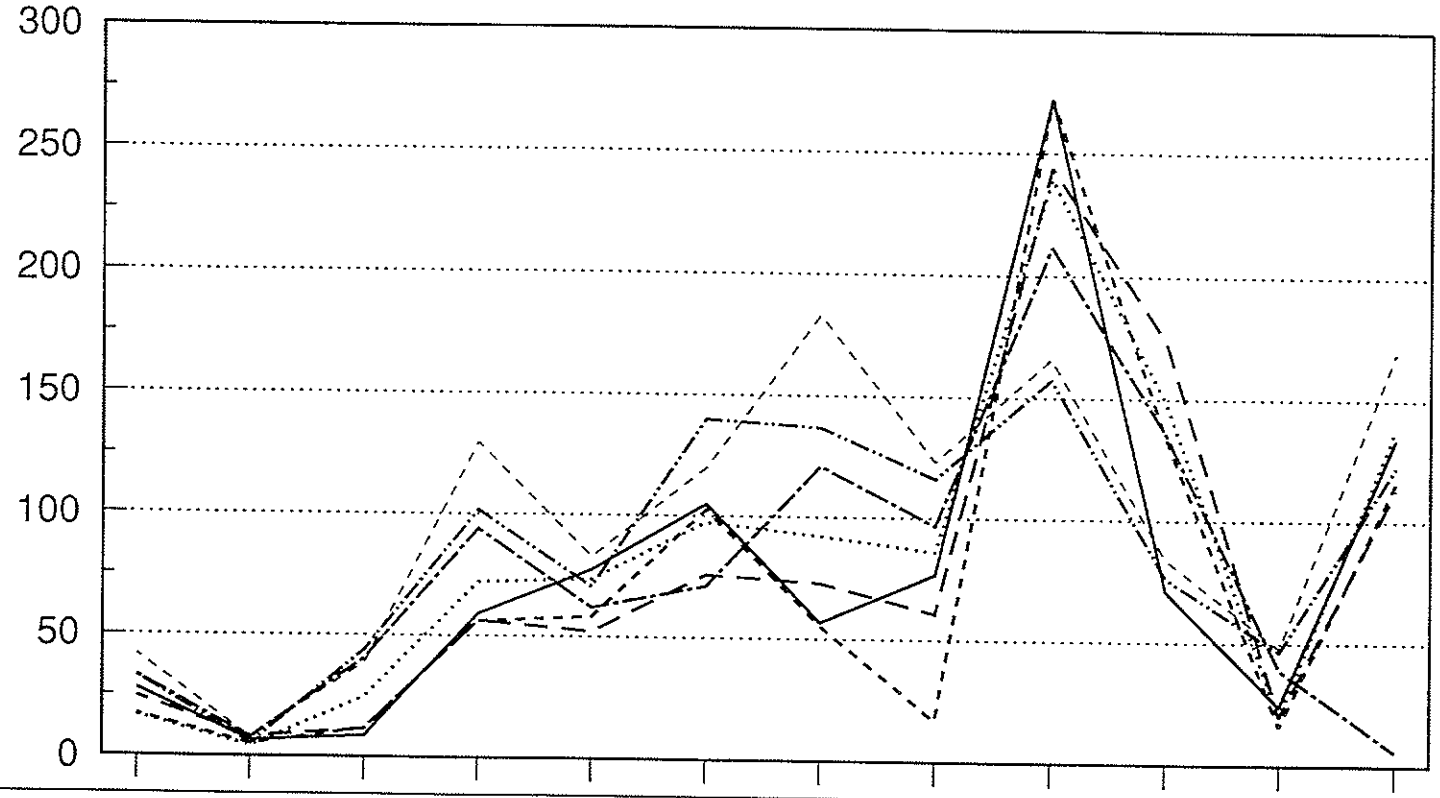
Stations	Pluie mm	Cl mg/m^2	NO_3 mgN/m^2	NO_2 mgN/m^2	NH_4 mgN/m^2	N min. mgN/ m^2	N total mgN/m^2	P total mgP/m^2
Versoix *	917.8	412.9	774.9				1'476.2	99.3
Anières *	860.1	140.3	287.1				704.8	23.0
Thonon *	1'011.7	487.4	383.9	22.9	200.6	607.4	925.9	49.0
Rolle *	911.1	636.4	423.0	14.3	378.4	815.7		75.3
Villeneuve *	1'048.8	710.7	574.5	21.8	535.2	1'131.5		76.3
Cully	916.8	691.4	418.9	33.7	1'580.7	2'033.3		222.2
Chessel	1'193.2	919.1	1'058.7	11.9	228.2	1'298.8		17.9

* = stations du programme quinquennal (1991-1995) de la CIPEL

Figure 2

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

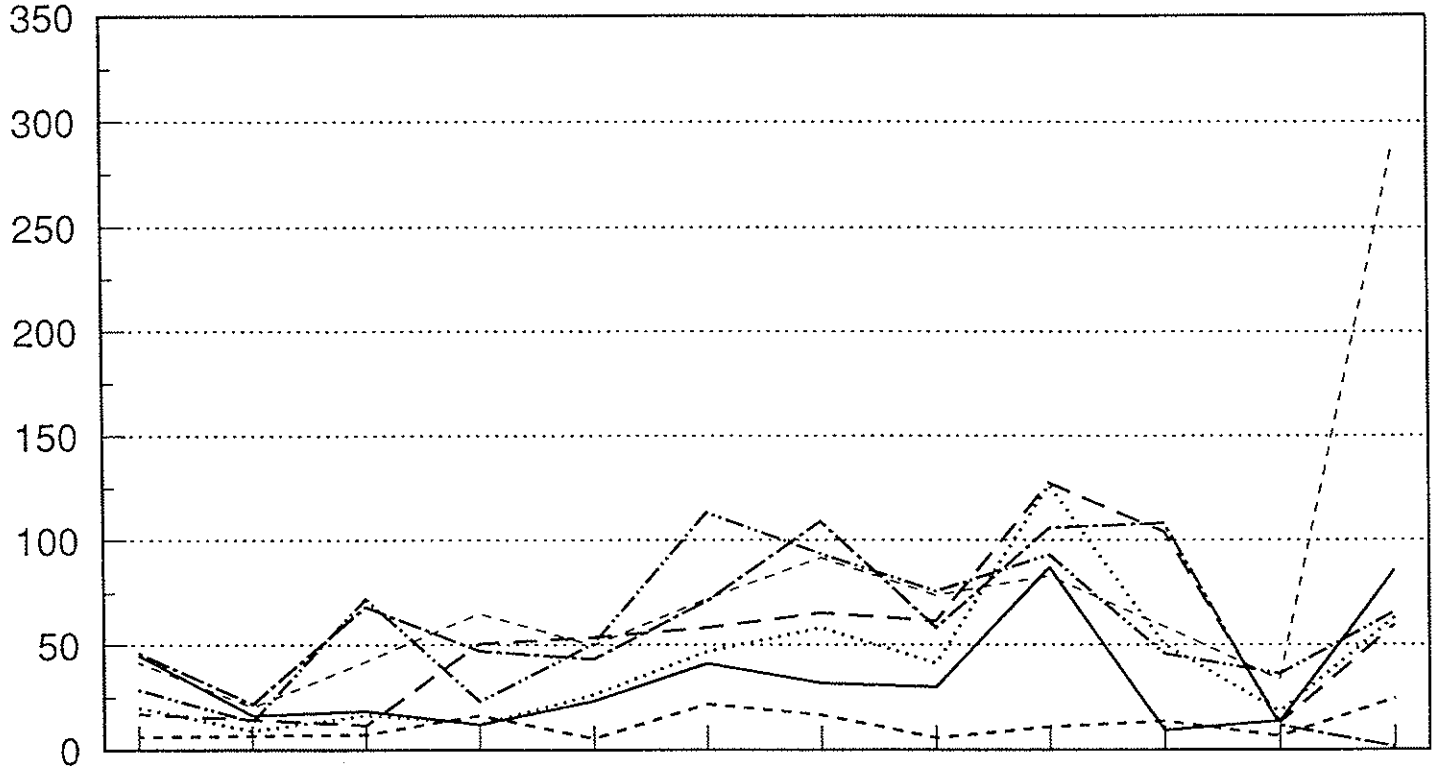
Pluviométrie mm



	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix	28	6	9	59	77	105	57	77	272	71	24	134	918
Anières	17	5	12	56	58	103	55	17	272	134	16	116	860
Thonon	17	4	25	72	74	98	92	86	240	149	20	138	1012
Rolle	24	8	11	56	52	76	73	61	244	174	20	113	911
Villeneuve	33	5	44	102	70	140	137	116	157	76	46	122	1049
Cully	33	8	40	94	62	71	121	97	212	136	39	6	917
Chessel	42	8	38	130	83	120	183	123	166	84	48	170	1193

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Chlorure mg/m2

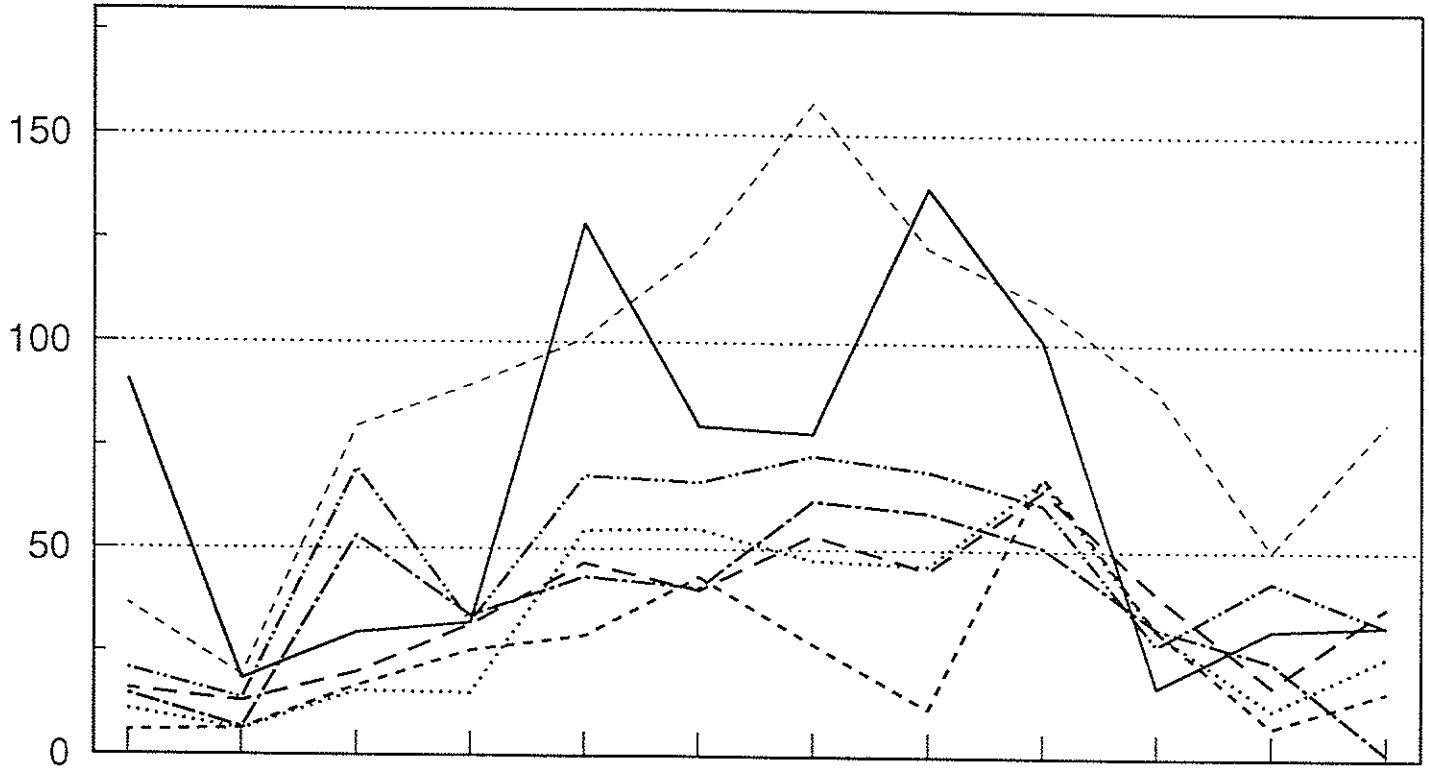


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix ———	45.1	16.3	18.3	11.8	23.2	41.0	31.7	29.9	87.1	9.2	13.6	85.7	413
Anières - - - - - -	6.1	6.8	7.2	16.3	5.2	21.6	16.6	5.5	10.9	13.4	6.3	24.4	140
Thonon ·····	20.0	8.8	16.5	12.2	26.2	46.6	58.3	41.0	126.5	50.1	18.2	63.0	487
Rolle – — —	16.9	14.4	11.7	50.6	53.5	58.2	65.2	61.5	127.4	104.3	13.1	59.6	636
Villeneuve —··—··—	28.8	13.3	72.2	23.0	50.6	113.2	93.5	75.5	93.1	45.7	36.2	65.7	711
Cully —·—·—	46.1	21.8	68.3	47.0	43.2	71.1	109.0	58.1	105.8	108.4	11.6	1.1	691
Chessel - - - - - -	41.5	20.3	42.1	64.9	49.7	72.0	91.6	73.8	83.1	58.8	33.4	288.1	919

Figure 3

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Azote nitrique mgN/m2

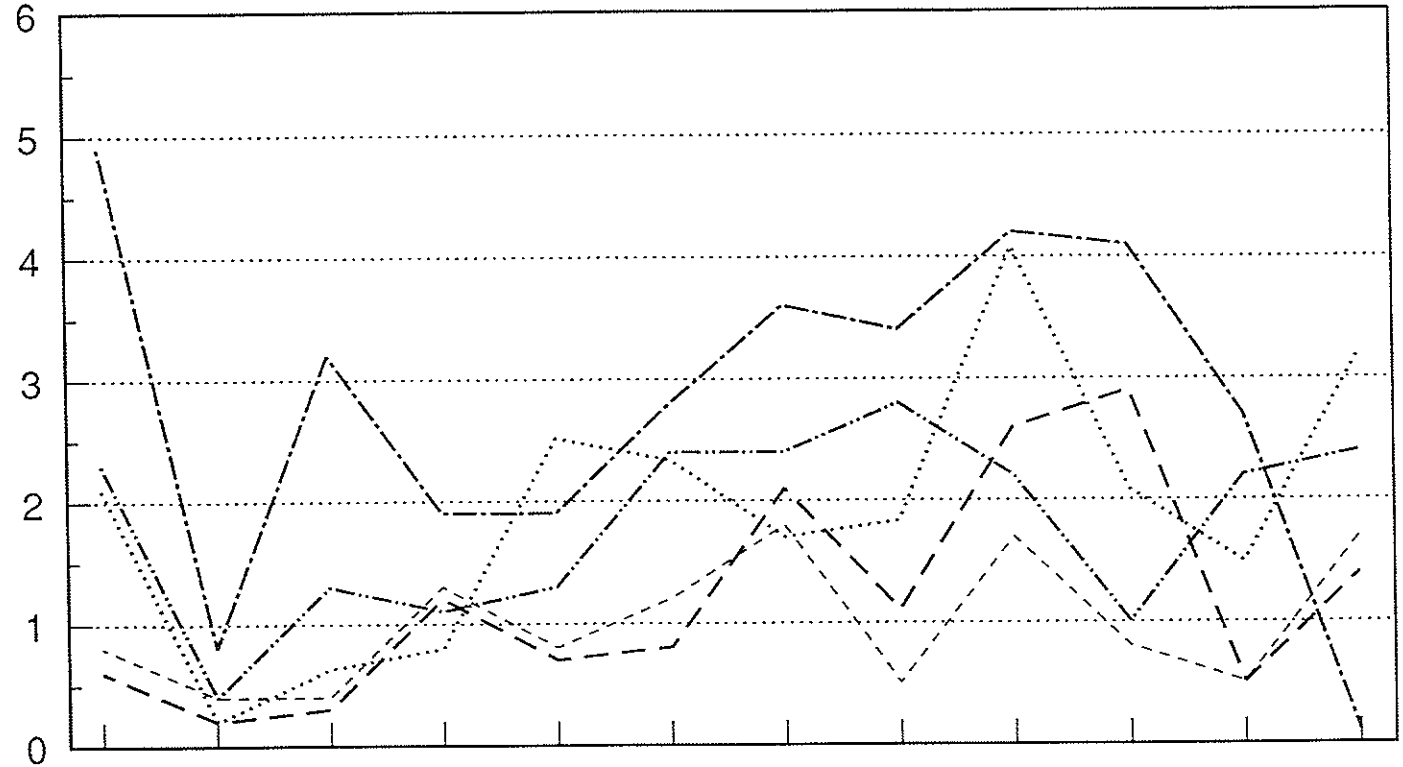


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix	90.8	18.3	29.5	31.9	128.5	79.8	78.1	137.3	100.7	17.0	30.9	32.1	775
Anières	5.7	6.3	16.6	25.2	29.0	43.2	27.0	11.5	68.1	30.8	7.5	16.2	287
Thonon	10.8	6.2	15.3	14.9	54.4	54.9	47.3	46.1	67.1	30.7	11.8	24.5	384
Rolle	15.8	12.9	19.9	31.6	46.5	40.0	53.4	44.9	64.5	39.5	17.4	36.6	423
Villeneuve	20.7	13.5	69.5	32.3	67.6	66.1	72.7	69.0	61.1	27.2	42.6	32.0	575
Cully	14.5	6.5	53.1	33.8	43.2	40.5	61.8	59.0	50.8	31.2	23.3	1.3	419
Chessel	36.5	19.0	79.7	89.5	101.0	122.4	157.6	123.0	109.6	89.0	50.1	81.3	1059

Figure 4

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Azote nitreux mgN/m2

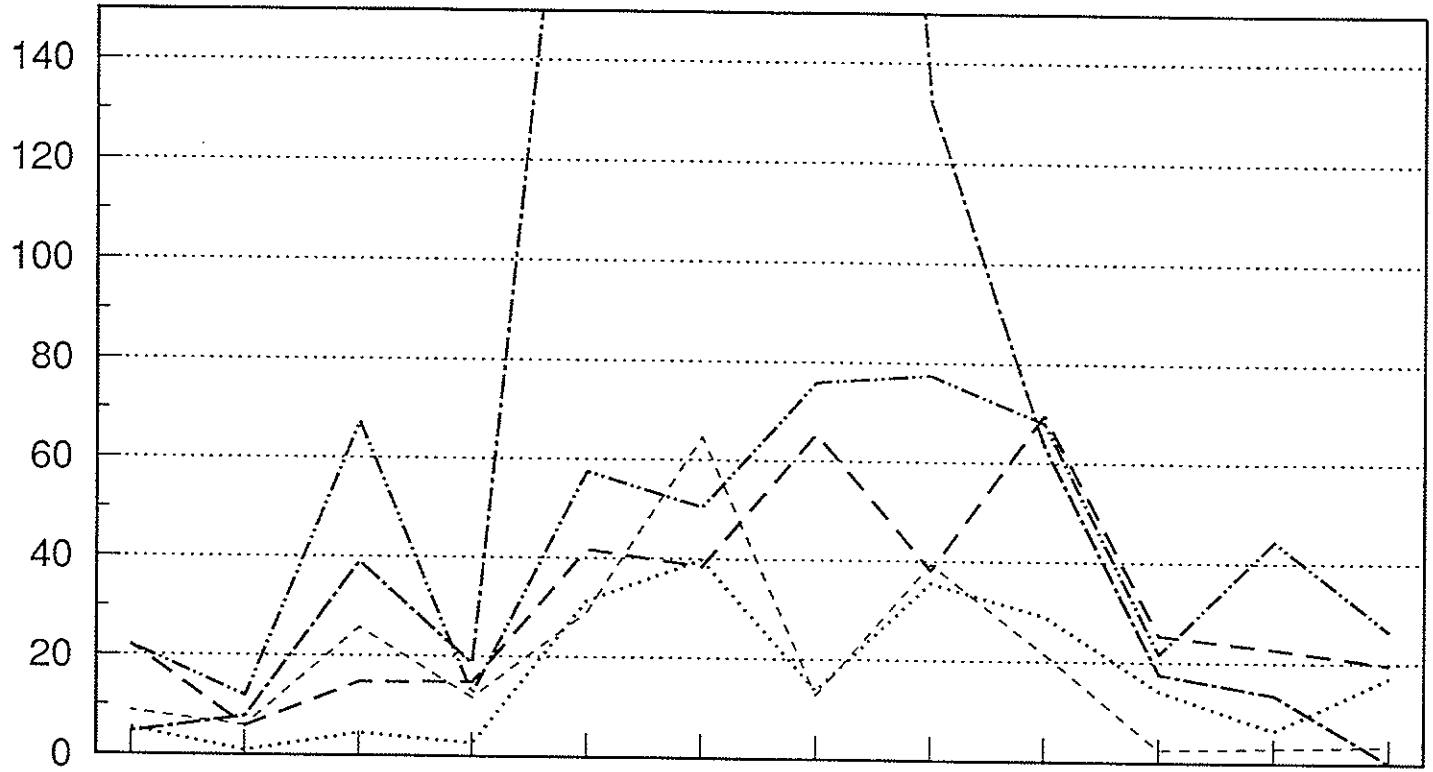


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix													
Anières													
Thonon ·····	2.1	0.2	0.6	0.8	2.5	2.3	1.7	1.8	4.1	2.1	1.5	3.2	22.9
Rolle – — —	0.6	0.2	0.3	1.2	0.7	0.8	2.1	1.1	2.6	2.9	0.5	1.4	14.3
Villeneuve —··—··—	2.3	0.4	1.3	1.1	1.3	2.4	2.4	2.8	2.2	1.0	2.2	2.4	21.8
Cully —·—·—	4.9	0.8	3.2	1.9	1.9	2.8	3.6	3.4	4.2	4.1	2.7	0.1	33.7
Chessel - - - - - -	0.8	0.4	0.4	1.3	0.8	1.2	1.8	0.5	1.7	0.8	0.5	1.7	11.9

Figure 5

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Azote ammoniacal mgN/m2

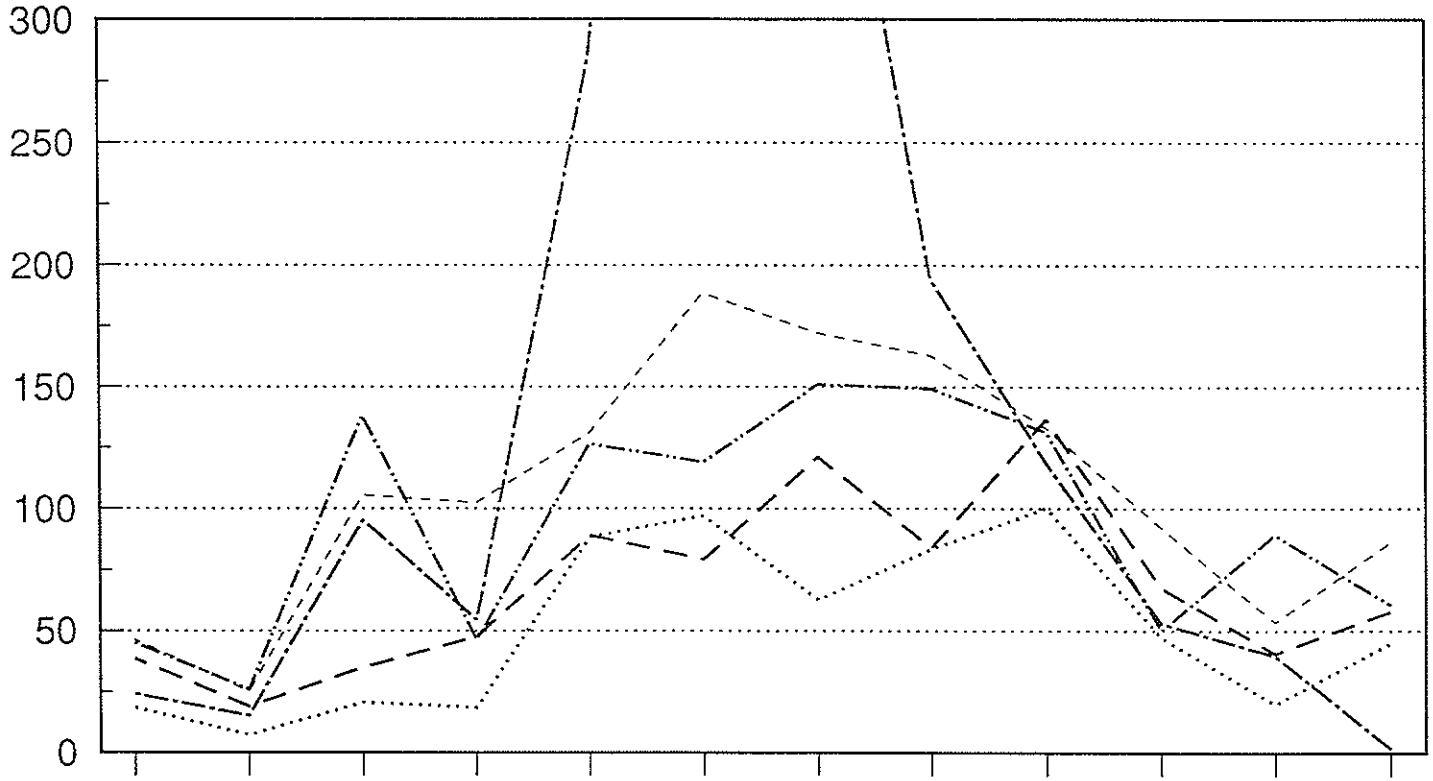


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix													
Anières													
Thonon ·····	5.30	0.80	4.52	2.54	31.38	39.82	13.73	35.51	29.09	14.31	6.44	17.12	201
Rolle — — —	22.00	5.80	14.70	14.80	41.80	38.40	65.60	38.10	69.70	25.30	22.70	19.60	378
Villeneuve —··—··—	21.90	11.90	67.20	12.60	57.50	50.50	75.80	77.40	68.00	21.60	44.40	26.40	535
Cully —·—·—	4.60	7.70	39.00	18.60	238.80	654.10	391.20	132.00	63.50	17.60	13.60	0.10	1581
Chessel - - - - - -	8.70	5.90	25.70	11.70	29.00	64.80	12.80	39.40	21.60	2.50	2.90	3.40	228

Figure 6

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Azote minéral total mg/m2

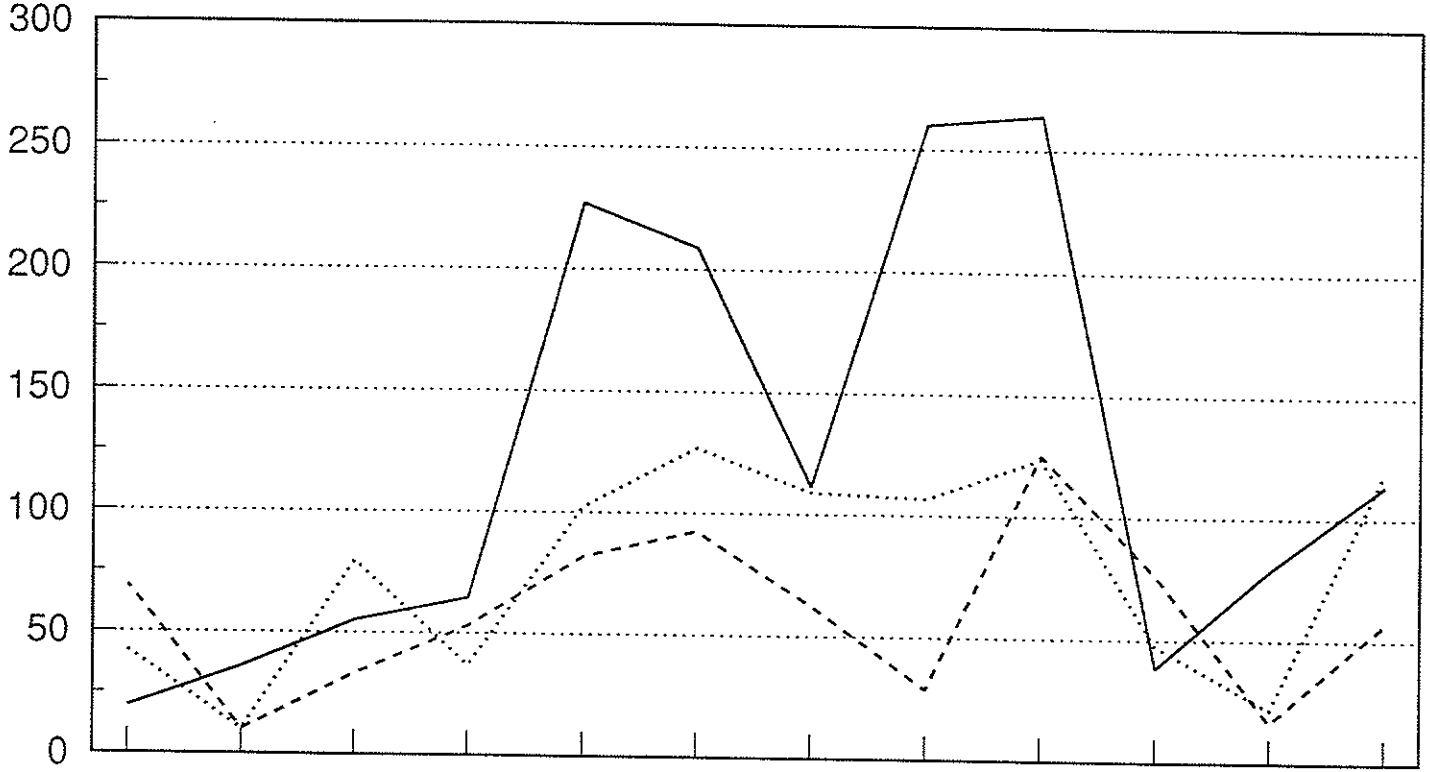


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix													
Anières													
Thonon ·····	18,3	7,2	20,5	18,3	88,3	97,0	62,7	83,4	100,2	47,1	19,7	44,8	607
Rolle — — —	38,4	18,9	34,8	47,6	89,1	79,2	121,1	84,1	136,7	67,6	40,6	57,7	816
Villeneuve —··—··—	44,9	25,8	138,1	46,0	126,4	119,1	150,9	149,2	131,3	49,9	89,2	60,7	1132
Cully —·—·—	24,0	15,0	95,3	54,3	283,8	697,5	456,5	194,5	118,5	52,8	39,6	1,5	2033
Chessel - - - - - -	46,0	25,2	105,7	102,5	130,8	188,4	172,2	162,9	132,9	92,4	53,4	86,4	1299

Figure 7

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Azote total mgN/m2

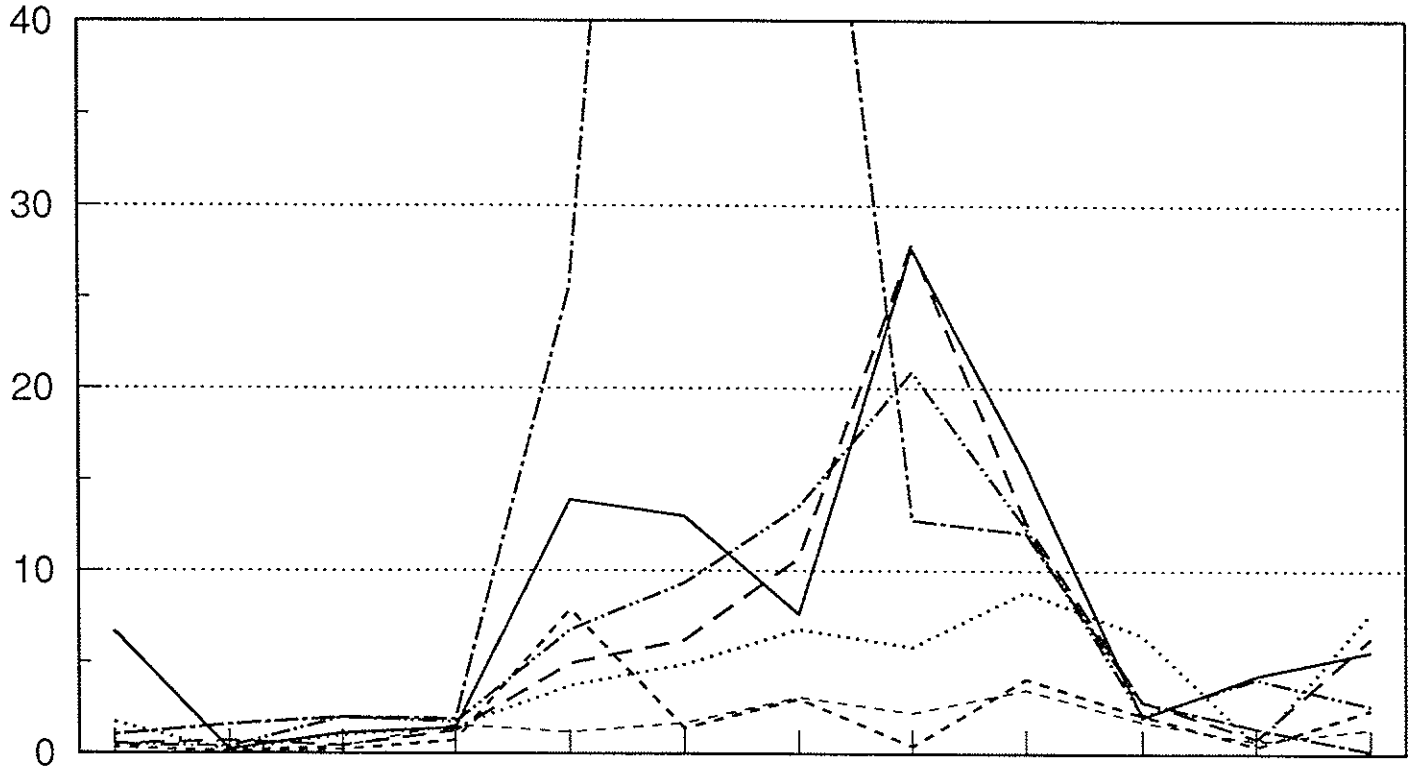


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix ———	19,3	35,5	55,0	64,3	226,8	209,0	111,5	260,0	264,0	38,2	78,8	113,8	1476
Anières - - - - - -	69,0	10,0	33,1	52,8	81,8	92,5	62,4	28,7	125,2	76,3	16,2	56,8	705
Thonon ·····	42,2	10,0	79,6	36,5	102,3	126,9	109,1	107,0	123,8	47,4	21,7	119,4	926
Rolle													
Villeneuve													
Cully													
Chessel													

Figure 8

DEPOSITIONS MENSUELLES EN 1993 Toutes Stations

Phosphore total mg/m2

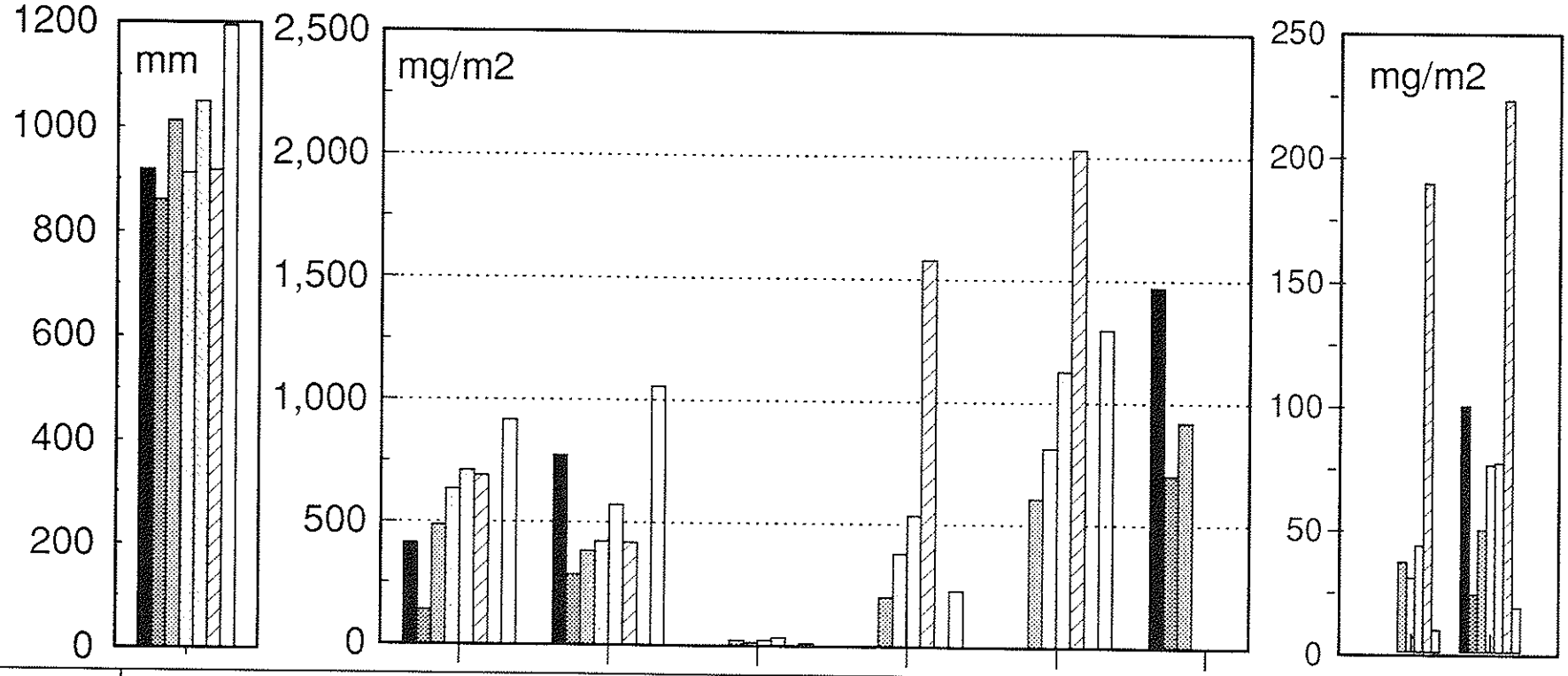


	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc	Année
Versoix	6,70	0,20	1,10	1,40	13,90	13,00	7,60	27,70	15,80	2,00	4,30	5,60	99.3
Anières	0,30	0,10	0,20	0,70	7,90	1,40	3,00	0,40	4,10	2,10	0,40	2,40	23.0
Thonon	1,72	0,10	0,99	1,42	3,73	4,87	6,80	5,83	8,85	6,49	0,49	7,70	49.0
Rolle	0,52	0,67	0,43	1,25	4,92	6,20	10,69	27,88	12,68	2,88	0,83	6,33	75.3
Villeneuve	0,49	0,37	1,98	1,71	6,75	9,31	13,52	20,90	12,38	2,14	4,09	2,62	76.3
Cully	1,02	1,58	1,97	1,88	25,54	95,70	65,27	12,78	12,06	2,85	1,40	0,14	222.2
Chessel	0,33	0,13	0,38	1,56	1,16	1,68	3,11	2,21	3,49	1,76	0,67	1,36	17.9

Figure 9

Figure 10

APPORTS ATMOSPHERIQUES ANNUELS EN 1993 Toutes Stations



	Pluie	Cl	N-NO3	N-NO2	N-NH4	N minéral	N total	P ortho	P total
Versoix	918	413	775				1 476		99
Anières	860	140	287				705		23
Thonon	1 012	487	384	23	201	607	926	36	49
Rolle	911	636	423	14	378	816		30	75
Villeneuve	1 049	711	575	22	535	1 132		43	76
Cully	917	691	419	34	1 581	2 033		188	222
Chessel	1 193	919	1 059	12	228	1 299		8.6	18

TABLEAU 3 - Calculs des apports - stations du programme quinquennal seules

	Pluie mm	Cl mg/m²	NO_3 mgN/m²	NO_2 mgN/m²	NH_4 mgN/m²	N min. mgN/m²	N total mgN/m²	P total mgP/m²
Moyennes générales	949.9	477.5	488.7	19.7	371.4	851.5	1'035.6	64.6
Ecarts-types	70	199	170	4	137	215	324	26
Ecarts-types %	7	42	35	19	37	25	31	41
Retombées sur le Léman	Pluie mm	Cl tonnes	NO_3 tonnes N	NO_2 tonnes N	NH_4 tonnes N	N min. tonnes N	Ntotal tonnes N	Ptotal tonnes P
	949.9	277.9	284.4	11.5	216.1	495.6	602.7	37.6

TABLEAU 4 - Récapitulatif 1976 - 1993

Années	Pluie mm	Cl tonnes	NO_3 tonnes N	NO_2 tonnes N	NH_4 tonnes N	N min. tonnes N	Ntotal tonnes N	Ptotal tonnes P
1976 A	851		265	41	1'333	1'638		106
1977 B	1'206		67	5	223	296		20
1978 C	1'014		83	30	226	338		44
1979 C	1'054		195	17	592	804		65
1980 C	1'250		200	33	538	771		70
1982 C	1'123		185		499	685		45
1988 D	1'081	391	240		315	568	665 *	32
1989 D	693	299	338	9	373	718	585 *	38
1991 E	847	289	259	16	352	595	770 *	61
1993 F	950	278	284	11	216	496 ***	603 **	38

A = moyennes Genève Hôtel de ville, Pully, Chessel, Thonon-CRG
B = moyennes Genève Hôtel de ville, Thonon-CRG
C = moyennes canton de Genève (Hôtel de ville, Bellevue, Anières), Pully, Chessel, Thonon-CRG
D = moyennes GE (Anières), VD (Rolle, Cully, Villeneuve, Chessel), F (Thonon-INRA)
E = moyennes GE (Anières, Pâquis; Versoix-Port Choiseul), VD (Rolle, Villeneuve), F (Thonon-INRA)
F = moyennes GE (Anières, Versoix-Port Choiseul), VD (Rolle, Villeneuve), F (Thonon-INRA)

Azote total * Calcul avec Thonon seule
** Calcul avec Versoix, Anières et Thonon

Azote minéral *** Calcul avec Thonon, Rolle et Villeneuve

3. CONCLUSIONS

La campagne 1993 de mesure des apports atmosphériques au Léman a donné des résultats qui sont du même ordre de grandeur que ceux des années précédentes. Cependant les divergences importantes entre stations subsistent pour tous les éléments et plus particulièrement pour l'azote et le phosphore.

Pour les stations retenues au programme quinquennal (1991-1995) de la CIPEL , ce sont environ 500 tonnes d'azote minéral, 600 tonnes d'azote total, 40 tonnes de phosphore total et 280 tonnes de chlorure qui sont parvenues au Léman par les retombées atmosphériques.

BIBLIOGRAPHIE

CUPELIN, F. et BLANC, P. (1989) : Apports au Léman par déposition atmosphérique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 173-181.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 143-160.

ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE

Campagne 1993

PAR

Alain ORAND et Michel COLON

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

RESUME

Les apports au Léman par les rivières sont mesurés à partir de prélèvements en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements mensuels (24 heures proportionnels aux débits) sur douze affluents secondaires.

En dehors d'une période très pluvieuse en septembre, octobre et décembre, le reste de l'année 1993 a été plutôt sec. Toutefois, le débit moyen annuel de l'ensemble des quatre affluents principaux est similaire à ceux de 1990 à 1992.

Les apports en phosphore total par les quatre rivières principales (1'303.7 t) placent l'année 1993 au 2e rang depuis 1980. Les apports par les rivières secondaires représentent 22.7 % du total des apports au Léman. Ils sont en très nette augmentation par rapport à 1991 et 1992. Une part importante de cette augmentation est due à la période pluvieuse de fin d'année.

Certaines rivières présentent des concentrations moyennes en phosphore dissous assez élevées et, en particulier, on relève au-delà de 100 µg P/l : la Morges (203 µg P/l), le Nant d'Aisy (184 µg P/l), l'Hermance (166 µg P/l), la Dullive (135 µg P/l) et la Chamberonne (101 µg P/l). Dans le cadre du Plan d'action "Le Léman demain", des actions significatives d'assainissement doivent être entreprises, entre autres, dans ces bassins versants.

L'étude des formes du phosphore particulaire s'est faite en 1993 sur quatre des rivières secondaires : la Chamberonne, le Foron, la Promenthouse et la Veveyse. L'apatite (minéral phosphaté insoluble, non disponible pour la croissance des algues) représente respectivement 46 et 38 % du phosphore particulaire dans la Chamberonne et le Foron; la proportion atteint 71 et 81 % pour la Promenthouse et la Veveyse.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 57 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de onze secondaires. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total relativement élevées : le Nant d'Aisy (13.6 mg N/l), l'Hermance (5.6 mg N/l), la Venoge (4.8 mg N/l), la Morges (4.7 mg N/l)) et la Chamberonne (4.1 mg N/l).

Les apports en chlorures sont relativement stables depuis 1988. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales est identique à celle des rivières secondaires (resp. 6.3 et 6.2 mg Cl/l).

Pour le bassin du Rhône en aval du lac (jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy), les analyses effectuées sur les différentes rivières ont permis de préciser la contribution des divers bassins versants dans l'enrichissement de celles-ci en éléments fertilisants.

La contribution du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

24 % de la charge en phosphore soluble
22 % de la charge en phosphore total
51 % de la charge en nitrates
62 % de la charge en chlorures
71 % de la charge en sulfates.

Les apports en phosphore dissous de la totalité du bassin versant en aval du lac jusqu'à Chancy sont de 290 tonnes, soit près de trois fois plus que les apports des seize rivières étudiées du bassin du Léman.

1. GENERALITES

En 1993, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône amont à la Porte du Scex, la Dranse au pont de Vongy pour les prélèvements d'eau et au pont de Bioge pour les débits, l'Aubonne et la Venoge. Les prélèvements de la Dranse sont effectués en amont du rejet de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Les exportations sont déterminées sur le Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu proportionnellement au débit.

Plusieurs affluents secondaires ont été suivis : l'Hermance, le Nant d'Aisy, la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse, l'Eau Froide, le Grand Canal, le canal Stockalper et, sur la côte française, le Foron (figure 1). Les résultats des recherches sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe en fin de rapport. En effet, il n'est pas possible, pour l'évolution à long terme, de traiter l'ensemble des rivières car les affluents secondaires ne sont analysés, pour certains, que depuis une ou deux années. Par contre, compte tenu de l'importance relative des rivières secondaires par rapport aux rivières principales (le Rhône amont mis à part), nous avons inclus les flux des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve et l'Allondon permettent de déterminer les bilans des apports de l'agglomération genevoise.

Les prélèvements ainsi que les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- du Service de l'Ecotoxicologue cantonal, Genève
- du Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Epalinges (Vaud)
- du Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais
- de l'Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-bains
- de l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf, dans le cadre du programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF)
- de l'Institut F.A. FOREL, Université de Genève, Versoix.

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

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (0.45 μm). Par contre les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute. Pour les métaux dans le Rhône amont, les analyses sont effectuées sur les eaux brutes acidifiées.

Le programme de surveillance de la Commission internationale consiste au suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, du Rhône émissaire et de deux affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires et mis à disposition.

	Proport. au débit intégré sur 1 semaine	Proport. au débit sur 24 h (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin Léman			
Rhône Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Versoix			x
Stockalper		x	
Veveyse		x	
Promenthouse		x	
Grand-Canal		x	
Foron	x		
Chamberonne		x	
Eau Froide		x	
Morges		x	
Dullive		x	
Hermance			x
Nant d'Aisy			x
Rhône émissaire	x [1]		
Bassin Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône Chancy	x [1]		

[1] = intégré sur deux semaines

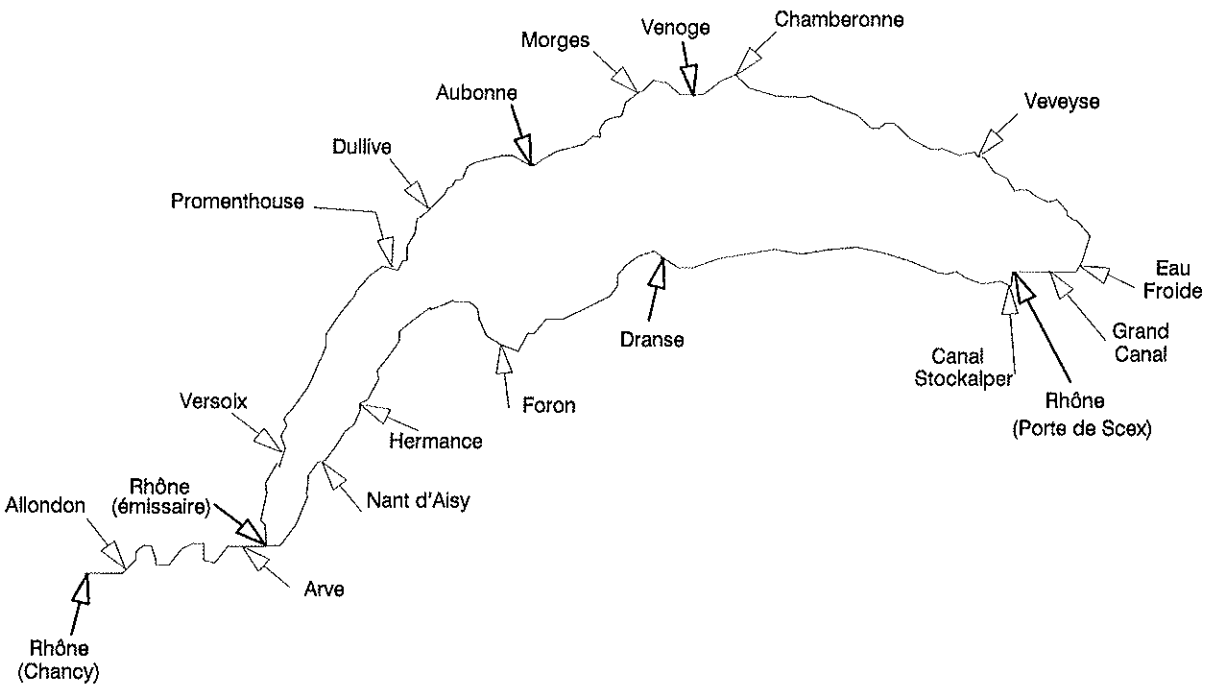


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

2. DEBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'EMISSAIRE (figure 2)

Les débits moyens des diverses rivières correspondent à une année normale. En effet, en dehors des mois de septembre, octobre et décembre, dont la pluviométrie sur le bassin versant direct au lac représente 50 % du total annuel (ORAND et GAGNAIRE, 1994), le reste de l'année est plutôt sec.

Débits des affluents principaux et de l'émissaire (m^3/s) :

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1980	4.8	6.7	33.7	208.0	293.0
1981	5.2	5.3	22.2	211.0	304.0
1982	6.1	7.0	22.7	219.0	304.0
1983	5.2	6.5	22.7	206.0	268.0
1984	5.3	5.9	19.6	160.2	221.0
1985	3.4	4.6	19.7	182.7	258.0
1986	3.9	5.3	21.4	199.1	259.1
1987	4.7	6.9	23.3	198.2	276.6
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	12.1	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	18.3	172.2	238.6
1991	3.2	5.9	14.9	173.7	201.5
1992	4.1	7.2	21.3	178.5	224.7
1993	6.6	5.6	17.3	191.2	243.2

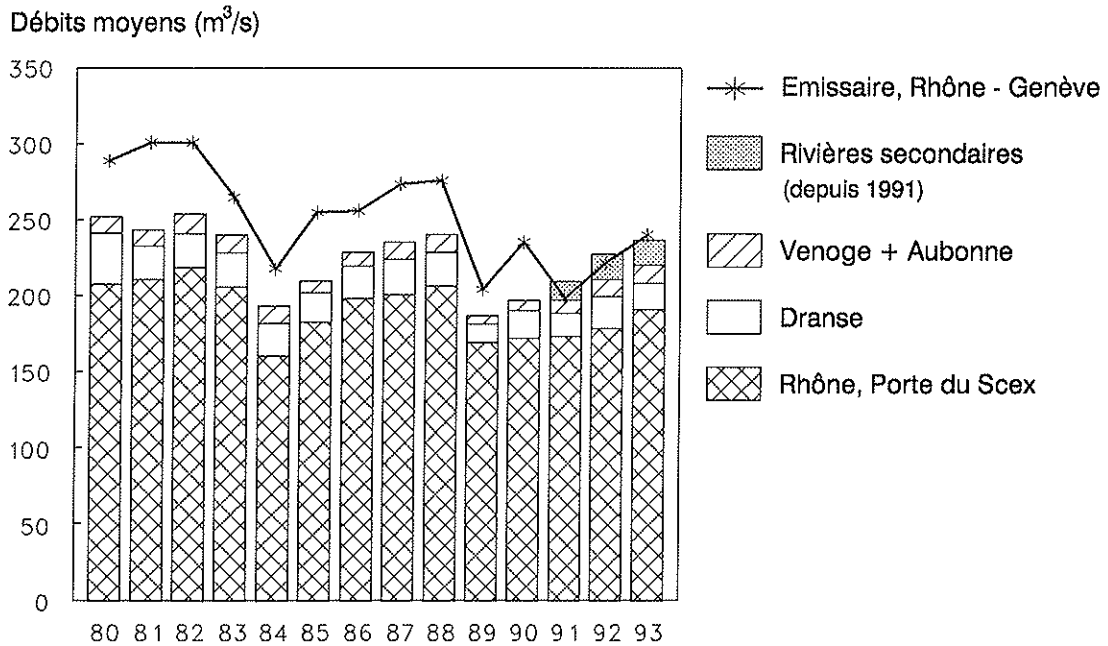


Figure 2 : Débits moyens annuels

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

Les calculs des flux et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :

Pour les rivières échantillonnées en continu :

$$Fa = \sum_{1}^{s} Ch \cdot Qh \qquad C\,moy = \frac{Fa}{\sum_{1}^{s} Qh}$$

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

Pour les rivières à échantillonnage mensuel :

$$F\,moy = \frac{\sum_{1}^{n} Ci.Qi}{n} \qquad C\,moy = \frac{Fmoy}{Qmoy}$$

avec
- F moy = flux moyen (g/s)
- Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/m^3)
- Qi = débit moyen de la période correspondante (m^3/s)
- n = nombre d'échantillons
- Qmoy = débit moyen annuel (m3/s)

3.1 Phosphore (figures 3 à 5)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

- ***fraction dissoute :***

  orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute), phosphore organique dissous

- ***fraction particulaire :***

  phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes de phosphore.

Fraction dissoute

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées; sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire d'adsorption sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est à disposition des algues.

Fraction particulaire

Pour la fraction particulaire, le phosphore inorganique non-apatitique (PINA) peut être adsorbé à la surface de substrats comme les hydroxydes de fer, manganèse ou aluminium, piégé dans les structures de ces minéraux, ou encore précipité sous forme de phosphate de fer. Les composés liés au fer, très sensibles aux variations du potentiel redox, peuvent être facilement détruits et donc libérer du phosphore dissous. Cette forme peut être considérée comme potentiellement la plus mobilisable (WILLIAMS et al., 1980).

Le phosphore organique particulaire (POP) représente le phosphore constituant de la matière organique autochtone (plancton, etc...) ou allochtone (matières fécales, débris végétaux, etc...). Une partie de cette forme est remobilisée lors de la décomposition de la matière organique (minéralisation). Cette forme peut également être considérée comme potentiellement mobilisable. Toutefois, cette disponibilité est beaucoup plus faible que pour le PINA (WILLIAMS et al., 1980).

Par contre, le phosphore lié à la famille des minéraux de l'apatite (PIA), minéraux (Ca_5 (F, OH, Cl) $(PO_4)_3$) pratiquement insolubles dans les eaux naturelles, n'est pas mobilisable (WILLIAMS et al., 1980).

On peut donc classer par ordre décroissant de disponibilité les formes du phosphore suivantes :

1. phosphore dissous : PO_4
2. phosphore organique dissous
3. phosphore inorganique particulaire non-apatitique : PINA
4. phosphore organique particulaire : POP
5. phosphore particulaire apatitique : PIA

Le phosphore total est égal à la somme de ces cinq formes.

3.1.1 Phosphore total et particulaire

Les apports en phosphore total par les quatre rivières principales sont en hausse sensible (+54 %) par rapport à 1991. Les apports en 1993 sont de 1'303.7 tonnes. L'augmentation est importante pour le Rhône amont, l'Aubonne et la Venoge. Les augmentations sont essentiellement dues à la période très pluvieuse de septembre, octobre et décembre sur l'ensemble du bassin lémanique et à l'érosion qui en résulte (phosphore particulaire).

