

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de Geneviève CHAPUIS

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

RÉSUMÉ

Dans le Léman, où le stock de nutriments continue à décroître, l'étude du zooplancton met en évidence en 1997 une diminution du biovolume sédimenté, de l'abondance globale des entomostracés et de la biomasse zooplanctonique par rapport à l'année précédente. Ces données confortent le diagnostic de l'amélioration progressive de l'état du Léman depuis plus d'une décennie.

La communauté zooplanctonique est dominée durant la majeure partie de l'année par les organismes herbivores mais ceux-ci, en raison de leur comportement alimentaire et de leur faible abondance en été et en automne, ne peuvent malheureusement pas exploiter et contrôler les algues filamenteuses durant la seconde partie de l'année.

La situation actuelle montre que le Léman se trouve toujours dans une période d'instabilité biologique, dans une certaine mesure similaire à celle observée de 1963 à 1969 lors de la phase d'eutrophisation croissante du lac. Cette instabilité sur le plan biologique se prolonge malheureusement depuis plus d'une décennie.

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20-30 µgPtot/l de l'eau du Léman, demeure une condition nécessaire afin de sortir de cette période actuelle d'instabilité biologique mise en évidence par les études phytoplanctoniques et zooplanctoniques.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton et comme ressource nutritive pour les poissons. Etroitement soumis aux conditions environnementales physico-chimiques et biologiques, ce compartiment de la biocénose pélagique peut servir à apprécier les tendances globales de l'évolution du Léman, en complément des informations obtenues à partir des analyses de la composition chimique des eaux, du phytoplancton et de certains organismes benthiques.

2. MÉTHODOLOGIE

L'étude du zooplancton à la station SHL2 a été poursuivie en 1997 selon les mêmes procédures que précédemment. Le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (entomostracés) lors de traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

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

Les rotifères sont dénombrés par espèce 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. En raison de leur grande taille et de leur faible abondance, les cladocères prédateurs (*Bythotrephes*, *Leptodora*) sont recensés dans l'intégralité de chaque prélèvement de zooplancton.

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, montre des variations saisonnières importantes. Au début du printemps, l'augmentation progressive du biovolume sédimenté entraîne un accroissement de la transparence. Le pic printanier (301 ml/m², le 21 mai) est lié à l'essor saisonnier et simultané des divers entomostracés; les cladocères représentent 31 % des individus, les cyclopidés 39 % et les calanides 30 %. Comme les années précédentes, ce pic coïncide avec la période de transparence maximale des eaux au printemps (11.7 m) liée à la forte réduction d'abondance du phytoplancton due au broutage exercé par les cladocères herbivores (*Daphnia* et *Bosmina*, figure 1); en 1996, ce pic était nettement plus important (1'013 ml/m²) bien que la période d'abondance maximale du zooplancton ait été relativement brève.

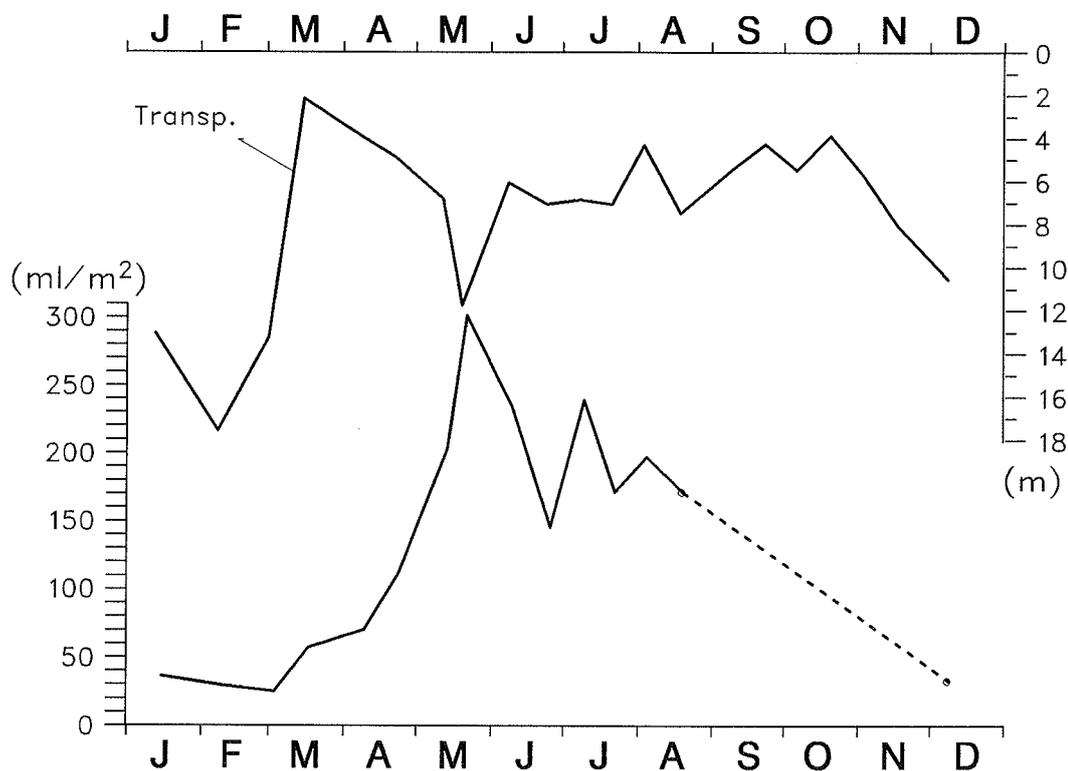


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux (m) et de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

3.2 Evolution à long terme

Le maximum absolu du biovolume sédimenté a été observé en 1981 lorsque le Léman était à la fin de sa phase d'état trophique maximum. A partir de 1982, une tendance globale à la diminution est apparue, bien qu'interrompue par des phases d'accroissement passager de ce biovolume.

En 1997, le biovolume sédimenté moyen est de 115 ml/m², en diminution par rapport à celui de 1996 (137 ml/m²). Mais cette valeur ne représente malheureusement qu'un ordre de grandeur car les biovolumes n'ont pu être mesurés de septembre à novembre en raison de l'abondance extraordinaire des algues filamenteuses comme *Tribonema* (xanthophycée) et *Mougeotia* (conjuguée) recueillies par le filet à zooplancton.

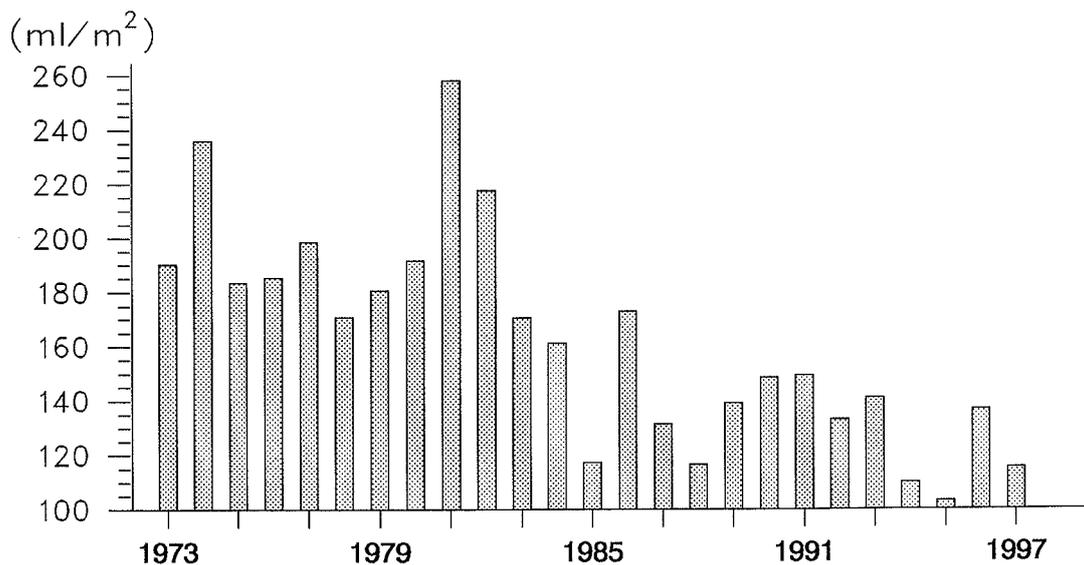


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²) (Léman, SHL 2)

