

ETUDE HYDROBIOLOGIQUE DE LA RETENUE

HYDROELECTRIQUE DE SERRE-PONCON (H.A.)

DURANT 3 CYCLES ANNUELS (JUN 1979 A JUN 1981)

2ÈME RAPPORT

ont participé à l'étude :

Responsable Scientifique :	A.CHAMPEAU
Chimie :	C.BAGARRY
Microbiologie :	C.TUAILLON
Phytoplancton :	A.RAMADE
Zooplancton :	Y.BRESSAC
Benthos :	A.NINO
Equipe technique :	M.H CARBUCCIA, MATTERA G., MATTERA R.

Université de Provence - Laboratoire de Biologie générale Ecologie

SOMMAIRE

Préambule	1
I - LES APPORTS DU BASSIN VERSANT	3
1.1. Les apports dus aux cultures	7
1.2. Les apports de l'élevage	10
1.3. Les effluents domestiques	13
1.4. Bilan des charges	15
1.5. Les apports des rivières	22
1.6. Bilan pour le lac:présentation des différents modèles	24
2 - LE DOMAINE PELAGIQUE	43
2.1. Paramètres physiques et chimiques	
2.1.1. 2ème cycle annuel (mai 80 - mai 81)	
2.1.2. Evolution pluriannuelle	43
2.2. Les bactéries	58
2.2.1. Dénombrement des germes	
2.2.2. Activité hétérotrophe	66
2.2.3. Activité autotrophe	71
2.2.4. Conclusions	76
2.3. Le phytoplancton	79
2.3.1. Méthodologie	
2.3.2. Composition qualitative et quantitative du peuplement algal	
2.3.3. Les pigments photosynthétiques	91
2.3.4. Conclusion	93
2.4. Le zooplancton	94
2.4.1. Composition du peuplement	
2.4.2. Evolution saisonnière du peuplement	95
2.4.3. Evolution pluriannuelle du peuplement	113
2.4.4. Conclusion	124
3 - LE DOMAINE BENTHIQUE	126
3.1. Les sédiments de la retenue	
3.1.1. La granulométrie	
3.1.2. L'eau interstitielle	128
3.1.3. Physico-chimie des sédiments	131
3.2. Le zoobenthos	140
3.2.1. Inventaire	
3.2.2. Description et répartition du peuplement	144
3.2.3. Evolution annuelle du macrobenthos	157
3.2.4. Evolution pluriannuelle du macrobenthos	179
3.2.5. Discussion	186
CONCLUSION	189
BIBLIOGRAPHIE	195

- 2ème rapport du contrat Serre-Ponçon (E.D.F.-ADER) Laboratoire de Biologie Générale - Ecologie. Janvier 1983.

PREAMBULE

L'étude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon a fait l'objet d'un premier rapport de 125 pages remis à la division environnement du département EGPSE (Direct de l'E.D.F.) en 1980. Ce premier rapport a permis, grâce à l'étude de l'évolution des paramètres physiques, chimiques, bactériologiques, floristiques et faunistiques durant un cycle annuel (juin 1978-juin 1979) de dégager les principales caractéristiques du lac, caractéristiques que l'on peut résumer de la façon suivante :

1) Il s'agit d'un lac monomictique chaud de 2ème ordre.

- Pendant la phase de circulation hivernale qui correspond à la période de marnage (40 m), il présente un caractère oligotrophe dû à la bonne qualité des eaux de la Durance et de l'Ubaye qui alimentent le lac (temps de renouvellement 153 jours).

- Pendant la période de stratification estivale il atteint l'état mésotrophe, en particulier à l'extrémité des branches Durance et Ubaye, mais la faible stratification (baisse de température inférieure à 0,5 degré par mètre dans la thermocline) permet le maintien d'une bonne oxygénation jusqu'au fond.

2) La concentration des sels nutritifs dans l'eau est peu élevée en particulier celle du phosphore qui semble être le facteur limitant de la production primaire en été.

3) Les algues du phytoplancton qui constituent le seul élément de la flore sont représentées essentiellement par des Diatomées et des Chlorophycées. Les Cyanophycées indicatrices d'un état eutrophe sont rares.

4) Le zooplancton abondant comprend des espèces banales parmi les Crustacés Cladocères et Copépodes. Les Rotifères sont mieux représentés en été.

5) La vase est peuplée par des larves de Diptères Chironomides et des Oligochètes abondants jusqu'aux plus grandes profondeurs (120 m). Le zoobenthos survit à l'émersion hivernale provoquée par le marnage.

6) L'inventaire piscicole montre que les poissons sont répartis en majorité près des berges. L'hypolimnion est pauvre en poissons.

- L'étude pluridisciplinaire de ce premier cycle constitue un point zéro dans la perspective des aménagements hydroélectriques de la Durance et de l'Ubaye en amont de Serre-Ponçon. Elle démontre une tendance à l'eutrophisation estivale.

- L'étude des 2 cycles annuels suivants de juin 1979 à juin 1981 a été menée avec le double objectif de :

- confirmer le schéma de fonctionnement établi lors du premier cycle,

- suivre la vitesse de l'eutrophisation du lac face au développement touristique hivernal et estival dans le bassin versant.

- Pour obtenir ce résultat une évaluation des apports en sels nutritifs en provenance du bassin versant a été réalisée. Au niveau du lac, les paramètres physiques, chimiques et biologiques inducteurs d'eutrophisation ont été suivis avec une particulière attention (oxygène, nitrates, phosphates, bactéries, phytoplancton, zooplancton zoobenthos). Ces éléments constituent l'essentiel du deuxième rapport.

1 - LES APPORTS DU BASSIN VERSANT

Le bassin versant de Serre-Ponçon occupe une superficie de 3580 km² dont 2000 km² à plus de 2000 m et 700 km² au-dessus de 2500 m. On peut le diviser en 3 parties (figure 1) :

- le sous-bassin Serre-Ponçon comprenant les communes les plus proches du lac (48.357 ha)
- le sous-bassin Durance (222.931 ha)
- le sous-bassin Ubaye (95.114 ha)

1.1. Les apports dus aux cultures

Dans ces trois sous-bassins le tableau 1 et la figure 2 donnent les surfaces occupées par les forêts, les différentes cultures, les herbages.

Une étude bibliographique détaillée démontre que les "valeurs guides" de l'azote et du phosphore lessivés par les précipitations, dans chacun de ces éléments de l'occupation des sols retenues par CHAUVET (1981) conviennent pour l'ensemble du bassin versant, compte tenu de ces caractéristiques géographiques, géologiques et climatiques (tableau ci-dessous).

kg/ha/an	Cultures	Prairies	Forêts	Terres incultes
N	15	5	5	2
P	0,5	0,2	0,01	0,1

Si l'on applique après diverses correction dues à la pente, l'érosion ..., ces "valeurs guides" aux superficies occupées par les différentes formations végétales naturelles et artificielles dans les 3 sous-bassins, on obtient les quantités de N et P expor-

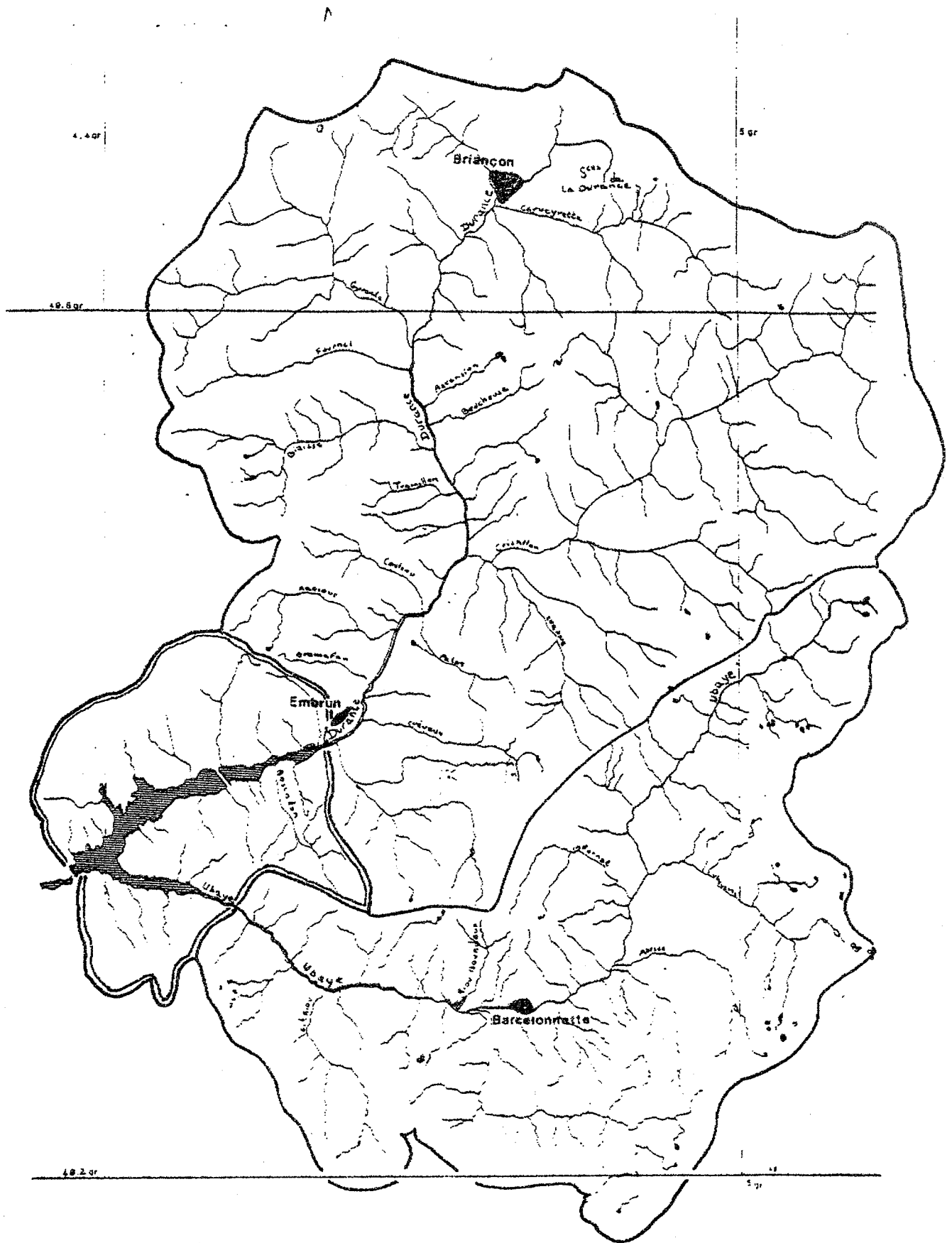


FIGURE 1
LE BASSIN VERSANT DU LAC DE SERRE-PONCON

Sous-bassins	Forêts	SAU	SIH	cultures	Cultures fourrag.	Céréales	Po/terre	Vigne	Vergers	Jachères	Forêts + SAU
Serre-Ponçon	12923 (27)	10253 (21)	6385 (62)*	3732 (36)*	2181	1362	83	77	28	73	23176 (48)
Durance	53355 (24)	11652 (5)	8821 (76)*	2713 (23)*	1580	823	188	101	21	51	65007 (29)
Ubaye	25632 (27)	10884 (11)	9373 (86)*	1490 (14)*	1032	404	54	0	0	-	36516 (38)

Tableau 1 : occupation du sol du bassin versant de Serre-Ponçon

S.A.U. : surface agricole utile

S.T.H. : surface toujours en herbe

() : pourcentage par rapport à la surface du bassin versant

()* : pourcentage par rapport à la surface agricole utile.

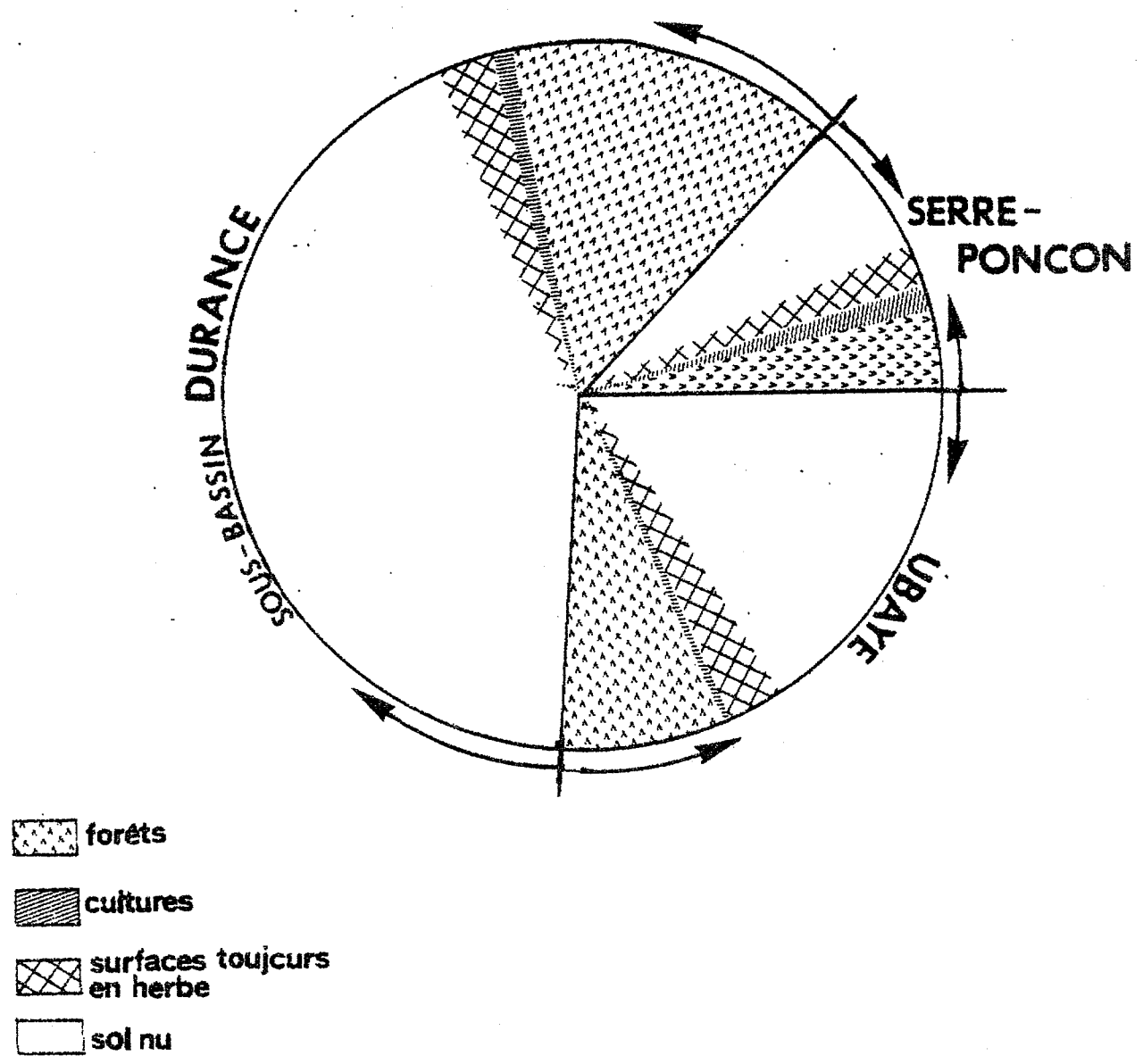


Fig.2 : occupation des sols sur le bassin versant de Serre-Ponçon.

tées qui rejoignent le réseau hydrographique et qui sont donc susceptibles d'arriver au lac (tableau 2).

La charge totale en azote est de 1.184,9 t et celle en phosphore de 34,0 t soit respectivement 3,2 et 0,09 kg/ha/an.

Les apports en sels nutritifs à l'hectare sont un peu supérieurs dans le sous-bassin Serre-Ponçon. La majeure partie de l'azote est apportée par les forêts (32%) alors que le phosphore provient essentiellement des terres incultes (43%). Pour les sous-bassins Durance et Ubaye, les charges en azote résultent des zones forestières et incultes (37 à 47%), les cultures intervenant peu.

1.2. Les apports de l'élevage

A Serre-Ponçon, les surfaces toujours en herbe sont toutes paturées. Bien que ne recevant généralement pas d'engrais artificiels, on peut observer des pertes importantes d'azote et de phosphore provenant des excréments animaux.

On connaît les quantités en N et P excrétées par les différents animaux d'élevage (VOLLENWEIDER, 1971 d'après MILLIER, 1955)

	N	P	Poids moyen d'un animal (kg)
Chevaux	128	19	600
Bovins	156	17	576
Porcins	150	45	102
Ovins	119	20	32
Volailles	85	31	3

N et P en kg/1000 kg de poids vivant

On peut donc calculer les charges dues à l'élevage pour les trois sous-bassins (tableau 3).

Occupation du sol kg/an	Cultures		Forêts		STH		Terres incultes*		Total		Pertes totales/ha/an		
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	P
SERRE-PONÇON	55980	1866	64615	129	31925	1277	50362	2518	202882	5790	4,2	0,12	
	27%	32	32	2	16	22	25	43	100	100	-	-	
DURANCE	40695	1357	266775	534	44105	1764	315848	15792	667423	19447	3,0	0,09	
	6%	7	40	3	7	9	47	81	100	100	-	-	
UBAYE	22350	745	128160	256	46865	1875	117196	5860	314571	8736	3,3	0,09	
	7%	9	41	3	15	21	37	67	100	100	-	-	

Tableau 2 : estimation des exports de nutriments en fonction de l'utilisation du sol.

* terres incultes = superficie totale - SAU - Forêts

Tableau 3 : charges en azote et phosphore dues à l'élevage

		SERRE-PONCON	DURANCE	UBAYE
BOVINS	Effectifs	4805	5982	1229
	Pds total vivant(t)	2768	3446	708
	N (t)	432	538	50
	P (t)	47	59	12
OVINS	Effectifs	44583	46803	25597
	Pds total vivant(t)	1427	1498	819
	N (t)	170	178	97
	P (t)	29	30	16
PORCINS	Effectifs	1846	206	55
	Pds total vivant(t)	188	21	6
	N (t)	28	3	0,9
	P (t)	8	0,9	0,3
CHEVRES	Effectifs	901	1079	378
	Pds total vivant(t)	41	49	17
	N (t)	5	6	2
	P (t)	0,8	1	0,3
VOLAILLES	Effectifs	6919	9846	2910
	Pds total vivant(t)	21	30	9
	N (t)	2	3	0,8
	P (t)	0,7	0,9	0,3
CHEVAUX	Effectifs	72 (P)*	275	-
	Pds total vivant(t)	43 (P)*	165	-
	N (t)	6 (P)*	21	-
	P (t)	0,8 (P)*	3	-

(P)* partiel

Pour l'ensemble du bassin versant de la retenue les pertes dues à l'élevage sont de 1552 t d'azote et 210 t de phosphore réparties comme suit :

Azote s.b.Serre-Ponçon=643 t.soit 1,3 t/km2 soit 41,4% de la charge totale
 s.b.Durance =749 t.soit 0,34t/km2 soit 48,3% de la charge totale
 s.b.Ubaye =160 t.soit 0,17t/km2 soit 10,3% de la charge totale

Phosphores s.b.Serre-Ponçon= 86,3t.soit 0,18kg/km2 soit 41,1% de la charge totale
 s.b.Durance = 94,8t.soit 0,04kg/km2 soit 45,1% de la charge totale
 s.b.Ubaye = 28,9t.soit 0,03kg/km2 soit 13,8% de la charge totale

Ces pertes en azote et phosphore proviennent donc essentiellement des sous-bassins Serre-Ponçon et Durance, l'Ubaye ne participe que pour 10 et 14% respectivement.

Les pertes au km2 sont environ quatre fois plus fortes sur le sous-bassin Serre-Ponçon qu'en Durance où une charge du même ordre de grandeur est répartie sur une surface plus vaste. La concentration de charges aux abords du lac est donc importante.

1.3. Les effluents domestiques

Sur l'ensemble du bassin versant on compte 69 communes et 40691 habitants sur 3664 km2 soit une densité de 11 hab/km2. Il s'agit là d'une densité faible par rapport à la moyenne nationale (96hab/km2). Cependant on ne peut s'en tenir à la population fixe compte-tenu de la vocation touristique marquée de la région. Pour simplifier, nous allons, comme précédemment, diviser le bassin versant en trois sous-bassins.

	Nb.habit.	densité	Nb.communes	Nb hab.en hab. dispersé	Tourisme	
					hiver	été
s.b.Serre-Ponçon	8.776	18	16	2399 (27%)	17465 (2)*	46525 (5,3)*
s.b.Durance	26 062	12	40	7661 (29%)	77200 (3)*	97900 (3,8)*
s.b.Ubaye	5 853	6	13	1682 (29%)	31620 (5,4)*	33700 (5,4)*

() * fois la population fixe.

L'influence des stations d'épuration est négligeable pour ce qui est des charges en azote et phosphore. Seul, le traitement tertiaire de la station de Briançon peut diminuer les exports de ces éléments, les autres stations n'intervenant qu'au niveau de la matière organique. (tableau 4).

Tableau 4 : les stations d'épuration

	Communes	Année de mise en service	Capacité (équiv.hab.)	Niveau de traitement
Sous-bassin SERRE-PONÇON	CHORGES	1971	2700	décantation, deshuilage
	SAVINES	1978	2500	Décantation, deshuilage traitement biologique
	LA BREOLE	1974	50	Décantation, deshuilage traitement biologique
Sous-bassin DURANCE	BRIANÇON	1979	45000	Décantation, deshuilage traitement physico-chimique traitement tertiaire
	FRESSINIÈRES	1979	300	Décantation, deshuilage
	MONTGENÈVRE	1976	10000	Traitement biologique
	PUY ST ANDRÉ	1956	250	Traitement biologique
Sous-bassin UBAYE	LE LAUZET	1977	50	Décantation, deshuilage traitement biologique
	MEYRONNES	1974	250	Décantation, deshuilage
	MECLANS REVEL	1972	1000	Décantation, deshuilage traitement biologique
	SAINTE-PAUL	1973	200	Traitement physique et physico-chimique
	SAINTE-PONS	1973	25000	Décantation, deshuilage traitement biologique

On peut estimer la charge apportée par les effluents domestiques sur le bassin de Serre-Ponçon. Pour cela nous avons retenu les charges de 5 kg/pers/an d'azote et 0,8 kg/pers/an de phosphore. Ces chiffres s'accordent assez bien avec l'ensemble des données bibliographiques examinées.

Nous avons séparé la population en trois catégories :

- la population résidente raccordée à un réseau d'assainissement,
- la population résidente non raccordée à un réseau d'assainissement.
- la population touristique, on a fixé à 20 jours le temps de séjour moyen, la charge par personne est donc de 274 g de N et 44 g de P.

On obtient les trois tableaux suivants :

	Charge totale (t/an)		charge kg/km ² /an	
	N	P	N	P
Serre-Ponçon	37,1	5,9	76,7	12,2
Durance	119,3	19	53,5	8,5
Ubaye	25,4	4,1	26,7	4,3

Population résidente raccordée

	A	B	A + B	Charge en N t/an	Charge en P t/an
	Serre-Ponçon	878	472	1350	6,8
Durance	1063	1142	2205	11,0	1,8
Ubaye	0	778	778	3,9	0,6

- A - Nombre d'habitants des communes ne possédant pas de réseau d'assainissement
 B - Nombre d'habitants des logements non raccordés (on estime à 2 en moyenne et à l'année le nombre de personnes par logement).

	Tourisme d'été		tourisme d'hiver		total annuel	
	N (t)	P	N (t)	P	N (t)	P
Serre-Ponçon	12,7	2,0	4,8	0,8	17,5	2,8
Durance	26,8	4,3	21,2	3,4	48,0	7,7
Ubaye	8,7	1,4	8,7	1,4	17,4	2,8

La charge totale de la population résidente correspond à 203,5 t de N et 32,5 t de P dont 21,7 t et 3,5 t proviennent de la population non raccordée au réseau.

Quant à la charge de la population saisonnière, elle est de 82,9 t de N et 13,3 t de P.

La charge provenant de la population non raccordée au réseau d'assainissement ne représente qu'un faible pourcentage de celle apportée par la population résidente totale, la distinction faite précédemment ne s'impose donc plus. Par la suite nous prendrons en compte la population résidente totale.

1.4. Bilan des charges

Le tableau suivant présente la répartition des charges selon les secteurs de pollution :

		N (t)	%	P (t)	%
Sources Ponctuelles	Elevage	1552	51	210	72
	Effluents domestiques	286,4	10	45,8	16
Sources diffuses	Lessivage, érosion	1184,87	39	33,98	12
TOTAL		3023,27	100	289,78	100

La charge en azote provient essentiellement de l'élevage et de l'utilisation du sol qui conditionne le lessivage. A la fois des sources ponctuelles et diffuses interviennent. Au contraire, la charge en phosphore est due à 88% aux sources ponctuelles, l'élevage étant encore prépondérant.

La répartition des apports selon les sous-bassins est établie comme suit :

	N (t)	kg/ha	P (t)	kg/ha
sous-bassin Serre-Ponçon	907,28	18,8	101,89	2,1
sous-bassin Durance	1594,72	7,2	142,75	0,64
sous-bassin Ubaye	521,27	5,5	45,14	0,47
TOTAL	3023,27	8,3	289,78	0,79

Bien que 9 % du phosphore et 53% de l'azote proviennent du sous-bassin Durance (le plus étendu), on note qu'au niveau de la densité de charge, celle-ci est nettement plus élevée sur le sous-bassin Serre-Ponçon. L'impact des apports des environs immédiats du lac sera d'autant plus important que les possibilités

1.5. Transit des charges dans la Durance et l'Ubaye

La Durance a été suivie en 1977-1978 sur trois stations à chaque saison (cf. 1er rapport). Cette étude a montré l'excellente qualité physique, chimique et biologique des eaux de la rivière en amont du lac de Serre-Ponçon. Depuis, un suivi, à raison de 2 prélèvements annuels démontre que la situation n'a pas évolué :

- les apports solides riches en CO_3Ca sont toujours aussi élevés en particulier lors de la crue printanière.
- les sels nutritifs ne représentent qu'une faible partie des apports dissous.

Les résultats du suivi, qui n'apportent rien de nouveau, ne sont pas inclus au présent rapport.

L'Ubaye, dont les apports au lac en N et P risquaient d'être plus importants a fait l'objet d'une étude approfondie en 1980, sur 5 stations entre le complexe touristique Barcelonnette-Praloup et la queue du lac (fig.3).

Le tableau 5 précise les résultats des analyses portant sur 10 paramètres et 5 campagnes de prélèvements. Les figures 4 à 9 rendent compte de l'évolution spatio-temporelle des paramètres susceptibles d'augmenter le niveau trophique du lac (matières organiques, nitrates, orthophosphates).

Il en ressort que la station "Praloup" est soumise à une charge polluante importante du fait de l'insuffisance de la station d'épuration en période de ski et pendant l'été. Cependant, compte-tenu de la bonne oxygénation et du courant rapide, particulièrement en aval de "Praloup" où la pente passe de 6% à 18%, une autoépuration a lieu. Elle est d'ailleurs presque totalement réalisée dès la station suivante, en aval (la forte teneur en matière organique à la station "Roche Rousse" en novembre est restée exceptionnelle).

Comme pour la Durance, l'Ubaye minimise les apports de P en provenance du sous bassin versant. Mais les apports solides sont 5 fois plus importants pour l'Ubaye ($10^6 \text{ m}^3/\text{an}$) malgré un débit deux fois moins élevé. Depuis la mise en eau, les dépôts atteignent 5 mètres d'épaisseur dans la branche Ubaye du lac au lieu de 2 mètres dans la branche Durance. L'étude biologique de l'Ubaye, non mentionnée ici, confirme la qualité physico-chimique de l'eau (I.Q.B.G. > 15, comparables à ceux de la Durance).

d'autoépuration sont réduites par rapport à celles de la Durance et de l'Ubaye.

Ainsi, après l'estimation des charges en azote et phosphore sur le bassin versant, il est important pour notre étude, de connaître les fractions de ces apports qui parviennent au lac. Selon VOLLENWEIDER (1971) , les pourcentages sont de 10 à 25% pour l'azote et de 1 à 5% pour le phosphore. BOULDIN et Coll. (1975) avancent des pourcentages de 5 à 20% de phosphore parvenant aux aquasystèmes. De plus, quand des hameaux sont groupés près des cours d'eau, ce coefficient peut aller jusqu'à 0,5 et même davantage selon le nombre d'habitations sans égout.

Dans le cas de Serre-Ponçon, il convient de traiter différemment les trois sous-bassins. Ainsi, on peut considérer que 20 à 50% de l'azote et du phosphore du sous-bassin Serre-Ponçon parviennent au lac tandis que pour les sous-bassins Durance et Ubaye, les chiffres seraient de 10 à 25% pour l'azote et 1 à 5% pour le phosphore.

La fraction parvenant au lac est alors représentée dans le tableau suivant :

ORIGINE	MINIMUM		MAXIMUM	
	N (t)	P (t)	N (t)	P (t)
Sous-bassin Serre-Ponçon	181	20,4	454	50,9
Sous-bassin Durance	159	1,4	399	7,1
Sous-bassin Ubaye	52	0,4	130	2,1
TOTAL	392	22,2	983	60,1
Charge de surface mg/m ² /an	17414	986	43.670	2670

L'intervalle des valeurs est volontairement grand de façon à encadrer le mieux possible la réalité. En fait, on peut déjà considérer, à la lumière des résultats présentés au paragraphe suivant (2) que les charges qui transitent par la Durance et l'Ubaye sont surestimées puisque les analyses des eaux de ces deux affluents principaux ont révélé des eaux de bonne qualité.

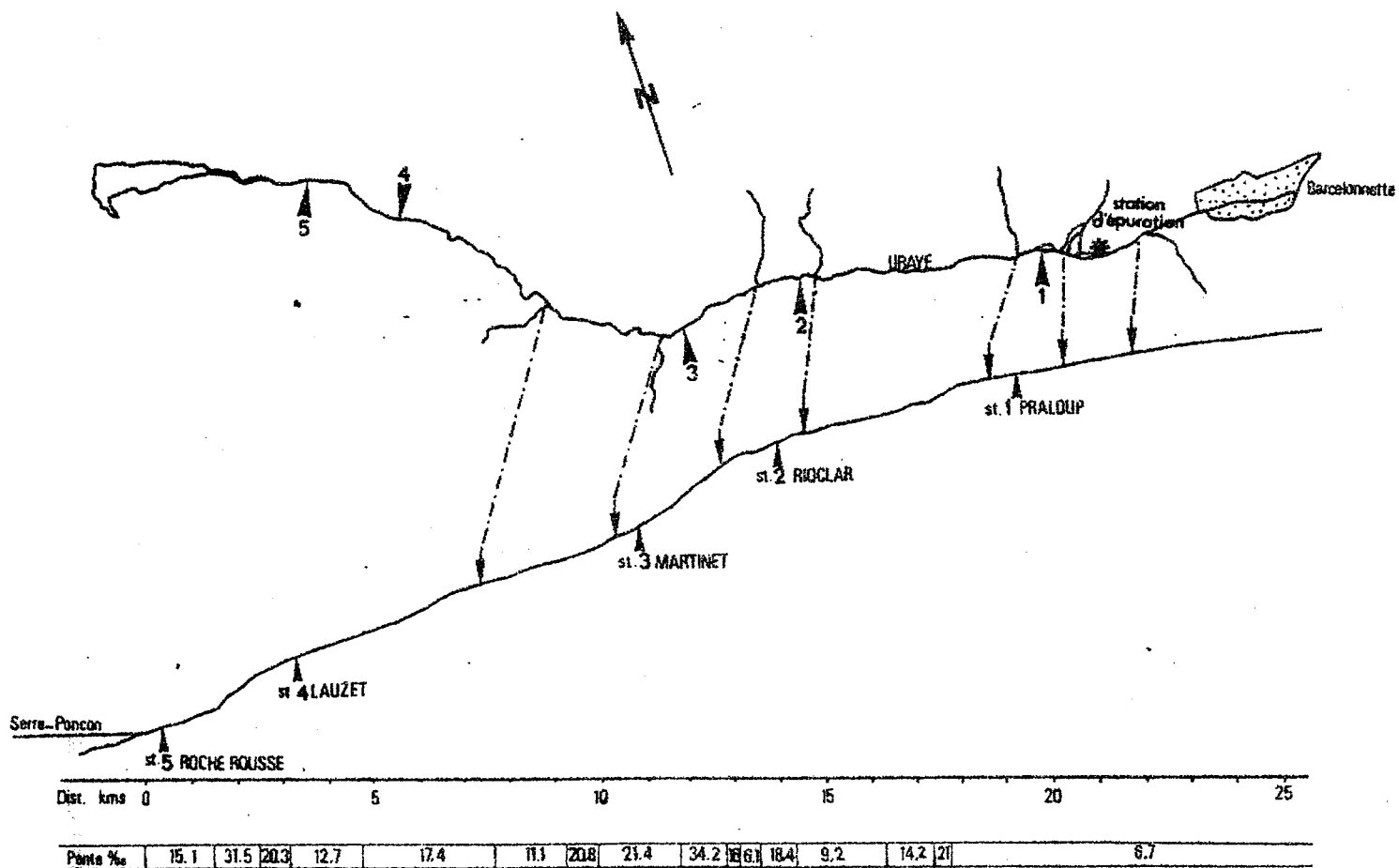


Fig.3 : topographie et profil en long du secteur étudié de l'Ubaye.

Tableau 5 : caractères chimiques des eaux de l'Ubaye

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations	21-24	23-24	15-18	12-13	9-10
1. Praloup	350	190		255	220
2. Rioclar	425	190		230	210
3. Martinet	330	300		230	210
4. Lauzet	260	190		300	200
5. Roches Rousses	305	190		225	210
6. Serre-Ponçon	255	210		260	250

Conductivité (μ mhos/cm/cm2)

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	100	97		95	
2. Rioclar	100	90		100	
3. Martinet	95	110		95	
4. Lauzet	100	100		100	
5. Roches Rousses	100	115		90	
6. Serre-Ponçon	110			92	84 83 83

Oxygène dissous % de la saturation

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations	21-24	23-24	15-18	12-13	9-10
1. Praloup	5	23.2	3.6	16.8	10.8
2. Rioclar	1	18.4	2.2	46.6	4.6
3. Martinet	3	15.6	1.4	41.0	8.6
4. Lauzet	2.5	18.4	3.5	52.4	2.8
5. Roches Rousses	2.3	19.6		16.4	5.6
6. Serre-Ponçon		4.3	3.	5.9	2.7
		2.4	3.8		10.1 6.5

Matières en suspension (mg/l)

Dates	Janv. 80	Fév. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations		24				
* St. épuration		65.0	18.2			
1. Praloup		2.35	1.10	2.1	0.30	0.85
2. Rioclar			0.65	0.75	0.40	0.38
3. Martinet			0.85	0.75	0.65	0.38
4. Lauzet			0.75	0.50	1.05	0.75
5. Roches Rousses			0.95		11.5	0.83
6. Serre-Ponçon						

Matière organique (mg O₂ consommés/l)

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations	21-24	23-24		12-13	
1. Praloup	160	115	190	250	180
2. Rioclar	180	110	160	100	150
3. Martinet	160	110	160	115	165
4. Lauzet	150	110	160	90	155
5. Roches Rousses	160	115		115	155
6. Serre-Ponçon	125	140	115	130	145
			120		140
			120		140

Dureté Calcique CO₃ Ca mg/l

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	170	130	265	340	245
2. Rioclar	200	130	190	190	215
3. Martinet	190	135	190	185	225
4. Lauzet	210	130	190	180	220
5. Roches Rousses	205	135		185	230
6. Serre-Ponçon	160	170	150	165	190
			145		185
			160		185

Dureté Totale CO₃ Ca mg/l

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	110	128	201	268	183
2. Rioclar	140	128	165	160	165
3. Martinet	134	122	165	165	177
4. Lauzet	152	122	146	160	165
5. Roches Rousses	134	122		165	171
6. Serre-Ponçon	100	134	128	120	128

Alcalinité (HCO₃⁻ mg/l)

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	3.0	2.5	3.5	6.0	3.5
2. Rioclar	3.0	1.7	2.5	4.5	3.5
3. Martinet	3.0	2	1.5	3.0	3.0
4. Lauzet	3.0	1.5	2.5	3.0	3.0
5. Roches Rousses	2.75	1.5		3.0	3.0
6. Serre-Ponçon			3.0	4.0	5.5
			4.0		3.5
					3.5

Chlorures (Cl⁻ mg/l de Cl⁻)

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	0.47	1.07	1.70	3.12	1.66
2. Rioclar	0.74	0.97	0.94	0.91	1.27
3. Martinet	0.67	0.88	0.90	0.92	1.17
4. Lauzet	0.96	0.92	0.50	0.90	1.27
5. Roches Rousses	0.62	0.92		0.94	1.14
6. Serre-Ponçon	0.90	0.94	0.40	0.40	0.85
			0.60		

Nitrates (NO₃⁻ mg/l)

Dates	Janv. 80	Juil. 80	Sept. 80	Nov. 80	Déc. 80
Stations					
1. Praloup	0.06	0.06	0.17	<0.01	<0.01
2. Rioclar	0.04	0.04	0.01	0.01	0.03
3. Martinet	0.02	0.04	0.02	0.01	0.02
4. Lauzet	0.01	0.03	0.02	0.01	0.02
5. Roches Rousses	0.01	0.03		0.02	0.03
6. Serre-Ponçon	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

Phosphates (PO₄³⁻ mg/l)

Fig. 4 à 6 : évolution dans le temps des paramètres chimiques de l'eau de l'Ubaye en 1980.

Stations P : Praloup
C : Rioclar
M : Martinet
L : Lauzet
R : Roche Rousse
S : Serre-Ponçon

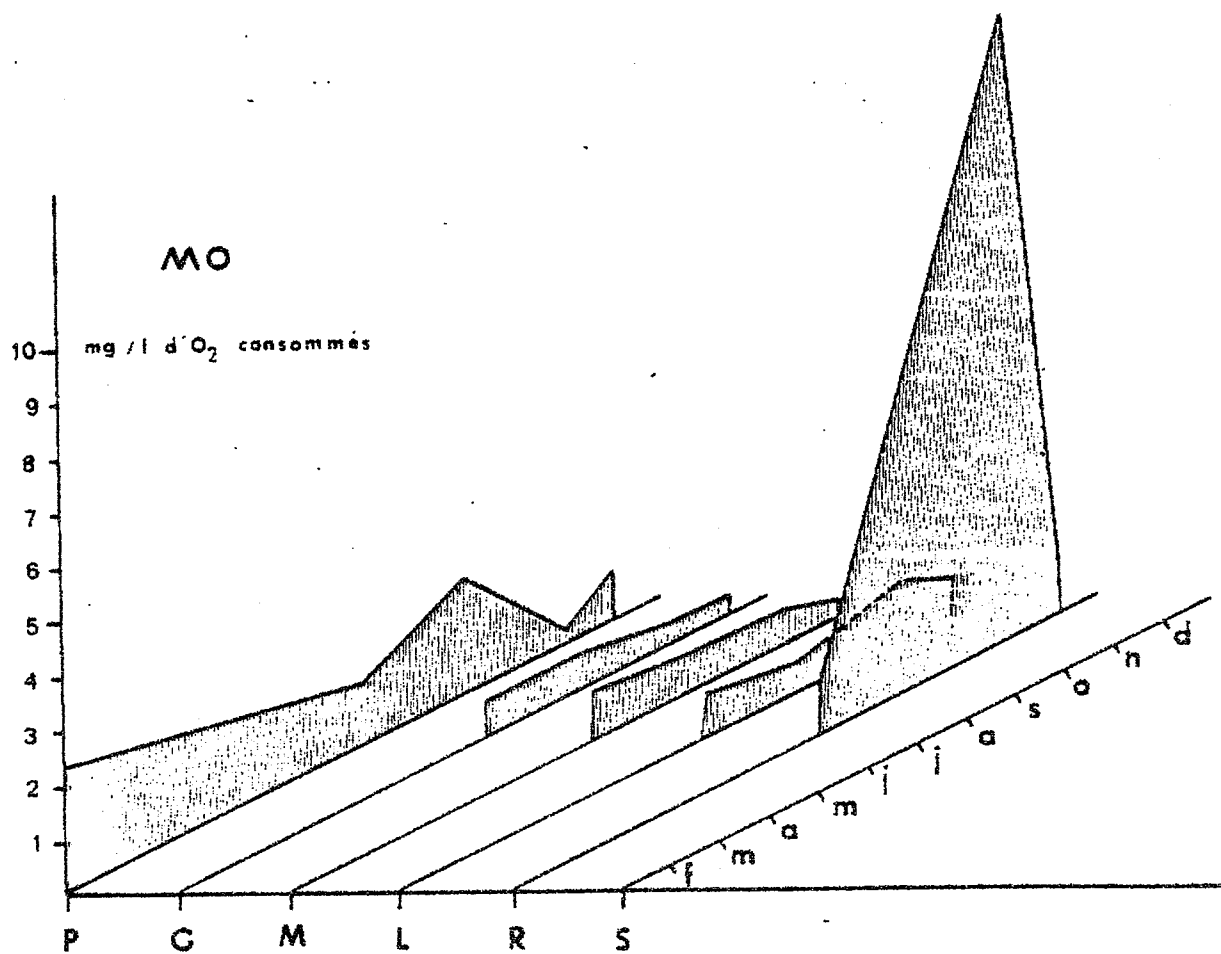


Fig. 4 : la matière organique

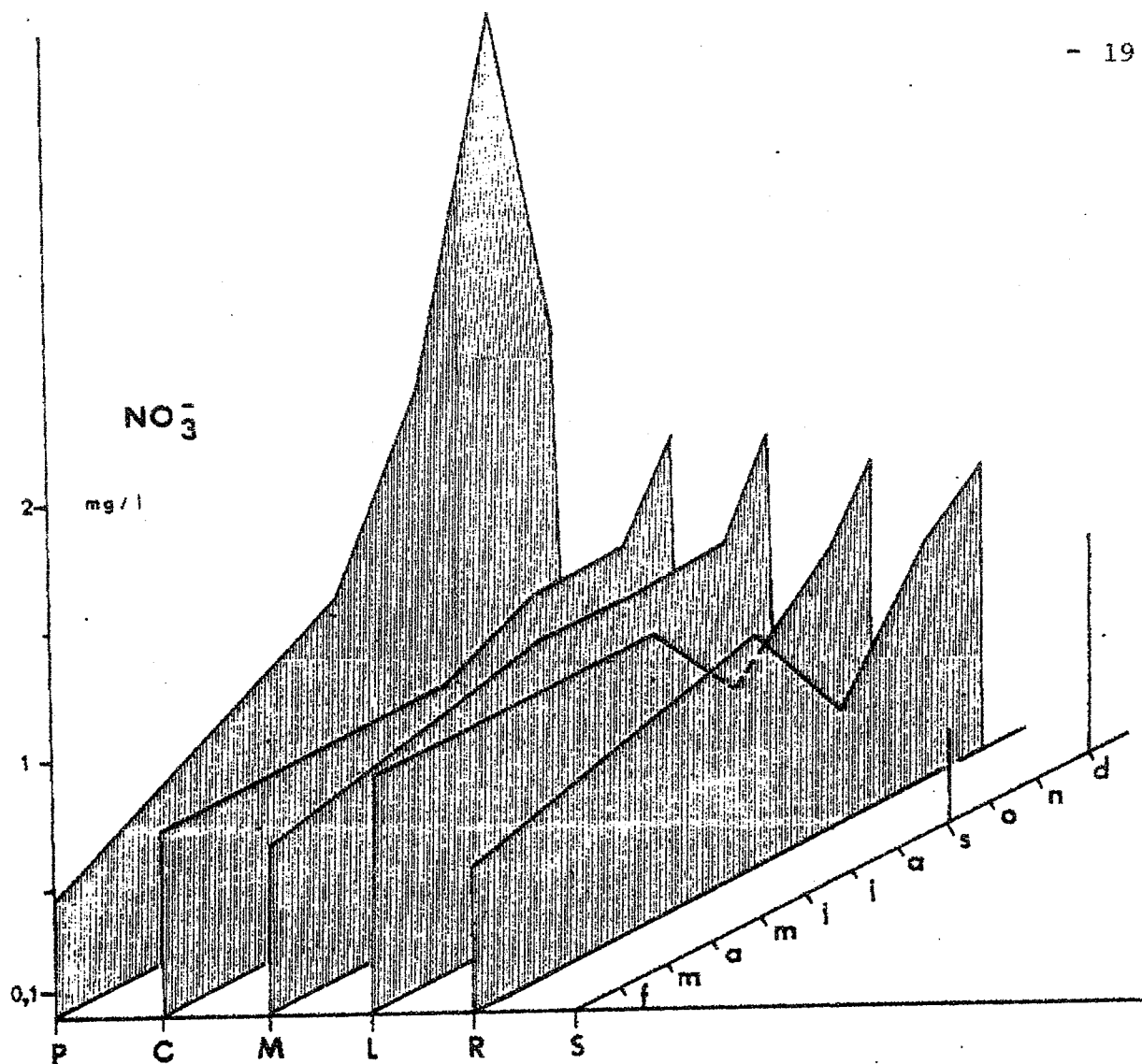


Fig.5 : les teneurs en nitrates

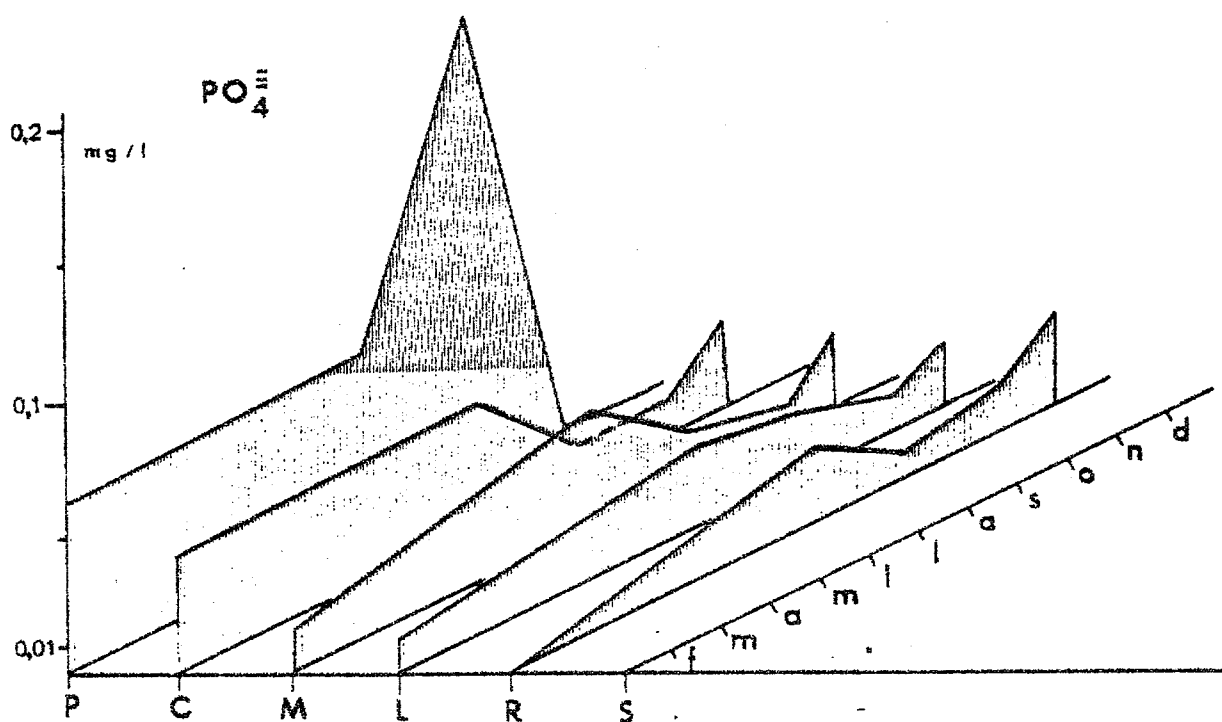


Fig. 6 : les teneurs en orthophosphates

Fig. 7 à 9 : évolution dans l'espace des paramètres chimiques de l'eau de l'Ubaye en 1980.