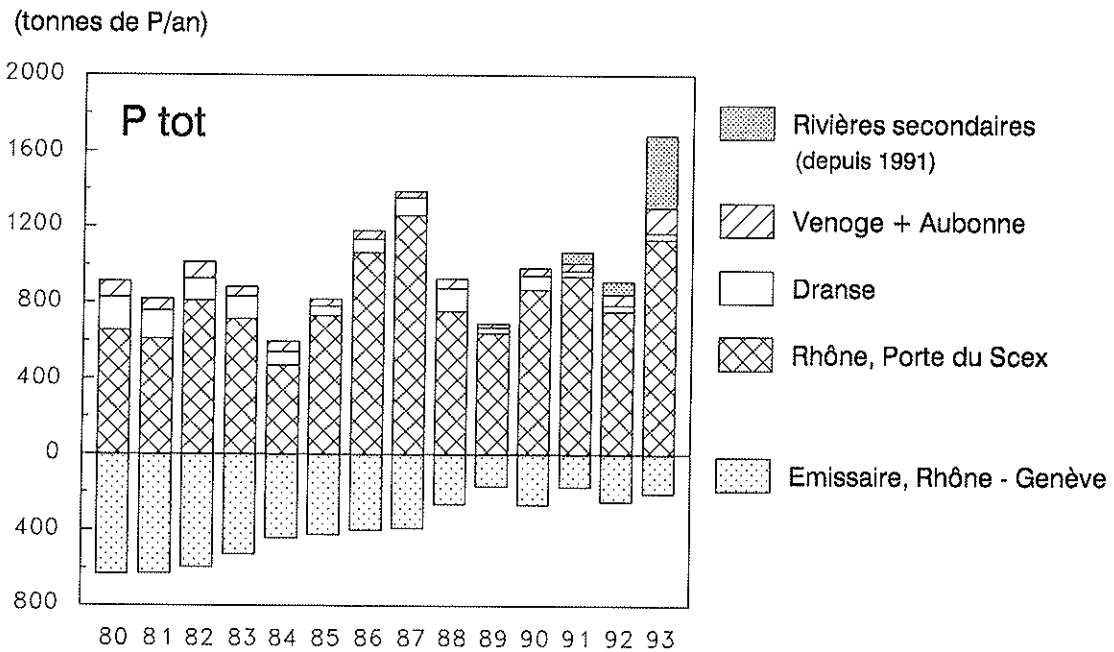


Figure 3 : **Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

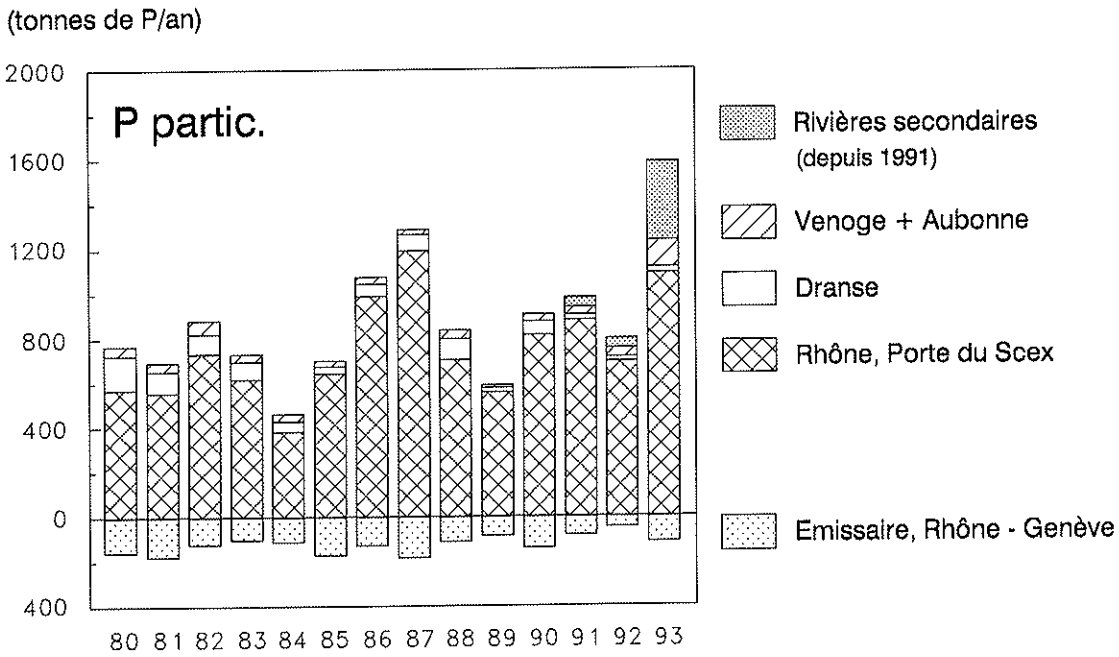


Figure 4 : **Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux atteint 65.6 tonnes en 1993 soit 13.8 % de moins qu'en 1992. Depuis 1980 la baisse atteint 54 %. Par rapport à 1992, si la baisse est sensible pour la Dranse et le Rhône amont, on relève une augmentation de 76 % pour l'Aubonne et la Venoge.

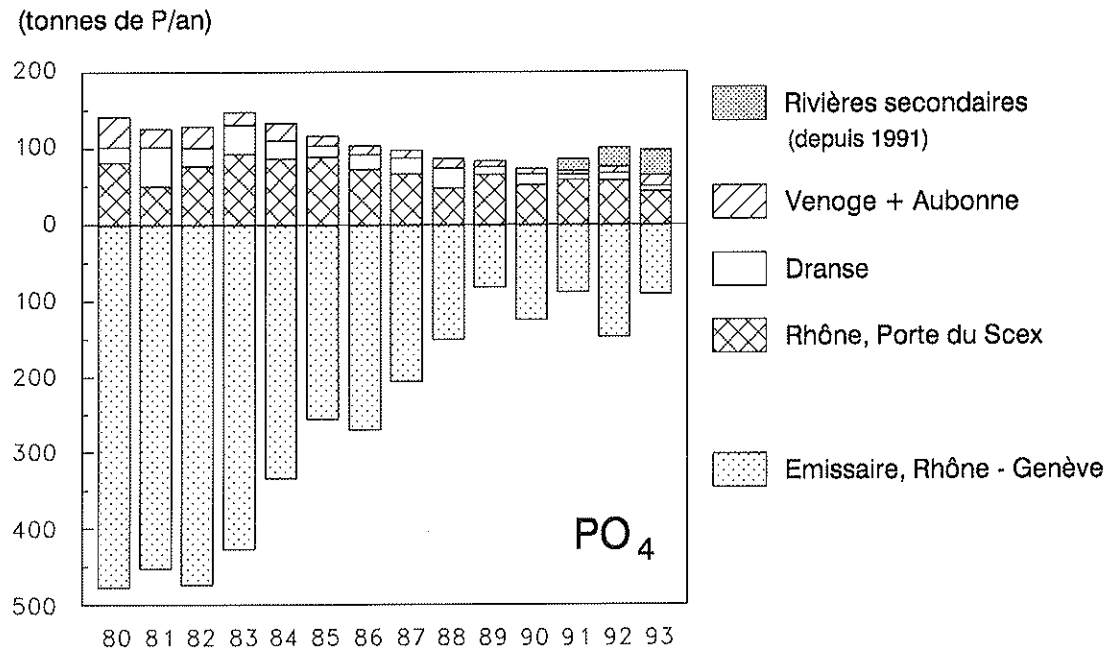


Figure 5 : **Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

A l'exception de la Venoge, les concentrations moyennes annuelles pondérées en orthophosphate sont stables dans les affluents principaux.

On peut relever la nette inversion de proportion entre l'entrée et la sortie du lac pour le phosphore total et le phosphore dissous. Ceci est dû au fait que dans les apports en phosphore total au lac par les rivières c'est le phosphore particulaire qui domine (environ 90 % de phosphore particulaire et 10 % de phosphore dissous), alors que dans le lac (sédimentation du phosphore particulaire) c'est le phosphore dissous qui domine (environ 90 % du phosphore total est du phosphore dissous).

3.2 Azote minéral et organique (figures 6 à 8)

En 1993, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'638 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.67 mg N/l). Ces apports sont semblables à ceux de la période 1982-1985. Ils sont en augmentation depuis 1989, surtout pour l'Aubonne et la Venoge dont les apports en nitrates ont plus que doublé depuis 1989 (figure 6).

Pour l'ensemble des rivières, en 1993, les apports sont de 5'642 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.75 mg N/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont en 1993 légèrement supérieures à celles de 1981. Elles sont en augmentation depuis 1989, bien que les teneurs dans le lac soient à la baisse depuis cette période (BLANC et al., 1994). Cette évolution contradictoire peut être expliquée par l'évolution des débits de l'émissaire (c.f. tableau du paragraphe 2) et par le fait que l'on constate en 1992 des teneurs en nitrates dans les couches superficielles du Petit Lac (BLANC et al., 1993) légèrement supérieures à celles du Grand Lac (environ 10 %), les eaux du Petit Lac étant celles qui se déversent à l'émissaire. Néanmoins les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits n'ont subit qu'une très légère augmentation (0.50 contre 0.47 mg N/l) depuis le début des années 80 où les exportations étaient à leur maximum en dépassant les 4'500 tonnes.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 57 % du total des apports de l'ensemble des rivières.

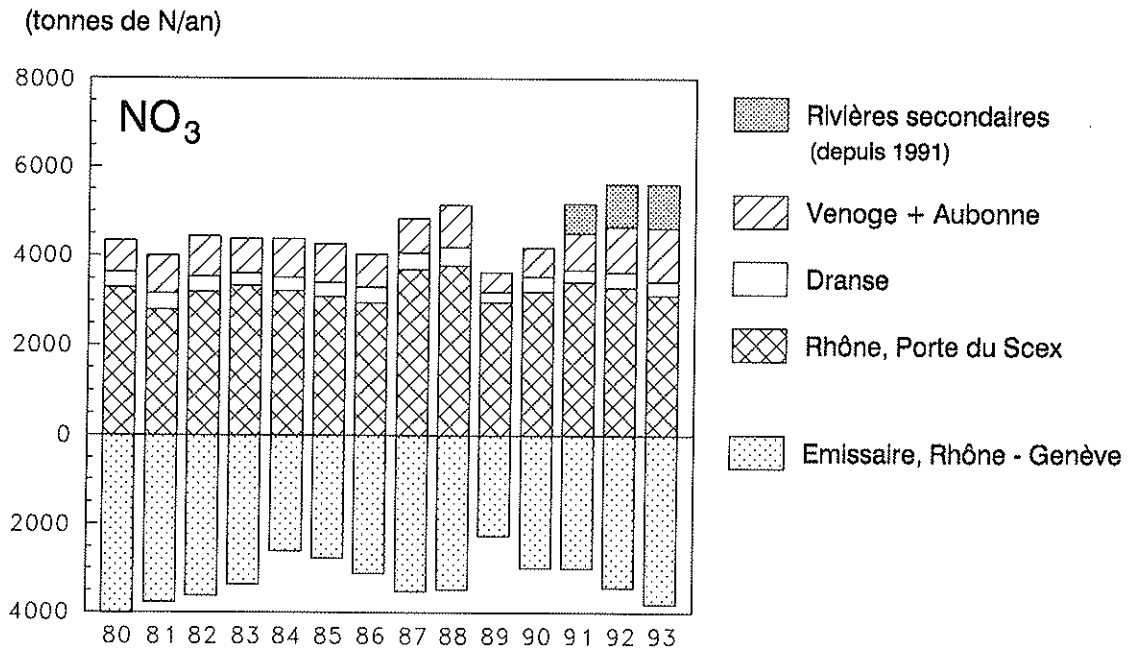


Figure 6 : **Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans la Dranse et le Rhône amont, après l'augmentation de 1992, on retrouve des valeurs proches de celles de 1991. Hormis les variations interannuelles corrélées à l'évolution des débits (c.f. tableau du paragraphe 2), l'évolution des apports depuis le début des années 80 est sans grand changement de même que les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits.

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

	Rhône		Dranse	
	tonnes	mg/l	tonnes	mg/l
1980	6'479	0.99	564	0.53
1981	5'499	0.83	619	0.88
1982	5'171	0.75	619	0.86
1983	5'685	0.88	531	0.74
1984	6'181	1.22	450	0.73
1985	5'592	0.97	525	0.85
1986	5'869	0.94	549	0.82
1987	7'362	1.16	567	0.77
1988	6'649	1.02	598	0.85
1989	4'929	0.92	322	0.85
1990	6'136	1.13	493	0.86
1991	5'790	1.06	412	0.88
1992	6'520	1.16	606	0.90
1993	5'672	0.94	438	0.80

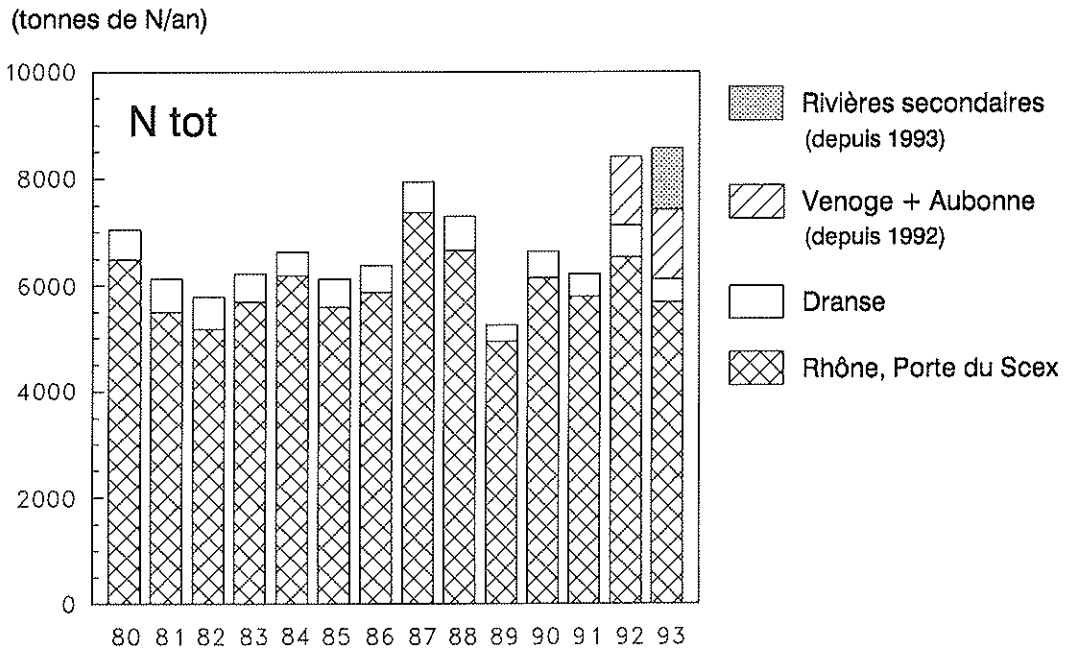


Figure 7 : **Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

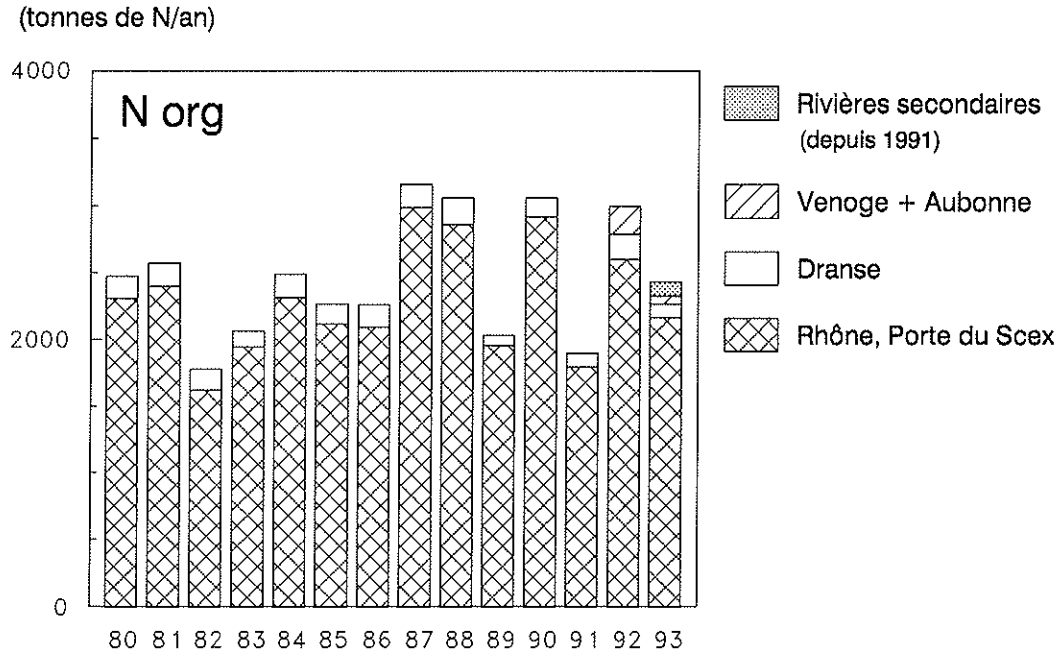


Figure 8 : **Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.3 Chlorure (figure 9)

Que ce soit en terme de concentrations moyennes annuelles ou en terme d'apports, les chlorures présentent une relative stabilité depuis 1988. Pour 1993, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 6.22 mg Cl/l. Pour l'ensemble des affluents, elle atteint 6.35 mg Cl/l.

La teneur moyenne dans le lac est de 6.18 mg Cl/l en 1993 (BLANC et al., 1994).

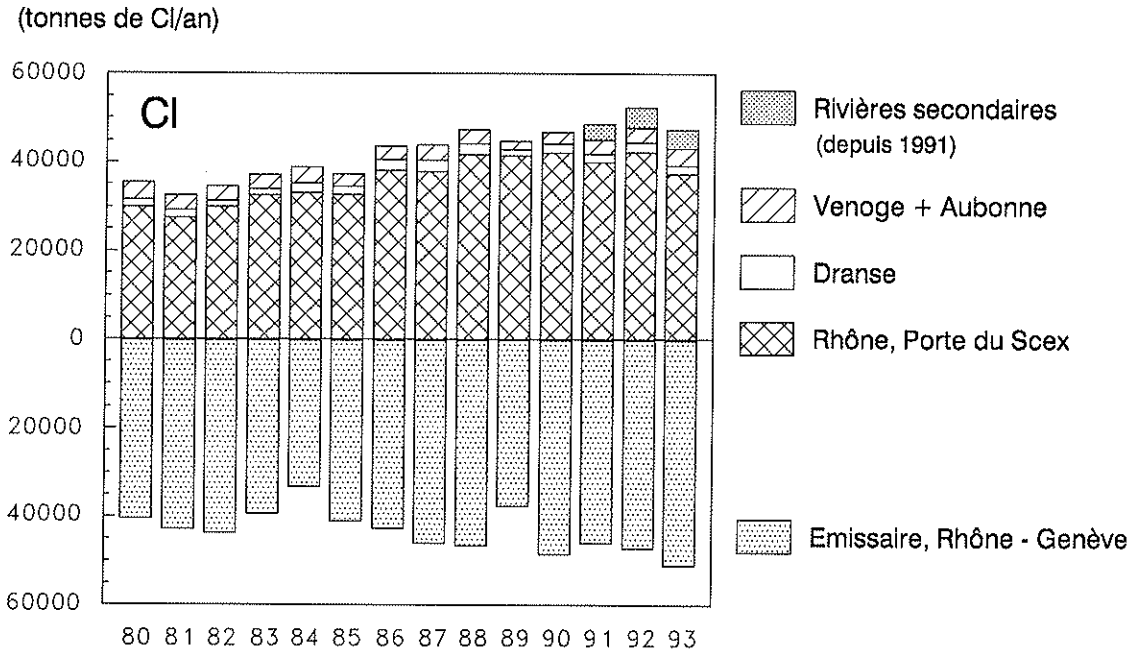


Figure 9 : **Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans les affluents de la rive française (Dranse et Foron) et le carbone organique total (COT) dans les eaux du Rhône amont et du Rhône à Chancy. Les variations interannuelles des concentrations dans les apports ne sont pas significatives. L'augmentation des concentrations en COT des eaux du Rhône amont en 1990 n'a pas été confirmée puisque la concentration en 1992 et 1993 est sensiblement la même qu'en 1989. Les concentrations du carbone organique dissous dans les eaux de l'Aubonne et la Venoge sont toujours quatre fois plus élevées que celles du Rhône amont. Plus généralement les concentrations moyennes annuelles en COD des rivières principales et secondaires (hors Rhône amont) oscillent entre 1.99 (la Versoix) et 5.67 mg C/l (l'Hermance).

Dans le Rhône émissaire, on constate une tendance à la baisse de la concentration moyenne annuelle du COT de 1988 à 1992 (- 20 %). En terme de flux, cette baisse est de 35 % pour la même période. La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.06 mg C/l pour l'année 1993 ce qui correspond à la moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées.

3.5 Silice dissoute

Exprimées en mg SiO_2/l, les concentrations moyennes pondérées de silice sont stables et les variations interannuelles faibles.

3.6 Cuivre, zinc, plomb et cadmium

Les polluants métalliques ne sont dosés systématiquement dans les eaux que pour le Rhône amont. Apports annuels (Rhône amont) en cuivre, zinc, plomb et cadmium (t/an) et concentrations moyennes pondérées (μg/l).

Année	Cuivre	Zinc	Plomb	Cadmium
	tonnes/an			
1980	23.62	126.10	23.41	-
1981	28.60	85.00	22.80	-
1982	39.50	142.30	19.00	1.06
1983	24.50	182.50	14.60	-
1984	20.20	217.30	10.00	-
1985	22.40	141.90	20.60	-
1986	24.70	181.80	31.60	-
1987	44.90	226.70	49.20	-
1988	26.00	262.80	43.60	-
1989	14.80	108.60	37.60	0.78
1990	22.60	71.70	-	0.74
1991	17.30	72.50	20.50	0.65
1992	17.00	113.50	32.80	0.48
1993	19.87	157.68	32.48	0.45
Année	μg/l			
1991	3.20	13.00	3.70	0.12
1992	3.00	20.00	5.80	0.09
1993	3.30	26.00	5.30	0.07

En ce qui concerne le cuivre et le plomb, les apports sont relativement stables depuis 1989. Pour le zinc, après la baisse importante des années 1990 et 1991, les apports en 1993 ont doublé depuis 1991. On relève une baisse systématique des apports en cadmium depuis 1989 (moins 40 %).

4. ETUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Affluents secondaires : débits moyens annuels en m^3/s

	1989	1990	1991	1992	1993
BV du Léman					
Versoix	2.74	3.21	2.90	4.66	2.87
Stockalper	-	-	2.87	3.62	2.79
Veveyse	0.98	2.78	1.52	2.58	1.87
Promenthouse	0.79	2.39	1.51	1.41	1.72
Grand Canal	1.38	2.48	1.50	1.94	1.70
Foron	-	0.63	0.68	0.73	1.11
Chamberonne	0.32	0.79	0.57	0.68	0.68
Eau froide	-	0.27	0.30	0.29	0.78
Morges	0.29	0.35	0.25	0.28	1.69
Dullive	0.32	0.22	0.15	0.25	0.98
Hermance	-	-	-	-	0.27
Nant d'Aisy	-	-	-	-	0.06
BV Rhône aval					
Allondon	-	-	2.36	6.17	3.78
Arve	-	-	78.80	92.80	62.50
Rhône Chancy	-	-	316.00	363.00	356.50

L'ensemble des résultats de la campagne 1993 sur les douze affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 1 et 2. Il faut signaler le poids particulier de la campagne de 24 heures du mois d'octobre sur le résultat des analyses et sur les bilans qui en découlent.

Les apports de l'Allondon et de l'Arve qui se jettent dans le Rhône aval ne sont pas pris en compte dans cette analyse (voir chapitre 5). Ils permettront de préciser les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

En phosphore dissous, la charge annuelle qui transite par les douze affluents est de 32.5 tonnes, ce qui représente 28 % de plus qu'en 1992 et environ la moitié de la charge apportée par les quatre rivières principales contre le tiers en 1992. Ce total correspond à environ une fois et demie celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (21.7 tonnes). La Versoix était en 1992 la rivière la plus chargée en cet élément; elle est remplacée en 1993 par la Morges qui apporte, à elle seule, 10.9 tonnes d'orthophosphate. Pour cette rivière, la campagne d'octobre représente 92.4 % du total annuel. Trois autres rivières doivent également être signalées : la Versoix (5.5 tonnes), la Dullive (4.2 tonnes) et le Foron (3.4 tonnes). Il est indispensable que des actions significatives soient entreprises dans ces bassins versants.

En phosphore total, 382.7 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées soit environ deux fois plus de ce qui transite par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (167.5 tonnes). Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent environ 29 %. En terme de concentration en orthophosphate, la Morges (0.203 mg/l) le Nant d'Aisy (0.184 mg/l), l'Hermance (0.166 mg/l), la Dullive (0.135 mg/l) et la Chamberonne (0.101 mg/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

4.1.2 Formes du phosphore particulaire

	Phosphore particulaire t/an	PINA	POP	PIA
		tonnes par an		
Chamberonne	2.63	0.66 (25.3 %)	0.97 (37.0 %)	1.0 (37.7 %)
Foron	2.90	0.54 (18.5 %)	1.30 (44.8 %)	1.06 (36.7 %)
Promenthouse	8.79	1.06 (12.1 %)	3.16 (35.9 %)	4.57 (52.0 %)
Veveyse	9.99	0.71 (7.2 %)	2.24 (22.4 %)	7.04 (70.4 %)

On constate que l'apatite (PIA), phosphore particulaire qui n'est pas disponible pour la croissance des algues, représente moins de la moitié du phosphore particulaire pour le Foron (37 %) et la Chamberonne (38 %), la moitié pour la Promenthouse (52 %) et près des trois-quarts pour la Veveyse (70 %).

En prenant la forme la plus disponible (PINA), il est possible de classer ces quatre rivières par ordre décroissant de disponibilité du phosphore particulaire :

Chamberonne > Foron > Promenthouse > Veveyse

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 1.36 mg/l pour la Versoix et le Foron à 11.67 mg/l pour le Nant d'Aisy. Mis à part le Nant d'Aisy, ces concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales notamment la Venoge (4.7 mg/l) et l'Aubonne (1.6 mg/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent les 2/3 des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 1'058 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorures

Les apports en chlorures des rivières secondaires atteignent 4'205 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse et la Venoge réunis. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent environ 10 %. Les concentrations en chlorures dans les rivières secondaires varient entre 2.9 et 29.3 mg Cl/l et sont généralement plus importantes que dans l'eau des affluents principaux (Venoge exceptée).

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 4.1 mg/l dans les eaux de la Veveyse à 7.6 mg/l dans le Grand Canal. Dans les rivières principales cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.8 mg/l (Aubonne) à 4.2 mg/l (Dranse). Les apports totaux enregistrés dans 7 des 12 rivières secondaires ne représentent que 7.8 % de ceux des rivières principales.

5. BASSIN VERSANT DU RHONE DE GENEVE A CHANCY (figure 10)

Nous rappelons qu'en aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny. Le long de son parcours, il reçoit les eaux de plus de quarante affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 62.5 m^3/s) et l'Allondon (débit moyen 3.8 m^3/s). Le débit du Rhône émissaire ajouté au débit de l'Arve constituent 86 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des apports au Rhône entre le lac et Chancy, des analyses d'eau du Rhône émissaire, de l'Arve à Genève (la Jonction), de l'Allondon à son embouchure et du Rhône en aval de Chancy. Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux rivières doivent donc être considérés avec prudence.

Une partie importante des apports provient de cinq stations d'épuration (STEP) françaises et de quinze STEP suisses, dont celle de Genève-Aïre (400'000 équivalents-habitants - EH), totalisant 486'300 EH. Six de ces installations se déversent directement dans le fleuve (444'000 EH), le reste dans les divers affluents. Aucune ne pratique la déphosphatation et au moins trois d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle. Le bassin de l'Arve, en amont du Rhône, compte trente-neuf STEP qui totalisent 385'950 EH.

Une estimation des apports ponctuels et diffus du bassin dit "genevois" est obtenue en soustrayant au flux du Rhône à Chancy ceux mesurés de l'émissaire (sortie du Léman), de l'Arve et de l'Allondon.

La figure 10 montre le détail des charges qui transitent par Chancy.

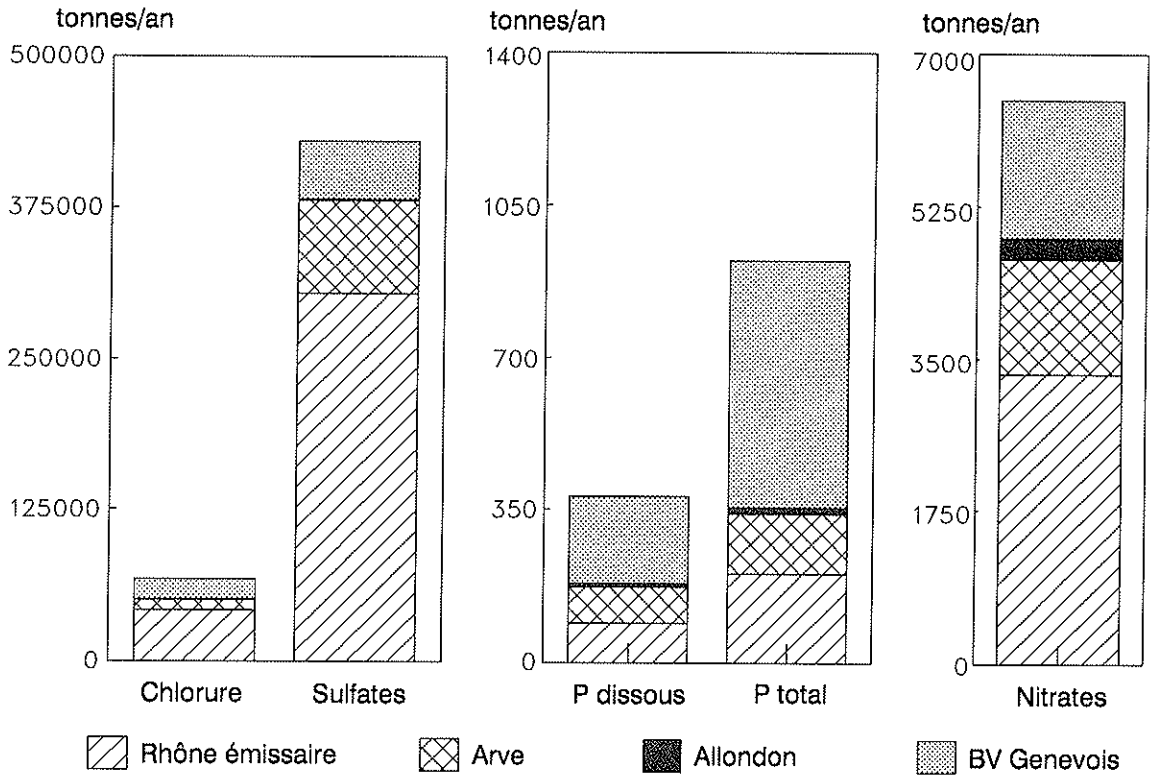


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1993

Flux en tonnes/an

	Nitrates t N/an	Ortho-phosphates t P/an	Phosphore total t P/an	Chlorures t Cl/an	Sulfates t SO_4/an
Rhône émissaire	3'802	91	204	50'829	365'530
Arve	1'510	82	136	10'206	91'917
Allondon	260	9	15	710	1'158
Rhône Chancy	7'395	380	924	81'236	515'786
BV "genevois"[1]	1'823	198	569	19'491	57'181

[1] = valeurs obtenues par soustraction.

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et à Chancy est de 48.6 %. 52 % du flux de phosphore dissous à Chancy provient du bassin dit "genevois" et 21.6 % de l'Arve. Pour le phosphore total, c'est plus de 60 % qui provient du bassin dit "genevois".

6. CONCLUSIONS

Bassin versant Léman

En 1993, la somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 220.7 m^3/s. Cette valeur est similaire à celle des années 1990 à 1992. Les périodes du 6 au 21 septembre, du mois d'octobre et de la deuxième quinzaine de décembre ont été très humides, toutefois, le reste de l'année a été plutôt sec.

Pour les apports en phosphore total, il y a une augmentation d'environ 85 % par rapport à 1992 soit 773 t. Le Rhône amont (+ 382 t), la Morges (+ 274 t) et la Venoge (+79 t) à elles seules expliquent cette augmentation. Plus précisément, c'est pendant la période de fortes crues du 20 septembre au 11 octobre que la plus grande partie du phosphore total a transité. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, et par rapport à 1992, il faut noter une baisse légère des apports pour l'ensemble des rivières.

Cette baisse, beaucoup plus sensible pour le Rhône amont (- 25 %), est compensée par une nette augmentation des apports de la Venoge et la Morges. En terme de concentrations en phosphore dissous, il faut signaler cinq rivières qui ont des concentrations relativement élevées : la Morges (0.203 mg P/l), le Nant d'Aisy (0.184 mg P/l), l'Hermance (0.166 mg P/l), la Dullive (0.135 mg P/l) et la Chamberonne (0.101 mg P/l). Dans le cadre du Plan d'action "Le Léman demain", des actions significatives d'assainissement doivent être entreprises, entre autres, dans ces bassins versants.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 57 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de onze rivières secondaires. Pour l'ensemble des rivières, on note une augmentation d'environ 4.5 % par rapport à 1992. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total relativement élevées : 4 mg N/l : le Nant d'Aisy (13.6 mg N/l), l'Hermance (5.6 mg N/l), la Venoge (4.8 mg N/l), la Morges (4.7 mg N/l) et la Chamberonne (4.1 mg N/l).

Les apports en chlorures sont relativement stables depuis 1988. La concentration moyenne pondérée pour l'ensemble des rivières étudiées atteint 6.2 mg Cl/l.

Bassin Rhône aval jusqu'à Chancy

Les analyses effectuées sur le Rhône émissaire, le Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy, l'Arve et de l'Allondon ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

Pour les nitrates, l'Arve apporte au Rhône environ 1'510 tonnes et le bassin dit "genevois" environ 1'820 tonnes.

Ce dernier bassin apporte au Rhône aval 198 tonnes de phosphore dissous et l'Arve 82 tonnes. Le total du bassin versant en aval du lac jusqu'à Chancy apporte au Rhône aval 290 tonnes de phosphore dissous, soit près de trois fois plus que les seize rivières étudiées du bassin du Léman.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1994) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

WILLIAMS, J.D., SHEAR, H. et THOMAS, R.L. (1980) : Avaibility to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. Limnol. Oceanogr., 25, 1-11.

TABLEAU 1 - Concentrations moyennes en 1993

1993	Débit	NH_4	NO_2	NO_3	Ntot	Nmintot	PO_4	Ptot	Cl	SiO_2	SO_4	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
	m^3/s	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	mgN/l	µgP/l	µgP/l	mgCl/l	mg/l	mg/l	méq/l	méq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BASSIN VERSANT LÉMAN																		
Rhône amont	191.2	63	-	519	941	0.58	7.3	188.0	6.24	2.95	46.60	1.83	0.43	5.02	1.43	0.85	3.21	216.7
Dranse	17.3	33	9	576	803	0.62	12.7	61.7	3.27	4.18	54.56	3.29	0.71	2.72	0.90	-	-	50.4
Venoge	6.6	148	31	4'476	4'809	4.66	54.5	535.0	14.85	5.03	17.83	-	-	-	-	3.97	-	299.3
Aubonne	5.6	59	14	1'474	1'707	1.55	19.7	127.0	4.70	2.78	5.65	-	-	-	-	2.87	-	66.1
Versoix	2.9	13	20	1'333	1'547	1.37	60.4	87.5	6.77	-	8.62	-	-	-	-	1.99	-	-
Stockalper	2.8	-	-	-	-	-	16.5	126.5	-	-	-	-	-	-	-	2.43	5.27	-
Veveyse	1.9	41	13	823	1'117	0.88	14.2	196.0	7.13	4.07	15.26	-	-	-	-	2.88	-	239.0
Promenthouse	1.7	28	14	2'663	2'873	2.71	26.2	194.4	7.49	4.31	8.03	-	-	-	-	2.36	-	96.2
Morges	1.7	48	21	4'416	4'695	4.49	203.1	5135 .0	11.10	7.12	16.70	-	-	-	-	4.98	-	3'446.3
Grand canal	1.7	262	117	1'967	2'538	2.35	12.1	60.4	16.42	7.59	358.26	-	-	-	-	2.33	-	7.2
Foron	1.1	26	12	1'326	1'731	1.36	95.7	191.1	7.77	-	-	-	-	-	-	-	-	58.2
Dullive	1.0	25	22	3'601	3'718	3.65	134.7	1033 .0	10.86	7.03	20.99	-	-	-	-	3.91	-	419.0
Chamberonne	0.7	90	49	3'730	4'108	3.87	101.0	238.2	17.52	5.79	35.30	-	-	-	-	3.00	-	60.1
Eau froide	0.8	419	42	2'246	3'486	2.71	8.1	702.4	2.90	3.33	22.56	-	-	-	-	2.08	-	689.2
Hermance	0.3	245	47	4'363	5'656	4.66	166.0	233.0	22.00	-	31.83	-	-	-	-	5.67	-	-
Nant d'Aisy	0.1	473	847	10'348	13'612	11.67	184.0	547.0	29.30	-	71.60	-	-	-	-	4.04	-	-
BASSIN RHÔNE AVAL																		
Rhône émissaire	243.2	19	6	496	705	0.52	11.8	26.6	6.63	0.63	47.67	2.27	0.56	-	-	1.09	-	-
Arve	62.5	75	34	766	1'030	0.88	42.0	69.0	5.20	-	46.65	-	-	-	-	1.36	-	-
Allondon	3.8	40	26	2'184	2'591	2.25	76.0	122.0	5.96	-	9.72	-	-	-	-	1.93	-	-
Rhône Chancy	356.5	-	-	658	1'094	0.66	33.8	82.2	7.23	-	45.87	2.32	0.54	5.44	1.70	1.48	2.78	30.3

- = non mesuré

TABLEAU 2 - Flux en 1993

1993	Débit	NH_4	NO_2	NO_3	Ntot	Nmin tot	PO_4	Ptot	Cl	SiO_2	SO_4	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
(tonnes/an)	m3/s	t N	t N	t N	t N	t N	t P	t P	t Cl	t SiO_2	t SO_4	t Ca	t Mg	t Na	t K	t C	t C	t
BASSIN VERSANT LEMAN																		
Rhône amont	191.2	378.9	-	3'130	5'672	3'509	43.9	1'136	37'629	17'764	280'694	220'893	31'460	30'267	8'653	5'133	19'360	1'306'802
Dranse	17.3	17.9	5.2	315	438	338.1	6.9	33.7	1'783	2'281	29'791	36'033	4'739	1'486	491	-	-	27'512
Venoge	6.6	30.9	6.5	931	1'000	968.4	11.3	111.2	3'088	1'046	3'707	-	-	-	-	826	-	62'232
Aubonne	5.6	10.4	2.5	262	304	274.9	3.5	22.6	836	495	1'005	-	-	-	-	510	-	11'748
Versoix	2.9	1.2	1.8	121	140	124.0	5.5	7.9	613	-	780	-	-	-	-	180	-	-
Stockalper	2.8	-	-	-	-	-	1.5	11.1	-	-	-	-	-	-	-	213	464	-
Veveyse	1.9	2.4	0.8	49	66	52.2	0.8	11.6	420	240	900	-	-	-	-	170	-	14'096
Promenthouse	1.7	1.5	0.7	144	156	146.2	1.4	10.5	406	234	435	-	-	-	-	128	-	5'210
Morges	1.7	2.6	1.1	236	251	239.7	10.9	274.4	593	381	893	-	-	-	-	266	-	184'175
Grand canal	1.7	14.0	6.3	105	136	125.3	0.7	3.2	879	406	19'164	-	-	-	-	125	-	384
Foron	1.1	0.9	0.4	46	61	47.3	3.4	6.7	272	-	-	-	-	-	-	-	-	2'099
Dullive	1.0	0.8	0.7	112	115	113.5	4.2	32.0	337	218	650	-	-	-	-	121	-	12'980
Eau froide	0.8	10.3	1.0	55	86	66.3	0.2	17.2	71	82	553	-	-	-	-	51	-	16'904
Chamberonne	0.7	1.9	1.1	80	88	83.0	2.2	5.1	376	124	758	-	-	-	-	64	-	1'290
Hermance	0.3	2.1	0.4	37	48	39.5	1.4	2.0	185	-	270	-	-	-	-	48	-	-
Nant d'Aisy	0.1	0.9	1.5	19	25	21.0	0.3	1.0	53	-	129	-	-	-	-	7	-	-
Total rivières	237.3	476.7	30.0	5'642	8'586	6'148	98.1	1'686	47'541	-	-	-	-	-	-	7'842	-	-
BASSIN RHÔNE AVAL																		
Rhône émissaire	243.2	142.4	42.8	3'802	5'409	3'987	90.8	203.9	50'829	4'852	365'530	349'664	52'106	-	-	8'388	-	-
Arve	62.5	148.2	66.5	1'510	2'029	1'724	82.1	135.7	10'206	-	91'917	-	-	-	-	2'674	-	-
Allondon	3.8	4.8	3.0	260	309	268	9.0	14.5	710	-	1'158	-	-	-	-	230	-	-
Rhône Chancy	356.5	-	-	7'395	12'305	7395	380.4	924.2	81'236	-	515'786	523'369	73'207	61'120	19'145	16'636	31'221	340'452

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 161-169.

FLUX REJETES PAR LES STATIONS D'EPURATION

Campagne 1993

PAR

Jean-Jacques FIAUX et Philippe VIOGET

SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
DU CANTON DE VAUD, Ch. des Boveresses, CH -1066 EPALINGES

RESUME

Les 220 stations d'épuration (STEP) en service sur le territoire relevant de la CIPEL ont fait l'objet d'une estimation de leurs flux rejetés (DBO_5) phosphore total, orthophosphates, ammonium et nitrates).

La méthode d'estimation employée tient compte d'un "facteur d'extrapolation" défini comme le rapport entre la population totale du bassin versant considéré et la population raccordée aux STEP ayant fait l'objet d'un contrôle dans ce même bassin versant.

Ainsi, le flux estimé en matière organique (DBO_5) rejetée représente plus de 5'000 tonnes pour l'ensemble du bassin CIPEL.

Pour le phosphore total, près de 135 tonnes ont été rejetées dans le bassin hydrographique du Léman dont près de la moitié (65 tonnes) directement au lac (dans bassin "RESTE").

Enfin, une estimation des charges en phosphore total déversées au sens large (réseaux + entrées STEP + sorties décanteur primaire + rejetées traitées) laisse apparaître que près de 160 tonnes sont rejetées dans les eaux superficielles du bassin hydrographique du Léman.

1. INTRODUCTION

Les stations d'épuration sont classées selon la définition des bassins versants principaux et secondaires étudiés dans le cadre des programmes de la CIPEL.

Ces bassins versants récepteurs sont :

pour les principaux :

1. AUBONNE
2. DRANSE (en amont du pont de Vongy, donc sans le rejet de la STEP de Thonon)
3. RHONE AMONT
4. VENOGE
5. RHONE AVAL

pour les secondaires :

6. ALLONDON
7. ARVE
8. CHAMBERONNE
9. CANAL STOCKALPER
10. EAU FROIDE
11. GRAND CANAL
12. HERMANCE
13. MORGES
14. NANT D'AISY
15. PROMENTHOUSE
16. VENGERON
17. VERSOIX

18. "RESTE" (STEP rejetant directement au lac Léman et toute autre rivière que celles données ci-dessus)

Les STEP se trouvant dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du Léman + bassin du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) n'étant de loin pas toutes contrôlées, nous apprécions les charges rejetées de ces installations sur la base de mesures, si elles existent, et de calculs en l'absence de mesures.

2. POPULATION RACCORDEE ET CAPACITE DES STEP

2.1 Capacité et population raccordée annoncée (tableau 1)

Les populations raccordées sont celles retenues par les services compétents des différents cantons et départements. Ces estimations, bien que revues et/ou en procédure de validation pour certaines, sont à prendre avec précaution, les autorités de contrôle ne disposant pas toujours, nous le rappelons, des moyens nécessaires à la vérification de ces informations.

Au 1er janvier 1994, 220 STEP sont en service sur le territoire relevant de la CIPEL. D'une capacité théorique de 3'442'639 équivalents-habitants (EH) à 60 g /EH.j, celles-ci traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 2'189'841 EH (avec les EH industriels calculés des deux industries valaisannes et des quatre genevoises).

3. CHARGES REJETEES, RESULTATS PAR BASSIN VERSANT

Pour l'ensemble des éléments considérés (DBO_5, Ptot, Portho, ammonium et nitrates), les charges calculées l'ont été de la manière suivante :

- un "facteur d'extrapolation" est défini comme étant le rapport entre la population totale du bassin et la population raccordée à des STEP ayant fait l'objet d'un suivi
- les charges du bassin sont calculées à partir des charges des installations contrôlées du bassin, extrapolées à l'ensemble du bassin à l'aide du "facteur d'extrapolation"
- pour un même bassin, il est admis que les charges spécifiques des installations contrôlées sont également celles des stations non contrôlées
- pour les concentrations de sortie et les rendements de l'ensemble du bassin, nous ne traitons que les installations suivies, car le "facteur d'extrapolation" ne rentre pas dans le calcul de ces éléments.

Exemple pour l'Allondon et la matière organique (DBO_5) : 2 STEP sur 6 ont été suivies. Elles ont une charge d'entrée de 1'448 kg/j de DBO_5 . La population raccordée annoncée de ces deux installations est de 23'985 EH, alors que la population totale du bassin aux six installations est de 25'266 EH. Le "facteur d'extrapolation" vaut 1.057. Le produit de 1'448 kg/j par 1.057 représente 1'531 kg/j, soit la charge estimée du bassin.

TABLEAU 1 - Capacité et population raccordée annoncée par bassin versant

Bassin	Nombre. STEP	EH biol. à 60 g DBO_5/EH.j	Habitants raccordés	Habitants touristiques	Habitants totaux [1]
AUBONNE	4	14'950	7'405	2'671	8'295
CHAMBERONNE	1	1'250	1'700	0	1'700
DRANSE	10	48'587	6'390	62'902	27'357
EAU FROIDE	2	32'000	2'122	465	2'277
FORON	2	4'266	2'250	400	2'383
GRAND-CANAL	2	15'375	6'760	10'020	10'100
HERMANCE	3	3'652	2'815	458	2'968
MORGES	3	3'781	2'141	49	2'157
NANT d'AISY	1	7'467	4'182	183	4'243
PROMENTHOUSE	3	1'000	844	47	860
"RESTE"	34	890'639	448'530	64'660	470'083
RHÔNE AMONT	61	1'248'042	202'509	354'415	877'936 [2]
STOCKALPER	6	20'363	8'334	7'375	10'792
VENGERON	2	16'975	13'950	1'090	14'313
VENOGE	21	47'044	28'769	347	28'885
VERSOIX	4	17'725	9'681	3'706	10'916
BASSIN LÉMAN	**159**	**2'373'115**	**748'382**	**5'08'788**	**1'475'267**
ALLONDON	6	33'263	23'649	4'851	25'266
ARVE	36	401'228	196'502	127'791	239'099
RHÔNE AVAL	19	635'033	294'902	21'204	450'209 [3]
CIPEL	**220**	**3'442'639**	**1'263'435**	**662'634**	**2'189'841**

1 La population totale correspond à la somme des habitants raccordés et du tiers des habitants touristiques pour les bassins où "il n'y a pas" d'industrie prépondérante

2 La population totale de RHÔNE AMONT englobe les stations mixtes (urbaine et industrielle) de MONTHEY-CIBA et de VIEGE-LONZA dont les équivalents-habitants industriels ont été calculés comme les années précédentes [VIOGET et FIAUX, 1991].

3 La population de RHÔNE AVAL englobe les stations industrielles ou mixtes de LA PLAINE-FIRMENICH I et II et de VERNIER-OUEST (GIVAUDAN), dont les équivalents-habitants industriels ont été calculés comme ci-dessus.

La concentration de sortie correspond au quotient de la charge de sortie (1'531 kg) par le débit de sortie (11'627 m^3/j), soit 12 mg O_2/l.

Le rendement correspond à la charge retenue dans les installations, exprimée en %, soit 91 %.

Remarque : nous avons considéré comme inexploitables les résultats pour lesquels plus du 30 % de la population raccordée n'a pas été contrôlé. C'est notamment le cas pour la VERSOIX en ce qui concerne l'ammonium.

3.1 Demande biochimique en oxygène (DBO_5) (tableau 2)

TABLEAU 2 - Estimation des flux rejetés, charges spécifiques, concentrations et rendements en DBO_5 par bassin versant

Bassin	DBO_5 Sortie de toutes les STEP		Rendement d'élimination en %	DBO_5 Entrée moyenne toutes les STEP		DBO_5 Sortie moyenne toutes STEP [kg/j]
	[t/an]	mg O_2/l		[kg/j]	g/EH. jour	
AUBONNE	29	18	91	853	103	80
CHAMBERONNE	6.9	22	67	58	34	19
DRANSE	115	44	74	1'187	43	314
EAU FROIDE	3	4	94	130	57	8
GRAND-CANAL	20	9	85	373	37	55
HERMANCE	3.1	8	94	144	49	9
MORGES	1.4	6	97	132	61	4
NANT D'AISY	3.8	5	96	252	59	10
PROMENTHOUSE	9.5	46	63	70	82	26
"RESTE"	1'214	14	87	26'419	56	3'326
RHÔNE AMONT	1'660	24	92	57'972	66	4'569
STOCKALPER	22	13	93	884	82	60
VENGERON	41	17	87	864	60	112
VENOGE	51	10	91	1'626	56	139
VERSOIX	37	14	86	716	66	100
BASSIN LÉMAN	**3'216.7**	**17**	**90**	**90'672**	**62**	**8'710**
ALLONDON	50	12	91	1'531	61	137
ARVE	1'067	25	82	16'666	70	2'924
RHÔNE AVAL	920	14	93	36'810	82	2'519
BASSIN CIPEL	**5'253.7**	**17**	**90**	**146'687**	**62**	**14'411**

3.2 Phosphore total et ortho-phosphates (tableau 3)

3.2.1 Estimation des flux calculés en phosphore total et orthophosphates. Charges spécifiques, concentrations et rendements par bassin versant

TABLEAU 3 - Estimation des flux calculés en phosphore total et orthophosphates. Charges spécifiques, concentrations et rendements par bassin versant

Bassin	Ptot Sortie toutes STEP [t/an]	Ptot Entrée toutes STEP [kg/j]	Ptot Sortie toutes STEP [kg/j]	Portho toutes STEP [t/an]	g Ptot/ EH.jour	mg Ptot/l	Rendem ent
AUBONNE	1.91	33.7	5.22	0.75	4.07	1.17	84.5
CHAMBERONNE	0.69	3.0	1.90	0.46	1.79	2.18	37.5
DRANSE	1.83	56.7	5.00	0.42	2.07	0.70	91.2
EAU FROIDE	0.26	9.6	0.71	0.02	4.19	0.35	92.6
GRAND-CANAL	1.45	17.7	3.97	0.35	1.75	0.66	77.5
HERMANCE	0.22	6.1	0.62	0.11	2.06	0.56	89.9
MORGES	0.20	4.7	0.55	0.10	2.19	0.80	88.3
NANT D'AISY	0.39	8.2	1.07	0.19	1.92	0.49	86.9
PROMENTHOUSE	0.62	3.0	1.69	0.35	3.52	2.96	44.1
"RESTE"	53.43	1'325.1	146.4	12.45	2.82	0.60	89.0
RHÔNE AMONT	77.98	817.8	213.6	16.01	0.93	1.14	73.9
STOCKALPER	1.04	24.7	2.85	0.69	2.29	0.61	88.5
VENGERON	2.54	32.9	6.96	0.66	2.30	1.09	78.8
VENOGE	3.98	71.5	10.90	1.37	2.47	0.75	84.7
VERSOIX	3.10	17.5	8.49	3.10	1.60	1.20	51.5
BASSIN LÉMAN	149.64	2'432.2	409.93	37.03	2.40	1.02	83.1
ALLONDON	5.48	76.0	15.00		3.01	1.29	80.3
ARVE	146.56	753.7	401.5	113.15	3.15	3.46	46.7
RHÔNE AVAL	150.53	838.8	412.4	115.86	1.86	2.31	50.8
BASSIN CIPEL	452.21	4'100.7	1'238.83	266.04	2.44	1.24	69.8

3.2.2 Bilan des apports en phosphore au lac

Dans notre rapport de l'année dernière [VIOGET et FIAUX, 1993a], nous avions procédé à une estimation de ce qui est rejeté dans le bassin "DIRECT". Rappelons que le bassin "DIRECT" de l'année dernière comprenait les sous-bassins CHAMBERONNE, EAU FROIDE, GRAND-CANAL, HERMANCE, MORGES, NANT D'AISY, PROMENTHOUSE, STOCKALPER, VENGERON et VERSOIX qui sont traités individuellement dans ce rapport.

Nous considérons les charges calculées à partir des mesures pour les installations suivies selon les recommandations de la CIPEL et nous appliquons les hypothèses de travail suivantes pour les stations ne l'ayant pas été :

- un rendement d'abattement du phosphore de 30 % est admis pour les installations qui ne sont pas au bénéfice du traitement du phosphore
- ce 30 % touche le produit de la population raccordée annoncée par :
  - 2.40 g de phosphore par équivalent-habitant et par jour en Suisse [CIPEL, 1992], valeur confirmée en Suisse par les résultats du canton de Vaud [VIOGET et FIAUX, 1993b, 1994], et ceux de l'OFEFP [OFEFP, 1993]
  - 3.45 g de phosphore par équivalent-habitant et par jour en France [CIPEL, 1992]

Pour l'ensemble du bassin "DIRECT", nous obtenons par mesure et estimation :

par mesure :	47 STEP avec traitement tertiaire :	57 tonnes
par estimation :	12 STEP sans traitement du phosphore :	13.26 tonnes
	4 STEP avec traitement du phosphore :	0.98 tonnes
TOTAL :	63 STEP	71.24 tonnes

Notons qu'en ajoutant aux 53.43 tonnes du bassin "RESTE" respectivement 0.69 tonne (CHAMBERONNE), 0.26 tonne (EAU FROIDE), 1.45 tonnes (GRAND-CANAL), 0.22 tonne (HERMANCE), 0.2 tonne (MORGES), 0.39 tonne (NANT D'AISY), 0.62 tonne (PROMENTHOUSE), 1.04 tonnes (STOCKALPER), 2.54 tonnes (VENGERON) et 3.1 tonnes (VERSOIX), nous obtenons 63.94 tonnes de phosphore total. Notre mode de calcul, décrit au paragraphe 3, est donc raisonnablement exploitable.

Il faut remarquer également que la différence significative des charges en phosphore total rejetées, calulées entre 1992 (131.7 tonnes) et cette année (71.2 tonnes), est due notamment à la STEP de Lausanne, qui a rejeté 30 tonnes de phosphore total en moins cette année, ainsi qu'à l'affinement de la détermination de la population raccordée annoncée.

3.3 Ammonium plus nitrates (tableau 4)

Comme ce n'est pas l'ammonium émis par les rejets des STEP qui est comptabilisé dans les flux des rivières [ORAND et al., 1994] en raison de la nitrification qui est un processus naturel dépendant des conditions physico-chimiques du milieu considéré, nous donnons la somme ammonium + nitrates[1] comme valeur à prendre en compte comme contribution des STEP à la charge des rivières.

Nous n'avons pas obtenu de valeurs pour l'ALLONDON et la VERSOIX a été écartée pour les raisons faisant l'objet de la remarque au paragraphe 3. Pour la DRANSE, il n'y a pas de valeurs nitrates.

4. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LAC PAR LES STEP CONTROLEES

Les flux ont été calculés à partir des résultats des stations contrôlées quatre fois au moins sur 24 heures, soit 129 pour la matière organique et 108 pour le phosphore.

4.1 Matière organique - (DBO_5)

Les apports en DBO_5 aux 129 STEP du bassin CIPEL (hydrographique du Léman + Rhône aval) représentent 45'662 tonnes alors que les rejets après traitement totalisent 3'971 tonnes. Le rendement d'élimination sur les eaux mixtes traitées vaut ainsi 91 % [VIOGET et FIAUX, 1994].

---

[1] nitrates + nitrites pour les STEP du canton de Vaud

Il est intéressant de comparer le flux de DBO_5 rejeté de 3'971 tonnes, mesuré sur 129 STEP, avec celui de 5'254 tonnes obtenu par calcul, sur les 220 installations.

TABLEAU 4 - Estimation des flux en ammonium et nitrates par bassin versant

Bassin	Flux en ammonium t/an N	Flux en nitrates t/an N	Somme des flux
AUBONNE	17	4	21
CHAMBERONNE	3	1	4
DRANSE	40		40
EAU FROIDE	14	43	57
GRAND-CANAL	18	4	22
HERMANCE	3	5	8
MORGES	2	2	4
NANT D'AISY	2	8	10
PROMENTHOUSE	3	0	3
"RESTE"	970	298	1'268
RHÔNE AMONT	951	218	1'169
STOCKALPER	30	7	37
VENGERON	19	18	37
VENOGE	51	18	69
BASSIN LÉMAN	**2'123**	**626**	**2'749**
ARVE	631	190	821
RHÔNE AVAL	1'241	47	79
BASSIN CIPEL	**3'995**	**863**	**4'858**

4.2 Phosphore total

La charge d'entrée en phosphore total des 108 STEP contrôlées du bassin hydrographique du Léman atteint 817 tonnes. Les charges rejetées traitées totalisent 135.5 tonnes. Le rendement d'élimination de cet élément sur les eaux mixtes traitées est de 83.4 % [VIOGET et FIAUX, 1994].

Les charges rejetées calculées du bassin hydrographique atteignent 149.6 tonnes de phosphore total. Il faut signaler que les STEP du bassin hydrographique n'ayant pas été contrôlées (51) sont de "petites" installations ne pratiquant pas la déphosphatation représentent moins de 3 % de la population raccordée annoncée.

5. ESTIMATION DES CHARGES EN PHOSPHORE TOTAL DEVERSEES

Il existe plusieurs études sur les charges en phosphore total transitant par les déversoirs d'orages [ALLAIN, 1987; VIOGET et al., 1988] et références ci-incluses.

Dans notre étude, nous avions estimé la charge "produite" comme étant le produit de la population raccordée annoncée par la charge spécifique de l'élément pris en considération, soit 2.2 g P/hab.jour pour le phosphore total. Nous avions alors estimé les pertes à environ 25 %.