3.3 Relation phosphore total - zooplancton

L'évolution de l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton a été comparée aux variations au cours des années de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (mg P/m³). Les variations simultanées de ces deux paramètres montrent un parallélisme important ($r = 0.76$; $N = 39$).

La figure 3 montre les différentes phases de l'évolution de ces deux paramètres, avec une première crise d'eutrophisation (1963-1969), la période d'eutrophisation maximale et la phase couvrant la période actuelle (1989-1997). Cette dernière phase, qui coïncide relativement bien avec la première crise d'eutrophisation, nous amène à penser que le retour à des conditions antérieures n'est pas simple; l'évolution actuelle du Léman passe par une phase de déséquilibre prolongé révélé par les études sur le phytoplancton (DRUART et al., 1997; REVACLIER et al., 1998) et le zooplancton (BALVAY, 1997).

La structure, le fonctionnement et le rendement du réseau trophique dépendent de nombreux facteurs :

- les ressources alimentaires disponibles, assurant un contrôle ascendant (contrôle par les ressources),
- l'intensité de la prédation, ou contrôle descendant,
- la compétition interspécifique.

Toute modification qualitative ou quantitative affectant un compartiment quelconque du réseau trophique (augmentation ou diminution des éléments fertilisants par exemple) se répercute de proche en proche sur l'ensemble du système. Cette réaction du réseau trophique à toute intervention de quelque nature que ce soit, a depuis longtemps été mise à profit, à des fins aussi contradictoires que l'accroissement de la production de poissons en étang ou la restauration de la qualité des plans d'eau.

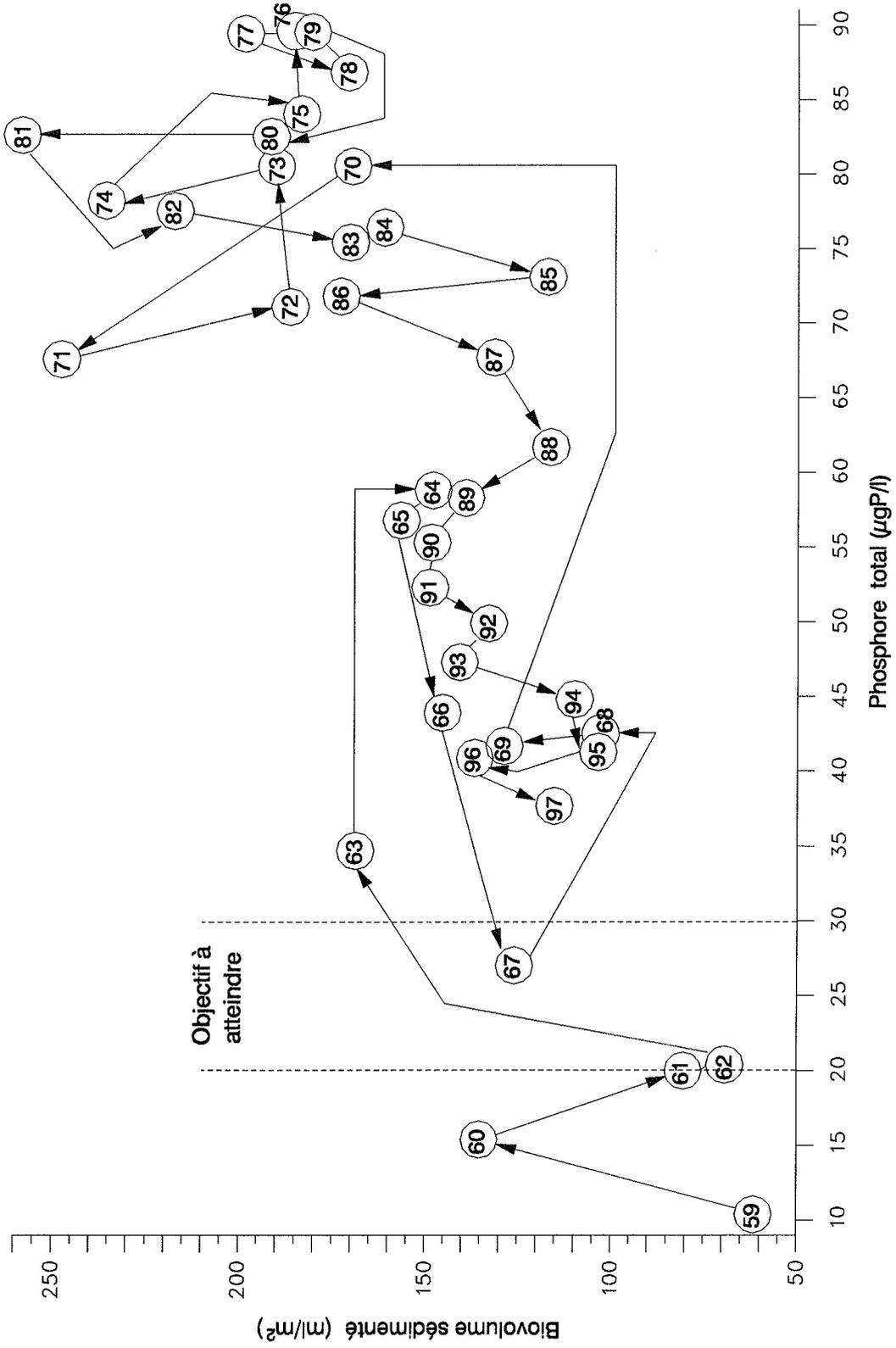


Figure 3 : Evolution comparée de la teneur en Ptot et du biovolume sédimenté du zooplancton (moyennes annuelles pondérées) (Léman, SHL 2)

L'eutrophisation des plans d'eau, fertilisation accrue du milieu par un apport exagéré en éléments nutritifs, en phosphore en particulier, augmente la biomasse phytoplanctonique. L'abondante nourriture algale ainsi présente permet, par consommation directe ou après fragmentation par les décomposeurs, un accroissement de la biomasse zooplanctonique. Dans le Léman, l'abondance moyenne annuelle du zooplancton, exprimée par la biomasse sédimentée, a augmenté en même temps que le stock moyen annuel du phosphore total contenu dans les eaux (BALVAY, 1984).

Depuis le début des années 80, le stock de phosphore total (Ptot) diminue régulièrement dans le Léman par suite notamment de l'amélioration de la déphosphatation des eaux résiduaires et de la limitation des sources de pollution. Durant la même période, on observe une tendance globale à la diminution de l'abondance concomitante du zooplancton (BALVAY, 1997).