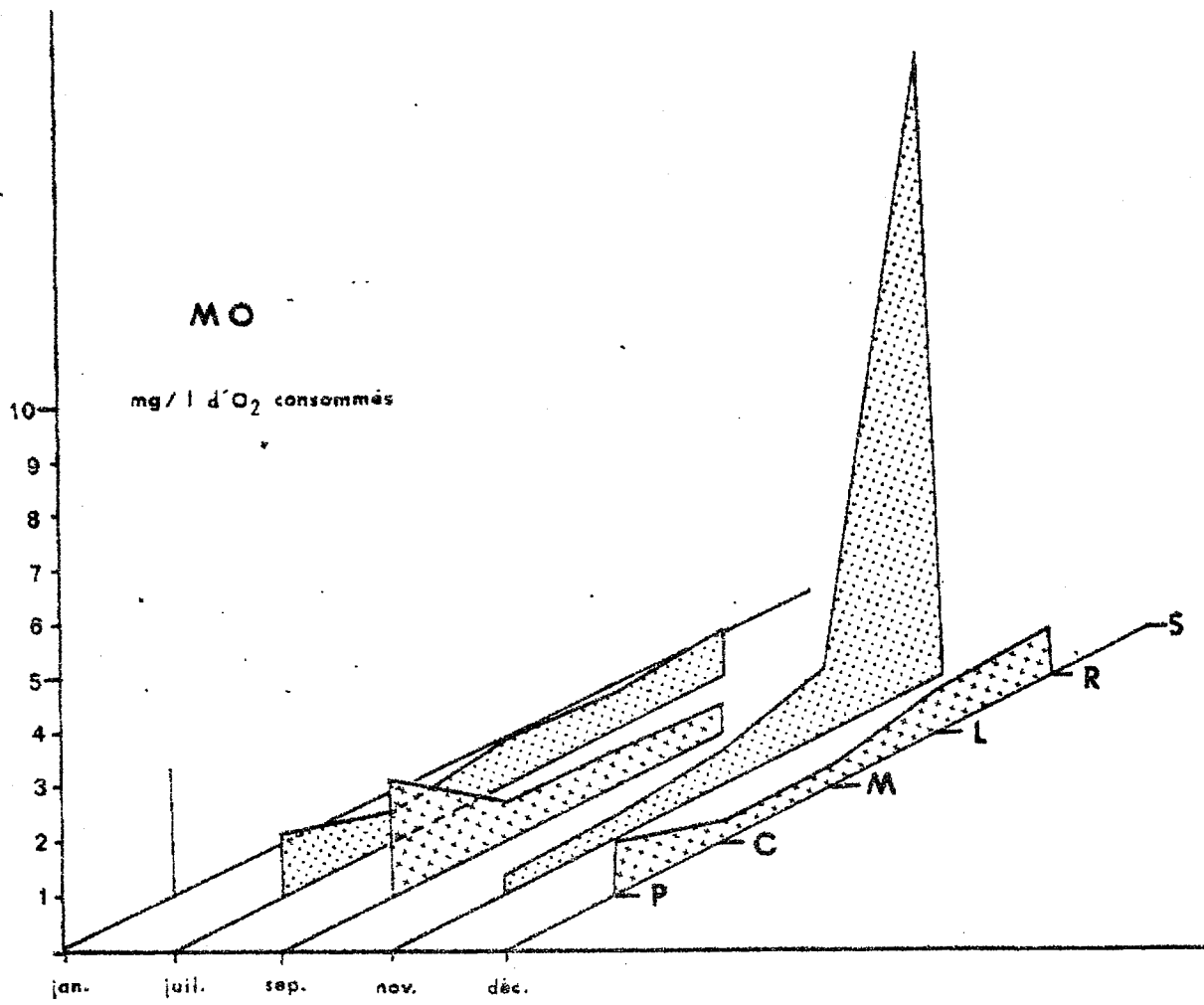


Fig. 7 : la matière organique

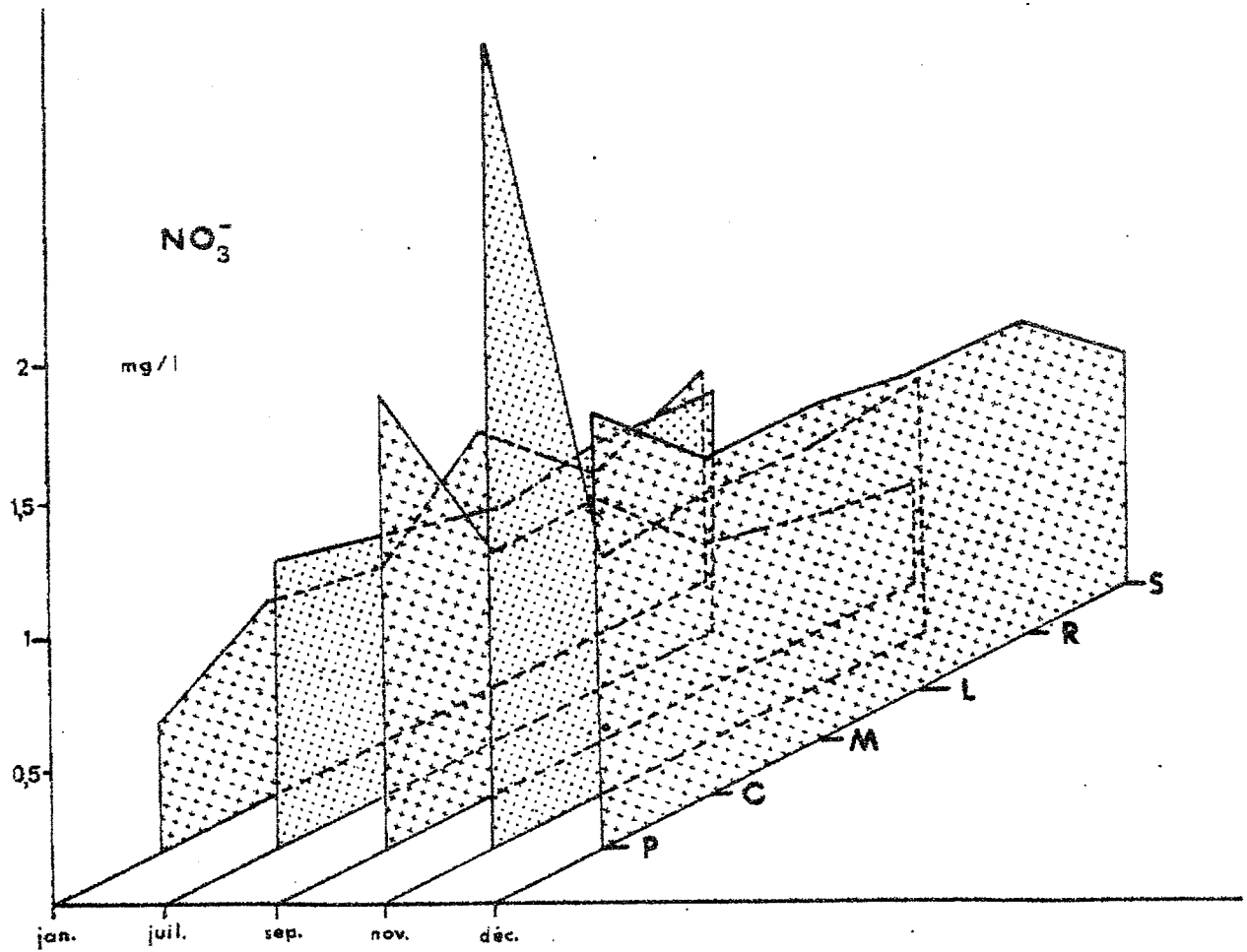


Fig.8 : les teneurs en nitrates

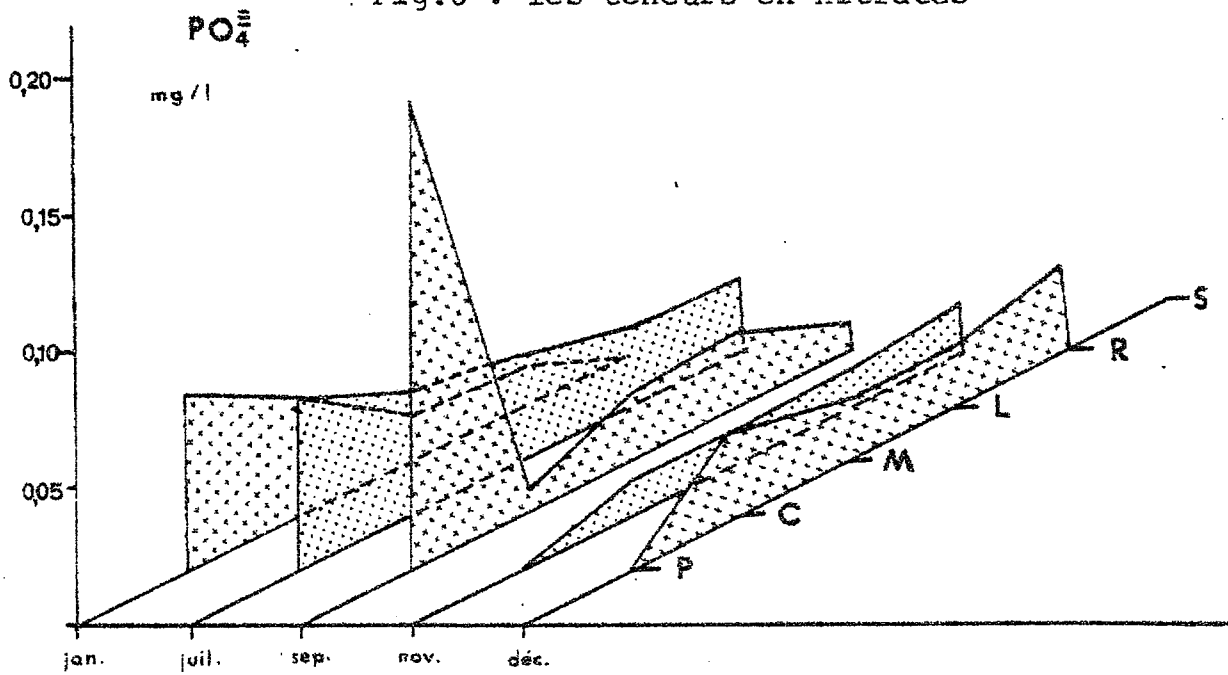


Fig.9 : les teneurs en orthophosphates

Le rôle du P comme facteur limitant a été mis en évidence pour 40 lacs européens (THOMAS, 1973)

Le phosphore résulte plutôt d'activités humaines alors que l'azote provient le plus souvent de sources naturelles diffuses moins contrôlables (LEE, 1973).

Pour cette dernière raison et du fait de son rôle de facteur limitant, c'est le phosphore qui a été pris en compte dans la lutte contre l'eutrophisation.

VOLLENWEIDER (1969) a établi un modèle pour prédire les concentrations en phosphore [P] en g/m³ :

$$[P] = \frac{L}{\bar{z}(\sigma + \rho)}$$

où L est la charge en P en g/m²/an

\bar{z} est la profondeur moyenne du lac (m)

σ est le coefficient du taux de sédimentation

ρ volume d'eau perdu annuellement.

Le modèle de CANFIELD permet d'appliquer celui de VOLLENWEIDER à la fois aux lacs naturels et aux lacs de barrage, le coefficient de sédimentation étant différent dans les deux cas :

$$TP \text{ (mg/m}^3\text{)} = \frac{L}{z(\sigma + \rho)} \quad \text{où } \sigma = 0,114 \left(\frac{L}{z}\right)^{0,589}$$

Le coefficient de variation trouvé sur 704 lacs naturels et artificiels entre les taux de phosphore mesurés et calculés est de 0,83.

Nous avons choisi ce dernier modèle adapté aux lacs de barrage pour estimer la concentration en phosphore dans le lac de Serre-Ponçon.

ρ est un paramètre important qui modifie souvent l'impact d'une charge en phosphore sur un lac (DILLON, 1975).

$$\rho = \frac{Q}{V}, \quad Q \text{ étant le volume d'eau sortant par an (m}^3\text{/an)} \\ \text{et } V \text{ le volume du lac (m}^3\text{)}$$

Le volume de la retenue variant au cours de l'année on a estimé que quatre mois sur douze, il n'est qu'au quart de la capacité totale soit $V = 954 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

$$\text{d'où } \rho = 2,51 \text{ an}^{-1}$$

τ est le coefficient de sédimentation, il est fonction de la charge de surface L (mg/m²/an) et de la profondeur moyenne z(m). A Serre-Ponçon z est égal à 60 m.

Ainsi la concentration en phosphore total dans l'eau du lac TP (mg/m³) devrait se situer entre les deux valeurs que nous avons calculées à partir des charges de surface extrêmes soient :

- pour 986 mg/m ² /an	= 0,593 an ⁻¹
	= 5,3 mg/m ³
- pour 1670 mg/m ² /an	= 1,066 an ⁻¹
	= 12,4 mg/m ³

Pour les 704 lacs naturels et artificiels auxquels ce modèle a été appliqué, les charges de surface vont de 30 à 820000 mg/m²/an et les concentrations en phosphore total de 4 à 2600 mg/m³. Les charges en phosphore, même dans l'hypothèse la plus basse sont supérieures à celles considérées comme admissibles par VOLLENWEIDER (1971) en fonction de la seule profondeur. Cependant cet auteur a présenté un autre modèle (1976) qui a pour but d'établir la charge limite (L) en se basant sur la concentration en phosphore au printemps $[\bar{P}]$ qui ne doit pas dépasser 10 mg/m³ pour un lac oligotrophe.

$$\text{Soit } L = [\bar{P}] \left(\frac{\bar{z}}{\tau} + 10 \right) \quad \text{où } \tau = \frac{V \text{ (m}^3\text{)}}{Q \text{ (m}^3\text{/an)}}$$

Ce calcul appliqué à Serre-Ponçon nous donne comme charge limite 1608 mg/m²/an.

Bien que, dans le cas de l'hypothèse des charges les plus fortes, on dépasse cette valeur limite, la concentration en phosphore dans l'eau n'est que de 12,4 mg/m³ au lieu de 10. Selon VOLLENWEIDER à partir de deux fois la charge calculée, le lac commence à devenir eutrophe.

Il faut donc accorder un crédit limité aux différents modèles présentés. Cependant, ceux-ci permettent de fixer certaines bases de comparaisons entre plusieurs lacs (charges, taux de sédimentation, taux d'évacuation, morphométrie).

Ainsi, malgré la charge assez importante des environs de Serre-Ponçon, la concentration résultante en phosphore total dans le lac est faible. La grande capacité de la retenue et les nombreux courants contribuent sans doute à une dilution plus rapide des apports à partir du bord. Cela est dû en particulier à l'absence d'une zone littorale.

2 - LE DOMAINE PELAGIQUE

2.1. Paramètres physiques et chimiques

2.1.1. 2ème cycle annuel (mai 80-mai 81)

Le printemps

En 1980; la crue a lieu de mai à juillet. En mai, le lac s'est réchauffé par rapport à l'hiver et on note quelques écarts thermiques entre les trois stations. La vallée de la Durance étant moins encaissée que celle de l'Ubaye et la pente moins forte, la température à "Savines" est supérieure à celle de la station "Ubaye" surtout au fond. Cela correspond aux températures mesurées dans les rivières avant leur arrivée dans le lac. Les valeurs du tableau ci-dessous sont extraites des profils thermiques de la figure 10.

	Surface	Fond
Savines	11	10
Ubaye	11,5	7,2

A la station "Barrage", les températures sont plus basses, la grande profondeur ne permettant pas un réchauffement rapide.

Au mois de juin, c'est la pleine période de crue, la température de l'eau en surface, directement liée à la température de l'air et à l'ensoleillement continue à augmenter.

En profondeur, l'eau est encore froide car il s'agit d'eau de crue.

	Surface	Fond
Savines	15,5	10,2
Ubaye	15,5	9
Barrage	17	9,8

On peut penser qu'on a là un début de stratification faible. En effet ESTRADA (1978) parle de stratification pour des lacs espagnols dont la température en été diminue régulièrement de la

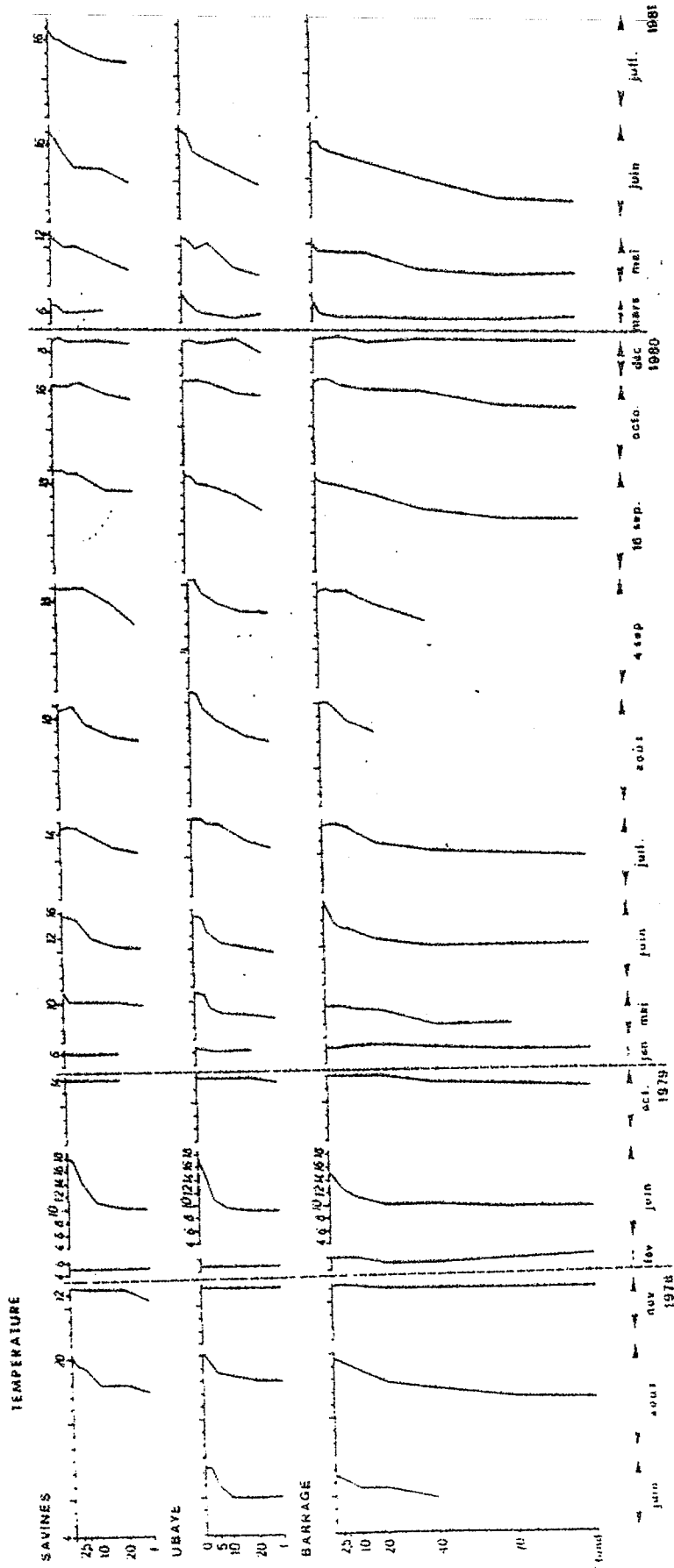


Fig.10 : profils verticaux (surface-fond) des températures aux trois stations de juin 1978 à juin 1981.

surface au fond comme c'est le cas à Serre-Ponçon.

Les valeurs du pH sont les mêmes pour les trois stations et on a une augmentation par rapport à l'hiver (de 7,6 à 8,3)(fig.11). Sur la colonne d'eau, les variations sont faibles (8,4 à 8,2). L'augmentation du pH peut être due à une activité phytoplanctonique. En effet, quoique les quantités de cellules algales soient faibles (cf.chapitre 2-3) on a observé une sursaturation en oxygène à cette époque (entre 100 et 114% de saturation). Parallèlement, un "bloom" de zooplancton est apparu entre 0 et 20m (cf.chapitres 2-4) Il semble donc qu'il y ait une forte production phytoplanctonique aussitôt consommée.

Au mois de juin, on observe une situation différente. Il se produit à "Savines" une désaturation en oxygène (48% à 20 m) qui semble avoir une répercussion à "Barrage" où le taux de saturation passe de 80 à 67% entre 10 et 20m. Ce phénomène est resté exceptionnel pendant toute la durée de notre étude (fig.12). Cette désaturation coïncide à "Savines" et "Barrage" avec la quasi-absence du phytoplancton. En effet, ce dernier peut être inhibé par les matières en suspension provenant de la crue qui interceptent la lumière. Le tableau suivant donne quelques valeurs de matières en suspension pour les trois stations le 12 juin 1980.

	Surface	10 m	20 m
Savines	1,8	11,9	6,4
Ubaye	1,9	12,4	7
Barrage	0,6	2,2	2

L'augmentation des matières en suspension se produit en effet vers 10 m, profondeur où se situent généralement les plus grandes densités de phytoplancton.

A la station "Ubaye", où les algues sont également peu abondantes on ne mesure pas de désaturation en oxygène comme dans les deux autres stations.

Cela peut être dû au fait que la rivière Ubaye présente un régime torrentiel, l'eau est donc sursaturée en oxygène ce qui correspond à une réserve qui empêche la désaturation observée en juin dans les autres stations.

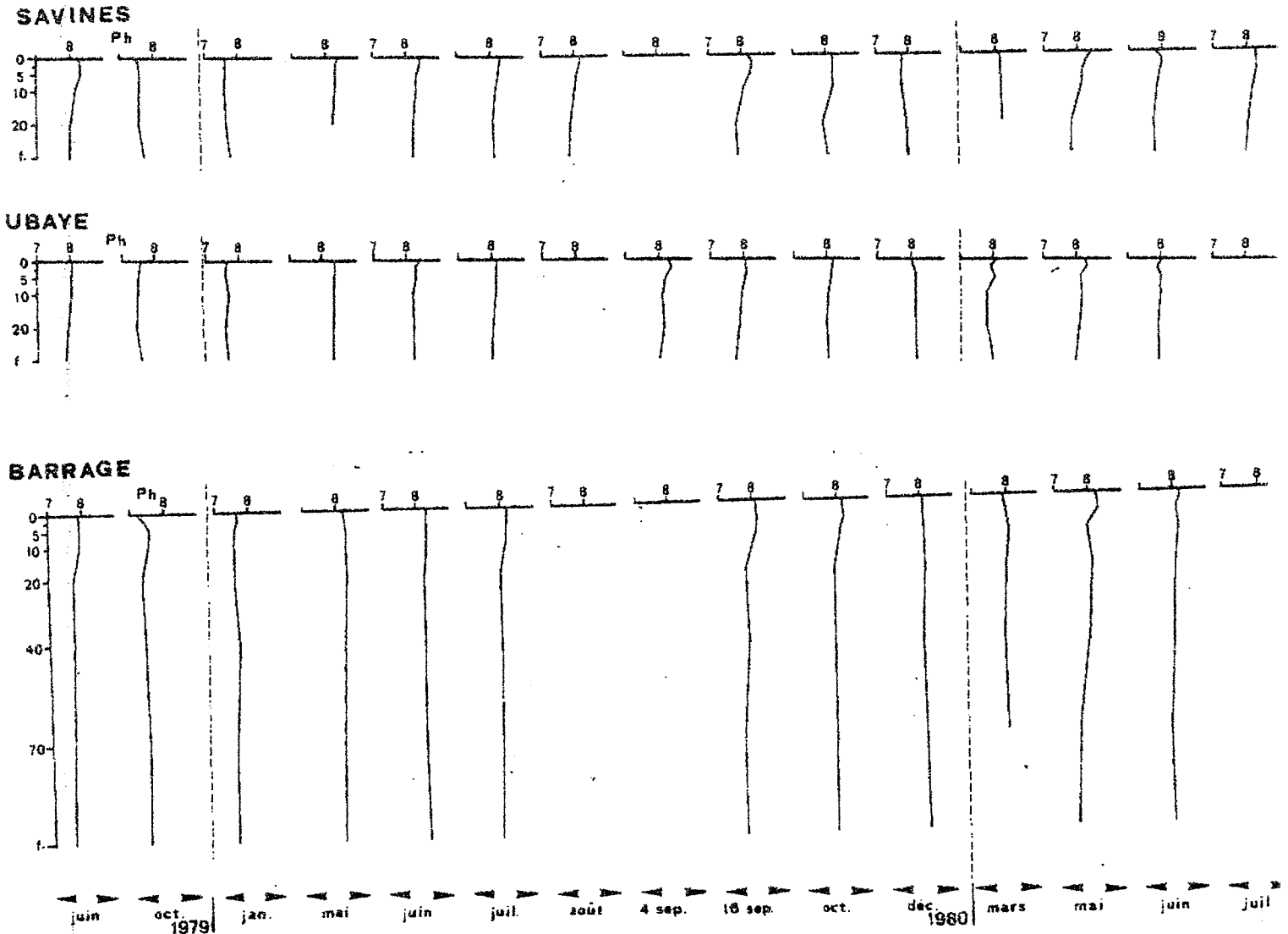


Fig.11 : profils verticaux (surface-fond) des pH
aux trois stations de juin 1978 à juin 1981.

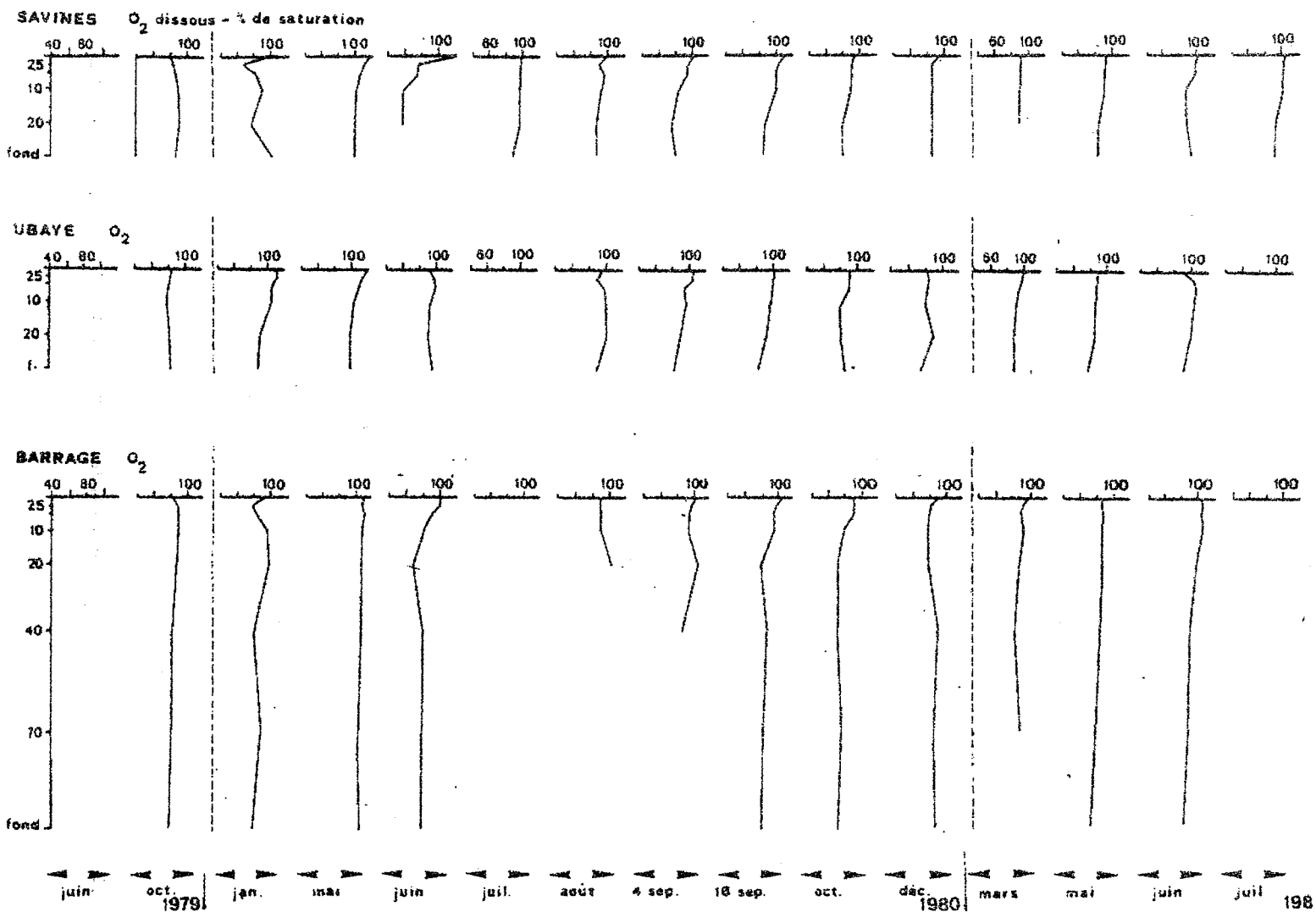


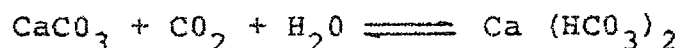
Fig.12 : profils verticaux (surface-fond) des pourcentages de saturation en oxygène aux trois stations de juin 1978 à juin 1981.

Cette hypothèse est renforcée si l'on considère que la sursaturation du mois de mai est identique dans les trois stations même si, à la station "Ubaye", les matières en suspension sont plus importantes qu'à "Savines" et "Barrage" (à 10m, on a à "Savines" : 1,3 mg/l
à "Ubaye" : 8,7 mg/l
à "Barrage" : 2,6 mg/l).

A Serre-Ponçon, les eaux sont fortement minéralisées. Cela se traduit par des valeurs de conductivité élevées. Au mois de mai, celle-ci est supérieure à la conductivité mesurée l'hiver. Les valeurs extrêmes sur la masse d'eau sont passées de 250-265 à 280-370 (fig 13).

Les conductivités les plus élevées ont été enregistrées à la station "Savines". En effet, la Durance, elle-même très minéralisée reçoit des affluents tels que le Bramafan dont le taux de minéralisation minimal est égal au taux maximal de la rivière.

En ce qui concerne les duretés et l'alcalinité, les phénomènes sont un peu différents. En mai, on constate une augmentation nette des valeurs de ces paramètres sur l'ensemble des trois stations. Cependant cette augmentation ne se poursuit pas au mois de juin. Il se peut que la consommation de CO_2 par les algues se traduise par un déplacement vers la gauche de l'équilibre suivant :



De ce fait on a formation de carbonates insolubles qui précipitent et, parallèlement, diminution de la dureté calcique et de l'alcalinité (c'est-à-dire des bicarbonates). D'autre part on observe à la station "Barrage" une augmentation très nette des valeurs de ces paramètres au fond. Un tel phénomène a déjà été décrit par MEYBECK (1971) dans les zones profondes du lac Léman en raison du pH et de la température plus faibles.

Il semble qu'on observe au mois de juin les résultats de l'activité algale antérieure. En effet, en juin, les quantités de phytoplancton sont faibles. On n'a plus alors de phénomène de consommation car le zooplancton subit aussi une baisse importante d'effectifs. A la fin juin, la crue est presque terminée, les apports dissous ou en suspension deviennent moins importants. En effet, les éléments facilement lessivables ont déjà été

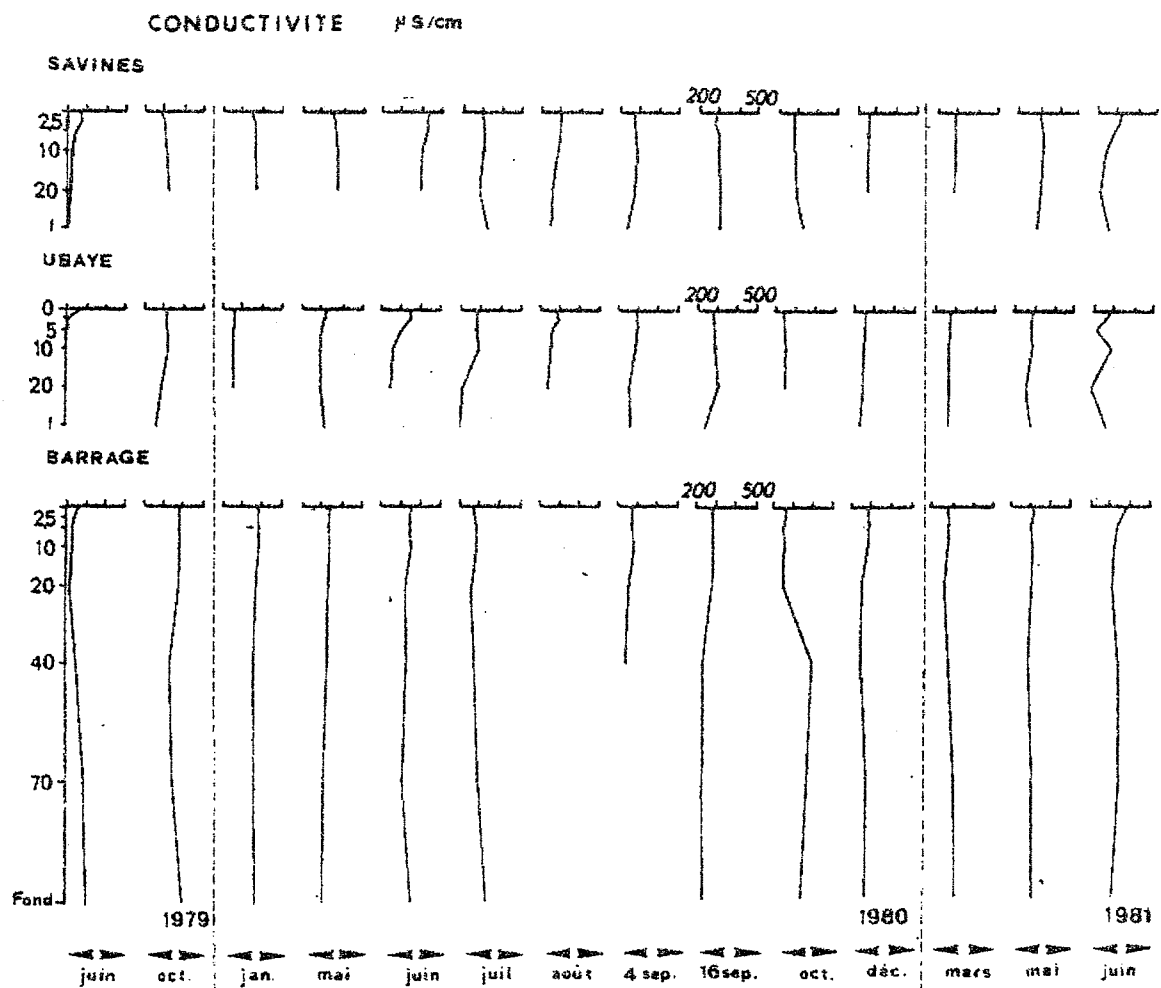


Fig.13 : profils verticaux (surface-fond) de la conductivité aux trois stations de juin 1978 à juin 1981.

transportés et on a maintenant des teneurs plus faibles dans un volume plus grand. Les concentrations en composés dissous sont inversement proportionnelles au débit de la rivière et au niveau du lac. Cela peut expliquer la nouvelle baisse des duretés et alcalinité entre le début et la fin juin (fig.14 et 15).

Quant aux sels nutritifs, les taux de nitrates sont maximum au mois de mai. Pendant l'hiver en effet, la consommation est négligeable en regard des apports par lessivage du bassin versant. On ne note pas de différences sensibles sur la colonne d'eau et entre les stations; les teneurs sont comprises entre 1,06 et 1,35 mg/l en NO_3^- .

Au début du mois de juin, on retrouve à peu près les mêmes valeurs et on peut supposer que le phytoplancton du mois de mai a consommé une partie des apports de la crue sans modifier le taux initial de nitrates observé.

Fin juin, les populations phytoplanctoniques commencent à se développer. Les variations des taux de nitrates sont encore assez faibles mais on peut considérer :

- les valeurs extrêmes sur la colonne d'eau pour les variations dans l'espace;

- la moyenne entre 0 et 10 m pour les variations dans le temps (mg/l).

	Savines		Ubaye		Barrage	
	12 juin	26 juin	12 juin	26 juin	12 juin	26 juin
extrêmes	1,0-1,16	0,92-1,12	0,96-1,14	0,90-0,96	1,02-1,45	0,92-1,27
$\overline{\text{NO}_3^-}$ (0-10m)	1,07	0,93	1,04	0,93	1,03	1,00

On voit que les teneurs les plus faibles fin juin se situent dans la zone où se trouve le phytoplancton; on a donc bien un début de consommation.

A la station "Barrage", on remarque que la charge en nitrates est plus importante qu'aux autres stations. Cet excès peut constituer une réserve. Ainsi, les nitrates n'apparaissent pas comme facteur limitant à Serre-Ponçon.

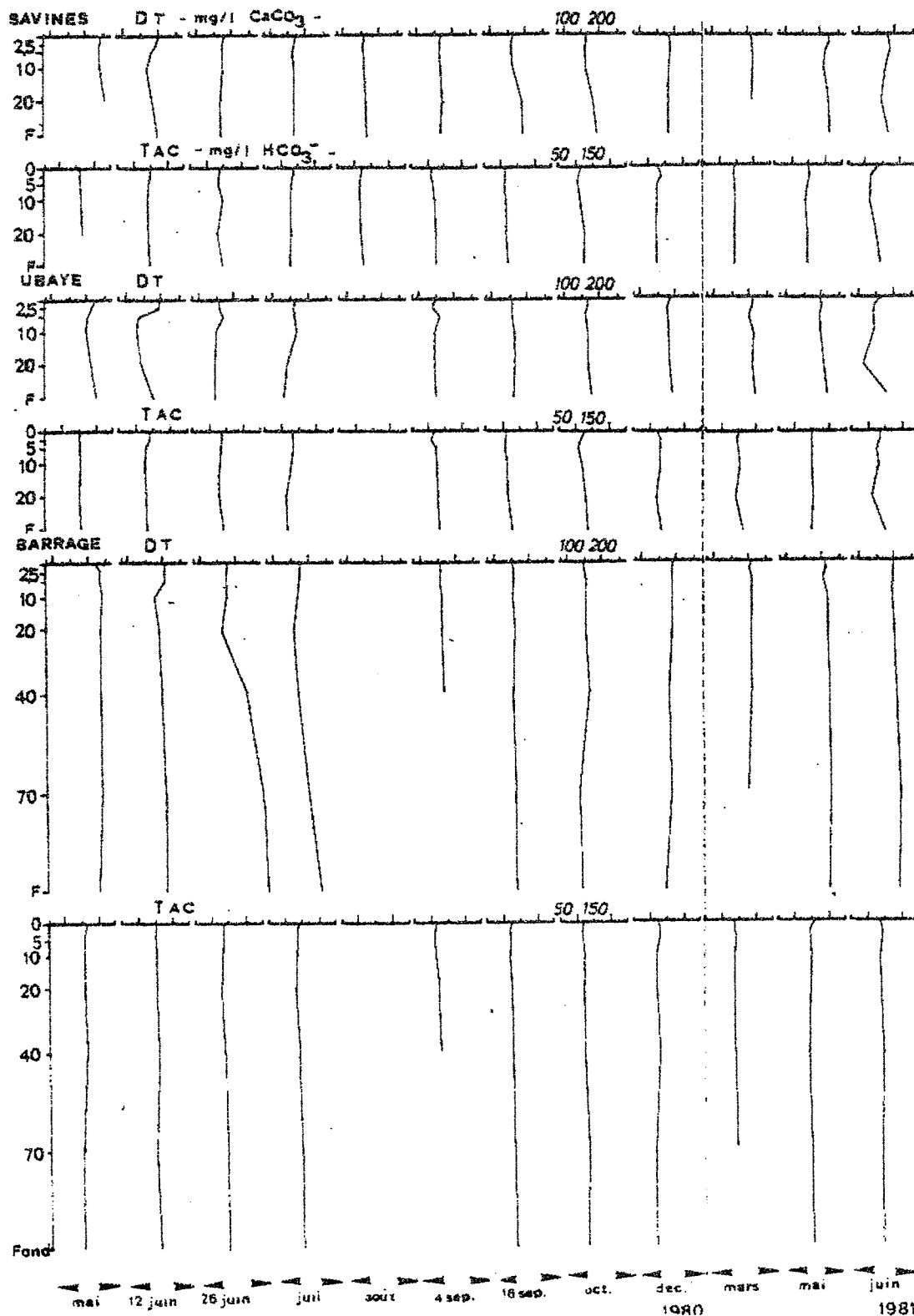


Fig. 14 : profils verticaux (surface-fond) de la dureté totale et de l'alcalinité aux trois stations de mai 1980 à juin 1981.

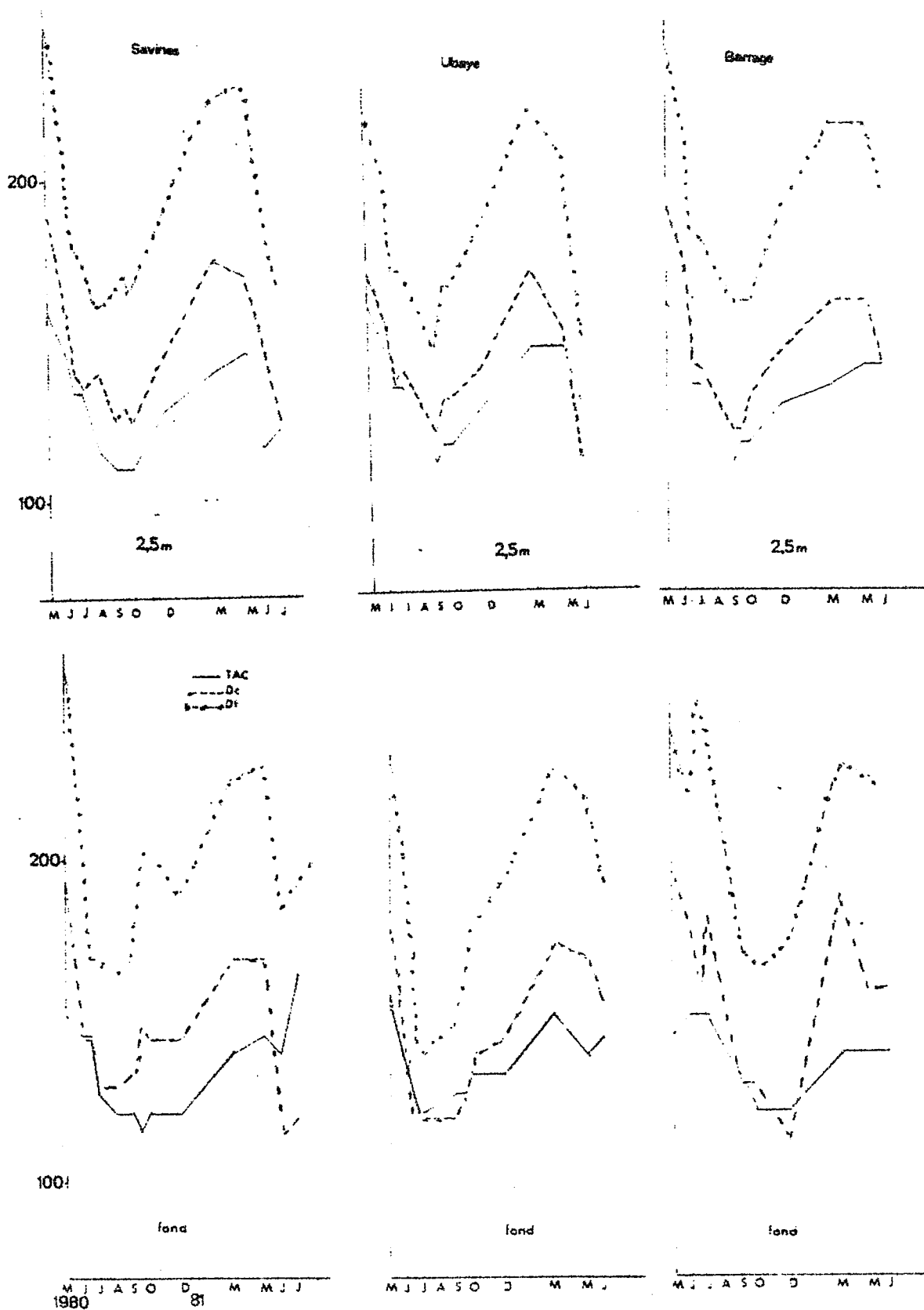


Fig.15 : évolution des duretés calcique et totale et de l'alcalinité en surface et au fond pour les trois stations de mai 1980 à juin 1981.