Bien que les pluies de septembre, octobre et décembre [ORAND et GAGNAIRE, 1994] n'aient pas joué un rôle trop important sur la qualité des rejets des STEP [VIOGET et FIAUX, 1994], il est raisonnable d'estimer que les charges déversées totales (déversoirs des réseaux + déversoirs à l'entrée des STEP + déversoirs des décanteurs primaires + sorties des eaux traitées) représentent 20 % des charges "produites" dans le bassin versant des STEP. Nous avons pris la charge "produite" dans le bassin versant comme égale à la charge d'entrée des installations contrôlées, de façon à nous baser sur des mesures réelles et non sur des calculs seulement. En tenant compte de cette estimation, le rendement "réel" moyen calculé d'élimination du phosphore vaut alors 80 % de cette même charge "produite" pour les différents bassins.

La charge calculée à l'entrée des installations suivies vaut 817 tonnes de phosphore total [VIOGET et FIAUX, 1994]. Comme nous admettons que le 20 % est déversé au sens large, 163.4 tonnes vont dans les eaux superficielles, dont 135.5 tonnes rejetées traitées par les STEP. Nous estimons ainsi qu'environ 30 tonnes de phosphore total sont déversées dans l'environnement par les déversoirs d'orage.

Près de 160 tonnes de phosphore total ont été amenées directement ou indirectement au lac. Rappelons que 82 % de cette valeur est potentiellement disponible pour le développement des algues [RAPIN, 1988].

6. CONCLUSIONS

L'approche par calcul des flux en matière organique (DBO_5), phosphore et ammonium nous a permis d'obtenir des résultats qui semblent cohérents. Il faut cependant garder à l'esprit le caractère artificiel de l'approche. Ainsi et plus que pour d'autres études quantifiant les apports, la comparaison interannuelle de résultats est sujette à discussion, l'évolution de la qualité des mesures notamment étant en constant mouvement. Il conviendra, en conséquence, d'être prudent ces prochaines années en voulant comparer des valeurs.

Cette réserve formulée, les flux calculés pour le bassin du Léman ont été ventilés bassin par bassin. Ainsi, pour le bassin hydrographique du Léman, le flux en phosphore total représente environ 150 tonnes, dont 53 parviennent "directement" au lac (bassin "Reste").

Une estimation des charges en phosphore total déversées au sens large (réseaux + entrée STEP + décanteur primaire + rejeté traité) dans ce même bassin hydrographique fait apparaître une charge de 160 tonnes, dont 134 tonnes sont potentiellement disponibles pour les algues.

La somme des flux en ammonium et nitrates, considérée comme le flux en azote minéral total, est également donnée, permettant, sous réserve des considérations formulées au paragraphe 3.3, d'apprécier la part due aux rejets des STEP dans les flux des rivières auscultées [ORAND et COLON, 1994].

BIBLIOGRAPHIE

ALLAIN, P. (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage. Etude réalisée sur les réseaux d'assainissement de Thonon-Evian. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.

CIPEL (1992) : Avancement du plan d'action "Le Léman demain", octobre 1992. Rapport interne Coo. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 91 p. + annexes.

OFEFP (1993) : Contrôle des stations d'épuration. Optimisation du fonctionnement, informations concernant la protection des eaux n° 9, OFEFP - Berne, décembre 1993, 26 p.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1994) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

ORAND, A. et COLON, M. (1994) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

RAPIN, F. (1988) : Apport au Léman des formes disponibles du phosphore. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 215-223.

VIOGET, P. et FIAUX, J.-J. (1991) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 183-205.

VIOGET, P. et FIAUX, J.-J. (1993a) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 255-266.

VIOGET, P. et FIAUX, J.-J. (1993b) : Stations d'épuration vaudoises : Bilan 1992. Ed. par SEPE Vaud, Epalinges, 35 p.

VIOGET, P. et FIAUX, J.-J. (1994) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

VIOGET, P., FIAUX ,J.-J. et VALLIER, R. (1994) : Stations d'épuration vaudoises : Bilans 1993. Ed. par SEPE Vaud, Epalinges, 30 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 171-189.

CARACTERISATION ECOTOXICOLOGIQUE DES AFFLUENTS A LEUR EMBOUCHURE

Campagne 1993

PAR

Michel PARDOS, Christophe BENNINGHOFF, Richard THOMAS

INSTITUT F.-A. FOREL, Route de Suisse 10, CH-1290 VERSOIX

Marc DUMAS

SERVICE DE L'ECOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH-1211 GENEVE 8

RESUME

Les buts principaux de cette étude sont, d'une part, d'identifier les affluents au Léman dont les sédiments aux embouchures sont les plus potentiellement toxiques et, d'autre part, de hiérarchiser les situations de pollution d'un point de vue écotoxicologique.

A cet effet, l'écotoxicité des extraits organiques de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments a été déterminée pour la bactérie Photobacterium phosphoreum du test Microtox® et pour l'algue Selenastrum capricornutum.

Pour une meilleure représentativité des résultats, deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées, la première au printemps et la seconde à l'automne 1993. Les toxicités mesurées sont en général plus faibles à l'automne.

D'après le test Microtox®, les sédiments de la Paudèze, de l'Eau Froide, du Grand Canal et du Canal Stockalper présentent une toxicité importante aussi bien au printemps qu'à l'automne. A cette liste s'ajoutent la Versoix, la Morges et la Dranse pour les prélèvements printaniers. Suivant le test Selenastrum capricornutum, les dépôts de la Paudèze (printemps et automne) et de la Chamberonne (printemps) sont les plus toxiques. Les sites échantillonnés de tous ces affluents sont sous l'influence soit de situations de pollutions ponctuelles (directement en aval de rejets de stations d'épuration) soit de zones industrielles ou d'agglomérations en amont dans les bassins versants.

Les faibles toxicités de certains dépôts superficiels de cours d'eau comme la Venoge, la Chamberonne et le Rhône aval (Pougny) sont surprenantes. En effet, la Venoge et la Chamberonne sont des affluents dont les bassins versants montrent des densités de population et d'industrialisation importantes. De plus, la qualité biologique de la Venoge à l'embouchure, indiquée par les communautés d'invertébrés (LANG et REYMOND, 1994), est mauvaise. D'autre part, concernant le point de Pougny, les potentialités toxiques faibles observées sur les extraits organiques des sédiments ne sont pas en accord avec des toxicités importantes mesurées sur les matières en suspension en 1989 lors de l'étude de SANTIAGO et al. (1993) et en 1992 lors du programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1992). Si les résultats écotoxicologiques obtenus laissent une incertitude sur la représentativité du prélèvement de sédiments, ils peuvent également traduire pour le Rhône aval une évolution positive de la situation.

Sur la base de deux typologies définies indépendamment pour chaque bioessai, les réponses mesurées sont réparties dans trois classes montrant une toxicité croissante (classe 1 < classe 2 < classe 3). Sur la totalité des sédiments étudiés, 32.4 % sont en classe 3 pour le test bactérien contre 9.7 % pour le test algal. De plus, le système Microtox® s'est avéré le plus sensible pour tous les extraits organiques.

Les sédiments les plus toxiques du présent travail pour le test Microtox® se trouvent dans le même ordre de grandeur que ceux analysés en aval de Lyon dans le cadre du programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau R.M.C. (1992). Cette zone correspond à une situation connue de forte contamination.

1. INTRODUCTION

1.1 Généralités

Les sédiments de rivières jouent un rôle primordial dans la fixation, le transport et le dépôt des micropolluants dans les milieux aquatiques. Les polluants adsorbés par les fractions argileuses et organiques sédimentaires représentent un "réservoir" important de toxiques. Jusqu'en 1993, la CIPEL a étudié la contamination des sédiments en métaux lourds (HOWA et VERNET, 1989; FAVARGER et al., 1991) et en composés organiques (CORVI et al., 1986, 1991, 1993) d'un point de vue strictement analytique. Les données récoltées démontrent que des toxiques sont indiscutablement présents, parfois en concentrations élevées, dans les rivières du bassin versant lémanique. Il en ressort également qu'il n'est pas aisé d'établir la présence de micropolluants, particulièrement organiques, à partir de déterminations analytiques seules compte tenu de leur nombre et de leur diversité. La toxicité globale est encore difficile à évaluer de par les possibles interactions additives, synergiques ou antagonistes entre les composés. Dans ce contexte général, nous nous donnons comme objectif la mise en évidence des effets toxiques au travers de l'utilisation de tests biologiques en laboratoire.

1.2 Choix de l'approche

1.2.1 Extrait organique

Dans la perspective de la mise au point d'un outil de gestion des milieux aquatiques, le procédé choisi de l'extraction organique des sédiments est celui qui, d'une part, permet l'obtention régulière de toxicités mesurables (DUTKA et KWAN, 1988) et, d'autre part, montre des corrélations significatives entre les teneurs en substances toxiques et les résultats du Microtox® (SCHIEWE et al., 1985).

L'extraction au dichlorométhane peut apparaître comme non représentative des mobilisations possibles dans le milieu naturel. Elle prend cependant en compte essentiellement des substances organiques toxiques qui, dans les conditions du milieu, peuvent être mobilisées ou métabolisées par les microorganismes ou les organismes benthiques.

L'application de biotests à un extrait organique permet de mesurer l'effet des produits chimiques organiques présents, connus ou inconnus. Cependant la réponse mesurée, de par l'utilisation de solvants d'extraction et de tests écotoxicologiques en laboratoire, ne reflète qu'une toxicité potentielle.

1.2.2 Tests écotoxicologiques

L'intégration des effets par les organismes permet de détecter des impacts écotoxicologiques ainsi que d'évaluer les risques pour l'environnement (CAIRNS et PRATT, 1989; OCDE, 1993). Il est préférable que ces tests soient basés sur des techniques standardisées et complétés avec des bioessais répliquant les conditions du milieu naturel. En outre, il est essentiel d'utiliser, dans l'évaluation écotoxique des sédiments, différents organismes pour s'assurer que l'absence de réponse avec un test puisse être élargie aux différents niveaux d'organisation biologique. L'application de tests écotoxicologiques aux sédiments de rivières lémaniques ou au Léman est récente et n'a fait l'objet que de quelques études (FISCHER, 1993; PARDOS et al., 1991; ROSSEL et al., 1991; SANTIAGO et al., 1989).

Le choix de la bactérie marine *Photobacterium phosphoreum* du système Microtox® et de l'algue *Selenastrum capricornutum* a été guidé d'après les considérations suivantes :

1. la nécessité de travailler avec des tests standardisés pour permettre une comparaison avec les données de la littérature;
2. la nécessité d'utiliser des organismes de niveaux d'organisation différents pour favoriser la mise en évidence de composés toxiques ayant des mécanismes d'actions spécifiques (inhibition de la photosynthèse par exemple);
3. la nécessité de mettre en évidence un impact écotoxicologique aigu (test Microtox®) et chronique (activité sur plusieurs générations d'organismes unicellulaires, test algal).

1.3 Objectif de l'étude

Les buts principaux de cette étude sont, d'une part, d'identifier les affluents au Léman dont les extraits organiques des sédiments aux embouchures sont les plus potentiellement écotoxiques et, d'autre part, de hiérarchiser les situations de pollutions d'un point de vue écotoxicologique. Cette opération de "screening" est destinée à obtenir un premier constat des problèmes existant sur l'ensemble du bassin versant. Les résultats obtenus doivent permettre de cerner les priorités pour des investigations ultérieures et servir de base pour mener des actions d'assainissement.

2. ECHANTILLONNAGE

Les sédiments superficiels de 16 affluents au Léman ont été échantillonnés à proximité des embouchures en évitant d'être dans la zone d'influence du Léman. A ces points s'ajoutent l'Arve à la confluence avec le Rhône (Jonction, Genève) ainsi que le Rhône à Pougny. Des 16 rivières, 13 font partie du rapport ORAND et COLON (1994).

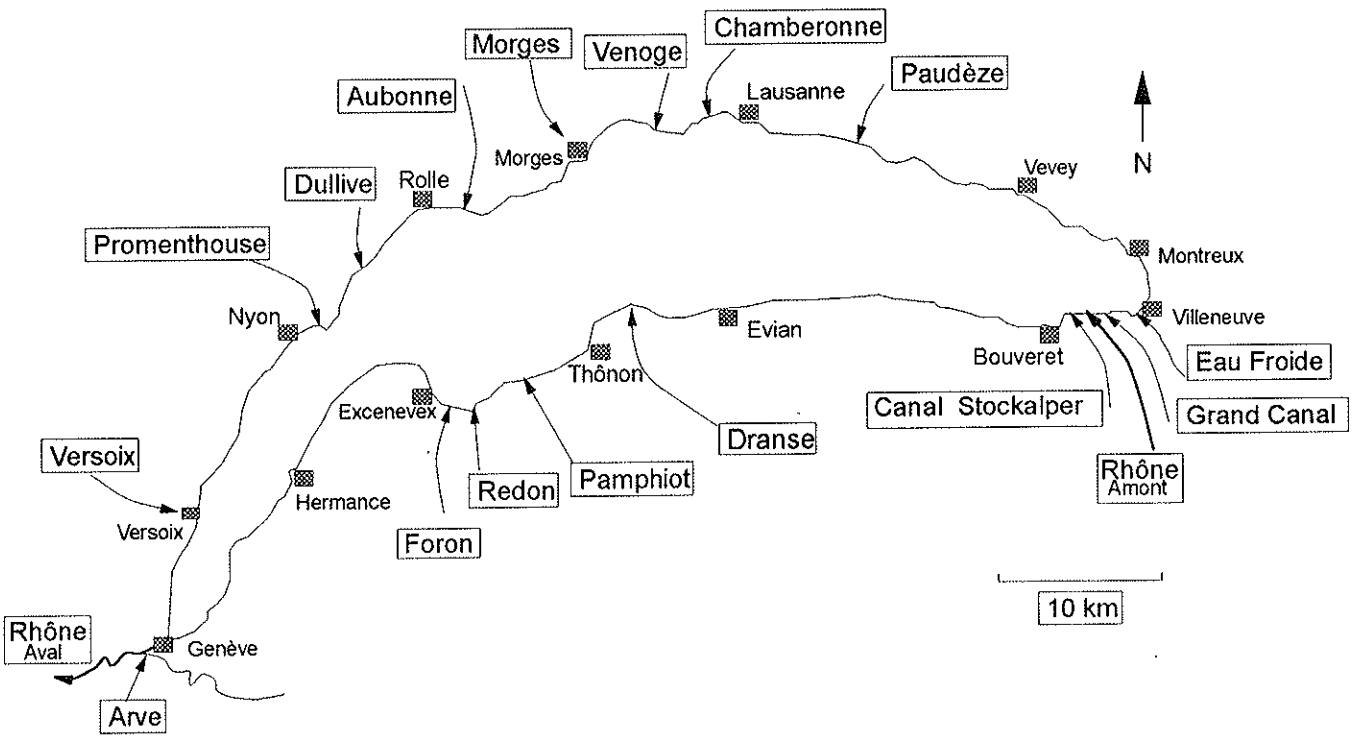


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

Deux prélèvements de dépôts superficiels (5 premiers centimètres environ) ont été effectués durant l'année 1993 :

1. au printemps (avril-mai), excepté pour le Pamphiot et le Redon;
2. à l'automne (novembre-décembre).

Selon les contraintes du terrain, les prélèvements sont réalisés à la benne Ekman, au puisoir ou manuellement. La priorité de l'échantillonnage a été de se positionner le plus près possible de l'embouchure afin d'obtenir des indications sur les apports toxiques au Léman. Par conséquent, certains sites ne représentent pas l'état général du bassin versant de la rivière mais sont sous l'influence directe de sources ponctuelles de pollutions (stations d'épuration - STEP), particulièrement pour la Dullive, la Paudèze, l'Eau Froide et la Dranse. Ces emplacements ne concordent pas avec les points classiques de contrôle de la qualité chimique des eaux (ORAND et COLON, 1994). L'annexe 1 présente les coordonnées des points et les dates de prélèvement.

3. METHODOLOGIE

3.1 Extraction organique

Les sédiments humides sont tamisés à 63 microns afin d'éliminer les effets dilutifs de la fraction sableuse. L'extraction organique se déroule selon le protocole opératoire suivant (modifié d'après LARBAIGT et al., 1991) :

> 20 g de sédiments humides sont mis en agitation rotative pendant 6 heures en présence de 200 ml de dichlorométhane (DCM) et de 100 g de sulfate de sodium.

L'extrait organique, additionné du DCM de rinçage du sédiment (2 x 40 ml), est filtré sur sulfate de sodium, concentré par évaporation au Rotavapor à 1 ml environ puis ramené à un volume situé entre 3 et 6 ml selon les cas. De 2 à 4 ml mesurés exactement de cet extrait DCM sont additionnés à 1 ml de diméthyle sulfoxyde (DMSO, solvant de reprise), puis le DCM est totalement évaporé. Le résidu concentré est amené à un volume de 3 à 6 ml selon les échantillons par adjonction de DMSO. Cet extrait est soumis aux tests Microtox® et *Selenastrum capricornutum*.

Parallèlement, un contrôle sans sédiment est réalisé suivant la même procédure d'extraction. Ce blanc s'est avéré non toxique.

3.2 Tests écotoxicologiques et expression des résultats

Les bioessais sélectionnés sont le test aigu de bioluminescence bactérienne du système Microtox® (Association Française de Normalisation - AFNOR, 1991) et le test de toxicité chronique algal *Selenastrum capricornutum* (U. S. Environmental Protection Agency - EPA, 1989).

Les résultats des tests écotoxicologiques sont exprimés sous la forme de courbes de toxicité (courbes dose-réponse). Dans cette étude, deux valeurs d'inhibitions ont été retenues : la CI20 et la CI50 (Concentration d'Inhibition de 20 et 50 % respectivement) qui représentent les doses nécessaires d'extrait organique à injecter pour obtenir 20 ou 50 % d'inhibition de l'activité des organismes. La CI50 est la valeur la plus couramment utilisée pour caractériser une toxicité.

L'extraction s'effectuant à partir de sédiment, il est judicieux de calculer des UTS ou Unités Toxiques rapportées au Sédiment (poids sec) de la façon suivante :

$$\text{UTS (l/équ-g)} = \frac{100}{CI} \times \frac{K}{C}$$

avec :

CI : concentration d'inhibition de 20 ou 50 %, en volume %;

K : facteur de dilution;

C : rapport de la prise de sédiment par le volume d'extrait DCM de récupération.

Les UTS50 représentent la dilution nécessaire de l'extrait d'un équivalent gramme de sédiment pour inhiber les organismes de 50 %. Par exemple, 20 UTS50 signifient qu'il faut diluer l'extrait d'un équivalent-gramme de sédiment dans 20 l pour obtenir 50 % d'inhibition. Plus les UTS sont élevées, plus la toxicité est grande.

En l'absence de normalisation concernant l'expression des toxicités et à des fins de comparaison avec d'autres travaux (programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1992; FISCHER, 1993; SANTIAGO et al., 1993; ROSSEL et al., 1991), différentes unités d'expression de la toxicité, et un exemple de calcul, sont formulés à l'annexe 2 et 3.

3.3 Analyses physico-chimiques

3.3.1 Granulométrie

La distribution granulométrique des sédiments est déterminée par un granulomètre à diffraction laser du type Coulter Laser LS-100 (LOIZEAU et al., 1994). La taille du grain est calculée d'après l'angle avec lequel ce grain diffracte un faisceau lumineux monochromatique émis par une source laser. Les pourcentages des différentes fractions sont exprimés en fonction du volume.

3.3.2 Teneur en carbone organique

Le dosage du carbone organique sur la fraction inférieure à 63 μm s'effectue en oxydant le sédiment par du bichromate de potassium (GAUDETTE et al., 1974). Les résultats sont exprimés en pourcentage de carbone organique.

3.4 Mise en oeuvre

L'échantillonnage, le traitement des sédiments, l'extraction organique, le test *Selenastrum capricornutum*, la granulométrie et le dosage du carbone organique ont été effectués à l'Institut F.-A. FOREL, Université de Genève, Versoix.

Le test bactérien Microtox® a été réalisé au Service de l'Ecotoxicologue Cantonal de Genève.

4. RESULTATS

4.1 Physico-chimie (annexe 4)

4.1.1 Granulométrie des sédiments < 63 μm

Les médianes des distributions granulométriques de l'ensemble des sédiments < 63 μm sont relativement proches, ce qui limite l'influence de la taille des particules sur les toxicités mesurées. Les sédiments tamisés de la Promenthouse, de la Dullive, de l'Aubonne, de la Chamberonne, du Rhône amont et aval sont plus grossiers à l'automne.

4.1.2 Carbone organique des sédiments < 63 μm

La teneur en carbone organique des sédiments < 63 μm varie entre 0.4 et 8.3 % et elle est en moyenne plus faible à l'automne.

Dans le présent travail, il ressort que ce paramètre n'est pas lié à la toxicité d'un sédiment. Cependant, un pourcentage élevé en carbone organique augmente la capacité d'adsorption du sédiment et par conséquent la possibilité de présence de substances toxiques.

4.2 Résultats des biotests

Les résultats obtenus sont exprimés sous forme de CI50 pour le Microtox® et de CI20 pour *Selenastrum capricornutum*. En effet, pour les algues, les CI50 sont en général non mesurables.

4.2.1 Proposition de typologie

En fonction des résultats obtenus dans ce travail nous définissons indépendamment deux séries de typologie (tableau 1), l'une pour le Microtox®, l'autre pour *Selenastrum capricornutum*. Nous proposons trois classes montrant une toxicité croissante (1 < 2 < 3) selon une progression géométrique de raison 10 pour le Microtox® et de raison 3 pour le test algal.

TABLEAU 1 - Proposition de typologie

N° de classe	Limites de classes Test Microtox®	Limites de classes Test *S. capricornutum*
1	UTS50 < 1	UTS20 < 0.4
2	1 < UTS50 < 10	0.4 < UTS20 < 1.2
3	10 < UTS50 < 100	1.2 < UTS20 < 3.6

La toxicité potentielle des extraits organiques des sédiments aux embouchures des affluents est représentée schématiquement sur la figure 2 et plus en détail aux annexes 5 et 6.

4.2.2 Bilan écotoxique

D'après le test Microtox®, les sédiments de la Paudèze, de l'Eau Froide, du Grand Canal et du Canal Stockalper présentent une toxicité importante (classe 3) aussi bien au printemps qu'à l'automne. A cette liste s'ajoutent la Versoix, la Morges et la Dranse pour les prélèvements printaniers. Suivant le test *Selenastrum capricornutum*, les dépôts de la Paudèze (printemps et automne) et de la Chamberonne (printemps) sont les plus toxiques.

Les sédiments en classe 1 (faiblement toxiques) à la fois pour le Microtox® et le test *S. capricornutum* lors des deux prélèvements sont ceux de l'Aubonne, du Rhône amont (Porte du Scex) et aval (Pougny).

Les toxicités mesurées sont généralement plus faibles pour les dépôts superficiels échantillonnés à l'automne.

La répartition des extraits organiques des sédiments dans les différentes classes de toxicité figure au tableau 2. Quel que soit le cas considéré, le pourcentage des sédiments en classe 3 (toxicité importante) est toujours plus élevé pour le Microtox® que pour le test algal.

TABLEAU 2 - Pourcentage de répartition des extraits organiques (UTS) dans les classes 1, 2 et 3

	Microtox®				*S. capricornutum*			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	n	Classe 1	Classe 2	Classe 3	n
Cas A	38.2	29.4	32.4	34	70.9	19.4	9.7	31
Cas B	12.5	25.0	62.5	8	42.8	28.6	28.6	7
Cas C	46.1	30.8	23.1	26	79.2	16.7	4.1	24

Cas A : totalité des sédiments;
Cas B : sédiments directement influencés par une STEP (Dullive, Paudèze, Eau Froide, Dranse);
Cas C : sédiments n'étant pas sous influence directe d'une STEP;
n : nombre d'extraits organiques considérés.

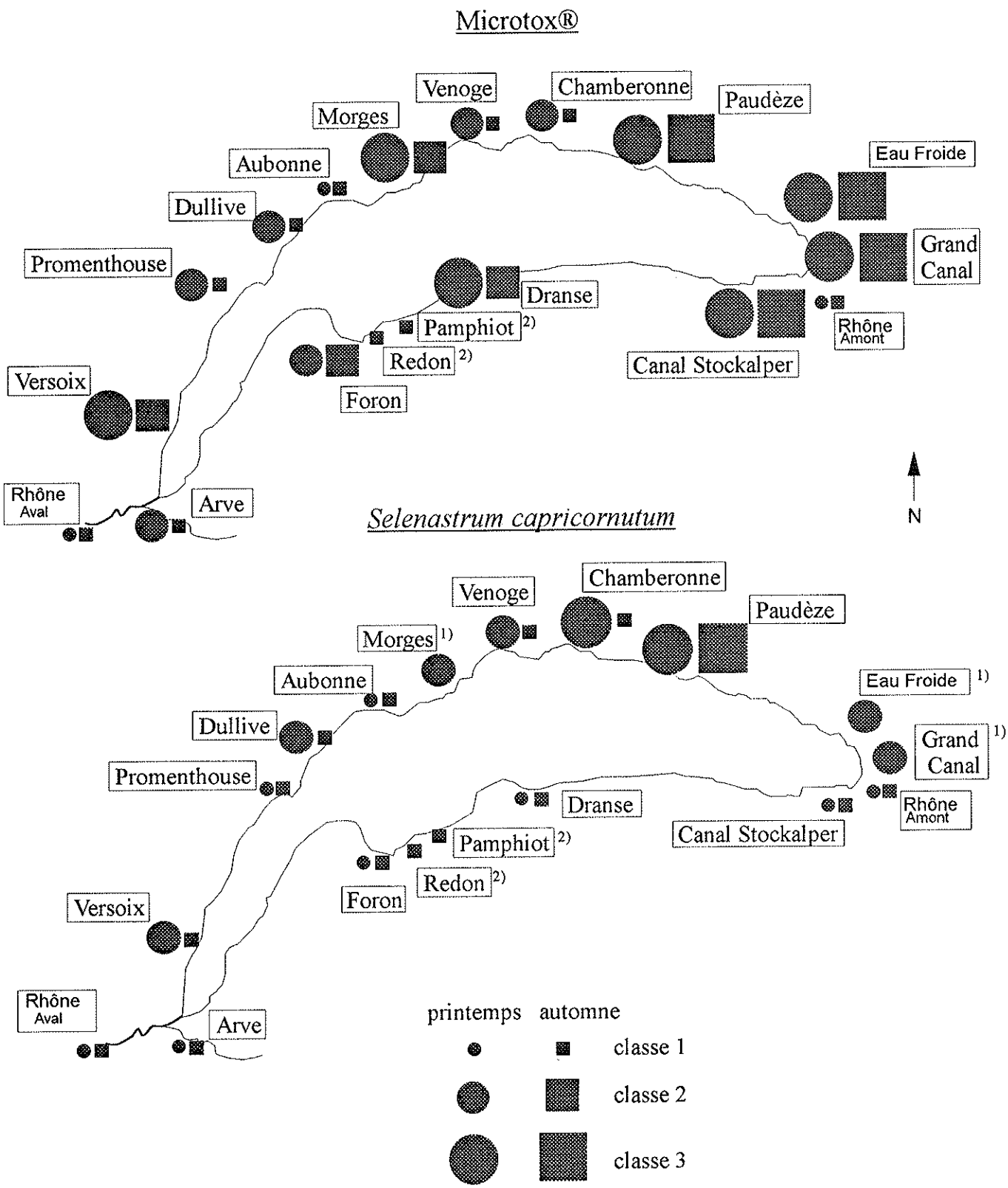


Figure 2 : **Carte de la toxicité potentielle, selon la typologie proposée, des extraits organiques des sédiments aux embouchures des affluents**

1) Pas de valeur en automne (cf. point 4.2.2)
2) Pas d'échantillonnage au printemps

De plus, le Microtox® s'est avéré le plus sensible pour tous les extraits organiques. Les réponses mesurées se répartissent sur environ trois ordres de grandeur pour le système bactérien (de 70 à 0.13 UTS50) et sur environ un ordre de grandeur pour le test algal (de 2.04 à 0.22 UTS20).

Pour les sédiments, prélevés à l'automne, du Grand Canal, de l'Eau Froide et de la Morges, la limite de sensibilité du test *S. capricornutum* est d'environ 0.5 UTS20. Cette dernière dépend du protocole opératoire d'extraction organique et plus particulièrement de la quantité de matière sèche extraite et des volumes de récupération dans les différents solvants. D'après la typologie proposée au tableau 1, la limite de sensibilité obtenue pour ces affluents ne permet pas de distinguer la classe 1 de la classe 2.

5. DISCUSSION

5.1 Pertinence de l'approche

Les sites échantillonnés dont les sédiments se situent en classe 3 (toxicité importante) sont sous l'influence soit de situations de pollutions ponctuelles telles que les charges rejetées (avant ou après traitement) de certaines STEP soit de zones industrielles ou d'agglomérations en amont dans les bassins versants.

L'écotoxicité souvent importante des dépôts superficiels en aval de certaines STEP confirme que ces dernières sont une voie d'entrée des micropolluants dans les écosystèmes aquatiques (PARDOS et GUISAN,1991; GRANDJEAN et al., 1990; De ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1988). En effet, sur l'ensemble des sites échantillonnés, quatre sont sous l'influence directe d'une STEP (Paudèze, Eau Froide, Dranse, Dullive). Le bilan écotoxique calculé au tableau 2 fait ressortir que le nombre de sédiments en classe 3 pour les sites en aval d'une STEP (cas B) est respectivement de 2.7 et 6.8 fois supérieur à celui obtenu pour les autres points (cas C) d'après les tests Microtox® et *S. capricornutum*.

Concernant les sédiments en classe 1 (faiblement toxiques), la très bonne concordance des résultats écotoxicologiques de l'Aubonne avec les analyses chimiques et les études sur les communautés d'invertébrés, tirées de la littérature (tableau 3), confirme le bon état de cette rivière. Cependant, les affluents de cette catégorie ne possèdent pas tous un bassin versant demeuré relativement naturel. Si le manque de sensibilité du test algue peut expliquer certains résultats, les valeurs Microtox® de cours d'eau comme le Rhône aval, la Venoge ou la Chamberonne sont surprenantes.

En effet, le Rhône en aval du lac reçoit directement ou par l'intermédiaire d'affluents les apports de 46 STEP françaises et de 15 STEP suisses, dont celle de Genève-Aïre (capacité de 400'000 équivalents-habitants - EH), totalisant une capacité d'environ 1 million d'équivalents-habitants. Sept de ces installations se déversent directement dans le fleuve (485'600 EH) et au moins trois d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle. Les potentialités toxiques faibles observées sur les extraits organiques des sédiments de Pougny ne sont pas en accord avec des toxicités importantes mesurées sur les matières en suspension en 1989 lors de l'étude de SANTIAGO et al., (1993) et en 1992 lors du programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1992).

La Venoge et la Chamberonne sont également des affluents dont les bassins versants montrent des densités de population et d'industrialisation importantes. De plus, la qualité biologique de la Venoge à l'embouchure, indiquée par les communautés d'invertébrés (LANG et REYMOND, 1994), est mauvaise.

Au vu de la situation des points prélevés et des données sur les matières en suspension à Pougny, les résultats écotoxicologiques obtenus laissent une incertitude sur la représentativité du prélèvement de sédiments. Cependant, ils peuvent également traduire, pour le Rhône aval, une évolution positive de la situation.

Tableau 3 - Evaluation de la qualité des affluents aux embouchures selon les approches écotoxicologiques (test Microtox®), biologiques (indice RIVAUD) et analytiques (PCB et métaux)

	Microtox® Classe de toxicité Extrait organique	**Qualité biologique** Indice RIVAUD					**PCB** µg/kg		**Métaux** Facteur de contamination moyen**		
									sédiments		bryophytes autochtones
	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k
Versoix	3 ; 2					1		26-50	1.5		
Promenthouse	2 ; 1	5			5			26-50			
Dullive	2 ; 1	2			1			26-50			
Aubonne	1 ; 1	10			7		< 10 (3x)	< 25	1.0	1.7	1.8
Morges	3 ; 2	4			5			26-50			
Venoge	2 ; 1	3			1		52 ; 100 ; <10	101-200	1.7	2.8	2.7
Chamberonne	2 ; 1							51-100	3.7		
Paudèze	3 ; 3							51-100			
Eau Froide	3 ; 3							51-100	2.8		
Grand Canal	3 ; 3							26-50			
Rhône amont	1 ; 1		11 ; 12*				< 10 (4x)	< 25	1.4	0.9	4.0
C. Stockalper	3 ; 3							51-100	3.0		
Dranse	3 ; 2			6			<10 (2x)	< 25		0.6	1.6
Pamphiot	- ; 1			3							
Redon	- ; 1			4				101-200			
Foron	2 ; 2			7				< 25			
Arve	2 ; 1					1			1.0		
Rhône aval	1 ; 1								1.3		

a : présent travail b: Lang et Reymond 1994 c: Bernard et al. 1994 d: Dumontier et Dethier 1993 e: Lang et Reymond 1991
f : Dethier 1991 g, j, k : Corvi et al. 1993 h: Corvi et al. 1991 i: Favarger et al. 1991
Classes de toxicité, ordre décroissant : 3 > 2 > 1
Indice RIVAUD, qualité biologique mauvaise (1, 2, 3) ; médiocre (4, 5) ; moyenne (6, 7) ; bonne (8, 9, 10)
* : Indice IBGN, situation de pollution (1 à 4) ; qualité biologique mauvaise (5 à 8) ; moyenne (9 à 12); satisfaisante (13 à16); bonne (17 à20)
** : calculé pour le présent travail ; moyenne des facteurs de contamination du Pb, Cd, Cr, Hg, Cu et Zn
Facteur de contamination : rapport de la concentration du métal dans les sédiments ou les bryophytes par la concentration de référence adoptée par la CIPEL

5.2 Comparaison avec d'autres études écotoxicologiques

D'après le Microtox®, les sédiments les plus toxiques du présent travail se trouvent dans le même ordre de grandeur que ceux analysés d'une part dans le cadre du programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau R.M.C. (1992) sur le Rhône en territoire français et d'autre part dans l'étude de FISCHER (1993) sur les ports lémaniques.

Dans le cadre de l'étude sur le Rhône, la zone la plus toxique se situe en aval de Lyon et elle correspond à une situation connue de forte contamination. En effet, cette région est sous l'influence des rejets de l'agglomération lyonnaise et d'une forte concentration d'industries chimiques minérales et de synthèse organique. Il faut noter que le protocole opératoire d'extraction des sédiments utilisé lors des deux études est identique à l'exception du solvant de reprise (DMSO ou éthanol). Toutefois, d'après les données de la littérature (CAMPBELL et al., 1992) il semble que le solvant sélectionné a peu ou pas d'influence sur la toxicité mesurée.

5.3 Confrontation des résultats écotoxicologiques avec différentes approches

Plusieurs études sur la qualité chimique et biologique des affluents ont été effectuées dans le cadre de la CIPEL. Les diverses méthodes utilisées ont chacune leur spécificité et leur signification propres :

- Les tests écotoxicologiques sur des extraits organiques de sédiments ont l'avantage de mettre en évidence les effets toxiques des substances hydrophobes extraites, mais l'échantillonnage des sédiments de rivières peut poser le problème de la représentativité dans le temps et dans l'espace du prélèvement effectué.
- La qualité biologique des affluents basée sur l'étude des communautés d'invertébrés permet d'obtenir une intégration des conditions physico-chimiques passées et présentes du milieu mais les résultats dépendent non seulement de la contamination de la rivière, mais également de facteurs comme la sécheresse ou la vitesse du courant.
- Les déterminations analytiques démontrent la présence de micropolluants, mais elles ne renseignent pas sur leurs effets toxiques (interactions additives, synergiques ou antagonistes).

L'indication des facteurs moyens de contamination en métaux (tableau 3) permet d'apprécier la pollution métallique d'une rivière. Cependant, les toxicités mesurées dans le présent travail sur les extraits organiques n'intègrent pas la biodisponibilité des métaux lourds. Elles ne peuvent donc pas être directement mises en relation avec ce facteur.

La confrontation des résultats obtenus selon l'approche écotoxicologique et les données tirées de la littérature (tableau 3) confirme le diagnostic sur la qualité de l'embouchure de certains sites, mais des divergences apparaissent également. Par exemple :

1. Pour l'Aubonne, la très bonne concordance entre les différentes approches démontre le bon état de cette rivière;
2. Pour le Rhône amont, il existe une bonne concordance des résultats écotoxicologiques avec les analyses chimiques des sédiments. Une qualité biologique moyenne ainsi qu'un facteur de contamination en métaux élevé pour les bryophytes indiquent toutefois une certaine pollution;
3. Pour la Versoix, les toxicités de classes 2 et 3 confirment la mauvaise qualité biologique de l'embouchure;
4. Pour la Paudèze, l'Eau Froide et le Grand Canal, les toxicités de classe 3 sont en accord avec la présence de PCB. L'Eau Froide et le Canal Stockalper sont également des cours d'eau dont les facteurs de contamination des sédiments en métaux sont élevés;
5. Pour la Dullive et la Venoge, la mauvaise qualité biologique de l'embouchure ne se caractérise pas par une toxicité importante (classe 3). Les teneurs en PCB mesurées dans les sédiments de la Venoge sont très variables et posent le problème de la représentativité dans le temps et dans l'espace de l'échantillonnage des dépôts superficiels;
6. Pour la Dranse, des sites d'échantillonnage différents expliquent les divergences observées.

Dans le cadre de la mise sur pied d'un diagnostic opérationnel, les diverses réponses obtenues doivent être considérées comme complémentaires. Il serait intéressant, à l'avenir, de coupler dans la mesure du possible les différentes approches afin de limiter les incertitudes provenant de l'absence de simultanéité de l'échantillonnage.

5.4 Perspectives

Afin de dépasser le simple constat, cette étude devrait être complétée à l'avenir par une recherche des causes (analyses chimiques) et des origines des toxicités mesurées.

La prise en considération des matières en suspension permettrait de vérifier l'actualité des risques écotoxicologiques. Cette approche, complémentaire aux sédiments déposés, pourrait lever les incertitudes sur la représentativité de l'échantillonnage de certains dépôts superficiels.

En complément d'une extraction organique, une extraction aqueuse du sédiment apporterait des indications sur la biodisponibilité des métaux lourds et anticiperait l'effet possible de leur relargage.

Un contrôle approfondi de certaines STEP devrait être envisagé au vu de l'écotoxicité souvent importante mesurée sur les sédiments échantillonnés en aval de ces dernières.

6. CONCLUSIONS

La méthodologie proposée permet d'identifier les affluents au Léman dont les sédiments aux embouchures sont les plus potentiellement toxiques et de hiérarchiser les situations de pollutions d'un point de vue écotoxicologique.

D'après le test Microtox®, les sédiments de la Paudèze, de l'Eau Froide, du Grand Canal et du Canal Stockalper présentent une toxicité importante aussi bien au printemps qu'à l'automne. A cette liste s'ajoutent la Versoix, la Morges et la Dranse pour les prélèvements printaniers. Suivant le test *Selenastrum capricornutum*, les dépôts de la Paudèze (printemps et automne) et de la Chamberonne (printemps) sont les plus toxiques. Les sites échantillonnés de tous ces affluents sont sous l'influence soit de situations de pollutions ponctuelles (directement en aval de rejets de stations d'épuration) soit de zones industrielles ou d'agglomérations en amont dans les bassins versants.

Les toxicités de classe 1 (faiblement toxiques) mesurées pour des sédiments de cours d'eau comme la Venoge, la Chamberonne et le Rhône aval (Pougny) sont surprenantes et laissent une incertitude sur la représentativité du prélèvement de sédiments. Concernant le point de Pougny, nous ne pouvons toutefois pas exclure une évolution positive de la situation.

Afin de dépasser le simple constat, cette étude devrait être appuyée à l'avenir par une recherche des causes (analyses chimiques) ainsi que des origines des toxicités mesurées. D'autre part, la prise en considération des matières en suspension permettrait de vérifier l'actualité des risques écotoxicologiques.

BIBLIOGRAPHIE

A.F.N.O.R. (1991) : Essais des eaux. Détermination de l'inhibition de la luminescence de *Photobacterium phosphoreum*. NF T90 320. Association Française de Normalisation, Paris, France.

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MEDITERRANEE-CORSE (1992) : Programme Ecotox Rhône. Phase 1. Descriptif, résultats, synthèses. 98 p.

BERNARD, R., PERRAUDIN-KALBERMATTER, R. et BERNARD, M. (1994) : Observation de la qualité des eaux de surface du canton du Valais : le Rhône et 9 de ses affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

CAIRNS, J. et PRATT, J.R. (1989) : The scientific basis of bioassays. Hydrobiologia, 188/189, 5-20.

CAMPBELL, M., BITTON, G., KOOPMAN B., et DELFINO, J.J. (1992) : Preliminary comparison of sediment extraction procedures and exchange solvents for hydrophobic compounds based on inhibition of bioluminescence. Environmental Toxicology and Water Quality : an International Journal, 7, 329-338.

CORVI, C., MAJEUX, C. et VOGEL J. (1986) : Les polychlorobiphényles et le DDE dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 207-216.

CORVI, C., PAY, R. et VOGEL, J. (1991) : Polychlorobiphényles, pesticides chlorés et phosphorés dans les sédiments des affluents du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 141-148.

CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et MACRI, G. (1993) : Micropolluants dans les affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1992, 209-232.

De ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1988) : Origine et bilan des PCB dans les eaux usées en Suisse. Gaz. eaux, eaux usées, 68/3, 120-130.

DETHIER, M. (1991) : Qualité biologique des affluents genevois du lac Léman, du Rhône et de l'Arve. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 173-182.

DUMONTIER, M. et DETHIER, M. (1993) : Macroinvertébrés et qualité biologique des affluents français du lac Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 233-254.

DUTKA, B.J. et KWAN, K.K. (1988) : Battery of screening tests approach applied to sediment extracts. Toxicity Assessment, 3, 303-314.

E.P.A. (1989) : Algal (*Selenastrum capricornutum*) Growth Test. Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 147-174.

FAVARGER, P.-Y., SPAN, D. et VERNET, J.-P. (1991) : Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin lémanique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 149-166.

FISCHER, Y. (1993) : Cadastre de la toxicité des sédiments de ports du lac Léman. Travail pratique de diplôme, Institut du Génie de l'Environnement, EPFL, 79p.

GAUDETTE, H.E., FLIGHT, W.R., TONER, L. et FOLGER, D.W. (1974) : An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. J. Sedimentary Petrology, 44, 249-253.

GRANDJEAN, D., De ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1990) : Micropolluants organiques dans les effluents de stations d'épuration, les eaux du Rhône et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989, 199-212.

HOWA, H. et VERNET, J.-P. (1989) : Métaux lourds dans les sédiments des affluents vaudois du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 209-217.

LANG, C. et REYMOND, O. (1991) : Etat des affluents vaudois du Léman indiqué par les communautés d'invertébrés : évolution 1982-1990. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 167-172.

LANG, C. et REYMOND, O. (1994) : Etat des affluents vaudois du Léman indiqué par les communautés d'invertébrés : campagne 1989-1990 et 1992-1993. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

LARBAIGT, G., BONNEFILLE, M., PEYRE, D. et TABONET, A. (1991) : Détermination du niveau de toxicité des sédiments de rivière par le test de bioluminescence bactérienne. Revue des Sciences de l'Eau, 4, 329-342.

LOIZEAU, J.-L., ARBOUILLE, D., SANTIAGO, S. et VERNET, J.-P. (1994) : Evaluation of a wide range laser diffraction grain size analyser for use with sediments. Sedimentology, 44.

O.C.D.E. (1993) : Guidance document for aquatic effects assessment. Org. Coopération et Développement Economiques, Paris, France, 72 p.

ORAND, A. et COLON, M. (1994) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

PARDOS, M., SANTIAGO, S. et ROSSEL, D. (1991) : Toxicité des contaminants liés aux sédiments de la rivière Venoge évaluée par trois biotests. In : Troisième conférence des limnologues d'expression française (Ed. Vernet J.P.), Morges, 167-170.

PARDOS, M. et GUISAN, A. (1991) : Toxicité de sédiments et de matières en suspension du bassin lémanique évaluée au moyen d'un biotest algal, des tests *Daphnia magna* et Microtox®. Travail pratique de diplôme, Université de Genève, 143p.

ROSSEL, D., ECHEVERRIA, M.-A. et TARRADELLAS, J. (1991) : Application de tests écotoxicologiques à des extraits de sédimens du lac Léman. In : Troisième conférence des limnologues d'expression française (Ed. Vernet J.P.), Morges, 202-205.

SANTIAGO, S., THOMAS, R.L. et CORVI, C. (1989) : Bioavailability of sediment-associated contaminants from lake Geneva watershed to natural phytoplancton. In : Heavy metals in the Environment (Ed. Vernet J.P.), Geneva, 2, 270-273.

SANTIAGO, S., THOMAS, R.L., LARBAIGT, G., ROSSEL, D., ECHEVERRIA, M.A., TARRADELLAS, J., LOIZEAU, J.-L., McCARTHY, L., MAYFIELD, C.I. et CORVI, C. (1993) : Comparative ecotoxicity of suspended sediment in the lower Rhone river using algal fractionation, Microtox® and *Daphnia magna* bioassays. Hydrobiologia, 25, 231-244.

SCHIEWE, M.H., HAWK, E.G., ACTOR, D.I. et KRAHN, M.M. (1985) : Use of bacterial bioluminescence assay to assess toxicity of contaminated marine sediments. Can Fish and Aquatic Sciences, 42, 1244-1248.

ANNEXE 1
LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE

Les sites d'échantillonnage ont été repérés selon la carte nationale de la Suisse éditée par l'Office topographique fédéral.

Rivières	Coordonnées des points	Dates d'échantillonnage	
		Printemps	Automne
Suisse			
Versoix	502.2 / 125.6	23/04/93	06/12/93
Promenthouse	510.2 / 138.6	28/04/93	29/11/93
Dullive	512.1 / 142.2	28/04/93	29/11/93
Aubonne	519.6 / 146.1	28/04/93	01/11/93
Morges	527.5 / 151.0	26/05/93	01/11/93
Venoge	531.4 / 151.5	26/05/93	01/11/93
Chamberonne	534.6 / 152.3	26/05/93	01/11/93
Paudèze	540.9 / 150.6	26/05/93	29/11/93
Eau Froide	560.1 / 138.3	12/05/93	15/11/93
Grand Canal	557.9 / 137.7	12/05/93	15/11/93
Rhône amont	556.3 / 137.2	12/05/93	15/11/93
Canal Stockalper	555.5 / 137.0	12/05/93	15/11/93
France			
Dranse	529.0 / 139.4	19/05/93	08/11/93
Pamphiot	523.5 / 135.1	-	08/11/93
Redon	520.1 / 133.7	-	08/11/93
Foron	518.2 / 132.7	19/05/93	08/11/93
Aval Léman			
Arve	498.7 / 117.3	19/05/93	06/12/93
Rhône aval	486.0 / 111.5	19/05/93	06/12/93

- : sédiment non échantillonné

ANNEXE 2

DIVERSES EXPRESSIONS DE LA TOXICITE DES EXTRAITS ORGANIQUES DE SEDIMENTS

[l/ équ-g] : unité utilisée dans le présent travail.
[équ-g/l] : Fischer (1993); SANTIAGO et al., (1993); Rossel et al., (1991).
[UT/g] : Programme "Ecotox Rhône" de l'Agence de l'Eau RMC (1992).

Microtox® UTS50			Rivières	*S. capricornutum* UTS20		
UT/g	équ-g/l	l/équ-g		l/équ-g	équ-g/l	UT/g
Printemps						
2'215	0.08	12.84	Versoix	0.52	1.92	116
221	0.78	1.29	Promenthouse	n.d.	n.d.	n.d.
673	0.25	4.05	Dullive	0.47	2.13	84
n.d.	n.d.	n.d.	Aubonne	n.d.	n.d.	n.d.
773	0.05	20.72	Morges	0.41	2.45	73
741	0.22	4.51	Venoge	0.46	2.19	76
964	0.18	5.62	Chamberonne	2.04	0.49	266
6'759	0.03	39.76	Paudèze	1.57	0.64	205
8'123	0.02	47.32	Eau Froide	0.50	2.01	79
2'675	0.06	15.86	Grand Canal	0.58	1.73	107
70	2.59	0.39	Rhône amont	n.d.	n.d.	n.d.
3'883	0.04	23.72	C. Stockalper	0.23	4.38	59
11'549	0.01	70.00	Dranse	0.22	4.49	43
959	0.19	5.37	Foron	0.25	4.01	53
562	0.30	3.38	Arve	0.33	3.02	60
65	2.53	0.40	Rhône aval	n.d.	n.d.	n.d.
Automne						
399	0.36	2.75	Versoix	n.d.	n.d.	n.d.
29	6.12	0.16	Promenthouse	n.d.	n.d.	n.d.
19	4.61	0.22	Dullive	n.d.	n.d.	n.d.
n.d.	n.d.	n.d.	Aubonne	n.d.	n.d.	n.d.
381	0.33	2.99	Morges	n.d.	n.d.	n.d.
25	7.85	0.13	Venoge	n.d.	n.d.	n.d.
43	4.17	0.24	Chamberonne	n.d.	n.d.	n.d.
3'147	0.04	22.56	Paudèze	2.00	0.50	279
1'401	0.09	11.10	Eau Froide	n.d.	n.d.	n.d.
4'989	0.02	42.57	Grand Canal	n.d.	n.d.	n.d.
68	1.86	0.54	Rhône amont	n.d.	n.d.	n.d.
2'881	0.05	19.90	C. Stockalper	n.d.	n.d.	n.d.
690	0.19	5.39	Dranse	n.d.	n.d.	n.d.
n.d.	n.d.	n.d.	Pamphiot	n.d.	n.d.	n.d.
n.d.	n.d.	n.d.	Redon	n.d.	n.d.	n.d.
1'199	0.13	7.88	Foron	n.d.	n.d.	n.d.
127	1.42	0.70	Arve	n.d.	n.d.	n.d.
159	1.10	0.91	Rhône aval	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : valeur non déterminée

ANNEXE 3

EXEMPLE DE CALCUL DE LA TOXICITE D'UN EXTRAIT ORGANIQUE DE SEDIMENT

Expression de la toxicité d'un extrait organique de sédiment dans les unités du présent travail :

A. Prise de sédiment humide : 20 g

Pourcentage de matière sèche : 40 %

Cela correspond à 8 g de sédiment sec extrait

B. Volume de DCM de récupération : 6 ml

Rapport de la prise de sédiment par le volume d'extrait DCM de récupération :

8/0.006 = 1333.3 g/l

Prise de DCM : 2 ml

Volume de DMSO : 4 ml

C. Facteur K = 4 / 2 = 2

D. CI50 = 0.003 %

E. UTS50 [l/ équ-g] = (100/0.003) x (2/1333.3) = 50.0

ANNEXE 4

COMPOSITION GRANULOMETRIQUE ET TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE DES SEDIMENTS

Teneur en carbone organique (%) et médiane en μm de la distribution granulométrique des sédiments < 63 μm :

	Granulométrie (μm)		Carbone organique (%)	
	Printemps	Automne	Printemps	Automne
Versoix	13.2	15.1	5.5	3.1
Promenthouse	9.8	18.8	4.0	2.0
Dullive	13.1	17.9	2.5	2.5
Aubonne	13.9	19.7	1.9	1.5
Morges	12.1	10.9	3.7	4.6
Venoge	10.6	11.4	3.5	1.7
Chamberonne	9.9	15.8	8.3	1.6
Paudèze	13.8	11.9	6.4	4.5
Eau Froide	10.1	10.2	5.1	7.5
Grand Canal	11.9	13.8	5.4	7.2
Rhône amont	24.6	37.3	0.6	0.4
C.Stockalper	13.5	13.0	2.7	2.8
Dranse	14.1	15.0	2.5	3.1
Pamphiot	-	10.3	-	1.8
Redon	-	12.5	-	2.8
Foron	11.3	13.3	3.2	3.5
Arve	11.6	13.2	2.2	2.0
Rhône aval	13.6	23.3	2.2	1.0
moyenne	12.9	15.7	3.7	3.0
min-max	9.8-24.6	10.2-37.3	0.6 -8.3	0.4 - 7.5

- : sédiment non échantillonné

ANNEXE 5

TYPOLOGIE DES AFFLUENTS AU LÉMAN SELON LE TEST MICROTOX®

Classe	Cours d'eau	Prélèvement	UTS50 l/équ-g*
3	Dranse	printemps	70.00
3	Eau Froide	printemps	47.32
3	Grand Canal	automne	42.57
3	Paudèze	printemps	39.76
3	Canal Stockalper	printemps	23.72
3	Paudèze	automne	22.56
3	Morges	printemps	20.72
3	Canal Stockalper	automne	19.90
3	Grand Canal	printemps	15.86
3	Versoix	printemps	12.84
3	Eau Froide	automne	11.10
2	Foron	automne	7.88
2	Chamberonne	printemps	5.62
2	Foron	printemps	5.37
2	Dranse	automne	5.39
2	Venoge	printemps	4.51
2	Dullive	printemps	4.05
2	Arve	printemps	3.38
2	Morges	automne	2.99
2	Versoix	automne	2.75
2	Promenthouse	printemps	1.29
1	Rhône aval	automne	0.91
1	Arve	automne	0.70
1	Rhône amont	automne	0.54
1	Rhône aval	printemps	0.40
1	Rhône amont	printemps	0.39
1	Chamberonne	automne	0.24
1	Dullive	automne	0.22
1	Promenthouse	automne	0.16
1	Venoge	automne	0.13
1	Aubonne	printemps	CI50 non déterminée
1	Aubonne	automne	CI50 non déterminée
1	Pamphiot	automne	CI50 non déterminée
1	Redon	automne	CI50 non déterminée

* : toxicité maximum atteinte après 5, 10 ou 15 minutes d'exposition aux extraits organiques

ANNEXE 6

TYPOLOGIE DES AFFLUENTS SELON LE TEST *Selenastrum capricornutum*

Classe	Cours d'eau	Prélèvement	UTS20 l/équ-g
3	Chamberonne	printemps	2.04
3	Paudèze	automne	2.00
3	Paudèze	printemps	1.57
2	Grand Canal	printemps	0.58
2	Versoix	printemps	0.52
2	Eau Froide	printemps	0.50
2	Dullive	printemps	0.47
2	Venoge	printemps	0.46
2	Morges	printemps	0.41
1	Arve	printemps	0.33
1	Foron	printemps	0.25
1	Canal Stockalper	printemps	0.23
1	Dranse	printemps	0.22
1	Versoix	automne	CI20 non déterminée
1	Dullive	automne	CI20 non déterminée
1	Venoge	automne	CI20 non déterminée
1	Chamberonne	automne	CI20 non déterminée
1	Canal Stockalper	automne	CI20 non déterminée
1	Dranse	automne	CI20 non déterminée
1	Pamphiot	automne	CI20 non déterminée
1	Redon	automne	CI20 non déterminée
1	Foron	automne	CI20 non déterminée
1	Arve	automne	CI20 non déterminée
1	Promenthouse	printemps	CI20 non déterminée
1	Promenthouse	automne	CI20 non déterminée
1	Aubonne	printemps	CI20 non déterminée
1	Aubonne	automne	CI20 non déterminée
1	Rhône amont	printemps	CI20 non déterminée
1	Rhône amont	automne	CI20 non déterminée
1	Rhône aval	printemps	CI20 non déterminée
1	Rhône aval	automne	CI20 non déterminée
1 ou 2*	Morges	automne	CI20 non déterminée
1 ou 2*	Eau Froide	automne	CI20 non déterminée
1 ou 2*	Grand Canal	automne	CI20 non déterminée

* : cf. point 4.2.2

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 191-195

ETAT DES AFFLUENTS VAUDOIS DU LEMAN INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES D'INVERTEBRES [1]

Campagnes 1989-1990 et 1992-1993

PAR

Claude LANG et Olivier REYMOND

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE, CONSERVATION DE LA FAUNE,
Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RESUME

L'état biologique des affluents vaudois du Léman, évalué au moyen de l'indice RIVAUD, est meilleur en 1992-1993 qu'en 1989-1990. Cette amélioration peut être expliquée par des conditions météorologiques plus favorables aux invertébrés. Dans les deux campagnes de prélèvement, l'état biologique se dégrade d'amont en aval dans la plupart des affluents. De ce fait, la situation devient généralement mauvaise au niveau des embouchures.

1. INTRODUCTION

Dans ce rapport, l'état biologique des affluents vaudois du Léman est évalué au moyen de l'indice RIVAUD dont les valeurs peuvent varier entre zéro et vingt (LANG et al., 1989, LANG et REYMOND, 1993a). De faibles valeurs de RIVAUD correspondent à des communautés d'invertébrés benthiques composées seulement de quelques espèces résistantes aux pollutions. Lorsque les valeurs de RIVAUD sont élevées, les espèces indicatrices d'eau propre (plécoptères, trichoptères à fourreau et heptageniidés) constituent une part importante de la diversité totale qui atteint alors des valeurs élevées.

Les affluents vaudois du Léman, présentés dans ce rapport (figure 1), peuvent se diviser en deux grands groupes : ceux qui prennent leur source dans le Jura (ou à proximité) et ceux qui viennent des Préalpes ou des Alpes. Le premier groupe d'affluents a été étudié en 1990 et 1993 (LANG et REYMOND, sous presse), le deuxième groupe en 1989 et 1992 (LANG et REYMOND, 1993a). Les rivières et les stations visitées, les méthodes utilisées et les valeurs de RIVAUD obtenues dans chaque station sont présentées en détail dans les deux publications citées ci-dessus. Pour cette raison, nous limiterons notre rapport à l'essentiel.

---

[1] Etude réalisée dans le cadre des activités de surveillance du Service cantonal vaudois des forêts et de la faune

2. STATIONS ET METHODES

Dans les rivières issues du Jura, 53 stations de prélèvement ont été visitées à deux reprises chaque année, en février-mars et en mai. Dans les rivières des Préalpes et des Alpes, trois visites sont effectuées chaque année dans 37 stations : en février ou en mars, en mai ou en juin et en septembre. Au cours de chaque visite, six coups de filet sont donnés dans six différentes zones de cailloux de la station.

