

Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance

Evolution of rotifer biocenosis during changes of the trophic state in Lake Geneva and comparison with Lake Constance

G. Balvay

Volume 2, Number 4, 1989

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705052ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705052ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Balvay, G. (1989). Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(4), 739–753. <https://doi.org/10.7202/705052ar>

Article abstract

Eutrophication of a lake must be expected to cause both abiotic and biotic responses. The changes in the trophic state of a lake certainly occur at all trophic levels, but to different extents depending on the character of the ecosystem; the subsequent evolution of the rotifer biocenosis is one of the most pronounced features occurring as an indirect consequence of eutrophication.

In the last three decades, the rotifer community in Lake Geneva has presented important changes in structure, as a result of continuous changes in the trophism of the lake. This study covered a period of time sufficient to show possible true modifications of the community structure.

Lake Geneva has undergone anthropogenic eutrophication since the 1950's. The lake reached its highest nutrient level during 1979-1980, which has decreased though since 1981 with the improvement of phosphorus removal in sewage treatment plants. A similar trend was observed in Lake Constance, with more important quantitative changes connected with previous results dating from the oligotrophic stage of this lake.

Table 1 gives the variations in abundance of rotifer species observed during the eutrophication increase and during the decrease of the eutrophication level in some lakes of different trophic status.

Figure 1 indicates the quantitative changes of the main rotifer species in Lake Geneva and Lake Constance. Compared to the maximal trophic level (indicated by arrow), data from Lake Geneva for 1959-1987 are similar to those obtained in Lake Constance between 1963 and 1978, if the previous data obtained for this lake during its oligotrophic stage are excluded.

Figure 2 presents the general trend observed for the different trophic indicator groups during the increase or decrease of eutrophication. Throughout the eutrophication process, these groups exhibited a general increase for most of the different species, with the ratio "number of increasing species/number of decreasing species" growing from the oligo-mesotrophic group to the eutrophic one. During the decrease of eutrophication, the strength of meso-eutrophic and eutrophic indicator groups diminished more than that of the oligomesotrophic group.

Many species have appeared during the eutrophication increase, mainly belonging to meso-eutrophic and eutrophic indicator groups, together with the settlement of some oligo-mesotrophic species (*Ascomorpha saltans*, *Synchaeta oblonga*, *Notholca caudata*). The proportion of meso-eutrophic and eutrophic species increased in the two lakes, but there is a trend in populations of the oligo-mesotrophic species to decrease, leading to a precocious disappearance of *Ploesoma hudsoni* and later of *Ascomorpha ovalis*, *Gastropus styliifer*, *Ploesoma truncatum* in Lake Constance, and of *Synchaeta tremula* and *Notholca foliacea* in both lakes.

Decreasing eutrophication reduces the number of some mesoeutrophic (*Trichocerca longiseta* and *T. pusilla* in Lake Geneva, *T. rousseleti* in Lake Constance) and eutrophic species (*Anuraeopsis fissa* and *Trichocera cylindrica* in Lake Geneva, *Pompholyx complanta* in Lake Constance).

However, the water quality has not improved enough to allow a further increase in oligo-mesotrophic species, except for *Conochilus unicornis* in both lakes, and for *Ascomorpha ecaudis*, *Kellicottia longispina* and *Synchaeta oblonga* in Lake Geneva.

Since 1981, the oligo-mesotrophic indicator group is numerically dominant in Lake Geneva (BALVAY and LAURENT, 1989c), preceding the euryecious one (*Asplanchna priodonta* + *Keratella cochlearis*), while the strength of the meso-eutrophic group decreases and the eutrophic one remains almost steady.

Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance

Evolution of rotifer biocenosis during changes of the trophic state in Lake Geneva and comparison with Lake Constance

G. BALVAY

RÉSUMÉ

L'évolution comparée des biocénoses rotatoriennes du Léman et du lac de Constance montre un parallélisme remarquable lors des changements continus de l'état trophique, tant avant qu'après le niveau maximal d'eutrophisation atteint par ces deux lacs. La comparaison avec un certain nombre d'autres milieux soumis également à un changement de leur niveau trophique met en évidence une variation très nette des effectifs des espèces méso-eutrophes et eutrophes en fonction de la progression ou de la régression de l'eutrophisation ; ces changements sont beaucoup moins marqués en ce qui concerne l'association des espèces oligo-mésotrophes.

Mots clés : *Eutrophisation, rotifères, espèces indicatrices, lac Léman, lac de Constance.*

SUMMARY

Eutrophication of a lake must be expected to cause both abiotic and biotic responses. The changes in the trophic state of a lake certainly occur at all trophic levels, but to different extents depending on the character of the ecosystem; the subsequent evolution of the rotifer biocenosis is one of the most pronounced features occurring as an indirect consequence of eutrophication.

In the last three decades, the rotifer community in Lake Geneva has presented important changes in structure, as a result of continuous changes in the trophism of the lake. This study covered a period of time sufficient to show possible true modifications of the community structure.

Lake Geneva has undergone anthropogenic eutrophication since the 1950's. The lake reached its highest nutrient level during 1979-1980, which has decreased though since 1981 with the improvement of phosphorus removal in sewage treatment plants. A similar trend was observed in Lake Constance, with more important quantitative changes connected with previous results dating from the oligotrophic stage of this lake.

Table 1 gives the variations in abundance of rotifer species observed during the eutrophication increase and during the decrease of the eutrophication level in some lakes of different trophic status.

Figure 1 indicates the quantitative changes of the main rotifer species in Lake Geneva and Lake Constance. Compared to the maximal trophic level (indicated by arrow), data from Lake Geneva for 1959-1987 are similar to those obtained in Lake Constance between 1963 and 1978, if the previous data obtained for this lake during its oligotrophic stage are excluded.

Figure 2 presents the general trend observed for the different trophic indicator groups during the increase or decrease of eutrophication. Throughout the eutrophication process, these groups exhibited a general increase for most of the different species, with the ratio "number of increasing species/number of decreasing species" growing from the oligo-mesotrophic group to the eutrophic one. During the decrease of eutrophication, the strength of meso-eutrophic and eutrophic indicator groups diminished more than that of the oligo-mesotrophic group.

Many species have appeared during the eutrophication increase, mainly belonging to meso-eutrophic and eutrophic indicator groups, together with the settlement of some oligo-mesotrophic species [*Ascomorpha saltans*, *Synchaeta oblonga*, *Notholca caudata*]. The proportion of meso-eutrophic and eutrophic species increased in the two lakes, but there is a trend in populations of the oligo-mesotrophic species to decrease, leading to a precocious disappearance of *Ploesoma hudsoni* and later of *Ascomorpha ovalis*, *Gastropus stylifer*, *Ploesoma truncatum* in Lake Constance, and of *Synchaeta tremula* and *Notholca foliacea* in both lakes.