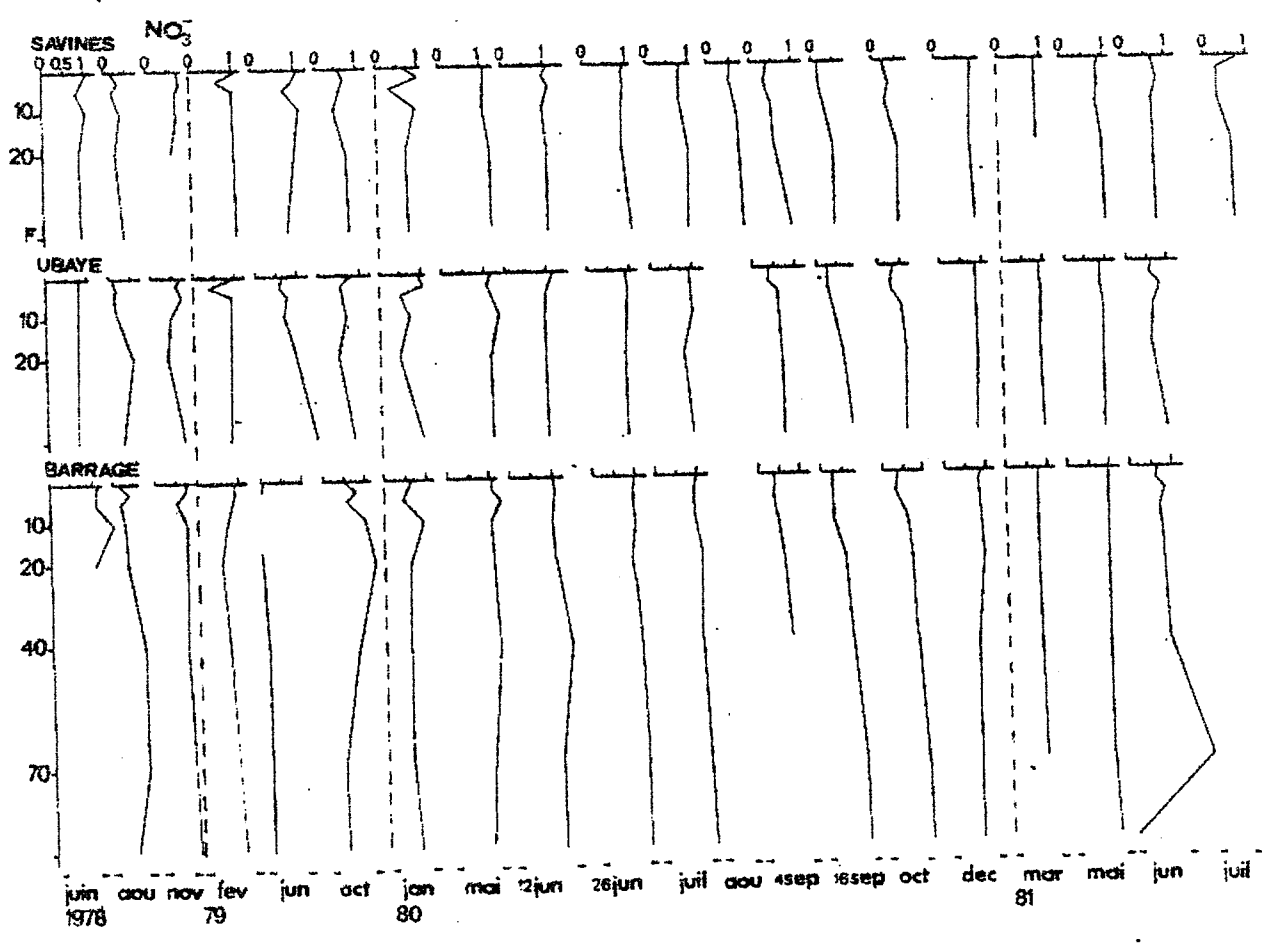


Fig. 16 : profils verticaux (surface-fond) des teneurs en nitrates aux trois stations de juin 1978 à juin 1981.

Le taux de phosphates reste inférieur à 0,01 mg/l mais on ne peut pas en déduire qu'il n'existe pas de phosphates disponibles pour la consommation phytoplanctonique et bactérienne. En effet, il est fréquent que les mesures de phosphates dans l'eau révèlent des quantités insuffisantes pour une production phytoplanctonique et que l'on observe parallèlement des populations algales importantes. Cela est dû aux difficultés qui existent pour connaître l'origine du phosphate soluble (HOOPER 1973). Il a été établi que le phosphore est d'une part relargué par les sédiments, d'autre part recyclé à partir du phosphore du phytoplancton, du zooplancton et du phosphore organique en suspension. Le turnover est d'autant plus rapide que l'écosystème est moins eutrophisé.

Les concentrations en PO_4^{3-} à un temps donné dépendent donc du turnover et de la charge initiale (POMEROY, 1960). Un taux de PO_4^{3-} faible peut caractériser un milieu appauvri en phosphore (c'est le cas en mer) ou au contraire un milieu très actif (comme pendant un "bloom" algal).

La mesure instantannée donne donc des indications limitées sur la disponibilité du phosphore dont une grande partie peut être incluse dans les organismes vivants puis rapidement recyclée. De plus, beaucoup d'organismes sont capables de concentrer le phosphore à partir de solutions très diluées.

L'été

La température atteint ses valeurs maximales aux mois d'août et septembre. Pour le lac, le plein été est décalé dans le temps d'un mois. La température diminue assez régulièrement de la surface au fond sans rupture de pente au niveau du métalimnion. Cependant, à la station "Ubaye", la chute de température est plus brutale entre la surface et 10m. En août, on a, respectivement 22° et 17° et, en septembre, 21° et 17,5°. Les eaux du fond à la station "Barrage" sont plus froides que dans les autres stations, en relation avec la plus grande profondeur.

Le gradient négatif de pH que l'on constatait en juin s'est maintenu.

	Surface	Fond
Savines	8,2	7,9
Ubaye	8,1	7,8
Barrage	8,1	7,8

(résultats de
septembre)

L'activité phytoplanctonique est importante. L'eau de ce fait est souvent sursaturée en oxygène dans la zone la plus éclairée (108% à "Savines" en surface). Le taux de saturation le plus faible est 77% à Savines à 20 m de profondeur. L'oxygénation reste donc bonne. Cela est très important à une période où un manque d'O₂ pourrait entraîner un relargage de nutriments depuis le sédiment, créant des conditions propices à l'eutrophisation.

Les valeurs de la conductivité pendant les mois d'été sont en baisse par rapport au printemps; comme le montre le tableau suivant où sont indiquées les valeurs extrêmes sur la colonne d'eau (en $\mu\text{S}/\text{cm}$).

	J u i n	Septembre (4)
Savines	390-430	245-290
Ubaye	240-340	250-280
Barrage	320-340	240-280

Cette baisse de conductivité qui correspond à une diminution du taux de minéralisation se reflète dans les valeurs de duretés et alcalinité qui ont diminué depuis le printemps. En effet, les valeurs de conductivité dans les rivières affluentes sont minimales en été, la dilution étant plus importante.

On n'a pas constaté d'évolution des duretés sur la colonne d'eau de l'épi à l'hypolimnion. Il semble qu'à cette époque la consommation algale qui entraîne la précipitation du calcium soit compensée par les processus de minéralisation. Le dégagement de CO₂ qui en résulte se traduit par la remise en solution des carbonates. Le lac atteint ainsi un équilibre.

Pendant cette période estivale, les populations algales sont importantes; leur présence se traduit par une baisse du taux de nitrates. (cf. chapitres 2-4).

En ce qui concerne les phosphates, les concentrations atteignent 0,01 mg/l en PO_4^{3-} à "Savines" et "Barrage" et restent inférieures à cette valeur à "Ubaye". Cependant nous ne pouvons pas tirer de conclusions de variations aussi faibles et, là encore, on voit qu'à Serre-Ponçon, comme dans d'autres retenues, il est difficile d'appréhender le stade d'eutrophisation en s'appuyant seulement sur le taux de phosphates.

En effet, le phosphore étant un élément limitant du phytoplancton, si on se réfère aux populations algales importantes, on doit admettre qu'il existe des quantités de phosphore disponibles. Les remarques faites à propos des résultats du printemps sont encore valables ici. RIGLER (1964) a montré que pendant les mois d'été, le turnover du phosphore peut être inférieur à 10 mn (parfois à 1 mn). De plus un taux de phosphates assez bas entraîne un turnover encore plus rapide.

Aussi, même avec des apports de phosphore au lac, dus par exemple à la fréquentation touristique, il est possible que la concentration dans l'eau reste basse. Des études ont été faites à partir d'eaux naturelles riches en phosphore et lors d'un suivi journalier on a constaté (NAKAJIMA et coll. 1981) que pendant le "bloom" algal, le $P-PO_4$ est converti stoechiométriquement en phosphore organique. Par contre, aucune relation évidente ne semble exister entre la consommation de phosphore organique pour la respiration des communautés chargées de la minéralisation et la production de $P-PO_4$.

En fait, la variation du taux de phosphore organique (P_0) dépend :

- du P_0 produit par le phyto;
- du P_0 détruit par respiration;
- du P_0 qui sédimente au fond.

Le turnover rapide implique que la minéralisation des cellules phytoplanctoniques mortes se fait en grande partie dans l'épilimnion, la sédimentation des cellules phytoplanctoniques mortes ne semble pas jouer un grand rôle dans la sédimentation du phosphore (GOLTERMAN, 1973)

De plus, le zooplancton consomme une part importante de la population algale et active ainsi le recyclage de l'azote et du phosphore. L'interprétation des fluctuations de ces éléments est délicate (DEVAUX, 1975-76). Selon HERON (1961), les variations des taux de PO_4^{3-} dans certains prélèvements peuvent même être dues à une distribution non uniforme du zooplancton et des bactéries.

Parallèlement à ces phénomènes de turnover, il faut considérer la sédimentation et la précipitation qui soustraient des phosphates à la masse d'eau ou, du moins, à la tranche d'eau où ils seraient immédiatement utilisables. La précipitation des phosphates en présence de calcium et la coprécipitation avec des carbonates de calcium sont très importantes dans les lacs calcaires (OTSUKI et WETZEL 1972, GOLTERMAN 1973, 1975, ESTRADA 1978).

Les phosphates fortement adsorbés sur des particules d'argile deviennent inutilisables pour les algues. Des études ont été faites sur ce sujet par GOLTERMAN (1973) sur Scenedesmus. En revanche, les phosphates liés au fer, ajoutés comme seule source de phosphore à une culture de Scenedesmus sont utilisables bien que la croissance des algues soit moins rapide qu'avec des phosphates solubles. De même, certaines algues bleues peuvent consommer le phosphore à partir de $Ca_3(PO_4)_2$ (BOSE et coll. 1971). Ainsi, selon le type de complexe formé, la disponibilité des phosphates change. Cependant, il s'agit là de cas assez particuliers. Pour notre étude, il vaut mieux considérer que seuls les phosphates solubles sont assimilables et examiner les conditions de relargage.

A Serre-Ponçon, on peut penser que les phosphates liés au fer forment des complexes stables. En effet, les conditions d'oxygénation au fond sont bonnes et le fer est à l'état Fe^{3+} . Il est donc peu probable d'avoir un relargage de phosphate occasionné par l'apparition de Fe^{2+} . En revanche, les phosphates précipités avec le calcium peuvent repasser en solution quand des dégagements de CO_2 se produisent.

On voit donc que le problème du phosphore est complexe. L'étude du phosphore minéral d'une part, et du phosphore organique d'autre part, est insuffisante pour appréhender le cycle de cet élément. Il faudrait arriver à séparer les différentes formes et connaître le transfert quantitatif dans les chaînes alimentaires (phytoplancton, zooplancton, bactéries). De plus, une augmentation des concentrations de phosphates dans l'eau peut se traduire par une augmentation

des quantités de bactéries dont certaines fabriquent des facteurs de croissance pour le phytoplancton (THOMAS, 1973).

; L'automne

Le lac entame sa période de circulation. Le taux d'oxygène est généralement plus bas que précédemment quoique supérieur à 70% de saturation sur toute la colonne d'eau.

Pour beaucoup de lacs, la période automnale est critique car les populations algales qui meurent, d'une part ne dégagent plus d'oxygène et d'autre part en consomment pour leur minéralisation.

A Serre-Ponçon, le lac présente encore, au mois d'octobre, des caractéristiques de la période estivale. En effet, les cellules phytoplanctoniques atteignent des densités très importantes ($4,18.10^6$ C/l à 20 m à Savines; $2,8.10^6$ C/l à 10 m à Ubaye, $1,81.10^6$ C/l à 10 m à Barrage; (cf. chapit. 2-4) et la température reste élevée (entre 12 et 17°). Ainsi, l'oxygène dégagé par les cellules environnantes sert à la minéralisation des cellules mortes, évitant des conditions propices à une eutrophisation.

Là encore, les seules mesures physico-chimiques ne nous permettent pas d'appréhender cette situation. En effet, entre septembre et octobre le taux de nitrates est stable ou même légèrement supérieur en octobre alors que l'augmentation phytoplanctonique est importante.

On peut expliquer cela par un apport de nitrates provenant du bassin versant. En effet, le sol comporte les restes des récoltes qui se minéralisent. Cela coïncide avec des précipitations abondantes (122 mm en octobre) d'où un lessivage important. D'autre part, on peut aussi avoir un apport de phosphore dû à l'affluence touristique estivale. Cependant, comme les concentrations en chlorures restent faibles (2,5 à 5 mg/l pour l'ensemble des stations) il semble que l'influence de la fréquentation humaine soit moindre que celle de l'agriculture.

En ce qui concerne le pH, les valeurs sont sensiblement égales à celles du mois de septembre. Il en est de même pour les duretés, alcalinité et conductivité. Il faut signaler toutefois les valeurs plus élevées de conductivité à la station barrage, à partir de 20 m de profondeur jusqu'au fond.

Ainsi, à cette époque on a une opposition entre les caractéristiques abiotiques et biotiques. En effet, les paramètres physico-chimiques dans leur ensemble indiquent, en octobre, une tendance à la stabilité (même la température qui reste élevée présente moins de différences entre la surface et le fond). Les paramètres biologiques, le phytoplancton en particulier, révèlent une évolution en hausse.

L'hiver

C'est la période de circulation des eaux du lac. Les températures représentées par des courbes pratiquement orthogrades (fig. 26) sont encore assez élevées en décembre (9,5 à 7°C) et diminuent ensuite jusqu'en mars où elles atteignent 4°C.

La situation du lac entre les deux campagnes hivernales (décembre et mars) est différente. En effet, la crue débute en mars, le lac passe de la côte 758,5 à la côte 762,5. Cette crue est donc précoce par rapport à l'année 1980 où elle démarrerait en mai.

Les valeurs de conductivité, duretés et alcalinité sont représentées, en décembre, par des courbes orthogrades (fig. 29 et 30). Les duretés et l'alcalinité présentent des valeurs un peu supérieures à celles du mois d'octobre, cela en relation avec un phénomène de concentration qui se produit lors des périodes d'étiage (le marnage entre octobre et décembre est de 12 m).

En mars, l'eau de crue arrache et transporte des particules. Vu la nature calcaire des terrains traversés, on note un apport d'ions calcium et bicarbonates qui se traduit par une augmentation de la conductivité.

D'autre part, pendant l'hiver, la fréquentation touristique dans les stations de ski situées en amont du lac est importante. Elle peut contribuer à un apport de matière organique dont la minéralisation lente entraîne une production de CO₂ qui permet la remise en solution de carbonate de calcium précipité en été.

La minéralisation se fait surtout par voie bactérienne, or entre décembre et mars on a constaté une augmentation du nombre de bactéries (TUAILLON, à paraître) ce qui confirmerait l'apport de matière organique à cette époque. Cependant, lors d'un dosage de matière organique par oxydabilité à chaud à Savines, on a trouvé des valeurs comprises entre 0,65 et 1,35 mg/l d'oxygène consommé. Il s'agit

donc de valeurs assez faibles. La pollution due à l'affluence humaine apparaît aussi dans la teneur en chlorures qui atteint 8,5 mg/l. En décembre, d'ailleurs, la concentration en chlorures avait déjà augmenté par rapport à l'automne (6 mg/l au lieu de 4 mg/l). Cependant ces taux de chlorures ne sont pas alarmants. Malgré cette légère pollution, le taux d'oxygénation reste entre 85 et 98% de saturation. Les populations phytoplanctoniques ont augmenté entre décembre et mars surtout aux stations Ubaye et Barrage.

	Savines	Ubaye	Barrage
Décembre	$0,119 \cdot 10^6$	$0,303 \cdot 10^6$	$0,108 \cdot 10^6$
M a r s	$0,349 \cdot 10^6$	$0,691 \cdot 10^6$	$0,532 \cdot 10^6$

Nombre de cellules phytoplanctoniques à 5 m de profondeur (RAMADE à paraître).

La densité importante à la station Ubaye se traduit par une faible transparence (la mesure au disque de Secchi est de 0,9m). Parallèlement, c'est à cette station que les matières en suspension sont les plus importantes.

Là encore, l'augmentation des populations algales ne se reflète pas dans le stock de nitrates. En effet, celui-ci s'est constitué depuis l'automne grâce aux apports hivernaux. Entre décembre et mars les concentrations en NO_3^- sont comparables; on se trouve toujours dans une période où les apports sont importants et on ne mesure que le bilan entre ces apports et la consommation.

Le sens de variation du taux de nitrates est alors conditionné par la prédominance d'un de ces facteurs.

Conclusion

Après l'examen d'un cycle annuel, certaines caractéristiques du lac sont apparues. Serre-Ponçon est un milieu assez stable. L'amplitude des variations saisonnières des paramètres pris en compte est relativement faible. Il s'agit d'un aquasystème tamponné régi par l'équilibre carbonates insolubles-bicarbonates solubles. Les taux de phosphates sont trop faibles pour qu'on puisse suivre leur évolution. En revanche, les teneurs en nitrates - paramètre dont les variations sont les plus importantes - peuvent être corrélées avec la présence des populations algales.

Les faibles teneurs en sels nutritifs ne suffisent pas à qualifier la retenue d'oligotrophe; néanmoins, la bonne oxygénation que l'on trouve généralement jusqu'au fond doit permettre une minéralisation rapide. Les taux de chlorures qui augmentent lors des fréquentations touristiques ne représentent qu'une pollution éphémère. Ainsi, le lac traverse plusieurs périodes critiques au cours desquelles il atteint un niveau mésotrophe mais revient toujours rapidement à un état oligotrophe.

Les classifications des lacs en fonction de leur degré d'eutrophie (établi avec les taux d'azote et de phosphore dans l'eau) ne peuvent donc suffire à caractériser ce lac, d'autant plus que les charges critiques sont souvent différentes d'un lac à l'autre.

C'est pourquoi, dans notre cas, il est nécessaire de prendre en compte les paramètres biologiques, le phytoplancton mais également les espèces indicatrices du zooplancton et de la faune benthique.

2.1.2. Evolution pluriannuelle

L'étude d'un cycle annuel traduit une stabilité particulière des paramètres physico-chimiques à Serre-Ponçon. Il est cependant difficile de prévoir l'évolution du lac à partir de ces seules données.

Avec le temps, les aquasystèmes tendent à passer de l'état oligotrophe à l'état mésotrophe ou eutrophe. Ce passage est plus ou moins rapide selon la morphométrie du lac, sa situation et les caractéristiques du bassin versant. Pour un lac de barrage, ce schéma est un peu modifié dans la mesure où lors de la mise en eau, le lac est enrichi de tous les éléments fertilisants des terrains inondés. Les premières années, on observe, une phase riche permettant le développement des espèces planctoniques, benthiques et des poissons, puis un appauvrissement dû à la diminution des éléments consommables les années suivantes. Après ces phases assez rapides, le lac atteint un certain équilibre et son évolution va alors se rapprocher de celle des lacs naturels décrite plus haut.

La retenue de Serre-Ponçon a été étudiée depuis juin 1978, on a donc des résultats sur trois cycles annuels. Nous allons tenter de mettre en évidence les éventuels changements qui ont pu se produire. Cependant, on peut déjà avancer que trois années représentent une période insuffisante pour prévoir l'évolution du lac à long terme car si l'on tient compte de la grande capacité du lac, seules des variations importantes, durables et irréversibles des paramètres de l'eau des affluents et des eaux de ruissellement pourraient faire apparaître un changement significatif au niveau du lac.

La crue :

La vie du lac est conditionnée par une période de marnage en hiver et une période de hautes eaux en été qui suit la crue printanière. Celle-ci constitue la plus grosse perturbation pour la retenue. Généralement, le niveau du lac commence à baisser au mois de novembre, la côte minimum est atteinte, selon les années, entre mars et mai, puis la crue ramène le niveau au point le plus haut en juin.

Durant les trois dernières années, les périodes de crue et les hauteurs de marnage ont varié.

En 1978, de mai jusqu'à mi-juin, le niveau du lac monte de 25 m. L'année suivante, le marnage est beaucoup plus important (38 m), la crue commence à la mi-mai et le niveau maximum est atteint en juillet.

Pendant les années 1980 et 81 on observe un marnage plus faible (20 m) mais les périodes de crues sont différentes, celle de 1981, précoce, débute en mars.

On a donc des variations sensibles du temps de remplissage et des hauteurs de marnage (fig. 17).

La température :

Du point de vue thermique, si l'on considère les moyennes des températures les plus froides et celles des températures les plus chaudes, on a les résultats suivants sur l'ensemble des trois années :

	\bar{T}° mini			\bar{T}° maxi		
	S	U	B	S	U	B
Juin 78 à juin 79	8,7	10,7	9,6	12,1	14,3	13,2
Oct. 79 à juin 80	10,1	8,7	8,6	11,7	11,9	11,7
Juil.80 à juin 81	11,1	10,5	9,6	15,4	15,9	14,7

L'année 1979-80 a été, dans l'ensemble, plus froide que les deux autres. Les résultats du tableau précédent sont cependant à considérer avec réserve dans la mesure où les prélèvements pris en compte n'ont pas été réalisés à des intervalles de temps réguliers.

La figure 18 montre l'évolution de la température en surface et au fond pour les trois stations.

En surface, les températures sont généralement plus élevées à la station Ubaye bien que l'eau de la rivière soit plus froide. Un

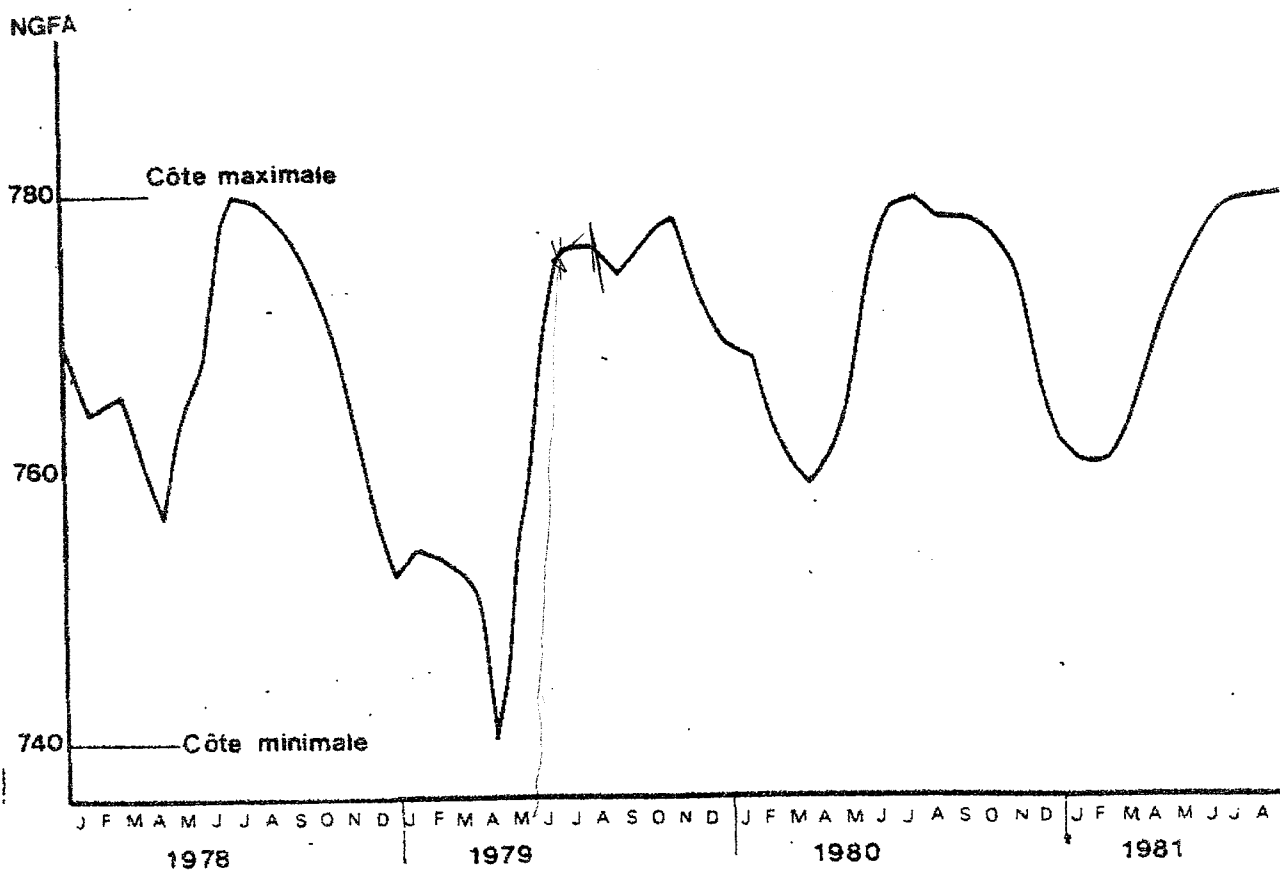


Fig.17 : courbes de remplissage de la retenue de Serre-Ponçon durant la période d'étude.

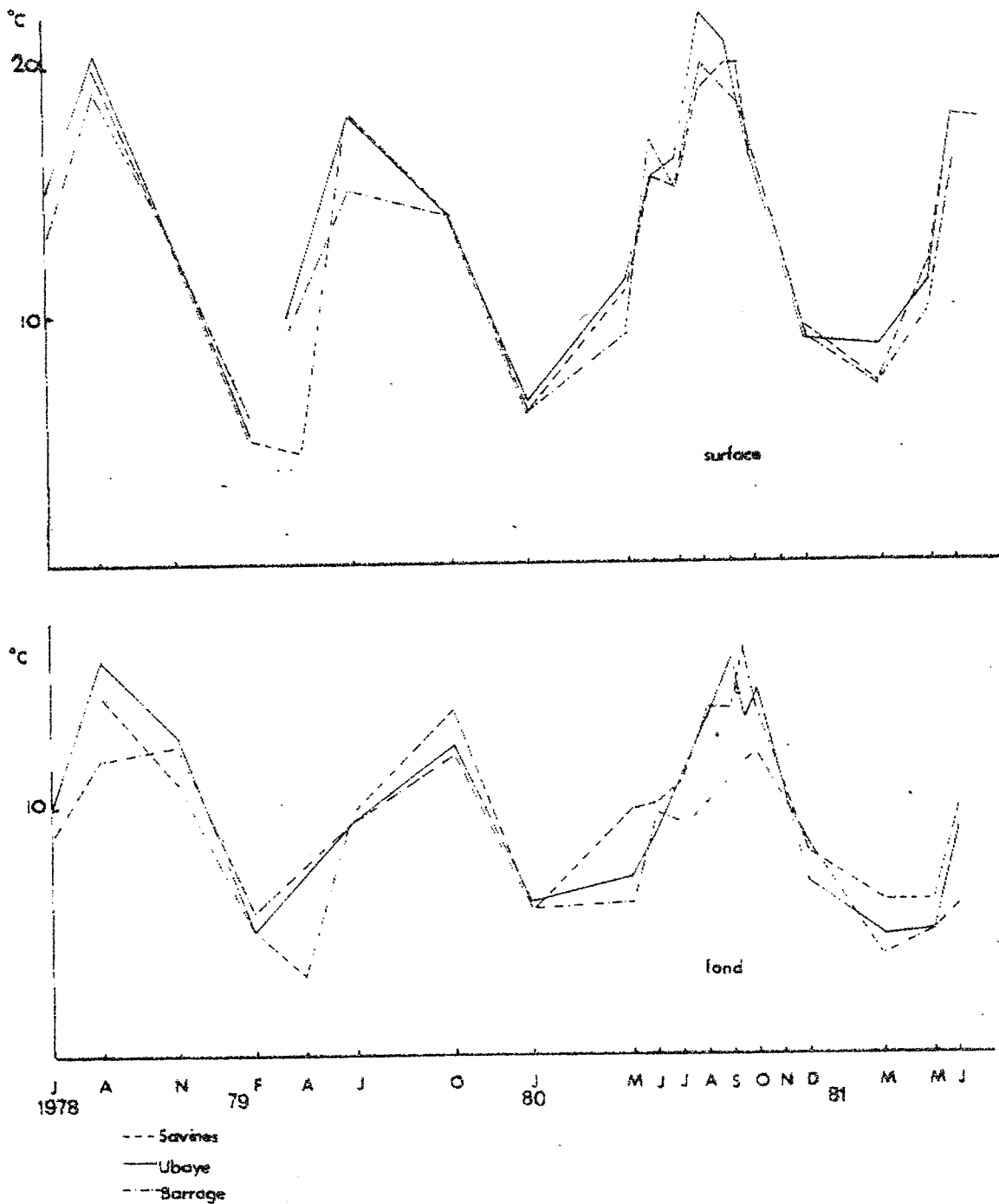


Fig. 18 : évolution des températures en surface et au fond de juin 1978 à juin 1981.

meilleur ensoleillement de cette partie du lac pourrait expliquer ce réchauffement.

Durant les périodes estivales, le lac est resté peu stratifié, la température diminue régulièrement de la surface au fond. Un tel gradient de température a été observé par VIDAL-CELMA (1969) pour un lac de barrage monomictique chaud en Espagne. Les conditions de rénovation de l'eau, la double alimentation et les courants dus aux vents forts ne permettent pas, comme nous l'avons vu, l'installation de la thermocline.

Ponctuellement, on a observé des profils thermiques identiques à ceux des lacs stratifiés. C'est le cas à la station Ubaye en juin 1979 où la température passe de 18° à 11° entre la surface et 5 m de profondeur. C'est d'ailleurs toujours à cette station que la baisse de température est la plus rapide et c'est à la station Barrage qu'elle décroît le plus lentement.

L'oxygène

Au cours des trois cycles annuels, le lac est resté bien oxygéné. La désaturation qui a eu lieu en juin 1980 est restée exceptionnelle. Le pourcentage de saturation est compris entre 70 et 114%. On observe généralement un gradient négatif de la surface au fond, en relation avec la présence du phytoplancton dans les couches supérieures. Cependant, comme nous l'avons dit, l'influence des eaux bien oxygénées de la Durance et de l'Ubaye ainsi que le turbinage occasionnant un renouvellement fréquent de l'eau permettent une bonne oxygénation des couches profondes (fig. 19).

Pendant la campagne de juin 1981, on a mesuré l'oxygène et la température toutes les trois heures pendant 24 heures (tableau 6). Les variations constatées sont de faible amplitude. On peut donc penser que même en l'absence d'activité photosynthétique, la nuit, le lac reste bien oxygéné.

Le pH :

Pendant toute la durée de l'étude, les pH sont compris entre 7,5 et 8,3. Entre les premier et deuxième cycles annuels, on a pu

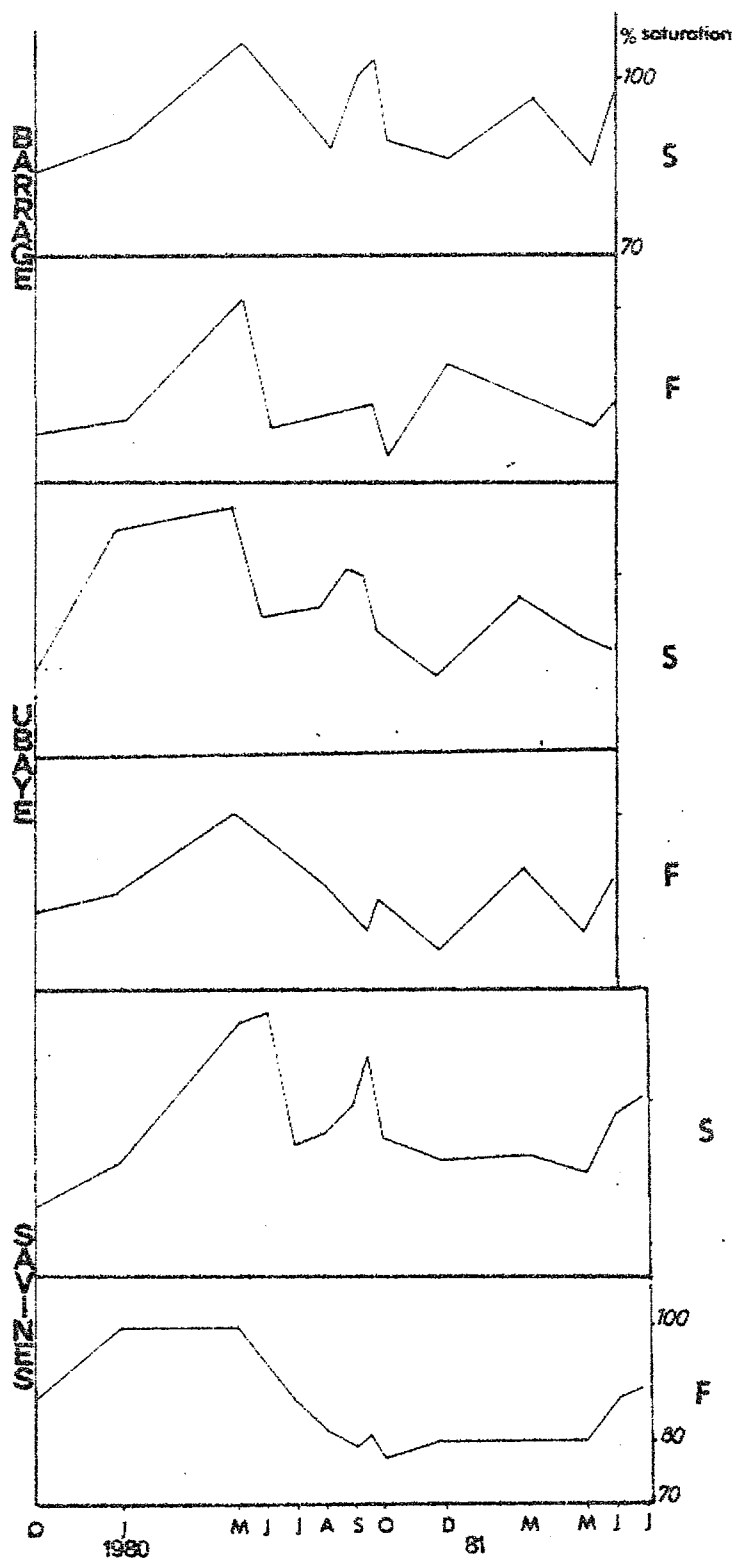


Fig. 19 : évolution du pourcentage de saturation en oxygène en surface et au fond.

Tableau 6 : cycle nycthéral de la température et de l'oxygène.

	10.6.81 16 heures		10.6.81 19 heures		10.6.81 22 heures		11.6.81 1 heure		11.6.81 4 heures		11.6.81 7 heures		11.6.81 10 heures		11.6.81 13 heures									
	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂	T°	%sat. O ₂								
Surface	18,5	9,5	104	18,4	9,4	103	18,5	9,2	101	18,1	8,8	96	18,1	8,7	95	18	8,8	96	18,8	8,5	94			
2,50 m	18,2	9,5	104	18,2	9,4	103	18,5	9,2	101	18,1	8,8	96	18,1	8,7	95	17,2	8,7	93	17,9	8,3	90			
5 m	16	10	105	14,5	10,2	103	14,5	10	101	17,8	8,8	95	16,9	9,1	97	14,8	9	92	15,2	9,1	94			
7,50 m	13,6	10,5	104	13,2	10,3	101	13,8	10,1	101	14,3	9,6	97	14,7	9,4	96	-	-	-	14,1	9,2	92			
10 m	12,9	10,3	101	12,9	10,1	99	13,1	10	98	13,3	9,6	95	13,1	9,5	93	13	9,2	90	13,1	9,4	92			
15 m	12,2	10,2	98	12	10	96	12	9,8	94	12,3	9,5	92	12,5	9,5	92	12,2	9,9	98	-	-	12,1	9,1	88	
20 m	11,7	10	95	11,2	10	94	11,1	9,8	92	11,2	9,6	90	11,5	9,5	90	12,2	9,6	92	11,5	9,3	88	11,6	9,1	86
30 m	10,2	9,7	89	10,1	9,9	91	10,1	9,7	89	10,1	9,4	86	10,1	9,3	85	11,3*	9,5	90	10	9,1	83	10,1	8,9	82

* valeur peu significative, forte dérive, fil de la sonde de mesure oblique.)

observer une augmentation de pH qui apparaît dans les valeurs extrêmes sur la colonne d'eau

	SAVINES	UBAYE	BARRAGE
juin 78	7,6 - 7,9	7,5 - 7,7	7,5 - 7,6
juin 79	7,9 - 8,3	7,8 - 8,0	7,6 - 7,9

Cependant les variations sur l'ensemble des trois cycles ne sont pas significatives (fig.20) aussi bien dans le temps que dans l'espace.

On peut toutefois noter que durant l'étude les écarts de pH sont plus accentués en surface qu'au fond. Cela est dû à l'influence des populations phytoplanctoniques présentes dans les couches supérieures du lac. En effet, la photosynthèse entraîne une augmentation du pH du fait de la consommation de CO₂.

Les chlorures :

A Serre-Ponçon la teneur en chlorures peu élevée est de 4 à 5 mg/l en moyenne sans changement notable d'une station à l'autre. En août 1978 et surtout en février 1979, des teneurs plus fortes ont été observées (11 mg/l en moyenne sur l'ensemble des stations). Cela correspond aux périodes de forte activité touristique. Le lac retrouve ensuite des concentrations plus basses.

Les chlorures sont inertes du point de vue chimique et biologique dans l'eau. Ils proviennent généralement d'une pollution industrielle ou domestique et de ce fait constituent un paramètre fiable pour connaître le degré de pollution (ITASAKA et KOYAMA,1980). Il est donc intéressant de constater que les teneurs n'augmentent pas dans le temps. Les quelques valeurs plus fortes citées plus haut ne représentent qu'une pollution occasionnelle soumise à une rapide autoépuration.

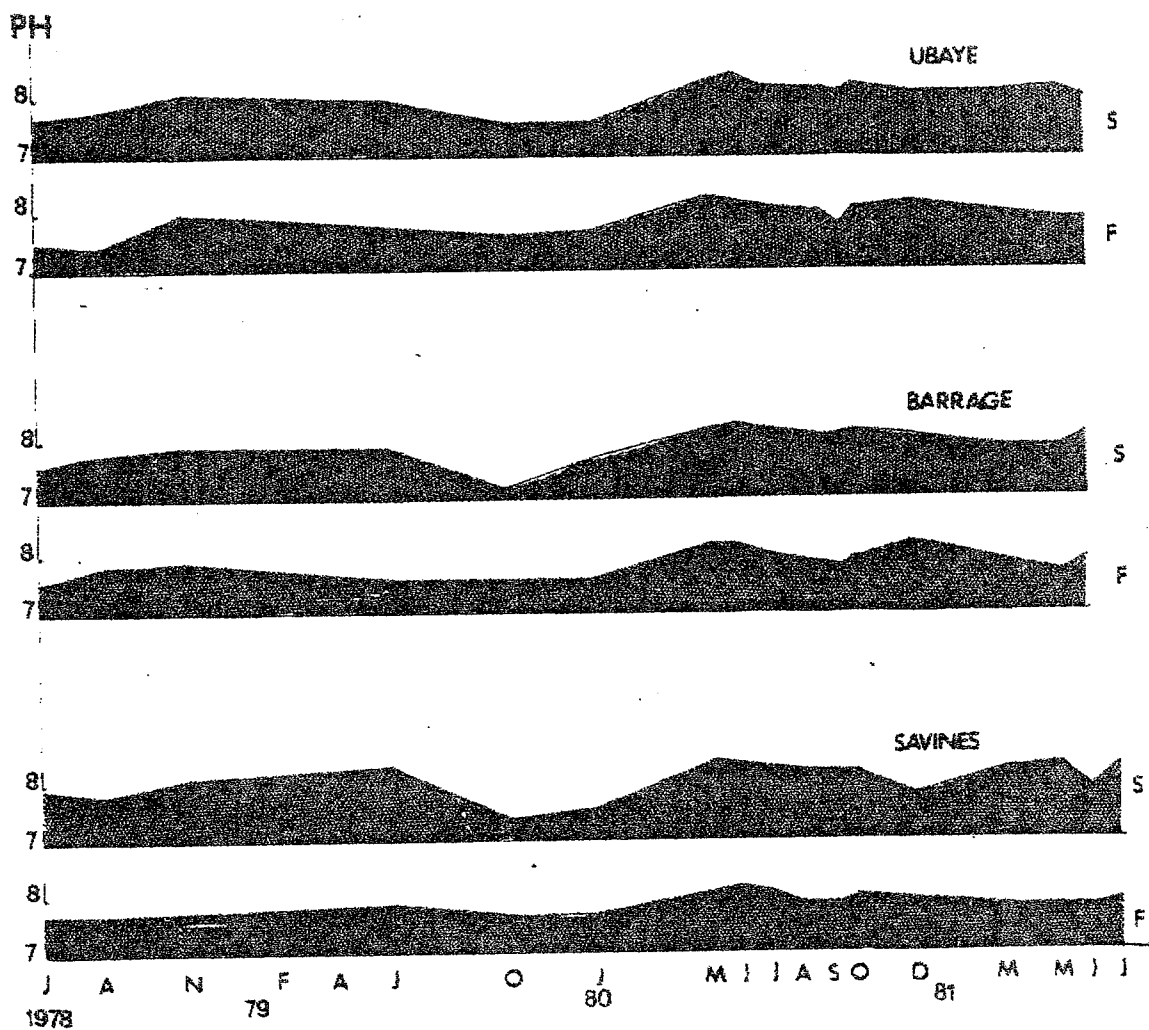


Fig.20 : évolution saisonnière du pH en surface et au fond de juin 1978 à juin 1981.

La conductivité, les duretés, l'alcalinité :

Les valeurs de conductivité sur l'ensemble des trois stations sont comprises entre 250 et 400 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (fig.21). Les maxima apparaissent généralement au printemps (apports de la crue). Des valeurs élevées en automne (en octobre 1979 à la station Barrage par exemple) peuvent résulter d'apports plus importants dus au ruissellement après des pluies abondantes. La conductivité à la station Savines est généralement supérieure à celle des autres stations, cela en relation avec la conductivité plus forte des eaux de la Durance par rapport à celles de l'Ubaye, pendant l'été en particulier.

Les duretés calcique et totale ainsi que l'alcalinité présentent des valeurs maximales au printemps puis diminuent jusqu'aux mois d'août-septembre pour augmenter à nouveau jusqu'au printemps suivant. Ces fluctuations résultent des apports en calcium et bicarbonates par la crue suivis de la photosynthèse qui entraîne la précipitation de CaCO_3 insoluble. Les duretés calcique et totale sont représentées par des courbes de même allure, la dureté magnésienne est constante. Les valeurs des duretés calciques sont situées entre 65 et 200 mg/l de CaCO_3 , la dureté totale est comprise entre 80 et 260 mg/l de CaCO_3 pour l'ensemble des trois cycles annuels.

La teneur en bicarbonates, donnée par l'alcalinité varie de 50 à 165 mg/l HCO_3^- .

Les sels nutritifs :

Les dosages de sels nutritifs ont fait apparaître certains changements au cours de notre étude (fig.22 et 23). Au mois de juin 1978, on note la présence de phosphates en quantités appréciables aux stations Ubaye et Barrage. A Savines, les concentrations sont au-dessous de 0,01 mg/l .

Au cours du cycle 1978-79, les variations des teneurs en phosphates et en nitrates sont bien corrélées négativement avec celles du phytoplancton. Le bloom algal du mois d'août se traduit par une baisse très nette du taux de nitrates et un épuisement des phosphates qui ne sont plus dosables.

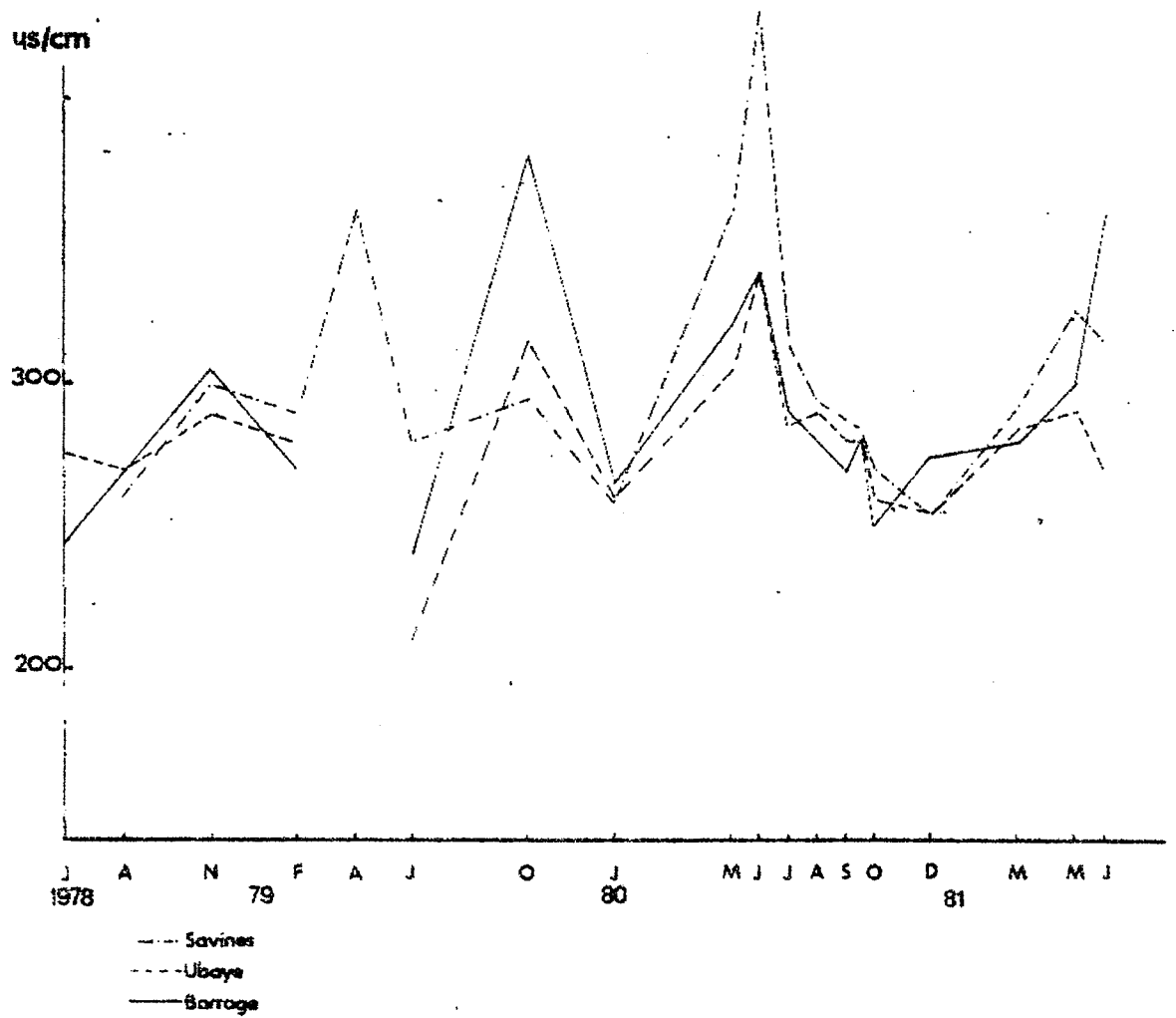


Fig.21 : évolution de la conductivité à 2,50 m de profondeur dans les trois stations entre juin 1978 et juin 1981.