En laboratoire, les invertébrés sont identifiés jusqu'au niveau de la famille ou du genre (taxon). Pour chaque année, la liste combinée des taxons observés dans chaque station est établie. Cependant, le même taxon observé à deux ou trois reprises dans la même station n'est compté qu'une seule fois. Toutes les analyses présentées ici sont basées sur des listes combinées de taxons.

Une comparaison effectuée entre l'indice RIVAUD et l'indice biologique global normalisé (NF T 90-350, décembre 1992) montre que les valeurs obtenues à partir de ces deux indices varient dans le même sens et sont étroitement liées (LANG, résultats inédits).

3. RESULTATS

Le pourcentage des prélèvements où la diversité des communautés d'invertébrés est élevée (RIVAUD supérieur à 7) passe de 18 % en 1989-1990 à 39 % en 1992-1993 (tableau 1). Dans les rivières issues du Jura, l'amélioration constatée en 1993 s'explique par l'augmentation du débit des rivières, conséquence d'une pluviosité accrue (LANG et REYMOND, sous presse). De ce fait, l'impact des pollutions sur les invertébrés a diminué en raison de la meilleure dilution des polluants. Dans les rivières issues des Préalpes et des Alpes, l'amélioration constatée en 1992 relève également d'une modification des débits dont les effets particuliers, différents de ceux observés dans les rivières du Jura, sont discutés ailleurs (LANG et REYMOND, 1993a).

Dans les deux campagnes, la diversité des communautés d'invertébrés, relativement élevée en altitude, devient très basse en dessous de 430 m (tableau 1), c'est-à-dire dans la zone où se situent les embouchures.

La situation des différents affluents et de leurs embouchures est présentée en détails dans le tableau 2. Dans la plupart des affluents, la valeur de RIVAUD observée au niveau de l'embouchure, ou au niveau de la station de prélèvement la plus basse, est nettement inférieure à la valeur maximale enregistrée dans les stations situées en amont.

Dans le tableau 2, les rivières sont classées en fonction des valeurs moyennes de l'indice RIVAUD : de la moins perturbée à la plus perturbée, de la Baye de Clarens à la Dullive. Dans certaines rivières de montagne cependant, des perturbations d'origine naturelle (caractère torrentiel accentué) s'ajoutent à celles d'origine humaine (LANG et REYMOND, 1993a). Pour distinguer ces deux types de perturbation, le nombre moyen de taxons sensibles aux pollutions (plécoptères, trichoptères à fourreau, heptageniidés) est indiqué à gauche de la valeur RIVAUD dans le tableau 2. Lorsque le nombre de taxons sensibles aux pollutions est nettement supérieur à la valeur de RIVAUD, les perturbations d'origine naturelle jouent un certain rôle dans la baisse de la diversité.

4. CONCLUSIONS

Dans la plupart des rivières vaudoises, la diversité des communautés d'invertébrés benthiques diminue d'amont en aval (LANG et REYMOND, 1993b). Les affluents du Léman ne font pas exception à cette règle (tableau 1). La diversité diminue à basse altitude en raison de l'augmentation de la population humaine et des impacts qu'elle provoque.

Cependant la diversité reste élevée à basse altitude dans certaines rivières dont les bassins versants sont demeurés relativement naturels. Il s'agit de l'Aubonne, de la Baye de Clarens et de Montreux (tableau 2). Ces rivières montrent ce que pourrait être l'état des autres affluents du Léman si les impacts des activités humaines étaient limités à un niveau acceptable.

BIBLIOGRAPHIE

LANG, C., L'EPLATTENIER, G. et REYMOND, O. (1989) : Water quality in rivers of western Switzerland : application of an adaptable index based on benthic invertebrates. Aquatic Sciences, 51, 224-234.

LANG, C. et REYMOND, O. (1993a) : Qualité de l'eau indiquée par les invertébrés benthiques dans les rivières des montagnes vaudoises. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 82, 193-200.

LANG, C. et REYMOND, O. (1993b) : Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers : application to biomonitoring. Aquatic Sciences, 55, 188-196.

LANG, C. et REYMOND, O. (sous presse) : Diversité du zoobenthos et qualité d'eau dans vingt rivières vaudoises : tendance 1990 - 1993. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.

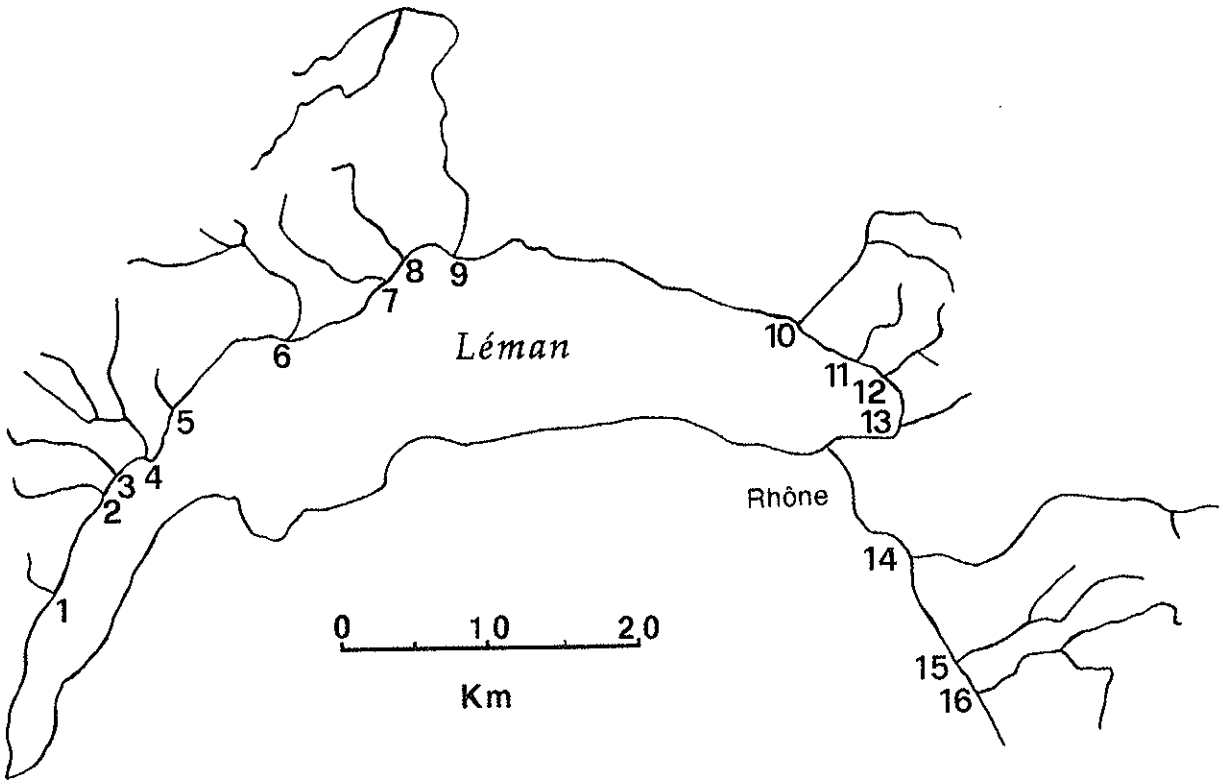


Figure 1 : Localisation des affluents vaudois du Léman étudiés en 1989/90 et 1992/93

1. Doye
2. Boiron de Nyon
3. Asse
4. Promenthouse et affluents
5. Dullive
6. Aubonne et Toleure
7. Boiron de Morges
8. Morges
9. Venoge et Veyron
10. Veveyse
11. Baye de Clarens
12. Baye de Montreux
13. Tinière
14. Grande Eau
15. Gryonne
16. Avançon

TABLEAU 1 - Etat biologique des affluents du Léman indiqué par les pourcentages cumulés des prélèvements rangés en fonction des valeurs décroissantes de l'indice RIVAUD. Comparaison : entre campagne 1989/90 et 1992/93, entre classes d'altitude (limite inférieure de chaque classe d'altitude indiquée). Valeurs médianes soulignées, n = nombre de prélèvements.

RIVAUD		Campagne		Altitude (m)			
	Etat	89/90	92/93	375	431	511	701
14	Excellent	1	1				4
13	Excellent	1	1				4
12	Excellent	1	2			2	4
11	Excellent	2	7		2	9	7
10	Bon	7	20	4	7	30	14
9	Bon	10	29	4	12	36	27
8	Bon	18	39	4	23	45	43
7	Moyen	39	<u>52</u>	12	44	<u>64</u>	<u>66</u>
6	Moyen	<u>50</u>	63	18	<u>51</u>	82	79
5	Médiocre	68	75	35	72	95	88
4	Médiocre	78	84	49	84	98	98
3	Mauvais	85	90	<u>63</u>	93	100	98
2	Mauvais	97	98	90	100		100
1	Mauvais	100	99	98			
0	Mauvais	100	100	100			
	n	90	90	49	43	44	44

TABLEAU 2 - Rivières (Numéros - No - dans figure 1) classées en fonction des valeurs moyennes décroissantes (Moy) de l'indice RIVAUD (résultats 1989 - 1993). Nombre de prélèvements effectués (n), nombre moyen de taxons sensibles aux pollutions (NTS), valeur maximale de RIVAUD dans la rivière (Max), valeurs de RIVAUD à l'embouchure en 1989/90 (A) et en 1992/93 (B). Altitude de la station de prélèvement la plus basse.

No	Rivières	n	NTS	RIVAUD				Altitude (m)
				Moy	Max	A	B	
11	Baye de Clarens	8	11.1	10.1	14	7	10	420
12	Baye de Montreux	6	11.0	9.0	10	10	8	440
6	Aubonne, Toleure	16	8.7	8.1	11	7	10	390
15	Gryonne	11	8.9	7.5	11	6	6	530
14	Grande Eau	20	9.2	7.0	10	3	5	380
4	Promenthouse et affluents	16	6.2	6.3	10	5	5	390
9	Venoge, Veyron	36	5.4	6.2	12	1	3	380
10	Veveyse	3	8.0	6.0	6	6	6	580
13	Tinière	6	6.7	5.5	8	4	1	390
16	Avançon	16	7.2	5.2	9	2	4	400
3	Asse	8	3.9	4.5	10	2	2	380
8	Morges	10	3.1	4.4	6	5	4	390
7	Boiron de Morges	10	2.2	3.8	6	2	2	375
1	Doye	2	1.5	3.0	3	3	3	375
2	Boiron de Nyon	8	1.5	2.5	5	2	0	375
5	Dullive	4	0.5	1.5	2	1	2	375

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, **1994**, 197-240.

OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE DU CANTON DU VALAIS

LE RHONE ET NEUF DE SES AFFLUENTS [1]

PAR

Régine BERNARD, Romaine PERRAUDIN KALBERMATTER

BUREAU ETEC, BUREAU D'ETUDES EN ECOLOGIE APPLIQUEE, Rue du Rhône 10, CH - 1950 SION

Marc BERNARD

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DU CANTON DU VALAIS, CH - 1950 SION

RESUME

Le Service de la Protection de l'Environnement de l'Etat du Valais a mis en place un suivi de la qualité physico-chimique et biologique des eaux courantes du canton. Entre 1990 et 1993, le Rhône en 12 points et 9 de ses affluents ont fait l'objet de plusieurs prélèvements (eau et faune benthique) afin d'établir une série de données de base, puis rechercher les causes qui sont à l'origine d'une éventuelle mauvaise qualité.

Après une brève présentation des caractéristiques des bassins versants et du contexte qui entoure chaque station étudiée (installations hydroélectriques, état de l'assainissement, etc.) et un rappel des méthodologies utilisées (notamment IBGN pour l'indice biologique), l'article interprète la qualité physico-chimique et biologique des affluents selon un découpage amont/aval, puis du Rhône.

Les stations situées à l'amont du bassin versant des affluents du Rhône ont une qualité biologique de moyenne à satisfaisante, alors qu'à l'aval des dégradations de cette qualité apparaissent. La qualité des eaux et les perturbations physiques du milieu expliquent les mauvaises qualités biologiques, sans que l'on puisse préciser le type d'atteinte qui joue un rôle prépondérant. Le Rhône, quant à lui, réagit aux atteintes physiques qui agissent essentiellement sur les types de substrats. Contre toute attente, il obtient le plus souvent une qualité moyenne voire satisfaisante.

Les résultats de cette première enquête sur la qualité des eaux courantes devront être confirmés, une seule série d'analyses n'étant pas suffisamment significative. Une interprétation plus poussée avec recherche de hiérarchisation des atteintes ne pourra être envisagée qu'après obtention d'un plus grand nombre de données traitées avec des moyens statistiques.

---

1 Etude réalisée dans le cadre des activités de surveillance du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais

1. INTRODUCTION

Le Valais couvre environ 65 % du bassin lémanique. Le Rhône représente 75 % des apports en eau, 55 % des apports en azote minéral total et 65 % en phosphore total (CIPEL, 1984). La qualité des eaux du fleuve, a fortiori celle de ses affluents, influence ainsi considérablement la santé du lac. Ces cours d'eau sont aussi des milieux vivants qui subissent des atteintes (captages, rejets d'eaux usées, etc.).

Le Rhône à la Porte du Scex fait l'objet d'analyses physico-chimiques suivies dans le cadre du programme NADUF [1]. Les apports au Léman par le Rhône sont donc connus, mais pas leur provenance. Le Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais (SPE) a mis sur pied, depuis le début des années 90, un programme d'observation de la qualité des eaux de surface. Auparavant, seules des études ponctuelles peu nombreuses, dispersées par la méthode (indices biotiques, macroindex, indice de qualité biologique générale), dans le temps (année, saisons) et dans l'espace ont été réalisées par divers auteurs (CIPEL, EAWAG, Hydro-Rhône, Pronat, Bex, ETEC). Ces études ne s'inscrivaient pas dans un programme commun.

De 1990 à 1993, le Rhône et neuf de ses affluents (Mattervispa, Lonza, Navisence, Liène, Borgne, Morge, Drance de Bagnes, Trient et Vièze) ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et biologiques. En 1994, d'autres rivières latérales seront sous la loupe du SPE (Binna, Saaservispa, Turtmänna, Dala, Printse et Drance d'Entremont); elles ne seront pas traitées dans cet article. Les principaux affluents du Rhône auront ainsi fait l'objet d'une série initiale de prélèvements, limités à l'amont et à l'aval de leur bassin versant, pour deux campagnes de prélèvements (hiver, été-automne).

Cette approche de la qualité globale des cours d'eau (qualité des eaux et du milieu naturel) a pour but, outre une meilleure connaissance de leur état (bases de données), de déterminer les types d'atteintes et d'en évaluer leurs conséquences afin de pouvoir proposer des mesures de gestion appropriées en vue d'améliorer, s'il y a lieu, cette qualité. Elle s'inscrit aussi dans le plan d'action de la CIPEL "Le Léman demain".

2. PRESENTATION DU BASSIN VERSANT DU RHÔNE

2.1 Hydrographie et hydrologie

Le bassin du Rhône occupe 5'220 des 7'975 km^2 du bassin lémanique. Seule une faible partie des eaux déversées sur le canton du Valais échappe au Rhône et s'écoule vers d'autres bassins : celui du Pô, pour le versant sud du Simplon (la Doveria), et celui du Rhin pour le versant nord du Sanetsch et de la Gemmi. A l'autre extrémité du canton, l'Eau Noire prend sa source en France et se jette dans le Trient. Le Rhône valaisan collecte les eaux d'environ 6'000 km des cours d'eau du canton (à l'échelle 1 : 200'000), répartis dans une centaine de sous-bassins. La surface de ceux-ci varie de quelques km^2 à plusieurs centaines de km^2 (797 km^2 pour les Vispa et 676 km^2 pour les Drance, principaux affluents du fleuve).

Avec une altitude moyenne de 2'130 m et les 2/3 environ de sa surface situés au-dessus de la limite supérieure des forêts (2'200-2'300 m d'altitude), le bassin rhodanien est drainé par des cours d'eau très marqués par la topographie, l'altitude et le climat de haute montagne. Les principaux affluents ont un régime hydrologique de type glacio-nival, avec plus de 80 % des eaux qui s'écoulent entre les mois de juin et août. La période d'étiage se situe entre les mois de novembre et mars. Avec ces grandes amplitudes de débit, un autre phénomène influence grandement la vie dans les cours d'eau alpins : le charriage très important, principalement pendant les hautes eaux. Les cours d'eau prennent en charge les matériaux de l'érosion intense des Alpes, matériaux de grosse granulométrie, ainsi que des limons glaciaires. Le Rhône à la Porte du Scex transporte 1.8 millions de tonnes de matières en suspension par année; les masses de galets et de matériaux dissous ne sont pas connues.

---

[1] Programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses

En rive droite du Rhône à l'aval de la Dala, les vallées sont plus courtes, plus pentues et d'altitude moins élevée qu'en rive gauche. Les ressources en eaux sont donc moins importantes. D'autre part, la nature des roches influençant l'écoulement des eaux, l'infiltration est plus importante en relief karstique qu'en relief cristallin. Schématiquement, les roches sont de nature calcaire en rive droite du Rhône entre la Dala et le Léman, et cristalline en rive gauche jusqu'à une ligne reliant Salanfe-col d'Emaney et Barberine. La Liène et la Morge sont ainsi de petites rivières, alors que les rivières de la rive gauche sont plus imposantes.

Les débits du Rhône et de ses affluents sont passablement modifiés par les captages hydroélectriques et les transferts d'un bassin versant à l'autre. La totalité des 9 rivières étudiées dans le cadre de ce rapport font l'objet de captages pour la production d'énergie hydroélectrique (cf. chap. 3). Leur débit est par conséquent très réduit, voire inexistant à l'aval des installations de prélèvement et en dehors des périodes de surverses estivales.

A défaut de connaître tous ces débits, le tableau 1 donne la surface des bassins versants des affluents et, pour certains affluents, les débits disponibles (stations de jaugeage à des altitudes différentes), afin d'estimer l'importance de ces cours d'eau. Le module annuel du Rhône à la Porte du Scex s'élève à 180 m^3/s.

TABLEAU 1 - Surface des bassins versants des affluents à leur embouchure dans le Rhône et débits annuels moyens actuels (station hydrologique et altitude)

Cours d'eau	Surface du bassin versant (km^2)	Module annuel (m^3/s)
Vispa	797	16.6 (Viège : 659 m)
Lonza	161	4.57 (Blatten :1520 m)
Navisence	253	5.6 (Vissoie : 1090 m)
Liène	92	-
Borgne	384	3.53 (La Luette :33 957 m) (naturel :8.26)
Morge	82	-
Drance	676	2.36 (Châble : 810 m)
Trient	116	-
Vièze	146	3.3 (Troistorrents : 715 m)

Le Rhône reçoit aussi les eaux de drainage de la plaine. Des canaux ont été creusés lors de l'assainissement de cette zone et de la correction du Rhône, soit environ entre 1860 et 1960. Les eaux de la nappe les alimentent ainsi que certaines eaux de versants. Le réseau de canaux est important : il quadrille la plaine de Brigue au Léman.

2.2 Occupation du sol

Selon l'Annuaire statistique du canton du Valais de 1992, 53.6 % du territoire sont improductifs, couverts de glaciers (14.5 %), d'éboulis et de rochers, alors que le solde est occupé par les forêts (22.2 %), les surfaces agricoles (21.7 %) et l'habitat (2.5 %).

TABLEAU 2 - Contexte amont des stations de référence "amont"

Cours d'eau	Installations hydroélecriques			Assainissement	
	Captages	Restitution	Purges	STEP	Rejets eaux usées
Mattervispa (VIZ 57.0)	+	Rhône	+	-	+
Lonza	-	-	-	-	(+)
Navisence	-	-	-	-	(+)
Liène	+	Rhône	- *	-	(+)
Borgne	+	Rhône	+	-	+
Drance de Bagnes	+	Rhône	+	-	(+)
Trient	+	Rhône	+	-	(+)
Vièze	+	Pissevache	+	-	(+)

TABLEAU 3 - Contexte amont des stations "aval"

Cours d'eau	Installations hydroélectriques			Assainissement	
	Captages	Restitution	Purges	STEP	Rejets eaux usées
Vispa	+	Rhône (Vispa)	+	Zermatt Randa St.Niklaus Grächen Saas Balen Stalden	Embd Eisten
Lonza	+	Lonza	+	-	vallée
Navisence	+	Rhône	+	-	vallée
Liène	+	Rhône	+	Icogne	Ayant
Borgne	+	Rhône (Borgne)	+	St-Martin Mase (Nax) (Vex)	Evolène Hérémence
Morge	+	Lizerne	+	(Conthey) (Savièse)	
Drance de Bagnes	+	Rhône (Drance de Bagnes)	+	Verbier	vallée
Trient	+	Rhône	+	-	vallée
Vièze	+	Pissevache (Vièze)	+	Champéry (Monthey)	Val d'Illiez Troistorrents

Légende : - absence + présence (+) diffus (alpages, quelques bâtiments)

* le barrage de Tseuzier n'a pas été purgé depuis plusieurs années, mais le sera prochainement

( ) installations hydroélectriques : captages entre la station amont et la station aval, avec restitution en amont de la station aval

( ) assainissement : rejet des eaux traitées dans un autre cours d'eau

La population résidante du canton du Valais s'élève à 262'389 personnes (au 31.12.1992), soit une densité d'environ 50 habitants par km^2. La population de montagne vit du tourisme saisonnier et de l'agriculture extensive (élevage) tandis que l'industrie, l'agriculture intensive (viticulture, arboriculture et maraîchage) et le tertiaire font vivre la population de plaine. Les industries sont très peu nombreuses dans les vallées latérales, alors qu'en plaine des industries chimiques, telles que Lonza, Ciba-Geigy, et métallurgiques (Alusuisse), ont d'importantes activités de production.

Dans un tel contexte (topographie, faible pourcentages de terres productives et habitables), de grandes contraintes physiques s'exercent sur les cours d'eau. Dans certaines vallées, le terrain utilisable est rare. Les constructions et diverses installations s'approchent du lit de la rivière. Pour leur protection contre les crues, la correction des cours d'eau devient inéluctable. L'étanchéification du sol de leur bassin versant est aussi à l'origine de certaines corrections de torrents.

La réduction de la capacité de charriage des cours d'eau (réduction de débit) et le rétrécissement de certains lits (présence d'installations trop proches) provoquent le rehaussement des fonds. Outre son intérêt économique, l'exploitation des graviers devient une nécessité pour la sécurité des riverains. Certaines de ces exploitations portent diverses atteintes physiques au milieu : destruction du lit, seuils en enrochement et colmatage des fonds par les eaux de lessivage.

2.3 Assainissement des eaux usées

Le 85 % de la pollution domestique du canton du Valais est raccordé et traité par une station d'épuration. Il demeure toutefois des secteurs critiques (installations dépassées ou cumul de rejets avec une insuffisance de débit du cours d'eau récepteur). En comptabilisant les industries, 90 % du volume de matière organique des eaux usées est épuré. Les difficultés de l'épuration des eaux résultent des grosses industries (à noter que Ciba-Geigy vient de moderniser sa STEP) et des contraintes de l'assainissement en zone touristique de montagne (fluctuations saisonnières des charges, basses températures des eaux dues aux conditions climatiques, etc.).

La capacité d'autoépuration des cours d'eau alpins est, en théorie, élevée à l'état naturel (bonne oxygénation des eaux), mais elle subit d'importantes réductions. Prises d'eau en torrents, barrages et bassins de compensation provoquent une réduction de cette capacité d'autoépuration. A contrario, certaines installations dérivent des eaux usées et les restituent en plaine, après turbinage. Le cumul des captages et du rejet d'eaux usées (égouts, déversoirs d'orage, exutoires de STEP) exerce de lourds effets sur la qualité générale des cours d'eau.

3. CONTEXTE DES STATIONS ETUDIEES

3.1 Stations amont

Le tableau 2 indique les interventions sur les cours d'eau en amont des stations étudiées (présence ou absence de captages sans préciser le type, existence ou non de purges, assainissement des eaux usées), mais n'évalue pas leur influence en terme de débit.

Seules la Lonza et la Navisence ne sont pas captées à l'amont des stations de référence. Dans la majorité des captages, il n'existe pas de débit de restitution à l'aval des installations, mais les stations choisies bénéficient des apports latéraux à l'aval de celles-ci; leur débit n'est jamais nul. De nombreux captages dérivent les eaux et les restituent dans un autre bassin.

L'importance des captages et de leur influence sur le débit actuel du cours d'eau à la hauteur des stations étudiées peuvent être hiérarchisées a priori comme suit :

- captages **peu importants** : la **Vièze**, avec un de ses affluents, La Saufla, en partie captée;
- captages **moyennement importants** : le **Trient** et son affluent le Nant Noir; la **Morge** et son affluent la Nétage;
- captages **importants** : la **Liène** avec le barrage de Tseuzier, la **Borgne** et nombre de ses affluents;
- captages **très importants** : la **Mattervispa** et la **Drance de Bagnes** avec nombre de leurs affluents.

Outre la réduction de leur débit, certaines stations subissent de manière plus intense que d'autres les **purges** des installations : très fréquentes pour les prises d'eau (dessableurs automatiques fonctionnant plusieurs fois par jour de mai à septembre), annuelles pour les bassins de compensation (Z'Mutt) et exceptionnelles pour les barrages (Mauvoisin, Tseuzier). D'autre part, l'éloignement et la morphologie de l'hydrosystème intermédiaire permettent d'amortir le débit de pointe de ces purges dans certains élargissements des cours d'eau, ou alors ont lieu sur des affluents du cours principal (Mattervispa, Drance de Bagnes). Compte tenu de ces éléments, on peut estimer que la station du Trient est la plus atteinte par ces purges, suivie de la Mattervispa et de la Borgne. Les purges des installations hydroélectriques ont lieu principalement lors des hautes eaux (en période de fonte) et lors d'orages.

La station amont de la Drance de Bagnes subit, en hiver, un **colmatage** de son substrat, vraisemblablement dû à une réduction de la capacité de charriage de la rivière. Les limons se déposent plus facilement.

Bien que les stations aient été choisies en amont de tout **rejet d'eaux usées** important, il existe quelques alpages ou chalets dans le bassin versant amont de certaines d'entre elles, mais la charge polluante est faible, sauf pour la Mattervispa et la Borgne. La première reçoit vraisemblablement les eaux usées de certains restaurants d'altitude et des installations de remontées mécaniques; de même pour la seconde qui, de plus, récolte les eaux usées de la station d'Arolla (habitat permanent) et de quelques hameaux.

3.2 Stations aval (cf. tableau 3)

Les neuf cours d'eau étudiés dans ce cadre sont captés pour **l'utilisation de leur force hydraulique** à l'aval des stations de référence. Certains réseaux hydrographiques sont **fortement** mis à contribution : non seulement le cours d'eau principal, mais aussi de nombreux affluents sont captés (la Vispa, la Borgne, la Drance de Bagnes, la Navisence, le Trient, la Vièze). Pour la Liène et la Lonza, seul le cours principal est capté : une fois pour la Lonza (bassin de Ferden), deux fois pour la Liène (barrage de Tseuzier et bassin de Croix). Certaines installations dérivent les eaux dans un autre bassin versant, d'autres dans le même bassin à l'amont des stations étudiées. Parmi ces dernières installations, certaines disposent d'une capacité de stockage à l'amont et leur exploitation provoque un régime "en éclusée" à l'aval de la restitution (Lonza, Vispa), d'autres sont exploitées au fil de l'eau et les variations de débits à l'aval sont moins importantes (Borgne, Vièze).

Les **purges** des bassins de compensation ou de prises d'eau existant à l'aval des stations amont sont fréquentes pour la Vièze (environ 800 par année à la prise d'eau du Pont du Pas). La Drance de Bagnes au Châble subit les fréquentes purges estivales du dessableur du Dyure de Sery (aval de Fionnay). La Lonza, la Navisence et la Liène subissent une purge annuelle des bassins de compensation (exceptionnellement plus). Par contre, une prise d'eau sur la Navisence à la hauteur du bassin de compensation est purgée en moyenne 2 fois par semaine en été. La Vispa, la Borgne et la Morge ne doivent pas être perturbées par les purges des installations amont.

Les stations de la Vispa, de la Lonza, de la Morge, du Trient et de la Vièze ont une tendance plus ou moins forte au **colmatage** des substrats. Celles de la Morge et de la Drance de Bagnes en été-automne également. Cette tendance est plus forte que pour les stations amont : la masse de matériaux est vraisemblablement plus importante à la sortie de bassin et les crues annuelles pouvant nettoyer ces substrats n'existent plus. D'autre part, des gravières peuvent accentuer ce phénomène (Vispa, Morge).

L'assainissement des eaux usées n'est, à l'heure actuelle, de loin pas achevé dans les vallées latérales. Le taux de raccordement de la population des bassins versants à une station d'épuration est variable (cf. tableau 3). Le taux de raccordement n'est pas le seul critère d'un bon assainissement : il faudrait encore tenir compte du rendement d'épuration, et, pour la qualité des eaux, du ratio "charge polluante résiduelle/débit réel de l'exutoire".

Les installations hydroélectriques et les rejets d'eaux usées influencent la qualité physico-chimique des eaux et la qualité biologique des cours d'eau jusqu'à leur embouchure dans le Rhône. D'autres atteintes ont des effets plus limités (gravière, correction). Ainsi, dans leur tronçon de plaine, les affluents étudiés subissent les effets :

- de **gravières** : la Vispa, la Borgne, la Morge;
- de sévères **corrections** du lit : la Lonza, la Liène, la Morge, le Trient.

3.3 Stations du Rhône

Le réseau hydrographique du Rhône, avec ses dérivations d'eau et l'assainissement de la plaine, est parfois très complexe. Le schéma de la figure 1 se propose de situer en fonction du linéaire kilométrique (échelle : 1/300'000) les stations et les affluents étudiés dans le cadre du programme SPE 90-94, les rejets de STEP et les installations hydroélectriques qui influencent directement le régime du Rhône (cf. annexe 1).

Les stations du Rhône ont été choisies en fonction du contexte hydrologique et physico-chimique, afin de pouvoir mettre en évidence l'importance de certains facteurs et intégrer un ensemble de paramètres à la hauteur d'une station. A titre d'exemple, Gluringen, immédiatement à l'aval d'un barrage, vise à mesurer l'impact direct d'une retenue d'eau sur la faune benthique; la station de Sion a été localisée en aval du rejet de la STEP de Chandoline pour connaître la qualité physico-chimique des eaux après mélange dans le milieu récepteur.

Les barrages, dérivations et restitutions mentionnés touchent directement le régime du Rhône et ne décrivent pas la complexité des circuits d'eau. A titre d'exemple, citons Mörel où il existe deux usines hydroélectriques, l'une en rive gauche qui turbine les eaux captées à Fiesch, l'autre en rive droite qui fonctionne avec les eaux du glacier d'Aletsch. Les deux restitutions sont ensuite reprises dans une nouvelle conduite et amenées plus en aval à l'usine CFF implantée à proximité de l'embouchure de la Massa.

Les secteurs non assainis ne figurent pas sur le schéma; rappelons que deux secteurs de plaine ne sont pas encore raccordés à un ouvrage d'épuration : la vallée de Conches en amont de Fiesch et la plaine de St.German à Loèche. La qualité des eaux du Rhône est aussi fortement influencée par les affluents latéraux qui amènent des eaux plus ou moins chargées en fonction de l'état de l'assainissement (cf. chapitres précédents).

Le schéma indique si le rejet de la STEP transite par un canal avant son rejet au Rhône. La distance au Rhône peut être plus ou moins longue : environ 500 m sur le Werikanal (exutoire de la STEP de Brig-Glis), alors qu'elle est de plus de 11 km sur le canal Sion-Riddes (STEP de Sion-Châteuneuf). Le rejet peut également passer par un marais ou un étang (Poutafontanna pour la STEP de Granges) ou une lagune (STEP de CIBA-GEIGY/Ville de Monthey).

4. METHODOLOGIE

4.1 Localisation des stations, campagnes

4.1.1 Choix des rivières

Les neufs cours d'eau retenus pour les premières campagnes d'observation du SPE ont des bassins versants qui figurent parmi les plus peuplés des affluents du Rhône, avec par conséquent des charges polluantes les plus élevées :

(cf. **carte de localisation** en figure 2 et tableaux de synthèse 4 et 5)

- en **1990-1991, six cours d'eau** ont été analysés, soit la Mattervispa (Viège de Zermatt), la Lonza, la Borgne, la Liène, la Drance de Bagnes, la Vièze.
- en **1993, cinq cours d'eau** et **un affluent** ont été étudiés, à savoir la Mattervispa, la Navisence et la Gougra, la Liène, le Trient, la Morge.

En **1992**, le choix s'est porté sur **le Rhône**, depuis l'amont de son bassin versant jusqu'à la Porte du Scex, pour localiser les problèmes et observer l'influence des affluents.

4.1.2 Choix des stations

Deux stations ont, en général, été choisies pour chaque affluent du Rhône : une station "amont" de référence quant à la qualité des eaux, et une station "aval" qui est sensée intégrer la qualité des eaux en fin de réseau, juste avant l'embouchure dans le Rhône. Ce critère n'est pas absolu, car sont aussi intervenues l'accessibilité des stations, l'importance de certains torrents et d'autres circonstances (se référer aux rapports annuels).

Ainsi, 18 stations ont été étudiées (11 en 1990-91 et 7 en 1993, 1 doublée en 1993) dans les 9 bassins versants sélectionnés.

Pour le Rhône, aux stations amont et stations aval, s'ajoutent de nombreuses stations intermédiaires permettant de suivre l'évolution de la qualité du cours d'eau en fonction des principaux apports. Ainsi, **10 stations** ont été retenues pour l'étude physico-chimique des eaux (depuis l'amont jusqu'au Léman : Oberwald, Reckingen, Grengiols, Gamsa (Brig), Gampinen, Sierre (Finges), Granges, Sion, Branson et St-Maurice) et **12 stations** pour l'étude biologique (les 10 stations choisies pour les analyses physico-chimiques et 2 stations supplémentaires, à savoir celle de Gluringen située à l'aval du barrage de Rhonewerke AG, et celle de la Porte du Scex suivie depuis de nombreuses années par la CIPEL). L'altitude de ces stations se répartit de 1'368 m (Oberwald) à 380 m (Porte du Scex).

4.1.3 Dates des campagnes

Pour une meilleure représentativité des résultats, **2** campagnes ont été retenues lors des périodes les moins favorables, ceci pour connaître la qualité des cours d'eau dans leur état le plus critique. Il s'agit des périodes de grande affluence touristique dans les bassins versants, qui se combine pour la campagne d'hiver avec l'étiage (débit le plus faible à l'état naturel).

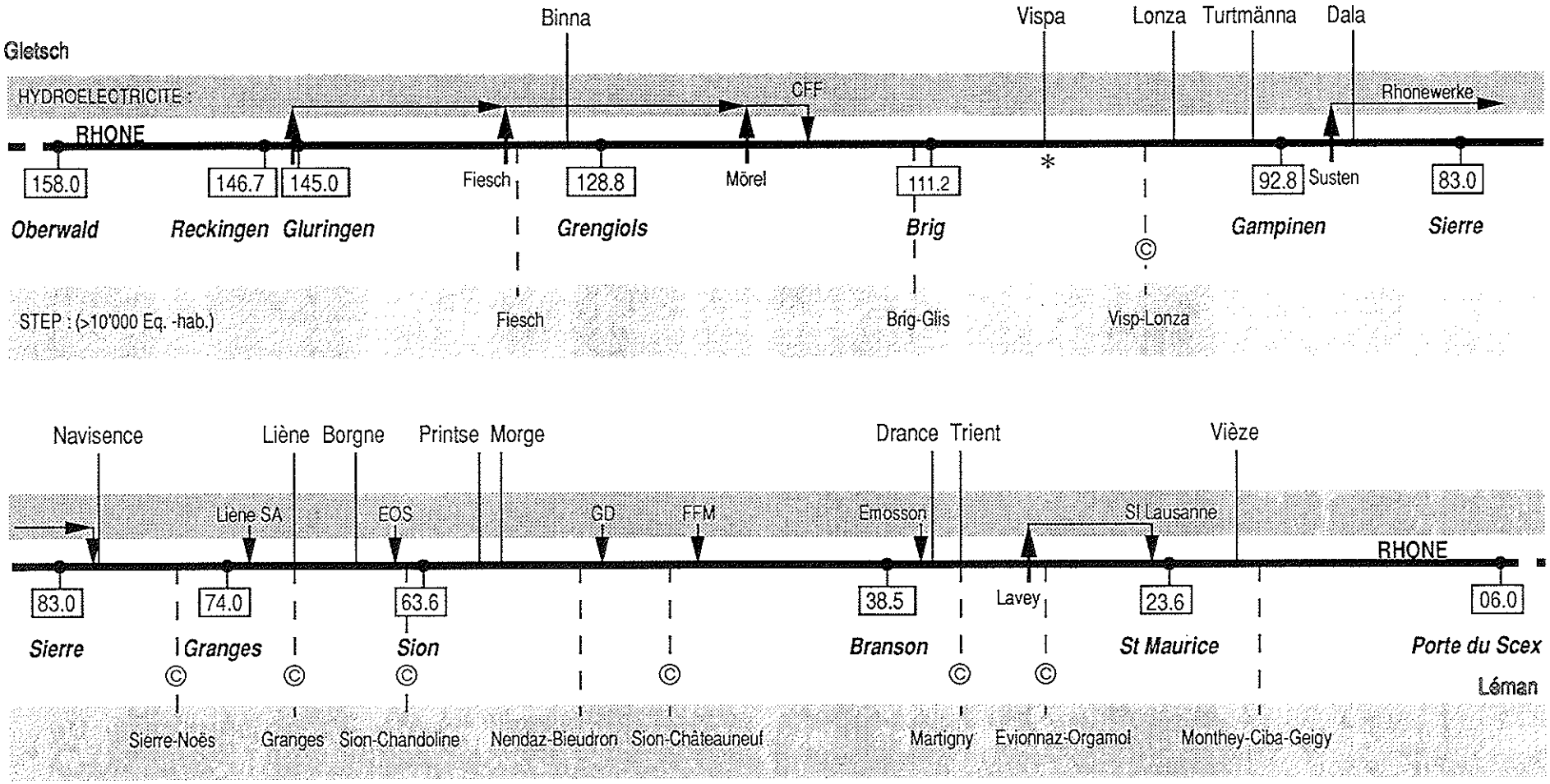
Soit, en 1990-91 :

- une campagne estivale entre le 23.07.90 et le 01.08.90, réitérée le 23.07.91 et le 06.08.91 pour la physico-chimie;
- une campagne hivernale entre le 19.02 et le 26.02.1991;

et en 1993 :

- en hiver, entre le 15.02 et le 23.03.93;
- en été, courant juillet 93, uniquement pour les prélèvements physico-chimiques;
- en automne, les 10 et 11.10.93, pour les prélèvements de faune benthique.

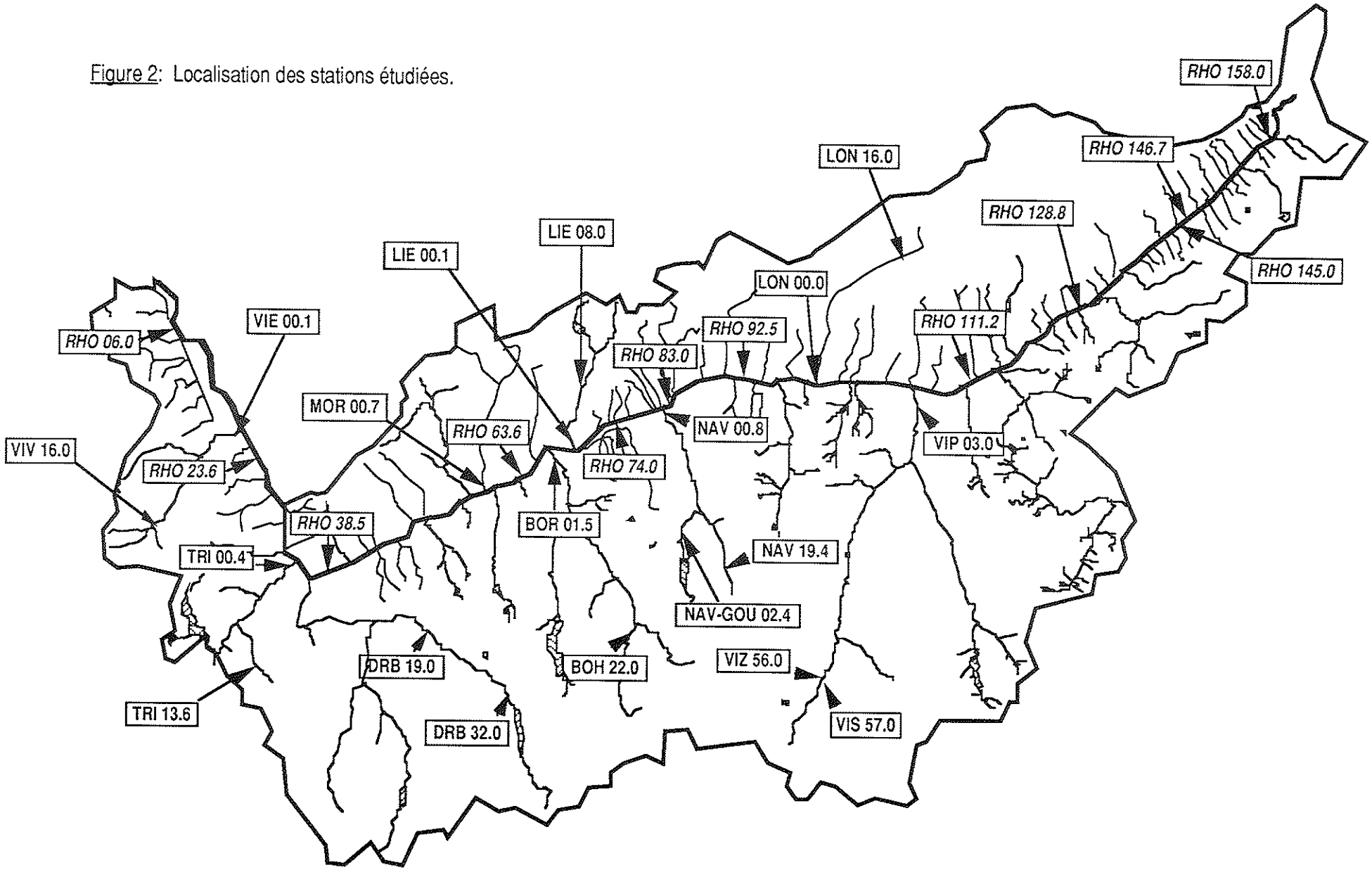
Figure 1: Stations du Rhône; localisation d'après le réseau hydrographique et les principales atteintes
Echelle: 1/300'000



Légende:

83.0	Code station	*	Régime fortement influencé par les accumulations de haute montagne (Visp)
Sierre	Nom de la station	©	Transit par un canal avant rejet au Rhône

Figure 2: Localisation des stations étudiées.



Les prélèvements pour l'IBGN ayant été rendus délicats par les conditions hydrologiques estivales (débits trop élevés) en 1990, il a été admis que les futures campagnes seraient déplacées à l'automne (en octobre).

Sur le Rhône, en 1992, les stations ont fait l'objet de six campagnes physico-chimiques et de deux campagnes biologiques :

- en mars (du 3 au 6; du 1 au 3 pour les prélèvements de faune benthique);
- en avril (du 30 mars au 2 avril);
- en juin (du 1 au 3);
- en août (du 3 au 6);
- en octobre (du 5 au 8; les 4, 5 et 7 pour les prélèvements de faune benthique);
- en novembre (du 23 au 27).

Les données physico-chimiques pour la station de la Porte du Scex ont été tirées des suivis régulièrement effectués par l'EAWAG (programme NADUF : échantillon moyen sur 15 jours) et la CIPEL (échantillon moyen sur 1 semaine). Les six dates retenues correspondent toujours à celles choisies pour cette étude, dans le but de pouvoir comparer les résultats, sachant qu'il faudra rester prudent dans leur interprétation puisque le protocole d'échantillonnage diffère.

Pour l'IBGN, les quatre stations en aval de Sion ont chaque fois été prospectées **un dimanche**, afin de se situer en dessous de la zone de marnage (fortes variations hebdomadaires de la hauteur d'eau liées à l'activité hydroélectrique) et de pouvoir effectuer les prélèvements faunistiques sur les **marges colonisées** et non pas dans la **frange de battement** dont les conditions hydrologiques particulières ne permettent pas au benthos de se maintenir (GOGNIAT et MARRER, 1984).

4.1.4 Principe de codification des stations

Le principe de **codification** des stations est le suivant : les trois lettres sont les premières lettres capitales du nom du cours d'eau (soit RHO pour le Rhône) et les chiffres qui leur font suite représentent la distance kilométrique de la station par rapport à la confluence avec le milieu récepteur (le Léman). Ainsi par exemple, RHO 83.0 indique la station du Rhône sise 83 km en amont du Léman. Dans le cas où les 3 premières lettres sont communes à plusieurs cours d'eau, c'est la troisième lettre du code, si possible évocatrice, qui distingue la rivière, par exemple la Vièze à Champéry est VIV ("Vièze de Val d'Illiez") et VIE à partir de la confluence entre la Vièze de Val d'Illiez et celle de Morgins. La codification des torrents latéraux suit le même principe : aux trois premières lettres désignant le cours d'eau principal s'ajoutent trois autres désignant au mieux le nom de l'affluent. Les chiffres représentent toujours la distance kilométrique de la station par rapport à la confluence avec la rivière principale. Ainsi NAV-GOU 00.0 indique la station de la Gougra située immédiatement en amont de sa confluence avec la Navisence.

4.1.5 Tableaux de synthèse

Les tableaux 4 et 5 récapitulent l'ensemble des stations étudiées sur le Rhône et ses affluents, donnent leur altitude, leurs coordonnées (parfois légèrement différentes entre les lieux de prélèvements physico-chimiques et biologiques, si pour des questions de représentativité ou d'accessibilité la station a été déplacée) et rappellent succinctement le nombre de campagnes effectuées.

TABLEAU 4 - Récapitulatif des stations étudiées et des campagnes effectuées sur les affluents du Rhône

Cours d'eau	Localisation des stations	Code	Altitude m	Coordonnées	Date des campagnes			
					Physico-chimie		Biologie	
					Hivers	Eté	Hiver	Eté
Viège de Zermatt	Amont confluence Findelbach	VIZ 57.0	1'600	623'340/095'690	93.03	-	93.02	-
	Viège amont	VIP 03.0	660	634'180/125'400	91.02	91.07	91.02	90.07
Lonza	Blatten amont	LON 16.0	1'600	630'520/141'400	91.01	91.07	91.02	90.07
					93.03	93.07	-	-
	Gampel aval	LON 00.0	631	623'480/128'420	91.02	91.07	91.02	90.07
					93.03	93.07	-	-
Navisence	Gougra, Grimentz amont	NAV-GOU 02.4	1'599	610'140/113'200	93.03	93.07	93.02	93.10
	Zinal amont	NAV 19.4	1'675	614'250/108'440	93.03	93.07	93.02	93.10
	Chippis	NAV 00.9	541	608'170/124'860	-	-	-	93.10
		NAV 00.8	541	608'170/124'980	93.03	93.07	93.02	-
Liène	Icogne	LIE 08.0	930	600'000/123'320	-	90.07	91.02	90.08
						91.07		-
	St-Léonard aval	LIE 00.1	498	598'730/121'280	-	90.08	91.02	90.08
						91.07		-
Borgne	Les Haudères amont	BOH 22.0	1'447	605'080/103'000	91.02	91.07	91.02	90.08
	Bramois aval	BOR 01.5	504	596'600/120'150	91.02	90.07	91.02	90.08
						91.07		-
Morge	Conthey aval	MOR 00.7	489	589'790/118'180	93.03	93.07	93.02	93.10
Drance de Bagnes	Bonatchesse amont	DRB 32.0	1'580	591'480/096'460	91.02	90.07	91.02	90.07
						91.08		-
	Le Châble aval	DRB 19.0	810	581'940/103'470	91.02	90.07	91.02	90.07
						91.08		-
Trient	Trient amont	TRI 13.6	1'326	565'650/099'560	93.03	93.07	93.02	93.10
	Vernayaz aval	TRI 00.4	455	569'800/109'300	93.03	93.07	93.02	93.10
Vièze	Grand Paradis amont camping	VIV 16.0	1'035	555'170/112'460	91.02	90.07	91.02	90.07
						91.08		-
	Monthey aval	VIE 00.1	395	564'480/122'820	91.02	90.07	91.02	90.07
						91.08		-

TABLEAU 5 - Récapitulatif des stations étudiées et des campagnes effectuées sur le Rhône en 1992
(analyses physico-chimiques en mars, avril, juin, août, octobre et novembre)
(Prélèvements biologiques en mars et octobre)

Rhône Stations	Code	Localisation	Altitude m	Coordonnées	Campagnes	
					phy.	bio
Oberwald	RHO 158.0	Amont Oberwald	1'368	669'820/154'070 669'930/154'180	6	2
Reckingen	RHO 146.7	Dans village	1'310	661'910/146'780	6	2
Gluringen	RHO 145.0	Aval barrage	1'299	661'120/145'690	-	2
Grengiols	RHO 128.8	Amont camping	830	649'750/135'980	6	2
Gamsa (Brigue)	RHO 111.2	Aval Brigue, rd	660	638'800/128'300 638'560/128'190	6	2
Gampinen	RHO 92.5	Amont Susten, rd	620	617'840/128'310 617'730/128'360	6	2
Sierre	RHO 83.0	Amont Sierre, rd	540	609'270/127'190 608'960/127'140	6	2
Granges	RHO 74.0	Amont pont, rg	500	601'530/123'740 601'620/123'720	6	2
Sion	RHO 63.6	Aval Sion, rd	490	593'770/118'630 593'740/118'660	6	2
Branson	RHO 38.5	Aval Fully, rg	460	573'150/108'300 573'120/108'220	6	2
St-Maurice	RHO 23.6	Aval, rg	405	566'440/119'225 566'330/119'680	6	2
Porte du Scex	RHO 06.0	Aval pont, rd	380	non connu 557'600/133'330	Biblio	2

4.2 Mesures de débit

Les **débits** ont été calculés ou mesurés selon plusieurs méthodes en fonction de la localisation des sites étudiés :

- d'après les courbes enregistrées par le SHGN, pour les sites qui coïncident avec l'emplacement d'une station hydrométrique fédérale;
- à l'aide d'un enregistrement limnigraphique sur 24 heures accompagné d'un relevé du profil en travers et d'un jaugeage chimique ponctuel, pour les autres sites.

Sur le Rhône, les éléments connus des dérivations ou restitutions des centrales hydroélectriques, de même que les estimations des apports latéraux, ont été pris en considération dans le calcul des débits.

4.3 Prélèvement et analyses physico-chimiques

Seules les analyses d'eau faites en 1990 ont été effectuées sur **12** échantillons moyens de 2 heures (prélèvements réalisés toutes les dix minutes, en continu sur 24 heures).
Tous les autres prélèvements d'eau, également réalisés sur 24 heures, avaient pour but d'obtenir **2** échantillons moyens, un pour la **journée** (6 h-22 h) et un pour la **nuit** (22 h-6 h).

Les analyses ont porté sur une vingtaine de paramètres physico-chimiques, auxquels se sont ajoutés les métaux lourds pour 2 campagnes sur le Rhône en période d'étiage.

Les résultats d'analyses ont été confrontés aux **objectifs de qualité** pour les eaux courantes inscrits dans l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975 (RS 814.225.21 - colonne 1 de l'annexe).

4.4 Prélèvements et Analyses biologiques : Indice Biologique Général (IBGN)

La méthode d'analyse de la qualité biologique des cours d'eau qui a été utilisée dans cette étude est celle de **l'Indice Biologique Global (IBG)**. Cette méthode qui était en cours d'homologation en France, en tant que norme AFNOR (T90-350, 1985) au début de l'étude, a depuis été validée et homologuée sous le nom de **IBGN** (Indice Biologique Global Normalisé, NF T90-350, décembre 1992). Pour se faire, des adaptations ont été réalisées, notamment dans l'ordre de prélèvement des substrats et le calcul de la note (sensibilité de certains groupes indicateurs et nombre d'individus). Toutes les notes de qualité publiées dans ce rapport sont celles de l'**IBGN**.

L'échantillonnage de chaque station se fait à l'aide de 8 prélèvements de 1/20 m^2 dans tous les types de substrats (bryophytes, galets, graviers, litières, vases, etc.) et de vitesses représentés (soit 5 classes entre moins de 5 cm/s et plus de 150 cm/s). Le protocole directeur de la méthode doit parfois être adapté aux conditions propres de chaque station (pour le Rhône, il a été admis, au vu de l'étude faite par MARRER que la faune benthique était concentrée sur les marges du lit).

Les organismes échantillonnés sont conservés dans du formol 10 %, triés et déterminés jusqu'à la famille, qui constitue la limite de détermination pour cette méthode (taxon).

Pour chaque station, sont ainsi établies des listes faunistiques de macro-invertébrés benthiques (principalement des familles d'Insectes dans les cours d'eau de montagne).

Le calcul de l'IBGN se fonde sur la **présence du Groupe Indicateur (GI) le plus élevé** (9 classes), à savoir le taxon le plus sensible à la qualité de l'eau et du milieu, et sur la **diversité taxonomique** comptabilisée dans la liste faunistique.

La note ainsi obtenue, comprise entre 1 (minimum) et 20 (maximum), donne une appréciation de la qualité biologique globale de la station (cf. tableau 6). Elle intègre les paramètres abiotiques (diversité des substrats, vitesse du courant, physico-chimie des eaux, débit, etc.) et biotiques (faune benthique, algues, etc.).

TABLEAU 6 - Note IBGN et interprétation d'après VERNEAUX de la qualité biologique globale

IBGN	≥ 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	≤ 4
Qualité biologique globale normalisée	bonne	satisfaisante	moyenne	mauvaise	pollution

5. QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX

5.1 Qualité physico-chimique des affluents

Les résultats bruts des analyses ont été transformés en valeurs moyennes journalières par station et présentés sous forme de tableau (cf. annexe 2).

Les graphiques 1 et 2 illustrent l'évolution des paramètres "débit - conductivité" pour le premier, "dureté - sulfates" pour le second, sur les différents affluents du Rhône.

5.1.1 Hiver

La Mattervispa à Zermatt possède une eau de conductivité moyenne à faible, dictée principalement par le calcium et les sulfates. La qualité des eaux est déjà affectée par la présence de matières organiques, d'azote et de phosphore. Avant le rejet de la STEP de Zermatt un apport latéral de 1 m^3 /s permettra d'atteindre une qualité telle qu'espérée.
Le rejet des eaux épurées de la STEP influence notablement la qualité des eaux de la Mattervispa sur les paramètres NH_4 et COD. 50 km en aval, la Vispa a reçu une autre branche de la vallée de Saas et a grossi pour un débit dix fois plus important. La dureté de l'eau a diminué et on enregistre la présence d'aluminium.

La Lonza à Blatten, issue du glacier, est peu minéralisée, avec une conductivité et une dureté faibles. On enregistre déjà la présence de matières organiques. Avant la confluence avec le Rhône à Gampel les eaux sont passées par une retenue avant d'être turbinées. La minéralisation a doublé par rapport au site amont.

La Navisence possède deux branches amont de caractéristiques différentes. La Gougra à l'aval du barrage de Moiry est faiblement minéralisée alors que la branche située à Zinal affiche déjà une forte minéralisation.
Le point aval reflète uniquement les apports latéraux de la partie inférieure du bassin versant (les eaux amont étant captées et turbinées au Rhône). Les eaux sont très minéralisées avec de fortes concentrations en magnésium et sulfates; on note la présence d'azote et de phosphore due au manque d'épuration des eaux usées.

La Liène en amont présente une conductivité faible à moyenne. Les eaux légèrement sodiques présentent du fluorure (0.8 mg/l).
La qualité des eaux à l'aval du bassin - assez bien minéralisées - avec la présence d'azote et de phosphore, indique l'existence d'eaux usées non traitées.

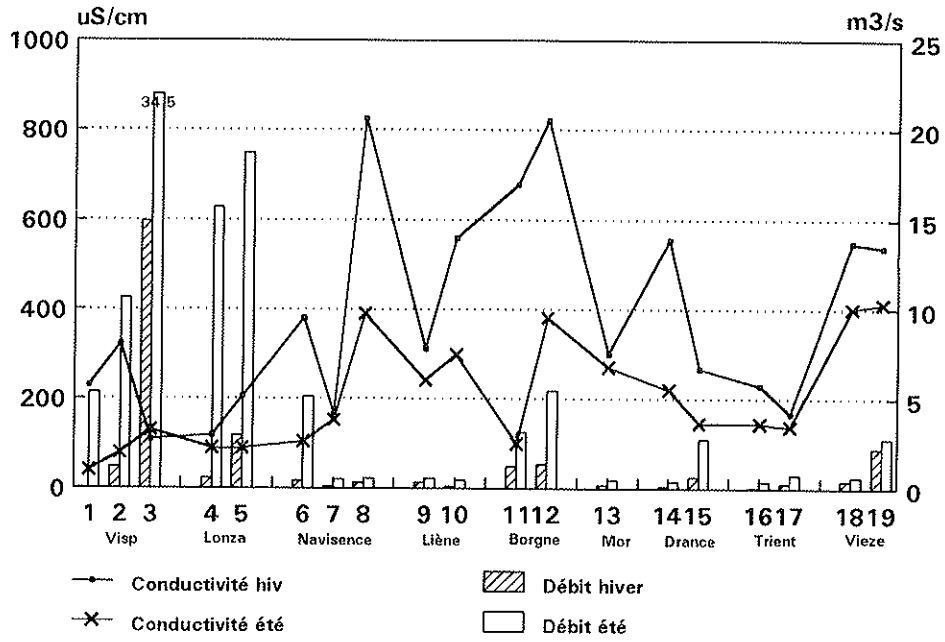
La Borgne fait partie des cours d'eau les plus minéralisés du Valais. Le prélèvement amont hivernal, situé en aval d'Evolène, sans épuration, confirme la présence d'azote, de phosphore et de matières organiques. Ces eaux sont très riches en sulfates. La même tendance se dégage à l'aval puisque peu d'apports latéraux viennent augmenter le débit, à l'exception de quelques sources chaudes en rive droite et des eaux usées d'Hérémence.