Decreasing eutrophication reduces the number of some meso-eutrophic (*Trichocerca longiseta* and *T. pusilla* in Lake Geneva, *T. rousseleti* in Lake Constance) and eutrophic species (*Anuraeopsis fissa* and *Trichocerca cylindrica* in Lake Geneva, *Pompholyx complanata* in Lake Constance). However, the water quality has not improved enough to allow a further increase in oligo-mesotrophic species, except for *Conochilus unicornis* in both lakes, and for *Ascomorpha ecaudis*, *Kellicottia longispina* and *Synchaeta oblonga* in Lake Geneva.

Since 1981, the oligo-mesotrophic indicator group is numerically dominant in Lake Geneva (BALVAY and LAURENT, 1989c), preceding the euryecious one (*Asplanchna priodonta* + *Keratella cochlearis*), while the strength of the meso-eutrophic group decreases and the eutrophic one remains almost steady.

Key-words : Eutrophication, rotifers, trophic state, indicator species, Lake Geneva, Lake Constance.

INTRODUCTION

L'accélération de l'eutrophisation du fait de l'homme est un phénomène indéniable qui se manifeste aussi bien dans les petites masses d'eau que dans les plus grands lacs et dont l'un des traits les plus prononcés concerne en général l'accroissement de la biomasse du phyto-plancton. L'augmentation de la biomasse zooplanctonique a très souvent été considérée comme le résultat de l'eutrophisation (e.g. BALVAY, 1984 ; SKOGHEIM et ROGNERUD, 1978 ; SPODNIIEWSKA *et al.*, 1973) et les exemples de changements induits dans la structure du zooplancton sont abondants (BROOKS, 1969). De nombreux lacs constituent de bons exemples des incidences de l'eutrophisation sur le peuplement planctonique, tels les lacs de Constance (WALZ *et al.*, 1987), Kasumigaura (TODA *et al.*, 1981) et Fiburger (SCHABER, 1975, 1976, 1977). Cependant, par rapport aux multiples études traitant de l'évolution des entomostracés, relativement peu de données concernent le devenir des rotifères durant le processus d'eutrophisation (de BERNARDI et SOLDAVINI, 1976 ; HERZIG, 1987 ; HABERMAN, 1983 ; WALZ *et al.*, 1987 ; ZIMMERMANN, 1974).

Dans les plans d'eau de la zone tempérée, les changements saisonniers des facteurs abiotiques conditionnent la succession annuelle des diverses espèces de rotifères. Mais l'examen des données collectées durant une longue période de temps montre que l'abondance des espèces peut varier fortement d'une année à l'autre, surtout lorsque le milieu est perturbé, et en particulier par l'eutrophisation. L'apparition saisonnière des espèces peut rester identique à elle-même au cours des années (HERZIG, 1987), mais dans le Léman des dérives dans le temps des pics saisonniers d'abondance ont été observées pour certaines espèces, par exemple *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis* et *Ascomorpha ecaudis* (BALVAY et LAURENT, 1989c).

Bien que fournissant des indications sur les variations quantitatives de quelques espèces de rotifères au cours du temps, certaines publi-

cations ne peuvent donner en toute rigueur une idée exacte de l'évolution du peuplement en raison de la rareté et de la discontinuité des prélèvements. Les modifications d'abondance observées à partir de prélèvements très limités dans le temps (GREEN, 1976 ; YASUDA *et al.*, 1975) peuvent être reliées dans certains cas à une évolution du milieu, mais elles reflètent le plus souvent ces variations interannuelles fréquemment observées dans divers types de milieux (*e.g.* EJSMONT-KARABIN et WEGLENSKA, 1985).

La mise en évidence d'une tendance évolutive liée à l'eutrophisation implique le recours à des études à long terme (HERZIG, 1987) et avec une fréquence d'échantillonnage élevée (BERNER-FANKHAUSER, 1987). Le suivi continu du Léman de 1959 à 1987 a révélé des modifications importantes de la biomasse zooplanctonique (BALVAY, 1984) ainsi que des variations qualitatives et quantitatives de la communauté rotatorienne durant et après la phase d'eutrophisation croissante de ce lac (BALVAY et LAURENT, 1989a, b, c).

Il est apparu intéressant de comparer les changements respectifs survenus dans les caractéristiques de la biocénose rotatorienne du Léman et du lac de Constance en raison de la similitude d'évolution de ces deux biotopes ; cette comparaison a été complétée par des observations effectuées par divers auteurs dans un certain nombre d'autres plans d'eau.

LES MILIEUX

Les lacs Léman et de Constance ont des dimensions comparables, avec une superficie respective de 582 km² et 474 km² pour une profondeur maximale de 309 m et 252 m et montrent une évolution similaire au cours de leur eutrophisation. L'enrichissement continu en phosphore pendant plusieurs décennies a abouti dans ces deux plans d'eau à une teneur maximale en orthophosphates voisine de 0,09 mg P.l⁻¹ ; cet accroissement s'est poursuivi jusqu'en 1973 dans le lac de Constance (AMBUHL, 1980) et dans le Léman jusqu'en 1979 (BLANC *et al.*, 1988) et même 1981 en prenant en compte la teneur en orthophosphates dans la couche 0-10 m (BALVAY et PELLETIER, 1988a, b). On assiste ensuite à une stabilisation voire même dans le Léman à une diminution des stocks en P dans les eaux de ces deux lacs généralement considérés comme méso-eutrophes (AMBUHL, 1981).

Les prélèvements effectués en 1923-1924, 1934-1935 et 1963 dans le lac de Constance (WALZ *et al.*, 1987) et de 1959 à 1980 dans le Léman correspondent à la phase d'eutrophisation croissante de ces deux milieux ; les observations faites en 1977-1978 dans le lac de Constance et la période 1981-1987 relative au Léman concernent la phase de réhabilitation de ces deux lacs.

Le tableau 1 mentionne les modifications d'abondance d'un certain nombre d'espèces de rotifères dans les lacs Léman et de Constance ainsi que dans quelques autres plans d'eau au cours de l'eutrophisation croissante et également lors de la stabilisation ou de la régression de l'état trophique.