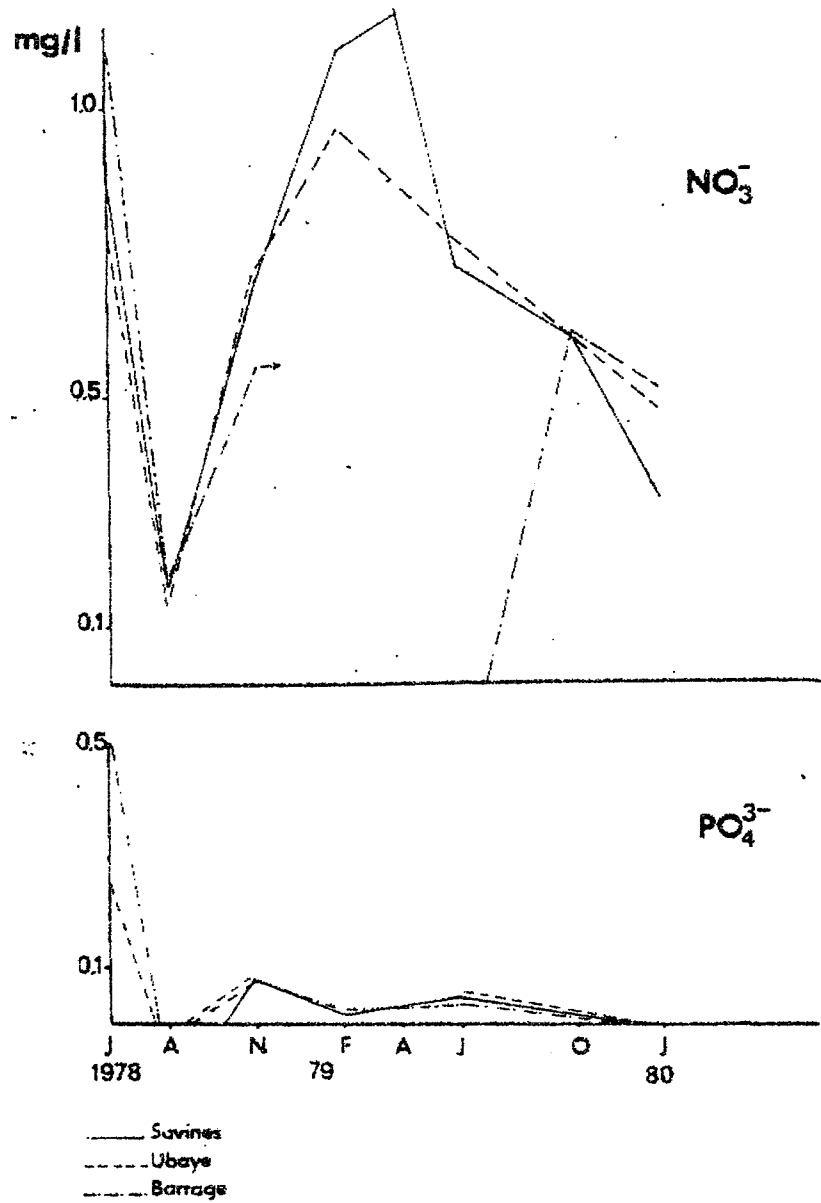


Fig.22 : évolution saisonnière des teneurs en nitrates et phosphates à 5 m de profondeur de juin 1978 à janvier 1980.

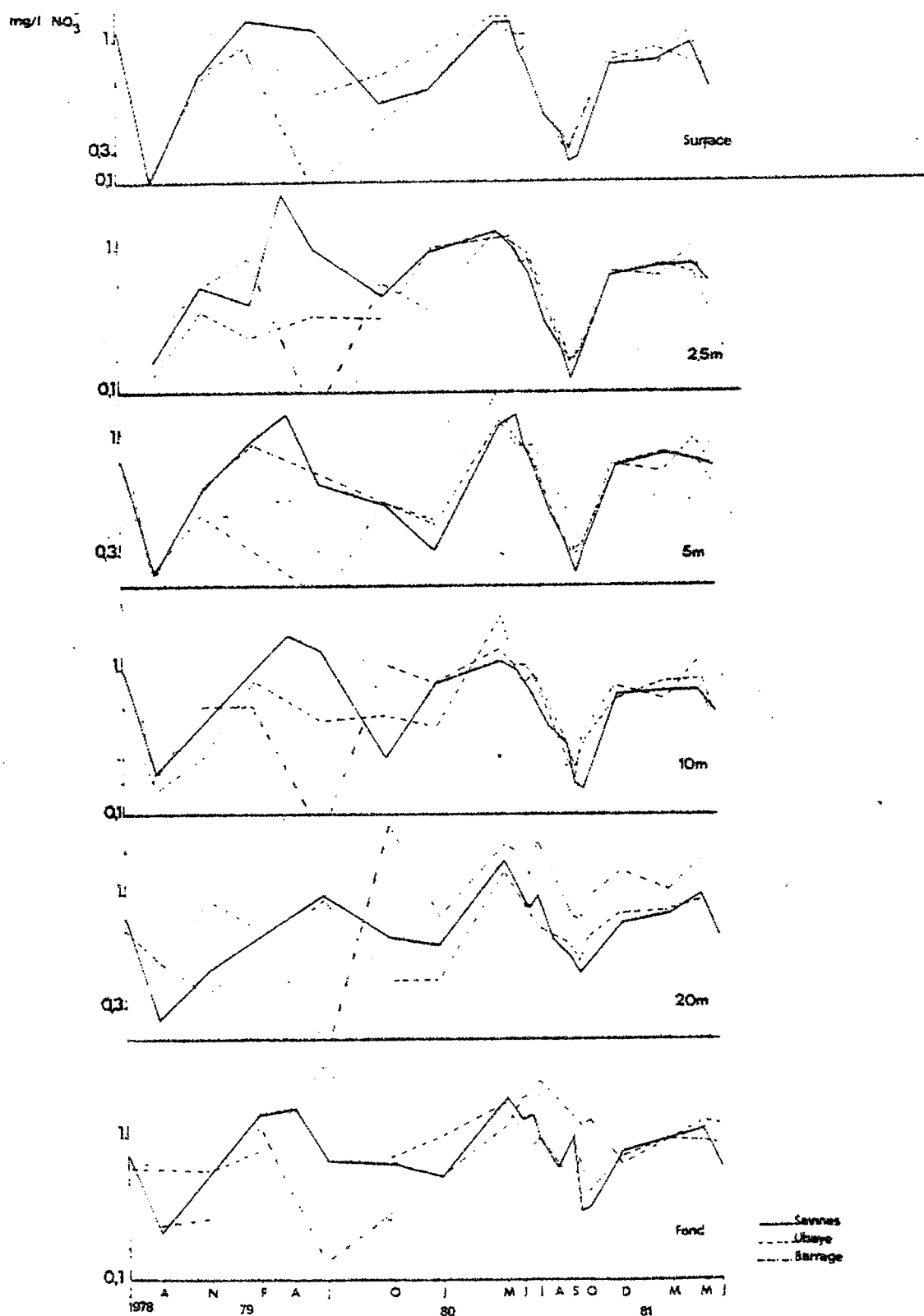


Fig. 23 : évolution pluriannuelle des teneurs en nitrates dans les trois stations.

Le tableau suivant montre l'évolution des valeurs extrêmes de NO_3^- sur la colonne d'eau entre juin et août 1978 :

	SAVINES	UBAYE	BARRAGE
juin 78	0,87-1,05	0,8	1,09-1,5
août 78	0,1 -0,39	0,1-0,31	0,1 -0,74

Pendant ce premier cycle annuel, les phosphates apparaissent bien en tant que facteur limitant. En effet, au mois de juin, les teneurs en NO_3^- sont semblables dans les trois stations et les quantités de phytoplancton sont comparables aux stations Ubaye et Barrage mais plus faibles à Savines. Or à cette dernière station les phosphates ne sont déjà plus dosables en juin. Ainsi, l'excès de nitrates ne peut être consommé en l'absence de phosphates.

Pour le cycle juin 1979-juin 1980, on n'a pas de résultats entre juin et octobre 1979. Les valeurs de nitrates en juin 79 varient entre 0,73 et 1,13 mg/l à la station Savines et entre 0,58 et 1,44 à la station Ubaye. Au mois d'octobre, les concentrations en NO_3^- trouvées à Savines sont plus basses alors qu'à Ubaye, on a les mêmes taux qu'en juin. Les pluies ont été importantes au mois d'octobre, entraînant une remontée du niveau du lac de 8 mètres. Il est possible que les apports par lessivage masquent la consommation qui a eu lieu depuis juin et que parallèlement la consommation soit moindre du fait des eaux plus turbides qui gênent la photosynthèse.

A la station Barrage, l'évolution des sels nutritifs est différente par rapport aux stations précédentes. Au mois de juin 1979, on observe un épuisement total des nitrates entre 2,50 m et 10 m de profondeur alors que les phosphates sont encore présents (0,02 à 0,06 mg/l). Les nitrates semblent jouer là le rôle de facteur limitant, cependant les quantités de cellules phytoplanctoniques à cette époque sont faibles dans les trois stations. Toutefois,

le zooplancton est 14 fois plus abondant en juin 79 qu'en février 79, il se peut donc que le phytoplancton ait été consommé. Ce "trou de juin" pour le phytoplancton en liaison avec la présence de zooplancton a été observé dans de nombreux lacs (BURGI in FAHRNI 1982).

Ainsi, en ce qui concerne les sels nutritifs, un schéma général se dégage de ces trois années d'étude. Les concentrations maximales s'observent au printemps, cela est dû :

- à la faible consommation hivernale,
- aux apports par lessivage,
- aux apports de la crue.

Pendant l'été la consommation algale se traduit par une baisse générale des teneurs en sels nutritifs. Lors des trois années, on n'a pas constaté de variations globales négatives ou positives pour les nitrates, les concentrations mesurées se situent toutes entre 0,1 et 1,5 mg/l. Les phosphates, comme nous l'avons dit sont pratiquement toujours inférieurs à 0,01 mg/l.

Ces résultats sont intéressants car ils mettent en évidence le bon fonctionnement de la retenue de Serre-Ponçon. En effet, les problèmes d'eutrophisation commencent à se poser quand les sels nutritifs non consommés s'accumulent dans un lac ou bien entraînent une prolifération algale anormale. Dans le cas de Serre-Ponçon, la consommation des sels nutritifs semble avoir lieu dès leur arrivée dans la retenue puis les populations algales ainsi développées sont régulées par la prédation par le zooplancton. Ainsi, on ne constate aucune accumulation dans les différents étages de consommation. De plus, la minéralisation réalisée dans de bonnes conditions grâce aux réserves d'oxygène hypolimnique permet d'avancer que la limite de capacité d'assimilation du système n'est pas atteinte. Au contraire, la retenue semble être actuellement dans un état d'équilibre. Cette phase stable est, pour les lacs de barrage, une étape qui suit généralement la "trophic dépression", conséquence de la forte consommation des algues qui se sont développées juste après la mise en eau.

2.2. Les bactéries

Le comptage direct du nombre de germes a été effectué sur plus d'une année (de janvier 1980 à juillet 1981) aux trois stations : Savines, Barrage et Ubaye, sur toute la colonne d'eau, afin d'en étudier la répartition au cours des saisons.

Des mesures d'assimilation autotrophe (de carbone minéral) et hétérotrophe (de carbone organique) ont été effectuées à Savines.

Après incubation avec des éléments marqués, les échantillons ont été passés sur des filtres de porosités différentes afin de séparer les bactéries marquées des cellules phytoplanctoniques également marquées.

D'après CASTELLVI (1977), la succession dans le temps est généralement la suivante :

- L'enrichissement en éléments nutritifs permet l'implantation des populations de phytoplancton avec une production primaire faible d'où de basses concentrations en matériel organique et une activité bactérienne faible.
 - Durant la phase d'autotrophie, la teneur en éléments nutritifs est encore forte et la production primaire atteint son maximum.
 - Succède la phase hétérotrophe, grâce au matériel organique formé dissous ou particulaire, avec épuisement des éléments nutritifs. L'activité bactérienne est alors à son maximum car la production primaire baisse.
- C'est ce que nous avons observé en comparant nos résultats de production primaire et d'hétérotrophie.

2.2.1. Dénombrement des germes

L'eau de chaque profondeur (0 - 2,5 - 5 - 10 - 20 m et fond) est prélevée dans une bouteille stérile et formolée sur le terrain. Le comptage direct est effectué au laboratoire après avoir laissé décanter une demie heure un échantillon d'eau placé entre lame et lamelle dans une cuve de Malassez observée au microscope à contraste de phase (Leitz) à l'objectif 40.

Les mesures effectuées au cours des années 1980-81 aux 3 stations, mettent en évidence, d'une part l'influence de la localisation des stations et d'autre part un cycle annuel comparable d'une année à l'autre mais décalé en fonction de la date où se situe la crue printanière (fig.24).

Les effectifs en automne et en hiver sont moyennement élevés et remontent jusqu'au printemps où la crue entraîne une diminution du nombre des germes sur la colonne d'eau, excepté au fond où les valeurs sont au contraire très élevées. Les variations du nombre des bactéries sont ensuite nombreuses durant la saison estivale. Les fluctuations les plus importantes correspondent à des périodes de perturbations externes : remplissage - saison estivale touristique, et ce, jusqu'au début de l'automne.

Les 2 stations proches des arrivées des 2 rivières ("Ubaye" et "Savines") sont plus perturbées que celle située près du Barrage. Cette dernière est la station la plus profonde et les nombres de germes y sont plus constants sur toute la colonne d'eau, moins variables d'une saison à l'autre. La station Savines présente un nombre de germes plus élevé qu'aux deux autres stations ainsi que des écarts d'effectifs plus grands entre la surface et le fond. Les différences entre Ubaye et Savines sont dues à la qualité et la quantité des apports de chacune de 2 rivières.

- Automne-hiver :

Le nombre de germes est plutôt faible pour les 3 stations (inférieur à 10^6 cel/ml). C'est la période du marnage, les apports par les rivières en étiage hivernal sont réduits. La quantité de bactéries est faible entre 5 et 20 m mais plus élevée au fond : il semble que le peuplement bactérien puisse participer à la nutrition du zooplancton, ce qui pourrait expliquer les concentrations moins élevées de bactéries dans les couches de subsurface, les plus riches en zooplancton.

- Printemps-été :

L'augmentation du nombre de germes est sensible dans les 3 stations et plus encore à Ubaye (par rapport au mois de décembre). Les résultats obtenus à Savines et Barrage au début du printemps (mars 81) très homogènes en dessous de 5 m montrent que nous sommes encore dans la phase hivernale de mélange, bien que la fonte des neiges (prématurée) ait débuté augmentant la turbidité,

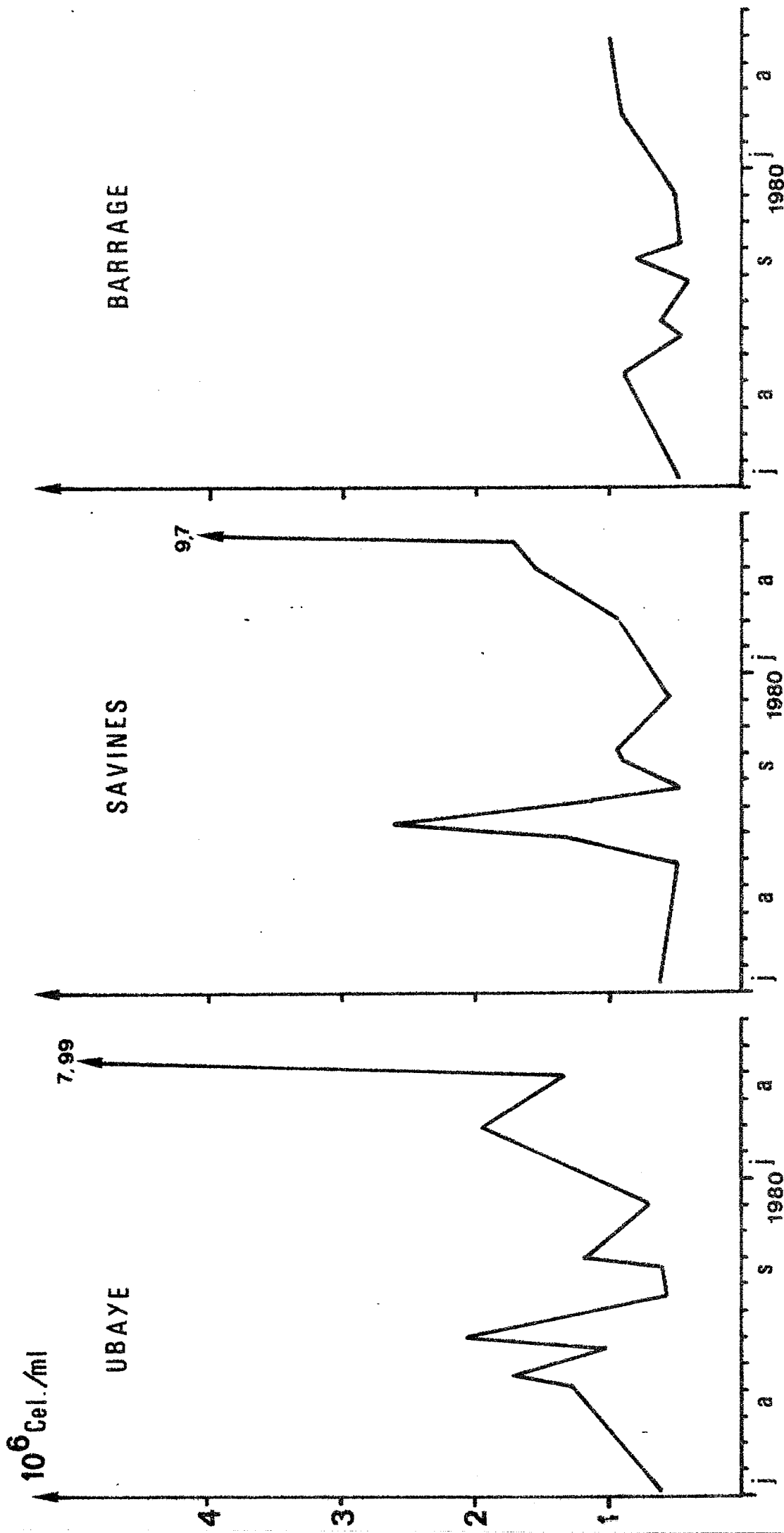


Fig. 24 - Evolution du nombre de germes dans les trois stations étudiées sur le lac de Serre-Ponçon, de janvier 1980 à juillet 1981 (moyenne sur toute la colonne d'eau).

particulièrement à Ubye (le disque de Secchi disparaît à 90m) puis à Savines (disque de Secchi : 2,50m).

En juillet 1980 et juin 1981 les pics que présentent les valeurs moyennes sur la colonne d'eau (fig. 24) sont dus à des effectifs très élevés au fond (fig. 25, 26, 27 et 28). A Savines le maximum est de $33,10^6$ cel/ml au fond.

Les perturbations sont moins spectaculaires à Barrage. L'augmentation du nombre de germes est progressive de janvier à mai 80 et de décembre à juin 81 et ne dépasse jamais 10^6 cel/ml. L'effectif du remplissage est tamponné et retardé ($2,1 \cdot 10^6$ cel/ml au fond, début septembre 80; $3,85 \cdot 10^6$ cel/ml en juin 81).

Dans la station Barrage, le nombre de germes présente souvent un pic à 20 m au printemps et une activité représentée par des cellules en division, assez élevées en surface.

Les variations les plus importantes sont en juin-juillet 80 à Ubye où le nombre de germes est supérieur à $2 \cdot 10^6$ cel/ml sur toute la colonne d'eau (juillet) et à savines ($2,6 \cdot 10^6$ cel/ml). L'année suivante c'est à cette période que nous trouvons à nouveau des valeurs exceptionnelles $7,99 \cdot 10^6$ cel/ml sur la colonne d'eau fin juin à Ubye, $9,7 \cdot 10^6$ cel/ml en juillet à Savines.

Il semble que les effets de la crue se fassent sentir un peu plus tôt en 1981 que l'année précédente ; en mars 81 on enregistre déjà une valeur remarquable de $1,95 \cdot 10^6$ cel/ml, mais qui diminue ensuite avant l'essor de juin.

Les valeurs très élevées de la mi-printemps, début été au fond proviennent d'arrivées massives d'eau plus froide chargée de matières en décomposition utilisables comme substrat et nourriture par les bactéries.

Au printemps, le développement des germes n'est pas gêné par les cellules phytoplanctoniques (qui consomment les mêmes éléments nutritifs) car il y en a généralement peu en cette saison à Serre-Ponçon. Mais les bactéries peuvent utiliser les produits d'excrétion du zooplancton mort dont les cadavres sont nombreux entre mai et juin. Cette chute est suivie d'un pic bactérien (début juin 80), mais ce nombre élevé de bactéries et le peu de phytoplancton entraînent une consommation mal renouvelée d'oxygène, d'où les faibles valeurs mesurées au début de l'été 80 (fin juin).

Au printemps et en été le nombre de bactéries comptées à Ubye présente souvent un pic à 2,50m.

De façon générale, nous pouvons noter que :

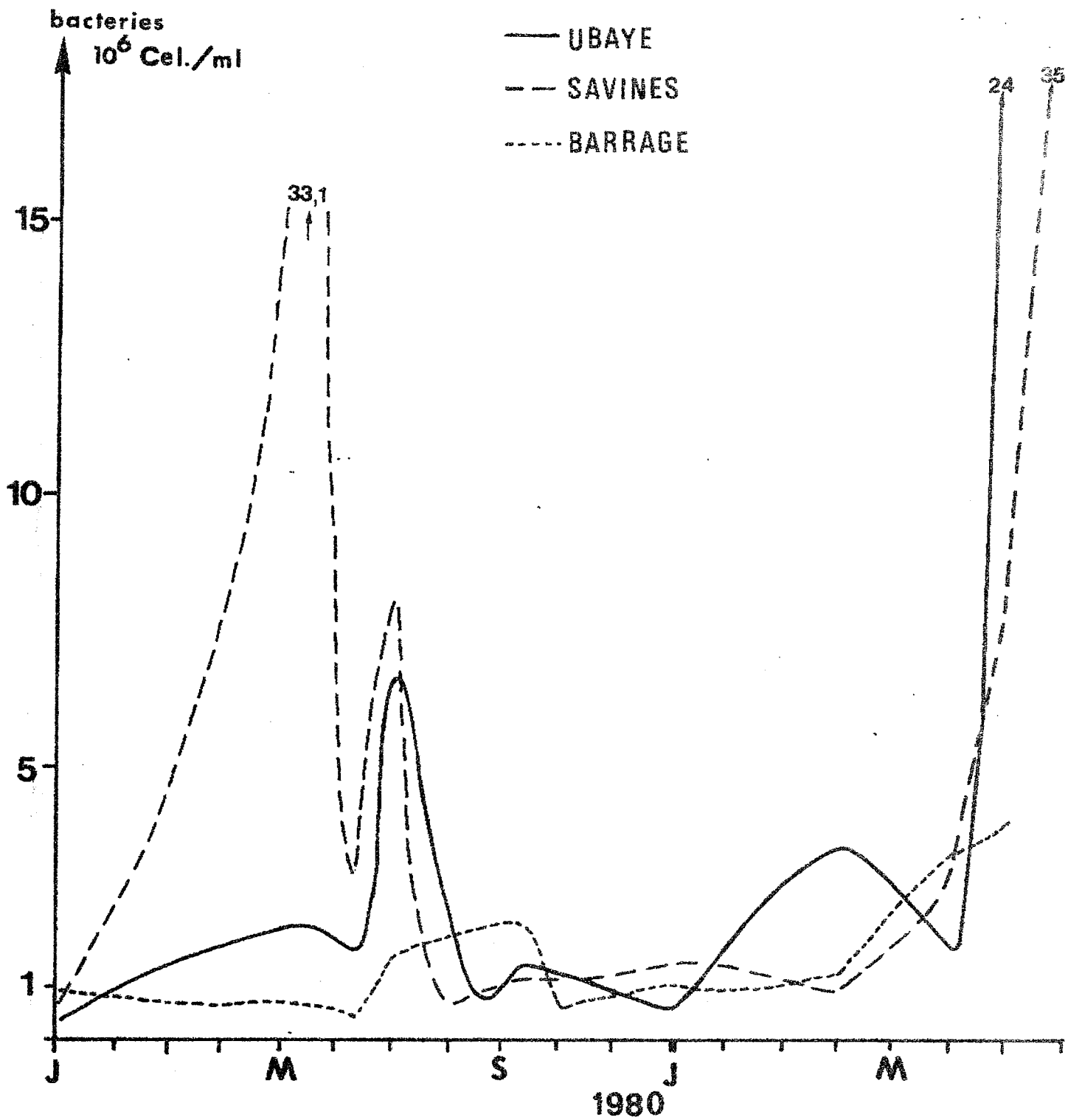


Fig.25 - Nombre de bactéries aux trois stations de prélèvements en 1980 et 1981.

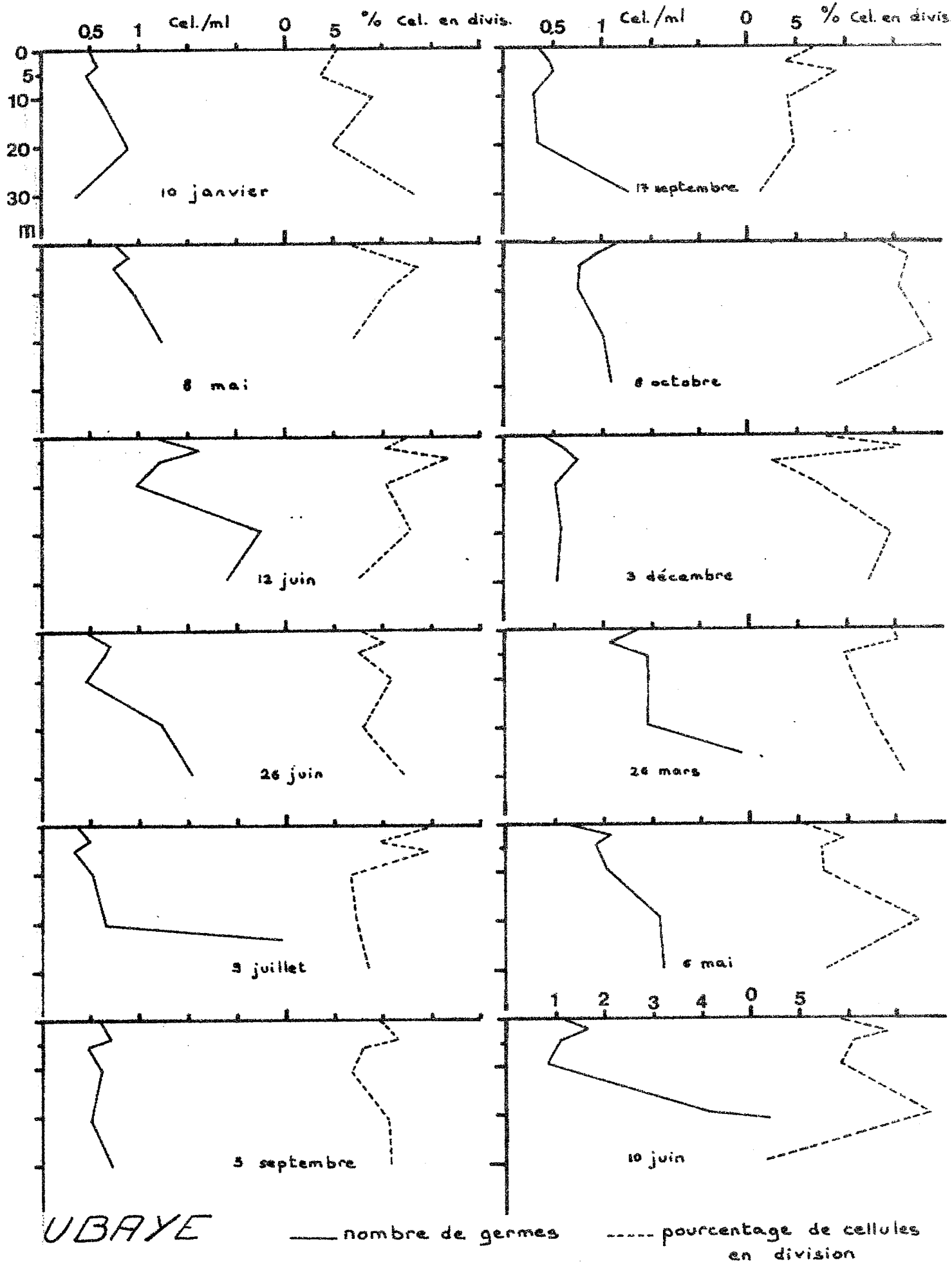


Fig.26 - Nombre de germes et pourcentage de cellules en division à la station Ubaye en 1980 et 1981.

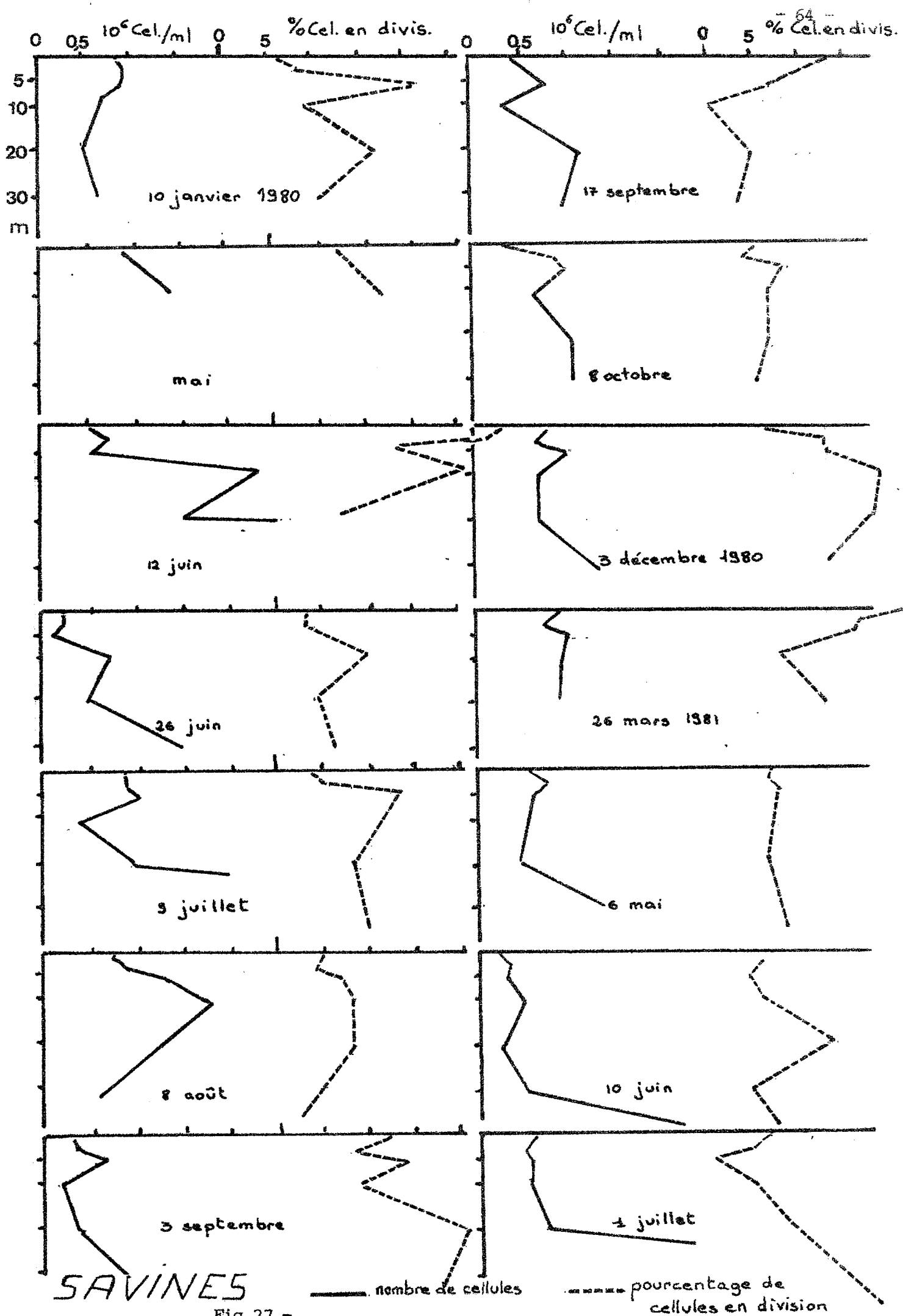


Fig.27 -

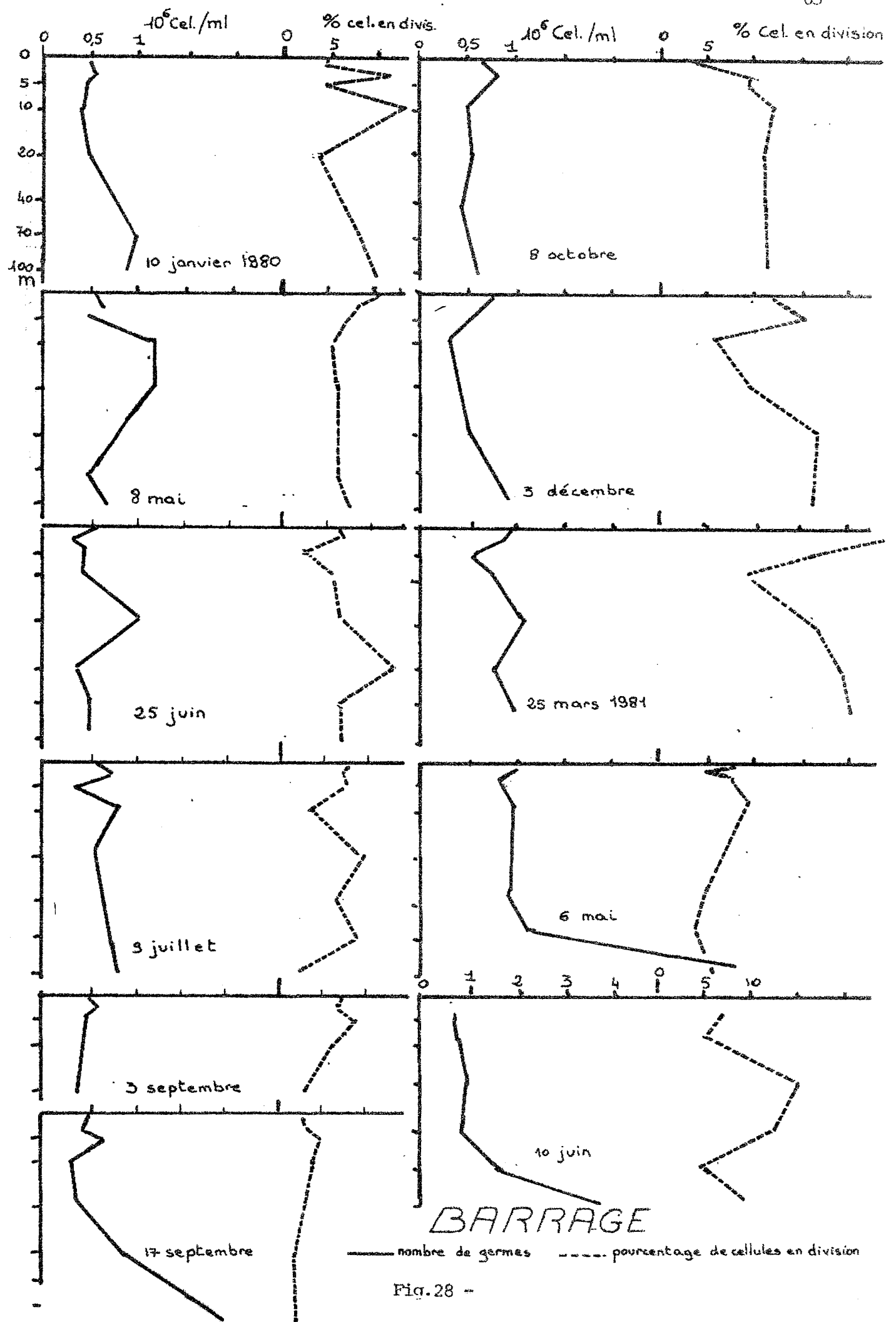


Fig. 28 -

- les matières en suspension minérales et organiques favorisent la concentration des germes par augmentation des surfaces de contact et augmentation du matériel à dégrader (ce qui est souvent le cas au fond où le phosphate est plus "disponible" pour les germes dans la mesure où le plancton ne fonctionne pratiquement plus en lumière faible;

- la mort massive des zooplanctontes est généralement suivie par un essor des bactéries qui participent au recyclage rapide des matières organiques entraînant une consommation d'oxygène;

- en surface, le nombre de germes est faible durant les mois de fort ensoleillement (en été), il augmente ensuite à 2,5 m.

2.2.2. Activité hétérotrophe (à Savines en 1981)

L'incubation se fait dans des flacons stériles de 125 ml à col rodé, avec du glucose : glucose lyophilisé uniformément marqué au ^{14}C à raison de $3 \mu\text{Ci}$ par échantillon, correspondant à une concentration de $5,76 \mu\text{g cel/l}$; d'où une radio-activité de $52,8 \cdot 10^6 \text{ c.p.m/l}$.

Deux types de filtres sont utilisés :

- Millipores MF, de 25 mm de diamètre et $0,22 \mu$ de porosité;
- Nudipores en polycarbonates, de 25 et 47 mm de diamètre et 3μ de porosité.

Sur le bateau, avant l'incubation, les filtrations se font avec des seringues stériles de 50 ml, et des filtres de 3μ de porosité. La radio-activité est mesurée au compteur Packard.

Pour calculer les vitesses d'assimilation, nous avons besoin de connaître certains paramètres tels que :

- V_{max} : vitesse maximale d'assimilation en $\mu\text{g C/l.h}$ (qui varie avec la température et la charge nutritive du milieu) et,

- $(K_t + S_n) \mu\text{g C/l}$

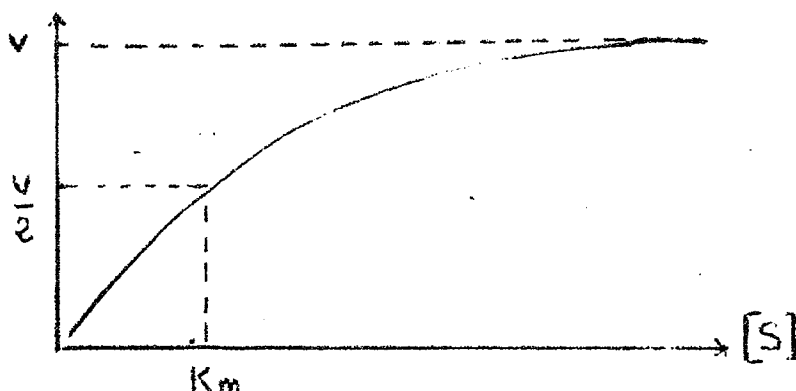
K_t : est la constante de transport (représente l'affinité du système de prélèvement pour le substrat)

S_n : est la concentration de glucose dans le milieu exprimée sous forme de $\mu\text{g C/l}$ ($\text{C} = \text{carbone}$).

Il nous faut pour cela tracer une cinétique Michaélienne en reportant les variations de l'assimilation en fonction d'une concentration $[S]$ croissante de carbone dans divers échantillons.

Les concentrations employées sont successivement de 0,19-0,96-1,92 - 5,76 - 9,6 - 19 et 38 µgcel/l sous forme de glucose marqué (concentrations choisies afin de ne pas mettre en jeu des phénomènes de diffusion qui influenceraient l'assimilation). A la fin d'une incubation de 1 heure en surface ou à 5 m, les flacons sont formolés pour arrêter tout phénomène biologique. Ils sont ensuite filtrés au laboratoire. Les filtres après séchage à l'étuve sont passés au compteur.

Les résultats placés en ordonnées et les concentrations croissantes en abscisses nous permettent d'établir une courbe de la forme :



Selon la méthode de WRIGHT and HOBBIE (1966) on peut calculer la droite de régression avec A (concentration en µg C/l) en abscisse et $\frac{C_{\mu}t}{c}$ en ordonnée

$$C = 2,22 \cdot 10^6 \text{ cpm fournis par } 1 \mu \text{ Ci}$$

μ = nombre de µCi pour l'échantillon filtré

t = temps d'incubation en heure

c = radio-activité incorporée en cpm.

Pour les calculs on considère que $S_n \approx S_n + Kt$ (car Kt est très faible). Cette valeur connue, nous pouvons calculer les autres vitesses d'assimilation pour différentes radio-activités obtenues.

$$v = \frac{c (S_n + A)}{C_{\mu}t}$$

L'équation de la droite

$y = ax + b$ avec

$$a = \frac{1}{V_{\max}}$$

(fig. 2) A)

et $b = Tt$ (temps

de renouvellement en heures)

3 bouteilles claires sont placées aux profondeurs 0 - 2,5 - 5 - 10 - 20 m et fond, après rajout de la solution marquée. Cette opération est illustrée figure 29 B.

Des mesures témoins ont été effectuées à 5 m et 20 m avec de l'eau sous traitement et avec de l'eau préfiltrée.

Les filtrations différentielles permettent d'apprécier la part de carbone organique dissous prélevée par des organismes ne traversant pas les filtres de 3 μ . Contrairement aux filtrations sur 0,22 μ , les valeurs obtenues augmentent avec la profondeur. Ces organismes peuvent être soit :

- du phytoplancton capable d'hétérotrophie chez certaines espèces et dans des conditions de limitation de la photosynthèse, que l'on rencontre davantage près du fond.

- des bactéries sur substrat ou formant des agrégats (en plus grand nombre au fond où les particules décantent).

Jusqu'à 5 ou 10 m, selon les périodes, on peut considérer que la totalité de l'activité hétérotrophe est due à des organismes inférieurs à 3 μ .

- Début printemps (26 mars)

Les mesures de la cinétique nous donnent une valeur $S_n = 1,26$ mg/C/m³ en surface. L'activité hétérotrophe est élevée avec un maximum à 20 m. L'influence en général défavorable de la température au fond ne se fait pas encore sentir (la différence de température entre la surface et le fond s'accroît par la suite avec les arrivées d'eau de la Durance).

La quantité de radio-activité retenue sur un filtre de 3 μ de porosité est faible jusqu'à 5 m puis augmente pour atteindre 57% de la radio-activité totale à 20 m.

- Printemps (6 mai)

La concentration de carbone organique dissous dans le milieu est très faible (0,61 mg C/m³ à 5 m). On note une brusque diminution de l'activité hétérotrophe (9,4 mg C/m³ soit la plus faible valeur obtenue) bien que le nombre de germes soit plus élevé qu'au début de la saison. Le maximum est à 10 m.

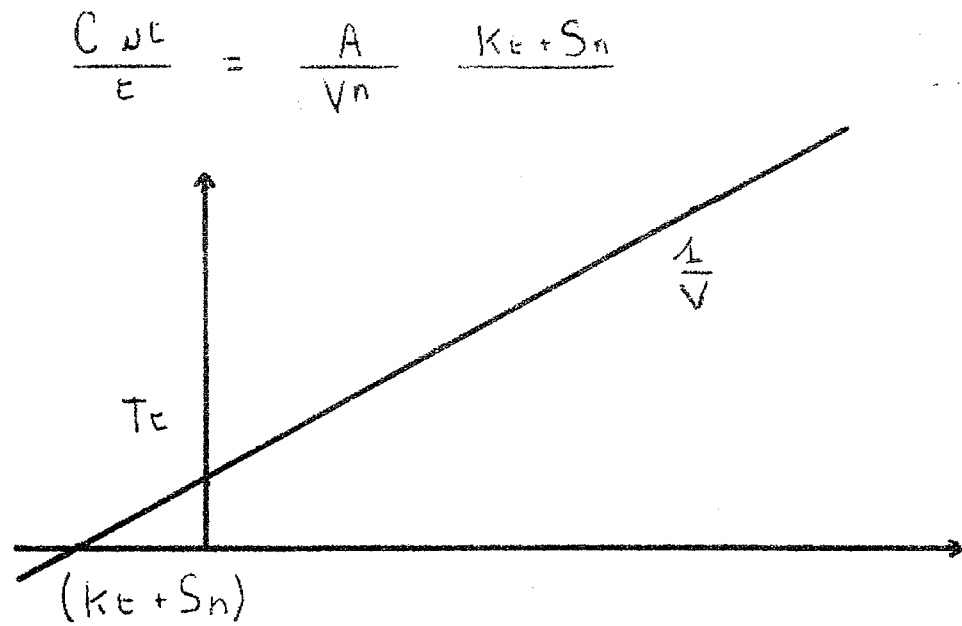


Fig.29 a - Représentation graphique de la cinétique Michaelienne, tracée selon WRIGHT et HOBBIE (1966).