La Morge à l'aval présente une minéralisation moyenne.

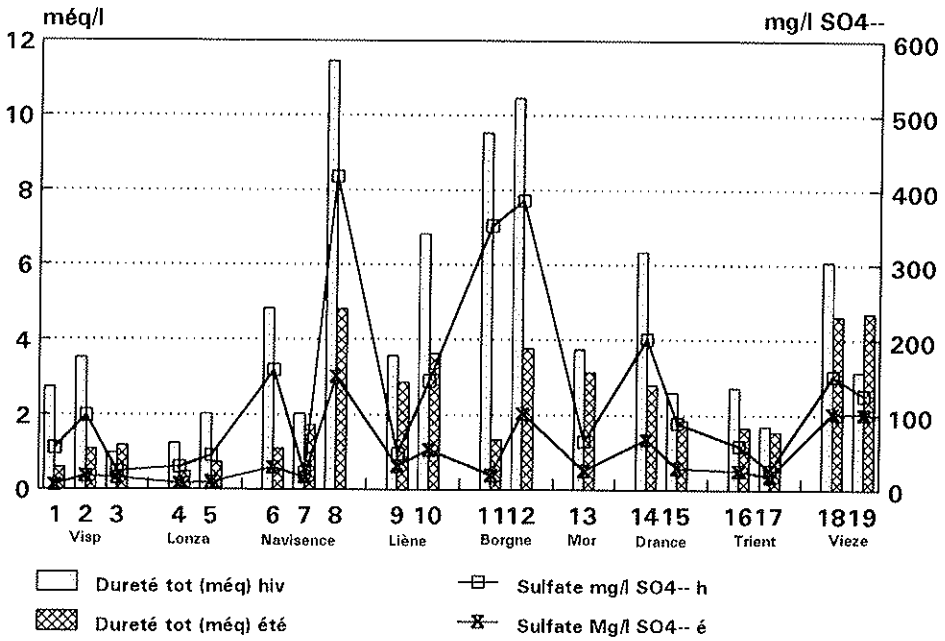
La Drance de Bagnes en aval du barrage de Mauvoisin présente une minéralisation moyenne à tendance calco-carbonique, avec des teneurs en sulfates importantes. A 23 km en aval, au Châble, cette minéralisation a diminué pour laisser place à une pollution avec présence d'azote, de phosphore et de matières organiques. La mise en service de la nouvelle STEP du Châble devrait avoir un effet bénéfique sur cette situation.

Le Trient, avec une conductivité faible à moyenne, rentre dans la catégorie des cours d'eau peu minéralisés. On enregistre une diminution de la minéralisation d'amont en aval due au captage du Trient et à l'apport de l'Eau Noire et du Triège.

La Vièze à Champéry, fortement minéralisée, de type calco-carbonique possède aussi des teneurs en sulfates importantes. A l'aval, les concentrations en calcium ont diminué et les analyses montrent une faible pollution organique et azotée.



Graphique1: Evolution Débit et Conductivité des affluents



Graphique2 : Evolution Dureté et Sulfates sur les affluents

5.1.2 *Eté*

La Mattervispa est fortement influencée par la fonte nivale et glaciaire. La minéralisation chute et l'on observe alors de fortes teneurs en aluminium (2 mg/l). A Viège la conductivité est en hausse et les concentrations en aluminium restent élevées.

La Lonza présente les caractéristiques d'une eau glaciaire avec une faible minéralisation; ici aussi on note la présence d'aluminium.

La Navisence à Zinal est faiblement minéralisée alors que la branche de la Gougra l'est un peu plus. A l'aval la conductivité est élevée mais a chuté de 50 % par rapport à l'étiage d'hiver. On remarque toujours la présence des sulfates.

La Borgne, où le prélèvement estival se trouve reporté en amont d'Evolène, se présente comme peu minéralisée, sous l'influence de la fonte nivale. En aval, les pointes de conductivité et de sulfates enregistrées à l'étiage en hiver ont diminué.

La Drance à l'amont enregistre une diminution de ces concentrations de 50 % par rapport aux teneurs hivernales. La tendance est un peu plus marquée pour les prélèvements réalisés à l'aval du Châble.

Le Trient présente des conductivités faibles.

La Vièze donne une qualité physico-chimique semblable entre l'amont et l'aval pour une minéralisation moyenne.

5.1.3 *Conclusion*

D'une manière générale on enregistre une diminution des pH entre l'hiver (tendance légèrement alcaline) et l'été où l'eau se rapproche de la neutralité.

Les apports de la fonte des neiges et des glaciers entraînent une diminution de la minéralisation des eaux.

Il est actuellement très difficile d'obtenir une appréciation exacte de la qualité physico-chimique des eaux au travers de cette seule série d'analyses. Certains paramètres mettent assez bien en évidence des problèmes de pollution (NH_4^+ au Châble sur la Drance en hiver, PO_4^{---} à St Léonard sur la Liène en hiver). Par contre, le COD est plus aléatoire car il intègre la matière organique d'origine naturelle : ce seul paramètre indiquerait une tendance de qualité plutôt moyenne pour la plupart des stations tant en amont qu'en aval, et une dégradation en été-automne.

Il faut cependant rester très prudent dans toute interprétation car les analyses physico-chimiques présentent des limites, en particulier :

- instabilité de certains ions lors d'un prélèvement sur 24 heures NH_4^+ disparaissent probablement en grande partie);
- seuil de détection trop élevé pour le phophore total; il faudrait descendre en dessous de 30 μg/l au lieu des 50 μg/l comme ce fut le cas lors des analyses de 1993.

Au vu des résultats physico-chimiques, les tendances ne sont pas nettes. Il est difficile d'affirmer que la qualité des eaux se dégrade entre l'amont et l'aval (à part sur la Liène et la Drance) puisque certaines stations sont plus chargées en tête de bassin versant (Vispa, Borgne). D'une saison à l'autre, la concentration en COD est plus élevée en été-automne, alors que les NH_4^+ et le phosphore disparaissent.

Il faut aussi tenir compte des circulations d'eau complexes (captages, stockage, transfert de bassin) qui induisent un transfert dans le temps et dans l'espace de la qualité physico-chimique.

5.2 Qualité physico-chimique du Rhône

Les résultats bruts des analyses physico-chimiques par station se trouvent en annexe 3 pour les campagnes de mars et juin 1992. Seuls les résultats de ces deux périodes extrêmes (étiage et hautes eaux) ont été représentés pour une meilleure comparaison avec les analyses des affluents.

5.2.1 Débit

- **Début mars :**

  les débits varient entre l'amont et l'aval de 0.75 m^3/s à 105 m^3/s (facteur 140). Il n'existe pas de différence entre le jour et la nuit à Oberwald et Reckingen. Plus en aval, les débits enregistrés le jour sont supérieurs à ceux de la nuit (Brig : + 1.9 m^3/s [+ 38 %]; Sion : + 3.5 m^3/s [+ 8 %]; Branson : + 30 m^3/s [+ 40 %, turbinage des eaux de Grande Dixence et Mauvoisin]).

- **Juin :**

  les débits varient entre l'amont et l'aval de 21.1 m^3/s à 299 m^3/s (facteur 14). Les débits ont surtout augmenté en amont, résultat du cumul de la fonte de neiges et de l'épisode très pluvieux qui a touché le Haut-Valais début juin. Les différences jour-nuit sont perceptibles dès l'amont (débits du jour supérieurs à ceux de la nuit; Oberwald : + 2.7 m^3/s [+ 12 %]; Reckingen : + 5 m^3/s [+ 14 %]; Brig : + 36 m^3/s [+ 40 %]; Sion : + 12 m^3/s [+ 5 %]; Branson : + 7 m^3/s [+ 2 %]).

Les débits du Rhône peuvent être très fluctuants, tant d'une saison à l'autre qu'entre le jour et la nuit. Il existe aussi des variations hebdomadaires liées à la production hydroélectrique (très inférieure en fin de semaine).

5.2.2 Température

La moyenne arithmétique des températures mesurées le jour et la nuit sur chaque station indique des valeurs un peu plus chaudes en juin, août et octobre (maximum de 7.8 °C en août, puis octobre avec 6.5 °C et juin 6.2 °C) et plus froides en novembre, mars (5.3 °C pour les 2 mois) et avril (5.5 °C).

5.2.3 pH

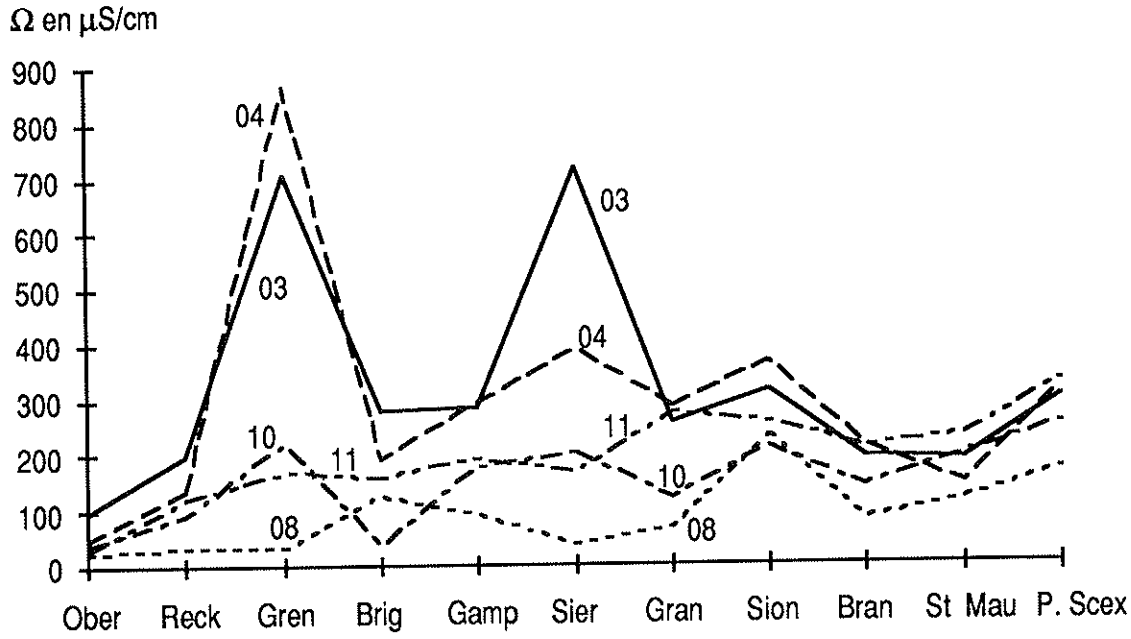
Il se situe entre 7 et 8; il a généralement tendance à augmenter entre l'amont et l'aval. Dans le bas du Rhône, le pH est un peu plus élevé en été.

5.2.4 Conductivité

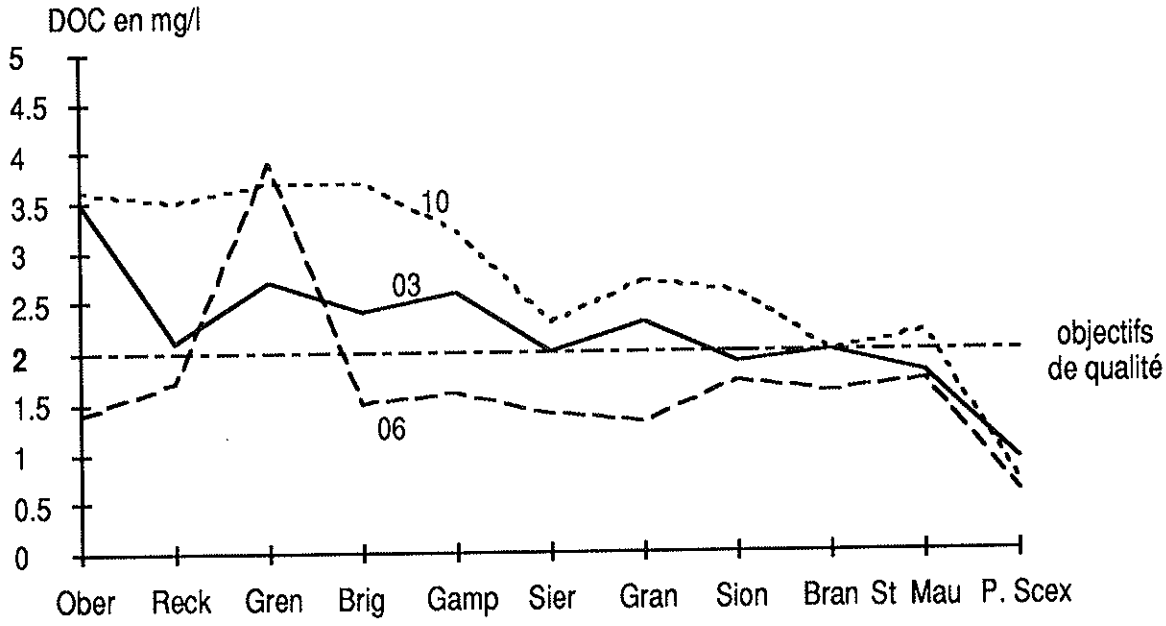
La conductivité tend à augmenter entre l'amont et l'aval du Rhône (minéralisation extrêmement faible à très faible à Oberwald, modérée à moyenne à Gampinen, moyenne à assez forte à la Porte du Scex). Ceci respecte le schéma naturel de la minéralisation puisque les eaux s'enrichissent en éléments solubles durant leur transit, sachant qu'elles reçoivent aussi des rejets d'eaux usées qui accentuent le phénomène.

Le graphique 3 fait apparaître quelques "anomalies" :

- des valeurs très élevées en mars et avril (étiage) à Grengiols et Sierre (supérieures à 700 μS/cm);
- une augmentation de la conductivité à Grengiols, Sierre et Sion;
- une diminution à Branson.



Graphique 3: Evolution de la conductivité électrique des eaux du Rhône en 1992.



Graphique 4: Evolution du DOC des eaux du Rhône en mars, juin et octobre 1992.

Grengiols et Sierre se situent en aval d'un barrage sans débit de dotation en période d'étiage (Gluringen et Susten). La physico-chimie de leurs eaux est donc fortement influencée par les apports latéraux qui présentent une minéralisation importante, à savoir les rejets de la STEP de Fiesch (valeur moyenne Ω = 368 μS/cm) et la Binna dans le premier cas, le Mühlewuhr, la Dala et le Russubrunnu (Ω = 780 μS/cm, le 18.03.92, en amont de sa confluence avec le Rhône) dans le second cas. En période de plus hautes eaux, les débits du Rhône masquent ces apports.

L'augmentation de la conductivité entre Granges et Sion s'explique aussi par l'influence d'un apport latéral qui ne pourrait être que la Borgne, seule rivière connue pour sa minéralisation importante (821 μS/cm en février 1991).

Inversement, la diminution de la conductivité entre Sion et Branson est très certainement due à des apports latéraux moins minéralisés qui "diluent" les eaux du Rhône. Il s'agit très certainement des restitutions des eaux de Grande Dixence et de Mauvoisin, barrages d'altitude qui stockent des eaux nivales et glaciaires.

5.2.5 *Matière organique (Carbone organique dissous - COD)*

Le graphique 4 permet de visualiser la tendance de l'évolution du **COD** sur le Rhône pour les campagnes représentées sur ce graphique : la tendance montre une diminution des concentrations de l'amont vers l'aval.

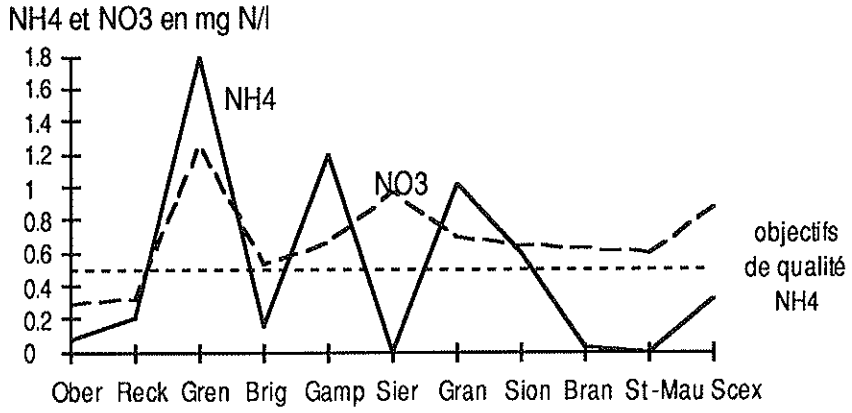
Le COD est **élevé**, et ce **dès l'amont**, en particulier en octobre (grosses pluies dans le Haut-Valais). Les concentrations dépassent presque toujours l'objectif de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées, à l'exception de la campagne de juin qui présente des valeurs inférieures (sauf le pic de Grengiols) et de la station de la Porte du Scex qui révèle des concentrations proches de l'unité. On enregistre de grands écarts de concentration entre St-Maurice et la Porte du Scex, alors qu'aucun apport latéral ne peut expliquer ces chutes de valeurs de 2 mg/l et plus à 1 mg/l, et qu'au contraire, les rejets de la STEP mixte CIBA-GEIGY/Ville de Monthey amènent des concentrations en matières organiques importantes au Rhône. Il est à rappeler que les protocoles d'échantillonnage diffèrent et que les laboratoires d'analyses ne sont pas identiques, ce qui rend la comparaison délicate.

5.2.6 *Azote (NH_4^+, NO_3^-)*

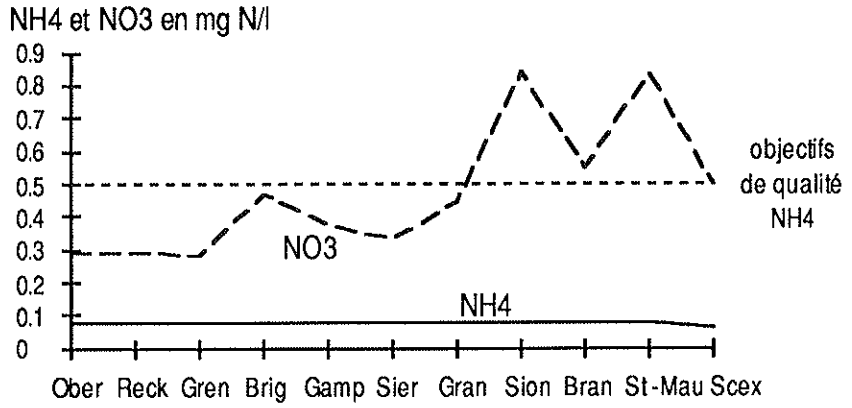
Les graphiques 5 et 6 montrent l'évolution des ions ammonium et nitrates pour les deux campagnes de prélèvement choisies.

- **NH_4+**

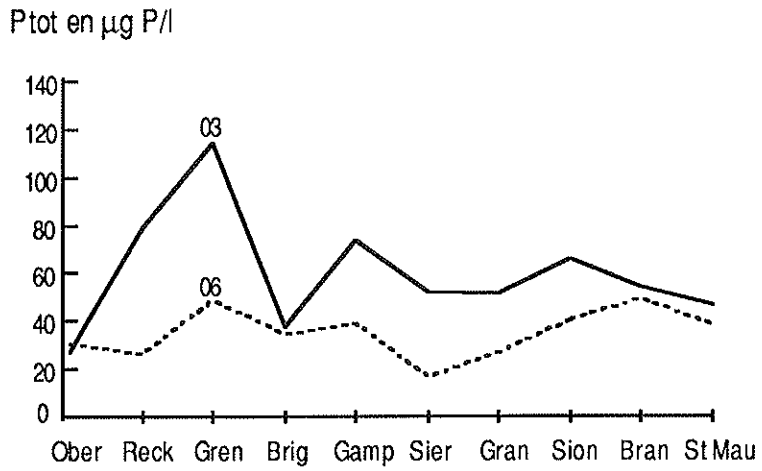
  Deux situations se présentent : **la période d'étiage**, avec des concentrations plus élevées, dépassant parfois l'objectif de **0.5 mg N/l** fixé par l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées, et **les périodes de plus hautes eaux** où les valeurs en NH_4^+ restent faibles, assez constantes, toujours inférieures à la limite de détection. Les teneurs critiques apparaissent surtout **en mars**, avec des pics de concentration à Grengiols, Gampinen, Granges et Sion. Les NH_4^+ proviennent **des rejets de STEP** et **des effluents non épurés.** Il n'est donc pas étonnant de trouver ces concentrations plus élevées à l'aval des STEP de Fiesch, de Viège-Lonza (la valeurs moyenne de NH_4^+ calculée sur les 8 contrôles du SPE en 1990-1991 est de **157 mg N/l** pour cette STEP!) de Sierre et après la confluence de la Vispa et de la Lonza qui sont elles aussi chargées. Début mars était une période de haute fréquentation touristique (vacances de Carnaval); les flux, déjà importants en eux-mêmes, ont d'autant plus d'impact sur la qualité des eaux qu'ils se situent en étiage.



Graphique 5: Evolution de NH4 et NO3- des eaux du Rhône en mars 1992.



Graphique 6: Evolution de NH4 et NO3- des eaux du Rhône en juin 1992.



Graphique 7: Evolution du Ptotal des eaux du Rhône en mars et juin 1992.

- NO_3^-

Les nitrates respectent toujours l'objectif de qualité de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées fixé à 5.6 mg N/l. Les principaux pics de concentration se retrouvent à Grengiols et Sierre en étiage (incidence des barrages sans débit de dotation), et surtout à Sion, avec une augmentation de la concentration visible sur presque toutes les campagnes. Il s'agit très probablement de l'impact des rejets de la STEP de Chandoline qui nitrifie bien les eaux épurées. Les teneurs s'abaissent ensuite entre Sion et Branson (restitutions des eaux de Grande Dixence et de Mauvoisin qui "diluent" les eaux du Rhône).

5.2.7 *Phosphore total (Ptot)*

La courbe présentée (cf. graphique 7) suit la tendance de celle de l'azote.

La station de Gampinen présente un pic uniquement en octobre. Ces augmentations en phosphore proviennent des rejets de STEP ou des effluents non épurés (STEP de Fiesch pour Grengiols, de Sion à Chandoline et de St-Maurice). Les baisses de concentrations sont dues à des apports latéraux moins chargés qui "diluent" les eaux du Rhône (entre Sion et Branson, restitution des eaux de Grande Dixence et de Mauvoisin).

5.2.8 *Eléments dont la concentration augmente avec le débit*

Deux éléments suivent cette tendance : l'**aluminium** (Al^{+++}) et le **manganèse** (Mg^{++}). Leurs valeurs moyennes sont un peu plus élevées en juin, août et octobre, lorsque les débits sont supérieurs. L'augmentation des concentrations en aluminium se vérifie surtout en juin, lors de la fonte des neiges, mais par contre ne s'observe pas en octobre durant les fortes pluies. Ces éléments ont donc une **origine naturelle** et proviennent des roches qui constituent certains massifs valaisans.

L'ODEU donne une valeur limite pour l'aluminium dans les eaux courantes de **0.1 mg/l** (soit 100 µg/l). Cette concentration est **souvent dépassée** dans le Rhône.

5.2.9 *Eléments dont la concentration diminue quand le débit augmente*

C'est la cas du **sodium** (Na^{++}), du **calcium** (Ca^{++}), du **magnésium** (Mg^{++}), des **chlorures** (Cl^-), des **sulfates** (SO_4^-) et des **carbonates** (HCO_3^-). Leurs concentrations moyennes sont un peu plus faibles en juin, août et octobre.

En certains endroits, leurs valeurs peuvent présenter des pics qui se retrouvent généralement sur les stations de Grengiols, Finges et Sion. Cette constatation rejoint celle faite pour la minéralisation : des apports latéraux plus riches influencent la physico-chimie des eaux du Rhône, surtout en étiage quand les débits du fleuve sont inférieurs, ou qu'il n'existe pas de débit de dotation à l'aval des barrages.

Si les chlorures respectent toujours la norme de l'ODEU de **100 mg/l**, il n'en est pas de même pour les sulfates qui dépassent la valeur limite fixée (également de **100 mg/l**) à Grengiols, Finges et Sion en mars, avril ou octobre.

5.2.10 *Eléments dont la concentration varie peu*

Potassium (K^+) et **fluorures** (F^-) ont des **concentrations relativement stables** lors des 6 campagnes de mesures, sauf les fluorures qui diminuent en août (fonte glaciaire). Ce dernier élément doit respecter une valeur limite fixée par l'ODEU de **1 mg/l**, ce qui est toujours le cas dans le Rhône.

5.2.11 *Métaux présents dans le Rhône*

Des métaux ont été dosés lors des campagnes de **début mars** et de **novembre**. Leurs concentrations sont généralement **toujours inférieures aux objectifs** de qualité des eaux courantes, **à l'exception de l'aluminium** en quantité souvent supérieure à la valeur limite de **0.1 mg/l** (soit 100 μg/l). On observe aussi quelques dépassements ponctuels de l'arsenic (Grengiols en novembre avec 13 μg/l), du cuivre (Oberwald, la nuit en mars, avec 35 μg/l) ou du mercure (Reckingen en novembre avec 1.3 μg/l).

Les teneurs assez élevées en cuivre, zinc et cadmium la nuit en mars à **Oberwald** peuvent laisser supposer l'existence d'un (ou des) **rejet(s) d'eaux usées**. Les plus fortes concentrations en cadmium et en nickel enregistrées en mars et novembre à **Brig et Gampinen** sont dues à des **rejets industriels**. Par contre, on peut soupçonner une **origine naturelle** à l'arsenic présent en novembre à Grengiols; le prélèvement s'est effectué après un épisode pluvieux et les roches de la vallée du Binntal contiennent cet élément.

6. QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

Les commentaires qui suivent résultent de deux campagnes d'observation. Les tendances relevées devraient être confirmées.

6.1 La faune benthique des affluents du Rhône

45 taxons (familles pour la plupart) ont été recensés au total dans les affluents du Rhône entre 1990 et 1993 (cf. tableaux 7 et 8) lors des différentes campagnes d'étude. Il s'agit principalement de larves d'insectes pétricoles, fouisseuses ou s'abritant dans la litière végétale, appartenant aux ordres des Plécoptères, Ephéméroptères, Trichoptères et Diptères.

6.1.1 *Variations spatio-temporelles*

Plusieurs taxons ne se trouvent que dans certaines rivières alors que d'autres en sont absents :

- les *Athericidae*, *Hydropsychidae* et *Gammaridae* sont surtout présents dans la Liène (*Athericidae* également dans la Vièze);
- les Hydracariens n'ont été trouvés que dans le Trient;
- les *Simuliidae* sont absents de la Lonza;
- les *Heptageniidae* manquent dans la Drance de Bagnes et sont quasi absents de la Vispa.

- **Variations spatiales**

  Ces taxons sont donc inégalement répartis. Ils se rencontrent selon les tendances suivantes :

  - taxons **présents dans peu de stations**, et toujours avec un **très faible** nombre d'individus *F. Chloroperlidae, F. Perlidae, F. H: ydropsychidae, F. Phryganeidae, F. Leptophlebiidae*, etc.
  - taxons **présents dans de nombreuses stations** : *F. Leuctridae, F. Nemouridae, F. Perlodidae* et *F. Taeniopterygidae*, etc.

    Les **conditions du milieu** déterminent cette répartition;
  - taxons **ubiquistes**, distribués dans toutes les stations (ou presque) : *F. Limnephilidae, F. Baetidae, F. Chironomidae, F. Tipulidae, Oligochètes*;

    Ces taxons, **moins exigeants** quant à la qualité du milieu, s'adaptent plus facilement aux différents paramètres;

- taxons **présentant des proliférations** : *F. Chironomidae* (Vispa en amont, Gougra, station aval de la Liène, Trient), *F. Limnephilidae* (Navisence et Borgne en aval);

  Ces proliférations s'observent presque toujours en hiver, lors de la **période d'étiage**.

- taxons **présents dans les stations amont** : *F. Taeniopterygidae, F. Chloroperlidae, F. Hydraenidae, F. Athericidae*, et dans une moindre mesure *F. Perlodidae* et *F. Blepharoceridae*; certains taxons semblent ne pas descendre en dessous d'une limite d'altitude : 1'000 m pour les *Taeniopterygidae* et *Chloroperlidae*;

- taxons **localisés dans les stations aval** (*F. Veliidae, F. Dolichopodidae, F. Asellidae*, et dans une moindre mesure *F. Stratiomyidae*); certains taxons ne se trouvent qu'en plaine (altitude de 500 m : les *Veliidae* et *Asellidae*) ou ne dépassent pas les 1'000 m (les *Hydropsychidae* et *Coléoptères*).

. **Variations temporelles**

Les unités systématiques ne sont pas toutes représentées lors des deux campagnes, il existe des taxons :

- **plus particulièrement rencontrés en hiver** : *F. Leptophlebiidae, F. Taeniopterygidae* et *F. Leuctridae* (groupes à émergences printanières et estivales)

- **plus particulièrement rencontrés en été ou en automne** : *F. Elmidae* (et les Coléoptères en général), *F. Hydrophilidae, F. Veliidae* et *F. Dolichopodidae*;

  Deux explications sont plausibles pour expliquer ces répartitions spatiales : l'absence du taxon est due à son **cycle de développement**, ou bien à la **modification des paramètres abiotiques** (substrat, qualité des eaux, etc.).

L'**abondance moyenne** est d'environ **1'200** individus, avec pour moyenne hivernale un peu plus de 1'650 individus, contre moins de 700 en été ou en automne. Le nombre total d'individus varie d'une station à l'autre entre un **minimum de 41** (Chippis en automne 1993 sur la Navisence) et un **maximum de 6'255** (Bramois sur la Borgne en hiver 1991).

Le nombre d'individus est en effet généralement **plus élevé en hiver** (sinon sensiblement égal). L'abondance relative de chaque taxon suit aussi cette règle à quelques rares exceptions près. Cette diminution estivale peut avoir plusieurs origines :

- l'émergence de certaines espèces;
- les effets des crues estivales et des purges qui appauvrissent la rivière;
- le stade de développement de certaines espèces (taxons présents à l'état d'oeuf).

Trois stations échappent toutefois à cette tendance et voient leurs effectifs augmenter en été ou en automne : sur la Liène, à Icogne (grand nombre de *Nemouridae*) et St Léonard aval (abondance de *Chironomidae* et *Simuliidae*); sur la Vièze, à Monthey (développement des *Chironomidae*).

6.1.2 *Paramètres de l'Indice Biologique Général (IBGN) : diversité de la faune benthique et groupes indicateurs*

Les 35 IBGN réalisés sur les affluents du Rhône donnent les résultats suivants (cf. tableau 8) :

. 4 indiquent une pollution (IBGN $\leq$ 4);

. 7 échantillons ont une mauvaise qualité (IBGN entre 5 et 8);

. 14 sont de qualité moyenne (IBGN entre 9 et 12);

. 10 mentionnent une qualité satisfaisante (IBGN entre 13 et 16).

STATION	VIZ	VIP	VIP	LON	LON	LON	LON	NAV-GOU	NAV-GOU	NAV	NAV	NAV	NAV	LIE	LIE	LIE	LIE	BOH	BOH	BOR	BOR	MOR	MOR	DRB	DRB	DRB	DRB	TRI	TRI	TRI	TRI	VIV	VIV	VIE	VIE
km	57.0	03.0	03.0	16.0	16.0	00.0	00.0	02.4	02.4	19.4	19.4	00.8	00.9	08.0	08.0	00.1	00.1	22.0	22.0	01.5	01.5	00.7	00.7	32.0	32.0	19.0	19.0	13.6	13.6	00.4	00.4	16.0	16.0	00.1	00.1
Campagne	93.02	90.07	91.02	90.07	91.02	90.07	91.02	93.02	93.10	93.02	93.10	93.02	93.10	90.08	91.02	90.08	91.02	90.08	91.02	90.08	91.02	93.02	93.10	90.07	91.02	90.07	91.02	93.02	93.10	93.02	93.10	90.07	91.02	90.07	91.02
TAXONS																																			
PLECOPTERES																																			
F. CHLOROPERLIDAE	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	0	-
F. LEUCTRIDAE	-	-	-	-	2	-	1	1	1	1	-	2	-	0	1	-	0	0	1			-	0	-	0	-	0	2	0	2	2	-	1	-	1
F. NEMOURIDAE	1	-	-	1	1	-	-	2	1	1	0	0	0	3	1	-	-	1	1	2	2	-	0	1	1	0		1	1	0	1	2	-	-	0
F. PERLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-
F. PERLODIDAE	1	-	-	-	0	-	-	1	2	1	1	0	-	0	1	-	-	-	0	1	-	-	0	-	1	-	-	1	0	-	0	-	0	-	-
F. TAENIOPTERYGIDAE	-	-	-	-	2	-	-	2	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-
TRICHOPTERES																																			
F. HYDROPSYCHIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	1	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
F. LIMNEPHILIDAE	-	-	0	1	2	-	1	3	2	2	0	4	0	0	0	0	1	1	2	2	4	1	1	0	0	1	2	1	1	3	1	1	1	-	-
F. PHRYGANEIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. RHYACOPHILIDAE	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0	-	0	0	1	1	0	3	-	1	1	1	-	0	-	1	-	-	1	1	1	1	1	1	0	-
EPHEMEROPTERES																																			
F. BAETIDAE	2	1	0	0	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	2	0	2	3	2	2	1	1	2	2	2	1	1	2	1	2	2	2	2
F. HEPTAGENIIDAE	-	-	-	0	1	-	0	1	1	1	1	-	-	2	2	-	0	1	1	0	-	-	0	-	-	-	-	-	0	1	1	1	1	0	-
F. LEPTOPHLEBIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HETEROPTERES																																			
F. VELIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
COLEOPTERES																																			
F. CHRYSOMELIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. DYTISCIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. ELMIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-
F. HALIPLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
F. HELOPHORIDAE	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. HYDRAENIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-
F. HYDROPHILIDAE	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERES																																			
F. ATHERICIDAE	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	0
F. BLEPHAROCERIDAE	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	0	1	-	-	-	1	-	-	-	0	-	-	-	1	-	1	-
F. CERATOPOGONIDAE	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. CHIRONOMIDAE	4	2	2	1	3	2	3	4	1	3	1	2	1	2	2	4	4	1	3	2	3	3	3	2	1	2	3	3	2	4	2	2	2	3	2
F. DIXIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
F. DOLICHOPODIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. EMPIDIDAE	1	-	-	-	0	-	-	1	1	1	1	-	0	1	1	0	1	-	1	-	1	1	0	0	1		0	1	-	0	0	-	-	-	1
F. LIMONIIDAE	-	-	-	0	1	0	-	2	1	1	0	2	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0		0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	-	1
F. PSYCHODIDAE	-	-	-	-	-	-	-	2	0	0	-	0	-	1	0	1	1	-	-	1	1	-	1	-	-	1	1	0	-	-	-	0	0	-	0
F. SIMULIIDAE	1	-	0	-	-	-	-	2	1	0	1	-	0	1	-	4	-	0	-	2	-	1	1	0	-	1	0	2	-	1	1	2	-	1	-
F. STRATIOMYIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	0	-	-	-
F. TABANIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. TIPULIDAE	1	-	1	-	1	1	0	1	1	1	0	1	0	-	0	1	0	-	1	0	-	0	1	0	-	-	0	0	1	1	1	0	-	0	1
F. X (crochets)	0	-	-	0	-	1	-	0	0	1	-	-	0	0	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-
F. Y (siphons)	0	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-
PLANIPENNES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACES																																			
F. ASELLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. GAMMARIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MOLLUSQUES																																			
F. LIMNAEIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRICLADES																																			
F. DUGESIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
F. PLANARIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHETES		-	1	0	-	2	0	1	-	1	0	1	1	1	1	2	2	0	-	1	2	2	2		0	1	2	-	1	2	2	-	-	1	1
NEMATHELMINTHES	1	-	0	-	-	-	-	0	-	1	-	0	-	-	-	1	0	-	-	-	0	-	-	0	-	-	-	-	1	0	0	-	-	0	0
HYDRACARIENS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	1	1	-	-	-	-
Diversité taxonomique	10	2	8	8	12	7	7	24	16	17	12	12	16	18	17	14	17	13	14	19	14	8	17	10	11	10	11	17	13	14	21	18	12	11	11

Classe d'abondance (Nombre d'individus dans la station - surface échantillonnée: 0.4 m2)

- *absence*
- ***0*** *rare (< 3)*
- ***1*** *présent (3-49)*
- ***2*** *abondant (50-499)*
- ***3*** *très abondant (500-999)*
- ***4*** *prolifération (≥ 1000)*

TABLEAU 7 - Synthèse des macroinvertébrés benthiques trouvés dans les affluents du Rhône

TABLEAU 8 - Evolution de quelques paramètres biologiques dans les affluents du Rhône

Cours d'eau	Localisation des stations	Code	Année	Nombre d'individus		Nombre de taxons		Groupe indicateur		Note IBGN		Qualité	
				H	E/A	H	E/A	H	E/A	H	E/A	H	E/A
Mattervispa	Amont confluence Findelbach	VIZ 57.0	93	2'336	-	10	-	9	-	12	-	moy.	-
	Viège	VIP 03.0	90-91	290	92	8	2	1	2	3	2	poll.	poll.
Lonza	Blatten amont	LON 16.0	90-91	1'315	35	12	8	9	6	12	8	moy.	mauv.
	Gampel aval	LON 00.0	90-91	541	776	7	7	7	1	9	3	moy.	poll.
Navisence	Gouga, Grimentz amont	NAV-GOU 02.4	93	3'020	432	24	16	9	9	15	13	satisf.	satisf.
	Zinal amont	NAV 19.4	93	1'708	61	17	12	9	9	14	12	satisf.	moy.
	Chippis	NAV 00.9/00.8	93	2'985	41	12	16	7	2	10	6	moy.	mauv-
Liène	Icogne	LIE 08.0	90-91	681	1'187	17	18	9	6	14	11	satisf.	moy.
	St-Léonard aval	LIE 00.1	90-91	1'517	4'241	17	14	4	2	9	6	moy.	mauv.
Borgne	Les Haudères amont	BOH 22.0	90-91	1'551	135	14	13	9	6	13	10	satisf.	moy.
	Bramois aval	BOR 01.5	90-91	6'255	1'298	14	19	9	9	13	14	satisf.	satisf.
Morge	Conthey aval	MOR 00.7	93	1'073	1'225	8	17	2	2	4	7	poll.	mauv.
Drance de Bagnes	Bonatchesse amont	DRB 32.0	90-91	271	298	11	10	9	6	12	9	moy.	moy.
	Le Châble aval	DRB 19.0	90-91	1'417	226	11	10	3	3	6	6	mauv.	mauv.
Trient	Trient amont	TRI 13.6	93	1'109	182	17	13	9	6	14	10	satisf.	moy.
	Vernayaz aval	TRI 0.04	93	2'868	580	14	21	7	7	11	13	moy.	satisf.
Vièze	Grand Paradis amont camping	VIV 16.0	90-91	540	553	12	18	9	9	12	14	moy.	satisf.
	Monthey aval	VIE 00.1	90-91	247	823	11	11	7	2	10	5	moy.	mauv.

H = hivers
E/A = été automne

moy. = moyenne
poll. = pollution

mauv. = mauvaise
satisf. = satisfaisante

Les qualités moyennes et satisfaisantes s'observent sur les **stations amont** (sauf sur le Trient et la Borgne où la qualité ne se dégrade pas ou peu), alors que les pollutions et les qualités mauvaises à moyennes désignent **des stations en aval** (sauf la Lonza en amont qui présente des problèmes).

. **Diversité de la faune benthique**

La diversité taxonomique des différents points d'étude est comprise entre un maximum de 24 unités systématiques - US -(Gougra en amont de Grimentz en hiver 1993) et un minimum de 2 US (Vispa en aval en été 1990) (cf. tableau 8). La diversité moyenne atteint 13 taxons, avec les 2 groupes suivants :

- les stations amont : entre 10 et 24 US en hiver (moyenne : 14.9) et entre 8 et 18 en été-automne (moyenne : 13.5);
- les stations aval : entre 7 et 17 US en hiver (moyenne : 11.3) et entre 2 et 21 US en été-automne (moyenne : 13).

Selon les connaissances actuelles des cours d'eau valaisans, une diversité supérieure à 20 devrait être atteinte par des stations ne subissant pas d'atteintes, à l'amont comme à l'aval. Les références d'un état naturel n'existent pas pour ces affluents, mais la faune des stations aval devrait être autant, si ce n'est plus riche qu'en amont. Les substrats devraient être plus variés. Les cours d'eau valaisans, Rhône compris, se situent tous dans la zone du rhithron, et avec l'éloignement de la source, la diversité devrait augmenter.

. **Groupes indicateurs (GI)**

Le niveau des groupes indicateurs est plus homogène pour les **stations amont**, lors des deux saisons, avec :

- une valeur maximale de 9 en hiver pour toutes les stations, avec des taxons appartenant à l'ordre des Plécoptères, mais de familles différentes (*F. Chloroperlidae, F. Taeniopterygidae, F. Perlidae* et *F. Perlodidae*);
- une valeur de 6 (*F. Nemouridae*) pour cinq des stations et 9 pour les autres en été-automne (*F. Perlodidae* et *F. Chloroperlidae*).

Celui des **stations aval** est plus dispersé, pour les deux saisons, il varie :

- de 1 (*F. Chironomidae*) à 9 (*F. Perlodidae*) en hiver;
- de 1 (*F. Chironomidae*) à 9 (*F. Perlidae*), avec une valeur de 2 pour 5 des stations en été-automne.

Le niveau des groupes indicateurs **baisse entre l'hiver et l'été-automne**, pour cinq des huit stations amonts (stabilité pour les autres). Quant aux stations aval, quatre d'entre elles perdent des groupes indicateurs et quatre autres gardent des GI de même niveau (cf. chapitre 6.1.3).

La valeur du GI **diminue nettement d'amont en aval** pour les deux saisons, sauf pour la Borgne (stable en hiver et hausse de 3 groupes en été-automne) et pour le Trient (baisse de 2 unités en hiver et hausse d'une unité en été-automne) (cf. chapitre 6.1.3).

6.1.3 IBGN des stations amont

La plupart des stations amont ont une **qualité biologique de moyenne à satisfaisante**, sauf la Lonza en amont de Blatten en été (cf. tableau 8). Leur IBGN varie entre 12 et 15 en hiver (moyenne 13.1) et entre 8 et 14 en été-automne (moyenne 10.9). Les notes sont éloignées de l'optimum de 20. Rappelons que ces stations ne se situent pas toutes en tête de bassin et que beaucoup d'entre elles subissent déjà des atteintes à leur qualité. Toutefois, en l'état des connaissances, la valeur maximale de l'IBGN ne peut pas être atteinte par les cours d'eau valaisans, même exempts de dégradations.

Malgré la présence du barrage de Moiry en amont, la station de la Gougra en amont de Grimentz semble avoir une qualité biologique quasi optimale pour les rivières de montagne du canton; or, son indice maximal s'élève à 15 .

Malgré la réserve émise ci-dessus quant à la valeur optimale de l'IBGN, la qualité biologique de ces stations, bien en amont du bassin versant des affluents, n'est, dans leur ensemble, ni bonne, ni satisfaisante, car elles ressentent tout particulièrement **l'effet des captages** (réduction de débit et purges des installations). Certaines reçoivent des eaux usées, mais en faible quantité, et ne semblent pas en pâtir.

Leur **qualité baisse en été-automne**, sauf celle de la Vièze au Grand Paradis. Cette station semblait avoir une note légèrement trop basse en hiver, compte tenu du peu d'atteintes qu'elle subit en amont. Il se peut qu'il y ait eu un événement météorologique (hydrologique) perturbant l'automne précédent. En été 1990, elle a récupéré une faune diversifiée (+ 6 US).

Il semble, en l'état des connaissances, que la baisse estivale ou automnale du nombre de taxons soit une tendance naturelle (biotique : émergence des larves matures de *Leuctridae* et des *Taeniopterygidae*, p.ex. - entre le début du printemps et la fin de l'automne -, et abiotique : lessivage des fonds lors des hautes eaux). Les effets de ces phénomènes naturels sur la diversité faunistique sont cependant aggravés par les purges des installations et par la réduction des débits (Borgne, Drance de Bagnes et Trient). Toutes les stations qui subissent des purges ont perdu la famille des Perlodidés (GI=9), alors que la Navisence et la Vièze qui n'en subissent respectivement pas et peu les conservent, de même que le Rhône à Oberwald. La Lonza a perdu en diversité, d'une part à cause des substrats peu favorables de la station (gros blocs) et d'autre part à cause des difficultés de prélèvement liées au débit très important. Pour la Navisence, il se pourrait que les très fortes pluies du 24 septembre 1993 aient accentué cette baisse, bien qu'elles furent localisées plutôt sur le Haut-Valais.

En conclusion, ce sont plutôt les **perturbations physiques** du milieu (lessivage, réduction de débit) que les atteintes à la qualité chimique des eaux qui expliqueraient les faibles valeurs biologiques des stations amont et leur variation saisonnière.

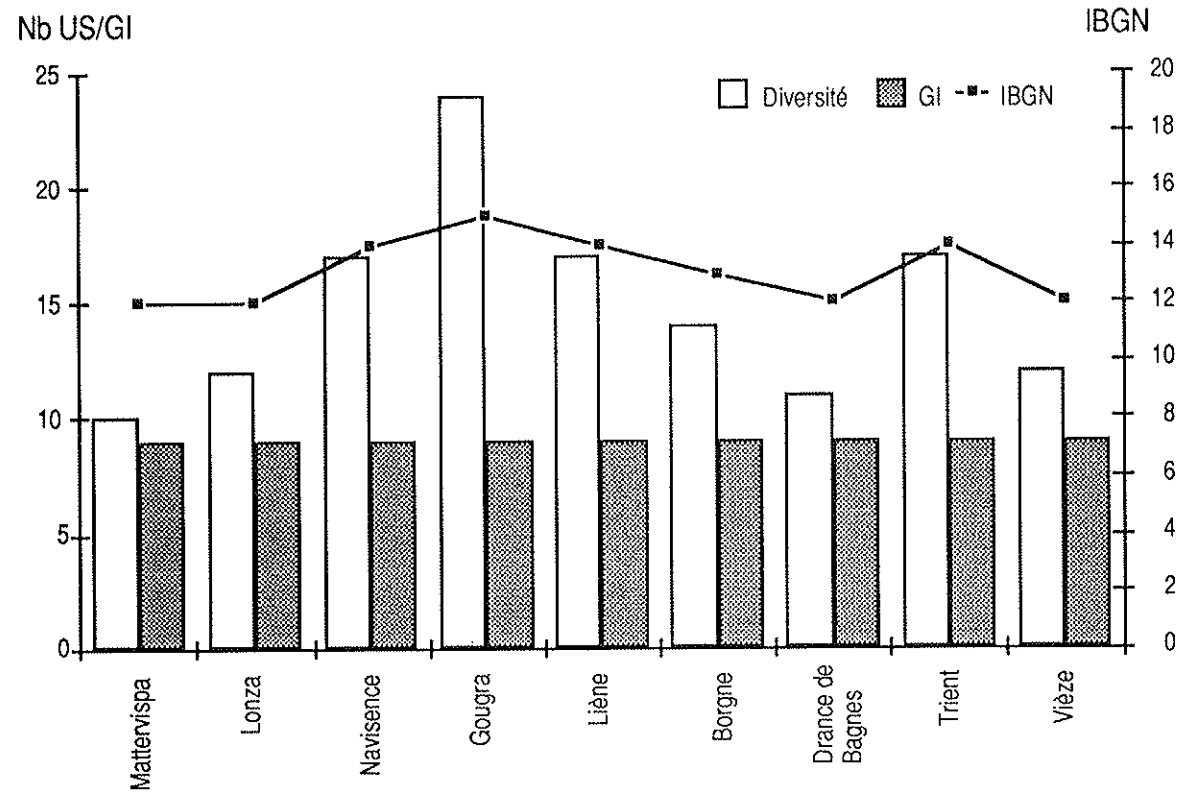
6.1.4 IBGN des stations aval

L'IBGN des stations aval varie entre 3 et 13 en hiver (moyenne : 8.6) et entre 2 et 14 en été-automne (moyenne : 6.9). La Borgne à l'aval de Bramois atteint les valeurs maximales qui augmentent la moyenne. A l'inverse, la station de la Vispa en amont de Viège obtient des valeurs très basses (cf. ci-dessous). Mises à part la Borgne, toutes les stations sont de **qualité moyenne à polluée**. Les indices sont **plus dispersés** et les variations saisonnières ne suivent pas une tendance aussi nette que les stations amont (cf. graphiques 8 et 9); chaque affluent est un cas particulier.

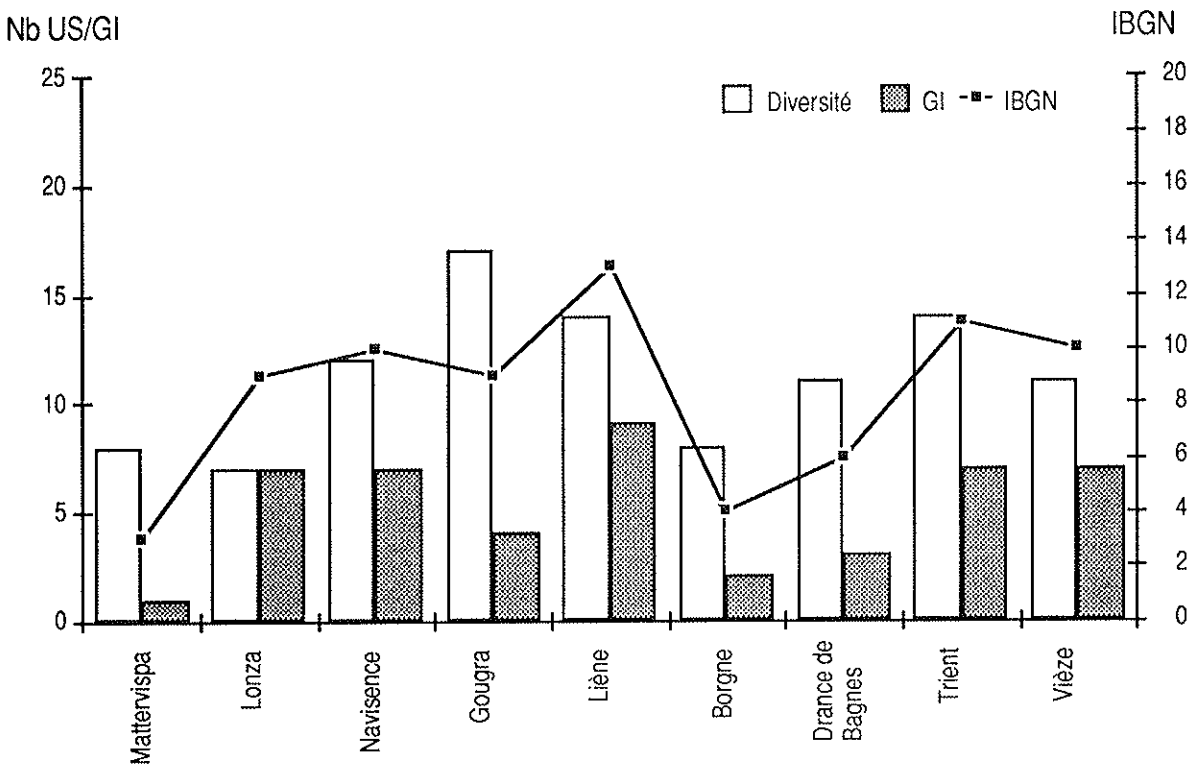
La Borgne en aval de Bramois a une morphologie encore intéressante, avec de la végétation sur ses rives. Son débit est toujours suffisant pour abriter une faune benthique de bonne diversité et pour supporter les rejets de l'amont. L'effet des purges des installations amont est amorti dans la plaine allant de Combioulaz à Bramois. La Vispa en amont de Viège doit subir de nombreuses perturbations physiques (variations fréquentes de la hauteur d'eau dues aux turbinages, extraction de matériaux) et de la qualité des eaux (turbidité augmentée par l'extraction et le lavage de matériaux, rejets de STEP).

La Liène, la Morge et la Drance de Bagnes subissent les effets cumulés de rejets d'eaux usées et de réduction de débit. Ces rivières n'abritent pas de groupes indicateurs élevés en hiver : pas de *Perlodidae* (GI=9), ni de Leuctridae (GI=7). La Lonza, la Navisence, le Trient et la Vièze possèdent des *Leuctridae*, malgré l'absence ou le très faible assainissement des eaux usées dans le bassin versant de ces cours d'eau. La Liène et la Morge subissent une très forte réduction hivernale du débit, tandis que le débit des autres affluents est suffisant pour absorber ces charges polluantes. La qualité des eaux ne semble donc pas poser trop de problèmes aux rivières dont le débit résiduel est suffisant.

Certaines stations souffrent de la correction "dure" de leur lit (Lonza, Liène, Morge) et du colmatage de leurs fonds (Vispa, Lonza, Morge, Trient, Vièze et Drance de Bagnes).



Graphique 8: IBGN et ses paramètres pour les stations amont en hiver.



Graphique 9: IBGN et ses paramètres pour les stations aval en hiver.

L'IBGN des stations aval **baisse en été-automne** pour cinq d'entre elles, leur qualité passant de moyenne à mauvaise (Navisence, Liène et Vièze), de moyenne à polluée (Lonza) ou demeurant polluée (Vispa). La note est identique pour la Drance de Bagnes, la station conservant une mauvaise qualité biologique. Enfin, l'indice **s'améliore** pour trois d'entre elles; la qualité biologique reste satisfaisante pour la Borgne, le devient pour le Trient et passe à la classe mauvaise pour la Morge. La **variation de leur qualité** ne suit donc **pas la tendance aussi nette** des stations amont **à la baisse** en été-automne. Chaque variation est à interpréter comme un cas particulier.

En résumé, les tendances de la qualité biologique générale et de sa variation saisonnière sont diverses pour les stations aval qui subissent de nombreuses atteintes (réduction de débit, purges, corrections, colmatage, avec parfois une dégradation de la qualité des eaux).

6.1.5 Evolution amont/aval de l'IBGN

L'IBGN **baisse entre les stations amont et aval** : en hiver pour tous les affluents, sauf la Borgne où il est identique et en été-automne également pour tous les affluents, à l'exception de la Borgne et du Trient où il augmente (cf. graphique 10). De la même manière, leur classe de qualité biologique baisse pour passer de satisfaisante à moyenne, ou de moyenne à mauvaise (voire polluée) pour la plupart des rivières.

Les **causes** de ces variations sont **multiples** et il n'est pas possible de les attribuer plus à l'un ou l'autre des paramètres biotiques ou abiotiques, valables pour tous les affluents du fait de leur contexte naturel (morphologie, régime, réseau hydrographique) et actuel très variés. Ainsi, par exemple, la différence entre la station amont et la station aval de la **Liène** est la même en hiver et en été-automne (baisse de 5 unités). Cette apparente stabilité (les IBGN ont baissé de 3 points) est peut-être due au fait qu'il n'y a pas trop de purges des installations hydroélectriques (environ 1 fois par an).

Quelques tendances peuvent être relevées : en hiver, la qualité des eaux semble être un facteur déterminant pour la Liène et la Drance de Bagnes, avec une baisse des groupements indicateurs d'amont en aval (variation respective de 9 à 4 et 9 à 3 des GI). Mais la **qualité des eaux des affluents** ne semble pas **déterminante** dans tous les cas. Les stations amont reçoivent peu ou pas de rejets d'eaux usées, alors que les stations en aval récoltent plus ou moins d'eaux non épurées ou des rejets de STEP, mais cela ne se traduit pas toujours clairement dans les résultats d'analyses physico-chimiques.

Les **débits** (insuffisants en hiver du fait des captages, crues estivales trop violentes, vidanges des barrages, régime par éclusée, etc.) et la **qualité des substrats** (corrections, purges des installations hydroélectriques, etc.) jouent ensuite un rôle plus ou moins important. La qualité mauvaise ou moyenne de la Lonza, notamment en amont, est certainement due à ces paramètres abiotiques qui rendent les conditions de vie très difficiles dans la rivière (débit, vitesses d'écoulement et turbidité très élevés en été).