L'éventail des caractéristiques morphométriques de cet ensemble de milieux est très large ; la superficie varie de 1 ha (lac Lilla Stockelidsvatten) à 1 612 km² (lac Sevan), la profondeur maximale de 2,5 m (lac Trummen) à 370 m (lac Majeur), le volume de 30 000 m³ (lac Lilla Stockelidsvatten) à 89 km³ (lac Léman) et l'altitude de 9,4 m (lac Esrom) à 1 916 m (lac Sevan). Toute la gamme des états trophiques est représentée dans ces différents milieux, depuis l'oligotrophie jusqu'à l'eutrophie. La plupart de ces lacs présentent une variation plus ou moins rapide et continue de leur niveau d'eutrophisation, mais certains d'entre eux ont été soumis à des actions drastiques comme la fertilisation volontaire des eaux (lacs Anjan et Hecklan), l'élimination des sédiments (lac Trummen) ou des poissons (lac Lilla Stockelidsvatten).

RÉSULTATS

Parmi les 48 espèces de rotifères observées dans le lac de Constance, 35 espèces appartiennent à la faune lémanique. Les deux composantes majeures de la biocénose rotatorienne sont identiques dans les deux lacs, avec cependant *Keratella cochlearis* dominant dans le Léman et *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* dans le lac de Constance. Cette prépondérance de *K. cochlearis* dans le Léman n'est pas immuable ; cette espèce est régulièrement remplacée pendant un an, après chaque période de dominance continue durant 3-4 années consécutives, par une autre espèce dominante, en général *P. dolichoptera-vulgaris* ou exceptionnellement *Notholca caudata* (BALVAY et LAURENT, 1989b).

Il existe un parallélisme remarquable dans l'évolution des deux communautés au niveau de l'abondance totale des rotifères qui s'accroît durant la phase d'eutrophisation et se stabilise lors de la phase de restauration de ces plans d'eau. WALZ *et al.* (1987) ont mis en évidence dans le lac de Constance des accroissements numériques d'une unité de magnitude chez *Kellicottia longispina*, *C. unicornis* et *Synchaeta* spp., de deux unités en 30 ans (*Keratella quadrata*, *A. priodonta*) et même de près de 3 unités en 40 ans pour *K. cochlearis* et *Polyarthra* spp. (figure 1). Ces accroissements sont nettement moindres dans le Léman, n'atteignant qu'une unité de magnitude en ce qui concerne les espèces les plus abondantes ; cette différence d'amplitude est à rattacher à la durée respective des périodes d'observation, les données étant beaucoup plus anciennes pour le lac de Constance et remontant à la période oligotrophe de ce plan d'eau.

L'abondance saisonnière des rotifères est en général plus faible dans le Léman que dans le lac de Constance ; la population maximale observée dans le Léman en juillet 1982 ($7,6 \cdot 10^6$ ind.m⁻²) est nettement inférieure à celle signalée dans le lac de Constance ($35,6 \cdot 10^6$ ind.m⁻² en juillet 1978). En outre, toutes les espèces colonisant le Léman présentent également des maximums saisonniers inférieurs à ceux du lac de Constance, à l'exception de *C. unicornis* dont le pic d'abondance de $4,96 \cdot 10^6$ ind.m⁻² en septembre 1983 est nettement supérieur au maximum signalé dans le lac de Constance avec $1,3 \cdot 10^6$ ind.m⁻² en juillet 1978.

La similitude d'évolution des espèces majeures dans les deux lacs est remarquable, que ce soit avant ou après la rupture d'évolution de ces deux milieux (figure 1 et tableau 1, colonnes 1 et 2).

Tableau 1

Espèces	Phase d'eutrophisation croissante																	Eutrophis. décrois.								
	ME	ME	ME	ME	E	E	E	E	M	M	M	M	M	OM	O	O	O	ME	ME	ME	E	E	O			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	1	2	3	4	5	20	16
<i>Anuraeopsis fissa</i>	E	A												-	-					+ D						-
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	OM	A									P									- +		A				+
<i>Ascomorpha ovalis</i>	OM	-	P					D	D											- =	D					A
<i>Ascomorpha saltans</i>	OM	-	A								A	P								-	P	A				
<i>Asplanchna priodonta</i>	Eur	=	+	P							-	+	+	P						-	=	*	P			+
<i>Brachionus angularis</i>	E	A	A				A	=			-	A	+							+	P	P				-
<i>Brachionus calyciflorus</i>	E	A	A							A				-	+						P	P				-
<i>Collotheca pelagica</i>	OM	P								A				A							P					
<i>Conochilus unicornis</i>	OM	+	+	P	--					+	+	+			+	+	+			=	+	P		+	-	+
<i>Euchlanis dilatata</i>	E	P	P							P	P				+	A				-	P	A				
<i>Filinia longiseta</i>	E	A	P							=	+		+		-	+				+	P	P			-	*
<i>Filinia terminalis</i>	OM	+	P	P						+				-						-	P	P				
<i>Gastropus sp.</i>	OM									P	P															
<i>Gastropus styliifer</i>	OM	-	P							A	-				+					-	D	A				A
<i>Hexarthra mira</i>	E									A	P			P	A						A					
<i>Kellicottia longispina</i>	OM	+	+	P	--					+	+	P	-		+	+	=		-	=	+	P	+	+	A	-
<i>Keratella cochlearis</i>	Eur	+	+	P	+					+	+	=	P	-	+	+	A	=		-	=	-	P		+	-
<i>K. cochlearis hispida</i>	ME	-								D											+					
<i>K. cochlearis tecta</i>	E	+	A							P	P									+	=	P				
<i>Keratella quadrata</i>	ME	+	+							A	+	=	-	-	A	-	+			+	-	-			-	=
<i>Notholca caudata</i>	O	-																			-					
<i>Notholca foliacea</i>	OM	-	A																		D	D				
<i>Notholca labis</i>	OM	P	A																		P	P				
<i>Notholca squamula</i>	OM	-	A																	+	-	P				
<i>Ploesoma hudsoni</i>	OM	-	D	P	-	D				+	-	P									-	D	P	+		
<i>Ploesoma truncatum</i>	OM	-	-							=	D				D	-					-	D				
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	OM	P	A							+	-	-	+								P	P	P			-
<i>Polyarthra vulgaris</i>	OM	P	P							+	+	-	-	+	+					=	=	P	P	P		=
<i>P. dol. + vulgaris</i>	OM	+								+				+	+						=					
<i>Polyarthra spp.</i>	OM		+	P								P								+		=	P			-
<i>Pompholyx complanata</i>	E	A	A							-					D	=					P	D				
<i>Pompholyx sulcata</i>	E	+	A	P				+	A											+	-	P	D			
<i>Pompholyx spp.</i>	E			P																			D			
<i>Synchaeta oblonga</i>	OM	+	P							P	-	-	P								+	P				
<i>Synchaeta pectinata</i>	E	=	P							P	+	-	-	P	+	D					=	P	A			
<i>Synchaeta tremula</i>	OM	P	P									-	-								D	D				
<i>Synchaeta spp.</i>			+							+					D	-						+				=
<i>Trichocerca capucina</i>	ME	+		P						D	P	+	P								=	-	D			
<i>Trichocerca cylindrica</i>	E	A	A																							
<i>Trichocerca longiseta</i>	ME	A	P																							
<i>Trichocerca porcellus</i>	ME	=	A																			+	P	A		
<i>Trichocerca pusilla</i>	ME	A								P	P										+	D				-
<i>Trichocerca rousseti</i>	ME	P	A																		=	P	D			
<i>Trichocerca similis</i>	E	=	P	P						P	P	P									=	-	P	P		
<i>Trichocerca spp.</i>	ME	+								+												+				