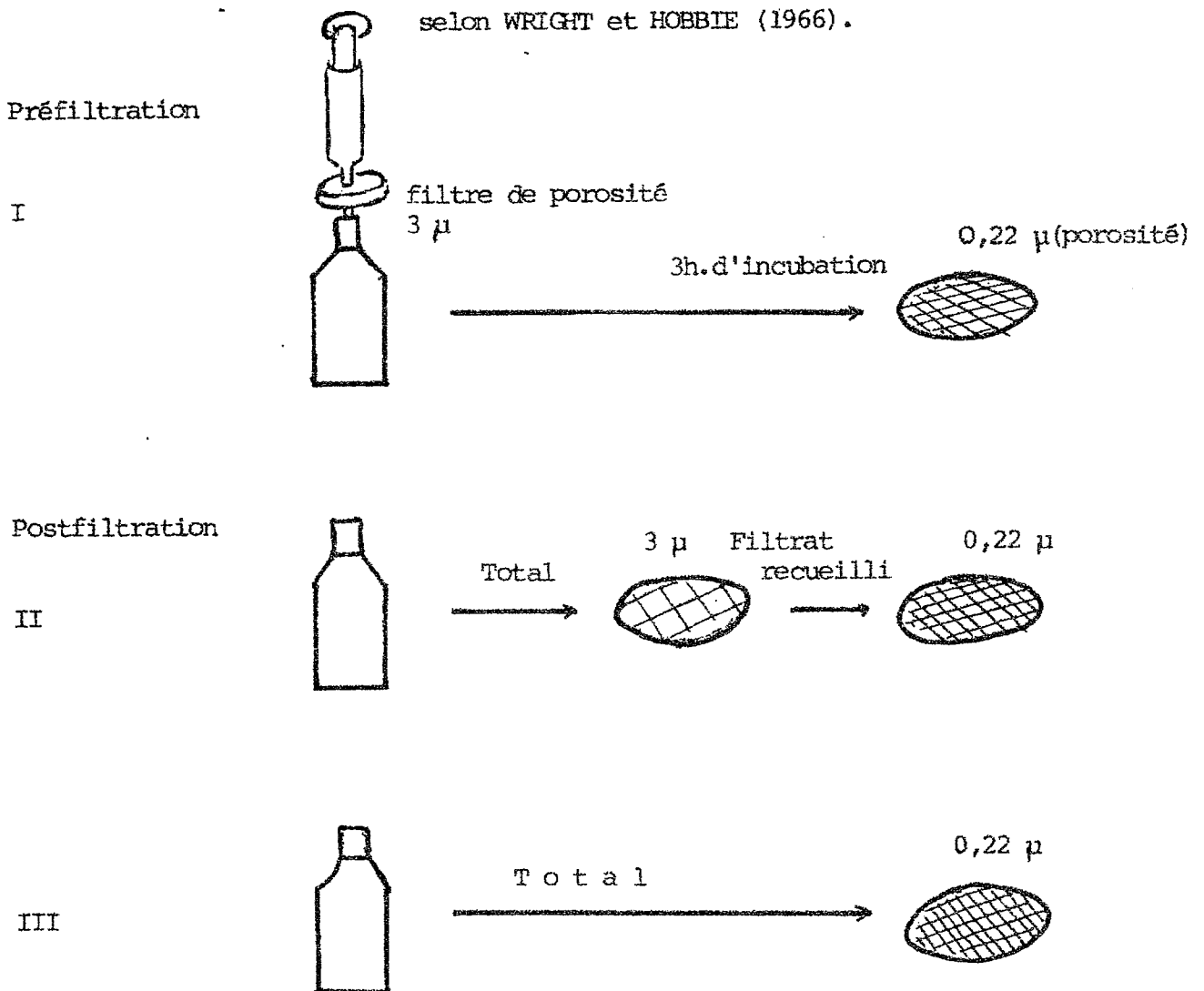


Fig.29 b - Filtrations différentielles

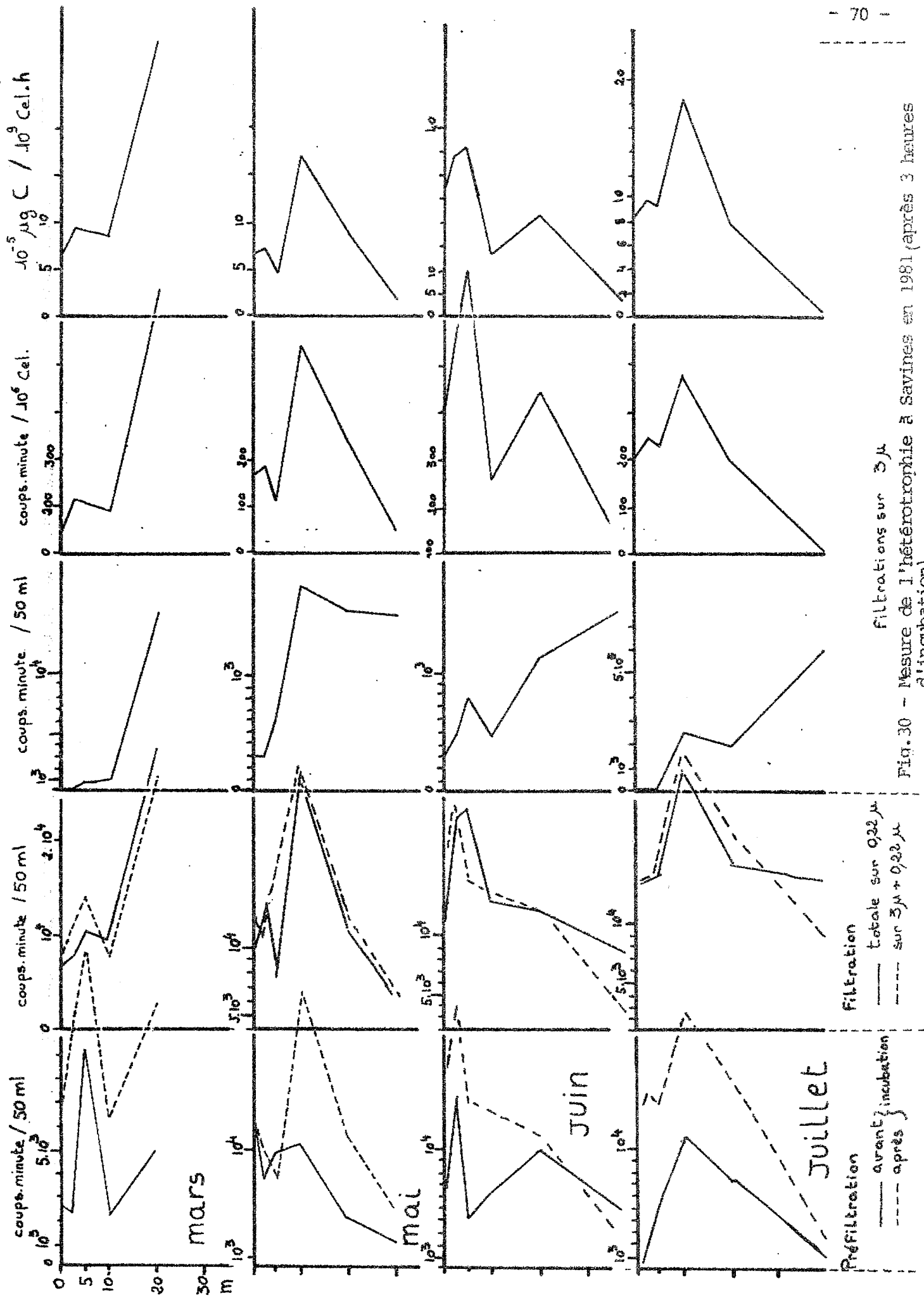


Fig. 30 - Mesure de l'hétérotrophie à Savines en 1981 (après 3 heures d'incubation).

Filtration
 — totale sur $0,22 \mu$
 - - - sur $3 \mu + 0,22 \mu$

Préfiltration
 — avant incubation
 - - - après incubation

La diminution en profondeur est moins marquée pour la fraction qui est retenue par les pores de 3 μ .

- Fin printemps (10 juin)

Le carbone organique dissous est assez abondant (2,56 mg/C/m³ à 5 m). L'activité hétérotrophe a augmenté depuis le mois de mai. Pour les organismes inférieurs à 3 μ le maximum est à 2,5m. La fraction retenue par un filtre de 3 μ de porosité présente un pic dans la zone euphotique à 5 m et une valeur élevée au fond (61,5% soit plus de la moitié de l'activité).

- Début été (1er juillet)

La quantité de carbone organique dissous est faible (Sn = 0,65 mg/C/m³ à 5 m). L'activité hétérotrophe a diminué. Elle présente un pic à 10m et baisse en profondeur jusqu'à devenir nulle au fond.

En définitive sur toutes les courbes d'hétérotrophie on remarque des valeurs plus faibles dans les premiers mètres où les effets de la lumière et de l'activité phytoplanctonique se font le plus sentir. L'inhibition qui en résulte est moins marquée pour la fraction de diamètre supérieure à 3 μ . Comme pour le nombre de germes, il semble que les effets de la crue se font sentir en profondeur : l'arrivée d'eau froide des rivières entraîne une diminution de l'assimilation de carbone organique dissous par les organismes inférieurs à 3 μ . (fig.30).

2.2.3. Activité autotrophe (photosynthèse à Savines en 1981).

1 ml de la solution radio-active bicarbonate de sodium marqué au ¹⁴C à raison de 4 μ Ci/ml est mis dans les flacons (bouteilles à col rodé de 125 ml claires et sombres) contenant l'eau de chaque profondeur : 0 - 2,5 - 10 - 20 et 30 m. 4 heures après une incubation aux différentes profondeurs et aux heures de plus fort éclaircissement les échantillons sont remontés et formolés sur place (1ml/bouteille).

Les filtrations ont lieu au laboratoire :

- sur 0,45 μ pour une mesure classique de la production primaire (filtres Millipore MF de 25 mm de diamètre);

- sur 3 μ (filtres Nuclepore, en polycarbonates de 25 mm de diamètre) ; pour cette deuxième opération, le filtrat est recueilli et passé sur un deuxième filtre de 0,22 μ (Millipore MF de 25 mm de diamètre).

Les cellules phytoplanctoniques sont normalement supérieures à 3 μ , mais les filtres de 0,22 μ retiennent cependant un certain pourcentage de radio-activité qui, ajouté à celui mesuré sur le premier filtre, nous donne 100% de radio-activité.

La détermination du carbone minéral assimilable par les algues est faite à partir des tables de Saunders et Cool (1962) en utilisant les paramètres Ph, T° et alcalinité totale en CaCO₃. La formule suivante permet de calculer la quantité de carbone assimilé en mg C/l. heure

$$C \text{ assimilé} = \frac{b \cdot c}{a} \times \frac{60}{t}$$

b = différence entre l'activité des flacons clairs et sombres.

c = quantité de carbone minéral assimilable, en mg/l.

a = activité totale mise dans le flacon, en c.p.m.

t = temps d'incubation en mn.

L'activité photosynthétique est bien représentée par le "coefficient d'activité" P/B où la photosynthèse P est exprimée en fonction de la biomasse, B en mg de carbone minéral assimilé par heure par g de carbone organique algal.

Pour l'assimilation du carbone minéral dissous, la part d'autotrophie due à des organismes inférieurs à 3 μ n'est pas négligeable : les mesures varient de 0% à 57,2% (fig. 31) représentant :

- l'autotrophie de l'ultra-nanoplanton

- l'autotrophie des produits intracellulaires marqués par effet mécanique de la filtration, un cas extrême pourrait expliquer le pic à 2,5m que donne la post-filtration sur 0,22 μ en juin 81 alors que sur 3 μ la valeur, au contraire, diminue brusquement. La

part de radio-activité assimilée à l'obscurité pour la filtration sur 3 μ varie de 1% à 31% alors que la fourchette est de 16% à 75% pour le filtrat passé sur 0,22 μ , l'effet de la lumière y est donc inférieur.

Bien que les profils de photosynthèse obtenus par une post-filtration sur 0,22 μ diminuent avec la profondeur et présentent une inhibition de surface, l'influence lumineuse n'est pas totale, puisqu'une partie des micro-organismes fonctionne par chimio-autotrophie et non par phot^oautotrophie.

- Début printemps (26 mars)

L'activité photosynthétique est assez faible (P/B= 2,59 mg C/g C-h) bien que la quantité des cellules soit assez élevée. Une brusque baisse de chlorophylle a dans les cellules explique cette faible activité (fig. 31). L'activité maximale est en surface où aucune inhibition lumineuse ne se fait sentir. A 5 m, l'activité photosynthétique est pratiquement nulle. Puis elle n'augmente avec la profondeur de la même façon que cela a été mesuré dans les flacons sombres exposés en même temps. Or en profondeur la proportion d'organismes phototrophes diminue. Il doit s'agir là d'une manifestation de l'activité métabolique des algues et des bactéries.

Le pourcentage de radio-activité retenue sur les filtres de 3 μ de porosité est d'environ 80-90%, valeur assez constante sur toute la colonne d'eau par rapport aux autres dates de mesures les perturbations externes n'étant pas encore survenues.

- Printemps (6 mai)

L'activité photosynthétique a augmenté depuis le début du printemps et présente une courbe classique en fonction de la profondeur :

- photo-inhibition de surface,
- maximum à 2,50 m,
- baisse jusqu'à une valeur pratiquement nulle à 30 m.

Le coefficient d'activité P/B est à son maximum (46,75 mg C/g C.h), alors que le nombre de cellules et la biomasse sont assez faibles (fig.31).

La radio-activité retenue sur un filtre de 0,22 μ de porosité atteint presque 50% à 20 m (où la biomasse phytoplanctonique est très faible mais où au contraire le nombre de germes a augmenté).

En surface, l'effet de la photo-inhibition correspond à une augmentation des quantités retenues par $0,22 \mu$; la population comprise entre $0,45$ et $0,22 \mu$ paraît moins sensible à la lumière et ne contiendrait donc pas que d'organismes photo-autotrophes.

- Fin printemps (10 juin)

La photosynthèse est encore élevée (alors que les mesures de Chlorophylle et phéophytine montrent qu'il s'agit de vieilles cellules ou de cellules ayant déjà transité dans le tube digestif des zooplanctontes (ce qui est plus probable)).

La photosynthèse présente un pic à 10 m, uniquement dû à une biomasse élevée. La pénétration de la lumière étant à son maximum (disparition du disque de Secchi- 10,10m). A 30 m, on trouve encore une faible activité. Les organismes retenus sur les filtres de $0,22 \mu$ de porosité présentent un profil classique de la photosynthèse en fonction de la profondeur.

A 2,5 m la plupart des autotrophes sont compris entre $0,45 \mu$ et 3μ , d'où la faible biomasse mesurée.

A 10 m ils sont pour la plupart de taille supérieure à 3μ , et à 20 m il y en a autant entre $0,22$ et $0,45 \mu$ qu'entre $0,45 \mu$ et 3μ (fig. 31).

- Début été (juillet)

La quantité de phytoplancton diminue de même que les mesures de photosynthèse sur les organismes supérieurs à 3μ . La photosynthèse est sans doute inhibée par une eau chargée en M.E.S.: P/B = $6,67 \text{ mg/C/g C} \cdot \text{h}$) avec un pic à 10 m (17 mg C/g C.h). On ne note pas d'inhibition se surface. La radio-activité retenue sur les filtres de 3μ de porosité varie de 42% à 70%. Il n'y a pratiquement pas d'organismes autotrophes inférieurs à $0,45 \mu$.

La photosynthèse est élevée à la fin du printemps et le zooplancton contribue certainement à une grande partie de la dégradation de la chlorophylle.

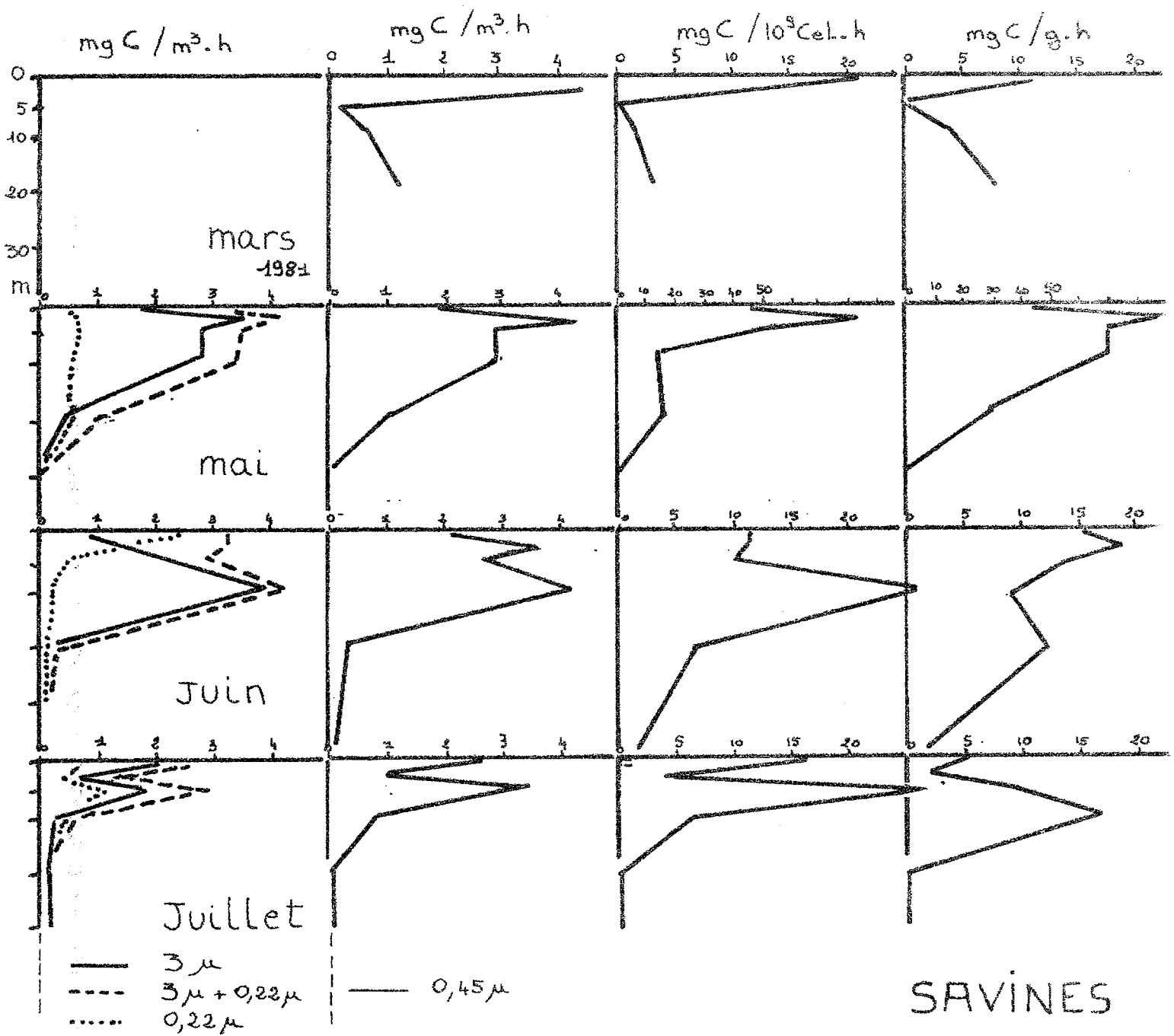


Fig.31 - Production primaire à la station Savines de mars à juillet 1981.

2.2.4. Conclusion

Les 2 processus antagonistes : photosynthèse et assimilation hétérotrophe, dépendant l'un de l'autre et se succèdent dans le temps (fig.5). Ils ont un rôle très important dans la chaîne alimentaire, puisqu'à la base du transfert de l'énergie dans l'écosystème lacustre : les bactéries , en décomposant le matériel organique fournissent les éléments minéraux nécessaires au phytoplancton, mais consomment de l'énergie sous forme d'oxygène qui est renouvelé par les autotrophes. La minéralisation est une nécessité sans laquelle la croissance algale serait rapidement amenée à sa fin . Si elle est bloquée par manque d'oxygène, des algues peu exigeantes (telles les Cyanophycées) vont proliférer. De plus il y a compétition entre ces deux catégories d'organismes dans l'utilisation des éléments minéraux pour leur croissance respective.

○ Chlorophylle --- Biomasse totale
---- Pheophytine Production primaire
— Phytoplancton total

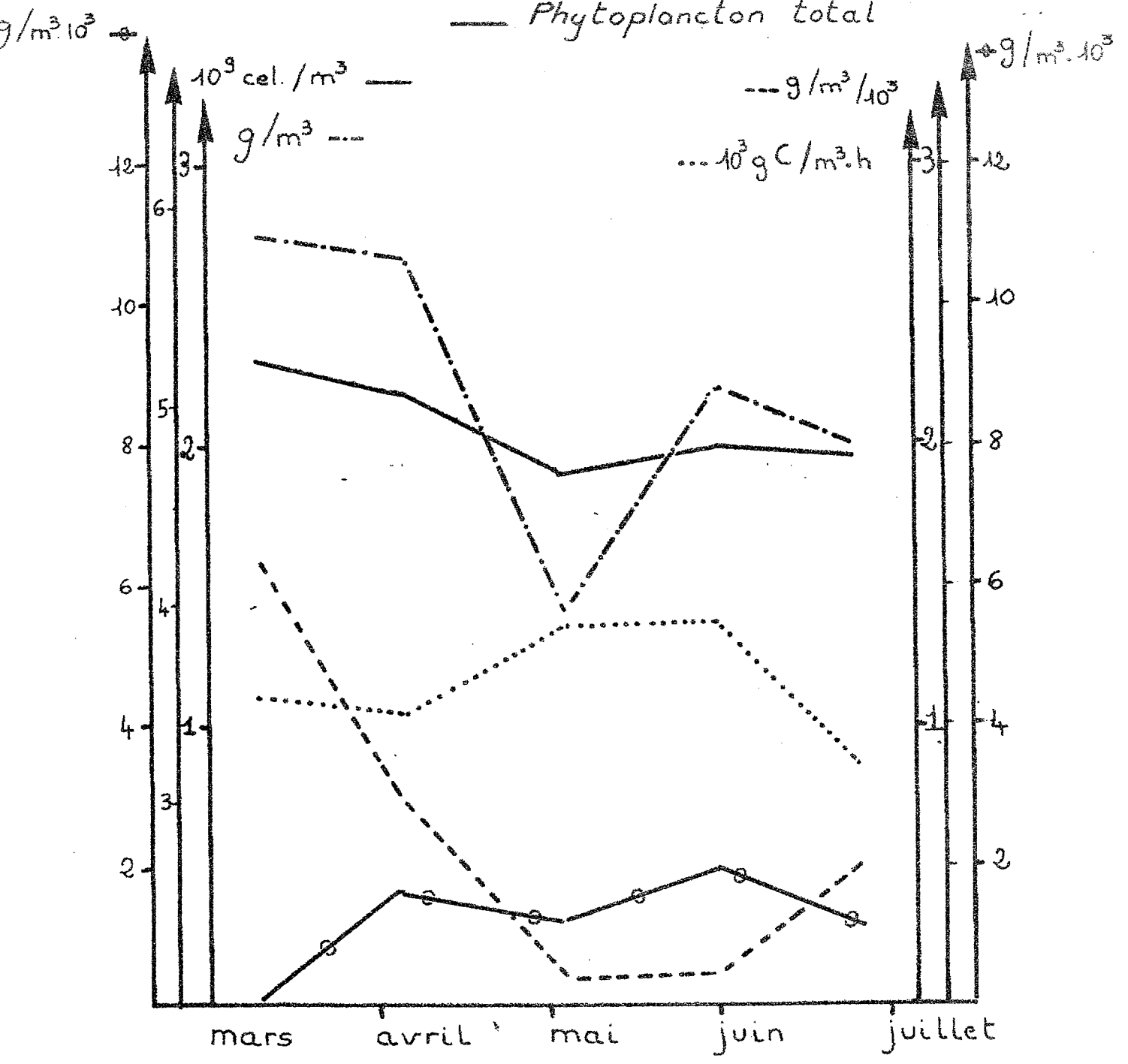
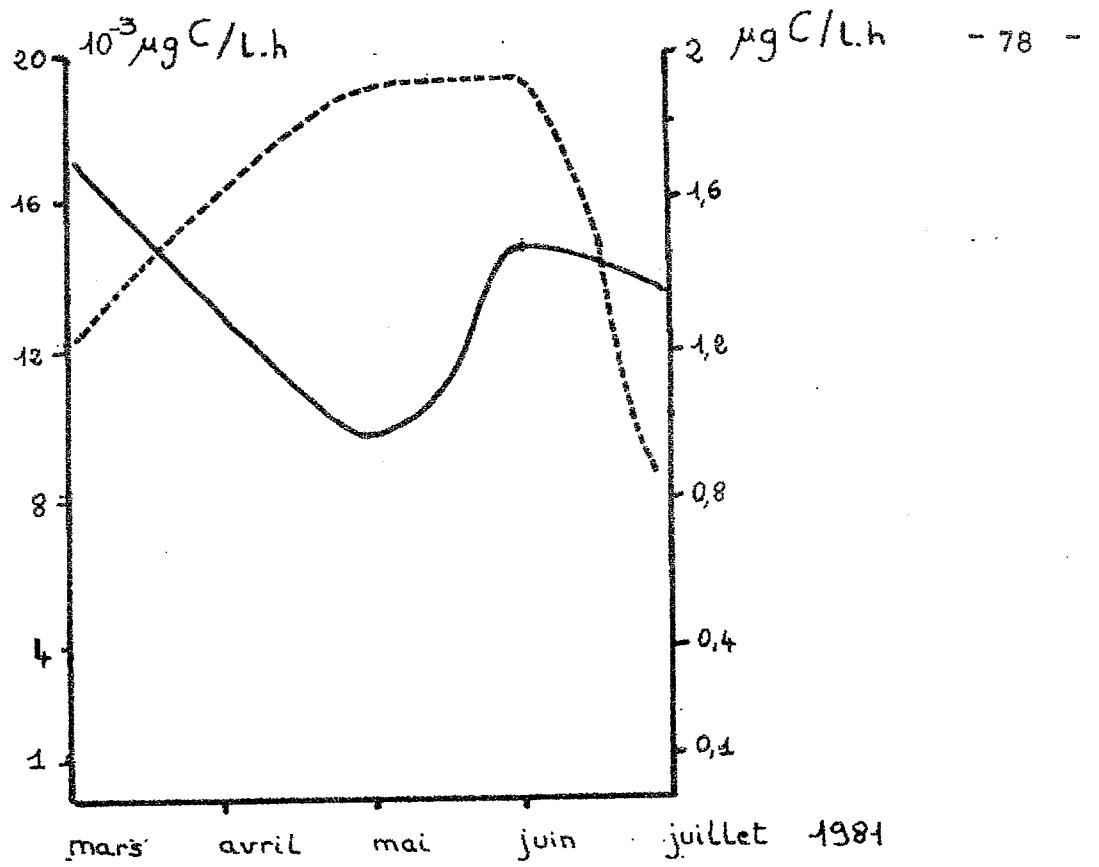


Fig.32 - Biomasse et production primaire.



— HETEROTROPHES

----- AUTOTROPHES

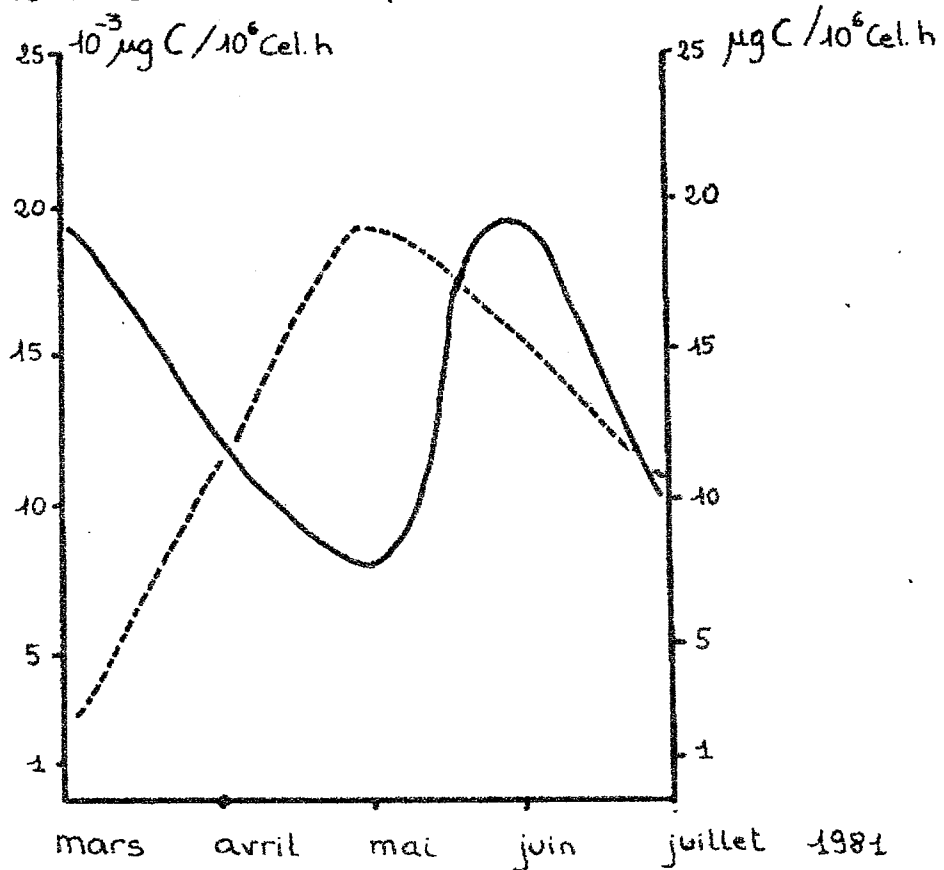


Fig.33 - Assimilations autotrophe et hétérotrophe à Savines de mars à juillet 1981. Valeurs pondérées pour la colonne d'eau.

2.3. Le phytoplancton

L'étude du phytoplancton du lac de Serre-Ponçon a été poursuivie sur des séries mensuelles d'échantillons prélevés de janvier 1980 à juillet 1981 et centrée plus particulièrement sur l'étude de la structure des communautés phytoplanctoniques du lac (- 1 - sur la colonne d'eau - 2 - sur la répartition spatio-temporelle des différentes espèces aux trois stations déjà étudiées en 1979 -3- au fond de la branche Ubaye).

2.3.1. Méthodologie

Pour l'évaluation quantitative du phytoplancton, nous avons retenu la méthode du dénombrement direct pour sa précision et la multiplicité des renseignements qu'elle peut fournir.

Nous avons adopté pour les comptages, la technique d'Utermöhl (1958). Les échantillons sont prélevés aux différentes stations (Savines, Ubaye, Barrage) et profondeurs dans des bouteilles en verre (stérilisées pour les comptages bactériologiques) de 125 cc et formolées à 1%, aussitôt.

Après une sédimentation de 24 h, on effectue le comptage des algues phytoplanctoniques à l'aide d'un microscope Wild, de type inversé, au grossissement 20 pour les formes les plus grosses et à l'immersion pour les cellules les plus petites.

Les résultats sont exprimés, pour chaque espèce, en nombre de cellules par litre; les biovolumes ont été calculés à partir des nombres et du volume cellulaire moyen des différentes espèces; les résultats sont exprimés en mg de poids frais par litre en admettant que $10^6 \cdot \mu^3 = 1 \mu\text{g}$.

2.3.2. Composition qualitative et quantitative du peuplement algal

Le peuplement algal du lac présente une grande ressemblance avec celui du cycle précédent 1978-1979. Parmi la liste de plus de 40 espèces déjà signalées, on retrouve les mêmes groupes dominants : les Bacillariophycées (65%), les Chlorophycées (17%),

les Chrysophycées (7%) et les Cryptophycées (7%) sont les groupes les mieux représentés tandis que les Dinophycées (2%) et d'autres comme les Euglènes ont un développement très limité qui nous permet de les ranger dans les accidentelles. Au cours de la période d'étude, la population phytoplanctonique présente deux pics, le premier en octobre 80, le second en mars 81 (fig. 34).

Ainsi que nous pouvons l'observer sur la figure 35, le développement algal est inégal aux trois stations de prélèvement, les densités cellulaires sont, en moyenne, supérieures à Savines.

En dehors des deux grandes poussées phytoplanctoniques, le milieu est pauvre en hiver.

Les Bacillariophycées (Diatomées)

Ce groupe est représenté essentiellement par trois espèces : Cyclotella comta, Asterionella formosa, Fragilaria crotonensis. D'autres espèces du même groupe, peu fréquentes et moins abondantes les secondent dans les échantillons : Nitzschia acicularis, Synedra ulna, Navicula sp., Synedra acus, Diatoma vulgare, Diatoma elongatum.

La population de diatomées présente trois pics au cours du cycle d'étude (figure 36). Le premier apparaît le 8 août 1980 à Savines avec $1.6.10^6$ cellules par litre en surface, le second débute le 17 septembre avec 3.10^6 cellules par litre à 20 m et atteint un maximum le 9 octobre avec $4.1.10^6$ cellules par litre à Savines à la même profondeur.

Au mois de mars 1981, on a compté jusqu'à 10^6 cellules par litre de diatomées, à Barrage, à 20 m de fond, ceci pour des températures respectives de : 19°C le 8.8.80, 17°C le 17.9.80 et 16°C le 8.10.80.

- Cyclotella comta -

Cyclotella comta est l'algue dominante du lac de Serre-Ponçon; elle est toujours présente dans le plancton avec une densité moyenne de 850.10^3 cel./l.

Son développement est maximum en été dans les 5 premiers mètres avec $1.5.10^6$ cel/l à Savines en surface et 1.10^6 cel/l à 5 m.

La multiplication de cette algue a été très rapide. En effet, un mois plus tôt, sa densité était de $0.1.10^6$ cel/l en surface le 9.7.80. Le 5.9.80, les $9/10^e$ de la population des Cyclotella tombent

PHYTOPLANCTON

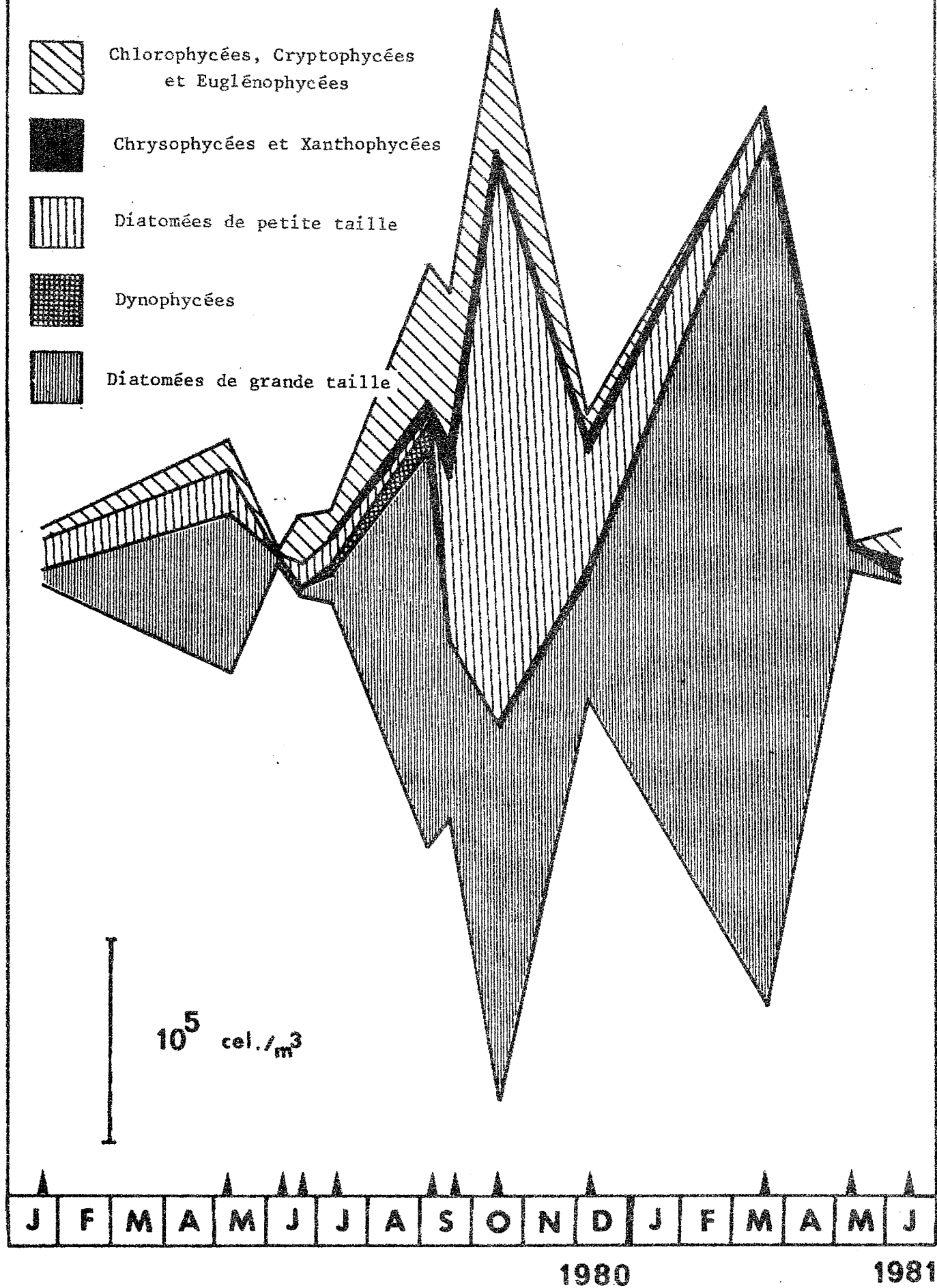


Fig.34 - Nombre de cellules phytoplanctoniques à la station "Barrage" en 1980 et 1981.

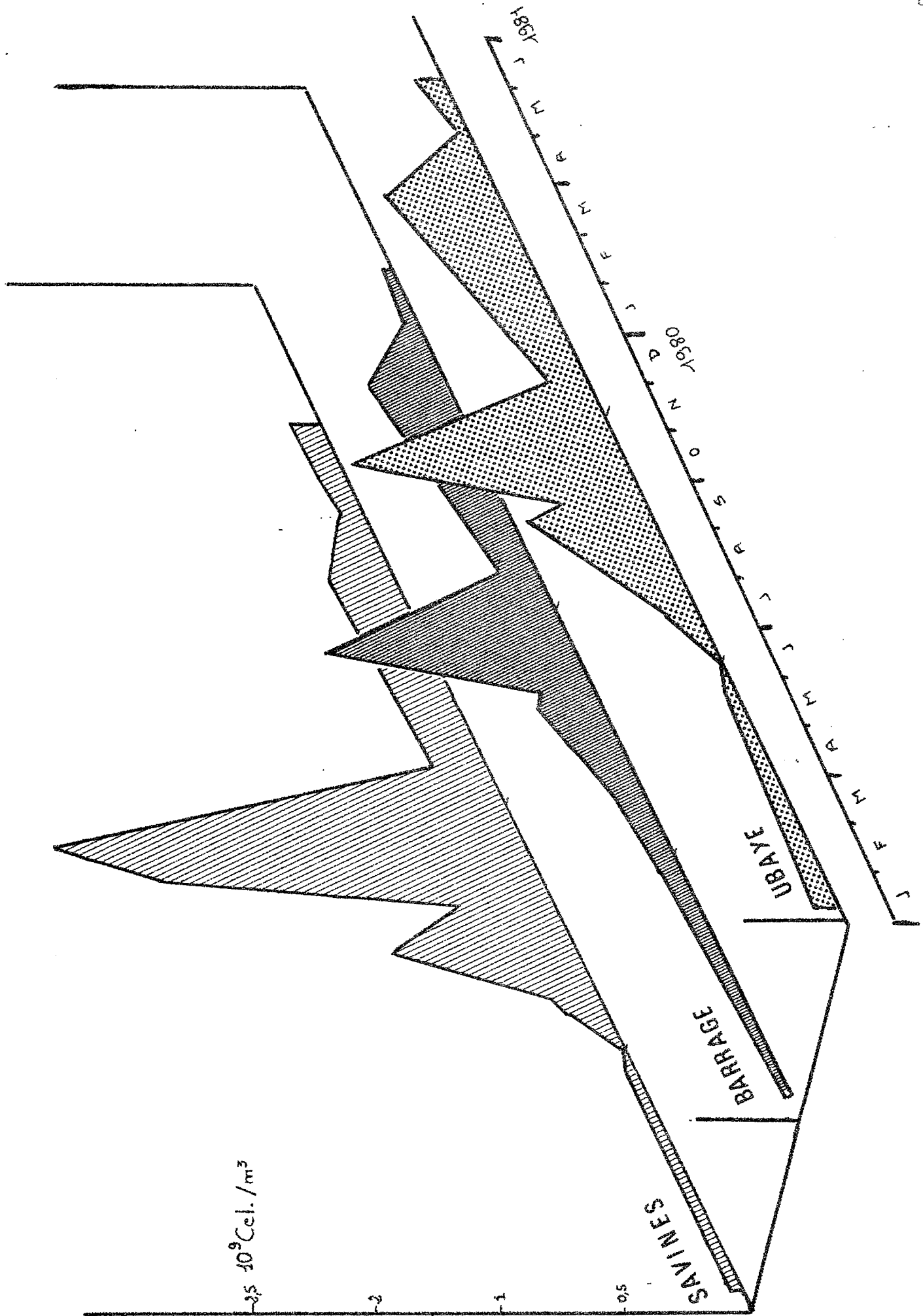


Fig. 35 - Evolution du nombre de cellules de phytoplancton aux trois stations étudiées en 1980 et 1981.

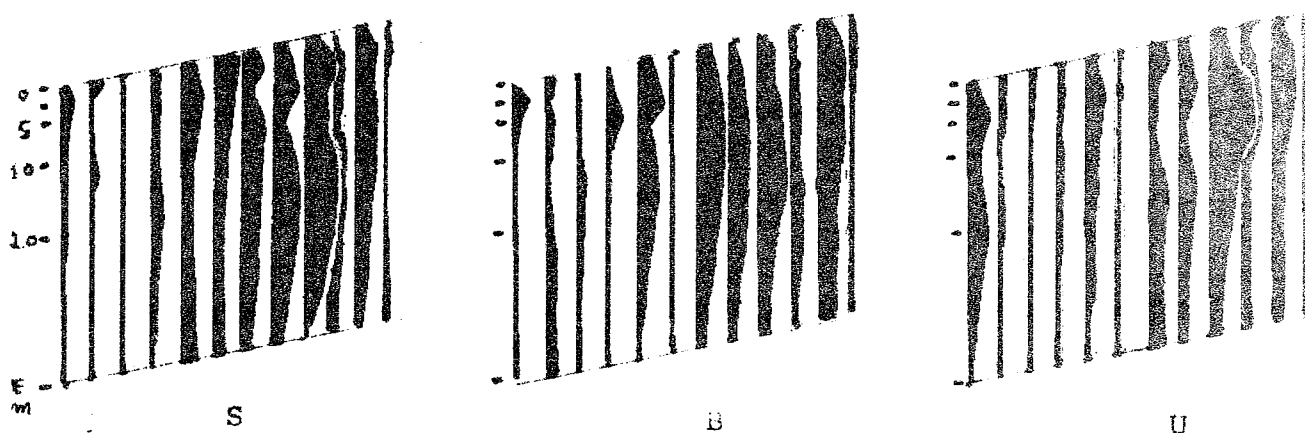


Fig.36 - Répartitions verticale (surface fond) et temporelle (janvier à décembre 1980) des Diatomées aux 3 stations (S : Savines ; B : Barrage ; U : Ubaye).

vers les fonds. On ne trouve plus en surface que $0.7 \cdot 10^6$ cel/l ; mais à 10 m, il y a davantage de cellules que le mois précédent. Leur contenu est altéré ou les cellules sont vides. Les mois suivants, le nombre des individus diminue toujours dans les couches superficielles, le mois de novembre mettant fin à la sédimentation de cette espèce.

En hiver, Cyclotella comta est peu abondante et répartie uniformément sur la colonne d'eau ($0.06 \cdot 10^6$ cel/l en surface, en décembre 1980). Ce minimum est suivi, au mois de mars 1981, par un pic relativement important où l'on compte plus de $3 \cdot 10^6$ cel/l dans la masse d'eau à Barrage, ce pic est suivi d'une chute rapide des effectifs en avril et mai ($0.06 \cdot 10^6$ cel/l en surface à Savines) et d'une quasi disparition aux stations Barrage et Ubaye en juin et juillet 1981.

Les maxima de Cyclotella comta coïncident avec des températures comprises entre 7°C et 19°C .

- Fragilaria crotonensis -

On ne la rencontre dans le lac de Serre-Ponçon qu'à une période de l'année où elle atteint un développement spectaculaire ($1.6.10^6$ cel/l à 10 m à Ubaye et $3.9.10^6$ cel/l à 20 m à Savines le 9.10.80.

Le développement de cette algue est rapide car le 17.9.80 il n'y en avait que $0.5.10^6$ cel/l à 10 m à Savines. La population périclute en hiver. On ne trouve plus en surface, le 2.12.80 que $0.02.10^6$ cel/l. En mars 1981, on compte en moyenne sur la colonne d'eau $0.017.10^6$ cel/l, après quoi l'espèce disparaît des échantillons au printemps et en été.

L'inégalité de la densité de cette algue aux trois stations de prélèvement est remarquable : le 17.9.80, sa période de croissance est bien amorcée à Savines où l'on compte à 20 m $2.7.10^6$ cel/l tandis qu'à Barrage il n'y en a que $0.13.10^6$ cel/l à la même profondeur et seulement $0.03.10^6$ cel/l à Ubaye.

En octobre, Savines demeure la station la plus peuplée devant Ubaye et Barrage. Cette poussée exhubérante de Fragilaria crotonensis dépasse celle de Cyclotella comta qui devient alors subdominante.

Au lac de Serre-Ponçon, cette espèce est essentiellement automnale alors qu'elle était sans cesse présente au cours du cycle annuel précédent. Dans certains lacs, comme le lac de Tolla en Corse, cette algue est printanière et estivale, au lac de Vezins où elle apparaît comme l'algue dominante (Feuillade, 1969), son maximum est estival.

- Asterionella formosa -

Asterionella formosa, moins abondante que Cyclotella comta, présente néanmoins deux pics au cours du cycle annuel.

Le premier a eu lieu en juillet 1980 avec en moyenne $1.1.10^6$ cel/l à Barrage dans la masse d'eau, puis la population se maintient durant l'automne avec une poussée peu importante fin septembre ($0.18.10^6$ cel/l à Savines) et disparaît temporairement en octobre. Le deuxième pic, en décembre, est équivalent à celui de Cyclotella comta ($0.3.10^6$ cel/l) il est suivi d'une sédimentation des cellules vers le fond en mars 1981 et de leur disparition jusqu'en juillet.

L'apparition de cette algue dans le milieu n'est pas aussi spectaculaire quantitativement que celle de Cyclotella comta et

Fragilaria crotonensis; toutefois elle semble prendre le relais de ces deux espèces en hiver quand elles-ci périclitent.

Ainsi la composition du phytoplancton est à dominance de Diatomées avec surtout Cyclotella comta qui est l'espèce la plus constante du lac de Serre-Ponçon : elle est présente toute l'année et son développement est maximum en août.

Parmi les trois espèces dominantes, elle représente 60% des Diatomées contre 29% pour Fragilaria crotonensis et 11% pour Asterionella formosa.

Si nous examinons les variations spatio-temporelles de ces trois espèces, nous constatons que leur développement global est maximum pendant la période la plus chaude de l'année mais que les densités maximales d'une espèce à l'autre se succèdent dans le temps. FEUILLADE (1969) a observé le même phénomène au lac de Vezins.

A Serre-Ponçon, Asterionella formosa atteint sa densité la plus forte en juillet, Cyclotella comta a une poussée maximale en août, enfin Fragilaria crotonensis présente son plus grand développement en octobre.

Ce schéma présente peu de similitudes avec les variations spatio-temporelles de ces trois espèces au cours des cycles annuels précédents. En effet, la richesse du phytoplancton en Diatomées s'est située entre juin et novembre, en 1978; entre février et avril, en 1979; entre juillet et décembre, en 1980. En 1981, les prélèvements n'ont montré qu'une très faible densité de Diatomées entre les mois de mars et juillet.

Au cours des trois cycles annuels, nous constatons qu'il existe un certain décalage dans l'apparition et l'essor de chaque espèce principale de Diatomées.

- Asterionella formosa atteint un développement maximum en juin 1978; en 1979, elle est à peine présente dans le milieu, par contre, en 1980, elle explose en juillet;

- Cyclotella comta apparaît comme une espèce subdominante en 1978, d'août à novembre, puis devient dominante de février à avril 1979; en 1980, elle est présente dans l'eau dès le mois de janvier mais explose en été, au mois d'août;

- Fragilaria crotonensis apparaît sporadiquement dans le milieu; de juin 1978 à juin 1979, elle n'est vraiment abondante qu'en novembre 1978, à peine présente en 1979 puis devient la Diatomée dominante fin septembre et octobre 1980.