Il n'existe pourtant pas de relation directe entre la teneur des eaux en Ptot et l'abondance du zooplancton. Les éléments fertilisants permettent d'assurer la production de la biomasse du phytoplancton qui, selon sa composition spécifique, est plus ou moins utilisé par le zooplancton herbivore.

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition de la biocénose zooplanctonique est pratiquement identique à celle de 1996. Tout au plus peut-on signaler le remplacement de *Notholca squamula* par *N. labis* et l'absence dans les comptages de *Trichocerca porcellus* et *Ploesoma truncatum*. D'autre part, *Alona quadrangularis* est une espèce littorale qui a été observée accidentellement en zone pélagique (tableau 1). La diversité spécifique reste toujours plus importante chez les rotifères que chez les entomostracés.

4.1 Rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères est en progression par rapport à l'année précédente (tableau 2), en raison surtout de l'importance de ces organismes durant le second semestre. Le pic de printemps (*Synchaeta lakowitziana* et *S. oblonga*) est moindre qu'en 1996 alors que le pic d'été (*Keratella cochlearis* et *Polyarthra* spp) double d'intensité; le pic d'automne multispécifique ne montre qu'une faible progression.

Après une première phase de développement au début du printemps qui culmine le 9 avril, les rotifères subissent une réduction d'abondance à la fin du mois d'avril en particulier à cause du refroidissement des eaux superficielles. L'essor des rotifères reprend en mai, atteint son maximum le 25 juin et perdure pendant tout l'été. Cette population reste relativement abondante durant le second semestre et ne s'affaiblit qu'à partir de décembre.

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

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	1'501'000	1'224'600	1'137'000	1'528'500
Pic de printemps (date)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)	7'664'800 (03.06) (pic majeur)	3'805'700 (09.04)
Pic d'été	3'354'000 (04.07)	2'748'500 (07.08)	1'497'600 (19.08)	3'872'600 (25.06) pic majeur
Pic d'automne	3'230'400 (22.08)	1'634'500 (15.11)	2'257'400 (21.10)	2'550'700 (20.10)

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1997

ROTIFERES

BRACHIONIDAE

Keratella cochlearis
K. cochlearis var. *hispida*
K. cochlearis var. *irregularis*
Keratella hiemalis
Keratella quadrata
Keratella quadrata frenzeli
Keratella tecta
Notholca caudata
Notholca labis
Kellicottia longispina
Anuraeopsis fissa

EUCHLANIDAE

Euchlanis dilatata *

NOTOMMATIDAE

Cephalodella sp.

TRICHOCERCIDAE

Trichocerca dixon-nuttalli
Trichocerca pusilla
Trichocerca rousseleti

GASTROPODIDAE

Gastropus stylifer
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans

SYNCHAETIDAE

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

ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE

Pompholyx sulcata

CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis
Conochilus hippocrepis

FILINIIDAE

Filinia terminalis

COLLOTHECIDAE

Collotheca pelagica
Collotheca sp.

PHILODINIDAE

Philodina sp.

ENTOMOSTRACESCLADOCERES

DAPHNIIDAE

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

BOSMINIDAE

Bosmina longirostris
Eubosmina coregoni coregoni
Eubosmina longispina
Eubosmina mixta

CHYDORIDAE

Acroperus harpae *
Alona rectangulara *
Alona quadrangularis
Eurycercus lamellatus *
Pleuroxus aduncus *
Pleuroxus denticulatus *
Pleuroxus truncatus *
Pleuroxus uncinatus *

POLYPHEMIDAE

Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus *

LEPTODORIDAE

Leptodora kindtii

CYCLOPIDES

Acanthocyclops robustus
Cyclops prealpinus
Cyclops vicinus
Eucyclops serrulatus *
Macrocyclops albidus *
Megacyclops gigas
Mesocyclops leuckarti

CALANIDES

Eudiaptomus gracilis

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha (larves véligères)

* Espèces rencontrées uniquement
 en zone littorale

L'abondance majeure des rotifères est due à *Keratella cochlearis*, avec des effectifs en très forte augmentation, remplaçant *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)* en déclin en 1997. Les 10 taxons dominants en 1997 montrent une progression numérique plus ou moins importante à l'exception de *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)*. Il faut noter l'abondance accrue de *Synchaeta oblonga* et *S. lakowitziana*.

Par rapport à 1996 où un taxon dominait nettement les autres espèces, la composition de la biocénose rotatorienne est plus équilibrée et rejoint celle des années 1994 et 1995.

Cette population accrue des rotifères a certainement joué un rôle complémentaire à celui des daphnies et des bosmines au printemps pour contrôler efficacement l'abondance du nanoplancton.

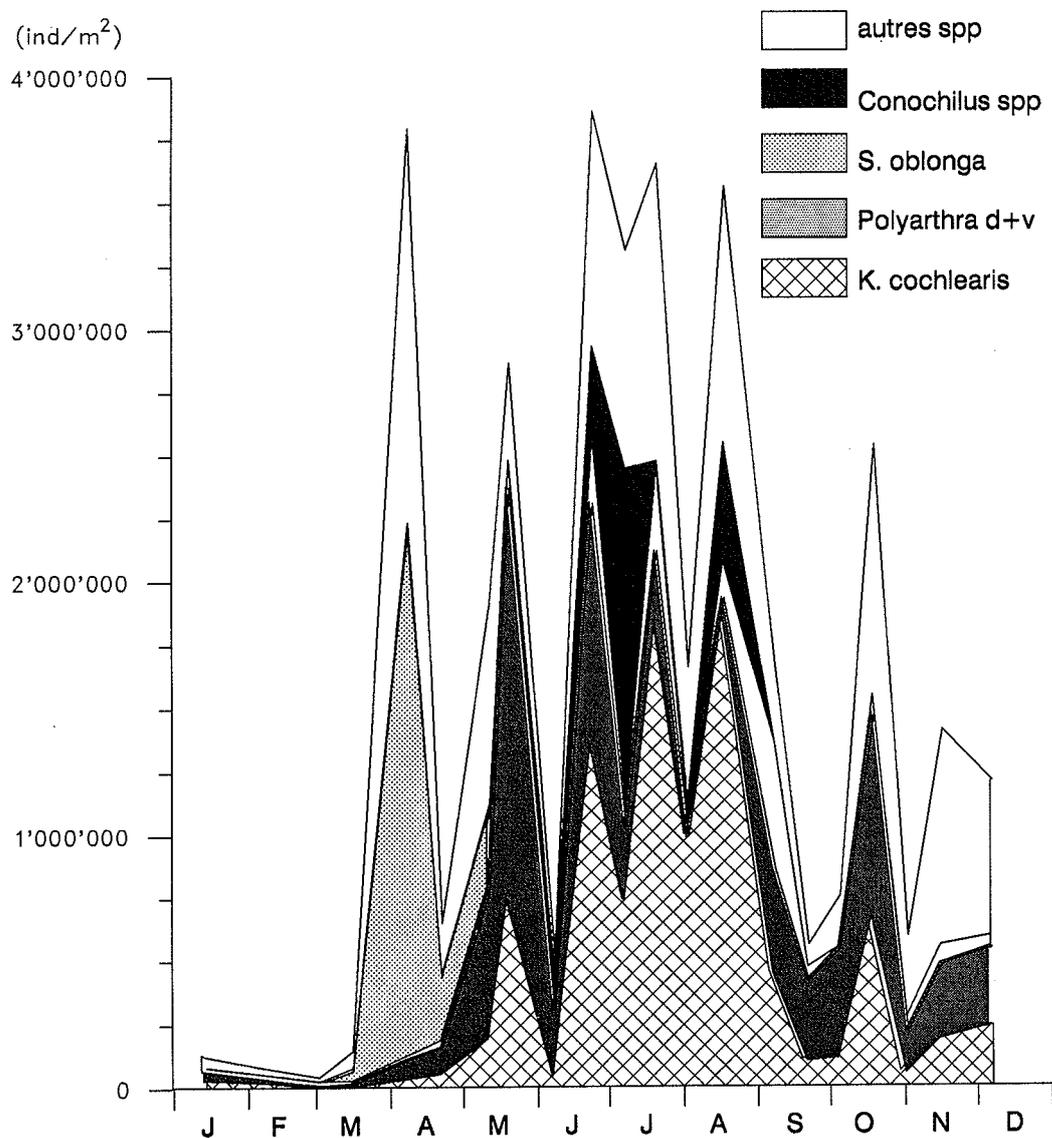


Figure 4 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

TABLEAU 3 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL2)