Tableau 1. - Evolution de l'abondance de quelques espèces de rotifères au cours de la phase d'eutrophisation croissante ou décroissante dans différents biotopes.

Table 1. - Changes of rotifer species abundance with increasing or decreasing eutrophication in different biotops.

O	: oligotrophe	<i>oligotrophy</i>
OM	: oligo-mésotrophe	<i>oligo-mesotrophy</i>
M	: mésotrophe	<i>mesotrophy</i>
ME	: méso-eutrophe	<i>meso-eutrophy</i>
E	: eutrophe	<i>eutrophy</i>
Eur	: eurytope	<i>euryecious</i>
A	: apparition	<i>appearance</i>
D	: disparition	<i>disappearance</i>
P	: présence	<i>presence</i>
+	: effectifs en augmentation	<i>increase in abundance</i>
-	: effectifs en diminution	<i>decrease in abundance</i>
=	: effectifs stables	<i>no changes in abundance</i>

- 1 : Lac Léman (cette étude)
- 2 : Lac de Constance (WALZ *et al.*, 1987)
- 3 : Lac Glubokoe (MATVEEVA, 1986)
- 4 : Lac Gjersjøen (FAAFENG et NILSEN, 1981)
- 5 : Lac Vortsjärv (HABERMAN, 1983)
- 6 : Lac Esrom (JONASSON, 1977)
- 7 : Lac de Sempach (ZIMMERMANN, 1974)
- 8 : Lac Biwa Sud (HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1983)
- 9 : Lac Mergozzo (de BERNARDI et SOLDAVINI, 1976)
- 10 : Grasmere (ELLIOTT, 1977)
- 11 : Lac Tyrifjord (LANGELAND, 1974)
- 12 : Neusiedlersee (HERZIG, 1987)
- 13 : Lac Biwa Nord (HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1983)
- 14 : Lac Majeur (BONACINA, 1977)
- 15 : Lac Sevan (MESHKOVA et NIKOGOSYAN, 1978)
- 16 : Lac Hymenjaure (PERSSON, 1978)
- 17 : Lac Hecklan (OLOFSSON *et al.*, 1988)
- 18 : Lac Anjan (MILBRINK et HOLMGREN, 1981)
- 19 : Divers lacs (KARABIN, 1983, 1985)
- 20 : Lac Trummen (ANDERSSON *et al.*, 1975)
- 21 : Lac Lilla Stockelidsvatten (STENSON, 1982)

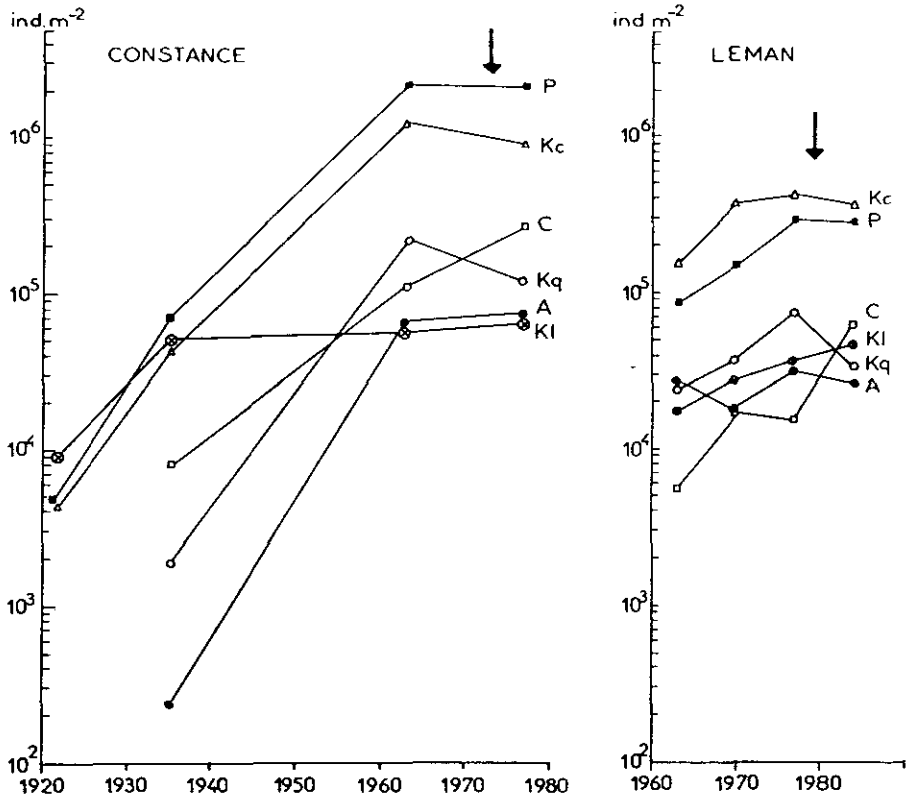


Figure 1. - Evolution de l'abondance de quelques espèces de rotifères au cours des variations de l'état trophique du Léman et du lac de Constance (les flèches indiquent la période d'eutrophisation maximale).

Figure 1. - Quantitative changes in abundance of some rotifer species in Lakes Geneva and Constance during increase and decrease of eutrophication (arrows denote maximum eutrophication).