6.1.6 Confrontation des résultats biologiques et physico-chimiques

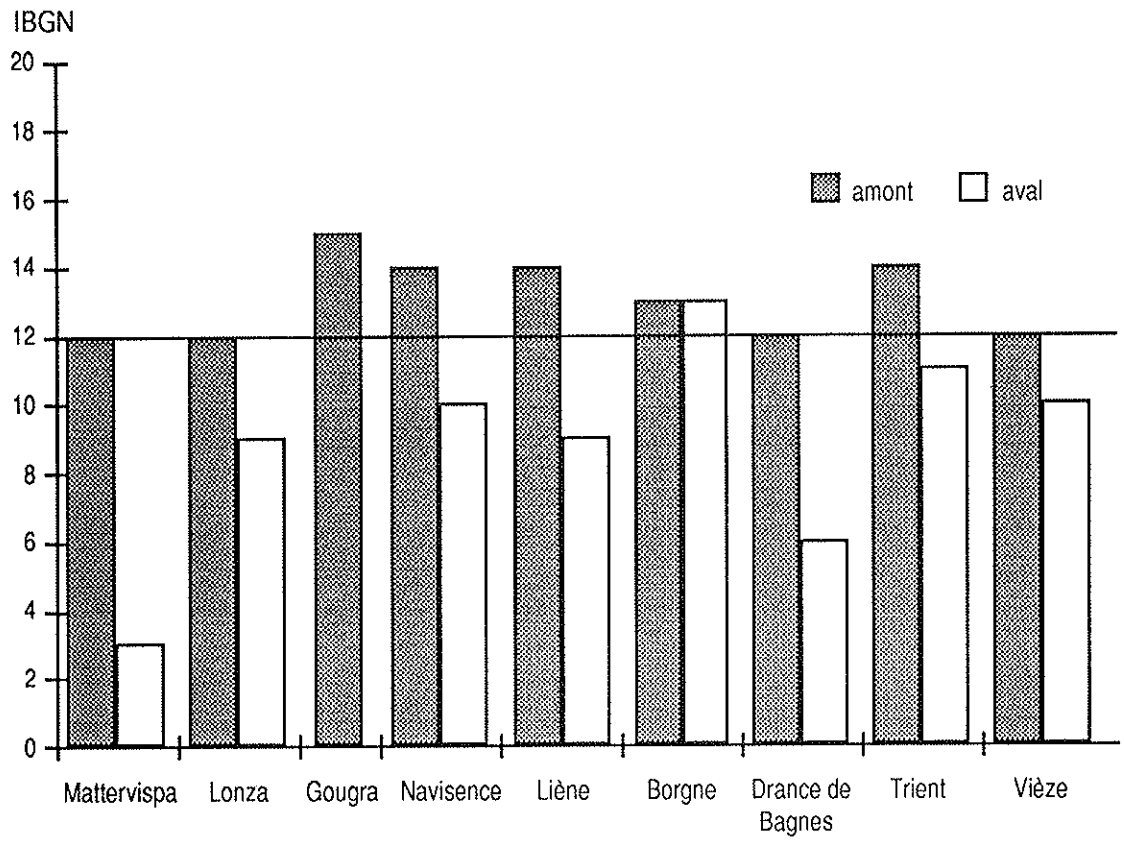
Dans tous les cas, les atteintes à la qualité des eaux se cumulent avec des perturbations physiques du milieu. Il est difficile, à l'heure actuelle, d'en distinguer les effets spécifiques. La qualité biologique d'une station reflète le résultat de l'ensemble de ces atteintes et de la capacité de résistance du cours d'eau. La seule qualité physico-chimique des eaux ne permet pas d'expliquer certaines qualités biologiques insuffisantes, comme :

- pour la Vispa en aval : son indice biologique global indique une pollution alors que la qualité des eaux se dégrade peu;
- pour la Navisence à Chippis : l'absence d'assainissement des rejets du bassin versant ne se traduit pas nettement dans les résultats d'analyses physico-chimiques, mais la qualité biologique baisse de l'amont à l'aval;
- pour la Vièze : la faible différence de qualité des eaux entre l'amont et l'aval n'explique pas la baisse de l'IBGN.

Par contre, la qualité biologique est mieux corrélée avec la qualité des eaux dans certains cas :

- pour la Liène : la qualité des eaux baisse avec l'IBGN de l'amont vers l'aval;
- pour la Borgne : la qualité des eaux et la qualité biologique s'améliorent à l'aval;
- pour la Drance de Bagnes : la mauvaise qualité biologique au Châble est très certainement due aux charges polluantes observées en hiver (notamment NH_4^+).

Par ailleurs, la prudence s'impose dans la confrontation des résultats des analyses biologiques et physico-chimiques, à cause des problèmes inhérents aux méthodes d'analyse (une série d'analyses - sur 24 heures pour la qualité des eaux -, limites de détection, conservation des échantillons, représentativité de la COD, etc.).



Graphique 10: Evolution de l'IBGN entre l'amont et l'aval des affluents du Rhône en hiver.

6.2 La faune benthique du Rhône

6.2.1 Variations spatio-temporelles

Lors des 2 campagnes d'étude, **38 taxons** au total ont été recensés dans le Rhône en 1992 (cf. tableau 9 et 10). Ces taxons peuvent être répartis en 6 classes (de l'absence à la prolifération) :

- taxons **présents dans peu de station**, et toujours avec un **très faible** nombre d'individus : *F. Chloroperlidae* (Gluringen en octobre), *F. Perlidae* (St-Maurice en octobre), *F. Hydropsychidae* (Porte du Scex), *F. Lepidostomatidae* (Grengiols en mars), etc.

  2 hypothèses peuvent expliquer cette répartition : un **paramètre biotique ou abiotique** favorise l'installation et le maintien du taxon, sinon les individus trouvés sont issus de la **dérive**;

- **taxons présents dans de nombreuses stations** : *F. Perlodidae, F. Taeniopterygidae, F. Rhyacophilidae, F. Heptageniidae*, etc.

  Les **conditions du milieu** déterminent cette répartition;

- taxons **ubiquistes**, distribués dans toutes les stations (ou presque) en mars et en octobre : *F. Leuctridae, F. Nemouridae, F. Limnephilidae, F. Baetidae, F. Chironomidae, F. Limoniidae*, Oligochètes.

  Ces taxons, **moins exigeants** quant à la qualité du milieu, s'adaptent plus facilement aux différents paramètres;

- taxons **présentant des proliférations** : *F. Leuctridae* (de Reckingen à Gampinen en mars), *F. Limnephilidae* (à Reckingen, Grengiols et Brig en mars).

- **Variations spatiales**

  Certains taxons semblent assujettis à une répartition amont/aval le long du Rhône :

  - taxons présents dans le secteur amont : *Taeniopterygidae* et *Heptageniidae* trouvées jusqu'à Gampinen;
  - ceux localisés en aval : *Rhyacophilidae* (répartis de Sion à St-Maurice), *Gammaridae* (à partir de Sion), *Ferrissidae/Ancylidae* (présente à St-Maurice et à la Porte du Scex), *Hydropsychidae* et *Hydrozoaires* (uniquement à la Porte du Scex).

- **Variations temporelles**

  Certains taxons sont plus particulièrement **rencontrés à une époque** :

  - en mars : *Capniidae* (présents 6 fois, 1 seule en octobre), *Limnephilidae* (pour le tronçon de Gluringen à Sierre), *Elmidae* (trouvés 5 fois contre 1 seule en octobre), *Simuliidae* (présents à 9 reprises contre 2 en octobre) et les Achètes;
  - en octobre : *Chloroperlidae, Perlidae, Mesoveliidae* et *Veliidae*, Coléoptères (à l'exception des *Elmidae*) et *Blepharoceridae*.

  Deux explications sont plausibles : la disparition du taxon est due à son **cycle de développement** ou bien à la **modification des paramètres abiotiques** (substrat, qualité des eaux, etc.);

- **Abondance (nombre d'individus)**

  L'abondance varie entre un maximum de **5'421** individus (Reckingen en hiver) et un minimum de **5** (Brig en automne). L'abondance moyenne est d'environ **1'270** (avec en hiver un peu plus de 2'000 individus, contre moins de 500 en été).

  Le nombre d'individus est **plus élevé en mars**, sauf à la Porte du Scex (environ 840 individus de plus en octobre) et à Sion où une population acceptable se maintient (environ 1'000 individus contre 1'700 en octobre). L'effet des hautes eaux estivales (appauvrissement du Rhône par le phénomène de lessivage des substrats), leur influence sur les conditions de prélèvement plus difficiles en octobre, l'émergence de certaines espèces expliquent cette chute d'abondance lors de la campagne d'automne.

  L'abondance subit une influence spatiale en hiver : le nombre d'individus est généralement supérieur en amont de Sierre, puis s'abaisse légèrement en aval de cette station.

STATION	Ober	Ober	Reck	Reck	Glur	Glur	Gren	Gren	Brig	Brig	Gamp	Gamp	Sier	Sier	Gran	Gran	Sion	Sion	Bran	Bran	St M.	St M.	Scex	Scex
Campagne	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10	03	10
TAXONS																								
PLECOPTERES																								
F. CAPNIIDAE	-	-	-	-	2	-	0	-	1	-	1	-	-	-	-	-	0	0	1	-	-	-	-	-
F. CHLOROPERLIDAE	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. LEUCTRIDAE	1	1	4	1	4	-	4	0	2	-	4	0	2	-	1	0	2	1	2	0	2	1	1	1
F. NEMOURIDAE	0	1	1	1	0	0	1	1	0	-	1	0	0	0	-	-	1	1	1	-	-	-	-	0
F. PERLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-
F. PERLODIDAE	1	2	1	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	0	1	-	0	-	-	-	-
F. TAENIOPTERYGIDAE	1	0	0	-	1	-	0	1	-	0	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERES																								
F. HYDROPSYCHIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
F. LEPIDOSTOMATIDAE	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. LIMNEPHILIDAE	3	2	4	2	1	-	4	-	4	-	3	-	2	-	2	0	3	1	2	1	1	1	2	1
F. RHYACOPHILIDAE	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0	-	0	1	1	1	1	1	-	-
EPHEMEROPTERES																								
F. BAETIDAE	2	2	1	1	1	1	2	1	1	0	2	0	1	1	0	0	2	2	2	1	2	2	2	2
F. HEPTAGENIIDAE	1	1	1	1	-	-	0	0	-	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
HETEROPTERES																								
F. MESOVELIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. VELIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERES																								
F. DYTISCIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. ELMIDAE	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0	-	-	0	-	-	-	-	1	-
F. HELOPHORIDAE	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERES																								
F. BLEPHARICERIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. CHIRONOMIDAE	2	2	4	2	3	2	2	1	2	0	2	1	3	1	2	1	2	3	3	1	2	2	3	3
F. EMPIDIDAE	1	1	1	-	0	-	1	-	0	-	0	0	1	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1	1
F. LIMONIIDAE	1	1	2	1	1	1	1	0	1	-	1	-	1	0	-	0	-	0	0	-	0	0	1	-
F. PSYCHODIDAE	0	-	1	1	-	1	1	0	1	-	0	0	-	-	-	0	0	1	1	-	0	-	-	1
F. SIMULIIDAE	-	-	1	-	0	-	-	-	0	-	1	-	1	-	-	-	1	1	2	-	0	-	1	1
F. STRATIOMYIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. TIPULIDAE	-	-	1	0	1	-	0	0	1	-	1	1	0	-	-	1	-	0	-	1	-	0	0	-
F. X (crochets)	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. Y (siphons)	-	-	0	-	0	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACES																								
F. GAMMARIDAE	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	1	0	1	2	2
MOLLUSQUES																								
F. FERRISSIDAE / ANCYLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	1
ACHETES																								
F. ERPOBDELLIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. GLOSSIPHONIIDAE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-
TRICLADES																								
F. DUGESIIDAE	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F. PLANARIIDAE	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-	-	-	1
OLIGOCHETES	-	1	1	2	0	1	1	1	1	-	2	2	2	1	1	2	1	2	3	3	2	1	2	3
NEMATHELMINTHES	-	-	1	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	-	1	-	-	0	-	-	0	0	0	0
HYDRACARIENS	-	1	0	-	-	-	-	-	1	-	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	-	-	0	1
HYDROZOAIRES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Diversité taxonomique	14	14	18	12	15	9	17	11	14	4	20	15	12	7	8	8	12	18	15	11	13	12	16	17

TABLEAU 9 - Synthèse des macroinvertébrés benthiques trouvés dans le Rhône en 1992

LEGENDE:

03: campagne de mars 1992

10: campagne d'octobre 1992

Classe d'abondance

(Nombre d'individus/0.4 m^2)

- *absence*
- ***0*** *rare* *(< 3)*
- ***1*** *présent* *(3-49)*
- ***2*** *abondant* *(50-499)*
- ***3*** *très abondant* *(500-999)*
- ***4*** *prolifération* *(≥ 1000)*

TABLEAU 10 - Evolution de quelques paramètres biologiques dans le Rhône en 1992

Rhône		Nombre d'individus		Nombre de taxons		Groupe indicateur		IBGN		Qualité	
Stations	Code	Hiver	Automne	Hiver	Automne	Hiver	Automne	Hiver	Automne	Hiver	Automne
Oberwald	RHO 158.0	1'220	461	14	14	9	9	13	13	satisfaiante	satisfaifante
Reckingen	RHO 146.7	5'421	669	18	12	9	9	14	12	satisfaifante	moyenne
Gluringen	RHO 145.0	2'689	204	15	9	9	1	13	3	satisfaifante	pollution
Grengiols	RHO 128.8	2'535	39	17	11	9	9	14	12	satisfaifante	moyenne
Brig (Gamsa)	RHO 111.2	1'761	5	14	4	8	0	12	1	moyenne	pollution
Gampinen	RHO 92.5	2'555	203	20	15	9	1	14	5	satisfaifante	mauvaise
Sierre	RHO 83.0	1'603	33	12	7	7	1	10	3	moyenne	pollution
Granges	RHO 74.0	353	95	8	8	7	1	9	3	moyenne	pollution
Sion	RHO 63.6	1'714	1'031	12	18	7	9	10	14	moyenne	satisfaifante
Branson	RHO 38.5	2'455	658	15	11	8	4	12	7	moyenne	moyenne
St-Maurice	RHO 23.6	1'119	248	13	12	7	7	11	10	moyenne	moyenne
Porte du Scex	RHO 06.0	1'320	2'161	16	17	7	7	11	12	moyenne	moyenne

6.2.2 *Paramètres de l'Indice Biologique Général (IBGN) : diversité de la faune benthique et groupes indicateurs*

L'analyse des 2 paramètres conditionnant l'IBGN, la diversité taxonomique et le groupe indicateur (GI), permet de **séparer spatialement les stations** en hiver et de dégager 2 tendances lors des prélèvements d'automne dans ces tronçons (cf. graphique 11 et 12) :

- en mars, la diversité taxonomique a tendance à être plus élevée sur le tronçon situé **en amont de Sierre**, puis à s'abaisser légèrement en aval. De même pour le groupe indicateur qui appartient au **niveau 9** (ou 8 pour Brig) pour les stations situées en amont de Sierre, et au **niveau 7** (ou 8 pour Branson) pour les stations situées **à l'aval de Sierre**;

- en octobre, dans le premier tronçon du Rhône, le GI se maintient au même niveau dans certaines stations (Oberwald, Reckingen et Grengiols) alors qu'il chute ailleurs (Gluringen et Gampinen : 1; Brig : 0). Dans le second tronçon se retrouvent les mêmes tendances que celles décrites pour l'amont : maintien (St Maurice, Porte du Scex) ou augmentation (Sion) du GI ou chute de niveau (Branson : 4, Sierre et Granges : 1); ces dernières stations subissent également plus fortement l'"effet estival".

  Les stations de Reckingen et de Grengiols supportent bien la baisse de la qualité physico-chimique des eaux que l'on observe dans les analyses; par contre les stations qui accusent une chute du niveau du GI subissent nettement l'"effet estival" (crues, surverses et purges des installations hydroélectriques).

La diversité taxonomique du Rhône (à l'exception de la station de Granges) est plus **élevée** que celle supposée au vu des résultats publiés (GOGNIAT et MARRET 1984) et des différentes atteintes que subit le fleuve. Les listes obtenues en 1992 font apparaître une moyenne de **12.9** taxons, alors que celles établies en 1983 et 1984 pour l'étude Hydro-Rhône donnent une valeur moyenne de **6.3** taxons en prenant la même limite de détermination que pour l'IBGN. Cette augmentation de la diversité taxonomique traduit une amélioration du milieu (qualité des eaux et/ou des substrats).

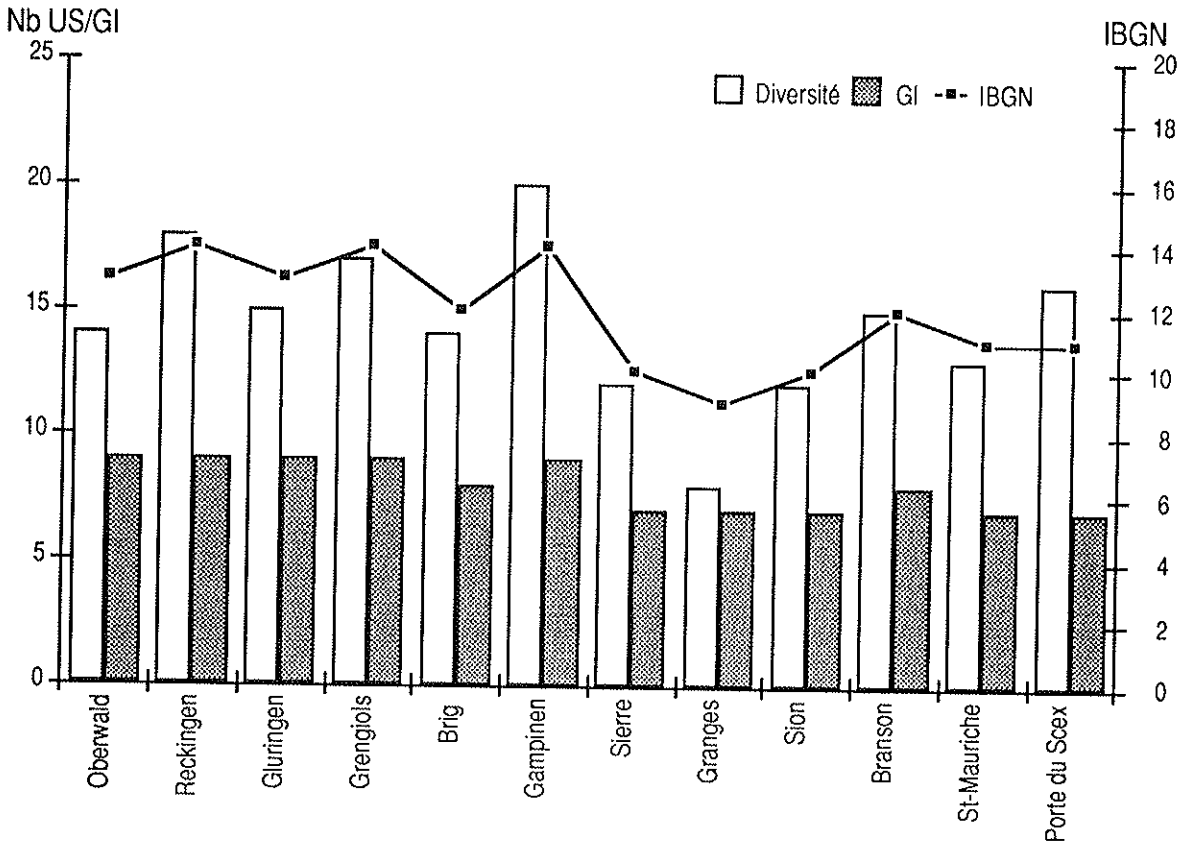
6.2.3 *IBGN des stations du Rhône*

La qualité biologique de toutes les stations du Rhône est de satisfaisante à moyenne en hiver, alors qu'elle fluctue beaucoup plus en automne d'une station à l'autre. En mars, les notes IBGN sont plus élevées en amont de Sierre, puis baissent en aval; en octobre, elles indiquent globalement une diminution de la qualité du Rhône d'amont en aval.

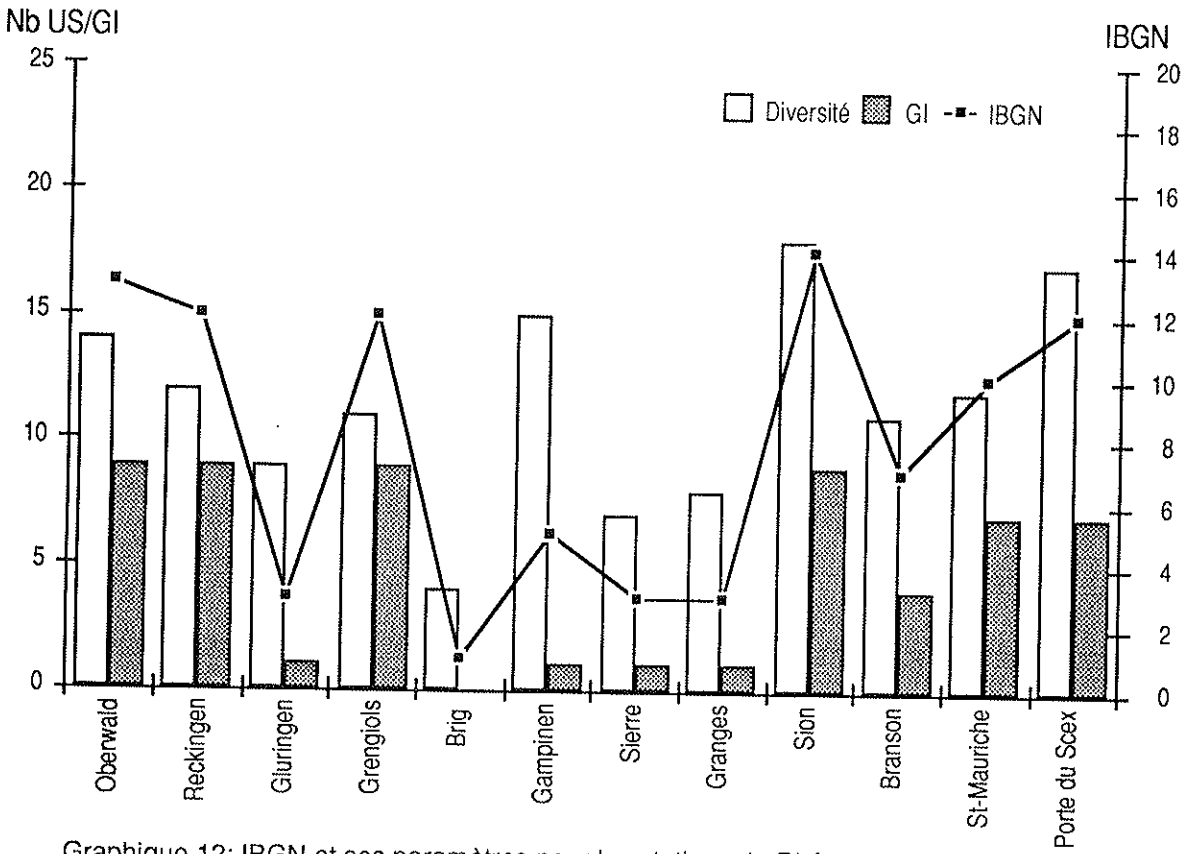
En mars, la courbe de l'IBGN montre peu de variation. La qualité est **satisfaisante** en amont (notes de 13-14) jusqu'à Gampinen (sauf une légère baisse à Brig, avec une note de 12), puis elle devient **moyenne** (notes de 9 à 12) à partir de Sierre. Au regard de la qualité physico-chimique des eaux du Rhône, la diminution de la note biologique, sur certaines stations et de l'amont vers l'aval, **se corrèle assez bien** avec quelques paramètres dont les concentrations augmentent effectivement, notamment le DOC, l'azote (surtout les nitrites) et le phosphore.

En octobre, les notes (donc la qualité) sont très fluctuantes d'une station à l'autre :

- 3 stations en amont (Oberwald, Reckingen et Grengiols) conservent à peu près la même qualité (notes de 12-13), soit **presque satisfaisante** ("12" se trouve déjà en classe moyenne);
- 6 stations (Gluringen, Gamsa, Gampinen, Sierre, Granges, et Branson) voient leur note chuter (notes de 1 à 5 pour les 5 premières stations, 7 pour la dernière), vers une **mauvaise qualité** ou une **pollution**;
- 1 station améliore sa qualité (Sion) en augmentant sa note de 10 à 14, et passe ainsi en classe **satisfaisante**;
- 2 stations en aval (St-Maurice, Porte du Scex) obtiennent presque les mêmes notes qu'en mars et conservent leur qualité **moyenne** (note de 10 et 12).



Graphique 11: IBGN et ses paramètres pour les stations du Rhône en hiver.



Graphique 12: IBGN et ses paramètres pour les stations du Rhône en automne.

La seule qualité physico-chimique des eaux ne permet pas d'expliquer ces pertes de qualité biologique. D'autres facteurs entrent ligne de compte :

- **les barrages** qui induisent un régime hydraulique par "à coup" (absence de débit de dotation en étiage, brusques déversements en période de plus hautes eaux);
- **les corrections** du Rhône (les stations les plus touchées sont toujours celles qui présentent un aménagement linéaire, un enrochement qui resserre le lit du fleuve, des berges avec une pente abrupte);
- le **régime de turbinage des grandes usines électriques** qui provoque l'existence d'une **frange de battement des eaux**, zone peu biogène, faiblement colonisée par la faune benthique, et ce d'autant plus qu'en octobre les pluies avaient fait récemment augmenter le niveau des eaux.

Si l'on compare le nombre de substrats et de couples substrat/vitesse avec l'évolution de la note IBGN, il ne semble pas qu'il y ait de corrélation entre ces paramètres pour le Rhône. Un plus grand nombre de substrats, ou une meilleure diversité des couples, **ne favorisent pas forcément** une note de qualité supérieure. Il semble que ce soient **les types de substrats** (capacité biogénique théorique) et **leur qualité** (capacité réelle en cas de colmatage ou autres atteintes) qui influencent l'IBGN, plus que leur nombre. Il semble donc que la diversité des biocénoses liée à celle des micro-habitats ne soit pas respectée dans le Rhône, et ceci certainement à cause des **conditions d'écoulement** de l'eau.

6.3 Comparaison entre le Rhône et les affluents

La **répartition spatio-temporelle** des taxons est sensiblement similaire pour le Rhône et ses affluents. Quelques différences sont toutefois à relever :

- les *Leuctridae*, les *Nemouridae* et les *Limoniidae* sont des groupes ubiquistes dans le Rhône alors qu'ils ne sont pas toujours bien représentés sur les affluents;
- à l'inverse, les *Tipulidae* sont ubiquistes dans les affluents mais pas dans le Rhône;
- les *Gammaridae* sont rares dans les affluents alors qu'il se rencontrent régulièrement dans le Rhône à partir de Sion.

L'**abondance** moyenne est légèrement **supérieure** dans le Rhône (1'270, contre 1'200 sur les affluents), notamment en hiver (2'000 individus en moyenne, contre 1'650 sur les affluents), mais aussi en automne (700 contre 500 dans les affluents). L'ordre de grandeur reste cependant **comparable**.

Les **diversités** taxonomiques rencontrées dans le Rhône (12 à 20 taxons) sont **comparables** à celles trouvées jusqu'à présent dans les **rivières latérales d'assez bonne qualité** (maximum d'unités systématiques trouvé : 24).

Le Rhône et ses affluents semblent donc réagir de façon assez similaire aux conditions du milieu :

- les stations amont (pour le Rhône, la limite se situe à Sierre) ont en général des qualités **satisfaisantes** en période d'étiage (hiver); les groupes indicateurs sont élevés et la diversité relativement bonne; ces stations souffrent plus ou moins des atteintes estivales (crues, purges, etc.) selon leur configuration (sur le Rhône, les tronçons non aménagés ou corrigés de façon plus douce maintiennent une meilleure qualité) et de leur emplacement (immédiatement en aval d'une retenue par exemple);
- les notes en aval (à partir de Sierre pour le Rhône) traduisent déjà en hiver une **baisse de la qualité** du milieu en reflétant en particulier la dégradation de la qualité physico-chimique des eaux; l'"effet estival" se répercute souvent plus durement sur ces stations qui accusent une chute parfois importante des valeurs IBGN, sauf le secteur le plus aval du Rhône (St-Maurice et la Porte du Scex) qui montre une bonne stabilité;
- l'IBGN de certaines stations, qui se répartissent d'amont en aval, indique dès l'étiage de graves problèmes de pollution (Viège depuis Zermatt, Liène et Morge en aval); par contre la Borgne à son embouchure et dans une moindre mesure le Rhône à Sion et le Trient à Vernayaz réagissent mieux aux différentes atteintes en ayant une qualité satisfaisante.

Si les résultats hivernaux semblent fiables (peu de difficulté de prélèvement, conditions hydrologiques stables, bon développement des larves juste avant les émergences qui s'étalent du printemps pour les espèces précoces, à l'automne pour les plus tardives), il faut rester très prudent quant à ceux obtenus en été ou en automne, périodes durant lesquelles de nombreux événements ont pu influencer négativement les notes IBGN (difficultés de prélèvement en plus hautes eaux, crues récentes, pluviométrie importante, émergence des adultes, etc.). L'**étiage** (février-mars) doit donc être choisi comme période de **référence**.

7. CONCLUSIONS

Les études, sur lesquelles se base ce présent article, ont été réalisées entre 1990 et 1993 à la demande du Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais (SPE) et s'inscrivent dans un programme pluriannuel d'observation de la qualité physico-chimique et biologique des eaux de surface, ceci pour une meilleure connaissance des cours d'eau valaisans.

Le Rhône et neuf de ses affluents (Mattervispa, Lonza, Navisence, Liène, Borgne, Morge, Drance de Bagnes, Trient et Vièze) ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et biologiques, sur respectivement un maximum de **12** et **18 stations** (généralement localisées en amont et en aval de chaque bassin versant des affluents). L'étude porte sur **deux campagnes** réalisées lors des périodes les moins favorables (grande affluence touristique associée, pour la campagne d'hiver, à l'étiage), sauf pour le Rhône dont les prélèvements physico-chimiques ont été au nombre de six.

Les premiers résultats de la campagne d'observation de la qualité des eaux courantes du canton du Valais sont riches en enseignements. Certaines tendances ont pu être mises en évidence :

. *pour les affluents :*

- difficulté de mettre en évidence une dégradation générale de la qualité physico-chimique des eaux entre l'amont et l'aval; de plus, les variations saisonnières des concentrations ne se font pas toujours dans le même sens pour les différents paramètres;

- diversité taxonomique généralement supérieure en hiver et en amont;

- les notes de l'IBGN indiquent des qualités moyennes à satisfaisantes pour les stations amont, et polluées à moyennes pour les stations aval.

La qualité des eaux ne semble **par déterminante** pour toutes les stations étudiées. De nombreuses **autres atteintes** (réduction de débit, purges, colmatage du substrat, corrections, etc.) contribuent à une dégradation de la qualité biologique des rivières. Du fait de leur cumul, il est difficile, à l'heure actuelle, de distinguer les effets spécifiques de chacune d'entre elles.

. *pour le Rhône :*

- malgré une grande fluctuation saisonnière des concentrations (net abaissement entre la période d'étiage et de crues, durant laquelle les eaux de fonte "diluent" le milieu) et des débits (qui varient également fortement en cours de journée et de semaine, du fait du fonctionnement des installations hydroélectriques), la physico-chimie des eaux révèle une dégradation de la qualité **d'amont en aval**, et une forte influence (surtout en hiver) des apports latéraux;

- les notes de l'IBGN indiquent en hiver une qualité **moyenne à satisfaisante** (avec toutefois des indices plus élevés en amont de Sierre); les notes sont plus dispersées en automne;

- la diversité taxonomique et **supérieure** à ce qui est mentionné dans la bibliographie (étude Hydro-Rhône).

En mars, les résultats d'analyses physico-chimiques se corrèlent assez bien avec les indices biologiques. Par contre en octobre, cette seule qualité physico-chimique des eaux ne permet pas d'expliquer les pertes de qualité biologique. D'autres facteurs entrent en ligne de compte, tels que les barrages et le fonctionnement des installations hydroélectriques, les corrections, etc.

Globalement, le Rhône et ses affluents semblent réagir de **façon similaire** aux conditions du milieu.

Toutes ces tendances doivent être encore confirmées et affinées par **un suivi** du réseau mis en place.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR (1992) : "Essai des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.)" NF T90-350. Paris.

CIPEL (1984) : "Le Léman. Synthèse 1957-1982". Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 650 p.

DEPARTEMENT FEDERAL DE L'INTERIEUR (1987) : "Ordonnance sur le déversement des eaux usées" - RS 814.225.21. Berne

GOGNIAT, A. et MARRER, H.. (1984) : Hydrobiologie et pêche, première partie, revue et corrigée en août 1985. HYDRO-RHONE, aménagement du Moyen et du Bas Rhône.

MARRER, H.. (1985) : Hydrobiologie et pêche, deuxième partie. HYDRO-RHONE, aménagement du Moyen et du Bas Rhône.

NISBET, M. et VERNEAUX, J. (1970) : Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. Annales de limnologie, 6 (2), 161-190.

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (1991) : "Etude hydrobiologique de 6 cours d'eau valaisans (Mattervispa, Lonza, Borgne, Liène, Drance de Bagnes et Vièze). Rapport de synthèse". Bureau ETEC, Sion.

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, (1993) : "Etude hydrobiologique du Rhône. Rapport de synthèse". Bureau ETEC, Sion.

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (1994) : "Etude hydrobiologique de 5 cours d'eau valaisans (Mattervispa, Navisence, Gougra, Liène, Trient et Morge). Rapport de synthèse". Bureau ETEC, Sion. (non encore disponible).

ANNEXE 1

Le Rhône : Liste des stations et des affluents étudiés; localisation des principaless atteintes (principaux rejets de STEP, installations hydroélectriques)

Code RHO km	Rhône Stations	Affluents étudiés	Rejets de STEP Nom (Eq.-hab) via un canal[1]	Barrages et restitutions (Rhône uniquement)
158.0	Oberwald			
146.7	Reckingen			
145.2				Barrage de Gluringen
145.0	Gluringen			
133.9				Barrage deFiesch
133.3			Fiesch (14'000)	
130.6		Binna		
128.8	Grengiols			
121.2				Barrage de Mörel
117.7				Restitution CFF
111.7			Brig-Glis (44'000) via Werikanal	
111.2	Gamsa (Brig)			
105.2		Vispa		
99.8			Visp-Lonza (311'073) C. Schnydrig	
98.4		Lonza		
94.2		Turtmänna		
92.5	Gampinen			
90.0				Barrage de Susten
88.7		Dala		
83.0	Sierre			
81.0				Restitution Rhonewerke
80.9		Navisence		
76.8			Sierre Noës (50'000) via C. Bras Noir	
74.0	Granges			
72.9				Restitution Liège AG
70.3		Liène		
67.0		Borgne		
65.0				Restitution EOS
63.7			Sion-Chandoline (26'000) C. Vissigen	
63.6	Sion			
60.5		Printse		
59.5		Morge		
55.0			Nendaz-Bieudron (20'000)	
53.9				Restitution GD
50.2			Sion-Châteauneuf (50'000) C. Riddes	
48.7				Restitution FFM
38.5	Branson			
36.7		Drance		Restitution Emosson
36.1		Trient	Martigny (24'000) via C. Bienvenu	
34.3			Evionnaz-Orgamol (33'300)	
30.3				Barrage de Lavey
29.2				Restitution SI Lausanne
24.6	St-Maurice			
23.6		Vièze		
19.9			Monthey-Ciba-Geigy (310'000)	
18.9	Porte du Scex			
06.0				

[1] STEP de capacité supérieure à 10'000 équivalents-habitants

COURS D'EAU 1991 & 1993				Prélèvements d'hiver																			
		Date	09.03.93	09.03.93	09.03.93	18.02.91	09.03.93	09.03.93	11.03.93	11.03.93	11.03.93	16.03.93	16.03.93	20.02.91	20.02.92	11.03.93	25.02.91	25.02.91	16.03.93	16.03.93	25.02.91	25.02.91	
PRELEVEMENTS		LIEU	Zermatt	Zermatt	Zermatt	Visp	Blatten	Gampel	Zinal	Grimentz	Chippis	Usine de	St Léonard	La Luette	Sion	Conthey	Bonnatche	Le Chable	Trient	Verneyaz	Champéry	Monthey	Normes
			Amont	Amont	Aval							Croix											ODEU
			Village	STEP																			
COURS D'EAU			**VISPA**	**VISPA**	**VISPA**	**VISPA**	**LONZA**	**LONZA**	**NAVISEN**	**GOUGRA**	**NAVISEN**	**LIENE**	**LIENE**	**BORGNE**	**BORGNE**	**MORGE**	**DRANCE**	**DRANCE**	**TRIENT**	**TRIENT**	**VIEZE**	**VIEZE**	
Point			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
ANALYSES		unités																					
pH			8	7.9	7.8	7.5	7.5	7.8	8.2	8.2	8.3	7.9	8.4	8.1	8.2	8.3	8.3	8.1	8.1	7.9	8.3	8.4	**6.5 - 8.5**
Conductivité		uS/cm	230	245	322	110	119	205	379	167	825	312	559	677	821	300	554	267	229	167	547	537	
Sodium	Na+	mg/l	2	1.5	4.9	1.6	1.2	2.8	1.7	1.4	2.3	11.6	15.6	2.13	11.3	4.5	1.4	6.5	1.7	3.8	1.7	5.5	
Potassium	K+	mg/l	2.3	1.8	3.2	1.5	2.6	2.6	1.1	0.8	2.9	0.4	2.4	1.4	2.5	1.5	0.5	1.4	1.9	1.2	0.4	0.9	
Calcium	Ca++	mg/l	41.8	46.7	54.3	15	22.5	35.8	79.9	29.5	163	51	105	145	159	53.8	96.1	29.1	48.2	30.9	106.2	42.5	
Magnésium	Mg++	mg/l	8	6.8	9.9	2.7	1.4	3	10.1	6.8	40.3	12.5	19.4	27.8	30.6	12.8	18.8	14	3.9	1.9	9.5	12.5	
Ammoniaque	NH4+	mg/l	0.2	< 0.1	**2.3**	0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	0.1	< 0.1	0.2	0.5	< 0.1	< 0.1	0.1	0.2	**< 0.64**
Manganèse	Mn++	ug/l	110	2.6	1.2	7.1	0.9	7.8	7.3	1.2	2.1	1	23.2	7	4.6	0.8	6.3	3.1	1.7	3.1	5.3	3.4	
Aluminium	Al+++	ug/l	10.7	27.8	6.9	77.3	14.6	18.1	11.9	8.7	14.9	5.9	18.2	31	37.9	13.4	19	28.9	6.2	14.5	10	7.7	**< 100**
Fluorure	F-	mg/l	0.09	0.12	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.4	0.8	0.2	0.05	0.1	0.3	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	**< 1**
Chlorure	Cl-	mg/l	1.4	1.2	5.3	2	0.4	2.1	1	0.9	19.2	4.9	21.8	3.2	12.9	4.8	1.5	6.5	1.2	5.8	1	7.5	**< 100**
Nitrite	NO2-	mg/l	< 0.005	0.01	0.04	0	0.015	0.018	< 0.005	< 0.005	0.06	0.008	0.13			0.03	0		0.008	0.03			
Nitrate	NO3-	mg/l	1.5	1.2	1.3	0.4	1.2	1	1.3	1.6	4.4	2.1	7.9	0.41	0.7	7.6	0.32	0.8	3.6	4	0.34	0.4	**< 25**
Sulfate	SO4- -	mg/l	54.9	73.2	98.7	23.8	29.5	44.9	159	21.6	418	47.2	145	352	386	63.9	200	88.7	57.8	25.3	152	127	**< 100**
Carbonate	HCO3-	mg/l	104	89.8	114	31	43.7	79.4	103	91.5	165	183	237	146	153	161	134	153	101	79	171	189	
Phosphore tot	P	ug/l	95	< 50	57	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	196	73	50	< 50	< 50	96.8	< 50	< 50	< 50	< 50	
Ortho-P	PO4- - -	ug/l	84	< 50	55	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	505	62	< 50	< 50	< 50	78.8	< 50	< 50	< 50	< 50	
TOC		mg/l	3	1.2	2.2	1.1	2.3	1.7	1.2	1.5	1.2	0.6	2.1	2.9	3.8	1.3	1.4	2.6	1.1	1.8	1.3	2.8	
DOC		mg/l	**2.8**	1.2	**2.1**	0.9	**2**	1.5	1.1	1.5	0.9	0.6	**2**	**2.3**	1.6	1	1.2	**2.1**	1	1.5	1.2	**2.5**	**< 2**
DBO5		mg/l												**4.2**	3.3		2	**5**			2.3	**4.8**	**< 4**
MES		mg/l	6		3.7		1	1	3.7	7	8.7	3.7	7			24.3			9.1	4.6			
Débits		m3/s	0.03	1.10	1.19	14.90	0.57	2.97	0.40	0.09	0.31	0.31	0.10	1.25	1.35	0.15	0.10	0.63	0.02	0.27	0.40	2.23	
Dureté totale		méq/l	2.74	2.89	3.52	0.97	1.24	2.03	4.82	2.03	11.45	3.57	6.83	9.52	10.45	3.74	6.34	2.60	2.73	1.70	6.08	3.15	
Dureté carbonatée		méq/l	1.70	1.47	1.87	0.50	0.72	1.30	1.70	1.50	2.70	3.00	3.89	2.40	2.50	2.63	2.20	2.50	1.66	1.30	2.80	3.10	
Dureté permanente		méq/l	1.04	1.42	1.65	0.47	0.52	0.73	3.12	0.53	8.75	0.57	2.94	7.12	7.95	1.11	4.14	0.10	1.07	0.40	3.28	0.05	

Résultats physico-chimiques des affluetns en hiver

COURS D'EAU 1991 & 1993					Prélèvements d'été																		
		Date	29.07.91	29.07.91	29.07.91	29.07.91	30.07.91	30.07.91	14.07.93	14.07.93	14.07.93	22.07.91	22.07.91	22.07.91	22.07.91	14.07.93	05.08.91	05.08.91	15.07.93	15.07.93	05.08.91	05.08.91	
PRELEVEMENTS		LIEU	Zermatt	Zermatt	Zermatt	Visp	Blatten	Gampel	Zinal	Grimentz	Chippis	Usine de	St Léonard	Les	Sion	Conthey	Bonnatche	Le Chable	Trient	Verneyaz	Champéry	Monthey	Normes
			Amont	Amont	Aval							Croix		Haudères									ODEU
			Village	STEP																			
COURS D'EAU			**VISPA**	**VISPA**	**VISPA**	**VISPA**	**LONZA**	**LONZA**	**NAVISEN**	**GOUGRA**	**NAVISEN**	**LIENE**	**LIENE**	**BORGNE**	**BORGNE**	**MORGE**	**DRANCE**	**DRANCE**	**TRIENT**	**TRIENT**	**VIEZE**	**VIEZE**	
Point			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
ANALYSES		unités																					
pH			7.1	7.2	7.3	7.2	7.2	7.7	7.1	7.6	7.7	8	7.6	7.5	7.7	7.9	8.1	7.9	7.6	7.5	8.3	8.4	**6.5 - 8.5**
Conductivité		uS/cm	40	45	79	130	90	90	104	152	389	241	298	100	380	270	220	145	144	137	400	410	
Sodium	Na+	mg/l	0.3	0.33	0.54	0.8	< 0.1	0.2	2.2	4.9	2.7	1.64	3.97	0.95	3.16	5.5	0.75	1.5	1.04	3	1.15	2.71	
Potassium	K+	mg/l	1.3	1.41	1.03	1.4	0.91	1.06	0.8	0.7	1.3	0.28	0.78	0.54	0.93	1	0.51	0.69	1.68	1.2	0.47	0.84	
Calcium	Ca++	mg/l	9.3	12.2	17.1	19.5	8.8	12.9	18.5	23.9	70.2	40.2	54.2	23.3	57.9	51.9	42.1	27.5	28.9	27.8	79.6	76.1	
Magnésium	Mg++	mg/l	1.4	1.6	2.7	2.3	0.5	0.8	1.9	6.4	15.8	10.5	11.3	2	10.7	6.6	8.5	5.7	2.71	1.7	7.9	11	
Ammoniaque	NH4+	mg/l	0.1	0.1	0.18	0.1	0.1	0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	0.07	0.1	0.12	< 01	0.07	0.07	< 01	< 01	0.11	0.08	**< 0.64**
Manganèse	Mn++	ug/l	24.2	16	5.5	3.3	5	8	35	< 1	3	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	1	1	1	< 1	< 1	
Aluminium	Al+++	ug/l	1870	1233	522	722	611	76	35	10	15	47	35	142	47	< 10	95	197	< 10	11	20	15	**< 100**
Fluorure	F-	mg/l	< 0.1	0.08	0.1	0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.18	0.4	0.2	< 0.1	< 0.1	0.17	< 0.1	0.1	0.17	0.15	0.1	0.2	**< 1**
Chlorure	Cl-	mg/l	0.5	0.6	0.72	0.9	0.28	0.28	2.3	6.3	3.5	0.45	3.28	0.72	3.25	6.8	0.31	0.62	0.49	3	0.36	1.1	**< 100**
Nitrite	NO2-	mg/l	0.1	0.1	0.1	0	0.02	0.03	< 0.005	< 0.005	0.04	< 0.005	< 0.005	0.02	0.04	0.08	0.02	0.04	0.005	0.095	0.01	0.06	
Nitrate	NO3-	mg/l	0.4	0.5	0.6	1.1	0.6	0.6	1	1.1	1.7	0.6	3.6	0.7	1.1	3.7	0.9	1.3	0.9	2.4	0.9	2.5	**< 25**
Sulfate	SO4- -	mg/l	5.6	8.6	17.2	15.6	7.4	9.5	29	15.8	151	30.4	52.5	19	102	24.8	66.4	28.5	24.7	17.1	102	101	**< 100**
Carbonate	HCO3-	mg/l	24	37	40	49	24	31	37	85	110	146	159	61	98	162	85	85	76	67	146	159	
Phosphore tot	P	ug/l	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	0.33	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	
Ortho-P	PO4- - -	ug/l	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	
TOC		mg/l	2.8	2.9	5.7	4.7	3.5	3.7	2.2	2.4	4.6	3.8	2	1.3	1.2	2.8	2.6	2.9	2.2	3.2	2.5	2.2	
DOC		mg/l	2.4	2.5	2.5	2.6	2.3	2.5	2.1	2	2.6	1.1	0.8	0.9	0.9	2.6	0.9	1.2	2.1	2.7	1.7	1.9	**< 2**
DBO5		mg/l	1.6	1.1	1.4	1.6	1.2	1				1.3	2.8	1.5	1.4		0.9	1.4			1.1	2	**< 4**
MES		mg/l							139	5	14					62			8	44			
Débits		m3/s	5.36	7.99	10.61	34.54	15.72	18.74	5.13	0.49	0.55	0.54	0.46	3.13	5.47	0.46	0.38	2.79	0.38	0.77	0.63	2.78	
Dureté totale		méq/l	0.58	0.74	1.08	1.16	0.48	0.71	1.08	1.72	4.80	2.87	3.63	1.33	3.77	3.13	2.80	1.84	1.66	1.53	4.62	4.70	
Dureté carbonatée		méq/l	0.40	0.60	0.66	0.80	0.40	0.50	0.60	1.40	1.80	2.40	2.60	1.00	1.60	2.60	1.40	1.40	1.20	1.10	2.40	2.60	
Dureté permanente		méq/l	0.18	0.14	0.42	0.36	0.08	0.21	0.48	0.32	3.00	0.47	1.03	0.33	2.17	0.53	1.40	0.44	0.46	0.43	2.22	2.10	

Résultats physico-chimiques des affluetns en été

****

RHONE 1992

****

DATE: 3-4-5-6 mars 1992

PRELEVEMENT :	LIEU:	Oberwald		Reckingen		Grengiols		Brig		Gampinen		Finges		Granges		Sion		Branson		St Maurice	
	N°	9	10	7	8	5	6	3	4	1	2	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	N/J	J	N	J	N	J	N	J	N	J	Ni	Ji	N	Ji	N	Ji	N	Ji	N	Ji	N
ANALYSES	unités																				
pH		7.3	7.2	7.3	6.9	7.1	7.4	7.4	7.5	7.3	7.4	8.0	7.9	7.1	7.3	7.3	7.4	7.6	7.1	7.2	7.3
Minéralisation	mg/l	0	95	135	150	705	0	238	221	245	260	446	468	0	253	228	255	155	157	162	161
Sodium (Na+)	mg/l	2.1	2.3	2.3	3.0	6.7	6.2	2.8	2.3	7.9	9.8	5.3	5.6	6.3	8.2	5.2	8.0	2.8	3.4	3.5	3.6
Potassium (K+)	mg/l	1.8	1.8	2.3	2.5	5.2	4.7	2.8	2.8	3.1	3.1	1.5	1.5	1.8	2.5	1.5	2.3	1.2	1.2	1.3	1.4
Calcium (Ca++)	mg/l	15.5	15.4	23.9	23.8	157.0	161.7	50.0	48.1	51.3	53.2	106.0	106.0	41.0	45.2	43.3	53.9	30.4	30.4	31.0	31.4
Magnésium (Mg++)	mg/l	1.3	1.3	2.1	2.4	30.9	29.7	6.4	5.8	7.8	7.8	20.1	20.8	5.3	6.4	6.4	7.9	4.1	4.2	4.2	4.3
Ammoniaque (NH4+)	mg/l	0.1	0.1	0.0	0.8	2.4	2.1	0.3	0.0	1.6	1.4	0.0	0.0	1.2	1.5	0.6	1.1	0.0	0.1	0.0	0.0
Manganèse (Mn++)	µg/l	<1	0.0	1.9	9.6	21.6	7.9	1.2	1.5	13.5	9.7	1.7	3.0	9.9	27.0	9.6	9.5	14.2	18.0	11.5	15.7
Aluminium (Al+++)	µg/l	<10	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	10.0	60.0	<10	145.0	145.0	175.0	70.0	30.0	110.0	530.0	500.0	440.0	440.0
Fluorures (F-)	mg/l	0.24	0.24	0.17	0.19	0.14	0.13	0.13	0.12	0.23	0.20	0.30	0.31	0.14	0.14	0.12	0.13	0.11	0.10	0.11	0.10
Chlorures (Cl-)	mg/l	0.6	0.6	1.2	2.2	13.0	12.6	3.0	2.1	12.5	18.2	5.5	5.4	12.4	14.2	7.8	11.5	3.5	4.7	4.2	4.0
Nitrites (NO2-)	mg/l	<0.01	<0.01	0.010	0.010	0.100	0.070	0.020	0.020	0.230	0.300	0.030	0.030	0.280	0.310	0.140	0.200	0.100	0.130	0.120	0.120
Nitrates (NO3-)	mg/l	1.3	1.3	1.4	1.5	5.8	5.2	2.4	2.3	2.9	3.0	4.2	4.4	3.0	3.3	2.7	3.2	2.5	3.2	2.6	2.7
Sulfates (SO4--)	mg/l	17	17	29	31	409	439	87	80	76	71	254	254	68	84	84	99	49	46	47	49
Carbonates (HCO3-)	mg/l	41	43	58	58	154	165	99	89	107	113	152	152	75	89	79	98	64	64	64	64
Phosphore Total (P)	µg/l	29	23	77	82	122	99	38	37	84	53	56	45	51	51	57	83	60	42	46	48
Ortho-P (PO4--)	µg/l	<10	0	107	125	300	248	30	28	164	86	50	51	61	46	87	126	91	91	88	91
TOC	mg/l	4	4	2.1	4.1	4.6	2.7	2.8	2.3	3	2.4	2.3	2	2.5	2.8	2.1	3.5	2	3.3	2.4	2
DOC	mg/l	3.5	3.5	1.7	2.9	2.9	2.4	2.6	2.1	2.7	2.4	2.1	1.7	2.3	2.3	1.6	2.5	1.6	2.7	1.8	1.8
DEBITS	m3/s	0.75	0.75	1.9	1.9	3.9	3.5	8.6	6.7	19	10.3	2.7	2.4	39	39	47.2	43.7	105	75	120	94
DURETE totale	meq/l	0.88	0.87	1.37	1.38	10.38	10.51	3.02	2.87	3.20	3.29	6.94	7.03	2.48	2.78	2.68	3.34	1.85	1.86	1.89	1.91
DURETE carbonatée	meq/l	0.67	0.70	0.95	0.95	2.52	2.70	1.62	1.45	1.75	1.85	2.49	2.49	1.22	1.45	1.30	1.60	1.05	1.05	1.05	1.05
DURETE permanente	meq/l	0.20	0.17	0.42	0.43	7.85	7.81	1.40	1.42	1.45	1.44	4.45	4.54	1.26	1.33	1.38	1.74	0.80	0.81	0.84	0.86
BALANCE IONIQUE																					
Somme des cations		1.02	1.02	1.52	1.62	10.93	11.02	3.23	3.04	3.72	3.87	7.22	7.32	2.87	3.29	2.98	3.81	2.02	2.06	2.09	2.12
Somme des anions		1.08	1.10	1.62	1.70	11.52	12.30	3.56	3.22	3.76	3.91	8.02	8.02	3.06	3.66	3.33	4.05	2.22	2.20	2.19	2.24
Minéralisation calc.		81	83	120	126	785	827	253	232	271	281	549	551	215	254	231	285	158	158	158	161

ANNEXE 3

Résultats des analyses physico-chimiques des eaux du Rhône

**********																					
RHONE 1992																					
**********																					
DATE:	1-2-3 juin 1992																				
PRELEVEMENT :	LIEU:	Oberwald		Reckingen		Grengiols		Brig		Gampinen		Finges		Granges		Sion		Branson		St Maurice	
	N°	9	10	7	8	5	6	3	4	1	2	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	N/J	J	N	J	N	J	N	J	N	J	Ni	Ji	N	Ji	N	Ji	N	Ji	N	Ji	N
ANALYSES	unités																				
pH		7.4	7.3	7.3	7.3	8.1	8.0	7.9	7.8	7.7	7.7	8.2	8.2	8.2	8.2	7.9	8.0	8.1	8.1	8.0	8.0
Minéralisation	mg/l	49	46	68	67	68	76	73	81	123	97	134	125	112	123	204	185	142	141	129	155
Sodium (Na+)	mg/l	1.2	0.5	0.6	0.6	0.6	0.7	0.9	0.8	8.8	1.6	0.5	1.3	1.2	1.5	3.6	3.0	1.5	1.6	1.7	1.6
Potassium (K+)	mg/l	1.0	1.0	1.1	1.1	2.9	2.9	3.0	1.8	2.8	2.0	1.0	1.8	2.8	2.0	2.8	2.4	2.1	2.0	2.7	2.1
Calcium (Ca++)	mg/l	7.2	6.7	9.9	9.8	21.7	23.5	18.5	19.5	20.3	21.2	29.1	24.5	21.5	23.3	48.3	43.5	27.8	27.3	31.0	30.4
Magnésium (Mg++)	mg/l	0.6	0.5	0.9	0.8	1.3	1.4	1.5	1.7	2.1	2.2	3.1	2.8	2.2	2.6	7.2	6.5	3.2	3.3	3.4	3.5
Ammoniaque (NH4+)	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Manganèse (Mn++)	µg/l	9.1	9.8	14.0	51.0	8.5	39.0	6.0	6.2	53.0	77.0	4.5	35.0	17.0	15.0	3.4	10.0	<2	3.0	4.2	2.0
Aluminium (Al+++)	µg/l	798.0	770.0	425.0	390.0	2083.0	1665.0	2700.0	880.0	1285.0	543.0	373.0	673.0	1168.0	973.0	273.0	193.0	675.0	690.0	660.0	613.0
Fluorures (F-)	mg/l	0.16	0.12	0.12	0.09	0.09	0.11	0.10	0.15	0.12	0.12	0.11	0.11	0.13	0.13	0.11	0.12	0.11	0.11	0.11	0.11
Chlorures (Cl-)	mg/l	0.3	0.3	0.5	0.4	0.4	0.5	0.7	0.5	12.9	2.0	0.7	1.7	1.4	1.8	4.2	3.6	1.7	2.0	2.1	2.1
Nitrites (NO2-)	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0.010	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0.010	<0,01	0.010
Nitrates (NO3-)	mg/l	1.30	1.30	1.30	1.20	1.20	1.30	2.40	1.50	1.70	1.60	1.30	1.80	1.80	2.20	4.10	2.90	2.50	2.30	3.90	3.20
Sulfates (SO4--)	mg/l	4	3	7	7	7	9	13	15	17	18	11	22	18	21	64	58	25	26	25	27
Carbonates (HCO3-)	mg/l	21	22	24	24	64	67	46	46	50	54	89	64	56	61	106	95	71	70	80	77
Phosphore Total (P)	µg/l	34	24	28	22	41	63	37	30	40	36	14	22	29	23	44	33	62	24	35	45
Ortho-P (PO4--)	µg/l	67	41	51	24	113	145	115	48	83	62	37	39	62	48	78	91	56	54	71	104
TOC	mg/l	2.2	2.6	3.6	2.5	9.9	8.3	3.2	2.8	4.3	3.8	2	1.5	2	1.7	2.7	2.5	3.3	2.5	4.4	3.2
DOC	mg/l	1.4	1.5	1.8	1.6	3.6	4.4	1.4	1.6	1.7	1.5	1.5	1.3	1.3	1.4	1.6	1.8	1.6	1.5	1.7	1.7
DEBITS	m3/s	25.8	23.1	41.2	36.2	57	34	125	89	160	127	130	102	223	211	250	238	299	292	389	372
DURETE totale	meq/l	0.40	0.38	0.56	0.56	1.19	1.29	1.04	1.11	1.18	1.23	1.45	1.45	1.25	1.38	3.00	2.71	1.65	1.63	1.82	1.80
DURETE carbonatée	meq/l	0.35	0.36	0.40	0.40	1.05	1.10	0.75	0.75	0.81	0.89	1.04	1.04	0.91	1.00	1.74	1.56	1.16	1.15	1.31	1.26
DURETE permanente	meq/l	0.05	0.02	0.16	0.16	0.14	0.19	0.29	0.36	0.37	0.34	0.41	0.41	0.34	0.38	1.26	1.15	0.49	0.48	0.51	0.54
BALANCE IONIQUE																					
Somme des cations		0.52	0.46	0.64	0.63	1.37	1.46	1.27	1.23	1.69	1.38	1.58	1.58	1.42	1.54	3.24	2.91	1.80	1.78	1.99	1.95
Somme des anions		0.46	0.47	0.59	0.58	1.23	1.32	1.08	1.11	1.57	1.35	1.57	1.57	1.35	1.54	3.26	2.92	1.77	1.79	1.96	1.94
Minéralisation calc.		37	37	46	46	101	108	88	88	117	103	120	120	105	117	240	216	135	135	151	148

Résultats des analyses physico-chimiques des eaux du Rhône

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, **1994**, 243-255

APPLICATION DU MODELE "REEL" A DES DONNEES RECENTES (Modélisation du cycle du phosphore)

PAR

Yuri TYUTYUNOV et **Roger ARDITI**

INSTITUT DE ZOOLOGIE ET D'ECOLOGIE ANIMALE
UNIVERSITE DE LAUSANNE, CH - 1015 LAUSANNE

RESUME

Le but de ce travail est d'utiliser le modèle "REEL" (modélisation du cycle du phosphore dans le Léman), qui a été développé entre 1987 et 1989 et dont les paramètres avaient été calibrés sur la période 1985-1987, avec les nouvelles données recueillies dans le Léman depuis cette période.