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

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en diminution en 1997 bien que le pic de printemps soit plus prononcé qu'en 1996. Cette population reste à un niveau relativement faible durant le second semestre à l'exception d'un pic estival de faible intensité (252'900 ind/m² le 19 août).

Les cladocères sont dominés par les différentes espèces de daphnies (*Daphnia hyalina*, *D. galeata*, *D. longispina* et daphnies hybrides). Il convient de souligner le très intense développement des Bosminidés, avec *Eubosmina* en particulier qui représente environ 34 % des cladocères herbivores; cette famille était peu abondante l'année précédente.

Mesocyclops leuckarti, espèce réapparue en très faible abondance en 1996, est restée rare dans les échantillons. *Acanthocyclops robustus* présente toujours des variations annuelles très importantes : rare en 1994, avec un développement marqué en 1995 (15'600 ind/m²) et de nouveau rare en 1996, cette espèce est redevenue relativement abondante en 1997 (10'100 ind/m²), surtout durant la seconde partie de l'année.

Le pic printanier des entomostracés résulte du développement multispécifique intense dû à *Cyclops vicinus* (952'500 ind/m²), *Eudiaptomus gracilis* (753'800 ind/m²), *Eubosmina longispina* + *E. mixta* (323'300 ind/m²) et *Daphnia hyalina* (304'100 ind/m²). Le pic d'automne provient de l'essor d'*Acanthocyclops robustus* (181'000 ind/m²) avec comme espèces accompagnatrices *Eudiaptomus gracilis* (138'000 ind/m²) et *Cyclops prealpinus* (50'200 ind/m²).

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

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	448'200	331'800	461'300	387'200
Pic de printemps (date)	2'082'000 (09.05)	1'016'400 (29.05)	2'328'200 (03.06)	2'554'900 (21.05)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	pic majeur
Pic d'automne (date)	328'300 (25.10)	321'800 (15.11)	917'300 (04.11)	380'600 (20.10)

En valeur moyenne annuelle, les cyclopidés deviennent dominants en 1997 (162'400 ind/m², 41.9 % des individus) devant les calanides en régression (145'100 ind/m², 37.5 %) et les cladocères (79'700 ind/m², 20.6 %) (figure 5).

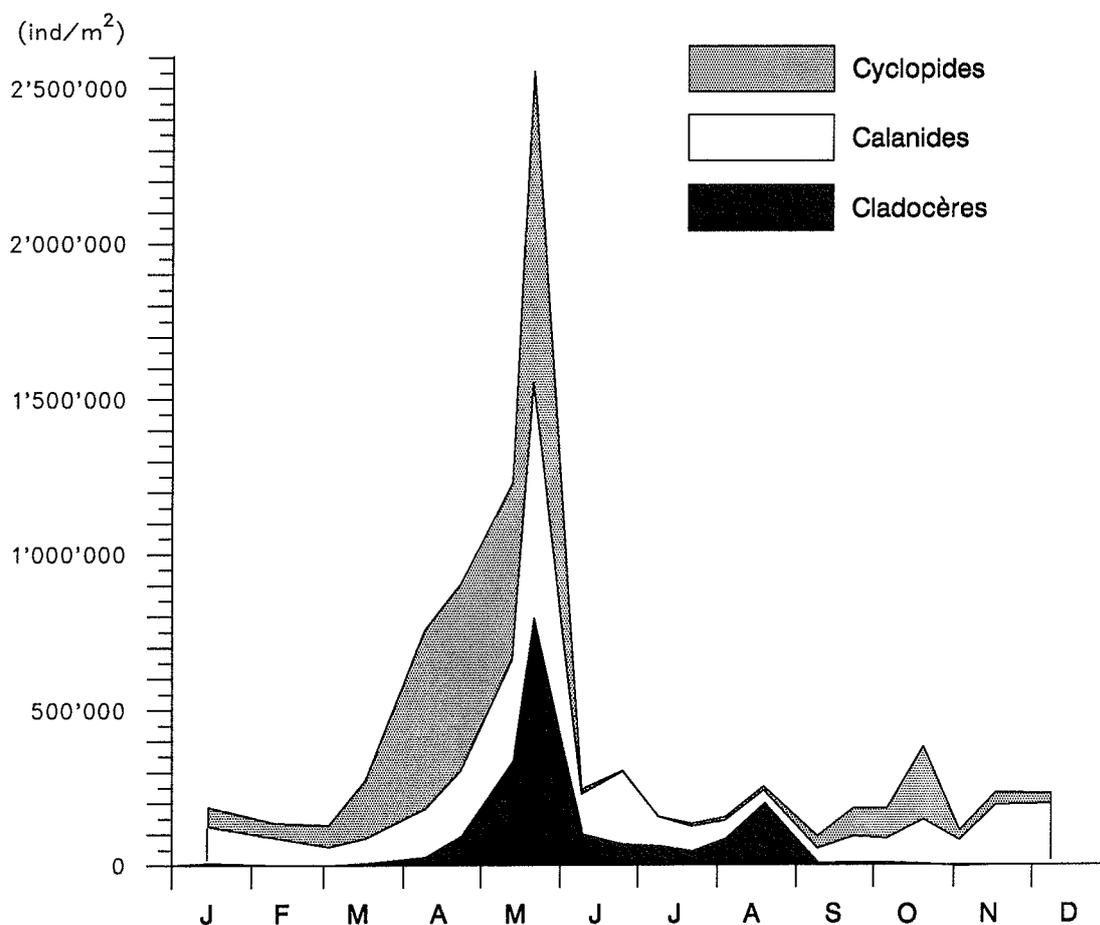


Figure 5 : Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

4.2.2 Cladocères

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina*, *D. longispina*, *D. galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longirostris*, *Eubosmina longispina*, *E. coregoni* et *E. mixta*), ainsi que des prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*).

Les cladocères herbivores sont en régression par rapport à 1996. Les daphnies représentent toujours l'essentiel des cladocères herbivores mais l'année 1997 est caractérisée par le développement important des Bosminidés au printemps. Ces deux familles interviennent pour un tiers dans le pic de printemps des entomostracés.

Le remplacement d'une partie de la population de *Daphnia* par *Bosmina*, genre de taille plus réduite et phytophage moins efficace que *Daphnia*, est une des causes possibles de l'augmentation de la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton et de la prolifération automnale des algues de grande taille (REVACLIER et al., 1998). L'abondance des daphnies en été est comparable à celle observée durant la même période de l'année précédente, mais la population d'automne est très fortement réduite et ne peut contrôler la prolifération algale observée de septembre à novembre.