A : *Asplanchna priodonta*
 C : *Conochilus unicornis*
 Kc : *Keratella cochlearis*

Kl : *Kellicottia longispina*
 Kq : *Keratella quadrata*
 P : *Polyarthra dolichoptera*
 + *vulgaris*

Après un accroissement continu au cours de la période d'eutrophisation croissante, les effectifs de *P. dolichoptera-vulgaris* restent sensiblement constants durant la phase de restauration des deux lacs. Ceci se retrouve en général dans tous les lacs (tableau 1) à l'exception du Grasmere où, en raison du nombre limité des années d'observation, la diminution des effectifs dépend probablement plus de variations inter-annuelles que de l'évolution du milieu.

L'abondance de *K. cochlearis* et de *K. quadrata* progresse au cours de la phase d'eutrophisation des deux lacs et diminue au cours de la dernière période, mais de façon bien moins prononcée pour *K. cochlearis*. Une telle diminution a été également mise en évidence par ANDERSSON et

al. (1975) pour *K. quadrata* (mais pas pour *K. cochlearis*) après la restauration du lac Trummen.

C. unicornis, espèce considérée comme oligo-mésotrophe s'est généralement développée dans tous les milieux en cours d'eutrophisation sauf dans les lacs Gjersjøen et Vortsjärvi où elle a nettement régressé ; cette espèce a réagi par un fort accroissement numérique à une fertilisation simultanée en N et P dans les lacs Hymenjaure et Hecklan. Ses effectifs continuent en outre à s'accroître durant la régression de l'état trophique dans les divers lacs. *C. unicornis* est en augmentation continue dans le lac de Constance alors que son développement semble avoir été passagèrement limité pendant la phase d'eutrophisation maximale dans le Léman où son abondance accrue au cours de la dernière période pourrait être mise en relation avec l'amélioration de la qualité des eaux.

Selon PEJLER (1957), l'abondance de *K. longispina*, espèce oligo-mésotrophe, diminue progressivement dans les lacs eutrophes ; de fait, cette espèce a fortement régressé dans le lac Gjersjøen au cours du développement de l'eutrophisation et réapparaît ensuite lors de l'amélioration de la qualité des eaux de ce lac (FAAFENG et NILSSEN, 1981). Elle semble en outre plus abondante dans les zones témoins que dans les zones fertilisées du lac Anjan (MILBRINK et HOLMGREN, 1981). En toute logique, le développement de *K. longispina* s'est arrêté précocement au cours de la phase d'eutrophisation croissante du lac de Constance ; par contre, cette espèce ne cesse de progresser dans le Léman comme dans le lac Mergozzo. Après l'arrêt de l'eutrophisation, *K. longispina* conserve une densité relativement stable dans le lac de Constance alors qu'elle continue à croître dans le Léman et se développe à nouveau dans le lac Trummen après sa restauration (ANDERSSON *et al.*, 1975).

A. priodonta semble avoir conservé un niveau de population relativement constant dans le Léman de 1959 à 1987 ; cependant l'absence de données anciennes exploitables ne permet pas de savoir s'il y a eu une forte augmentation de cette espèce comme cela s'est produit dans le lac de Constance entre 1935 et 1963.

Les effectifs d'*Ascomorpha ovalis*, espèce oligo-mésotrophe, régissent au cours de la phase d'eutrophisation du Léman et demeurent ensuite relativement constants alors que cette espèce n'a plus été observée en 1977-1978 dans le lac de Constance. *Ascomorpha saltans* apparaît au cours de l'eutrophisation du lac de Constance ; dans le Léman, ses effectifs diminuent constamment alors que ceux de *A. ecaudis* sont en augmentation.

Diverses espèces de *Notholca* ont été signalées depuis longtemps dans le Léman (BALVAY et LAURENT, 1989a) où elles n'ont en général pas supporté un niveau de trophie trop élevé alors que MILBRINK et HOLMGREN (1981) constatent une plus grande abondance de *N. squamula* dans les zones fertilisées du lac Anjan. Si les effectifs de *N. caudata* ont progressé durant l'eutrophisation croissante du Léman (252 600 ind.m⁻² en 1977), ceux-ci ont malgré tout décliné à partir de 1978 et la densité maximale observée pendant la phase de régression de l'état trophique (51 700 ind.m⁻² en 1986) est bien moindre qu'avant. Les populations de *N. squamula* et *N. foliacea* ont régressé encore plus précocement dans le Léman, aboutissant même à la disparition de cette dernière espèce depuis juin 1967, et ne se reconstituent pas lors de la phase de réhabilitation de ce lac. *Notholca foliacea*, *N. labis* et *N. squamula* ont colonisé le lac de Constance lors de son eutrophisation, mais seule *N. foliacea* n'a plus été observée en 1977-1978.

Les deux espèces de *Ploesoma* ne supportent pas en général l'élévation de l'état trophique, sauf *P. hudsoni* dans le lac Mergozzo. Le développement de l'eutrophisation a entraîné la disparition précoce de *P. hudsoni* dans le lac de Constance et sa forte régression dans les lacs Gjersjøen et Esrom. Dans le Léman, une forte abondance locale et très limitée dans le temps en 1974 a entraîné une augmentation non représentative des effectifs de *P. hudsoni* au cours de la période 1974-1980 ; en fait, cette espèce est apparue de moins en moins fréquemment durant la période d'eutrophisation et ne semble pas actuellement accroître ses effectifs pendant la phase d'amélioration du lac comme cela s'est produit dans le lac Gjersjøen (FAAFENG et NILSSEN, 1981). *P. truncatum* montre une évolution identique à celle observée pour *P. hudsoni* dans le Léman et le lac de Constance.

Pompholyx complanata et *P. sulcata*, espèces eutrophes, sont apparues durant la phase d'eutrophisation du Léman et du lac de Constance et régressent ensuite ; il en est de même dans les lacs Esrom et Glubokoe. L'absence de *P. complanata* dans le lac Biwa Nord tient peut-être du fait que les prélèvements ont été peu nombreux durant la période automnale.

L'eutrophisation grandissante a entraîné un accroissement des effectifs de *Synchaeta* dans les deux lacs puis une stabilisation ultérieure de l'abondance de ce genre. Cependant dans le Léman, *Synchaeta oblonga*, espèce eutrophe selon POURRIOT (1965) mais souvent considérée comme oligo-mésotrophe, est en augmentation permanente tandis que *S. pectinata* demeure à un niveau stable, avec des variations périodiques comparables à celles d'*A. priodonta*. Dans d'autres milieux, le développement de l'eutrophisation a entraîné la disparition de *S. pectinata* (MESHKOVA et NIKOGOSYAN, 1978).