Il s'agit d'un modèle unidimensionnel multicouche. Les apports en nutriments, les profils de température et la profondeur de brassage sont introduits, dans ce modèle, comme variables exogènes. A côté des simples phénomènes d'advection, le modèle comprend la production primaire, la minéralisation du phosphore particulaire, sa sédimentation et le relargage de phosphore dissous du sédiment. Ce programme de simulation (appelé "REEL") est développé sur un ordinateur personnel sous le système d'exploitation MS/DOS.

Les simulations préliminaires avec les anciens paramètres de calibration ne montrent un bon accord avec les valeurs observées dans le lac que pour l'oxygène et le phosphore particulaire dans l'épilimnion. Il a donc été procédé à une recalibration et à des corrections afin de caler le modèle sur les nouvelles séries de données observées dans le lac.

Des simulations prédictives sont effectuées pour la période 1993-1996 en envisageant plusieurs scénarios météorologiques (présence ou absence de brassage hivernal complet).

1. INTRODUCTION

Le but de cette étude est d'utiliser le modèle "REEL" (Risques d'Eutrophisation des Eaux du Léman) développé entre 1987 et 1989 (BURGMAN et ARDITI, 1989) avec les nouvelles données recueillies dans le Léman de 1989 à 1993; puis de faire des simulations prédictives en envisageant plusieurs scénarios météorologiques (présence ou absence de brassage hivernal complet) et en faisant baisser les apports de phosphore du bassin versant.

Le modèle "REEL"

Le modèle contient trois variables d'état : le phosphore inorganique dissous (orthophosphates, OP), le phosphore organique particulaire (PP) et l'oxygène dissous (OX). Un système d'équations différentielles exprime la variation temporelle de la concentration de chacune des variables dans l'épilimnion et dans chaque couche de l'hypolimnion. Les variables temporelles exogènes sont les profils de température du lac, la profondeur de la thermocline, les apports des quatre rivières Aubonne, Venoge,

Dranse et Rhône (leurs flux, températures et concentrations des trois variables d'état), ainsi que la somme des autres apports (comprenant aussi les petites rivières et les déversements des STEP). Les valeurs estimées à tous les instants et toutes les profondeurs nécessaires sont obtenues par interpolation entre les valeurs mesurées.

Le détail des hypothèses et des équations utilisées dans le modèle est exposé dans BURGMAN et ARDITI (1989).

2. SIMULATIONS ET NOUVELLES CALIBRATIONS

Les nouvelles données recueillies dans le Léman de 1989 à 1993 ont été utilisées pour constituer de nouveaux fichiers d'entrée pour le modèle REEL (DAT8993.LAK, DAT8993.TEM, DAT8993.RIV). Ces fichiers ont d'abord été utilisés pour accomplir des simulations préliminaires avec les valeurs des paramètres définies antérieurement, telles qu'elles avaient été estimées et calibrées pour la période 1985-1987. Les résultats des simulations du modèle (donnés dans le fichier OLDPARAM.OUT) sont représentés sur les figures 1 et 2. Ils démontrent un bon accord des valeurs simulées avec les valeurs observées pour l'oxygène (OX) et pour le phosphore particulaire (PP) dans l'épilimnion seulement, ainsi que le stock total d'oxygène. Les autres variables, c'est-à-dire les orthophosphates (OP) ainsi que le phosphore particulaire (PP) et l'oxygène (OX) dans l'hypolimnion et au fond, ne montrent pas un bon accord avec les valeurs observées.

Nous avons donc procédé à une recalibration afin de caler le modèle sur les nouvelles séries observées. Les résultats des simulations avec les nouveaux paramètres de calibration se trouvent dans le fichier NEWPARA1.OUT. Les nouvelles valeurs des paramètres sont indiquées dans l'annexe I. Cependant, nous avons constaté que les orthophosphates (OP) et l'oxygène (OX) au fond présentaient des valeurs trop extrêmes en hiver (maximum pour OX et minimum pour OP), au moment où les températures des rivières affluentes sont les plus basses (inférieures aux températures de l'hypolimnion). Nous avons trouvé qu'en modifiant les températures des rivières, c'est-à-dire en limitant les températures les plus basses à celle de la température du lac à 200 m de profondeur, les résultats de la simulation s'améliorent pour les dynamiques des orthophosphates et de l'oxygène au fond. Ceci ne peut pas être obtenu par des modifications de paramètres seules. Antérieurement, les dynamiques du fond étaient déjà difficiles à simuler (BURGMAN et ARDITI, 1989). Nous pensons qu'une raison est que le modèle ne tient pas compte du fait que, durant le parcours nécessaire pour atteindre la profondeur de 305 m, l'eau froide des rivières coule pendant longtemps autour de 200 m et se réchauffe. En conséquence, la distribution verticale de l'afflux des rivières doit être différente de celle qui était simulée antérieurement. Nous suggérons de corriger ce problème en modifiant manuellement les températures des rivières pendant la période la plus froide de l'année et en les portant à la température du lac à 200 m.

Ces données modifiées pour les rivières sont stockées dans un nouveau fichier (MOD8993.RIV). Les résultats de la simulation (stockés dans le fichier NEWPARA2.OUT) avec la nouvelle calibration (abaissement de la valeur du paramètre F_{max}) sont donnés sur les figures 3 et 4. Les nouvelles valeurs des paramètres sont indiquées dans l'annexe I.

Le fait que cette meilleure calibration demande un abaissement de F_{max} confirme indirectement notre hypothèse sur la nécessité de modifier les températures des rivières car le relargage des orthophosphates (OP) des sédiments a diminué durant les dernières années (BLANC et al., 1994).

3. SIMULATIONS PREDICTIVES

Des simulations prédictives ont été faites pour la période 1993-1996. Nous avons supposé que les concentrations des orthophosphates (OP) et du phosphore particulaire (PP) dans les rivières diminueraient chaque année de 5 % (évolution constatée depuis quelques années), la dynamique saisonnière étant celle de 1992.

Nous avons envisagé trois scénarios météorologiques différents selon la présence d'un brassage hivernal complet du lac (tableau 1). Les modifications générées par ces trois scénarios se trouvent dans des nouveaux fichiers (*.LAK = dynamique saisonnière de la profondeur de la thermocline et *.TEM = profils de température typiques d'années froides et chaudes).

TABLEAU 1 : Scénarios météorologiques retenus pour les simulations prédictives (brassage hivernal complet du lac = oui / non)

Scénario	1993	1994	1995	1996	Commentaire
I	non	non	non	non	cas défavorable
II	non	oui	oui	oui	cas favorable
III	non	oui	non	non	cas intermédiaire

Les simulations du modèle donnent des dynamiques raisonnables des variables. Les dynamiques des orthophosphates (OP) et de l'oxygène (OX) au fond et en stock total, sous les trois scénarios météorologiques donnés au tableau 1, sont représentées dans les figures 5 et 6.

Il est généralement admis qu'un régime avec brassage hivernal complet chaque année est souhaitable pour la qualité de l'eau (concentrations basses de phosphore et élevées d'oxygène). Cependant, nous remarquons que, dans nos simulations, le cas intermédiaire III donne de plus basses concentrations du stock total des orthophosphates (OP) que dans le cas II (avec brassage chaque année). Pour comprendre comment ce résultat paradoxal est obtenu, nous avons examiné d'autres variables qui ne sont pas normalement accessibles à l'utilisateur du programme REEL, comme le flux des orthophophates (OP) en provenance du sédiment (figure 7). En examinant la dynamique de l'oxygène (OX) au fond, on remarque que, dans le cas intermédiaire III, la concentration d'oxygène est encore assez élevée une année après un brassage complet (c'est-à-dire la troisième année). Naturellement, ceci réduit le relargage des orthophosphates (OP) du sédiment (voir les concentrations de l'OP au fond à la figure 5) Dans le modèle, le relargage des orthophosphates (OP) du sédiment dépend uniquement des concentrations des orthophosphates (OP) et de l'oxygène (OX). Cet effet positif de l'absence de brassage est aussi dû au fait que, dans l'hypolimnion (défini comme le volume au-dessous des couches mélangées), le phosphore particulaire (PP) décomposé ne devient pas du phosphore dissous (OP) disponible comme dans l'épilimnion mais reste emprisonné dans une enveloppe de bactéries (voir BURGMAN et ARDITI, 1989). L'intensité de ce processus est bien plus grande lorsque le brassage est seulement partiel. La conjugaison de ces deux mécanismes essentiels pour la qualité de l'eau explique pourquoi, dans le modèle, le scénario intermédiaire donne un meilleur résultat qu'un brassage complet chaque année. Nous ignorons bien sûr si ceci se produirait également dans la réalité.

4. CONCLUSIONS

Les simulations préliminaires avec les anciens paramètres de calibration (estimés et calibrés pour la période 1985-1987) ne montrent un bon accord avec les valeurs observées dans le lac que pour l'oxygène et le phosphore particulaire dans l'épilimnion.

Il a donc été nécessaire de procéder à une recalibration et à des corrections afin de caler le modèle sur les nouvelles séries de données observées dans le lac.

Les simulations prédictives se basant sur une baisse des apports annuels de phosphore de 5 % par année et trois scénarios météorologiques différents (présence ou absence de brassage complet du lac) ont montré, entre autres, que la situation la plus favorable pour l'évolution du stock des orthophosphates n'est pas un brassage chaque année, mais tous les deux ou trois ans.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) :Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

BURGMAN, M.A. et ARDITI, R. (1989) : Modélisation du cycle du phosphore : un modèle stochastique de l'eutrophisation du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 107-138.

BURGMAN, M.A., ARDITI, R. et BYRDE, O. (1991) : User Manual for REEL. Risques d'Eutrophisation des Eaux du Léman. Eutrophication Risks in Lake Geneva. 13 p.

TABLEAU 2 : Fragment de l'une des trois feuilles "Excel" contenant les valeurs observées des trois variables d'état (oxygène - OX - dans le cas présent). Les deux premières lignes contiennent les volumes et les profondeurs des couches

02	620.032	1237.63	1232.77	1227.92	1830.99	2426.84	3558.3	6750.14
Jour	0	2.5	5	7.5	10	15	20	30
16	10.82	10.72	10.68	10.69	10.72	10.74	10.68	10.66
44	10.91	10.78	10.76	10.84	10.76	10.54	10.71	10.72
65	11.38	11.36	11.32	11.29	11.26	11.18	11.18	11.13
79	11.58	11.52	11.52	11.48	11.51	11.46	11.34	10.92
100	12.64	12.44	11.86	11.62	11.55	11.56	11.42	11.92
114	13.87	13.80	13.88	13.32	12.93	12.50	11.74	11.14
129	14.04	14.25	13.76	12.34	12.20	11.39	10.84	10.45
142	15.63	15.80	15.96	12.34	11.29	10.95	10.68	10.54
156	10.77	10.73	10.78	10.56	10.68	10.26	10.31	10.42
170	10.90	10.86	11.02	11.11	10.49	9.90	10.00	10.21
186	10.81	10.81	10.82	10.46	10.37	9.61	9.19	9.80
205	10.06	10.18	11.71	9.97	9.41	7.92	8.10	9.44
219	10.02	10.06	10.24	10.48	9.48	7.28	7.58	8.92
233	9.40	9.58	9.82	10.76	10.03	7.18	6.87	8.74
254	10.22	10.32	10.23	9.60	7.46	6.72	7.71	9.08
261	11.48	11.78	11.69	11.42	9.40	7.11	6.62	8.48
275	9.14	9.08	9.14	9.10	9.05	8.74	8.50	8.21

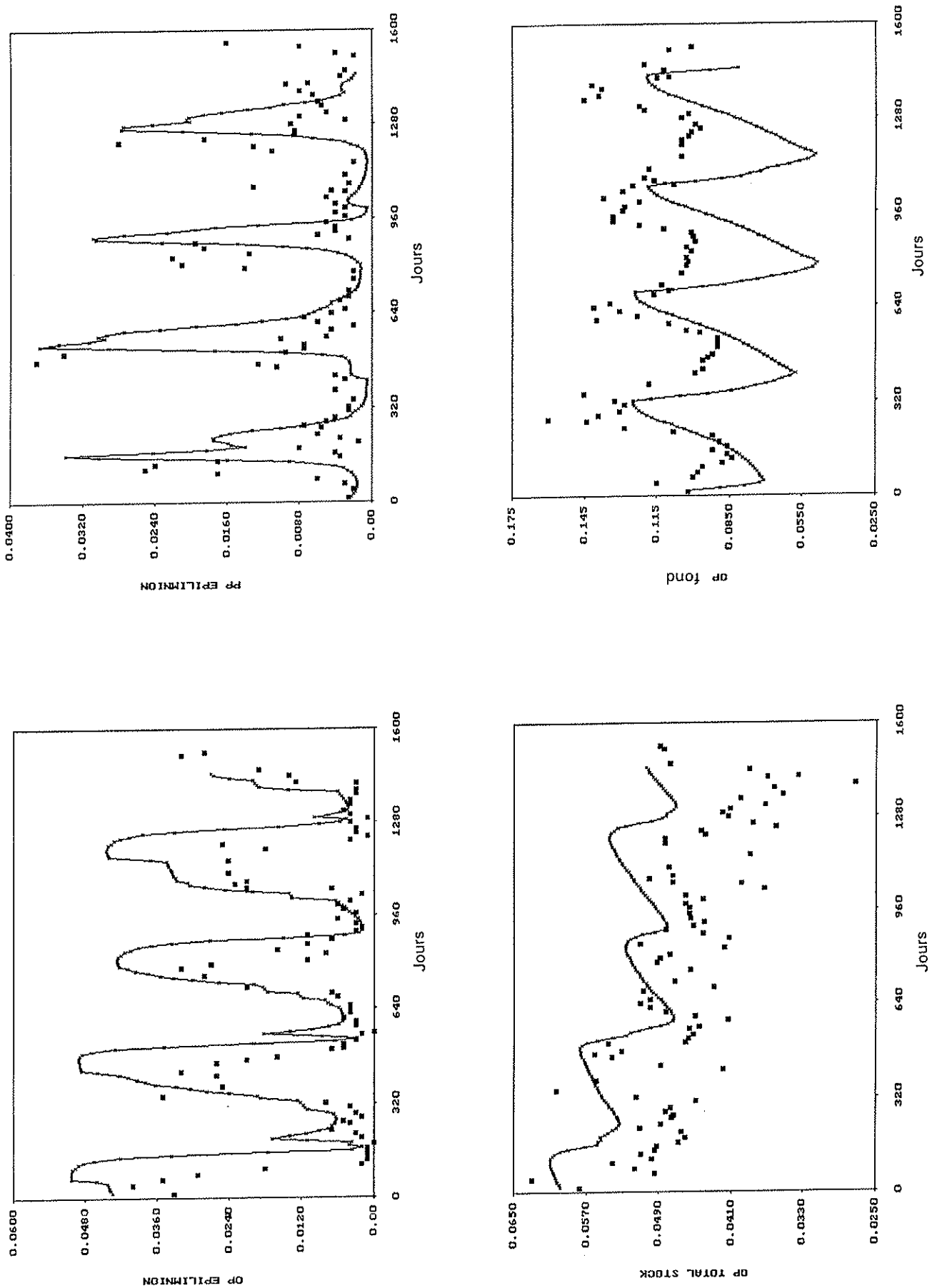


Figure 1 : **Dynamiques simulées des orthophosphates (OP) et du phosphore particulaire (PP) avec les valeurs antérieures des paramètres. Les points représentent les valeurs observées (d'après le fichier OLDPARAM.OUT).**

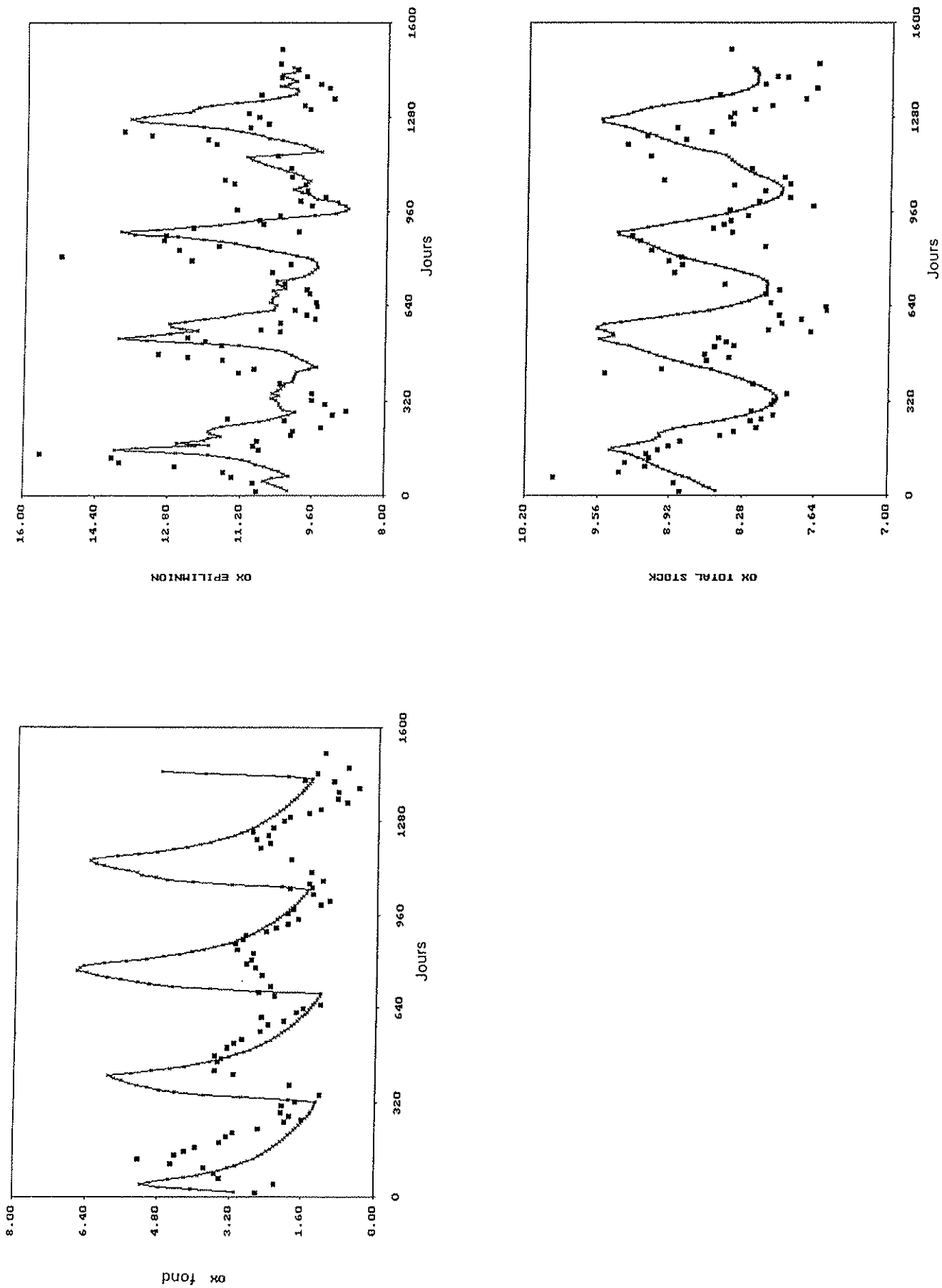


Figure 2 : **Dynamique simulée de l'oxygène (OX) avec les valeurs antérieures des paramètres. Les points représentent les valeurs observées (voir figure 1)**

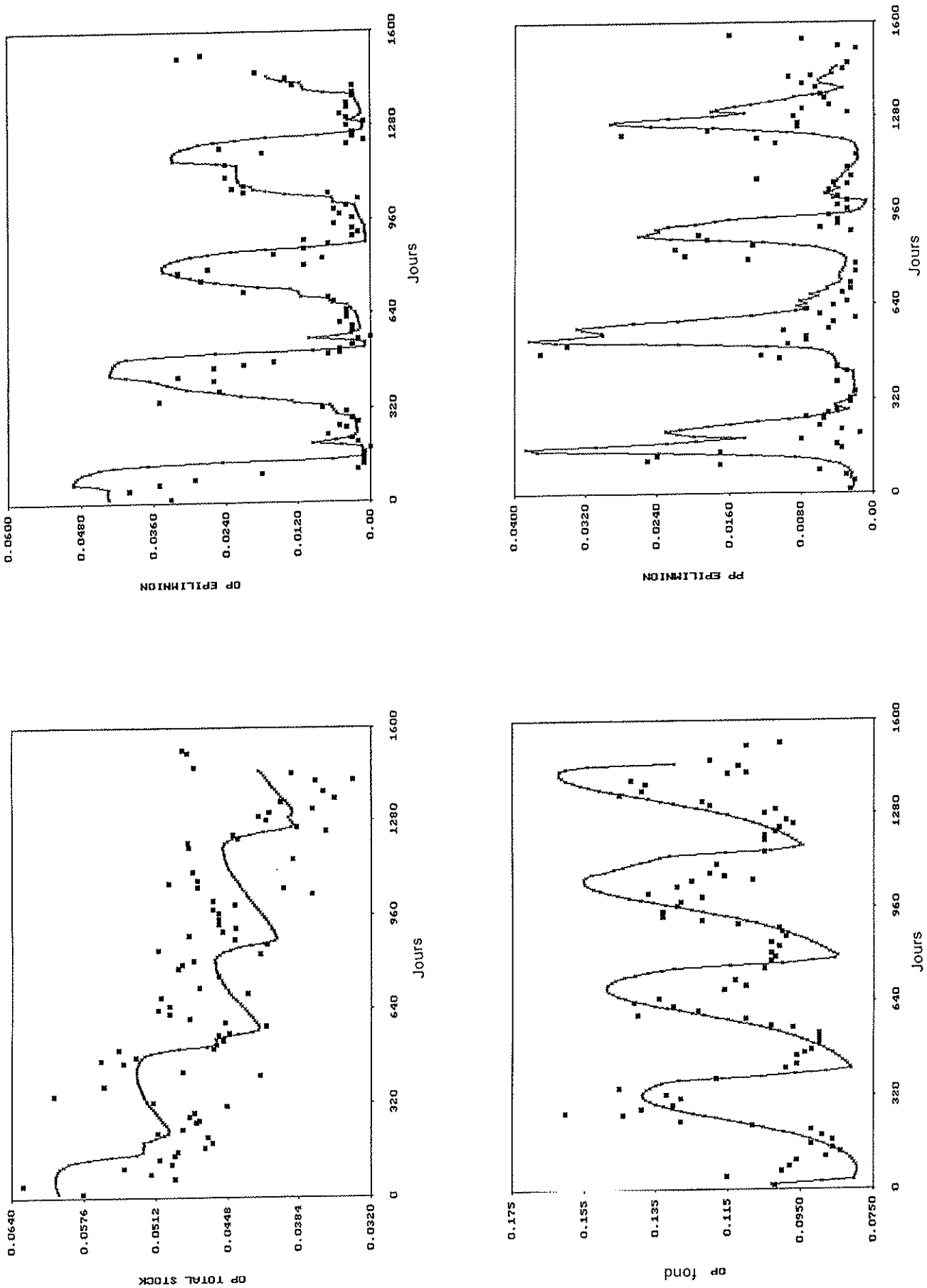


Figure 3 : **Dynamiques simulées des orthophosphates (OP) et du phosphore particulaire (PP) avec les nouvelles valeurs des paramètres (d'après le fichier NEWPARA2.OUT).**

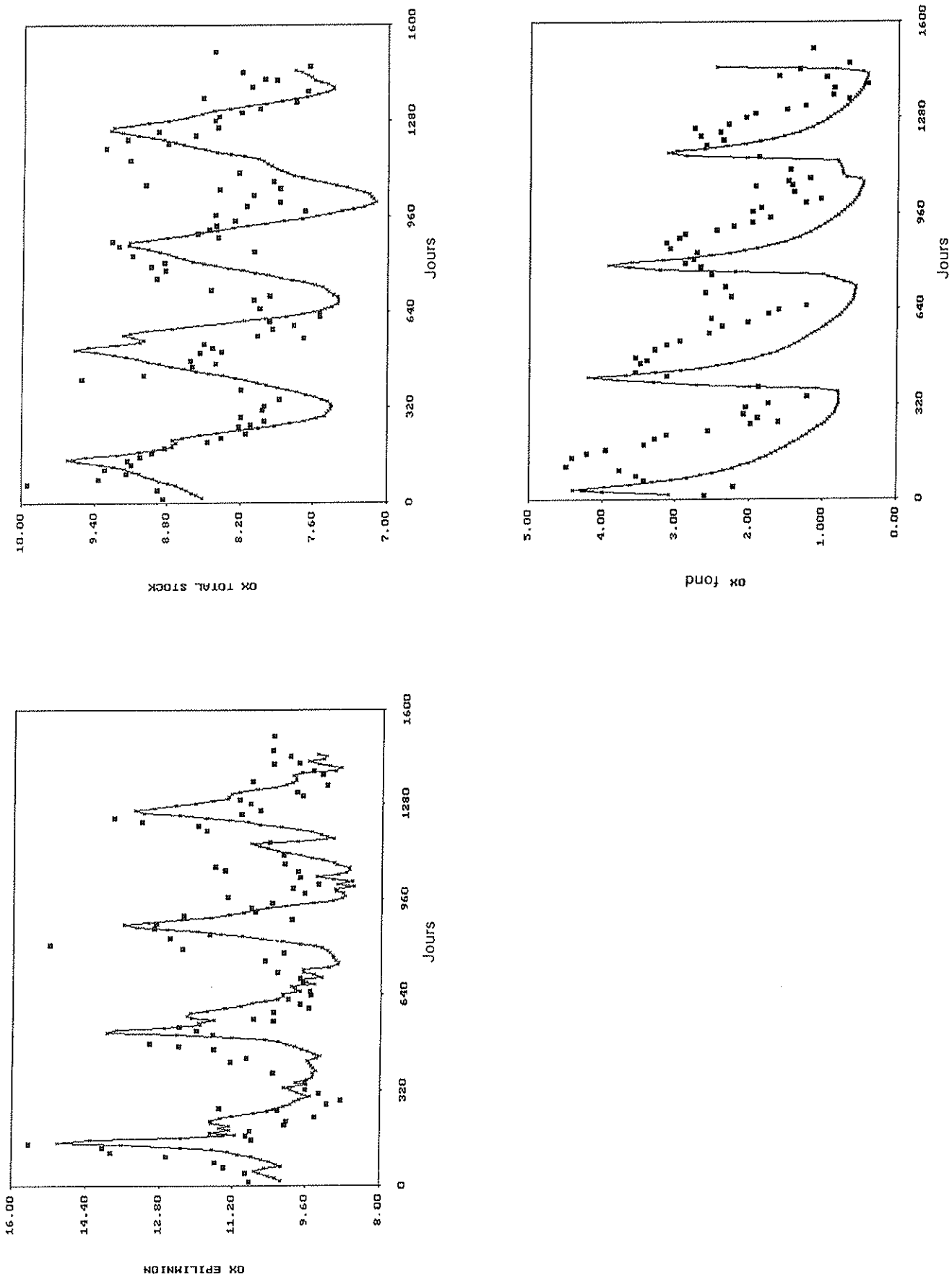
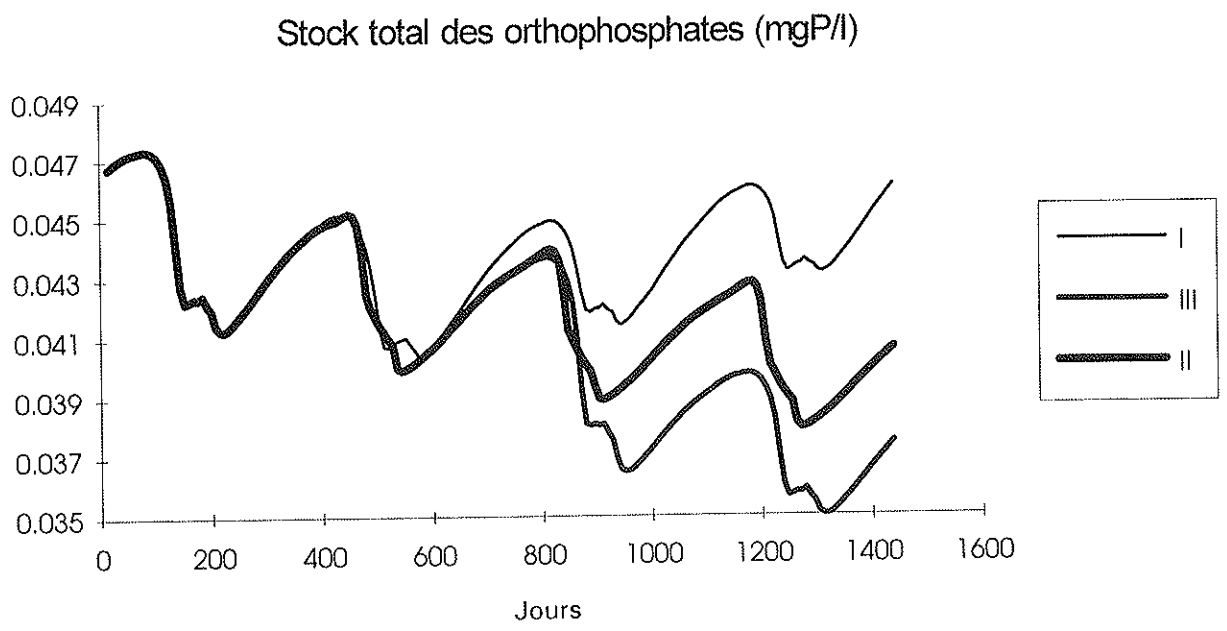


Figure 4 : **Dynamique simulée de l'oxygène (OX) avec les nouvelles valeurs des paramètres (voir figure 3)**



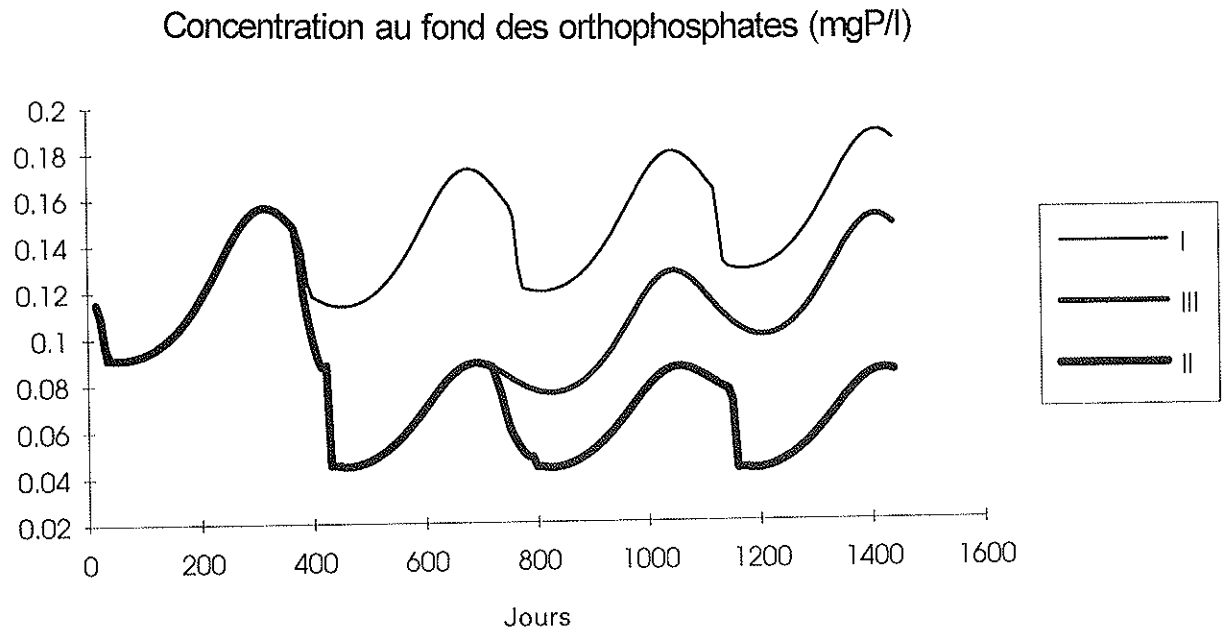
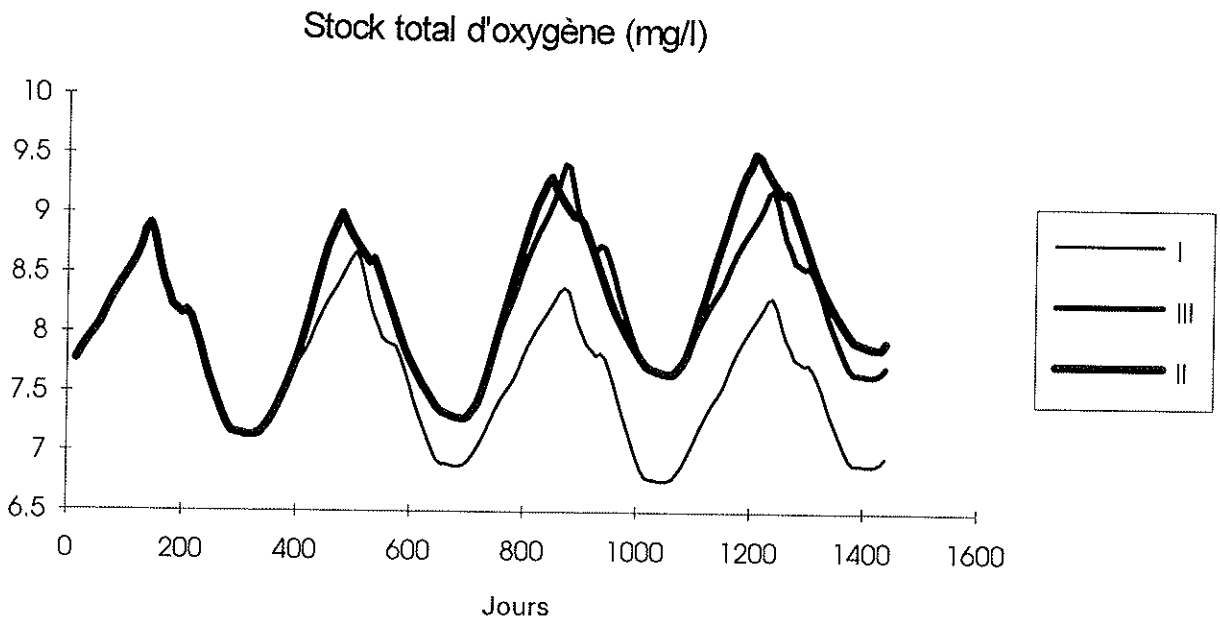


Figure 5 : **Dynamiques simulées du stock total des orthophosphates (OP) et de leurs concentrations au fond. Prédictions pour la période 1993-1996 sous différents scénarios météorologiques :**
(I) aucun brassage, (II) brassage chaque année, (III) une seule année (1994) avec brassage complet.



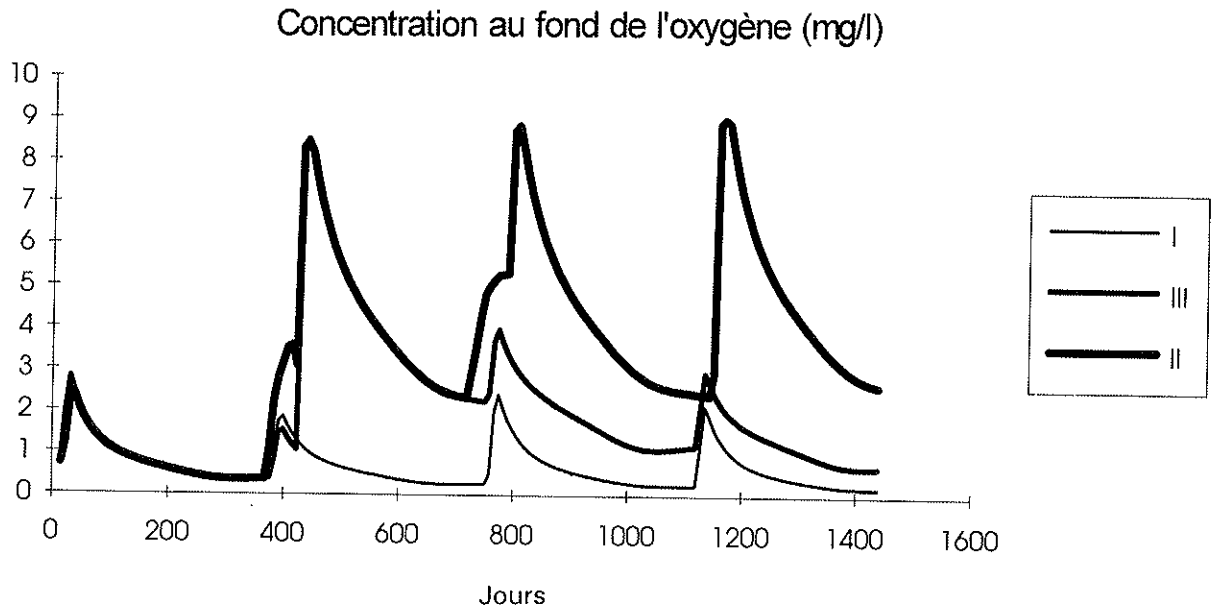


Figure 6 : **Dynamiques simulées du stock total d'oxygène (OX) et de sa concentration au fond. Prédictions pour la période 1993-1996 sous différents scénarios météorologiques (voir figure 5)**

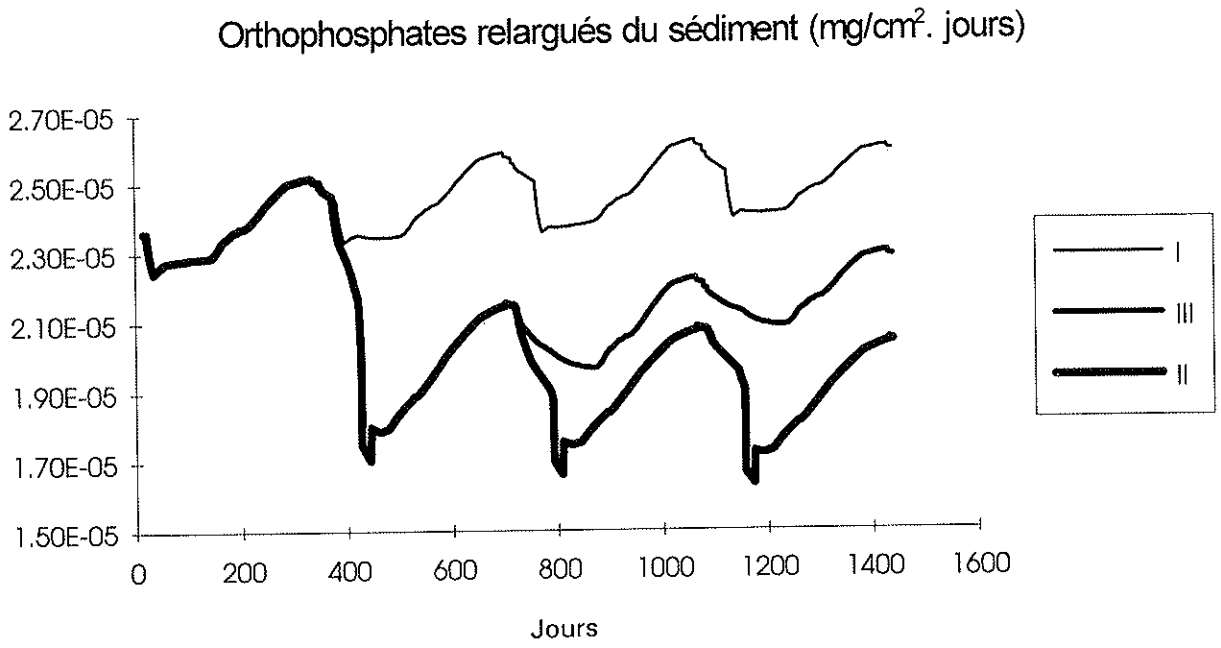


Figure 7 : **Dynamique des orthophosphates (OP) relargués du sédiment. Prédictions pour la période 1993-1996 sous différents scénarios météorologiques (voir figure 5)**

ANNEXE I : VALEURS DES PARAMETRES DU MODELE

Paramètre	Valeurs antérieures (calibration sur 1985-1987) fichier OLDPARAM.OUT	Valeurs nouvelles (calibration sur 1989-1993) fichier NEWPARA1.OUT	Valeurs nouvelles avec modification des températures des rivières fichier NEWPARA2.OUT
F_{max}	0.014	0.013	0.011
K_O	6.0	3.5	3.5
K_{OP}	0.1	0.35	0.35
β_{20e}	0.025	0.015	0.015
β_{20h}	0.025	0.04	0.04
b	0.015	0.015	0.015
E_s	0.6	0.5	0.5
E_w	1.2	1.2	1.2
H	1.2	0.5	0.5
μ_0	0.65	0.85	0.85
$\Theta\mu$	1.005	1.005	1.005
α	140	140	140
σ	0.8	0.8	0.8
R_s	0.3	0.5	0.45
K_{rs}	5.0	5.0	5.0

(OP),(PP),(OX) : concentrations des orthophospates, du phosphore particulaire et de l'oxygène (g/m^3)
F_{max} : taux maximum de relargage d'OP du sédiment (g/m^2.jour)
K_O : constante de l'OX pour le relargage d'OP du sédiment (g/m^2)
K_{OP} : constante de l'OP pour le relargage d'OP du sédiment (g/m^2)
β_{20e} : taux de minéralisation à 20 °C dans l'épilimnion ($jour^{-1}$)
β_{20h} : taux de minéralisation à 20 °C dans l'hypolimnion ($jour^{-1}$)
b : paramètre du modèle de la diffusion turbulente (m^{-1})
E_s : vitesse de sédimentation dans l'épilimnion au printemps (du 100e au 170e jour de l'année) (m/jour)
E_w : vitesse de sédimentation dans l'épilimnion de reste de l'année (m/jour)
H : vitesse de sédimentation dans l'hypolimnion (m/jour)
μ_0 : taux maximum de photosynthèse à 20 °C ($jour^{-1}$)
$\Theta\mu$: coefficient de température pour la photosynthèse (sans dimension)
α : rapport stoechiométrique oxygène / phosphore (sans dimension)
σ : coefficient d'échange de l'oxygène à la surface (m/jour)
R_s : taux maximum de consommation d'oxygène par le sédiment (g/m^2.jour)
K_{rs} : constante de Michaelis pour la consommation d'oxygène par le sédiment (g/m^3)

ANNEXE II : CHANGEMENTS DU CODE SOURCE DU PROGRAMME "REEL" (version 2.3)

Problèmes ("Bugs") détectés et corrigés dans les versions précédentes du programme REEL (jusqu'à version 2.2)

1. Une note du manuel de l'utilisateur (BURGMAN et al., 1991) indique que le fichier pour les données des rivières ne peut pas contenir plus de 120 enregistrements par rivière. En fait, la limite dans le programme était de 100. Elle a maintenant été portée à 120 de sorte que le texte du manuel est devenu correct.

2. Le code pour la formule (4) de BURGMAN et ARDITI (1989), décrivant la consommation d'OP par le PP dans l'hypolimnion, était erroné mais, en raison de la faible concentration du PP dans l'hypolimnion, ceci ne donnait pas d'erreur quantitative sérieuse. Ceci a été corrigé.

Nouveautés

- Dans la nouvelle version de REEL (version 2.3), il est maintenant possible de comparer les valeurs simulées et observées des variables modélisées (voir les copies d'écran des figures 1 à 4, où les dynamiques observées sont représentées par des points). Ceci simplifie l'utilisation pratique du logiciel.

- Les fichiers contenant les données observées peuvent être sélectionnés par l'utilisateur par le nouvel article *Select Observed Values* ajouté au menu *File*. Comme pour la procédure *Sélect Input Data Files*, il est demandé à l'utilisateur de donner les noms de trois fichiers contenant l'information sur la dynamique de l'OP, PP et OX aux différentes profondeurs. Nous suggérons de donner à ces fichiers les extensions *.OP, *.PP, et *.OX. Nous recommandons l'utilisation de "Microsoft Excel" pour créer ces fichiers et pour les sauver au format texte. Un fragment de feuille "Excel" contenant l'information sur la dynamique de l'OX est présenté au tableau 2. Les deux premières lignes contiennent de brefs commentaires, les volumes et les profondeurs des couches.

- Une information sur les fichiers sélectionnés apparaîtra dans le cadre de dialogue *Simulation Conditions*. Une erreur de lecture de ces fichiers ou l'absence de leur sélection ne doit pas causer de problème : en tel cas, les graphiques ne présenteront que les dynamiques simulées.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 257-268

CONTROLE DES STATIONS D'EPURATION

Campagne 1993

PAR

Jean-Jacques FIAUX et Philippe VIOGET

SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
DU CANTON DE VAUD, Ch. des Boveresses, CH -1066 EPALINGES

RESUME

D'une capacité nominale globale de 3'440'000 équivalents-habitants (EH), les 220 STEP que compte le territoire relevant de la CIPEL traitent les eaux mixtes d'une population de 2'190'000 EH (population permanente + 1/3 de la population saisonnière + estimation des équivalents industriels).

Les contrôles sont insuffisants dans la partie française du bassin et la directive du 21 mai 1991 du Conseil des Communautés Européennes relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, non encore traduite dans le droit français en 1993, n'est que partiellement respectée, comme signalé déjà dans notre rapport de l'année précédente.
Le canton du Valais devrait également mieux suivre ses installations.

Ainsi, les 129 stations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL ont traité environ 46'000 tonnes de matière organique et en ont rejeté moins de 4'000, le rendement moyen d'élimination est de 91 %.

Les 108 installations contrôlées traitant le phosphore ont retenu environ 700 tonnes de phosphore total. La charge rejetée en cet élément représente 135 tonnes, le rendement moyen d'élimination est de 83 %.

La STEP de Lausanne a très significativement mieux fonctionné en 1993 qu'en 1992.

Enfin, la charge spécifique hydraulique moyenne reste supérieure à 500 l/EH.jour, indiquant que des efforts importants sont à consentir à la réhabilitation des réseaux (sortie des eaux claires permanentes en particulier).

1. INTRODUCTION

Les stations d'épuration sont classées en tenant compte des bassins versants principaux et secondaires étudiés dans le cadre des programmes de la CIPEL.

Ces bassins versants récepteurs sont :

- AUBONNE
- DRANSE (en amont du pont de Vongy, donc sans le rejet de la STEP de Thonon)
- "DIRECT" (STEP rejetant directement dans le lac Léman ou dans le bassin d'une rivière non étudiée dans le programme CIPEL)
- RHONE AMONT
- VENOGE
- RHONE AVAL

Toutes les STEP se trouvant dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du Léman + bassin du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) ont, dans un premier temps, été répertoriées.

N'ont été prises en considération par la suite que les STEP contrôlées quatre fois ou plus par des échantillonnages en continu sur 24 heures proportionnels ou non au débit.

2. POPULATION RACCORDEE, CAPACITE DES STEP ET FREQUENCE DES CONTROLES

2.1. Capacité et population raccordée annoncée (tableau 1)

Les populations raccordées sont celles retenues par les services compétents des différents cantons et départements. Ces estimations, bien que revues et/ou en procédure de validation pour certaines, sont à prendre avec précaution, les autorités de contrôle ne disposant pas toujours, nous le rappelons, des moyens nécessaires à la vérification de ces informations. C'est pourquoi nous introduisons le terme "population raccordée annoncée" dans le texte.

Pour les STEP mixtes (urbaine et industrielle) de MONTHEY-CIBA et VIEGE-LONZA, les habitants raccordés ont été calculés comme les années précédentes [VIOGET et FIAUX, 1991]. Nous avons également, pour les STEP de DMS-ANDENO, LA PLAINE-FIRMENICH I et II, et VERNIER-OUEST (GIVAUDAN), pris en compte les équivalents-habitants(EH) industriels comme habitants raccordés.

Au 1er janvier 1994, **220** STEP sont en service sur le territoire relevant de la CIPEL. D'une capacité nominale de **3'442'639** EH (à 60 g de DBO_5 /EH.j), celles-ci traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de **2'189'841** EH (avec les EH industriels calculés des deux industries valaisannes et des quatre genevoises).

Pour le bassin hydrographique du lac Léman, **159** STEP d'une capacité nominale de **2'373'115** EH (à 60 g de DBO_5 /EH.j) sont en exploitation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de **1'475'267** EH. **122** de ces **159** installations sont équipées pour le traitement du phosphore.

TABLEAU 1 - Nombre de STEP avec leur capacité (EH) et nombre d'habitants raccordés annoncés par bassin versant

Bassin	Nombre de STEP	Capacité kg DBO_5/j	Habitants raccordés	Proportion % STEP	Proportion % EH	Proportion déphosphation % EH
AUBONNE	4	897	8'295	1.82	0.38	0.33
DRANSE	10	2'915	27'357	4.55	1.25	1.16
"DIRECT"	63	60'870	532'793	28.64	24.33	23.61
RHÔNE AMONT	61	74'883	877'936	27.73	40.09	39.68
VENOGE	21	2'823	28'885	9.55	1.32	1.29
BASSIN LÉMAN	159	142'387	1'475'267	72.27	67.37	66.07
RHÔNE AVAL	61	64'171	714'574	27.73	32.63	0.75
BASSIN CIPEL	220	206'558	2'189'841	100	**100**	**66.82**

2.2. Fréquence des contrôles (figures 1a et 1b, tableau 2)

Les tableaux 2 a et 2 b précisent la fréquence des contrôles par bassin versant et entité politique, et indiquent où des efforts sont à porter pour améliorer le suivi des stations.

En terme de STEP, **133** installations sur les **220** que compte le bassin CIPEL ont fait l'objet d'au minimum quatre contrôles sur 24 heures durant l'année, soit **60 %** du parc. Le pourcentage contrôlé représente environ **87 %** de la population raccordée annoncée.
Signalons toutefois que quatre stations, contrôlées selon les recommandations, n'ont pas pu être intégrées dans le bilan "matière organique" en raison de l'absence de la mesure d'un paramètre (analyses DBO_5 en l'occurrence).

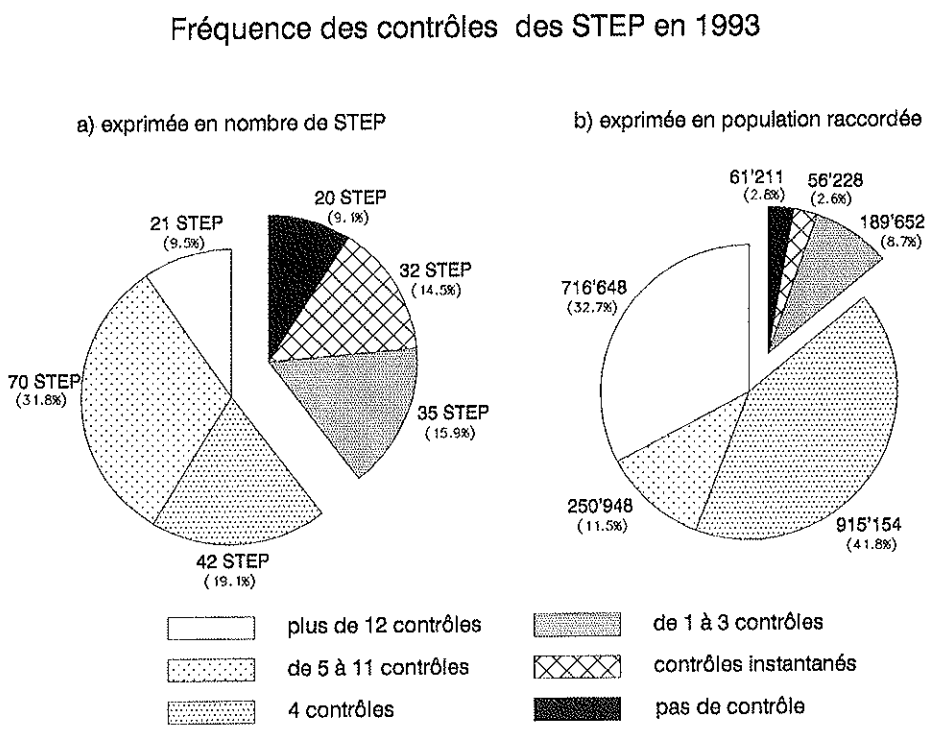
Pour les **129** stations (**59 %** des STEP et **86 %** de la population raccordée annoncée) du bassin hydrographique du Léman suivies selon les recommandations de la CIPEL et donc exploitables pour un bilan "matière organique", nous avons au minimum à disposition les mesures suivantes :

.	Débit	(m^3/j)	à l'entrée ou à la sortie ou à l'entrée et à la sortie
.	DBO_5	(mg O_2/l)	à l'entrée et à la sortie
.	DCO	(mg O_2/l)	à l'entrée et à la sortie
.	MES	(mg/l)	à la sortie

Nous constatons à nouveau que pour les 61 STEP du Rhône aval (46 françaises et 15 genevoises), 14 seulement, toutes genevoises, sont contrôlées selon les recommandations de la CIPEL.

Nous répétons ainsi à nouveau qu'un gros effort est à produire en Haute-Savoie et dans l'Ain pour suivre le fonctionnement des installations, notamment selon la directive du 21 mai 1991 du Conseil des Communautés Européennes relative au traitement des eaux résiduaires. Ceci implique bien évidemment le dégagement des moyens nécessaires à ce travail. Un effort est également très souhaitable en Valais, canton pour lequel il manque passablement de mesures et analyses.

Nous donnons à la figure 1a le nombre d'installations contrôlées ou non selon les recommandations de la CIPEL et leur pourcentage par rapport au nombre de stations en fonction dans le bassin CIPEL et à la figure 1b les habitants raccordés annoncés contrôlés ou non.



Figures 1 (a & b). Fréquence des contrôles en terme de stations d'épuration (a) et en terme de population raccordée annoncée et calculée (b) en 1993.

TABLEAU 2 a - Nombre de contrôles effectués en 1993 (contrôles sur 24 heures, contrôles instantanés et sans contrôle)

Bassin versant	Totaux		plus de 12		de 5 à 11		égal à 4		de 1 à 3		instantané		sans contrôle	
	STEP	Population	STEP	Population	STEP	Population	STEP	Population	STEP	Population	STEP	Population	STEP	Population
AUBONNE	4	8'295	2	5'897	2	2'398								
DRANSE	10	27'357					4	25'437			5	1'671	1	287
"DIRECT"	63	532'793	14	379'933	31	52'349	10	88'222	4	9'282	3	2'720	1	250
RHONE AMONT	61	877'936	1	9'551	8	25'826	26	779'790	14	56'438	1	203	11	6'129
VENOGE	21	28'885			21	28'885								
BASSIN LEMAN	159	1'475'267	17	395'382	62	109'457	40	893'448	18	65'720	9	4'594	13	6'666
RHONE AVAL	61	714'574	4	321'266	8	141'491	2	21'706	17	123'932	23	51'634	7	54'545
BASSIN CIPEL	220	2'189'841	21	716'648	70	250'948	42	915'154	35	189'652	32	56'228	20	61'211
CANTON ET DEPARTEMENT														
AIN	16	51'613					2	18'763	8	31'034			6	1'816
GENEVE	19	494'076	5	323'567	10	146'504	3	21'772	1	2'233				
HAUTE-SAVOIE	50	291'950					6	88'252	9	94'203	32	56'228	3	53'266
VALAIS	59	863'853	1	9'551			30	785'991	17	62'182			11	6'129
VAUD	76	488'350	15	383'529	60	104'444	1	376						
BASSIN CIPEL	220	2'189'841	21	716'648	70	250'948	42	915'154	35	189'652	32	56'228	20	61'211

TABLEAU 2 b - (en % des STEP et en % des habitants calculés raccordés)

Bassin versant	Totaux		plus de 12		de 5 à 11		égal à 4		de 1 à 3		instantané		sans contrôle	
	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %	STEP en %	Population en %
AUBONNE	1.8	0.38	0.9	0.27	0.9	0.11								
DRANSE	4.5	1.25					1.8	1.16			2.3	0.08	0.5	0.01
"DIRECT"	28.6	24.33	6.4	17.35	14.1	2.39	4.5	4.03	1.8	0.42	1.4	0.12	0.5	0.01
RHONE AMONT	27.7	40.09	0.5	0.44	3.6	1.18	11.8	35.61	6.4	2.58	0.5	0.01	5.0	0.28
VENOGE	9.5	1.32			9.5	1.32								
BASSIN LEMAN	72.3	67.37	7.7	18.06	28.2	5.00	18.2	40.80	8.2	3.00	4.1	0.21	5.9	0.30
RHONE AVAL	27.7	32.63	1.8	14.67	3.6	6.46	0.9	0.99	7.7	5.66	10.5	2.36	3.2	2.49
BASSIN CIPEL	100	100	9.5	32.73	31.8	11.46	19.1	41.79	15.9	8.66	14.5	2.57	9.1	2.80
CANTON ET DEPARTEMENT														
AIN	100	100					12.5	36.35	50.0	60.13			37.5	3.52
GENEVE	100	100	26.3	65.49	52.6	29.65	15.8	4.41	5.3	0.45				
HAUTE-SAVOIE	100	100					12.0	30.23	18.0	32.27	64.0	19.26	3.0	18.24
VALAIS	100	100	1.7	1.11			50.8	90.99	28.8	7.20			18.6	0.71
VAUD	100	100	19.7	78.54	78.9	21.39	1.3	0.08						
BASSIN CIPEL	100	100	9.5	32.73	31.8	11.46	19.1	41.79	15.9	8.66	14.5	2.57	9.1	2.80

3. NORMES DE REJET ET RENDEMENT D'EPURATION. RESULTATS PAR BASSIN VERSANT

3.1 Demande biologique en oxygène (DBO_5) (tableau 3)

Les normes de rejet pour la matière organique (DBO_5) sont définies par les législations en vigueur en Suisse et en France, telles que mentionnées dans notre rapport de la campagne 1990 [VIOGET et FIAUX.,1991]. Pour la France, la directive du 21 mai 1991 du Conseil des Communautés Européennes relative au traitement des eaux urbaines doit être applicable, le bassin lémanique est considéré a priori comme une zone sensible. Il faut cependant relever que la directive CEE n'est à ce jour pas encore traduite en droit français.