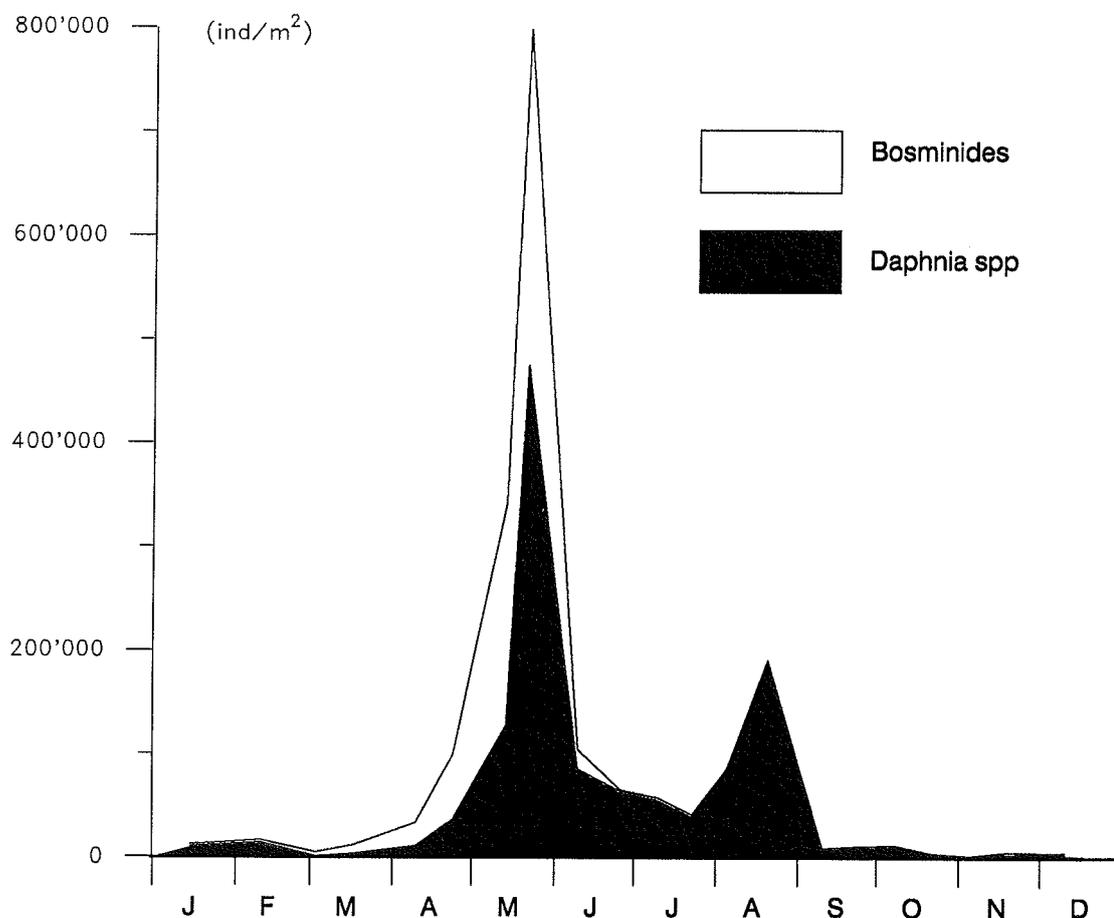


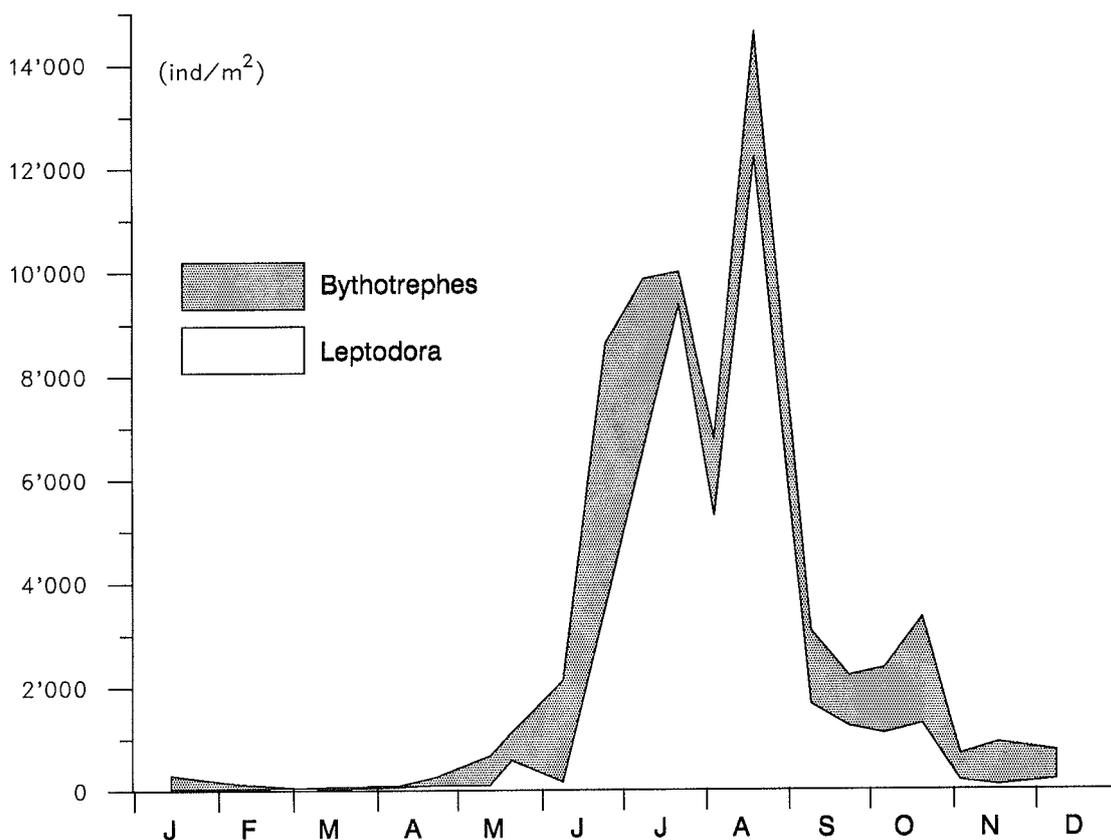
Figure 6 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	95'100	55'800	98'400	76'900
Pic de printemps (date)	718'200 (06.06) (pic majeur)	305'200 (29.05) (pic majeur)	1'541'500 (03.06) (pic majeur)	798'000 (21.05) pic majeur
Pic d'automne (date)	86'900 (25.10)	65'800 (18.12)	185'200 (05.08)	190'100 (19.08)

Toujours moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* présentent en moyenne annuelle des effectifs comparables à ceux des années précédentes. *Leptodora kindtii* est une espèce saisonnière à preferendum estival; elle développe une très importante population à partir de la mi-juin, population qui culmine ensuite à la mi-août (12'200 ind/m²) puis régresse progressivement jusqu'à disparaître en décembre. La présence de *Bythotrephes longimanus* est permanente tout au long de l'année, avec des fluctuations numériques moins importantes que pour *L. kindtii*. Son abondance maximale atteint seulement 5'100 ind/m² en fin juin mais ses effectifs demeurent supérieurs à ceux de *Leptodora* durant le second semestre (figure 7).