Trichocerca spp. est en expansion dans le lac de Constance ; pendant la phase d'eutrophisation croissante du Léman, ce genre présente des effectifs en légère augmentation et qui régressent au cours de la quatrième période, variations comparables à celles de *Trichocerca capucina*. Après une période de relative stabilité d'abondance entre 1959 et 1980, on observe le déclin de *T. similis* et le développement de *T. porcellus* durant la phase de restauration du Léman.

L'évolution des rotifères du Léman entre 1959 et 1987 est dans ses grandes lignes comparable à celle mise en évidence dans le lac de Constance plus particulièrement à partir de 1963 lorsque l'état d'eutrophisation de ce dernier milieu était très élevé. L'absence de données quantitatives concernant la phase oligotrophe du Léman ne permet malheureusement pas de comparer ces deux lacs sur une plus longue période de temps.

La figure 2 présente, pour chaque groupe d'espèces indicatrices de trophie, le pourcentage des cas par rapport au nombre total des références considérées dans le tableau 1 où les espèces apparaissent ou se développent (+), régressent ou disparaissent (-) ou ne présentent pas de changements notables d'abondance (=) lors de l'augmentation (A) ou de la diminution (B) de l'eutrophisation dans chaque milieu observé. Les données de KARABIN (1983, 1985) n'ont pas été prises en compte car elles se rapportent non pas à un même milieu en cours d'évolution, mais à divers milieux de niveaux trophiques différents.

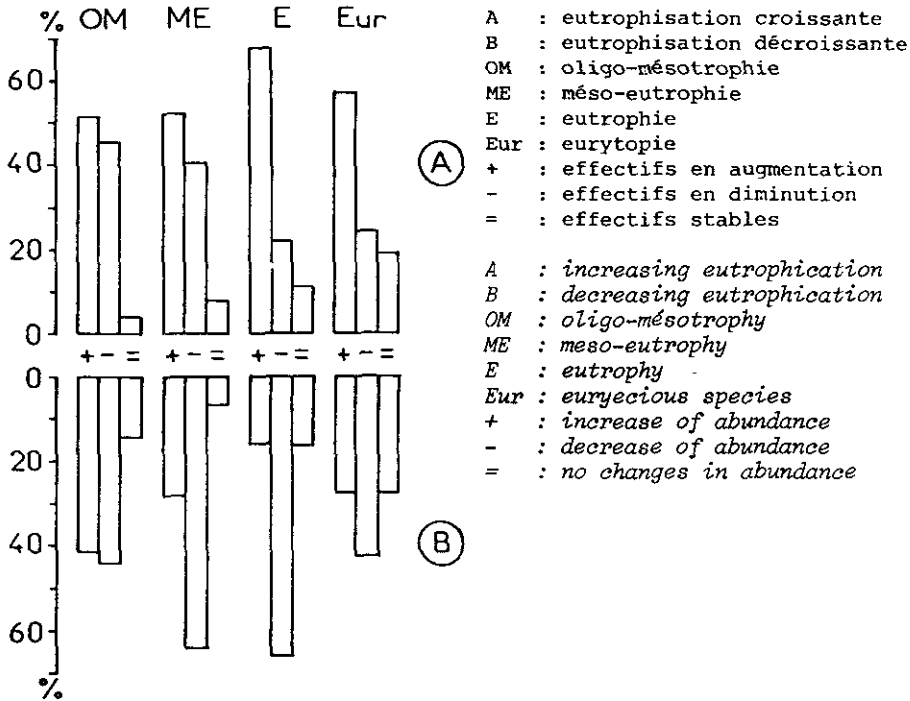


Figure 2. - Evolution de l'abondance des groupes d'espèces indicatrices en fonction des variations de l'état trophique, en pourcentage du nombre des observations (d'après le tableau 1).

Figure 2. - Changes in abundance of trophic indicator groups in percentage of the total number of observations (according to table 1).

La compilation des observations indique en général une prédominance des cas où les espèces réagissent par une augmentation de leurs effectifs lorsque le niveau d'eutrophication s'élève. Cette situation est toutefois peu marquée pour le groupe oligo-mésotrophe où les cas observés de diminution des populations sont presque aussi abondants que les cas d'accroissement des effectifs. En toute logique, le rapport "espèces en augmentation/espèces en diminution" s'accroît pour les espèces méso-eutrophes et est maximal pour les espèces eutrophes.

La régression de l'état trophique n'a pas d'influence nette pour le groupe oligo-mésotrophe où la fréquence des observations de réduction des effectifs est à peine plus importante que pour la situation inverse. Dans la majorité des cas, les espèces méso-eutrophes et eutrophes régressent très nettement avec la diminution de l'état trophique. Les espèces eurytopes (*K. cochlearis* et *A. priodonta*) se développent en général fortement avec l'augmentation de l'eutrophication, mais leurs réactions sont beaucoup moins différenciées lorsque celle-ci diminue, avec, toutefois, une tendance plus marquée à la régression de leurs effectifs.

DISCUSSION

Les résultats présentés ici synthétisent les observations relatives à un certain nombre de milieux dont chacun a subi une évolution de son état trophique à partir d'un stade initial oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe. Ce type d'approche présente un caractère dynamique, en mettant en évidence les changements plus ou moins rapides et d'importance très variable survenant au cours d'une longue période de temps dans la composition et la structure de biocénoses bien définies au cours de l'évolution de leurs biotopes respectifs.

D'autres travaux comme ceux de KARABIN (1985) étudient les variations relatives d'abondance d'un certain nombre d'espèces de rotifères dans divers milieux caractérisés à un moment donné par des niveaux d'eutrophisation très différents les uns des autres. Dans ce second cas, la synthèse des résultats apparaît beaucoup plus statique car elle ne peut prendre en compte que les différences d'abondance des diverses espèces dans des milieux classés *a posteriori* en fonction de leur niveau trophique, en faisant abstraction du sens et de la vitesse d'évolution de ces milieux.

Les résultats parfois contradictoires observés dans le devenir d'espèces ou d'associations indicatrices mettent en évidence les difficultés inhérentes à ces types d'analyses, en rapport d'une part avec la détermination du statut d'indicateur de trophie pour les espèces et d'autre part avec le choix des critères de caractérisation de l'état trophique des milieux observés (HUTCHINSON, 1969).