Les Chlorophycées

Les espèces que nous avons rencontrées sont énumérées ici en fonction des effectifs de plus en plus faibles : Eudorina elegans, Pandorina morum, Crucigenia rectangularis, Chlorella vulgaris, Carteria klebsii, Pediastrum boryanum, Ankistrodesmus falcatus.

La population de Chlorophycées présente au lac de Serre-Ponçon deux pics au cours du cycle d'étude.

Le premier se situe le 8.8.80 à Savines avec une densité cellulaire maximale de $0.96 \cdot 10^6$ cel/l à 10m, et le second en automne avec un maximum de $0.75 \cdot 10^6$ cel/l à 10 m à Barrage.

Les densités minimales de la population des Chlorophycées ont été observées début juin 1980 où elles sont absentes aux trois stations et en hiver 1980 et 1981.

- Eudorina elegans -

Cette algue est présente, pendant le cycle étudié, de la fin juin à octobre 1980.

Son développement débute fin juin, où l'on a compté jusqu'à $0.17 \cdot 10^6$ cel/l à 5m, pour atteindre une densité maximale le 8 août de $0.5 \cdot 10^6$ cel/l en moyenne, sur la colonne d'eau à Savines.

En septembre, s'amorce la sédimentation de cette algue qui se poursuit en octobre ($0.049 \cdot 10^6$ cel/l à 2,5m et $0.497 \cdot 10^6$ cel/l à 10m) puis on assiste à sa disparition jusqu'en juillet 1981.

Le maximum d'Eudorina elegans coïncide avec les températures les plus hautes du mois d'août (20°C à Savines).

- Pandorina morum -

Cette Chlorophycée vient en seconde position derrière Eudorina elegans. Sa présence dans le milieu est plus constante; on en trouve en janvier 1980 en assez grande quantité puisque l'on a dénombré $0.15 \cdot 10^6$ cel/l à 2,5 m à Ubaye. Au printemps, elle est absente des prélèvements pour réapparaître le 9 juillet ($0.12 \cdot 10^6$ cel/l à 2,50m à Savines) jusqu'en août ($0.1 \cdot 10^6$ cel/l entre 0m et 20m) et septembre ($0.3 \cdot 10^6$ cel/l à 5 m à Savines).

Fin septembre - début octobre, la population de Pandorina morum périclute et l'on ne compte plus de cellules en surface, mais seulement à 10 m où l'on en trouve encore $0.15 \cdot 10^6$ cel/l.

Pandorina morum, espèce caractéristique des milieux riches en

matières organiques et en éléments nitritifs (LIEBMANN 1962, GREGOIRE, 1981), prolifère en été.

- Crucigenia rectangularis -

Cette algue n'apparaît qu'au mois d'août à Savines pour une température de l'eau égale à 19°5C en quantité non négligeable puisque l'on a dénombré $0.07.10^6$ cel/l à 2,5 m de profondeur. La densité de la population diminue en septembre ($0.043.10^6$ cel/l à 2,5 m à Ubaye). En octobre la sédimentation s'accroît et il ne reste plus que $0.022.10^6$ cel/l à 10m à la même station, ensuite la population disparaît complètement du milieu jusqu'en juillet 1981.

A côté de ces trois espèces principales de Chlorophycées, nous avons aussi noté la présence de petites espèces qui apparaissent dans l'eau du lac, en faible quantité à la fin du mois de septembre et en octobre : il s'agit de Pediastrum boryanum, d'Ankistrodesmus falcatus et de Chlorella vulgaris.

- la densité maximale d'Ankistrodesmus falcatus se situe en octobre à Ubaye et par 5 m de fond ($0.17.10^6$ cel/l),
- celle de Chlorella vulgaris, fin septembre ($0.09.10^6$ cel/l à 2,5 m)
- celle de Pediastrum boryanum à la même période à Savines ($0.05.10^6$ cel/l) à 1,5 m.

Après cette brève apparition, ces trois espèces disparaissent dans le milieu. Leur taille étant très petite, elles constituent une nourriture de choix pour l'échelon secondaire mais ne participent de ce fait que très peu à la biomasse phytoplanctonique totale.

Les chlorophycées constituent le deuxième grand groupe d'algues du lac de Serre-Ponçon et sont présentes dans 71% des échantillons prélevés au cours de notre étude.

Deux espèces principales contribuent à la quasi totalité de la biomasse des chlorophycées, ce sont : Eudorina elegans (50%) et Pandorina morum (40%). Crucigenia rectangularis ne représente que 5% et l'ensemble des petites espèces que constituent Pediastrum boryanum, Ankistrodesmus falcatus et Chlorella vulgaris constitue les derniers 5%.

Les variations des densités maximales de ces espèces se situent entre le mois de juin et le mois d'octobre; elles apparaissent successivement dans le temps, tout d'abord Eudorina elegans en

août ainsi que Crucigenia rectangularis puis Pandorina morum qui atteint son maximum début septembre suivie fin septembre par Pediastrum boryanum et Chlorella vulgaris et enfin par Ankistrodesmus falcatus en octobre.

En décembre, Eudorina elegans et Crucigenia rectangularis ont disparu dans le milieu, on ne compte plus que 8.10^3 cel/l de Pandorina morum en surface.

En ce qui concerne l'évolution générale dans le temps des principales espèces nous avons constaté des similitudes d'une année à l'autre : un début de croissance en juin pour Pandorina morum et Eudorina elegans qui atteignent leurs densités maximales en août et sédimentent en novembre.

Notons toutefois que Chlorella vulgaris n'a eu, en octobre 1980, qu'une poussée sporadique, alors qu'elle occupait le rang d'espèce subdominante dans le total phytoplanctonique en août 1978.

Les Chrysophycées

Dinobryon divergens et Mallomonas acaroides constituent essentiel de la biomasse des chrysoomonadines : le genre de petite taille Chromulina rosanfcii est très faiblement représenté et ne contribue que médiocrement au biovolume total.

La population de Chrysophycées ne présente que deux pics au cours de notre cycle d'étude.

Le premier apparaît à la fin du mois de septembre à Savines avec $0.5.10^6$ cel/l à 5 m de profondeur, le second se situe le 6.5.81 à 10 m avec $0.18.10^6$ cel/l.

- Dinobryon divergens -

Cette algue atteint un développement maximal le 16.9.80; en effet, on a compté une densité cellulaire maximale à 5 m avec $0.54.10^6$ cel/l alors qu'en surface elle était de $0.22.10^6$ cel/l. La multiplication a été rapide au début du mois d'août, entre le 5 et le 15, la densité cellulaire était respectivement, aux mêmes profondeurs, de $0.046.10^6$ cel/l et $0.012.10^6$ cel/l à Savines.

Au mois d'octobre, on ne trouve en surface, que $0.047.10^6$ cel/l mais encore $0.135.10^6$ cel/l à 10 m. Avec l'hiver, cette espèce disparaît aux trois stations pour ne réapparaître que fugacement, en juin 1981.

- Mallomonas acaroides -

La présence de cette espèce est sporadique et n'atteint jamais de fortes densités. Toutefois, nous signalons sa présence une première fois entre les mois de septembre et décembre puis, une seconde fois, en juin et juillet 1981, avec une densité cellulaire maximale de $0.041.10^6$ cel/l à 5 m à la station Barrage.

- Chromulina rosanofii -

Cette espèce n'est apparue dans nos échantillons que deux fois au cours de notre cycle d'étude en faible quantité aux mois de mai et juin 1981 alors qu'elle fut rencontrée de façon quasi régulière en 1978 et 1979.

Le 6 mai 1981, le maximum se situait à 10 m avec $0.176.10^6$ cel/l à 10 m à Savines alors que l'on comptait en surface $0.014.10^6$ cel/l.

En juin, la densité a diminué, on ne comptait plus que $0.035.10^6$ cel/l à 10 m à la station Barrage.

Les Chrysophycées ne représentent que 6,51% du total phyto-planctonique et seulement une faible part du biovolume total.

Les Cryptophycées

Ce groupe d'algues est représenté à Serre-Ponçon principalement par 3 espèces : Rhodomonas lacustris, Rhodomonas lens et Cryptomonas erosa.

Les cryptophycées ne constituent que 6.56% du total phytoplanctonique et sont donc à égalité avec les Chrysophycées.

La population de Cryptophycées présente une densité maximale à deux reprises au cours du cycle d'étude : le premier pic apparaît à Savines entre 2,5 m et 20 m le 17.9.1980 où l'on a compté, en moyenne, sur la colonne d'eau $0.07.10^6$ cel/l, puis la densité cellulaire a diminué en octobre, il n'y avait plus que $0.04.10^6$ cel/l à la même profondeur.

Après ce déclin hivernal, la population de Rhodomonas recolonise la masse d'eau le 10 juin 1981 avec une densité cellulaire maximale à 2,5 $0.25.10^6$ cel/l à Savines contre $0.06.10^6$ cel/l en surface. Le mois suivant, la population périclité ($0.027.10^6$ cel/l à 2,50 m).

Cryptomonas erosa fait une brève apparition fin septembre-début octobre à 5 m et 20 m de fond.

Les Dinophycées

Ce groupe est peu représenté dans le phytoplancton du lac de Serre-Ponçon (1,67%).

Quelques genres de Péridiniens apparaissent dans les prélèvements de la fin de l'automne et en décembre, à 10 m, mais ils ne forment pas de populations abondantes; il s'agit de Peridinium palatinum, Peridinium tabulatum et Ceratium hirundinella.

La rareté des péridiniens se retrouve dans les lacs du massif de Néouvielle CAPBLANCO (1972) et des Pyrénées UZABIAGA (1978). Par contre ils peuvent constituer l'essentiel de la biomasse du phytoplancton des lacs Autrichiens du Kuhtai, PECHLANER (1964) et TILZER (1972) et des retenues collinaires provençales (la Garde-Freinet par exemple).

L'ensemble des Chrysophycées, Cryptophycées, Dinophycées, représente 17% du total phytoplanctonique soit le même pourcentage que les Chlorophycées.

Pendant ce cycle d'étude, nous avons pu observer deux poussées chez les Chrysophycées et Cryptophycées qui ont eu lieu en même temps soit fin septembre pour la première et mi-juin de l'année suivante pour la seconde.

Ces algues disparaissent en hiver et leur croissance reprend au printemps (avril), ceci est valable pour l'année 1981, car en 1980, il n'y a pas eu de véritable poussée au printemps, elle a été interrompue début juin et redémarre faiblement en été et ce n'est que début septembre que les densités ont été comparables à celles de 1981.

En ce qui concerne les Dinophycées, ce groupe n'est que très faiblement représenté dans le milieu; toutefois, sa présence est pratiquement constante toute l'année et s'accroît entre les mois de juillet et décembre, notamment à Savines où il est présent sur toute la colonne d'eau (0 m à 20 m).

Ces algues dont le biovolume est très élevé, ne constituent pas pour l'échelon secondaire une nourriture de choix, par contre elles contribuent largement à la biomasse phytoplanctonique.

Si nous comparons nos résultats à ceux des années 1978 et 1979, nous observons une distribution comparable pour ces trois groupes d'algues.

Les pigments photosynthétiques

Les valeurs des différents paramètres exprimant la biomasse phytoplanctonique, calculées pour chaque station d'échantillonnage du lac de Serre-Ponçon, sont regroupées fig.37 (biomasse calculée d'après le biovolume, chlorophylle a et phéophytine).

On peut distinguer deux périodes au cours du cycle d'étude où les concentrations en chlorophylle a sont très différentes. En hiver et au printemps, les concentrations en pigments sont faibles, elles varient de 0.5 mg/m³ à 3,4 mg/m³.

En été et en automne, les teneurs en chlorophylle a atteignent des valeurs supérieures à 10 mg/m³; ce phénomène bien visible à la station de Savines, est décalé aux stations de Barrage et Ubaye où les fortes concentrations, d'ailleurs moins élevées qu'à Savines n'apparaissent qu'en automne.

La distribution verticale de la chlorophylle a révèle en général des concentrations maximales localisées au voisinage de la surface (2,5m - 10m); cependant, on a pu noter, selon les périodes, des taux de chlorophylle encore assez élevés jusqu'à 20 m de profondeur à Savines et 40 m à Barrage, en janvier et mai 1980.

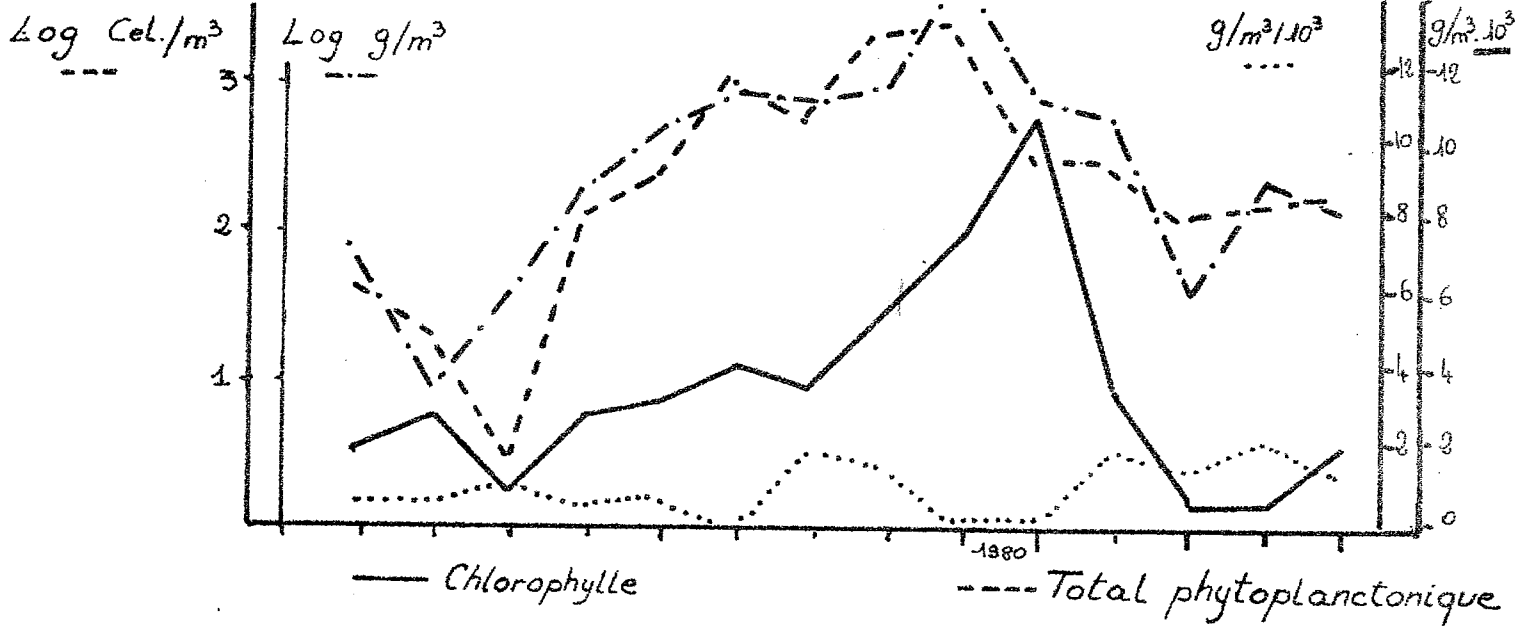
Les valeurs maximales de la biomasse phytoplanctonique coïncident dans la majorité des cas avec celles des phacepigments (figure 37).

Les concentrations de ces derniers varient respectivement de 0 à 5,3 mg/m³.

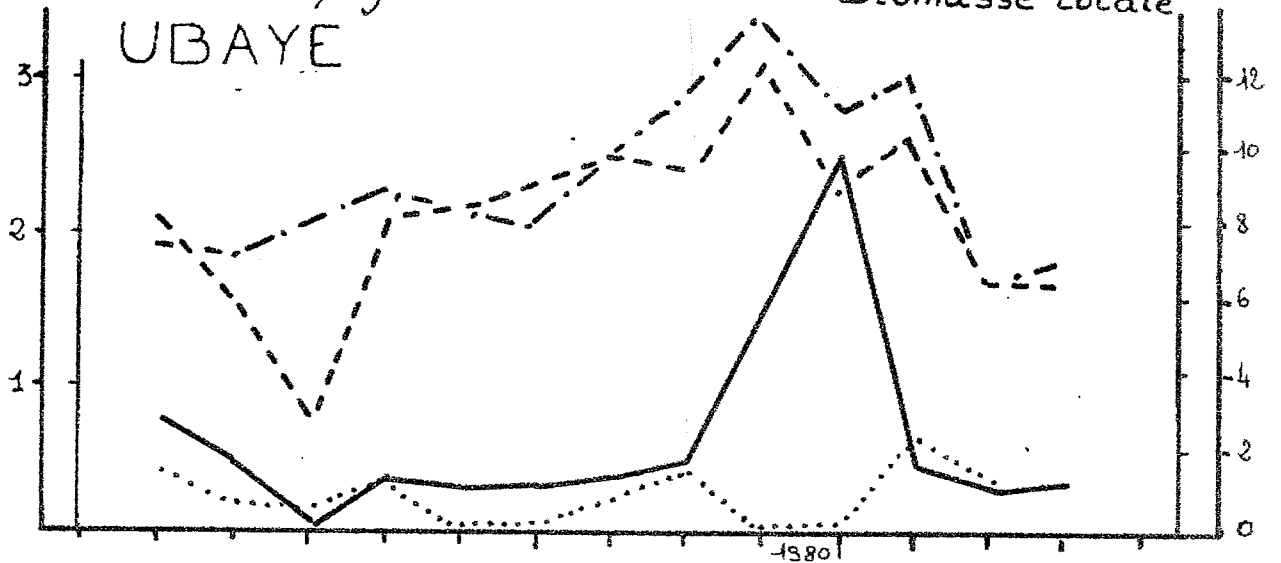
Les taux les plus élevés ont été mesurés entre les mois d'août et novembre 1980 à Savines et octobre et décembre pour les autres stations.

Le cycle annuel du développement phytoplanctonique est mis en évidence une fois de plus : les fortes valeurs ponctuelles étant localisées pour la chlorophylle a aux mêmes périodes de développement maximum des cellules algales, les valeurs les plus faibles se situant en hiver et au printemps.

SAVINES



UBAYE



BARRAGE

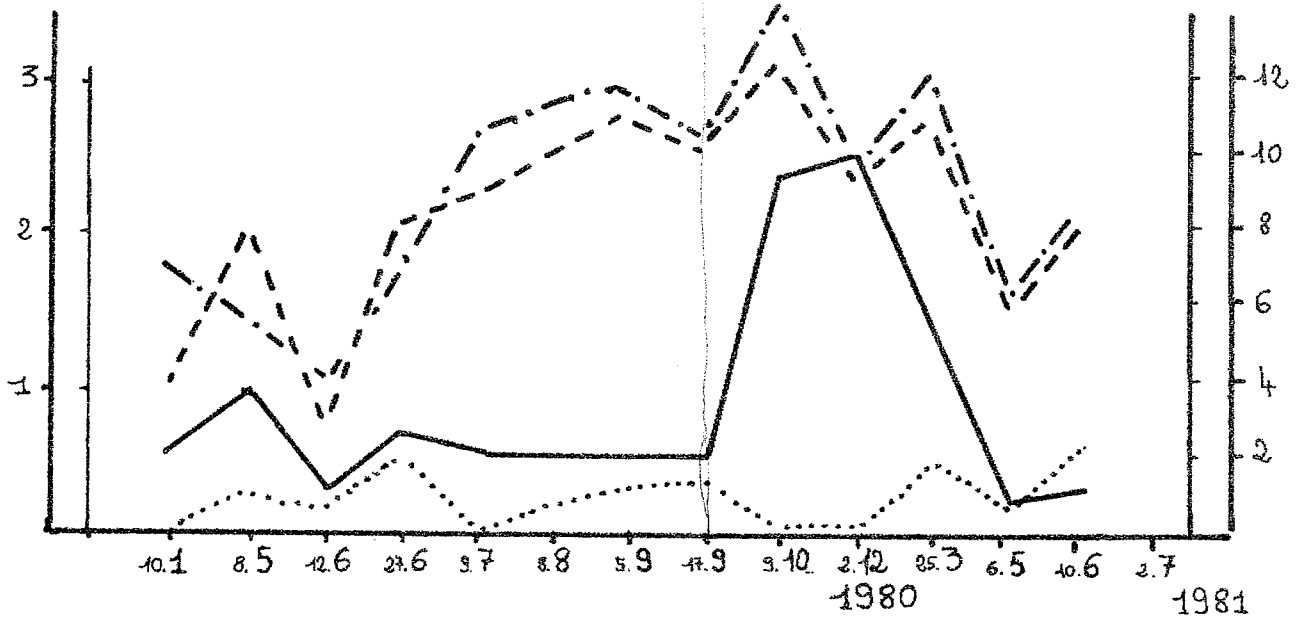


Fig.37 - Evolution temporelle des paramètres de la biomasse phytoplanctonique sur la colonne d'eau (0-40 m) dans les trois stations.

Conclusion

Les résultats de cette étude portant sur la période janvier 1980-juillet 1981, montrent que la retenue de Serre-Ponçon est caractérisée par la dominance quantitative de deux classes d'algues: les Bacillariophycées avec Cyclotella comta, Asterionella formosa, Fragilaria crotonensis et les Chlorophycées avec Pandorina morum et Eudorina elegans. Aucune espèce de la classe des Chlorophycées ne présente un développement comparable à celui des 3 espèces dominantes de Diatomées. Pour l'ensemble de la période d'étude, les Diatomées ont représenté 6,5% de l'effectif phytoplanctonique total contre 17% pour les Chlorophycées et 6% pour les Chrysophycées.

A partir de ces résultats, nous pouvons dresser un schéma représentatif de l'évolution des populations phytoplanctoniques à Serre-Ponçon : deux périodes distinctes se dégagent :

o Une période froide (hiver-printemps) caractérisée par un développement limité du phytoplancton constitué essentiellement par des Diatomées.

L'homothermie hivernale maintient une distribution verticale relativement uniforme sur la colonne d'eau, aux trois stations de prélèvements.

o Une période chaude (été-automne) caractérisée par des populations phytoplanctoniques quantitativement très importantes. La station Savines est nettement plus riche que les deux autres stations pendant cette période. Les stations Ubaye et Barrage présentent des profils comparables.

2.4. Le zooplancton

2.4.1. Composition du peuplement.

Inventaire

- Crustacés :

. Cladocères :

- Daphniidae : Daphnia longispina O.F.MULLER, 1795
Ceriodaphnia pulchella SARS
- Bosminidae : Bosmina longirostris variété similis (LILLJEBORG)
- Chydoridae : Alona quadrangularis (O.F.MULLER)
Biapertura affinis LEYDIG
Chydorus sphaericus (O.F.MULLER)

. Copépodes :

- Calanidae : Acanthodiaptomus denticornis (WIERZEJSKI, 1887)
- Cyclopidae : Cyclops vicinus vicinus ULIANINE, 1875
Macrocyclops albidus (JURINE, 1820)
Eucyclops serrulatus (FISCHER, 1851)
Paracyclops fimbriatus (FISCHER, 1853)
Tropocyclops prasinus (FISCHER, 1860)

- Rotifères :

- Brachionidae : Keratella cochlearis (GOSSE, 1951)
Kellicottia longispina (KEL LICOTT, 1879)
- Asplanchnidae : Asplanchna priodonta (GOSSE, 1950)
- Synchaetidae : Synchaeta sp.
Ploesoma hudsoni (IMMOF, 1891)
Polyarthra vulgaris (CARLIN, 1943)

(soit 6 espèces de Cladocères (au lieu de 4 dans le premier rapport)
" 6 espèces de Copépodes (au lieu de 4 dans le premier rapport)
" 6 espèces de Rotifères (au lieu de 5 dans le premier rapport)

Parmi toutes les espèces récoltées à Serre-Ponçon au cours de cette étude, trois seulement sont présentes en permanence, jusqu'à la fin 1980 :

D.longispina le plus souvent dominante, C.vicinus vicinus et A.denticornis communes. Cette dernière n'est cependant pas représentée dans les prélèvements de décembre 1980 à septembre 1981.

Les autres espèces figurant dans l'inventaire ne se manifestent que sporadiquement avec, en général, un nombre très réduit d'individus (1 ou 2 individus par m³). Cependant une de ces espèces peut se manifester en masse lors d'une campagne, comme B.longirostris et C.pulchella en mai 1981 ou peut arriver à dominer le peuplement pendant une saison, comme A.priodonta au printemps.

2.4.2. Evolution saisonnière du peuplement

Comparaison de l'évolution saisonnière aux différentes saisons étudiées

Etudiée sur 3 cycles annuels à "barrage", sur 2 cycles aux autres stations, l'évolution saisonnière du peuplement est comparable dans ses grands traits d'une année sur l'autre et sur l'ensemble du lac. Cependant les campagnes plus fréquentes de 1980 montrent des variations importantes, selon la zone du lac considérée, pour :

- l'évolution des densités et des biomasses du zooplancton;
- la succession des différentes espèces.

* Sont appelées caractéristiques les espèces représentées dans tous les prélèvements.

L'espèce dominante est celle comprenant le plus grand nombre d'individus. Les espèces communes sont les caractéristiques non dominantes.

Les espèces représentant moins de 2% de l'effectif total sont appelées accessoires et celles récoltées dans quelques prélèvements seulement sont les espèces rares.

Méthode de comparaison

Pour que les résultats soient comparables malgré les variations induites par les changements de la répartition verticale des zooplanctontes, les densités, exprimées en nombre d'individus par m³ sont calculées sur toute la hauteur de la colonne d'eau par une moyenne pondérée des chiffres obtenus à chaque profondeur suivant la formule :

$$\bar{x} = \frac{\sum m_i \cdot h_i}{\sum h_i}$$

\bar{x} = moyenne pondérée sur la colonne d'eau,
 m = densité dans la couche i , h = épaisseur de la couche i , $\sum h_i$ hauteur de la colonne d'eau prospectée. $i = 0-5; 5-10; 10-20; 20-40; 40-60$ m.

Le peuplement à la station "barrage" (st.1)

Les densités (fig.38)

Sur l'ensemble des trois années étudiées l'évolution saisonnière des densités est la suivante :

- pendant la période froide, maintient d'un nombre très faible d'individus : 1 à $2 \cdot 10^3$ ind/m³ de novembre à février;
- au printemps, développement important des populations à partir de mars pour atteindre le maximum annuel des densités en mai. 20 à $54 \cdot 10^3$ ind/m³ selon les années;
- au cours de l'été, maintient de populations abondantes : 15 à $20 \cdot 10^3$ ind./m³
- à l'automne, diminution progressive du nombre d'individus pour atteindre les valeurs hivernales en novembre.

Pour l'année 1980 les campagnes plus nombreuses précisent les fluctuations du peuplement au cours de l'été :

- chute brutale des densités en juin : de 33 à $5,9 \cdot 10^3$ ind./m³ en quelques semaines, au moment de la crue;
- succession de plusieurs phases de prolifération du zooplancton correspondant au développement des différentes générations estivales (fin juillet et fin septembre en particulier).

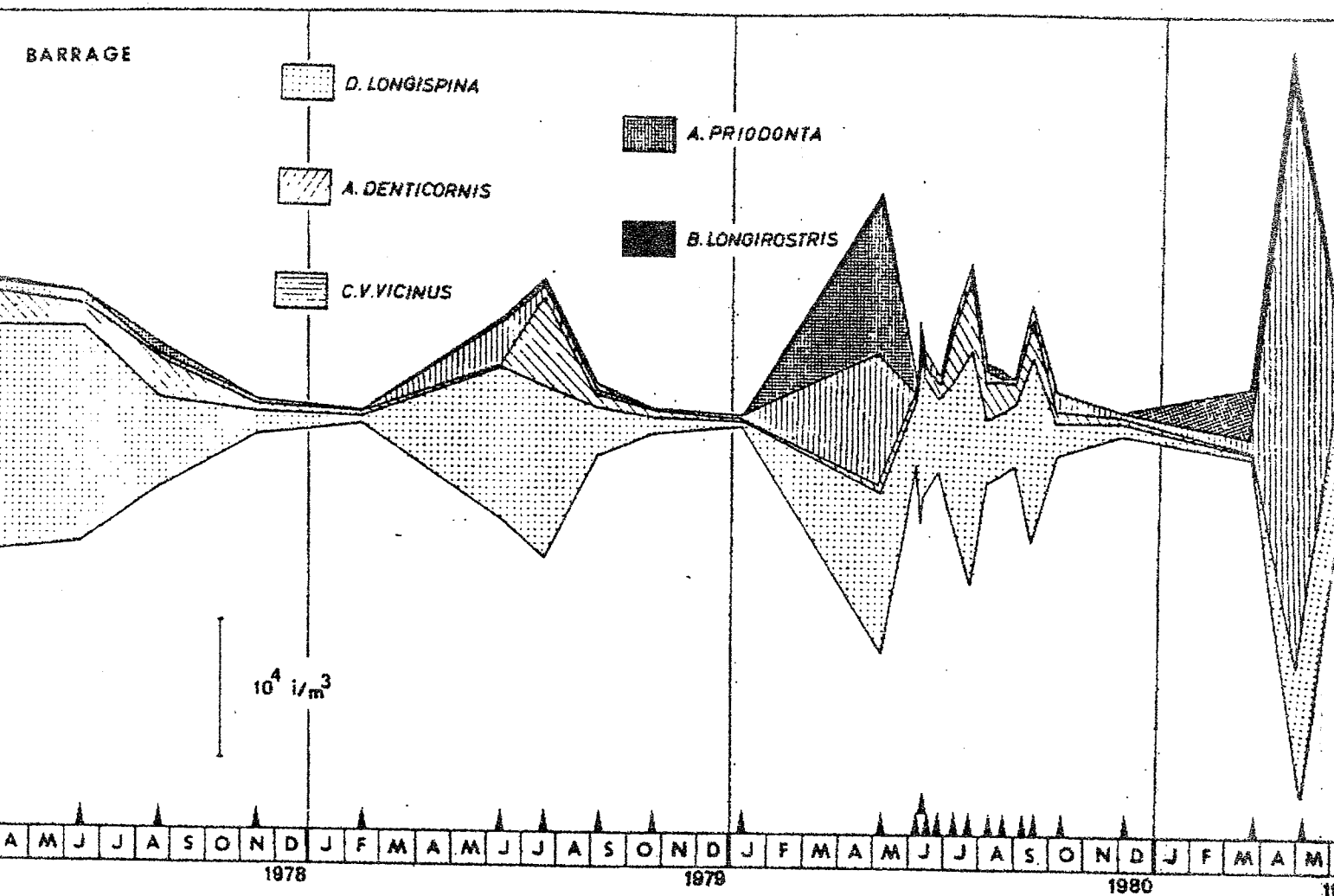


Fig. 38- Evolution des densités des principales espèces zooplanctoniques à la station "barrage" (st.1) au cours des 3 cycles annuels étudiés. Les flèches indiquent les dates de prélèvements (26 campagnes).

Les biomasses

• Données utilisées:

Les biomasses n'ont pas été mesurées, mais calculées d'après les données de poids frais individuels empruntées à la littérature et déjà utilisée en 1975 par LAIR :

Cladocères		Copépodes		
<u>Daphnia longispina</u>		<u>A. denticornis</u>	<u>C. vicinus</u>	
Adultes (1)	165,9 µg	Adultes	104,9 µg	165,8
taille (2)	149,4	Copépodites (5)	126,2	125,3
taille (3)	91,3	(4)	73,3	80,9
taille (4)	43,2	(3)	47,9	47,4
taille (5)	12,1	(2)	25,6	24,2
oeufs	0,7	(1)	12,4	13,8
<u>Bosmina longirostris</u>		Nauplies	1,9	1,9
moyenne	30	oeufs	0,8	0,4
Rotifères : <u>A. priodonta</u> 35 µg				

Les résultats obtenus à partir de ces valeurs ne sont, pour Serre-Ponçon, qu'une estimation assez grossière de la biomasse :

- ce sont des valeurs moyennes annuelles qui ne tiennent pas compte des variations saisonnières de taille et de poids, importantes dans ce lac (mais LAIR estime l'erreur à seulement 5% par rapport aux biomasses calculées avec les valeurs mensuelles de poids frais);

- les chiffres donnés pour le cycloptide sont ceux appliqués par LAIR à l'espèce C. abyssorum préalpinus (les deux espèces ont des tailles moyennes comparables);

- les petits rotifères ne sont pas pris en compte, leur nombre d'individus n'ayant pas été décompté, mais leurs poids spécifiques sont très faibles (0,05 à 0,2 µg selon l'espèce) et

REY et CAPBLANCQ (1975) font remarquer dans leur étude du lac de Port-Bielh que les rotifères avec une densité de $30 \cdot 10^3$ ind./m³ interviennent pour moins de 1% de la biomasse zooplanctonique. Ces données, certes discutables, donnent cependant une idée de l'évolution saisonnière et pluriannuelle de la biomasse zooplanctonique disponible.

Les biomasses seront précisées, à partir de pesées des différents stades après passage à l'étuve à 110° dans des travaux ultérieurs, selon la méthode préconisée par PONT (comm. orale).

• Résultats (fig.39)

Les courbes réalisées à partir des biomasses sont très comparables à celles retenues pour les densités. Les périodes de prolifération zooplanctonique sont aussi celles où est récoltée la plus grande biomasse.

Quelques différences précisent cependant l'évolution saisonnière du peuplement :

- les pics printaniers sont moins accentués que pour les densités ce qui résulte :
 - d'un peuplement composé essentiellement de jeunes individus,
 - d'une grande abondance des rotifères, de faible poids spécifique;
- pour 1980, si les densités sont maximales au printemps les plus fortes biomasses sont en revanche enregistrées en été : 1970 mg/m³ à la fin de juillet;
- au sein du peuplement, les daphnies assurent un plus grand pourcentage de la biomasse totale que des densités (53,9 % de la biomasse et 35% du nombre total d'individus, en mai 1980 par exemple).

La succession des espèces au cours de l'année (fig.40)

Les trois espèces caractéristiques (D.longispina, A.denticornis, C.vicinus vicinus) sont présentes tout au long de l'année, mais leurs proportions respectives varient avec les saisons.

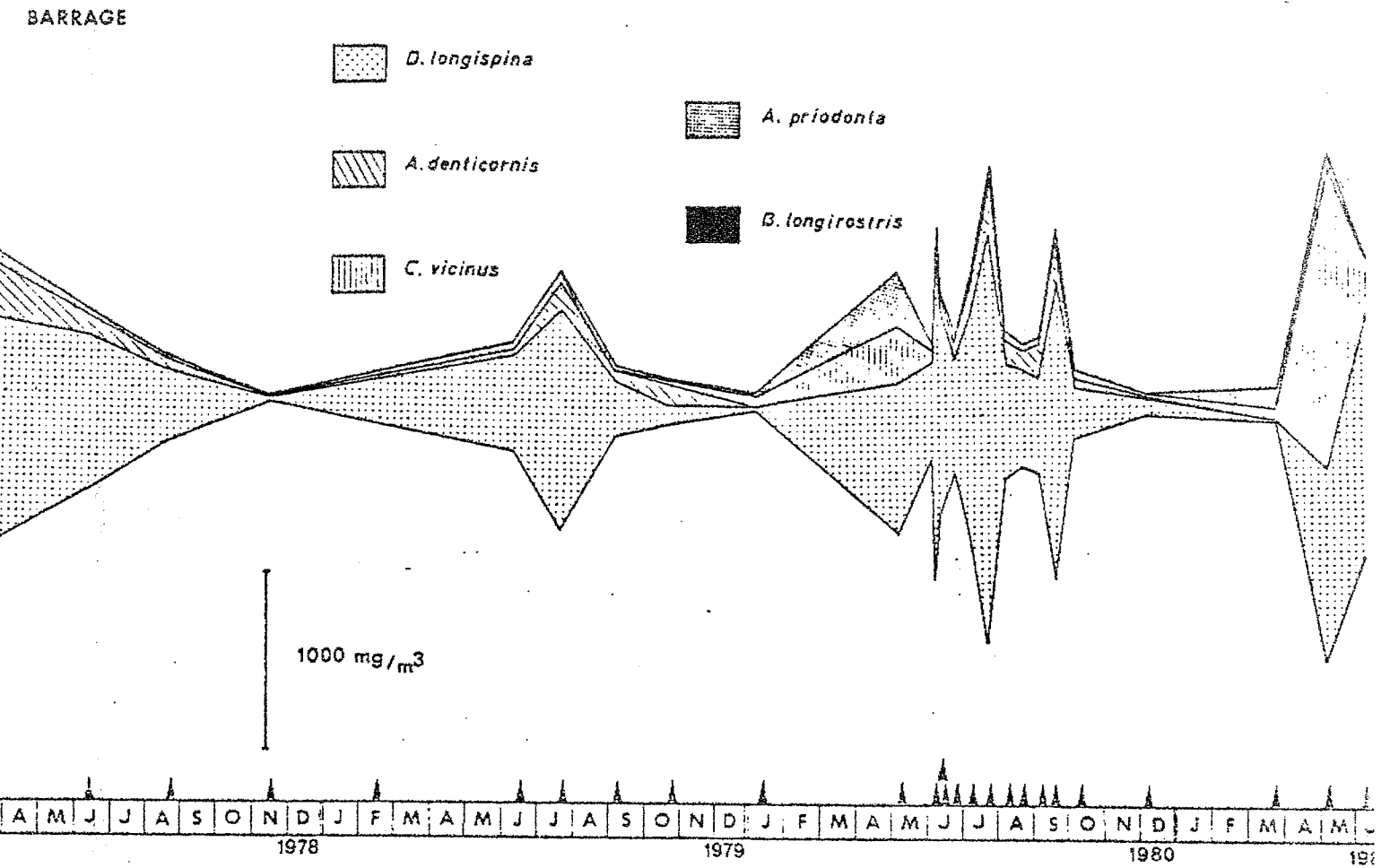


Fig. 39 - Evolution des biomasses des principales espèces zooplanctoniques à la station "barrage" (st.1) au cours des 3 cycles annuels étudiés. Les flèches indiquent les dates de prélèvements.

- les daphnies, les plus abondantes toute l'année, sont les premières à développer leur population au printemps, elles présentent un effectif élevé tout l'été (10^4 ind./m³ en moyenne) et restent bien représentées jusqu'en septembre;

- les cyclopidés assurent avec les daphnies le développement printanier du peuplement avec un maximum en mai ou juin selon les années, mais leur densité décroît dès juillet;

- les calanidés ne se développent que plus tardivement (juillet-août) mais restent abondants jusqu'en automne.

Pour les rotifères (A.priodonta) deux phases importantes de production se succèdent dans l'année :

- en mai, avec l'"explosion" zooplanctonique printannière;
- début septembre, avec les dernières générations estivales des daphnies et calanidés.

Les autres espèces ne se manifestent qu'irrégulièrement et sont toujours représentées par un très petit nombre d'individus. C'est cependant en été, période de remplissage maximale du lac, qu'elles sont le plus souvent récoltées. Il s'agit pour la plupart comme pour Macrocyclops albidus (DORGELLO, 1979), d'espèces hélioplanctoniques issues des zones littorales.

Le peuplement à la station "Savines" (st.2)

Les prélèvements n'ont été faits régulièrement à la station "Savines" qu'à partir de janvier 1980. L'évolution saisonnière du peuplement zooplanctonique est comparable à celle observée à "barrage". Quelques différences doivent cependant être notées.

Les densités (fig.41)

Les couches profondes (20 à 60 m) prospectées à la station "barrage" sont très peu peuplées. Les densités calculées sont donc, avec des effectifs équivalents, toujours supérieures à "Savines" où la hauteur de la colonne d'eau plus réduite ne permet pas d'effectuer de traits au-dessous de 20 m. C'est pourquoi dans ce paragraphe les chiffres utilisés pour la station "barrage" correspondent à une moyenne pondérée sur la même couche d'eau qu'à la station "Savines": les 20 premiers mètres (tab.p.103).


Evolution saisonnière des densités du zooplancton en 1980.


Moyennes pondérées en ind./m³ sur une colonne d'eau de :

20 m à "Savines" et à "barrage" ;


60 m à "barrage".


	10 janv.	8 mai	9 juin	10 juin	12 juin	27 juin	10 juil.	25 juil.	8 août	22 août	4 sept.	17 sept.	8 oct.	4 déc.
Savines \bar{x} 20 m	31120	58844	17076	20102	6079	4795	6720	6032	44549	38985	35802	26394	21644	18128
Barrage \bar{x} 20 m	1001	63453	11913	41409	17631	15186	28169	28919	12960	15285	13980	20028	9250	1707
Barrage \bar{x} 60 m	740	33031	5958	14328	10595	6585	14624	23088	8363	7629	6259	17072	4327	1811

5/2  D. LONGISPINA

9/45  A. DENTICORNIS

1/75  C. V. VICINUS

 A. PRIODONTA

 B. LONGIROSTRIS 0/2

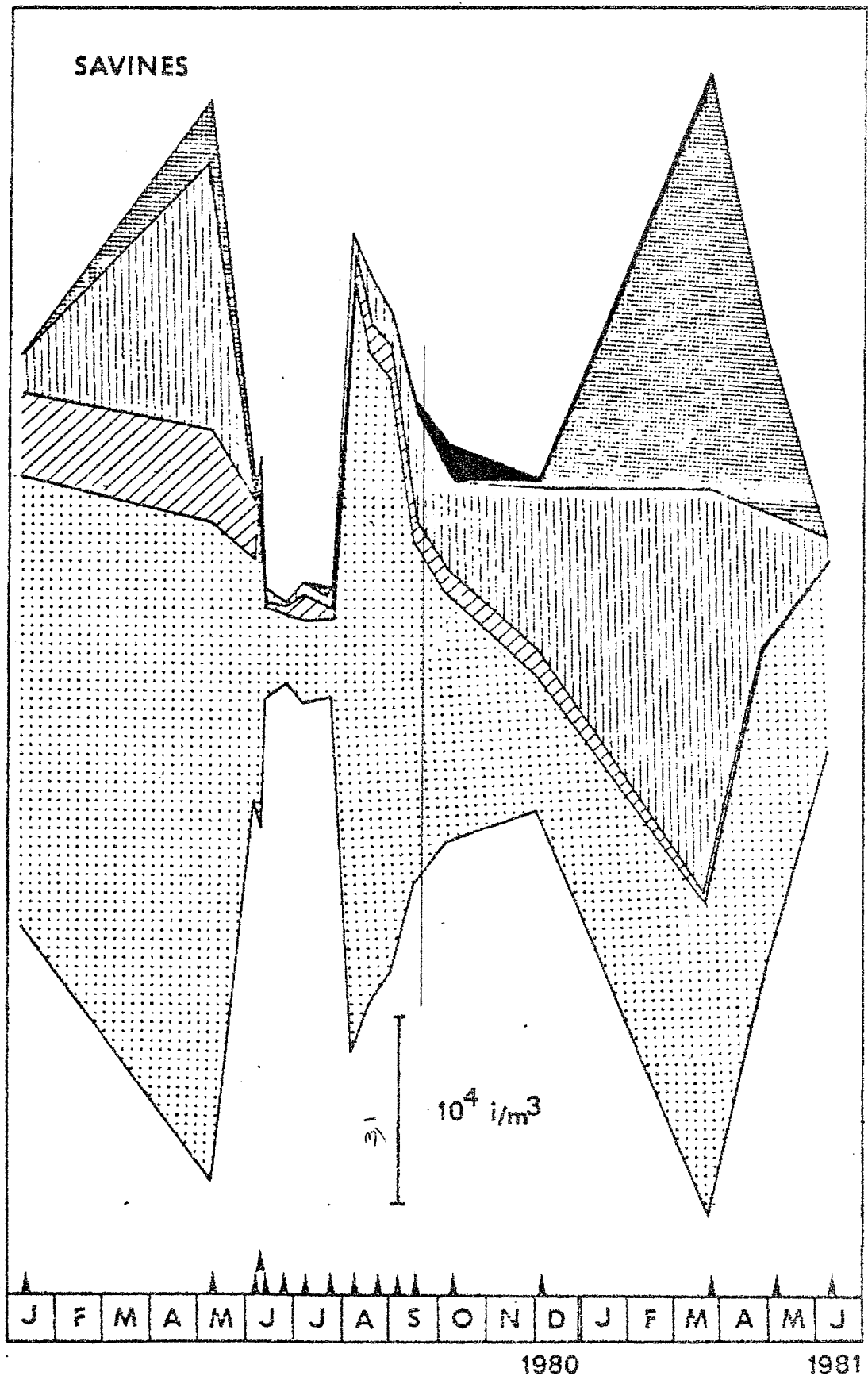


Fig. 41 - Evolution des densités des principales espèces zooplanctoniques à la station "Savines" (st.2) au cours des 2 cycles annuels étudiés. les flèches indiquent les dates de prélèvements (17 campagnes)

Malgré cette correction, les densités restent généralement supérieures à "Savines" qu'à "barrage", sauf au printemps où l'effet de la crue est plus marqué à "Savines".

Les différences notables avec les résultats obtenus à "barrage" sont pour l'année 1980 :

- la densité qui reste importante tout l'hiver à "Savines" avec des moyennes de 20 à $30 \cdot 10^3$ ind./m³, pour 1 à $2 \cdot 10^3$ ind./m³ à "barrage";

- les effectifs les plus faibles enregistrés au début de l'été avec seulement 4 à $10 \cdot 10^3$ ind./m³ pour la fin juin et tout le mois de juillet;

- l'absence d'une succession de pics, bien marqués au cours de l'été, remplacée par le maintien des densités à un niveau élevé jusqu'à la fin septembre : toutes les cohortes estivales sont imbriquées à cause d'une croissance rapide des individus favorisée par la température élevée et la nourriture abondante (prolifération phytoplanctonique en été);

Les densités les plus fortes sont rencontrées au printemps, comme à "barrage" mais avec des effectifs beaucoup plus élevés ($60 \cdot 10^3$ pour $33 \cdot 10^3$ ind./m³ en mai 1980).

Les biomasses (fig.42)

Les relations biomasse-densité sont les mêmes que celles observées à la station "barrage" :

- maximum des biomasses enregistré pendant l'été (juillet), alors que pour les densités le maximum est noté au printemps (mai);

- très fort pourcentage des biomasses assuré par les daphnies (87,6 % des biomasses pour 60,8 % des densités en mai 1980).

Enfin, comme pour les densités, les biomasses calculées à la station "Savines" sont beaucoup plus élevées qu'à la station "barrage" (3 à 4 fois).

La succession des espèces au cours de l'année (fig.43).

Comme à la station "barrage", les daphnies et les cyclopidés commencent leur développement au printemps, pendant que se manifeste l'"explosion" des populations du rotifère A.priodonta ($3 \cdot 10^3$ ind./m³ en mai 1980; $22 \cdot 10^3$ en mars 1981).