L'abondance accrue des cladocères prédateurs durant la phase de stratification des eaux constitue une des causes principales de la chute drastique de la population des cladocères herbivores durant l'été et l'automne.

Figure 7 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

4.2.3 Calanides

L'abondance d'*Eudiaptomus gracilis* est en diminution en 1997 bien que le pic de printemps soit très prononcé. Mais cette population n'a pas présenté un développement marqué durant le reste de l'année. Les pics majeurs de printemps et d'automne sont avancés par rapport à 1996, à des dates voisines de celles observées en 1994 et 1995 (tableau 6 et figure 8).

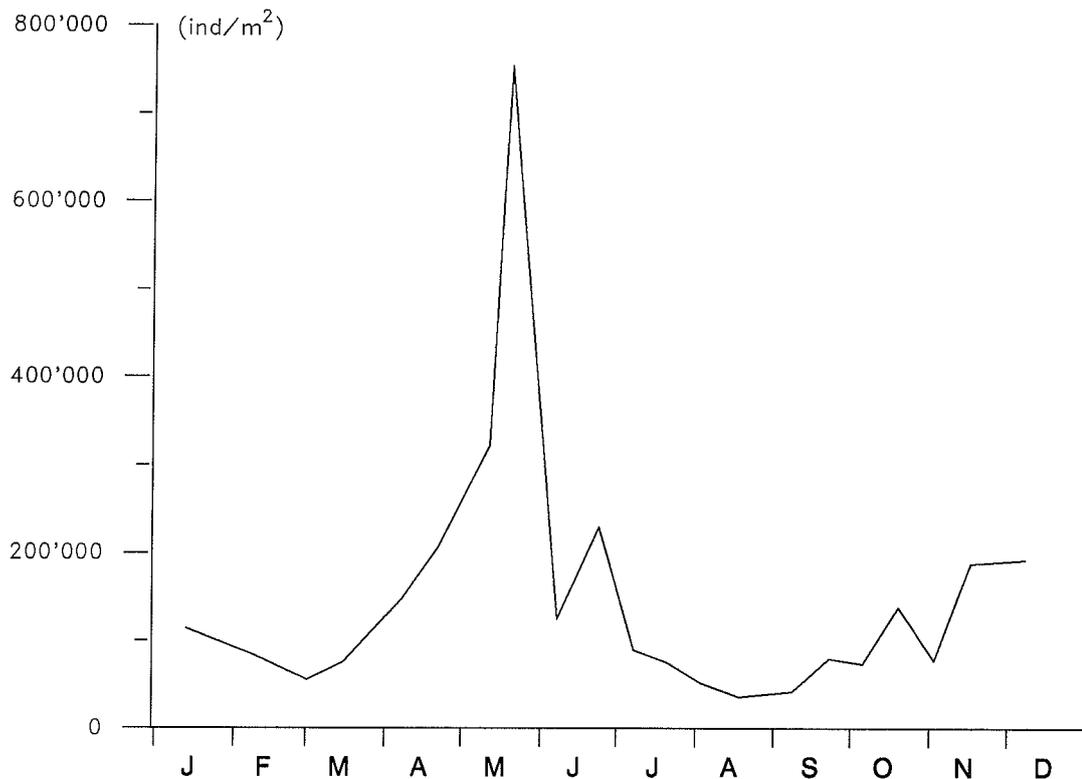


Figure 8 : Evolution saisonnière (ind/m²) de la population des calanides (Léman, SHL 2, 1997)

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des calanides (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	152'000	171'900	198'600	145'100
Pic d'hiver (date)	274'100 (12.04)	290'300 (03.04)	241'200 (06.05)	pic absent
Pic de printemps (date)	366'200 (24.05) (pic majeur)	472'600 (29.05) (pic majeur)	405'800 (03.06)	753'800 (21.05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	230'400 (5.09)	106'800 (07.08)	94'500 (02.08)	pic absent
Pic d'automne (date)	204'900 (25.10)	183'900 (02.10)	661'100 (04.11) (pic majeur)	138'000 (20.10)

4.2.4 Cyclopidés

Les cyclopidés sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus*, espèce dominante (79'300 ind/m²) et *C. prealpinus* (24'200 ind/m²), avec trois espèces accompagnantes, l'une redevenue abondante en 1997 (*Acanthocyclops robustus*, 10'300 ind/m²), les deux autres (*Mesocyclops leuckarti* et *Megacyclops gigas*) n'apparaissant dans les prélèvements que de façon épisodique et avec des effectifs très faibles. Les cyclopidés sont en progression par rapport à 1996, avec un pic printanier très important et une population automnale également en augmentation (tableau 7 et figure 9).

Espèce dominante jusqu'en mai, *Cyclops vicinus* se raréfie très fortement en été et cède la place à *C. prealpinus* durant le reste de l'année, cette dernière espèce entrant en compétition avec *A. robustus* de septembre à novembre.

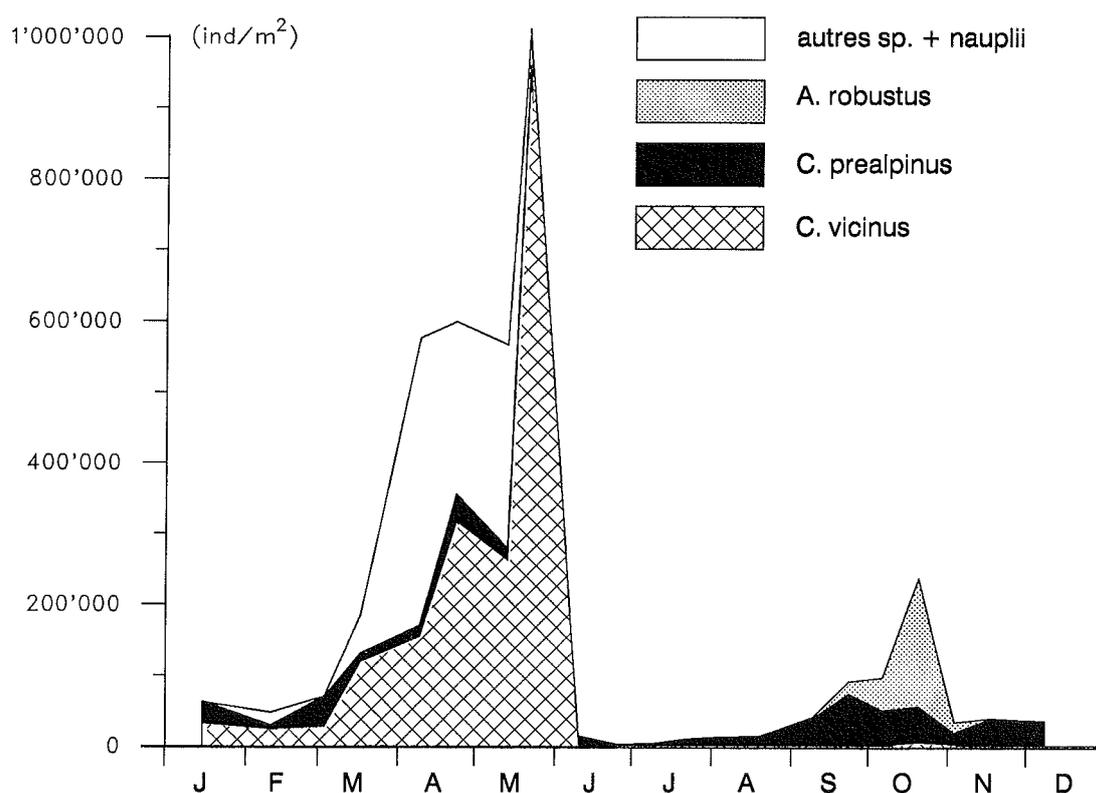


Figure 9 : Abondance saisonnière des principales espèces de cyclopidés (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

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

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	197'100	100'500	140'700	162'400
Pic de printemps	1'807'400 (09.05) (pic majeur)	254'600 (16.05) (pic majeur)	783'200 (06.05) (pic majeur)	1'002'200 (21.05) (pic majeur)
Pic d'automne	78'500 (09.08)	164'500 (27.11)	187'900 (14.10)	235'200 (20.10)

5. BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE

Les calculs de biomasse du zooplancton (poids frais en g/m²) ont été effectués selon la procédure décrite antérieurement (BALVAY, 1992). La figure 10 présente la répartition de la biomasse zooplanctonique entre les différentes classes de tailles et son évolution saisonnière.