Le statut d'indicateur de trophie, lorsqu'il a été établi, n'a pas toujours une valeur universelle et peut fortement varier selon les régions géographiques concernées (MAEMETS, 1983 ; PEJLER, 1985 ; SCHINDLER et NOVEN, 1971) ; en outre, certaines espèces comme *K. longispina*, *P. dolichoptera* et *P. vulgaris* devraient être considérées comme eurytopes en raison de leur importante tolérance écologique (GANNON et STEMBERGER, 1978 ; RADWAN, 1976). Il est également difficile de quantifier les variations absolues de l'état trophique entre deux périodes considérées et de déterminer l'amplitude du changement susceptible d'induire une modification effective de la structure biocénétique.

Par ailleurs, les données utilisées ne font souvent référence qu'à une fraction plus ou moins importante du peuplement rotatorien ; les variations d'abondance des espèces ne sont pas toujours exprimées de façon quantitative et les périodes d'observation portent parfois sur une partie seulement du cycle annuel de la communauté rotatorienne. L'étude des variations qualitatives et quantitatives des rotifères implique un suivi régulier des espèces au cours des années afin de minimiser les inévitables variations interannuelles d'abondance.

Les diverses publications citées dans ce document présentent des résultats similaires, surtout en ce qui concerne les espèces méso-eutrophes et eutrophes dont les effectifs se développent ou régressent nettement selon que le niveau de trophie s'élève ou diminue. Les modifications de l'état d'eutrophisation du Léman et du lac de Constance ont eu de nombreuses répercussions sur la communauté rotatorienne et l'évolution comparée des rotifères dans ces deux lacs montre la similitude de réaction de ces organismes aux variations de l'état trophique du milieu.

De nombreuses espèces sont apparues au cours de la période d'eutrophisation croissante ; ce sont en général des espèces méso-eutrophes ou eutrophes qui ont colonisé les deux lacs en raison de leur compatibilité avec les nouvelles conditions du milieu (*Brachionus* spp., *P. complanata*, *T. cylindrica*). Mais on note également l'installation d'espèces oligo-mésotrophes (*A. saltans*, *S. oblonga*) et même oligotrophes comme *N. caudata* dans le Léman, mais les effectifs de cette dernière espèce n'ont pas supporté l'augmentation ultérieure de l'état trophique. Si les populations des espèces méso-eutrophes et eutrophes sont en progression dans les deux lacs, on observe toutefois une tendance globale à la diminution des effectifs des espèces oligo-mésotrophes dans le Léman au cours de la phase d'eutrophisation croissante, entraînant même la disparition précoce de *P. hudsoni* et plus tardive de *A. ovalis*, *G. stylifer* et *P. truncatum* dans le lac de Constance, ainsi que de *S. tremula* et *N. foliacea* dans les deux plans d'eau. La diminution de l'état trophique a amené la régression et même la disparition de quelques espèces méso-eutrophes (*T. longiseta* et *T. pusilla* dans le Léman, *T. rousseleti* à Constance) et eutrophes (*A. fissa* et *T. cylindrica* dans le Léman, *P. complanata* à Constance). Cependant, l'amélioration de la qualité des eaux n'a pas encore été suffisante pour permettre une nouvelle expansion des espèces oligo-mésotrophes, sauf pour *C. unicornis* dans les deux lacs, de même que pour *A. ecaudis*, *K. longispina* et *S. oblonga* dans le Léman.

Depuis 1981, le groupe des espèces oligo-mésotrophes est dominant dans la biocénose rotatorienne lémanique (BALVAY et LAURENT, 1989c), devant le groupe eurytope, alors que les effectifs de l'association méso-eutrophe diminuent et que ceux de l'association eutrophe stagnent.

Les rotifères du lac Léman sont en majorité oligosaprobés (SLADECEK, 1983), ce qui appuie la thèse selon laquelle les modifications observées à long terme sont sous l'influence des nutriments. Mais quelques espèces apparues récemment, avec toutefois des fréquences et des abondances très faibles, appartiennent à des eaux β - α -mésosaprobés (*Filinia longiseta*, *Brachionus angularis* et *B. calyciflorus*) et parfois même α -mésosaprobés (*B. rubens*, *Hexarthra mira*). Peut-être faut-il voir dans ce phénomène l'amorce d'une toute autre évolution du Léman : les teneurs en éléments nutritifs majeurs étant redescendues à des valeurs correctes, la teneur en matière organique pourrait avoir tendance à augmenter et favoriser une nouvelle structure de la biocénose rotatorienne ; les rotifères sédimentateurs et microfiltrateurs utilisant les petites particules seraient ainsi favorisés, une plus grande fraction de la nourriture disponible consistant alors en bactéries (PEJLER, 1983).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMBUHL H. (1980). Eutrophication of alpine lakes. *Prog. Wat. Tech.*, 12 (2) : 89-101.

AMBUHL H. (1981). Etat d'eutrophisation des lacs alpins et mesures correctives. *Bull. Qual. Eau*, 6 (4) : 112-119.

ANDERSSON G., BERGGREN H., HÄRRIN S. (1975). Lake Trummen restoration project. III. Zooplankton, macrobenthos and fish. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19 (2) : 1097-1106.

BALVAY G. (1984). Premières données sur l'évolution quantitative des Entomostracés planctoniques dans le lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 46 (2) : 76-80.