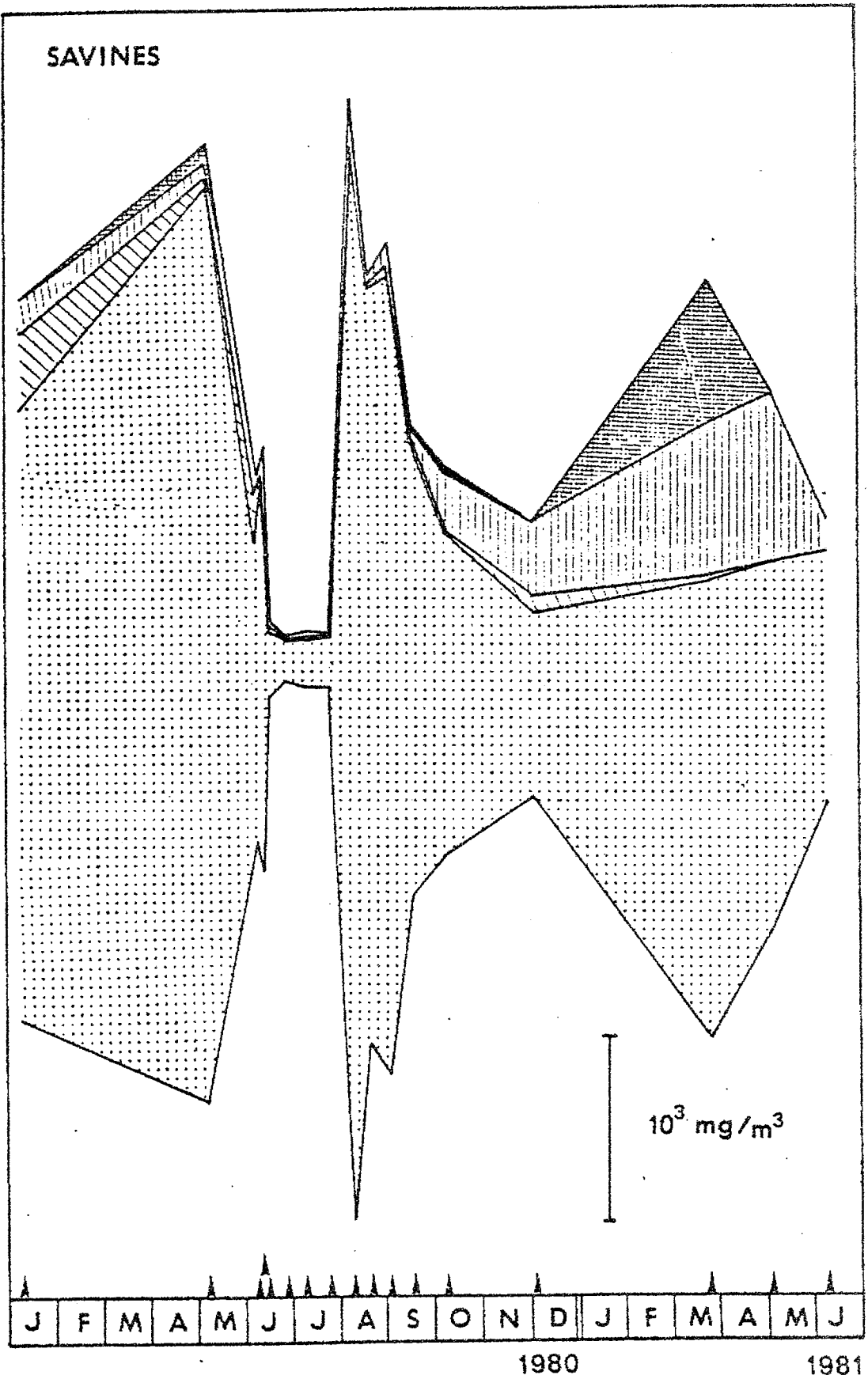
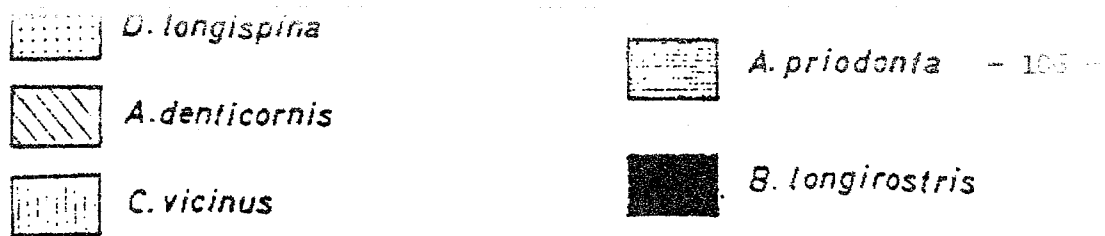


Fig. 42 - Evolution des biomasses des principales espèces zooplanctoniques à la station "Savines" au cours des 2 cycles annuels étudiés. Les flèches indiquent les dates de prélèvements.

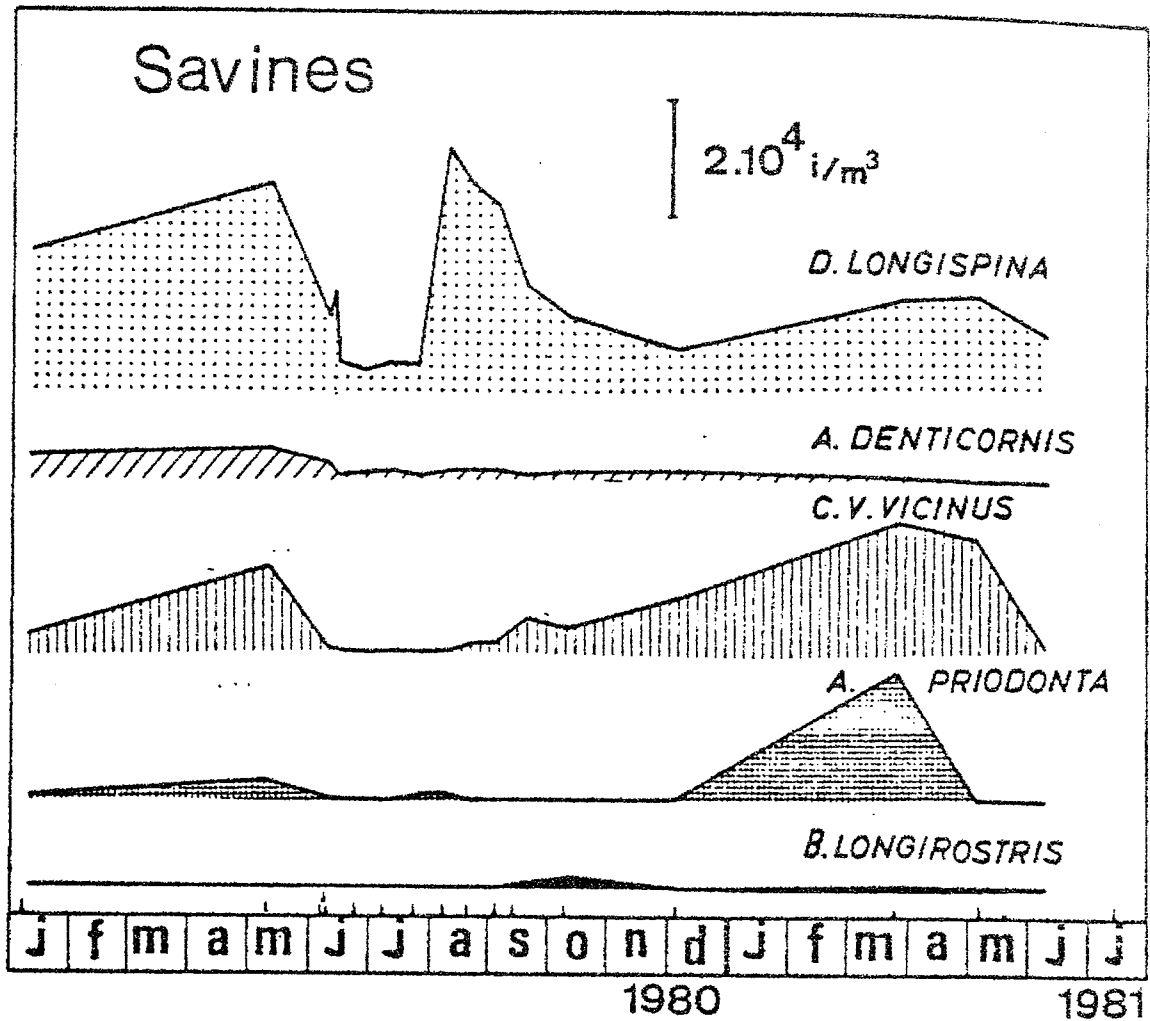


Fig. 43 - Evolution saisonnière des densités des principales espèces zooplanctoniques à la station "Savines" au cours des 2 cycles annuels étudiés.

Les flèches indiquent les dates de prélèvements.

En revanche pour le calanide les plus fortes densités ne sont pas enregistrées en été. L'espèce est régulièrement représentée de janvier à mai (4.10^3 ind./m³ en 1980); puis le nombre d'individus chute avec les perturbations de juin 1980 et reste faible jusqu'à la fin de l'année (0,5 à 1.10^3 ind./m³).

De même, les proportions des différentes espèces varient entre les deux stations : le pourcentage des daphnies (70-80 pour 60-70% et des cyclopidés (10-15 pour 5-10%) est supérieur toute l'année à "Savines" alors que la proportion des calanides est toujours plus faible (5-15 pour 20-25%).

Le peuplement à la station "Ubaye" (st.3)

Les prélèvements n'y sont effectués que lors des principales campagnes (une par saison environ) mais les résultats obtenus montrent une évolution saisonnière équivalente à celle observée dans l'ensemble du lac avec cependant quelques particularités.

Les densités (fig. 44)

Seule la couche la plus peuplée (5-10m) est prospectée à cette station. Les chiffres utilisés dans ce paragraphe correspondent pour les 3 stations aux densités obtenues saisonnièrement dans cette couche (tab. p.111).

- Les valeurs hivernales sont très élevées avec 31.10^3 ind./m³ en décembre 1980 pour 24.10^3 à "Savines" et $1,7.10^3$ à "barrage";

- La prolifération printanière est aussi enregistrée en mai avec des densités inférieures à celles obtenues aux autres stations;

- les valeurs les plus faibles sont notées à la fin du printemps, au plus fort de la crue et l'effectif reste faible tout l'été : de 6.10^3 ind./m³ en juin, il ne passe qu'à 18.10^3 ind./m³ en août;

- le maximum estival n'apparaît que pour le prélèvement de fin septembre, retardé de plusieurs semaines par rapport au reste du lac avec $69,8.10^3$ ind/m³.

Les biomasses (fig.45)

Elles sont caractérisées, comme pour les autres stations par un maximum estival (ici en septembre) assuré essentiellement par les daphnies.

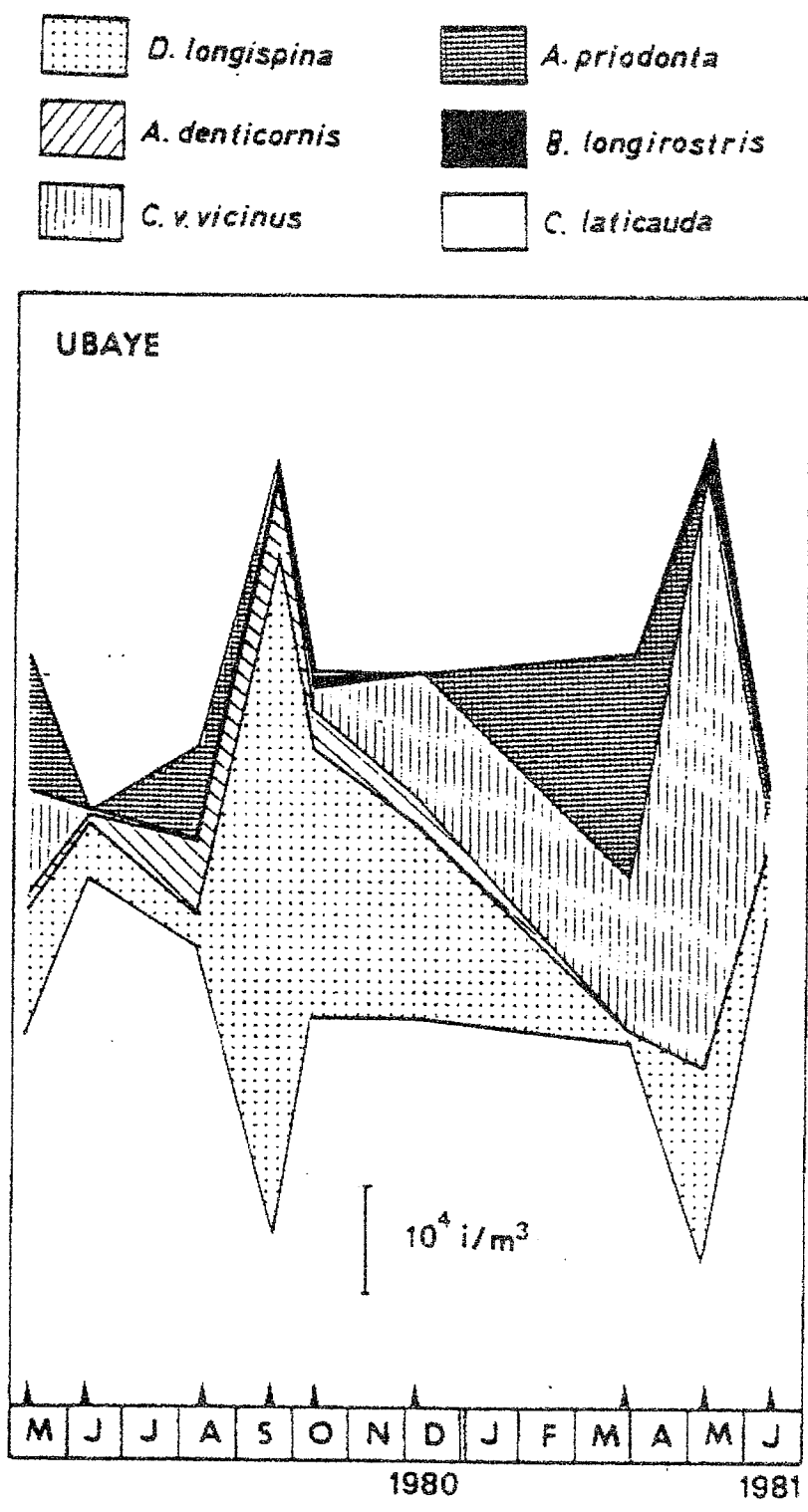


Fig.44 - Evolution des densités des principales espèces zooplanctoniques à la station "Ubaye" (st.3) au cours des 2 cycles annuels étudiés. Les flèches indiquent les dates de prélèvements. (9 campagnes)

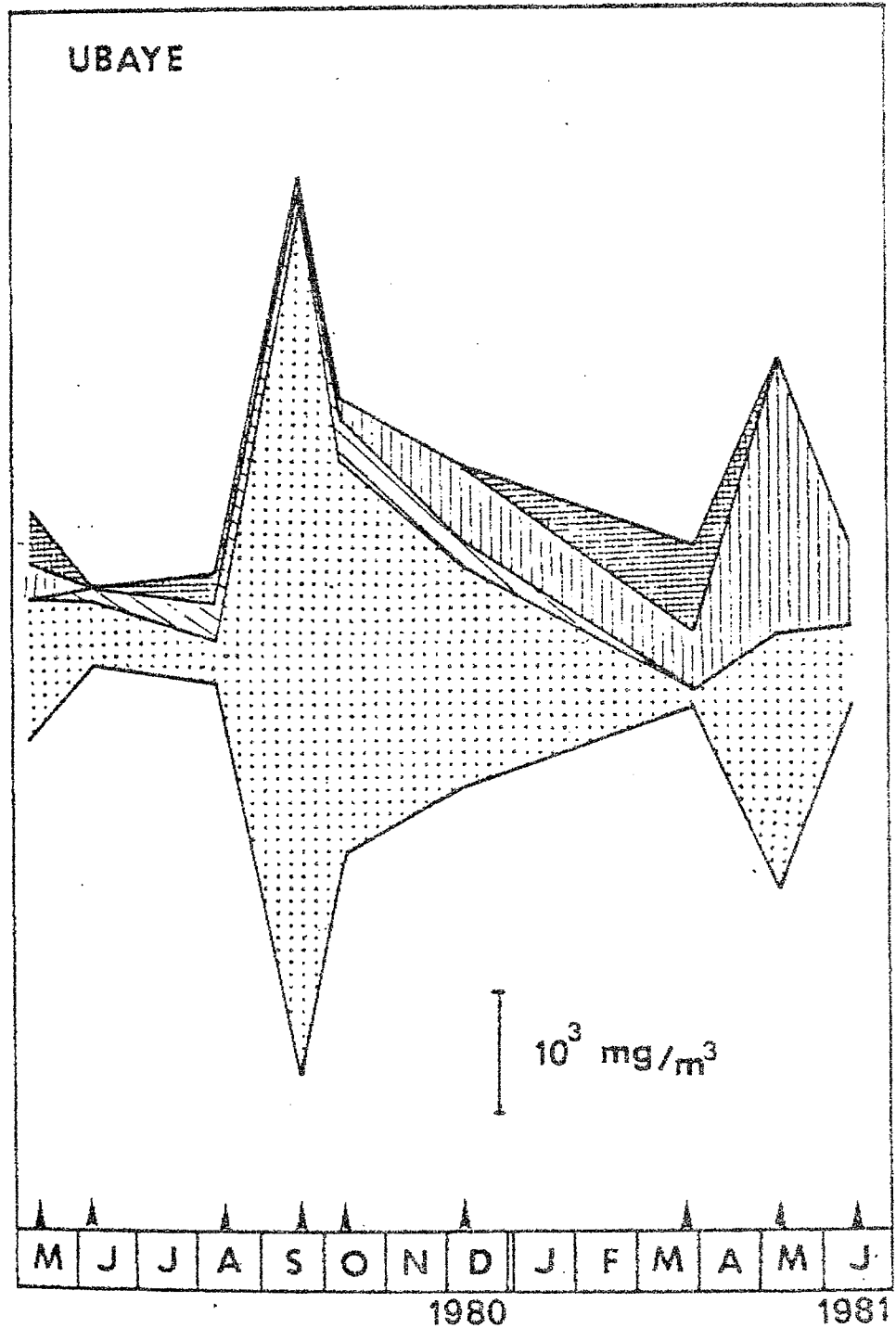
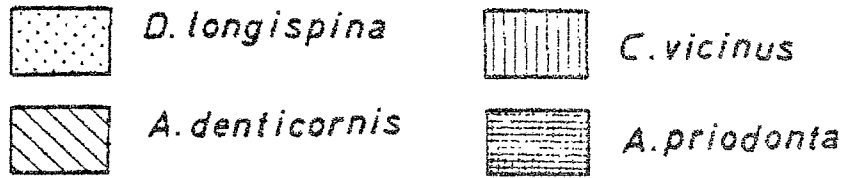


Fig. 45 - Evolution des biomasses des principales espèces zooplanctoniques à la station "Ubaye" au cours des 2 cycles annuels étudiés.
Les flèches indiquent les dates de prélèvements.

- Evolution saisonnière des densités du zooplancton en 1980, dans la couche 5-10 m aux 3 stations de prélèvements.

	mai	juin	août	sept.	oct.	déc.
Ubaye	34220	6427	18625	69820	31910	31620
Savines	99760	10540	68360	87400	17040	24920
Barrage	80407	47040	10290	36400	14017	1707

c) La succession des espèces au cours de l'année

Elle est comparable à celle décrite pour la station "Savines" mais "Ubaye" se singularise par la présence plus fréquente des espèces accessoires et en particulier un pourcentage notable du petit cladocère Ceriodaphnia pulchella en octobre 1980, avec 2% de l'effectif total.

Le peuplement à la station "Ubaye-fond" (st.4)

La structure du peuplement est, sauf en été, comparable à celle observée à la station "Ubaye", cependant :

- les densités enregistrées sont toujours inférieures dans cette zone peu profonde (moins de 5 m) et soumise directement à l'influence de la rivière (24.10^3 ind./m³ en mai 1980 par exemple pour 34.10^3 à la station "Ubaye", la moins riche à cette saison);

- les proportions des cyclopidés sont toujours supérieures à celle calculées pour la station "Ubaye";

- un plus grand nombre d'espèces accessoires récoltées sporadiquement dans les autres stations du lac sont ici régulièrement représentées : rotifères : Polyarthra sp, Ploesoma hudsoni, Kellicottia longispina, Synchaeta sp.;

• petits cladocères : Ceriodaphnia pulchella et Chydorus sphaericus ;

- des exuvies et larves du benthos directement issues de la rivière sont aussi trouvées dans les prélèvements à cette station.

L'évolution saisonnière du peuplement est très particulière et les fluctuations d'effectifs plus accentuées qu'au niveau du lac lui-même. Le pic printannier reste important (24.10^3 ind./m³) puis le peuplement est bouleversé au moment de la crue et pour tout l'été. Les daphnies ne sont plus représentées que par quelques individus/m³ ($0,01.10^3$ en août) et seuls quelques stades jeunes de cyclopidés de l'espèce Eucyclops serrulatus subsistent (nauplies à copépodites 4). La densité des calanides est réduite de moitié avec la disparition des adultes en septembre mais le maintient de nombreux stades jeunes (nauplies et copépodites 1 à 4). Cependant ce sont les rotifères A.priodonta en août ($1,1.10^3$ ind./m³) puis

les petits cladocères B.longirostris en septembre ($2,8.10^3$ ind./m³) qui assurent l'essentiel du peuplement estival.

Ce n'est qu'en octobre que le zooplancton retrouve une structure comparable à celle de la station "Ubaye" mais la perturbation du milieu en queue de lac, due à la proximité de l'arrivée de la rivière, est toujours marquée par la prolifération des bosmines qui représentent alors avec 15.10^3 ind./m³, 50,6% de l'effectif total.

2.4.3. Evolution pluriannuelle du peuplement

L'évolution saisonnière du peuplement étudiée sur plus de trois cycles annuels à la station "barrage" (mars 1978 à février 1982) et plus de deux cycles annuels à la station "Savines" (janvier 1980 à février 1982) demeure comparable d'année en année quant à la périodicité des phases de développement de l'ensemble des zooplanctontes. Cependant des variations importantes se produisent d'une année à l'autre. Elles concernent :

- la composition spécifique du peuplement;
- les valeurs moyennes des densités et des biomasses;
- les cycles biologiques des principales espèces (cf. partie III).

L'évolution du peuplement à la station "barrage" (st.1) de 1978 à 1982 (fig. 46)

L'analyse des cycles annuels successifs montre :

- une augmentation sensible de la densité totale des zooplanctontes : les effectifs atteints lors de la phase de prolifération printanière sont respectivement de 20.10^3 ind./m³ en 1978, 25 à 30.10^3 en 1979, 33.10^3 en 1980 et 54.10^3 en 1981 (fig.10,p.31).

- une nette évolution du pourcentage des différentes espèces pour une saison donnée

Les daphnies

L'espèce D. longispina largement dominante toute l'année, en 1978, avec 60 à 80% de la densité du peuplement voit ensuite ses effectifs se réduire considérablement. Elle ne représente plus que 40 à 70% des individus récoltés en 1979 puis 30 à 80% en 1980 et la population passe à 4% du total du peuplement au printemps 1981. La situation se rétablit au cours de cette dernière année sans que l'état initial ne soit retrouvé avant l'hiver : en août

Barrage

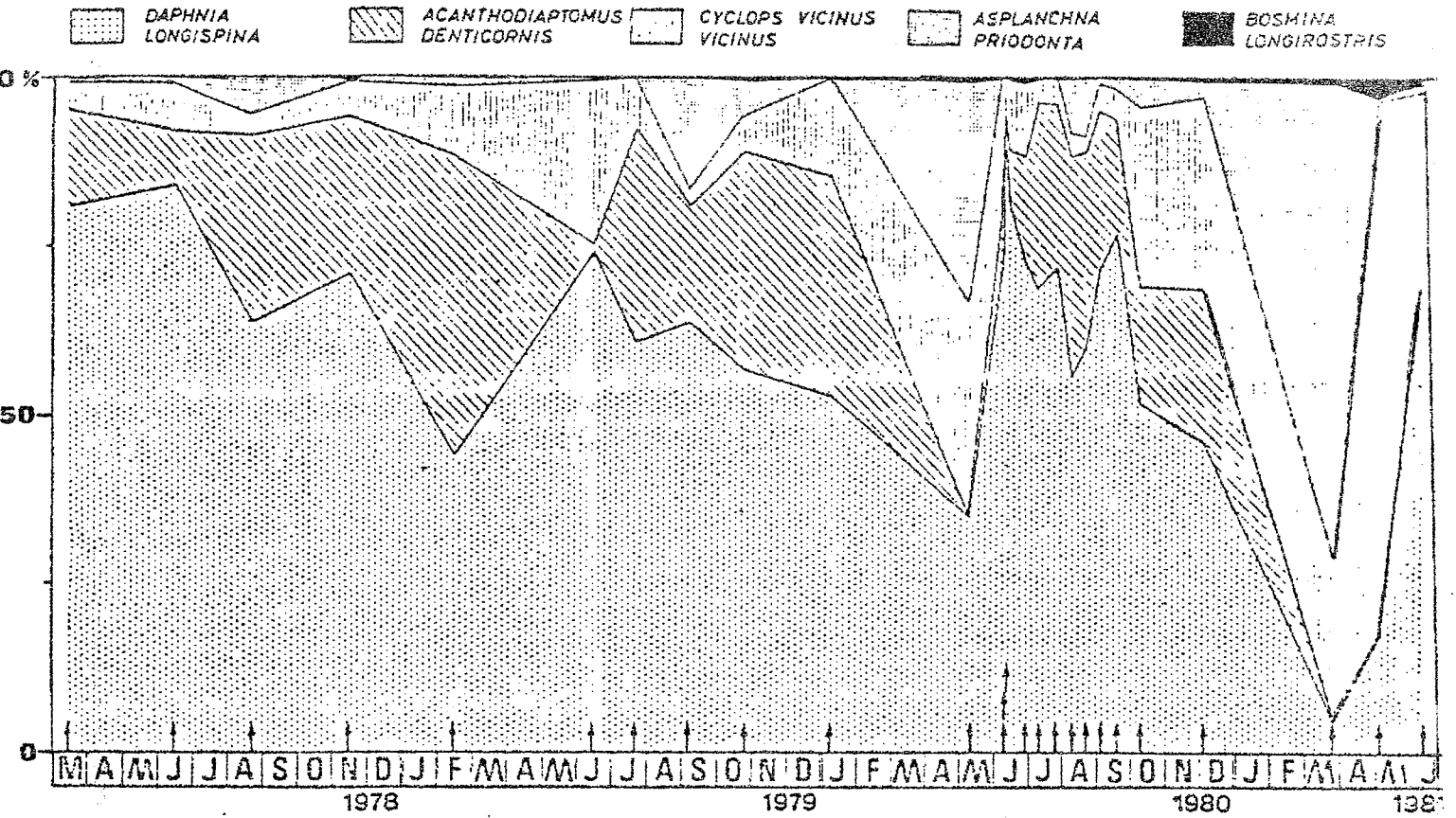


Fig. 46 - Evolution des pourcentages des principales espèces du zooplancton au cours des 3 cycles annuels étudiés à la station "barrage".

une légère augmentation de la population ramène à 10-15% le pourcentage de daphnies et en octobre l'espèce reprend sa place de dominante.

Les cyclopidés

Les populations de Cyclops vicinus s'accroissent d'année en année de 1978 à 1981. Les densités au maximum du développement annuel de l'espèce (mai) sont respectivement de 10^3 , 3.10^3 , 10.10^3 et 43.10^3 ind./m³ en 1978, 1979, 1980 et 1981. Cette évolution des densités se retrouve aussi au niveau des pourcentages qui passent durant cette période de 5 à 30% de l'effectif total. Cette expansion de l'espèce est à son maximum en août 1981 avec des valeurs supérieures à 80% de l'ensemble du peuplement. Cyclops vicinus perd de nouveau sa prédominance à l'automne mais les populations restent abondantes en octobre avec 15% de l'effectif total. Les proportions du cycloptide continuent de diminuer au cours de l'hiver. En février 1981 la structure du peuplement est de nouveau semblable à celle observée au début de l'étude.

Les travaux de ORIGGI, de BERNARDI et GIUSSANI (1978) sur la répartition de Cyclops vicinus dans les lacs d'Italie du nord montrent que cette espèce est liée à des milieux de niveau trophique élevé pour lesquels sont enregistrés, l'été, un fort déficit d'oxygène au niveau de l'hypolimnion et de fréquentes apparitions de cyanophytes. Ces auteurs signalent aussi qu'à une exception près, aucun diaptomide n'est récolté dans ces lacs.

D'après ces résultats l'expansion du cycloptide peut correspondre à une perturbation passagère de l'état trophique du lac.

Les calanides

A.denticornis développe des populations importantes en 1978 et 1979 avec respectivement 20 à 40% puis 5 à 35% de l'ensemble du peuplement. Puis ces effectifs diminuent bien que l'espèce reste assez régulièrement récoltée en 1980. Malgré une importante chute de ses densités au printemps avec moins de 1% du peuplement en mai et moins de 10% jusqu'au début juillet, le calanide représente encore 20% de l'effectif en décembre.

Dès le début de 1981, la population décroît brusquement et seuls quelques individus persistent jusqu'en juin.

Le prélèvement de contrôle d'août 1981, période habituelle du développement maximal de l'espèce ne révèle aucun calanide. En revanche en octobre l'espèce est de nouveau récoltée mais le nombre d'individus reste faible : seulement 16% de l'effectif total.

Enfin en février 1982 un trait vertical effectué à "Savines" montre un peuplement riche en calanides avec des proportions comparables à celles calculées pour les deux premiers hivers de l'étude.

Cette disparition momentanée du calanide est à rapprocher de celle, définitive, décrite par OMALY (1970a) pour le lac de Tazenat. Cet auteur interprète la disparition du calanide, réputé sensible aux variations des conditions du milieu, comme imputable au passage du lac à un état trophique supérieur.

A Serre-Ponçon le phénomène enregistré en 1981 peut être consécutif à une crise trophique. La disparition du calanide pourrait correspondre à :

- une phase de "vie latente" du copépode sous forme d'oeufs de résistance stockés au niveau du sédiment;
- l'élimination progressive de l'espèce par les cyclopidés (les stades copépodites V et adultes sont d'actifs prédateurs) qui prolifèrent, favorisés par l'eutrophisation.

Les autres espèces

L'évolution du rotifère A.priodonta et à plus petite échelle celle du petit cladocère B.longirostris sont assez comparables à celle des cyclopidés. Les densités maximales de ces espèces (au printemps) sont de plus en plus élevées jusqu'à l'année 1981 de même que leurs proportions dans le peuplement : 10,20,40 et 75% de l'effectif total pour Asplanchna au printemps 1978,1979,1980 et 1981.

De plus, ces deux espèces représentées seulement une partie du cycle annuel les 3 premières années sont récoltées à chaque campagne en 1981, avec cependant des densités faibles. Dans le prélèvement de février 1982 le rotifère est encore présent mais peu abondant et seuls quelques individus du petit cladocère ont été récoltés.

De même, Ceriodaphnia pulchella rencontrée sporadiquement les deux premières années (surtout dans la branche Ubaye) est récoltée pour toutes les campagnes de 1981. Les effectifs les plus nombreux sont notés pour les prélèvements d'octobre. C.pulchella représente alors 7% de l'effectif total à la station "barrage".

HAKKARI (1978) montre que "l'eutrophisation semble accroître le nombre de taxons du zooplancton". Pour cet auteur quelques espèces sont si bien corrélées avec le niveau trophique et/ou la pollution d'un milieu qu'ils peuvent être utilisés comme indicateurs. Ainsi il indique pour B.longirostris une corrélation positive hautement significative avec le phosphore total et précise que cette espèce évite les eaux oligotrophes.

Enfin JANICKI, de COSTA et DAVIS (1979) puis MUNRO et BAILEY (1980) montrent que les lacs les plus eutrophes sont caractérisés par la prédominance des rotifères, cladocères et cyclopidés sur les calanidés, pour les latitudes tempérées.

Ces quelques données bibliographiques semblent confirmer la présence d'une phase d'eutrophisation en 1981 à Serre-Ponçon. Cette phase, bien marquée pour les compartiments biotiques (le phytoplancton subit aussi des perturbations), n'apparaît pas au niveau des résultats concernant la chimie de l'eau. Le phyto et le zooplancton représentent donc, comme c'est souvent le cas dans les milieux d'eaux courantes, des indices de qualité plus sensibles que les paramètres physiques ou chimiques.

L'évolution du peuplement à la station "Savines" (st.2) de janvier 1980 à février 1982 (fig.47)

Le suivi du zooplancton à cette station sur plusieurs cycles annuels montre :

- un décalage des périodes de prolifération zooplanctonique entre 1980 et 1981 ;
- une évolution des proportions des différentes espèces semblable à celle décrite à "barrage".

En effet, en 1981, le pic printanier est très avancé par rapport à celui de l'année précédente (mars au lieu de mai) et la chute des populations qui lui succède est déjà notable en mai. Ces phénomènes semblent en relation étroite avec la crue qui débute en mai en 1980 mais qui est surtout importante en juin cette année là (remontée du niveau de 15 mètres en 20 jours). En revanche, en 1981, la crue se manifeste dès mars et elle est plus étalée dans le temps (15 mètres en deux mois).

Les apports favorisent la poussée phytoplanctonique ou la multiplication bactérienne au début de la crue, puis ils assurent la prolifération zooplanctonique mais deviennent ensuite trop importants et défavorables aux organismes (forte charge en matières en suspension, BAGARRY, 1982).

Cette perturbation printanière qui semble constante d'année en année est :

- dépendante de l'intensité de la crue (effet plus marqué en 1980) ;
- toujours plus marquée à "Savines" qu'à "barrage" du fait de la proximité de l'arrivée de la rivière à la station 2. Le pic printanier en 1981 n'est d'ailleurs pas synchrone pour les deux stations : déjà bien établi en mars à "Savines", il ne se manifeste à "barrage" à cette date que par une densité en légère augmentation et par une plus forte proportion de rotifères. Ce retard peut être imputé au temps de circulation des éléments nutritifs contenus dans les masses d'eau entre la queue du lac et le barrage.

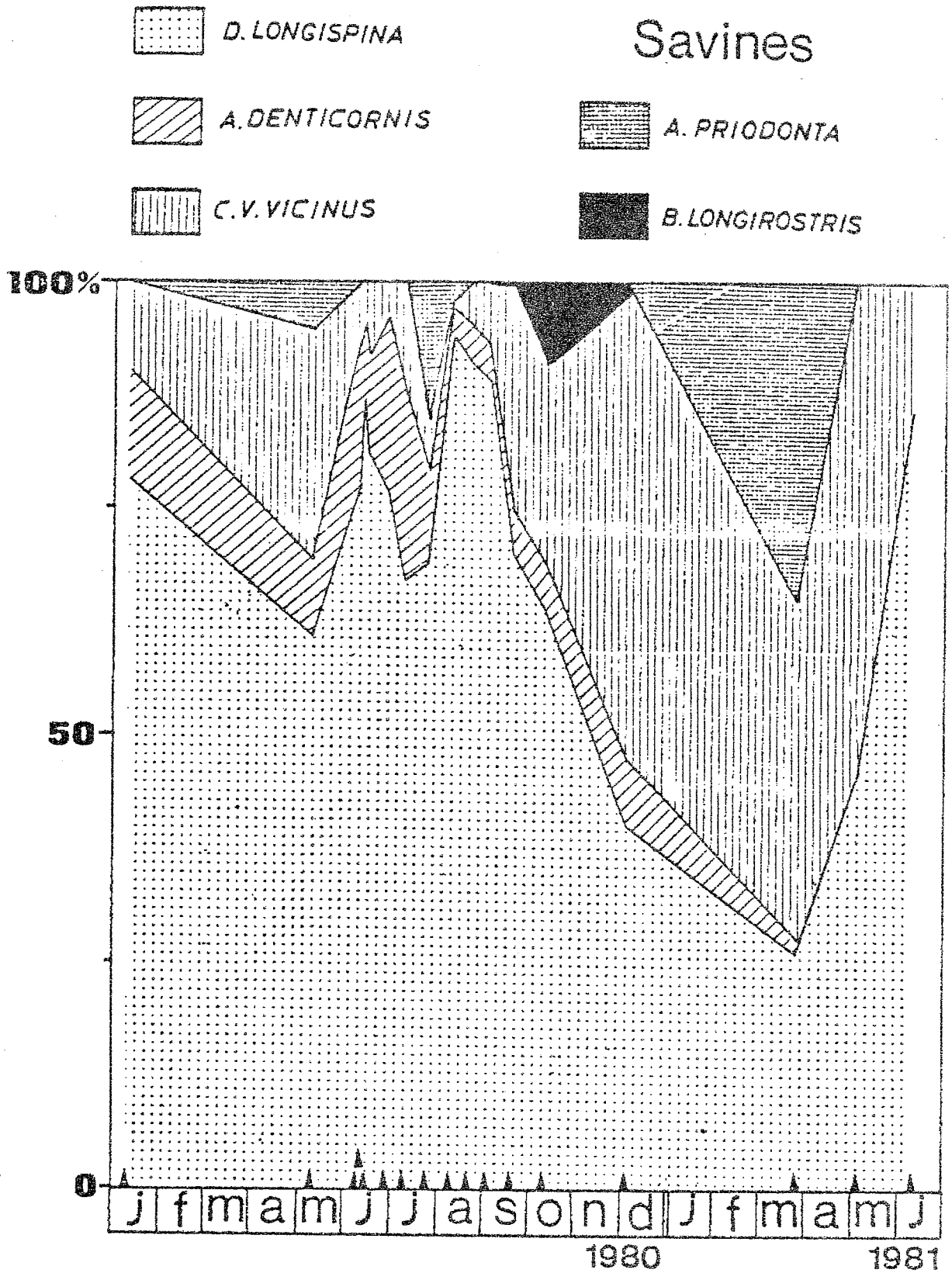


Fig. 47 - Evolution des pourcentages des principales espèces du zooplancton au cours des 2 cycles annuels étudiés à la station "Savines" (St.2).-

Quant à l'évolution de la composition spécifique du peuplement à "Savines" depuis les premiers prélèvements de juillet 1979, les mêmes observations que pour la station "barrage" s'imposent.

- baisse des densités des daphnies, dont le pourcentage passe de 60 à 30% du peuplement de 1980 à 1981 pour les prélèvements de printemps;

- disparition progressive du calanide dès le début de l'été 1980, plus aucun individu n'est récolté dès mai 1981 et, en octobre il ne représente encore que 6% du peuplement à "Savines";

- forte expansion des populations du cyclopite et du rotifère A.priodonta avec, pour le premier, passage de 25% en 1980 à 40% en 1981 de l'effectif total, cette forte représentation se maintient jusqu'à l'automne 1981 (40% en octobre);

- augmentation de la diversité avec la prolifération d'A.priodonta et des petits cladocères B.longirostris et C.pulchella.

Il semble que ce phénomène bien marqué au printemps 1981 aux deux stations s'amorçait déjà à "Savines" plusieurs saisons avant qu'il ne se manifeste à "barrage" avec :

- des densités globales toujours plus fortes à "Savines";
- un pourcentage plus élevé de daphnies et de cycloptides;
- une plus grande fréquence des rotifères.

Enfin, cette perturbation de l'équilibre du peuplement semble plus durable à "Savines" où, en octobre 1981, les prélèvements contiennent :

- peu de calanides;
- un pourcentage élevé de cycloptides;
- des rotifères et des petits cladocères relativement nombreux

L'évolution du peuplement de la branche Ubaye (St.3 et 4)

Le développement printanier de 1981 synchrone à "Ubaye"(St.3), "barrage" est retardé par rapport à "Savines" puisque si le rotifère Asplanchna présente déjà de fortes densités en mars, l'effectif total du peuplement n'est à son maximum qu'en mai. Ce retard peut être expliqué par le décalage des crues des rivières Durance et Ubaye. L'altitude moyenne du bassin versant de l'Ubaye est supérieure à celle du bassin versant de la Durance. De plus, les températures

moyennes pour une même altitude sont aussi plus basses dans l'Ubaye. Le dégel et donc la crue peuvent être retardés de quelques semaines dans cette vallée.

Comme pour les autres stations, le passage de 1980 à 1981 s'accompagne d'une phase de disparition des calanides, de la diminution des proportions des daphnies et de la prolifération des cyclopidés mais aussi des rotifères et des petits cladocères.

Les prélèvements de 1981 à la station "Ubaye-fond" (St.4) semblent aussi indiquer une importante perturbation du milieu. L'"explosion" zooplanctonique printanière enregistrée en mai à "Ubaye" est remplacée ici par un peuplement appauvri avec les densités les plus faibles enregistrées pour le lac : $0,1.10^3$ ind./m³. Seuls quelques rotifères et des stades jeunes de cyclopidés ont été récoltés. Il faut noter qu'à cette époque l'eau de la rivière en crue était très chargée en matières en suspension et en débris organiques. En juin, malgré une meilleure représentation des daphnies la densité reste très faible et les rotifères dominent.

L'évolution du peuplement sur l'ensemble du lac de juillet 1979 à octobre 1981 (fig.48)

L'hétérogénéité de la distribution du zooplancton est très marquée pour les prélèvements de l'été 1979 :

- gradient de densités décroissant de la queue du lac au barrage
- répartition particulière de chacune des espèces récoltées.

En effet rotifères et cyclopidés sont beaucoup plus nombreux en queue de retenue que près du barrage. Les daphnies ont une répartition inverse.

Cependant lorsque les rotifères sont absents ou peu nombreux (janvier 1980 et octobre 1981 pour tout le lac, septembre 1979 pour la branche Ubaye), les daphnies sont plus abondantes au niveau des queues du lac. Il semble donc que le développement des populations de D.longispina soit étroitement dépendant de l'abondance des rotifères . Ce phénomène se vérifie aussi dans le temps : printemps 1981 par exemple, à "Savines" comme à "barrage" lorsque le nombre

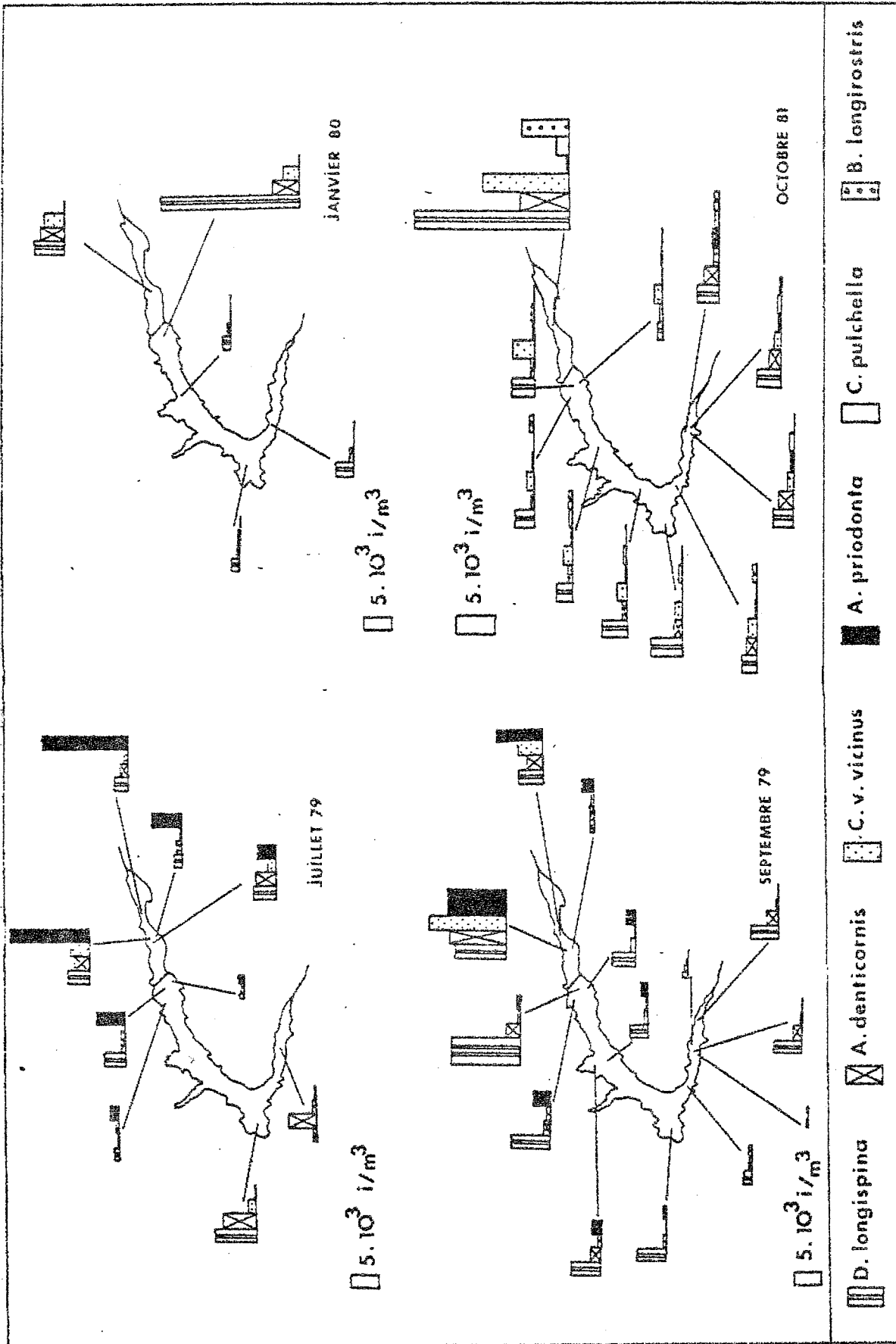


Fig. 48 - Répartition horizontale des principales espèces du peuplement zooplanctonique pour les campagnes de juillet et septembre 1979, janvier 1980 et octobre 1981.

d'A.priodonta augmente, la densité des daphnies chute brusquement. Deux types de relations entre ces espèces peuvent être envisagés :

- concurrence trophique;
- relations prédateur-proie

Lors de la campagne d'octobre 1981, la densité globale du peuplement est plus homogène. Cependant quelques particularités de répartition subsistent :

- meilleure représentation du calanide dans toute la branche Ubaye;
- densités de cette espèce décroissantes du barrage à la queue du lac dans la branche Durance;
- homogénéité entre les prélèvements plus marquée pour la branche Ubaye (masse d'eau moins importante, la vallée est moins large, moins longue et moins profonde que pour la branche Durance).

Dans toutes les stations prospectées C.pulchella et B.longirostris sont présentes mais les plus fortes densités de ces espèces sont enregistrées en amont du Pont de Savines, station la plus proche de l'arrivée de la Durance.

Quelques données bibliographiques aident à interpréter cette répartition particulière du peuplement.

LAIR et col.(1980) dans leur étude du lac artificiel de Chastan montrent que la station située en queue de retenue est aussi plus riche en individus que la station située près du barrage.