De même que l'effectif des entomostracés et le biovolume sédimenté sont en régression en 1997, la biomasse du zooplancton (poids frais en g/m²) présente également une valeur moindre en 1997, voisine de celle observée avant 1996.

La plus forte biomasse est logiquement observée lors du pic de printemps (21 mai). Cette biomasse est encore due pour l'essentiel aux organismes de la classe 5 (1-2 mm) correspondant surtout aux stades âgés d'entomostracés qui ont cependant une importance moindre qu'en 1996 alors que la classe 3 (0.25-0.50 mm) a un impact plus marqué en raison de l'abondance accrue des stades juvéniles d'*Acanthocyclops robustus* en 1997.

TABLEAU 8 - Répartition et évolution de la biomasse zooplanctonique (poids frais g/m²)
(Léman, SHL 2)

Classes et limites de tailles	1994 g/m ² (%)	1995 g/m ² (%)	1996 g/m ² (%)	1997 g/m ² (%)
1 (0.06-0.12 mm)	0.32 (1.0)	0.25 (0.9)	0.40 (1.0)	0.28 (0.9)
2 (0.12-0.25 mm)	0.49 (1.5)	0.34 (1.2)	0.32 (0.8)	0.47 (1.6)
3 (0.25-0.50 mm)	0.73 (2.2)	1.66 (5.7)	0.54 (1.4)	1.35 (4.4)
4 (0.50-1 mm)	7.21 (21.9)	5.42 (18.8)	7.04 (17.9)	6.59 (21.7)
5 (1-2 mm)	18.79 (57.1)	16.88 (58.4)	24.88 (63.1)	17.02 (56.0)
6 (2-4 mm)	2.11 (6.4)	2.05 (7.1)	2.98 (7.6)	2.94 (9.7)
7 (4-8 mm)	2.46 (7.5)	1.50 (5.2)	2.90 (7.3)	1.32 (4.3)
8 (> 8 mm)	0.80 (2.4)	0.78 (2.7)	0.36 (0.9)	0.42 (1.4)
Biomasse totale	32.91	28.88	39.42	30.39

Les rotifères sont toujours les organismes numériquement les plus abondants, mais leur faible biomasse individuelle entraîne une biomasse totale peu importante des classes 1 et 2 en particulier, alors que *Leptodora* et *Bythotrephes*, peu nombreux mais à biomasse individuelle élevée, donnent une importance saisonnière marquée aux classes 6 et 7.

6. ÉTAT DU LÉMAN DÉTERMINÉ PAR LES ROTIFÈRES

Les rotifères sont toujours représentés par des espèces oligo-mésotrophes nettement dominantes qui, bien qu'en augmentation numérique, diminuent quelque peu en pourcentage (figure 11). Les espèces oligotrophes sont en légère augmentation, de même que les espèces méso-eutrophes et eutrophes.

Il est normal que des espèces très différentes du point de vue de leur statut d'indicateur de trophie coexistent dans un même milieu. Cela tient au fait que les calculs sont basés sur les moyennes annuelles alors qu'au fil des saisons, les conditions environnementales changent progressivement. Si en hiver et au début du printemps, le milieu peut être considéré à tendance oligotrophe, la situation empire en automne lorsque l'intense développement des algues et la décomposition de celles-ci créent des conditions propices à un environnement à tendance méso-eutrophe ou eutrophe.

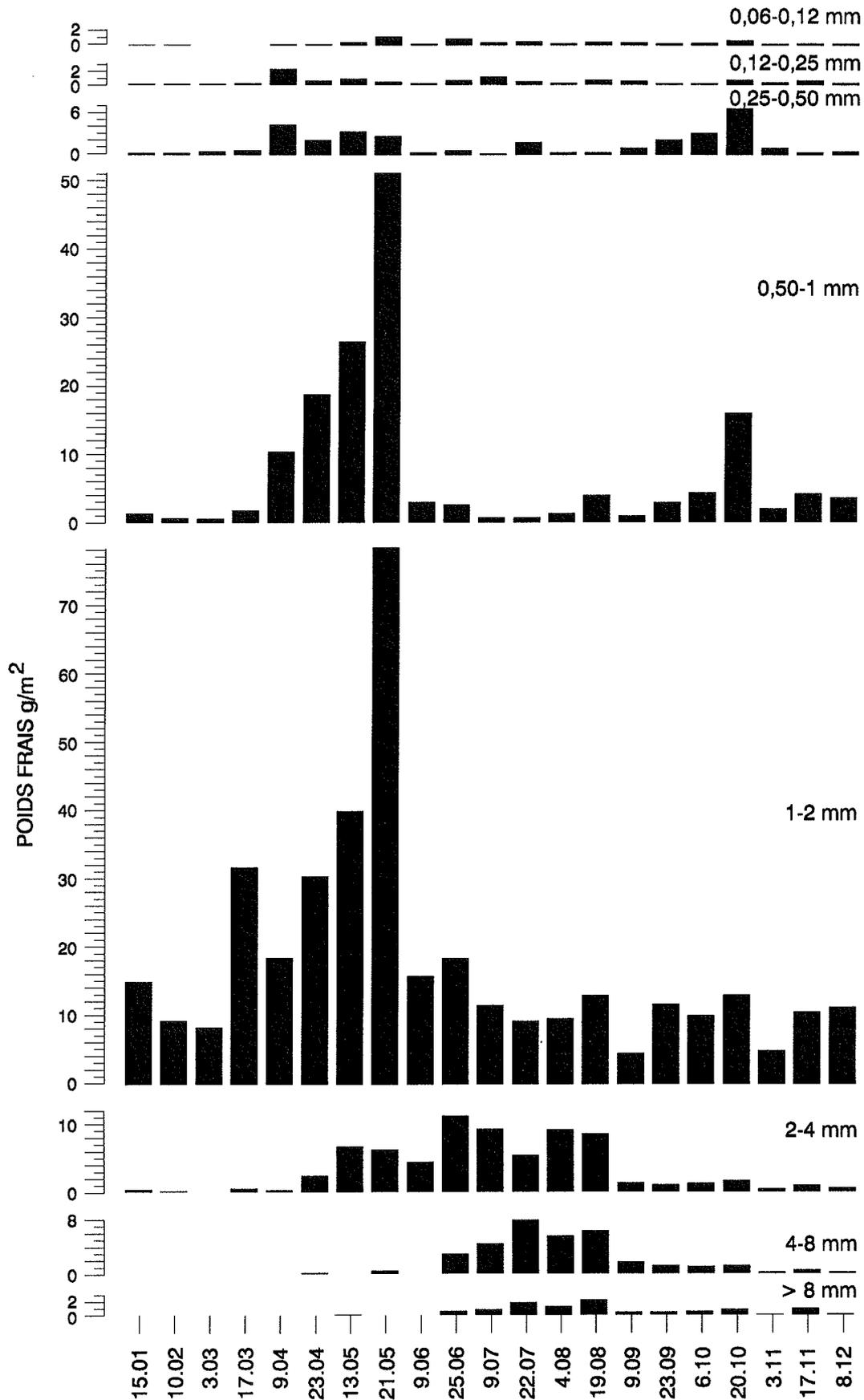


Figure 10 : Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais en g/m²) en fonction des différentes classes de taille (Léman, SHL 2, 1997)