- BALVAY G., LAURENT M. (1989a). Evolution qualitative à long terme des rotifères du lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, (soumis).
- BALVAY G., LAURENT M. (1989b). Evolution quantitative à long terme des rotifères au cours de l'eutrophisation du lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, (soumis).
- BALVAY G., LAURENT M. (1989c). Incidences des variations du niveau trophique sur les caractéristiques de la biocénose planctonique rotatorienne du lac Léman. *Arch. Sci. Genève*, 42 (2) : 341-365.
- BALVAY G., PELLETIER J.P. (1989a). Evolution quantitative du plancton durant la phase d'eutrophisation accélérée du lac Léman (Suisse-France). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23 (1) : 474-481.
- BALVAY G., PELLETIER J.P. (1988b). Incidence des mesures de protection sur l'évolution de la qualité des eaux du Léman et du lac d'Annecy. In : G. BALVAY (Ed.) : *Eutrophication and Lake restoration. Water quality and biological impacts*. Actes Symp. franco-suédois 10-12 juin 1987 ; Thonon-les-Bains. 1988 : 113-129.
- BERNER-FANKHAUSER H. (1987). The influence of sampling strategy on the apparent population dynamics of planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 147 : 181-188.
- BLANC P., CORVI C., RAPIN F. (1988). Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Campagne 1987. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre Pollut., Lausanne : 25-46.
- BONACINA C. (1977). Lo zooplankton del lago Maggiore : situazione attuale e modificazioni a lungo termine della struttura comunitaria. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 34 : 79-120.
- BROOKS J.L. (1969). Eutrophication and changes in the composition of the zooplankton. In : *Eutrophication : causes, consequences, correctives*. Proc. Internat. Symp. Madison (Wis), 11-15 June 1967. Nat. Acad. Sci. Washington D.C. (Ed.), 1969 : 236-255.
- de BERNARDI R., SOLDAVINI E. (1976). Long-term fluctuations of zooplankton in Lake Mergozzo, Northern Italy. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33 : 345-375.
- EJSMONT-KARABIN J., WEGLENSKA T. (1985). Variation in the structure of the summer zooplankton of four lakes during inorganic fertilization and after its cessation. *Ekol. Pol.*, 33 (4) : 645-676.
- ELLIOT J.I. (1977). Seasonal changes in the abundance and distribution of planktonic rotifers in Grasmere (English Lake District). *Freshwater Biol.*, 7(2) : 147-166.
- FAPFENG B.A., NILSSEN J.P. (1981). A twenty-year study of eutrophication in a deep, soft-water lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21 (1) : 412-424.
- GANNON J.E., STEMBERGER R.S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Microb. Soc.*, 97 (1) : 16-35.
- GREEN J. (1976). Changes in the zooplankton of Lakes Mutanda, Bunyonyi and Mulehe (Uganda). *Freshwater Biol.*, 6 (5) : 433-436.
- HABERMAN J. (1983). Comparative analysis of plankton rotifer biomass in large Estonian lakes. *Hydrobiologia*, 104 : 293-296.
- HERZIG A. (1987). The analysis of planktonic rotifer populations : a plea for long-term investigations. *Hydrobiologia*, 147 : 163-180.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA A. (1983). Response of planktonic rotifers to the eutrophication process and to the autumnal shift of blooms in Lake Biwa, Japan. I. Changes in abundance and composition of rotifers. *Jap. J. Limnol.*, 44 (2) : 93-106.
- HUTCHINSON G.E. (1969). Eutrophication, past and present. In : *Eutrophication : causes, consequences, correctives*. National Acad. Sci. (Ed), Washington, 661 p.
- JONASSON P.M. (1977). Lake Esrom Research 1867-1977. *Folia Limnol. Scand.*, 17 : 67-89.
- KARABIN A. (1983). Ecological characteristics of lakes in North-Eastern Poland versus their trophic gradient. VII. Variations in the quantitative and qualitative structure of the pelagic zooplankton (Rotatoria and Crustacea) in 42 lakes. *Ekol. Pol.*, 31 (2) : 383-409.
- KARABIN A. (1985). Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.*, 33 (4) : 567-616.
- LANGELAND A. (1974). Long-term changes in the plankton of Lake Tyrifjord, Norway. *Norw. J. Zool.*, 22 : 207-219.
- MAEMETS A. (1983). Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiologia*, 104 : 357-361.
- MATVEEVA L.K. (1986). Pelagic rotifers of Lake Glubokoe from 1897 to 1984. *Hydrobiologia*, 141 : 45-54.
- MESHKOVA T.M., NIKOGOSYAN A.N. (1978). Changes in the zooplankton in connection with eutrophication of Lake Sevan. *Hydrobiol. J.*, 14 (6) : 16-19.

- MILBRINK G., HOLMGREN S. (1981). Addition of artificial fertilizers as a means of reducing negative effects of "oligotrophication" in lakes after impoundment. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 59 : 97-120.
- OLOFSSON H., BLOMQUIST P., OLSSON H., BROBERG O. (1988). Restoration of the pelagic food web in acidified and limed lakes by gentle fertilization. *Limnologia* (Berlin), 19 (1) : 27-35.
- PEJLER B. (1957). Taxonomical and ecological studies on planktonic Rotatoria from central Sweden. *K. Svenska Vetensk. Handl.*, 6 (7) : 1-51.
- PEJLER B. (1965). Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. *Zool. Bidrag Uppsala*, 36 (4) : 407-515.
- PEJLER B. (1983). Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia*, 101 : 111-114.
- PERSSON G. (1978). Experimental lake fertilization in the Kuokkel area, northern Sweden : the response by the planktonic rotifer community. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20 (2) : 875-880.
- POURRIOT R. (1965). Recherches sur l'écologie des Rotifères. *Vie Milieu, suppl.*, 21, 224 p.
- RADWAN S. (1976). Planktonic rotifers as indicators of lake trophy. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska*, 21 : 227-235.
- SCHABER P. (1975). Rotatorien und Crustaceen des Piburger Sees 1971-1973. *Jber. Abt. Limnol. Innsbruck*, 1 : 59-72.
- SCHABER P. (1976). Rotatorien und Crustaceen des Piburger Sees 1973-1975. *Jber. Abt. Limnol. Innsbruck*, 2 : 78-94.
- SCHABER P. (1977). Rotatorien und Crustaceen des Piburger Sees 1976. *Jber. Abt. Limnol. Innsbruck*, 3 : 119-132.
- SCHINDLER D.W., NOVEN B. (1971). Vertical distribution and seasonal abundance of zooplankton in two shallow lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 28 (2) : 245-256.
- SKOGHEIM Ø K., RØGNERUD S. (1978). Recent changes in plankton communities and present trophic state of Lake Steinfjord. *Arch. Hydrobiol.*, 83 (2) : 179-199.
- SLADECEK V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100 : 169-201.
- SPODNIEWSKA I., HILLBRICHT-ILKOWSKA A., WEGLENSKA T. (1973). Long-term changes in the plankton of eutrophic Mikolajskie Lake as an effect of accelerated eutrophication. *Bull. Acad. Pol. Sci.*, 21 (3) : 215-221.
- STENSON J.A.E. (1982). Fish impact on rotifer community structure. *Hydrobiologia*, 87 (1) : 57-64.
- TODA H., HAMADA A., ICHIMURA S. (1981). Acceleration of the eutrophication process and community changes in biotic structure due to human activities in Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21 (1) : 646-651.
- WALZ N., ELSTER H.J., MEZGER M. (1987). The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. *Arch. Hydrobiol., suppl.*, 74 (4) : 452-487.
- YASUDA I., ARAI M., IYAMA Y. (1975). The plankton in the Nishina Three Lakes. *Jap. J. Limnol.*, 36 (4) : 139-146.
- ZIMMERMANN C. (1974). Die pelagischen Rotatorien des Sempachersees, mit spezieller Berücksichtigung der Brachioniden und der Ernährungsfrage. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 36 (2) : 205-300.