D'une manière générale pour les bassins "DIRECT", AUBONNE et VENOGE, les concentrations de sortie pondérées par rapport au débit (**10** à **18** mg O_2/l) respectent en moyenne la législation suisse; de même, les rendements sur les eaux traitées (**91** à **87** %).

Pour le bassin DRANSE, la concentration de sortie (**44** mg O_2/l) et le rendement (**74** %) sur les eaux traitées sont moins "bons" pour les raisons évoquées dans notre rapport de la campagne 1990 [VIOGET et FIAUX., 1991]. Pour le Rhône amont, à prépondérance industrielle, il est difficile de faire mieux que 93 % de rendement obtenu, même si la concentration moyenne de sortie (27 mg O_2/l) est légèrement supérieure à la norme.

Rappelons qu'un certain nombre de problèmes expliquent en grande partie les concentrations élevées et les rendements moindres observés ponctuellement :

- perturbations hydrauliques des décanteurs [OFEFP, 1991]
- charges auto-polluantes résultant de cycles internes [FIAUX, 1991]
- incidents d'exploitation en général et mauvaises habitudes de certains exploitants en particulier
- difficultés de traitement liées à un type d'installation [FIAUX, 1993]
- dilution des eaux usées par les eaux parasites
- sous-dimensionnement de quelques installations.

La STEP d'Aïre (Genève) représentant une part importante (47 % de la population raccordée annoncée incluant la part industrielle) des charges traitées puis rejetées du bassin RHONE AVAL, nous traitons ce bassin pour ce paramètre malgré l'insuffisance ou l'absence de contrôles.

3.2 Phosphore total (tableau 4)

3.2.1 Performances des STEP

Ne sont comptabilisées pour ce bilan, du fait de l'insuffisance ou de l'absence de contrôles et de mesures, que **108** STEP du bassin hydrographique du Léman au bénéfice du traitement du phosphore et ayant été suivies selon les recommandations de la CIPEL. Nous n'apprécions donc ici que s'il y a respect ou non des normes de rejet en vigueur pour ces 108 installations.

Si nous exceptons les rejets des stations mixtes (urbaine et industrielle) du bassin RHONE AMONT, nous pouvons apprécier qu'en moyenne le 100 % de la population raccordée annoncée de ces 108 STEP respecte la limite de 0.80 mg P/l et 80 % de rendement sur les eaux traitées.

Il semble donc que les pluies de septembre, octobre et décembre [ORAND et GAGNAIRE, 1994] n'ont pas joué, malgré leur intensité, un rôle trop important sur la qualité des rejets.

TABLEAU 3 - Charges, rendements et concentrations moyennes pondérées en matières organiques exprimées en DBO_5 pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1993

Bassin	Débit m^3/j	Nbre STEP	DBO_5 entrée kg O_2/j	DBO_5 sortie kg O_2/j	Capacité nomin. kg O_2/j	% capacité nominale employé	Rdt % Traité	conc. mg O_2/l traité
AUBONNE	4'455	4	853	80	897	95	91	18
DRANSE	6'662	4	1'104	292	2'620	42	74	44
"DIRECT"	262'010	53	28'168	3'544	57'214	49	87	14
RHÔNE AMONT	154'527	35	54'513	4'168	64'756	84	92	27
VENOGE	14'568	21	1'626	139	2'823	58	91	10
RHÔNE AVAL	197'211	12	38'837	2'657	40'579	96	93	13
BASSIN CIPEL	639'433	129	125'101	10'879	168'888	74	91	17

TABLEAU 4 - Charges, rendements et concentrations moyennes pondérées en phosphore total pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1993

Bassin	Débit m^3/j	Nbre STEP	P tot kg/j		Capacité EH biol	Hab. racc.	Ptot mg P/l		Rdt %
			Entrée	Sortie			Entrée	Sortie	
AUBONNE	3'913	3	30.80	3.40	10'200	6'638	7.86	0.86	89
DRANSE	6'662	4	52.70	4.70	45'000	56'250	7.91	0.70	91
"DIRECT"	255'686	47	1'360.20	156.60	777'560	585'249	5.32	0.61	89
RHÔNE AMONT	154'527	35	724.90	197.20	857'081	590'192	4.69	1.28	73
VENOGE	14'159	19	69.10	9.10	3'6835	29'417	4.88	0.64	87
BASSIN LÉMAN	434'947	108	2'237.60	370.90	1'726'676	1'267'746	5.14	0.85	83

4. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LAC PAR LES STEP CONTROLEES

Les flux ont été calculés à partir des résultats des stations contrôlées quatre fois au moins sur 24 heures, soit 129 pour la matière organique et 108 pour le phosphore.

4.1 Matière organique - (DBO_5) (tableau 5)

Les apports en DBO_5 en entrée des **129** STEP du bassin CIPEL (hydrographique du Léman + Rhône aval) représentent **45'662** tonnes alors que les rejets, après traitement, totalisent **3'971** tonnes. Le rendement d'élimination sur les eaux traitées vaut ainsi **91 %.**

Les apports sont stables par rapport à ceux de 1992, malgré des pluies importantes en septembre, octobre et décembre [ORAND et GAGNAIRE, 1994]. Ainsi et avec les réserves d'usage, il est possible que la réhabilitation des réseaux engagée puisse déjà éventuellement jouer un rôle dans cette stabilité encourageante des apports malgré une intensité et une répartition des pluies différentes en 1993 qu'en 1992.

4.2 Phosphore total (tableau 5)

La charge d'entrée en phosphore total des **108** STEP contrôlées du bassin hydrographique du Léman atteint **817** tonnes. Les charges rejetées traitées totalisent **135.5** tonnes. Le rendement d'élimination de cet élément sur les eaux mixtes traitées est donc de **83.4 %.**

TABLEAU 5 - Bilan des apports en DBO_5 et phosphore total pour les stations d'épuration contrôlées en 1993

Bassin	DBO_5 tonnes/an			Ptot tonnes/an		
	Entrée	Sortie	Abattement	Entrée	Sortie	Abattement
AUBONNE	311	29	282	11.24	1.24	10.00
DRANSE	403	107	296	19.23	1.72	17.51
"DIRECT"	10'281	1'293	8'988	496.47	57.16	439.31
RHÔNE AMONT	19'897	1'521	18'376	264.59	71.98	192.61
VENOGE	593	51	543	25.22	3.32	21.90
RHÔNE AVAL	14'175	970	13'206			
BASSIN CIPEL	45'662	3'971	41'691	817.00	135.50	681.50

4.3 Apports directs au Léman des cinq principales STEP du bassin hydrographique du lac Léman (tableau 6)

Le tableau 6 représente les charges annuelles rejetées (déversées mesurées entrée STEP ou décanteur primaire et rejetées traitées) de cinq des principales STEP du bassin rejetant directement dans le lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses validées fournies par les exploitants des STEP pour le Ptot, la DCO, la DBO_5, les boues et le débit. En ce qui concerne les autres paramètres, c'est sur la base des analyses du Service des eaux et de la protection de l'environnement du canton de Vaud (SEPE) que les rejets ont été quantifiés. Pour la STEP de Thonon, toutes les charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par les exploitants de la STEP. La qualité des autocontrôles a de plus été vérifiée à deux reprises en 1993 par des calibrations interlaboratoires organisées par le SEPE.

Les charges annuelles ont été calculées sur la base des produits des concentrations moyennes pondérées annuelles et des débits moyens annuels.

La diminution des rejets pour Lausanne, par rapport à 1992, est liée au fait que cette installation n'a pas connu de problèmes d'exploitation importants en 1993 et que la qualité des mesures de débit s'est sensiblement améliorée depuis lors. Le volume déversé est dû aux fortes pluies de septembre, octobre et décembre.

TABLEAU 6 - Apports directs au lac par les cinq principales stations du bassin

Paramètres	Lausanne	Montreux	Thonon	Vevey	Morges
Phosphore total * t/an	20.70	3.90	20.50	3.50	1.90
Phosphore réactif soluble * t/an	3.80	1.50	3.80	1.30	0.80
DCO * t/an	2446	278	1271	277	228
DBO_5 * t/an	837.30	89.90	298.90	68.80	29.80
Matières en suspension * t/an	579	78	619.80	63.30	47.10
Azote minéral total *. ** t/an	548	97.90	205	117.50	49.40
Chlorure t/an	2'687	287	623	310	333
Boues t/an de MS	8'273	970.50	2750	1'054.60	533
Volumes (m^3) traités	38'698'172	6'837'910	8'625'080	5'158'180	4'287'655
Volumes (m^3) déversés	8'341'818	473'770	694'690	177'025	92'345

* = déversé par la STEP après traitement + déversé à l'entrée de la station et/ou au décanteur primaire
**= azote minéral total = ammonium + nitrites + nitrates

5. CHARGES SPECIFIQUES JOURNALIERES (tableau 7)

Nous apprécions à nouveau cette année l'ensemble des STEP régulièrement contrôlées comme une seule et exploitons les résultats en terme de charges spécifiques hydraulique, en matière organique (DBO_5 et DCO), en phosphore total et en ammonium (NH_4-N).

TABLEAU 7 - Charges spécifiques hydraulique, en DBO_5, DCO , phosphore total et ammonium en 1993. Charges par équivalent-habitant et par jour

	STEP avec industrie [1]	STEP sans industrie [2]
Hydraulique [litres]	357.0	528.0
DBO_5 [g O_2]	67.0	71.0
DCO [g O_2]	150.0	161.0
Phosphore total [g P]	1.8	2.5
Ammonium [g N]	5.7	7.7

[1] charges totales divisées par les EH totaux
[2] charges population raccordée annoncée divisée par EH population raccordée annoncée

Nous observons que l'incidence de l'industrie (environ 33 % des habitants raccordés annoncés) sur les charges spécifiques est peu marquée, avec cependant une exception notable pour l'hydraulique. En effet, les installations industrielles concernées sont au bénéfice d'une bonne séparation de leurs eaux usées et claires.
Etant admis que la consommation des ménages est de 180 l/hab.jour, plus de la moitié des eaux arrivant à la STEP est de l'eau parasite, dont les incidences négatives sont décrites dans notre rapport présentant l'exercice 1990 [VIOGET et FIAUX, 1991].

6. CONCLUSIONS

Au 31 décembre 1993, 220 stations d'épuration sont en service dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du lac Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse) et la population raccordée annoncée à ces installations atteint 2'190'000 équivalents-habitants.

Le bassin hydrographique du Léman compte 159 STEP.

Du fait à nouveau de l'insuffisance ou de l'absence de contrôles et de mesures, principalement en France, seules 129 stations sur les 220 ont pu être comptabilisées dans un bilan matière organique. 122 de ces 129 stations sont équipées pour le traitement du phosphore et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'502'000 équivalents-habitants.

Les apports en matière organique et les charges rejetées sont stables par rapport à 1992 et représentent respectivement plus de 45'000 et 3'900 tonnes.

Les apports en phosphore total sont de 817 tonnes en 1993, soit environ 6.5 % plus élevés qu'en 1992. Les charges rejetées sont de 135 tonnes, soit une diminution d'environ 17 % par rapport à 1992.

L'augmentation des apports en phosphore peut être due à l'amélioration de la collecte des eaux usées (réhabilitation des réseaux). Toutefois, comme il est constaté parallèlement une augmentation des concentrations en phosphore dans les boues des stations pratiquant la déphosphatation (VIOGET et al., 1994) il est possible que ces augmentations soient plutôt dues à l'utilisation accrue de produits de nettoyage contenant du phosphore (par exemple dans les machines à laver la vaisselle).

Au vu des résultats à disposition nous constatons que :

. bien que des améliorations semblent se dessiner dans la collecte des eaux, la majorité des réseaux étant du type "tout-à-l'égout". D'après JUNKER (1988), ce système est illégal au sens de l'art. 4.3 de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées (voir la définition du "tout-à-l'égout" dans [VIOGET et FIAUX., 1991]),

. le contrôle du raccordement des habitants, de la qualité des raccordements et des canalisations doit se faire plus systématiquement par le biais de mesures et visites de terrain. Ce travail mettra en évidence le problème de l'entretien des réseaux et de ses incidences financières qui sont considérables [GUYER, 1991],

. le minimum de quatre contrôles par an est insuffisant pour apprécier le fonctionnement des installations.

Compte tenu de ces constats nous répétons qu'il faut :

. améliorer les réseaux existants en éliminant en priorité les eaux claires permanentes (par infiltration si possible), puis en réalisant, dans la mesure du possible, des réseaux d'où serait exclu le reste des eaux parasites. Il convient cependant de hiérarchiser les actions à porter en fonction de priorités clairement définies. SEILER (1991) a en effet estimé que l'assainissement des réseaux en Suisse nécessitera, dans les 5 prochaines années, au moins 3 milliards de francs.

  Il convient également de restituer certaines zones urbanisées à l'infiltration [OFEFP, 1987; REMILLIARD et GAGNON, 1988]. Peu de travaux orientés selon les axes de réflexion de ces auteurs ont été engagés à notre connaissance dans le bassin versant,

. suivre plus assidûment l'ensemble des STEP et les équiper d'outils de gestion. Dans ce sens les recommandations de la CIPEL "Recommandations et méthodologie pour la conduite de mesures de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épuration" semblent, faute de moyens peut-être, relativement peu suivies en Haute-Savoie, dans l'Ain et en Valais,

. accélérer l'équipement de toutes les installations pour le traitement du phosphore et définir quelles installations doivent être soumises à un renforcement des exigences pour cet élément. Il faut, en parallèle, continuer à encourager une réduction maximale du phosphore et d'autres éléments à la source. Des démarches allant dans ce sens sont engagées dans le cadre du plan d'action "Le Léman demain".

Ces trois directions de travail doivent être fermement appuyées par les pouvoirs publics aux différents échelons administratifs. L'expression de cette volonté de soutien devrait se traduire par un subventionnement ou des redevances accrus.

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyses et avec lesquels nous avons étroitement collaboré :

. Station d'épuration des eaux de la commune de Lausanne
. Syndicat d'épuration des régions de Thonon-Evian
. Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG)
. Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM)

BIBLIOGRAPHIE

FIAUX, J.-J. (1991) : Bilan station d'épuration de Bussigny. Laboratoire SEPE Vaud, publication interne, 32 p.

FIAUX , J.-J. (1993) : Monoblocs Schreiber. Compte rendu des journées techniques données aux exploitants de ces systèmes. Labo SEPE Vaud, publication interne, 23 p.

GUYER, W. (1991) : Entretien et assainissement des canalisations. Milliards à investir. Chantiers 5/91, 67-71.

JUNKER, C. (1988) : Relation coût-avantage des systèmes séparatif et unitaire. Rapport EPFL-IGE, Lausanne, 120 p.

OFPE (1987) : Aménagement de surface herbeuses perméables. Les cahiers de l'environnement, 50, 62 p.

OFEFP, (1991) : Modellierung und Verbesserung der Strömung in Nachklärbecken. Schriftenreihe Umwelt no 157, Gewässerschutz, Bern.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1994) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot eaux Léman contre pollut., Campagne 1993.

REMILLIARD, L. et GAGNON L. (1988) : Bassins de rétention en zone urbaine. Sciences et techniques de l'eau, 21 (3), août 1989, 271-276.

SEILER, A. (1991) : Die Sanierung öffentlicher Kanalisationsanlagen erfordert in den kommenden fünf Jahren mindestens 3 Milliarden Franken. Eau, énergie, air, 83. Jahrgang, 1991, Helft 7/8, CH-5401 Baden.

VIOGET, P. et FIAUX , J.-J. (1991) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 183-205.

VIOGET, P., FIAUX J.-J. et VALLIER, R. (1994) : Stations d'épuration vaudoises : Bilans 1993. Ed. par SEPE Vaud, Epalinges, 30 p. + annexes.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 1994, 269-281

APPORTS DIFFUS DE PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE :

Définitions, formes et biodisponibilité, conditions d'extrapolation des pertes des sols vers le Léman

Résumé d'une étude bibliographique [1]

PAR

Evelyne BAPTENDIER

SCM Equilaterre, Av. de la Combe 12bis, F - 74200 THONON-LES-BAINS

1. INTRODUCTION

Dans le cadre du plan d'action "Le Léman demain", la priorité est donnée à la diminution des entrées de phosphore dans le lac. Selon les différentes campagnes de mesures effectuées par la CIPEL, les apports en phosphore total par les affluents varient selon les années de 70 à 90 % des apports totaux au lac (CIPEL, 1987-1994). Les deux grands fournisseurs de phosphore sont les rejets domestiques (égouts, stations d'épuration...) et agricoles (rejets directs ou pollutions diffuses). Les pollutions ponctuelles sont définies comme des pollutions qui parviennent en un point du réseau hydrographique (exutoire de STEP, égout, ...), et sont opposées aux pollutions diffuses provenant des sols par érosion, ruissellement et lessivage, quelle que soit l'origine du phosphore urbain, domestique ou agricole. Plusieurs actions sont en cours dont celle de réduction du phosphore issu des sols agricoles.

Le phosphore est un fertilisant indispensable aux besoins des cultures. Sur les sols agricoles, il est apporté par les fertilisants minéraux, les engrais de ferme (fumier, lisier, purin), les boues de stations d'épuration et la pluie.

Selon un rapport de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) de 1987, l'excédent de fumure représente la moitié des apports pour l'ensemble de la Suisse, enrichissant les sols de manière importante. Au niveau du bassin versant du Léman, les chiffres sont moins précis. Selon un recensement CIPEL, les sols fertilisés reçoivent annuellement notamment :

- 195 t de phosphore sous forme de boues d'épuration (soit le quart des boues produites),
- 861 t de phosphore sous forme d'engrais de ferme, dont 800 t sont d'origine bovine.

La quantité d'engrais minéraux épandue est méconnue.

---

[1] Résumé d'une étude bibliographique mandatée par la CIPEL en 1993 (BAPTENDIER, E., 1994)

L'étude réalisée sur les pollutions diffuses (CIPEL, 1988) avait évalué les apports diffus à 195 tonnes par an dont 65 tonnes issues des sols fertilisés (soit 1/3). Cette étude a reposé sur une extrapolation de données obtenues à partir de mesures effectuées sur des bassins versants de nature exclusivement agricole. La part de l'impact des différents fertilisants n'a pas été quantifiée. Une bonne connaissance des sources de phosphore est nécessaire pour la conception et la mise en oeuvre d'un programme de mesures visant à réduire les apports. Le rôle des fertilisants phosphatés dans les transferts de phosphore (quantité et forme) étant mal connu, une étude bibliographique relative aux apports diffus de phosphore biodisponible d'origine agricole s'est révélée nécessaire.

La présente étude repose sur des informations bibliographiques et s'attache à définir la nature des apports diffus de phosphore en fonction de la nature des fertilisants (quantité, qualité, biodisponibilité du phosphore). La bibliographie a été orientée de la manière suivante :

- Spécificité du phosphore apporté sur les sols agricoles
- Recherche des facteurs à l'origine de la mobilisation du phosphore
- Conditions d'extrapolation des résultats.

2. DEFINITIONS : FORMES ET SOURCES DE PHOSPHORE DANS LES SOLS ET LES SEDIMENTS

2.1 Les formes de phosphore

La terre est un grand réservoir de phosphore. Il est présent dans les sols à des teneurs variant de 0.1 à 3 g P par kg de sol. Ainsi selon GACHON (1977), 1/3 est incorporé à la matière organique. Pour le reste, le phosphore est sous forme organique, et sous forme minérale, soit adsorbé par les hydroxydes Fe, Al et Ca, soit lié aux argiles, soit précipités. Dans la solution du sol, le phosphore est constitué d'orthophosphates (PO_4^{3-}) et de phosphore organique.

Comme pour les sols, le phosphore des sédiments est à la fois dissous et particulaire. Les variations des différentes formes interviennent par la minéralisation du phosphore organique et par des échanges entre les formes dissoutes et particulaires. Le passage du phosphore de l'état particulaire à la solution dépend de la forme chimique de la liaison du phosphore avec les particules. C'est dans la solution que les plantes terrestres et les algues prélèvent le phosphore. Aussi, tant en limnologie qu'en agronomie, le problème essentiel est d'arriver à identifier la fraction assimilable pour les plantes (sol/racine) ou par les algues (sédiment/algue).

Il y a plusieurs approches pour déterminer les formes du phosphore, ce qui conduit à une grande confusion au niveau de la terminologie. Ce sont les approches :

- chimique avec des extractants, et la mesure de la capacité maximale d'adsorption,
- biologique par des bioessais,
- et isotopique d'échange du ^{32}P.

Le phosphore assimilable, apprécié par les méthodes classiques chimiques et biologiques, correspond au phosphore extrait. L'approche isotopique (FARDEAU, 1981) est la seule méthode qui détermine le plus précisément le phosphore assimilable. Elle tient compte du phosphore extrait, de l'intensité de l'énergie avec laquelle les ions sont transférés et de la capacité à maintenir cette énergie. Les échanges se font directement de chacun des pools vers le pool d'ions immédiatement disponibles, sans qu'il y ait de passage par un pool intermédiaire. La méthode OLSEN fournit les résultats les plus proches (FARDEAU et al., 1988).

Globalement, il est donc difficile d'associer une forme de phosphore à une biodisponibilité: une grande partie du phosphore est potentiellement biodisponible par le jeu des processus conduisant à des transformations des formes de phosphore. Toutefois la biodisponibilité ne serait pas liée uniquement à la forme de phosphore. Pour les algues, le pourcentage de phosphore biodisponible serait décroissant avec l'augmentation de la concentration en matières en suspension (comm. pers. J.-M. DORIOZ). De même, rien ne permet d'établir une correspondance entre la biodisponibilité pour les plantes et celle pour les algues.

2.2 Les sources de phosphore

Pour les sols non fertilisés (forêts, prairies naturelles), la pluie représente les seuls apports. Avec des apports spécifiques maximum de 1 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (BURKARD et CHASSAING, 1984), l'apport de la pluie est négligeable face aux apports de fertilisants pour les terres cultivées.

Pour les sols cultivés, les apports de phosphore sont nécessaires et sont amenés sous plusieurs formes : des engrais minéraux, des engrais de ferme composés essentiellement par des déjections animales, et des boues de station d'épuration. Les doses appliquées sont variables et dépendent du type de culture. Une fraction du phosphore est assimilée par la plante, le reste est mélangé au sol où d'autres processus le mobilisent ou le fixent (précipitations, complexation, adsorption, etc...). A l'issue de la récolte, une partie prélevée par la plante, estimée de 20 à 50 % du prélèvement (CASTILLON et al., 1993), retourne au sol sous forme de résidus de récolte (phosphore organique particulaire). Cette fraction organique va être minéralisée et contribue à modifier les compartiments des formes de phosphore du sol.

2.2.1 Les engrais minéraux

Il existe de nombreuses formes d'engrais minéraux. Ils ont pour origine les gisements de phosphates naturels ainsi que l'industrie sidérurgique. Ils sont utilisés bruts ou après leur transformation par l'industrie chimique en divers composés. Selon les différents types d'engrais minéraux, la teneur en P_2O_5 est de 26 % pour un phosphate insoluble et 60 % pour un phosphate très soluble.

Le coefficient d'utilisation des engrais est habituellement obtenu par différence entre le phosphore prélevé par la culture en présence et en absence d'engrais. Cette mesure ne tient pas compte des concentrations existantes de phosphore dans le sol. Avec le développement des techniques isotopiques, l'utilisation réelle du phosphore a pu être mesurée. FARDEAU et al. (1988) démontrent que les engrais sont utilisés différemment selon la plante, même si la réponse agronomique est la même. L'utilisation des engrais minéraux dépend du type d'engrais mais aussi de la teneur en phosphore du sol, et de la réaction des ions phosphates avec le sol. Ainsi, un engrais soluble est utilisé à 20% au maximum suivant l'apport. L'autre fraction (80%) réagit avec les constituants du sol, une fraction sera utilisée progressivement. Le "vieillissement" des engrais diminue leur efficacité (FARDEAU et al. 1988). L'optimisation de l'utilisation des engrais par les cultures est d'apporter au moment des besoins des plantes de l'engrais sous forme soluble (FARDEAU, 1993).

2.2.2 Les engrais de ferme

Sous le terme d'engrais de ferme, on distingue en plus de déjections animales, les effluents liés à l'élevage. Les déjections sont constituées de lisiers (mélange de déjections animales solides et liquides sans litière), fumiers (mélange de déjections animales solides et liquides avec litière), purins (liquide s'écoulant du fumier). Les effluents sont les eaux issues de salles de traite, les eaux de laiterie, les jus de silos, les eaux pluviales souillées lors du ruissellement au contact des déjections.

Les déjections animales contiennent une quantité non négligeable de phosphore sous forme minérale et organique. Le purin est plus pauvre que le lisier ou le fumier, et le lisier de porc est plus riche que celui de bovins. De même, la fraction de phosphore minéral varie selon les espèces animales : elle représente 80 % du phosphoretotal pour les lisiers de porcs et de bovins, et 60 % pour le lisier de volailles (ZIEGLER et HEDUIT, 1991). Les causes de variations de la composition des déjections et des effluents sont multiples :

- variation des teneurs dans le temps d'un élevage à un autre, en fonction de l'alimentation du bétail (SIMONS et JONGBLOED, 1981; OFEFP, 1987), et dans un même élevage au cours de l'année (SPIESS et BESSON, 1992), dilution par les effluents.

- difficulté de mesures : les effluents stockés se stratifient et le phosphore contenu essentiellement dans les fèces sédimente.

Pour LARSEN (1981), sur le plan agronomique, il n'est pas possible de distinguer le phosphore issu de déjections animales de celui d'engrais minéraux.

2.2.3 *Les boues : définition des différentes qualités*

Le phosphore des boues provient principalement des polyphosphates des détergents et des matières organiques des effluents. Sa concentration et sa spéciation dépendent non seulement de la qualité des effluents mais aussi du traitement des eaux usées et de celui des boues. Elles varient donc dans le temps. On distingue plusieurs qualités en relation avec le traitement à l'origine des boues, qui influence les concentrations du phosphore des boues et la forme de la liaison chimique. Ainsi, la teneur en phosphore d'une boue primaire est plus faible que celle d'une boue activée. Les boues physico-chimiques obtenues après un apport de précipitant comme des sels de fer, d'alumine ou de calcium présentent des teneurs encore plus élevées (MOREL, 1981).

Les traitements sur les boues interviennent sur leur teneur en phosphore : la déshydratation concentre le phosphore dans les boues et le chaulage réduit temporairement la mobilité du phosphore.

La variabilité de la concentration en phosphore des boues et de son assimilabilité est telle qu'il est difficile d'en donner une concentration moyenne. La valeur phosphatée des boues est supérieure ou égale à un engrais soluble mais se comporte comme un engrais à action lente. Les boues améliorent la disponibilité du phosphore des sols (diminution du P fixateur, augmentation du P sol dans l'eau et du P immédiatement assimilable).

3. LES FACTEURS A L'ORIGINE DE LA MOBILISATION DU PHOSPHORE DU SOL

Les facteurs agissant sur les émissions de phosphore sont nombreux et interfèrent de manière complexe.

3.1 L'érosion, le ruissellement et le lessivage

L'érosion est définie comme étant l'action qui entraîne une perte de matières notamment sous l'effet de la pluie. Le ruissellement accompagne l'érosion et représente les écoulements d'eau sur les sols. Le lessivage entraîne l'eau dans le sol. Le lessivage peut être intercepté par un drainage.

L'érosion serait à l'origine des exportations les plus importantes (VOLLENWEIDER, 1968; CCE, 1974; COOKE, 1988). Selon CCE (1974), les pertes annuelles sont de 0.1 à 1 kg de phosphore par ha avec des concentrations variant de 0.1 à 1 $mg.l^{-1}$ pour une érosion de 0.2 à 1 mm de sol par an.

Les pertes par lessivage sont du même ordre de grandeur, mais avec des concentrations plus faibles. Lorsque la nappe est profonde et en absence de drainage, le phosphore reste fixé sur les horizons profonds du sol. En effet, les concentrations de phosphore contenu dans les aquifères souterrains sont généralement équivalentes aux concentrations que l'on mesure comme bruit de fond naturel (concentrations en phosphore dans les eaux de bassin non influencé par l'homme, et qui dépendent notamment en grande partie des caractéristiques de la pluie et de la géologie). Dans le bassin versant du Léman, ces concentrations sont inférieures à 0.020 $mg.l^{-1}$.

3.1.1 Conditions climatiques

L'hiver est une période plus sensible à l'érosion : les sols sont saturés et la pluviométrie abondante. En Europe du Nord, le processus dominant à l'origine de l'érosion et du ruissellement est la dégradation de la structure de surface du sol sous l'action de la pluie qui conduit à la formation d'une croûte de battance de faible perméabilité (BOIFFIN et al., 1988).

Les précipitations consécutives à un apport de fertilisant déterminent également des concentrations en phosphore plus élevées qu'habituellement dans les eaux de ruissellement. De même, lors de la fonte des neiges, l'entraînement du phosphore dissous est plus élevé sur un sol gelé que lors d'une chute de pluie sur un sol gelé (BRAUN et LEUENBERGER, 1991).

3.1.2. La morphologie du terrain

La pente et la longueur de la parcelle conditionnent la vitesse plus ou moins rapide de l'eau, la longueur celle de la concentration des eaux et de la constitution de ruisselets. Selon JOHNSON et al. (1978) les pertes peuvent être multipliées par deux entre une parcelle plane ou en pente pour une même texture de sol et une même occupation du sol. Selon ROD (1971), le facteur pente, joue un rôle plus important que la fumure appliquée.

3.1.3 Les caractéristiques pédologiques du sol

L'érodabilité du sol est caractérisée par sa stabilité structurale et sa rugosité qui dépendent de la composition granulométrique des éléments (rapport % limon / % argile), de la minéralogie des argiles, du taux de matières organiques et de l'histoire hydrique du sol. Ces éléments influencent sa perméabilité. Selon PLUARG (1978) et AUER et al. (1985), l'exportation de phosphore peut être jusqu'à 12 fois plus importante sur sol argileux que sur sol sableux. A pente équivalente, la perte de phosphore par érosion peut varier d'un facteur 5. Le lessivage sera dominant dans un sol sableux. Dans un sol argileux, l'érosion sera dominante.

3.1.4 Le couvert végétal

La pluie est interceptée par le couvert végétal qui contribue ainsi à limiter l'érosion, le ruissellement et le lessivage (CCE, 1974). Ainsi les forêts constituent une protection maximale, le sol nu une protection nulle.

3.2 Les pratiques agricoles

3.2.1 Le travail du sol

Le travail du sol évite la formation d'une croûte de battance. Dans certaines situations, sans travail du sol, les engrais ne sont pas mélangés au sol. Les risques de pertes sont alors plus grands par érosion (COOKE et WILLIAMS 1973). De même, un émiettement trop poussé du sol peut sensibiliser le sol au glaçage sous l'effet des pluies battantes et favoriser l'érosion en nappe (CCE, 1974).

Le sens de labours par rapport à la ligne de plus grande pente accroît les risques. Selon TILCHE (1981), l'érosion peut varier d'un facteur 4 en fonction du type de labour (profondeur, orientation avec la pente...).

Les traces de roue sont des voies de cheminement préférentiel du ruissellement notamment dans les vignes et les vergers.

Le drainage du sol accroît les pertes des formes minérales solubles. Selon RYDEN et al., (1973), les concentrations en PO_4^{3-} peuvent être jusqu'à 600 fois plus élevées en sortie de l'horizon Ap (horizon A perturbé, intéressant le niveau superficiel du sol qui est labouré) qu'en sortie des horizons plus profonds.

L'étude réalisée par BRAUN (1991) sur la partie suisse du bassin versant du Rhin montre que les pertes par les eaux de drainage peuvent représenter une part importante dans le bilan, même si les concentrations ne sont pas élevées.

3.2.2 La fumure

Pour les sols fertilisés, la plupart des auteurs s'accordent pour dire que la qualité de la fumure et les quantités appliquées sont déterminantes pour les pertes de phosphore. L'apport de fumure sur un sol entraîne une augmentation de la teneur en phosphore des premiers centimètres du sol. Selon VOLLENWEIDER (1968) les pertes phosphatées représentent de 1 à 5 % de la fertilisation phosphatée. Ces chiffres sont souvent repris dans les études postérieures.

- **La quantité de fertilisant**

La surfertilisation est définie comme un apport de fertilisant en quantités supérieures à celles nécessaires pour les besoins des cultures. Elle conduit à un enrichissement en phosphore des premiers centimètres du sol.

Du point de vue des agronomes, la surfertilisation fut longtemps considérée comme bénéfique pour les sols qui acquièrent ainsi "une vieille graisse". C'est avec le développement de l'eutrophisation que les limnologues se sont intéressés aux apports de phosphore issus de sols, et ainsi ont permis une sensibilisation aux problèmes de la surfertilisation. Celle-ci a plusieurs origines. Mais l'une de ses causes est due aux mesures de phosphore assimilable dans le sol. En effet, les techniques isotopiques, utilisées par FARDEAU (1981), ont montré que les quantités de phosphore nécessaire au développement des plantes sont moindres comparées à celles calculées à partir d'autres méthodes d'extraction. Ainsi les sols tant en Suisse qu'en France sont très largement pourvus en phosphore. L'absence de fumure ne devrait se sentir que plusieurs années après l'arrêt de la fertilisation (CANN, 1990).

Une surfertilisation en phosphore répétée d'une année à l'autre entraîne un enrichissement de la solution du sol en PO_4^{3-}. Une fraction plus ou moins importante de ce phosphore minéral soluble est soit exportée par les crues, soit adsorbée par les particules fines des horizons plus profonds du sol lorsque l'eau s'infiltre (BRANCHARD, 1984).

- **La qualité du fertilisant**

Plusieurs études ont montré que les sols sur lesquels les fertilisants organiques ont été épandus présentent des pertes en phosphore plus faibles que ceux recevant des engrais minéraux, du fait de l'interférence entre la matière organique et les propriétés physiques du sol.

De même, l'application de fertilisants sous forme solide est pénalisante pour l'environnement car les quantités de phosphore exportées sont alors dépendantes des processus d'érosion.

L'apport au sol d'un engrais soluble dans l'eau augmente immédiatement la concentration de la solution du sol (SCHARPLEY cité par LOGAN, 1980), ce qui laisse présager une contamination possible à long terme des eaux de surface. Toutefois, cette augmentation dépend du pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions phosphates.

. **Le mode d'épandage**

Certaines techniques d'épandage limitent les pertes par ruissellement comme : les excréments déposés sur pâture (à l'exception des entrées de parcs et des zones piétinées), l'injection du phosphore sous forme liquide, l'épandage de printemps suivi d'un labour. A l'inverse d'autres techniques enrichissent les eaux de ruissellement comme l'épandage sur sol gelé, le stockage du fumier en tas sur les parcelles,...

. **La période d'épandage**

Selon les directives sur les fumures et les périodes d'épandages, l'épandage est préférentiellement effectué en automne et au printemps. Dans le bassin versant de la CIPEL, ces périodes coïncident aussi avec des précipitations plus abondantes et donc où les processus d'érosion et de lessivage sont plus intenses. Les précipitations consécutivement à un apport de fertilisant déterminent également des concentrations en phosphore dans les eaux de ruissellement plus élevées qu'habituellement. Toutefois, résultant des contraintes de stockage, des épandages sont effectués en hiver à des périodes où les cultures n'ont pas besoin de cet apport de fertilisant. Dans les cas les plus défavorables, les épandages sont effectués sur sol gelé ou enneigé à l'encontre des dispositions légales.

3.3 Conduite de l'exploitation

Outre les aspects liés aux processus d'érosion des sols, la conduite et la gestion de l'exploitation sont très importantes :

. **Problème de stockage :**
pertes dans les cours de ferme (de 0.1 à 12.5 %), les fuites de stockage, sous-dimensionnement de la fosse,

. **Problème économique :**
crainte d'obtenir un rendement inférieur à celui escompté favorisant la surfertilisation, méconnaissance des besoins des plantes,

. **Problème de dosage :**
variabilité de la composition des engrais de ferme (composition déjà variable et plus ou moins diluée par les effluents),

. **Autres problèmes liés à la mise en valeur des engrais de ferme :**
- surfaces agricoles insuffisantes,
- épandages à proximité de la ferme.

Il n'existe pas un facteur mais plusieurs facteurs à l'origine de la mobilisation du phosphore agricole depuis les sols ou depuis son lieu de production. Les facteurs-clefs du transfert du phosphore d'origine agricole sont donc :

. l'érosion et le ruissellement, processus mobilisateurs du phosphore,

. le lessivage récupéré par les drainages,

. la surfertilisation, stockant le phosphore en surface du sol,

. les engrais solides, plus facilement entraînés,

. le non-travail du sol et l'excès de travail du sol.

Les risques maximums concernent donc des sols à forte érodabilité, drainés et recevant des quantités importantes de fertilisants sous forme solide.

4. CONDITIONS D'EXTRAPOLATION DES PERTES DE PHOSPHORE DE LEURS SOURCES VERS LE LEMAN

Afin d'agir sur les sources de phosphore, de nombreuses études se sont intéressées à la caractérisation des apports à partir d'un nombre de données minimum. Différentes approches sont utilisées :

- l'extrapolation des pertes de phosphore obtenues à l'échelle de parcelles ou de bassins versants agricoles, ou l'extrapolation de bilans réalisés au niveau d'une parcelle ou d'une exploitation agricole (bilan de fumure).

- les relations entre l'hydrologie de la rivière et la chimie du phosphore, comme l'établissement de la relation avec la concentration de phosphore

- les bilans des entrées et sorties dans une rivière. Les apports diffus sont ainsi estimés par différence entre les différentes sources de phosphore (apports domestiques, bruit de fond naturel),

La plupart des approches reposent sur le fait que les apports diffus parviennent uniquement en période de crue. Les relations entre crues et fluctuations du phosphore ont amené les chercheurs à privilégier les prélèvements lors des crues. D'autres approches passent par la modélisation qui intègre différents facteurs.

Les processus essentiels moteurs de la mobilisation du phosphore sont l'érosion et le lessivage. Toutefois, il n'est pas possible de relier ces processus aux pertes de phosphore. L'érosion peut être très forte au niveau de la parcelle, mais d'autres processus interviennent qui vont en atténuer les effets.

Plusieurs auteurs (ONGLEY, 1982; JOHNSON et al., 1976; PLUARG, 1978; PILLEBOUE-BAPTENDIER, 1987) ont mis en évidence différents mécanismes de piégeage du phosphore. La grande affinité du phosphore pour les sédiments est bien connue et est mise en jeu à tous les stades de transfert du phosphore. Ainsi, la contribution des surfaces agricoles aux apports de phosphore dépend de la localisation et du rôle des zones de piégeage entre la parcelle qui émet du phosphore et le lac qui le reçoit. Certains auteurs évoquent le terme de surface active vis-à-vis du phosphore. L'exemple le plus couramment cité est celui de la proximité de la parcelle du réseau hydrographique.

Les études menées pour réduire les apports de phosphore aux Grands Lacs d'Amérique du Nord, nous rappellent qu'à toutes les échelles l'érosion et les transferts de phosphore peuvent être réduits :

- à la source (réduction contre l'érosion),
- utilisation raisonnée de la fumure (contrôle des exportations de phosphore),
- ralentissement des écoulements d'eau (contrôle des transferts).

Ainsi les pertes de phosphore sont difficilement appréciables par la simple connaissance des quantités de phosphore déposées sur les sols. Elles dépendent des paramètres du bassin versant qui représentent une combinaison unique. Deux modes de traitement des données pourraient s'appliquer au bassin versant de la CIPEL :

- étude du fonctionnement et de la gestion des exploitations agricoles, ce qui permet d'apprécier les conséquences sur les transferts de phosphore et de proposer des modifications de pratiques agricoles (étude en cours dans le Chablais français dans le cadre du GIS Alpes du Nord),
- approche par des outils cartographiques prenant en compte l'utilisation du phosphore sur les sols, les potentialités d'érosion dans le bassin (épisodes pluvieux, érodabilité des sols, caractéristiques des parcelles...), la densité des drainages.

Cette dernière approche ne permet pas de quantifier les pertes, mais de cartographier les secteurs à risques. Cette méthode est lourde. Elle pourrait être appliquée à grande échelle afin de délimiter les zones sensibles.

5. RESUME - CONCLUSIONS

L'objectif de cette étude était d'apporter des éléments relatifs au rôle des fertilisants phosphatés dans les transferts de phosphore du sol vers le Lac Léman (quantité et forme). Cette étude s'inscrit dans le cadre du plan d'action de réduction des apports en phosphore de 50 % d'ici l'an 2000. Elle repose sur des informations bibliographiques relatives aux apports diffus de phosphore biodisponible d'origine agricole.

Le phosphore est un élément en constant équilibre entre les phases solide et dissoute, équilibre qui dépend notamment de la nature de la liaison entre phosphore et les particules, des conditions du milieu (pH, rédox, présence d'hydroxydes Al et Fe, de calcium). Or c'est dans la phase dissoute que les plantes et les algues prélèvent le phosphore dont elles ont besoin. Pour déterminer les quantités de phosphore labile pouvant passer en solution, il existe un grand nombre de méthodes d'analyses. Seule la méthode isotopique du marquage avec le ^{32}P du phosphore paraît aujourd'hui comme étant celle qui fournit les meilleurs résultats. Comparée aux méthodes plus classiques, cette méthode a révélé qu'une grande partie du phosphore passe en solution, et est donc potentiellement biodisponible. Ce résultat nous a conduit à considérer l'ensemble du phosphore apporté au sol et pas uniquement la fraction dite "assimilable" par la plante.

Les engrais minéraux, les engrais de ferme et les boues de stations d'épuration constituent les apports en phosphore des sols agricoles, les apports de la pluie étant négligeables. Ces trois types de fertilisants sont comparables sur le plan de leur valeur agronomique. Une petite fraction de ces fertilisants sera transportée par érosion, ruissellement et lessivage. Ce dernier point a constitué la seconde partie de cette étude. Les facteurs agissant sur les émissions de phosphore sont nombreux et interfèrent de manière complexe. Ils dépendent notamment :

- du processus d'érosion et lessivage (climat, pente, mode d'occupation des sols, taille et orientation des parcelles),
- des pratiques agricoles (fumure : type, quantités, période d'épandage; travail du sol : sens, pente; présence d'un drainage),
- de la conduite de l'exploitation agricole (mode de stockage, dosage, etc.).

Les facteurs humains qui interviennent (travail du sol et gestion de l'exploitation) sont probablement les deux facteurs les plus importants; ils ont permis de dégager les affirmations suivantes :

- Les engrais enrichissent en phosphore les premiers centimètres du sol et notamment la concentration en phosphore de la solution du sol. Or c'est la couche superficielle du sol qui est soumise à l'érosion. La solution du sol peut être exportée lors des processus de ruissellement et de lessivage.

- Le drainage constitue un risque important. Il récupère des eaux qui sont enrichies en phosphore au niveau de l'horizon de surface.

- Indépendamment des facteurs liés à l'érosion des sols (morphologie des cultures), il semble que le choix du type de fertilisant ne soit pas un critère important. Les fertilisants organiques amélioreraient la stabilité du sol qui serait ainsi moins soumis à l'érosion. Par contre les déjections animales et les boues, avec un phosphore plus facilement extractible, pourraient enrichir plus facilement les eaux de ruissellement. De même, les engrais sous forme solide seraient plus facilement entraînés que les mêmes engrais sous forme liquide.

- Le non-travail du sol et l'excès de travail du sol influencent la perméabilité de surface du sol, par la formation d'une croûte de battance et privilégient les processus d'érosion et de ruissellement.

- Les périodes d'épandage sont également déterminantes. Les épandages d'hiver sont néfastes pour le maintien d'une bonne qualité des eaux.

La quantification des apports de phosphore d'origine agricole à l'échelle du bassin du Léman reste donc difficile. La bibliographie, essentiellement nord-américaine, montre les difficultés d'extrapoler d'un bassin à l'autre. Les problèmes de l'extrapolation sont très divers en relation avec les données qui sont obtenues à des échelles différentes, avec des paramètres inconnus ou non exprimés. Le phosphore mobilisé des sols dépend des caractéristiques locales du site (caractéristiques des sols, climat, mode d'exploitation, etc...). Ce phosphore mobilisé des sols est différent, dans sa forme et dans ses quantités, du phosphore que l'on retrouve à l'exutoire d'un bassin versant et dans le lac. En effet, des facteurs de régulations interviennent dans les transferts. Ils sont liés :

- aux perpétuels échanges du phosphore entre la phase dissoute et solide tout le long du transfert de phosphore du sol jusque dans le lac, en passant par le réseau hydrographique,
- aux pièges de phosphore existants dans un bassin versant (tels que les marais) ou simplement aux "ralentisseurs" du transfert de phosphore (telles que les bandes herbeuses).

L'étude entreprise par la CIPEL sur les pollutions d'origine diffuse (CIPEL 1988) entre 1983 et 1987 dans le bassin du Léman a permis d'apporter des références locales sur les pertes de différents bassins versants ayant des occupations des sols différentes.

Il est donc actuellement très difficile de dégager d'autres fourchettes réalistes des pertes de phosphore issu des sols agricoles au travers des études bibliographiques pour l'ensemble du bassin versant du Léman, quelle que soit la nature des apports (engrais minéraux, engrais de ferme ou boues d'épuration).

Il faut relever également qu'une partie des pollutions d'origine agricole peut être en fait de la pollution ponctuelle (débordement de fosse, fumier mal stocké,...).

Pour répondre à l'objectif fixé de réduction des apports en phosphore au Léman d'ici l'an 2000, et sans attendre un acquis significatif dans les connaissances compte tenu des limites rencontrées, un certain nombre de mesures peuvent déjà être prises. La réduction des apports par pollutions diffuses passe par un certain nombre d'actions à mettre en oeuvre à différentes échelles :

- au niveau des sols (utilisation raisonnée de la fumure),
- au niveau de la parcelle (lutte contre l'érosion, le ruissellement et le lessivage),
- au niveau du bassin versant (ralentissement des écoulements d'eau).

1. **Au niveau des sols**, il est nécessaire que les **quantités apportées** de fertilisants soient adaptées aux besoins des plantes. En effet, les techniques isotopiques ont montré que les quantités de phosphore nécessaires au développement des plantes sont moindres comparées à celles calculées à partir d'autres méthodes d'extraction. Ainsi les sols tant en Suisse qu'en France sont très largement pourvus en phosphore. Des bilans de fumure doivent être établis au niveau de la parcelle. En effet, un bilan de fumure satisfaisant à l'échelle d'une exploitation peut cacher des excès :

   - des parcelles plus fertilisées que d'autres pour des raisons diverses (proximité du siège de l'exploitation)
   - des apports en période de repos de la végétation,
   - des apports à des périodes hydrologiquement défavorables.

   Les fertilisants organiques (lisier, fumier, boues) doivent être pris en compte avant même de considérer les apports d'engrais minéraux. Lorsque les quantités d'effluents organiques sont supérieures à celles dont les sols agricoles ont besoin, un plan d'ensemble pourrait être effectué sur les exploitations voisines ou une diminution de la charge en bétail de l'exploitation envisagée.

Ce rôle de sensibilisation des agriculteurs vis-à-vis des excès incombe aux services de vulgarisation agricole et aux chambres d'agriculture. La CIPEL doit donc encourager cette sensibilisation auprès des agriculteurs.

2. **Au niveau de la parcelle**, toutes les actions visant à réduire l'émission de phosphore doivent être entreprises. Un certain nombre de processus unitaires sont à l'origine de la mobilisation du phosphore : l'érosion, le ruissellement et le lessivage. Bien que l'érosion constitue une cause importante d'émissions de phosphore de la parcelle, le lessivage peut, selon les secteurs géographiques, apporter des quantités importantes de phosphore soluble immédiatement biodisponible. Un point sur l'importance relative de ces différents processus pourrait être envisagé en fonction de la nature des fertilisants (organique ou minéral) à l'aide d'un dispositif de mesures sur des parcelles.

   De même, il apparaît important que les situations particulières de pertes de phosphore d'origine agricole soient recherchées (pollutions diffuses en secteur péri-urbain ?).

3. **L'échelle du bassin versant** intéresse le transfert du phosphore entre son émission de la parcelle et son arrivée dans le lac. Il est donc primordial que des études cherchent à repérer et à caractériser le rôle des secteurs géographiques potentiellement responsables des apports diffus, les "ralentisseurs" et les "pièges" de phosphore. Une étude de terrain sur des sites pilotes, servant de site de démonstration pour l'ensemble du bassin du Léman, permettrait de repérer et de mieux cerner leur responsabilité.

   Cette démarche pourrait s'appuyer sur une cartographie (SIG) et dans un deuxième temps sur des outils d'aide à la décision actuellement en cours de développement en Europe (projet ISMAP-EUREKA : Integrated system and services for the management of agricultural pollutions) ou en Amérique du Nord (GIPSI) plus spécialement destiné à la gestion des rejets d'élevage.

Ainsi, seule une action de grande envergure dotée de moyens financiers adéquats aidera à la recherche des causes de pollutions et à leur hiérarchie et permettra de proposer des actions efficaces de réductions des pollutions diffuses. Cette recherche passe par la recherche d'éléments "unitaires" intervenant dans le processus de pollution diffuse et par la compréhension du fonctionnement du bassin versant. La réalisation de cet objectif suppose une concertation entre les différents acteurs impliqués dans la réduction des apports en phosphore au lac qui pourrait être pilotée par la CIPEL.

BIBLIOGRAPHIE

AUER, M.T., HEIDKE, T.M. et CANALE, R.P. (1985) : Trophic state response of nonpoint pollution control : application of coupled microcomputer models to the Great Lakes. In : Perspective on nonpoint pollution, EPA 440/5-85-001, 147-152.

BAPTENDIER, E. (1994) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole : Définitions, formes et biodisponibilité, conditions d'extrapolation des pertes des sols vers le Léman. Rapp. interne, Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, Janv. 1994, 39 p + annexes.

BOIFFIN, J., PAPY, F. et EIMBERK, M. (1988) : Influence des systèmes sur les risques d'érosion par le ruissellement concentré. I - Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. Agronomie, 8 (8), 663-693.

BRANCHARD, J.P. (1984) : Fonctionnement hydrique et qualité des eaux dans les sols drainés et soumis à épandage. Etude expérimentale sur une parcelle INRA de Rheu. Thèse de Docteur ingénieur en sciences agronomiques, ENSA Rennes, 122 p + annexes.

BRAUN, M. (1991) : Abschätzung des Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb des Seen (Stand 1986). 1ère partie. FAC-Liebefeld, BUWAL - Berne, 87 p.

BRAUN, M. et LEUENBERGER, J. (1991) : Abschwemmung von gelösten Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. Landwirtschaft Schweiz Band, 10, 555-560.

BURKARD, P. et CHASSAING, B. (1984) : Apports atmosphériques. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 367-385.

CANN, C. (1990) : Transfert du phosphore d'une zone d'élevage intensif vers les eaux. CEMAGREF. Groupement de Rennes, mars 1990, 87 p + annexes.

CASTILLON, P. et MASSE, J. (1993) : L'effet vieille graisse : un concept à revoir. Perspectives agricoles, dossier "La fertilisation P-K Raisonner pour agir", N° 181, 12-14.

CASTILLON, P., FARDEAU, J.C. et VILLEMIN, P. (1993) : Formes d'engrais : tous les phosphates n'ont pas la même efficacité. Perspectives agricoles, dossier "La fertilisation P-K Raisonner pour agir", N° 181, 37-38.

CCE (Commission des Communautés Européennes) (1974) : Informations internes sur l'agriculture : conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture. Paris, CCE, Informations internes sur l'agriculture, N° 137, pag. mult.

CIPEL (1988) : Rapport sur l'étude des pollutions d'origine diffuse dans le bassin lémanique. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 119 p + annexes.

CIPEL (1987-1994) : Résumé et conclusions générales. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1986 à 1993.

COOKE, G.W. et WILLIAMS, J.B., (1973) : Significance of man-made sources of phosphorus : fertilizers and farming. The phosphorus involved in agricultural systems and possibilities of its movement into natural water. Water Research, 7, 19-33.

COOKE, J.G. (1988) : Sources and sinks of nutrients in a New Zealand hill pasture cathment II. Phosphorus. Hydrological processes, 2, 123-133.

FARDEAU, J.C. (1981) : Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse Doct. Sci., Université de Paris VI, 198 p.

FARDEAU, J.C. (1993) : Le devenir du phosphore dans le sol et le système sol-plante. Perspectives agricoles, dossier "La fertilisation P-K, Raisonner pour agir", N° 17-22.

FARDEAU, J.C., MOREL, C. et BONIFACE, R. (1988) : Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore "assimilable" des sols. Agronomie, 8, 577-584.

FURRER, O.J. (1981) : Accumulation and leaching of phosphorus as influenced by sludge application. In : Phosphorus in Sewage Sludge and animal waste Slurries, Ed Hucker & Catroux, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 235-254.

GACHON, L. (1977) : Le phosphore dans le sol. In : Le phosphore et son emploi dans l'exploitation agricole. Colloque INA Paris, Grignon 29/11 au 2/02/77, 82-119.

JOHNSON, A.H., BOULDIN, D.R., GOYETTE E.A. et HEDGES A.H., (1976) : Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed quantities, processes and sources. J. Environ. Qual., 5/2, 117-122.

JOHNSON, M.G., COMEAU, J.C., HEIDTKE, T.M., SONGOGNI, W.C.et STAHLBAUM, B.W., (1978) : Management information base and Overview modelling. Report to the pollution from land use activities reference group, 90 p.

LARSEN, K.E. (1981) : Phosphorus effect of animal manure and sewage sludge. In : Phosphorus in Sewage Sludge and animal waste Slurries. Ed. Hucker & Catroux. D.Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 207-232.

LOGAN, T.J. (1980) : The role of soil and sediment chemistry on modelling transport nonpoint sources of phosphorus. In : Environmental impact of nonpoint source pollution, Overcash M.R., Davidson J.M. Ann Arbor Science, 189-210.

MOREL, J.L. (1981) : Effects of sludge processing on soil phosphorus mobility measured with isotopic dilution kinetics method. In : Phosphorus in Sewage Sludge and animal waste Slurries, Ed Hucker & Catroux, D.Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 163-175.

OFEFP (1987) : Rapport sur la charge en phosphore due à la fumure des terres agricoles. Les cahiers de l'environnement, 71, Berne, Octobre 1987, 67 p + annexes.

ONGLEY, E.D. (1982) : Influence of season, source and distance on physical and chemical properties of suspended sediment. In : Recent development in the explanation and prediction of erosion and sediment yield, I.A.H.S. publication, 37, 371-383.

PILLEBOUE - BAPTENDIER, E. (1987) : Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse de docteur de l'Université Paris 6, 27 juin 1987, pag mult.

PLUARG (International Reference group on Great Lakes Pollution from Land use activities) (1978) : Environmental management strategy for the great Lakes system. Final report to the International Joint Commission, Great Lakes Regional Office, Windsor, Ontario, 115 p.

ROD, Ph. (1971) : Les engrais et la pollution des eaux. Symposium "Problèmes de l'environnement et agriculture", Berne, 13/14 octobre 1971, 57-83.

RYDEN, J.C., SYERS, J.K.et HARRIS, R.F. (1973) : Phosphorus in runoff on streams. Advances in Agronomy, 25, 1-45

SCHARPLEY, A.N. et SYERS, J.K. (1983) : Transport of phosphorus in surface runoff as influenced by liquid and solid fertilizer phosphate addition. Water, Air and Soil Pollution, 19, 321-326.

SIMONS, P.C.M. et JONGBLOED, A.W. (1981) : Influence of nutritionnal and physical factors on phosphorus content of animal manures. In : Phosphorus in Sewage Sludge and animal waste Slurries. Ed Hucker & Catroux, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 119-133.

SPIESS, E. et BESSON, J.M. (1992) : Utilisation des engrais de ferme en Suisse : Enquête et questionnaire dans les exploitations agricoles. Les cahiers de la FAC N° 12. Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement, Liebefeld-Berne, 39 p.

TILCHE, A. (1981) : L'eutrophisation due aux déchets agricoles et animaux. Bulletin de la qualité des eaux. L'eutrophisation : problème universel - 2ème partie, 129-132.

TROCME et BONIFACE (1972) : Bull. Ass. Franc. pour l'étude des sols, N° 4-5, juillet 1972.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968) : Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factor in eutrophication. Techn. Report. OCDE, Paris, 150 p.

ZIEGLER, D. et HEDUIT, M. (1991) : Engrais de ferme : Valeur fertilisante, gestion, environnement. Rapport ITP, ITCF, ITEB, 35 p.