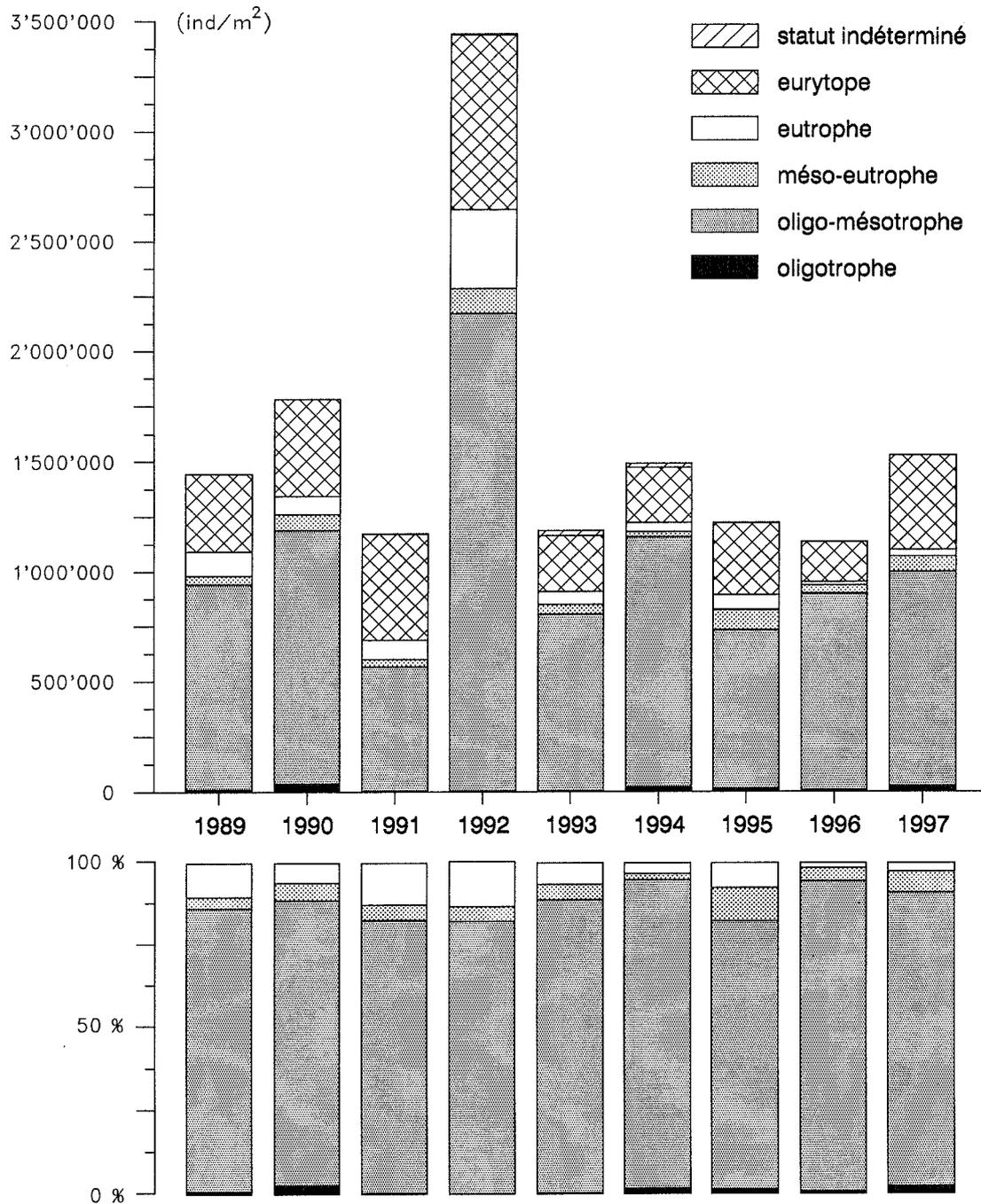


Figure 11 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL 2)

7. CONCLUSIONS

L'année 1997 est caractérisée par les critères suivants :

- augmentation de l'abondance moyenne annuelle des rotifères,
- diminution des effectifs des entomostracés, en particulier chez les cladocères et les calanides, alors que les cyclopidés prennent de l'importance,
- importance accrue du petit cycloptide *Acanthocyclops robustus* et du petit cladocère *Bosmina*,
- diminution du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²),
- diminution de la biomasse moyenne annuelle (poids frais g/m²).

Bien que les entomostracés herbivores représentent en général l'élément dominant de la biocénose crustacéenne, le fonctionnement du réseau trophique a été perturbé, cette année encore, par le développement important de certaines algues filamenteuses, *Tribonema* en particulier. Une partie de la végétation phytoplanctonique surabondante, non consommée par les entomostracés herbivores, a permis l'apparition saisonnière d'une importante population de protozoaires (Vorticellidés, Epistylidés et Rhizopodes) surtout abondants en été et en automne.

De nombreux indices au niveau de la qualité chimique des eaux et de certains organismes benthiques tendent à prouver une restauration progressive du Léman. En ce qui concerne la biocénose pélagique, tant végétale qu'animale, il subsiste toujours des problèmes d'adéquation entre la composition du zooplancton et celle du phytoplancton, et dans la stabilité de la structure de ces deux compartiments biologiques.

La diminution des effectifs du zooplancton, du biovolume sédimenté et de la biomasse totale des organismes va dans le sens de l'amélioration progressive observée au cours des années précédentes, à l'exception toutefois de l'année 1996 caractérisée par une abondance passagèrement accrue des entomostracés.

Au vu des relations existant entre le phosphore total (P_{tot}) et le biovolume sédimenté du zooplancton, il est logique d'admettre que si l'amélioration du Léman se poursuit, ce n'est pas un phénomène régulier au cours du temps. Après être passé par une crise d'instabilité précoce et passagère de 1963 à 1969, lorsque les teneurs en P_{tot} ont dépassé 20 µgP/l, le Léman a atteint un niveau important d'eutrophie de 1970 à 1982. Le retour à une qualité globale proche mais probablement quelque peu différente de celle des années antérieures à 1960, est marqué par le passage au travers d'une nouvelle phase de déséquilibre (1989-1997) d'une durée plus importante que la précédente.

Il faut espérer que cette phase de déséquilibre n'est que passagère et cessera lorsque la concentration moyenne des eaux en phosphore total approchera ou atteindra la gamme des 20-30 µgP/l.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1984) : Premières données sur l'évolution quantitative des Entomostracés planctoniques dans le lac Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 46, 224-229.
- BALVAY, G. (1992) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 99-113.
- BALVAY, G. (1997) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 79-97.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- DRUART, J.C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1997) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 91-106.
- REVACLIER, R., DRUART, J.C. et PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.