COWELL (1970) met en évidence une forte perte en biomasse zooplanctonique due au renouvellement rapide des eaux, un nombre important d'individus s'échappant par le barrage.

A Serre-Ponçon, cette éventualité ne peut être retenue. En effet :

- la majorité des individus est concentrée dans les couches les moins profondes;
- la prise d'eau est placée à 120 mètres au-dessous de la côte maximale ce qui limite considérablement les possibilités de fuite du zooplancton.

Une analyse en composantes principales du zooplancton de Sanyati Bay, sur le lac Kariba a été faite par MAGADZA (1980). Cet auteur montre que la distribution du plancton est corrélée avec l'entrée des rivières dans le lac. Il pense qu'une des raisons de cette prolifération planctonique est l'apport par les rivières d'une eau fortement minéralisée. Il note aussi que le point de plus grande richesse en zooplancton se situe à quelque distance de l'arrivée de la rivière.

A Serre-Ponçon, en effet, les prélèvements les plus en amont de la branche Durance (juillet et septembre 1979) et ceux effectués à la station Ubaye-fond (st.4) sont moins riches que ceux un peu plus éloignés de l'arrivée de la rivière.

Lorsque l'effet du courant a disparu, l'enrichissement des eaux par les apports des rivières Durance et Ubaye est à l'origine d'une forte prolifération planctonique (st.2 et 3).

2.4.4. Conclusion

L'étude de l'évolution saisonnière et pluriannuelle du peuplement zooplanctonique pour différentes zones du lac a permis de constater :

- l'influence des rivières et de leurs apports sur la composition spécifique du peuplement et sur le développement des zooplanctontes (1) ;

- la présence d'une phase d'eutrophisation passagère entre 1980 et 1981 (2).

1°) L'influence des rivières concerne la qualité des apports avec :

- une densité globale plus forte en queue de retenue que plus près du barrage;

- un nombre plus élevé d'individus des espèces tolérantes vis à vis des perturbations du milieu près de l'arrivée des rivières : A.priodonta et C.vicinus vicinus surtout, pour la branche Durance; B.longirostris et C.pulchella surtout, pour la branche Ubaye;

- l'accentuation de ces phénomènes aux périodes de plus fortes charges en nutriments des rivières (au printemps, avec la crue ; en été, avec la pollution organique liée à l'afflux touristique ; à l'automne, avec le lessivage des engrais agricoles par les pluies) ;

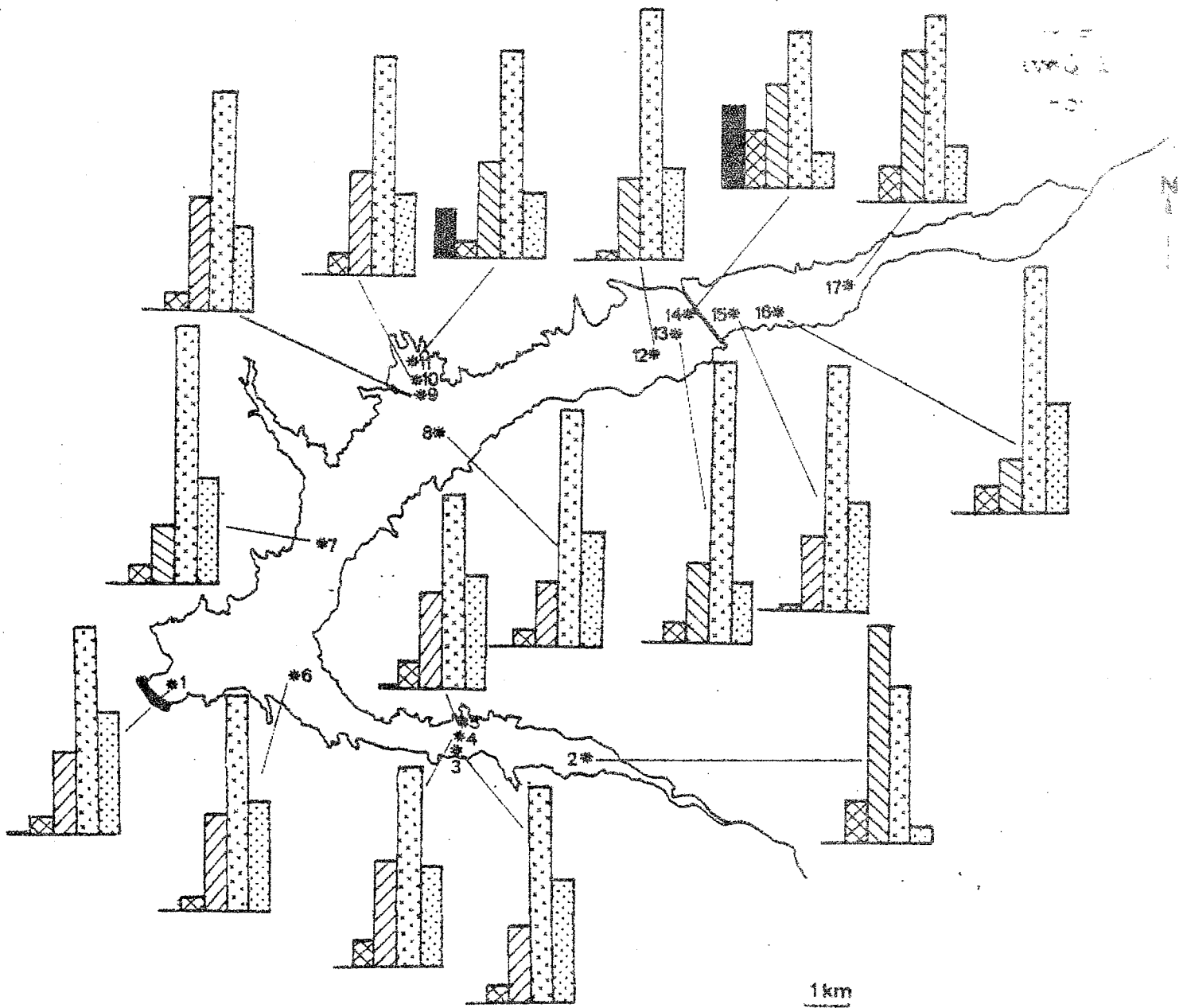
La crue printanière amène des quantités énormes d'eau chargée en matières en suspension avec des conséquences catastrophiques sur le peuplement zooplanctonique en queue de retenue (chutes spectaculaires des densités en juin).

La quantité et la qualité des apports ne sont pas équivalentes pour les deux rivières ce qui explique les différences observées au niveau du zooplancton entre les deux branches du lac.

2°) Le changement passager de niveau trophique du lac au cours de l'année 1980 est marqué par :

- l'augmentation des densités globales ;
- l'accroissement des pourcentages des espèces tolérantes (rotifères et cyclopidés) ;
- la diminution du nombre de daphnies "sur-consommées" par les précédentes espèces ;
- la régression du calanide par prédation ou par suite de sa grande sensibilité à l'eutrophisation ;
- l'apparition ou le développement d'espèces caractéristiques de milieux plus riches en sels nutritifs B. longirostris et C. pulchella.

Le retour progressif à un état oligotrophe se fait au cours de 1981 mais il est plus rapide dans la branche Ubaye.








-  sables grossiers
-  sables fins
-  limons grossiers
-  limons fins
-  argiles

Fig. 49 : localisation des stations de prélèvements et granulométrie du sédiment.

Ce sont donc les limons et les argiles qui constituent la majeure partie du sédiment à Serre-Ponçon. Les pourcentages de limons fins sont compris entre 36 et 65%. La proportion d'argile varie de 13 à 28%, deux stations sont en dehors de cet intervalle : les stations 2 et 14 qui présentent seulement 4 et 8% d'argiles. Ainsi, dans les zones littorales ou peu profondes, les argiles sont remplacées par des éléments plus grossiers.

Certains prélèvements ont été renouvelés dans le temps afin de mettre en évidence une évolution éventuelle.

Stations	Sables grossiers			Sables fins			Limons grossiers			Limons fins			Argiles		
	déc. 80	mars 81	mai 81	déc. 80	mars 81	mai 81	déc. 80	mars 81	mai 81	déc. 80	mars 81	mai 81	déc. 80	mars 81	mai 81
14	19	0	0	13	5	14	24	28	35	36	50	40	8	17	11
18	-	37	-	-	26	-	-	22	-	-	14	-	-	1	-
13	0	0	-	2	8	-	19	13	-	58	54	-	21	25	-
3	0	-	1	4	-	3	18	-	27	50	-	47	28	-	22
2	0	-	28	10	-	57	50	-	8	36	-	5	4	-	1
11	11	3	22	4	18	23	22	29	18	48	40	30	15	10	7

Des changements sont à remarquer; à la station 2, il semble que l'influence de la crue se manifeste en apportant des sables alors que les éléments plus fins sont transportés vers le barrage. En effet, les sables grossiers passent de 0 à 28% et les limons fins de 36 à 5% entre décembre et mai.

Le sédiment éxondé au niveau de la station 14 prélevé en mars 81 présente une majorité de sables grossiers (37%) ce qui confirme la présence des plus gros matériaux au bord.

Les pourcentages différents trouvés au cours des trois prélèvements à la station 11 ne sont guère significatifs. En effet, dans cette zone, le sédiment semble assez hétérogène.

3.1.2. L'eau interstitielle

L'extraction de l'eau interstitielle sous pression d'azote a été effectuée rapidement après le prélèvement. L'emploi d'azote permet d'éviter le déplacement des équilibres d'oxydoréduction.

L'eau interstitielle est plus chargée en phosphates que l'eau immédiatement sus-jacente (tab. p.130) ce qui a déjà été observé pour d'autres lacs tels que le Léman (CHASSAING, 1976). Cela est à mettre en relation avec le rôle de piège à phosphore attribué aux sédiments par de nombreux auteurs (HARTER 1968, WILLIAMS et Coll.1971, GOLTERMAN 1973, 1975, HESSE 1973, SERRUYA et Coll.1974 ..).

On peut donc considérer l'eau interstitielle comme une source potentielle de phosphore dans le cas où, en milieu réducteur, un relargage est possible.

Le flux d'éléments dissous qui passent du sédiment vers l'eau du lac est proportionnel à la différence des concentrations de l'eau interstitielle et de l'eau du lac (LERMAN et BRUNSKILL 1971).

L'eau interstitielle constitue donc l'étape intermédiaire dans le relargage par le sédiment. SERRUYA et Coll.(1974) distinguent en effet une première étape correspondant à l'activité bactérienne et aux réactions chimiques du sédiment qui déterminent les concentrations en sels nutritifs dans l'eau interstitielle et une seconde étape pendant laquelle a lieu le relargage à l'interface eau-sédiment.

A Serre-Ponçon les teneurs en nitrates sont par contre inférieures dans l'eau interstitielle par rapport à l'eau du fond. Ce phénomène est assez surprenant vu la teneur en oxygène au fond et malgré une adsorption des nitrates moindre sur la vase (GOLTERMAN 1975).

Eau intersticielle : les concentrations en nitrates et phosphates

	NO ₃ ⁻			PO ₄ ³⁻		
	Déc. 80	Mars 81	Mai 81	Déc. 80	Mars 81	Mai 81
Ubaye fond	0,64	-	1,49 [*]	0,053	-	0,015 [*]
Ubaye station 1	1,28	1,64 [*]	1,30 [*]	0,047	0,168 [*]	0,05 [*]
Ubaye 2	0,25	-	-	0,035	-	-
Ubaye 3	1,40	-	-	0,071	-	-
Ubaye 4	0,48	-	-	0,059	-	-
Barrage	0,74	1,48	0,30 [*]	0,058	0,254	0,05 [*]
Face Charges	0,39	-	-	0,017	-	-
Bouée orange	0,26	1,84	0,61 [*]	0,02	0,225	0,032 [*]
Bidon fer	0,23	-	-	0,2	-	-
Bouée bateau	0,05	-	-	0,058	-	-
St-Michel centre	0,51	2,14 [*]	0,44 [*]	0,025	0,235 [*]	0,032 [*]
Savines milieu	0,69	-	-	0,031	-	-
Savines station	0,27	2,14	0,18 [*]	0,025	0,368	0,035 [*]
5ème pilier	0,39	1,39	0,18 [*]	0,031	0,105	0,035 [*]
Station épuration aval	0,42	-	-	0,035	-	-
Station épuration amont	0,64	-	-	0,027	-	-
Fond Durancoe	0,30	-	-	0,015	-	-

Chiffres sans astérisque : prélèvements filtrés sans pression d'azote

" avec astérisque : prélèvements filtrés sous pression d'azote puis sous vide.

3.1.2 . Quelques caractères physiques et chimiques des sédiments (tab.p.132)

- La teneur en eau

La teneur en eau du sédiment est calculée par pesée après séchage à l'étuve à 105°C jusqu'à poids constant. Le pourcentage en eau varie selon les stations entre 30 et 50% du poids humide. Il ne s'agit là que de mesures approximatives car, lors du prélèvement à l'aide de la benne d'Eckman, une quantité d'eau s'ajoute. Bien que le surnageant soit immédiatement éliminé, une erreur subsiste.

- Le Eh (fig. 50)

La mesure du potentiel d'oxydo réduction est délicate, la seule introduction de l'électrode peut apporter une perturbation et ainsi, modifier les équilibres par oxydation (HESSE, 1973). Cependant, c'est souvent le Eh qui conditionne les transformations chimiques dans le sédiment (SERRUYA et Coll. 1974). Le pH intervient aussi dans le déplacement des équilibres c'est pourquoi le concept de rH a été créé par CLARK (CLARK et COHEN 1973).

$$Eh = 0,029 (rH - 2 \text{ pH})$$

L'abaque de LESCOEUR donne graphiquement le rH à partir du Eh et du pH.

A Serre-Ponçon, le rH est généralement supérieur à 10 ce qui correspond à un milieu oxydant.

Les valeurs de Eh, souvent négatives peuvent être dues à la nature calcaire du milieu, des potentiels de l'ordre de - 280 mv ont été trouvés dans un étang calcaire de l'île et Vilaine (BERTRU, 1975).

Caractéristiques physico-chimiques des sédiments
sur 17 stations en décembre 1980.

Stations	Prof. (m)	pH	H ₂ O (%)	E _(mv) (rH)	Fe (%)	Mn (%)	N _t (%)	C _t (%)
1	98	7,4	55	-	16,6	0,63	0,14	4,4
2	5	7,6	33	-	34,8	1,04	0,10	4,5
3	40	7,5	57	-	29,2	0,94	0,15	3,9
4	40	7,5	41	-	19,2	0,59	0,14	3,9
5	8	7,6	-	-	26,4	1,14	0,13	4,9
6	80	8,0	53	-	27,5	0,92	0,14	4,3
7	90	7,3	53	2,2 (15)	27,1	1,15	0,12	4,4
8	65	7,3	52	- 2,6 (14)	28,9	1,09	0,13	4,4
9	30	7,3	50	- 2,6 (14)	30,6	1,24	0,17	4,1
10	28	7,1	46	- 1,5 (14)	30,1	1,81	0,16	3,7
11	10	7,4	42	3,3 (15)	31,2	2,08	0,15	4,2
12	29	7,3	48	- 2,5 (14)	27,6	1,04	0,10	4,5
13	33	7,2	50	- 0,2 (14)	27,7	1,13	0,11	4,5
14	16	7,2	35	- 2,4 (14)	26,2	1,07	0,09	4,2
15	28	7,3	50	- 1,3 (14)	31,5	1,13	0,11	4,2
16	20	7,3	51	- 0,3 (14)	27,7	1,07	0,11	4,5
17	15	6,9	59	- 0,85 (14)	24,5	0,63	0,07	5,8

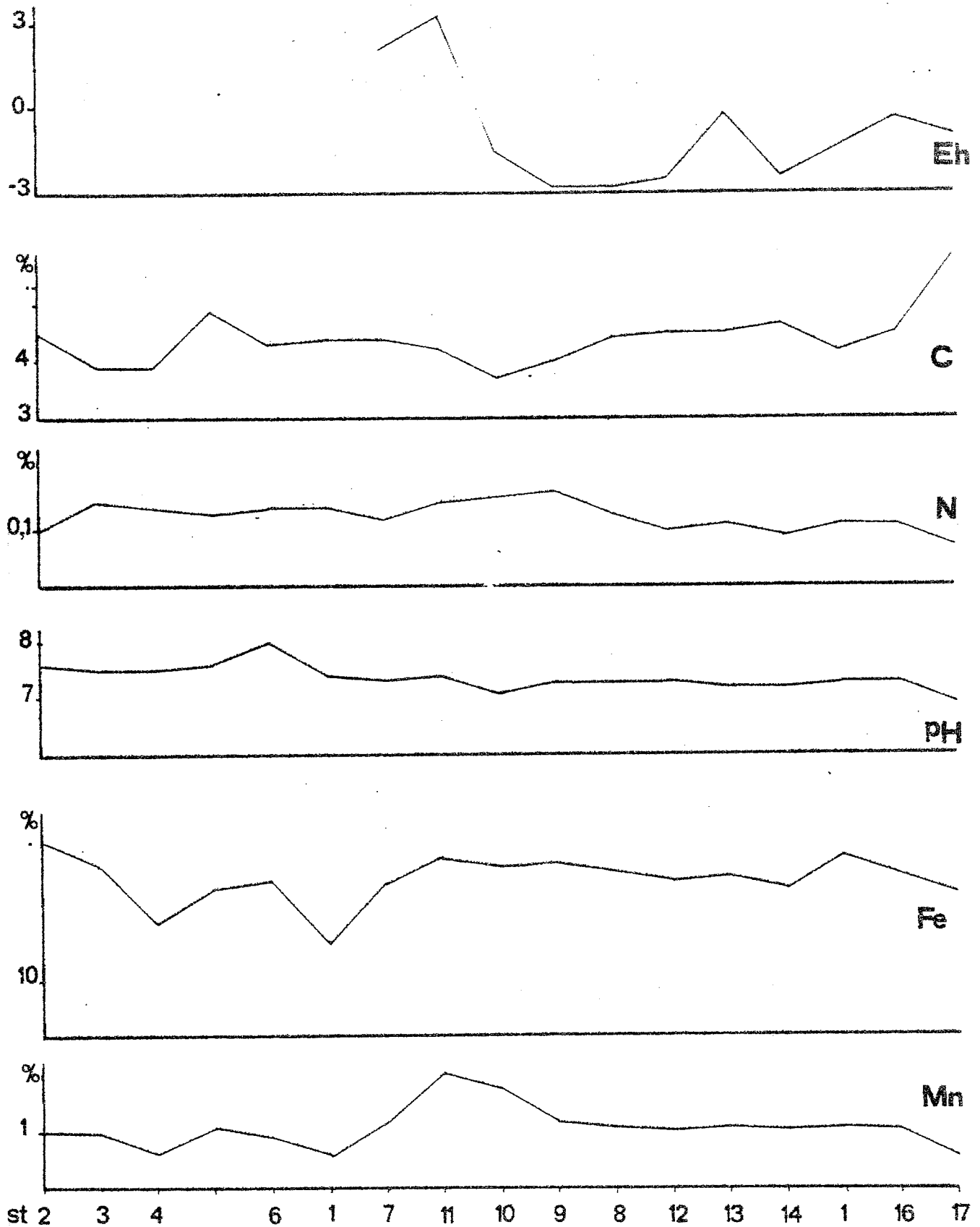


Fig. 50 : évolution comparée des paramètres physico-chimiques dans l'espace (la localisation des stations est représentée fig. 49, p.127).

- Le pH

Le pH est constamment inférieur à celui de l'eau du fond.

	Savines		Ubaye		Barrage	
	eau	vase	eau	vase	eau	vase
Décemb.	7,9	7,2	8,2	7,5	8,2	7,4
Mars	8,2	7,4	8	7,5	8	7,2
Mai	7,8	7,2	7,9	7,5	7,7	7,5
Juin	7,8	6,9	7,9	7,3	7,9	7,3

L'écart entre l'eau et la vase varie entre 0,2 et 0,9 unité pH selon les périodes et les stations.

Les variations de pH dans le temps pour une même station sont faibles (fig.50).

Le pH est un paramètre important en ce qui concerne les phénomènes de complexation et d'adsorption. En effet, au-dessous du pH = 7 le calcium est dissous à partir du sédiment, au-dessus de pH = 9, il précipite, les éléments susceptibles de précipiter avec le calcium seront donc indirectement influencés. Cependant, selon KAMP-NIELSEN (1974) entre pH = 5 et 8 et en conditions aérobies l'échange des phosphates ne dépend pas de la formation des complexes avec le fer ou le calcium mais seulement de phénomènes d'adsorption.

- Le fer et le manganèse

Le dosage a été réalisé par spectrométrie d'adsorption atomique. Une seule campagne ayant été effectuée en décembre 80, on ne peut voir que les variations dans l'espace.

Les teneurs en fer sont assez fortes, elles varient entre 16 et 35%. Les valeurs pour le manganèse vont de 0,6 à 1,2%. Les variations de ces deux paramètres sont parallèles (Fig. 50). Des corrélations identiques ont été trouvées dans le Léman (WILLIAMS et Coll.1978). SERRUYA et Coll.(1974) signalent aussi des variations semblables mais d'amplitude plus faible pour le manganèse.

On ne retrouve pas, pour le fer la corrélation avec les proportions d'argile du sédiment comme c'est le cas dans le Léman (WILLIAMS, JAQUET, VERNET, 1978). Cependant, on peut penser que les teneurs de fer sont globalement liées à la forte proportion d'argile.

- Le carbone :

A Serre-Ponçon les teneurs en carbone total sont faibles. Elles varient entre 3,8 et 5,8% en poids de sédiment sec. Le taux maximum a été trouvé à la station 17 (Fig. 50). La station Savines a été suivie au cours de quatre autres campagnes. Les variations dans le temps sont négligeables.

	Sept.80	Déc.80	Mars 80	Mai 81	Juin 80
C%	4,3	4,5	4,6	4,5	4,4

Des mesures de carbone organique sur certaines stations présentent des valeurs très faibles :

Stations	Date	C _o %
14	Sept.80	1,24
5	Déc. 80	0,80
1	Mars 81	1,17
3	Mars 81	1,28
1	Juin 81	1,06
3	Juin 81	0,90
8	Juin 81	0,87
11	Juin 81	0,98
13	Juin 81	0,83
14	Juin 81	0,95

Bien que les prélèvements aient été effectués dans des stations différentes et à plusieurs époques, on ne voit pas de variations significatives.

On peut rapprocher ces valeurs de celles trouvées pour le lac Erié

(WILLIAMS, JAQUET, THOMAS 1976) qui varient de 0,12 à 4,44% sur 48 prélèvements.

Ces faibles teneurs en carbone organique peuvent être le signe d'une minéralisation rapide.

- L'azote :

Les teneurs en azote total varient de 0,07 (St.17) à 2,08% (St.11). L'analyse élémentaire n'a pas permis de faire ce dosage, la précision étant de 0,3%.

Des stations ont aussi été étudiées lors de deux autres campagnes :

	Déc.80	Mars 81	Mai 81
Ubaye entrée	0,10	-	0,05
Ubaye station	0,15	0,14	0,12
Barrage	0,14	0,16	0,15
Bouée orange	0,15	0,20	0,18
St.Michel centre	0,13	0,13	0,11
Savines station	0,11	0,12	0,12
Savines 5ème pilier	0,09	0,12	0,11

Les faibles teneurs du sédiment en azote peuvent s'expliquer soit par une minéralisation rapide de l'azote organique dans la colonne d'eau, N n'atteignant jamais le fond; soit par une transformation rapide des dépôts (SERRUYA et Coll.1974).

L'azote dans les sédiments est contrôlé par les processus biologiques (au contraire du phosphore pour lequel les phénomènes chimiques ou d'adsorption dominant) les échanges d'azote sont reliés avec la dégradation de la matière organique du fait de l'activité microbienne. Des essais en laboratoire ont été effectués à ce sujet en présence et absence d'antibiotiques (KAMP-NIELSEN 1974).

Des études sur les lacs danois ont montré que dans le cas de lacs oligotrophes, on observe un relargage de NO_3^- dans des conditions aérobies et une absorption dans des conditions anaérobies. Pour les lacs eutrophes, on a absorption dans les deux cas, avec des quantités en jeu plus importantes.

Selon GOLTERMAN (1975), les nitrates ne sont généralement pas absorbés par la vase ce qui les empêche d'être facteur limitant.

- Le Phosphore

L'influence du sédiment sur la teneur en phosphore de l'eau est généralement admise. Les quantités de phosphore sont souvent maximales dans le premier centimètre de sédiment puis décroissent ensuite. On a pu observer des migrations de phosphore des sédiments profonds vers l'interface eau-vase. Ces migrations sont réversibles et souvent liées aux précipitations ou aux redissolutions de fer et manganèse (CARIQVAN et FLETT, 1981). De plus, on peut penser que des diffusions de phosphore ont lieu depuis la vase vers l'eau par l'activité des organismes benthiques, les Tubifex par exemple qui, en excréant du phosphore, régulent le métabolisme d'un lac (HESSE, 1973). Cependant, à SERRE-PONCON, ces organismes, nombreux dans les zones profondes, (NINÒ, 1982) ne semblent pas participer au relargage, compte tenu de la teneur en oxygène importante.

La présence d'argile dans le sédiment peut augmenter les quantités de phosphates qui sont, soit piégés à la formation des cristaux d'argile (la proportion peut aller jusqu'à 0,1 % du poids sec d'argile), soit adsorbés à la surface de cristaux déjà formés (GOLTERMAN, 1975).

De même avec le calcium, on peut avoir formation d'apatite ou adsorption de phosphore sur des cristaux de CaCO_3 (MACPHERSON, 1958).

Les phosphates sont liés avec le fer ou le calcium. La formation des complexes dépend de la nature du sédiment et du pH. Selon HESSE (1973) dans les sédiments neutres ou alcalins, les liaisons calcium-phosphates sont dominantes par rapport à celles avec le fer. Cependant, dans les sédiments calcaires, le carbonate de calcium est moins important que le fer dans le contrôle du phosphore (WILLIAMS et coll., 1978). En fait, lorsque se produit un relargage de phosphate à partir du complexe avec le fer, ce phosphore ne passe pas toujours à travers l'interface car il est récupéré par la précipitation avec le calcium.

Les quantités de phosphore prélevées dans le lac par les sédiments peuvent être importantes. Des études sur le lac Biwa ont montré que 66 % du phosphore entrant sédimente et est stocké au fond (KUNIIATSU et KITAMURA ,1980).

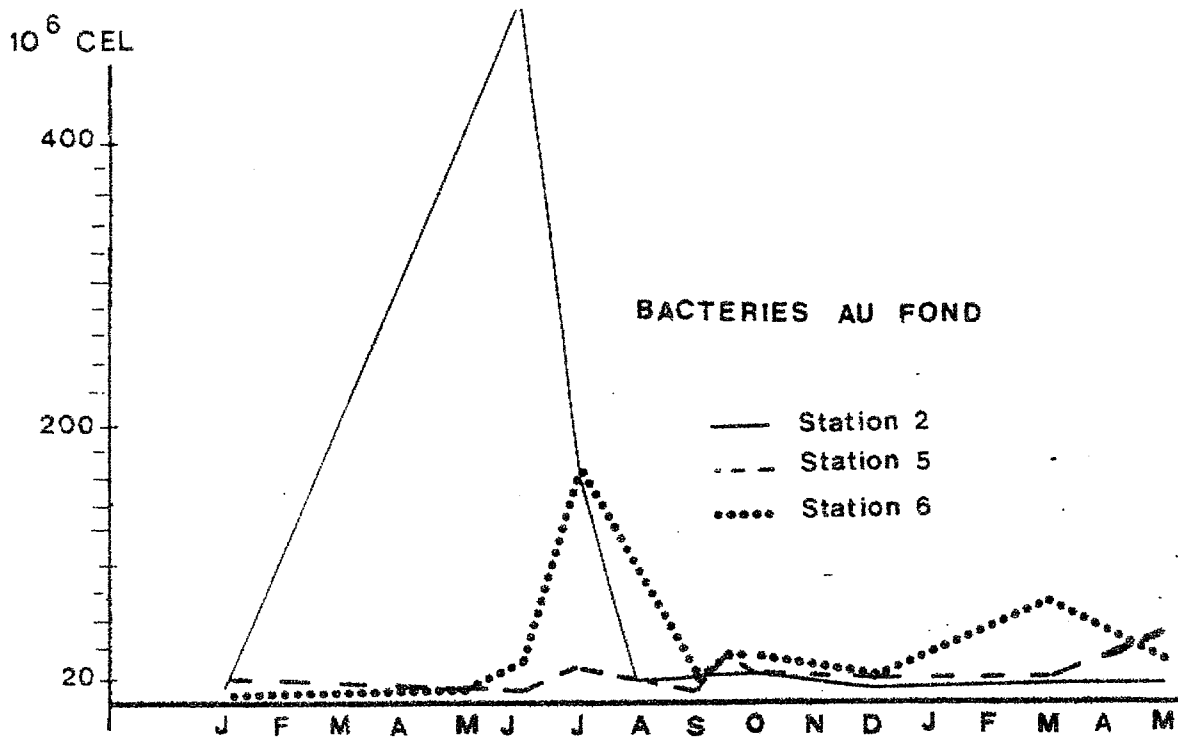
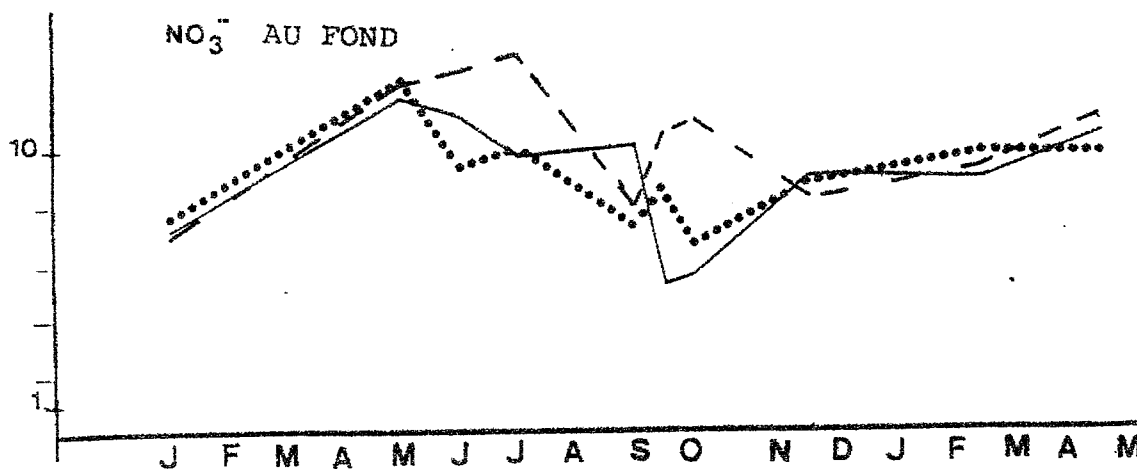
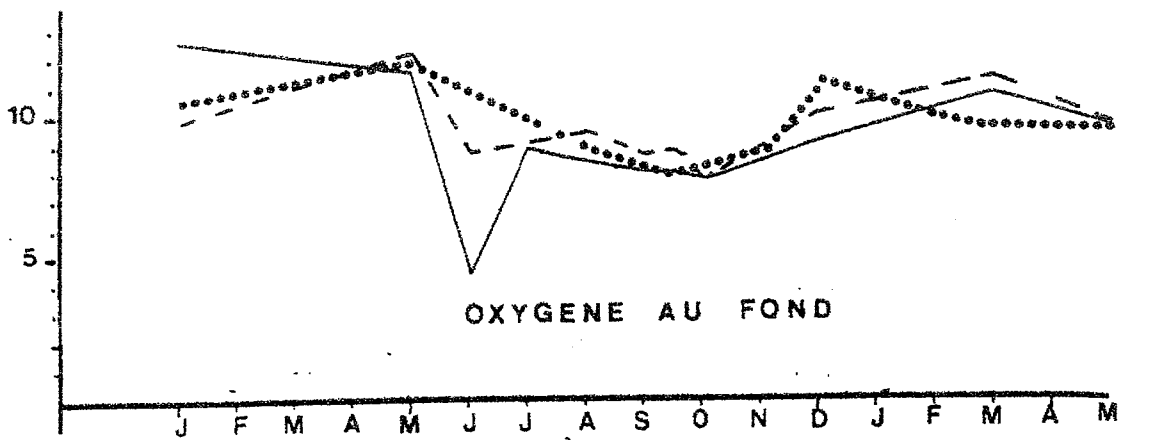
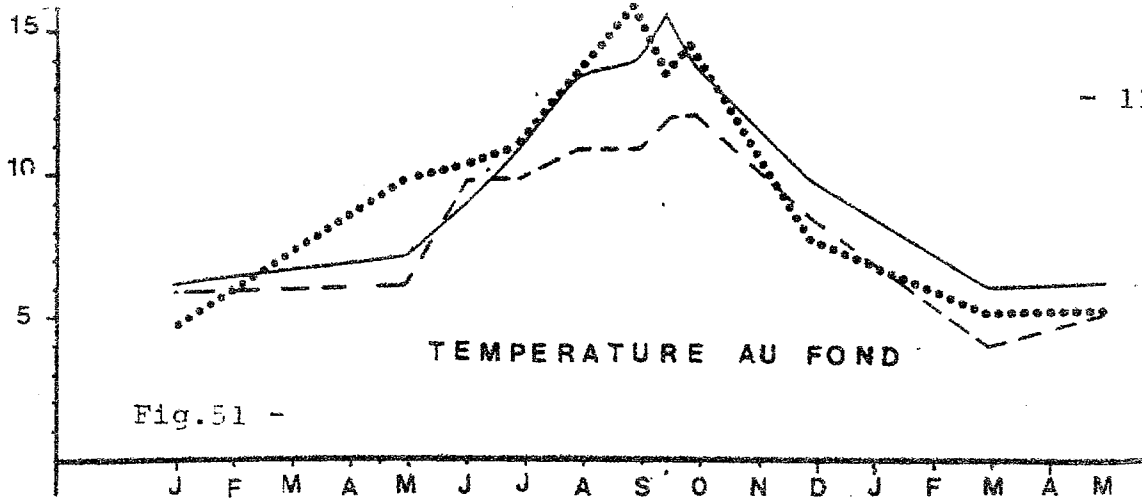
Ce phénomène limite donc la production primaire dans le lac. Cependant, il faut tenir compte de cette charge stockée au niveau de la lutte contre l'eutrophisation. En effet, si l'on parvient à diminuer la charge polluante qui arrive à un lac, l'effet de cette suppression sera retardé du fait des réserves dans le sédiment (CANFIELD ,1981 , KAMP-NIELSEN ,1974).

Le relargage dépend donc :

- . de la forme chimique du phosphore lié,
- . des conditions de pH et Eh,
- . du gradient de concentration entre l'eau interticielle et l'eau du fond.

L'oxygène joue un rôle important dans les phénomènes de relargage. C'est le phosphore inorganique non apatitique qui est considéré comme potentiellement recyclable. Seulement 3 à 17 % de cette portion du phosphore est remobilisée en conditions oxiqes (JAQUET ,1978).

Ainsi, à SERRE-PONCON, compte tenu de l'oxygénation importante des couches profondes, on peut considérer que le relargage est négligeable. Dans ce cas, le rôle de piège à phosphore attribué au sédiment est largement dominant sur celui de source interne.



3.2. Le zoobenthos

3.2.1. Inventaire

Les déterminations des chironomides ont pu être effectuées au niveau spécifique sous le contrôle de J.N.TOURENO, sur des imagos obtenus à partir d'élevage de larves prélevées au fond et sur des imagos capturés à la surface et aux abords du lac.

On a pu dresser une liste faunistique de 84 espèces pour le macrobenthos et 17 espèces pour le méiobenthos. Le nombre d'espèces recensées est assez important pour un écosystème artificiel. Il résulte de la grande superficie du lac, de la multitude des biotopes qui y sont rencontrés et du nombre important de prélèvements. L'inventaire faunistique présenté ici est basé sur des prélèvements effectués dans tout le lac. Il est certain que les espèces vont être plus ou moins bien représentées voire absentes d'un biotope à l'autre.

CNIDAIRES

- . Hydridae
- Hydra sp.

NEMATHELMINTHES

- + Nematoda
- x Mermithoidea
- Paramermis sp.

symboles correspondant aux divisions systématiques :

Embranchement

+ Classe

o Sous-classe

= Ordre

. Famille

x Sous-famille

- espèce

MOLLUSQUES

+ Gasteropoda

- . Limnaeidae
 - Limnae peregra (Müll.)
- . Planorbidae
- . Ancylidae
 - Ancylus sp.

+ Bivalva

- . Sphaeriidae
 - Pisidium sp.

ANNELIDES (dét. GIANI)

- . Lumbriculidae
 - Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)
 - Stylodrilus sp.
- . Naïdidae
 - Ophidonais serpentina (Müller, 1773)
 - Vejdovshyella intermedia (Bretscher, 1896)
 - Naïs elingais (Müller, 1773)
 - Stylaria lacustris
- . Tubificidae
 - Tubifex tubifex (Müller, 1774)
 - Limnodrilus hoffmeisteri claparède
 - Limnodrilus udekemianus claparède
 - Potamothrix hammoniensis (Michaelson, 1901)
 - Potamothrix heuscheri (Bretscher, 1900)
 - Aulodrilus plurisetia (Piguet, 1906)
- . Enchytraeidae

ARTHROPODES

+ Arachnida

- . Hydracarina
 - Piona sp.

+ Crustacea (dét. BRESSAC)

o Cladocera

- . Daphniidae
 - Daphnia longispina (oeufs de résistance) O.F. Müller, 1791
- . Bosminidae
 - Bosmina longirostris variété similis (Lilljeborg)

- . Chydoridae
 - Leydigia leydigi Schodler
 - Chydorus sphaericus (O.F.Müller)
- o Ostracoda
 - . Cyprididae
- o Copepoda
 - . Cyclopidae
 - Cyclops vicinus vicinus Ulianine, 1875
 - Macrocyclops olbidus (Jurine, 1820)
 - Eucyclops serrulatus (Fischer, 1851)
 - Paracyclops fimbriatus (Fischer, 1853)
 - Tropocyclops prasinus (Fischer, 1860)
 - . Calanidae
 - Acanthodiaptomus denticornis (Wierzejski, 1887)
 - . Harpacticidae
 - Atteyella Att. crassa (Sars, 1863)
 - Bryocamptus (Bryocamptus) zschokkei (Schmeil, 1893)
- + Insecta
 - = Diptera
 - . Chironomidae
 - x Tanypodinae
 - Ablabesmiya longystila (Fittkau, 1962)
 - Ablabesmiya monilis (Linné, 1785)
 - Conchapelopia pallidula (Meigen, 1918)
 - Conchapelopia viator (Kieffer, 1911)
 - Procladius choreus (Meigen, 1804)
 - Psectrotanypus varius (Fabricius, 1787)
 - x Chironominae
 - Chironomus annularius (Meigen, 1818)
 - Chironomus anthracinus (Zetterstedt, 1860)
 - Chironomus cingulatus (Meigen)
 - Chironomus commutatus (Keyl, 1860)
 - Chironomus longistylus (Goetghebuer)
 - Chironomus obtusidens (Goetghebuer)
 - Chironomus plumosus L.
 - Chironomus striatus Str.
 - Chironomus thummi (Kieffer, 1911)
 - Dicrotendipes nervosus (Staeger, 1839)

- Dicrotendipes notatus Mg.
- Endochironomus tendens (Fabricius, 1814)
- Harnischia curtilamellata Kieffer
- Harnischia fuscimana Malloch (Edwards, 1929)
- Parachironomus arcuatus G.
- Parachironomus frequens (Johannsen, 1905)
- Parachironomus vitiosus G.
- Pentapedilum tritum (Walk.)
- Phaenopsectra sp.
- Polypedilum acutum K.
- Polypedilum albicorne (Meigen, 1818)
- Polypedilum nubeculosum (Meigen, 1818)
- Polypedilum pedestre (Meigen)

- Cladotanytarsus atridorsum (K.)
- Cladotanytarsus mancus (Walter, 1856)
- Micropsectra atrofasciata (Kieffer)
- Micropsectra bidentata Goetghebuer (Edwards 1929)
- Tanytarsus arduennensis (Goetghebuer 1922)
- Tanytarsus bathophilus (Kieffer)
- Tanytarsus curticornis (Kieffer, 1911)
- Tanytarsus fimbriatus (Reiss et Fittkau, 1971)
- Tanytarsus heusdensis (Goetghebuer, 1923)
- Tanytarsus lestagei (G.)
- Tanytarsus medius (Reiss et Fittkau, 1971)
- Tanytarsus pallidicornis (Walk.)

- x Orthoclaadiinae
 - Camptocladus stercorarius (De Geer, 1781)
 - Chaetocladus acuminatus (Brundin, 1956)
 - Chaetocladus gracilis (Brundin, 1956)
 - Corynoneura lobata (Edwards, 1924)
 - Cricotopus flavocinctus (Kieffer, 1924)
 - Cricotopus pirifer (Hirvenoja, 1973)
 - Cricotopus sylvestris (Fabricius, 1794)
 - Eukiefferiella coerulescens (K.)
 - Eukiefferiella veralli (Edwards, 1929)

- Limnophyes prolongatus (Kieffer, 1921)
- Nanocladius balticus Pal.
- Nanocladius bicolor (Zett.)
- Orthocladius oblidens (Walter, 1856) Edwards 1929
- Orthocladius rivicola (Kieffer, 1911)
- Orthocladius rubicundus (Meigen, 1818)
- Paraorthocladius nudipennis Kieffer
- Psectrocladius barbimanus (Edwards, 1929)
- Psectrocladius calcaratus (Edwards, 1929)
- Psectrocladius obvius (Walker, 1856)
- Psectrocladius sordidellus (Zetterstedt, 1840)
- Paracladius alpicola (Zetterstedt, 1850)
- Paracladius conversus (Walker, 1856)
- Parametriocnemus stylatus (Kieffer, 1824)

x Diamesinae

- Diamesa latitarsis (Goetghebuer, 1921) sensu Edwards 1929
- Diamesa thienemanni (Kieffer, 1909)
- Monodiamesa bathyphila (Kieffer)
- Monodiamesa ekmani Br.
- Prodiamesa olivacea (Meigen)

. Caratopogonidae

- Dasyhelea sp.

3.2.2. Description et répartition du peuplement (fig.53)

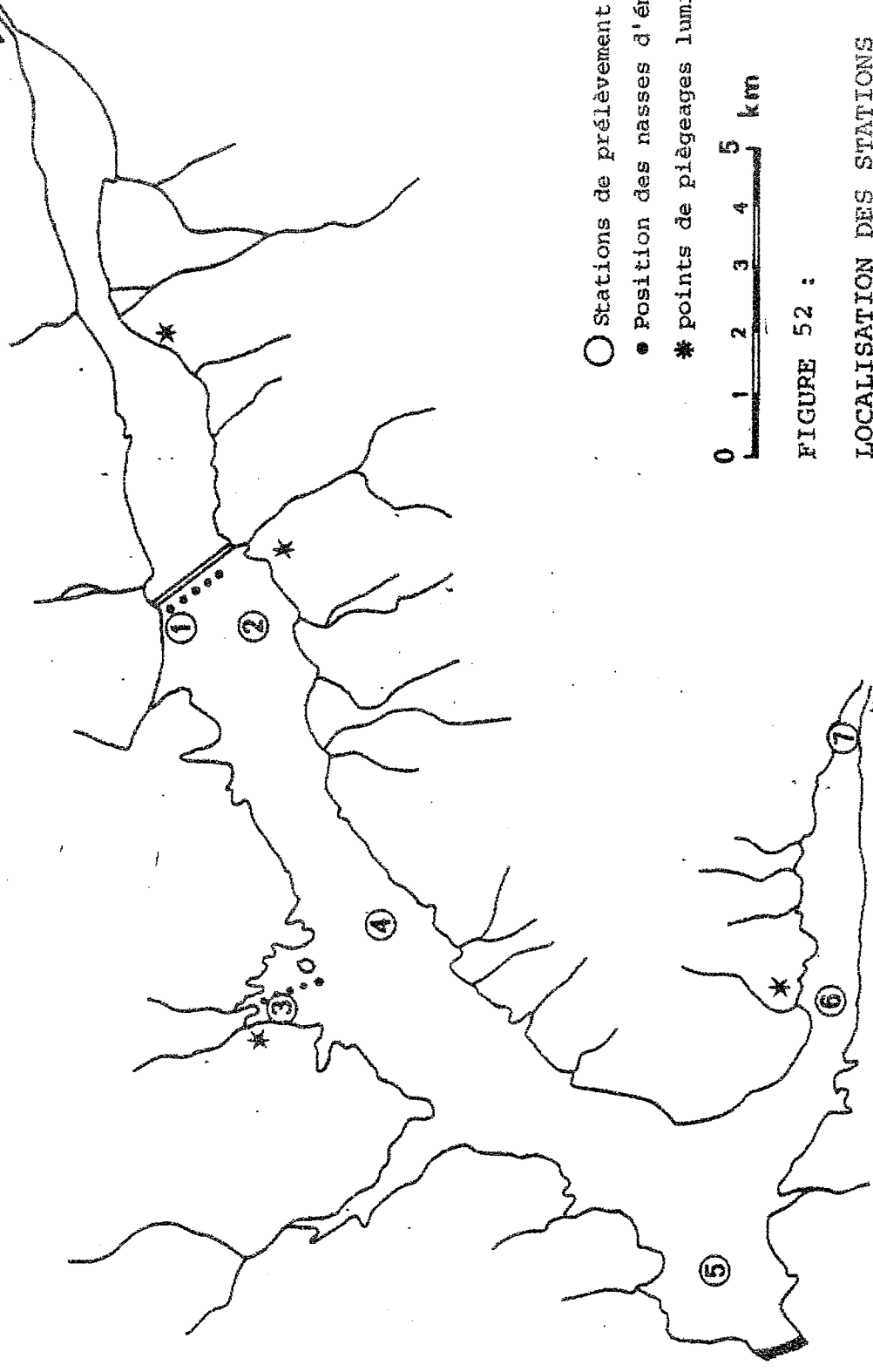
Les chironomides

Tanypodinae

Cette famille est représentée essentiellement dans toutes les stations par le genre Procladius avec une dominance nette des Procladius choreus. Les espèces du genre Ablabesmiya sont beaucoup moins abondantes : on rencontre Ablabesmiya monilis dans



DURANCE



- Stations de prélèvement du benthos
- Position des nasses d'émergence
- * points de piègeages lumineux



FIGURE 52 :

LOCALISATION DES STATIONS
DE PRELEVEMENT

Stations



1



2



3



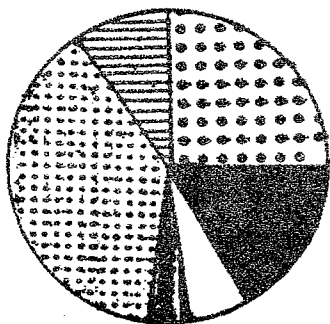
4



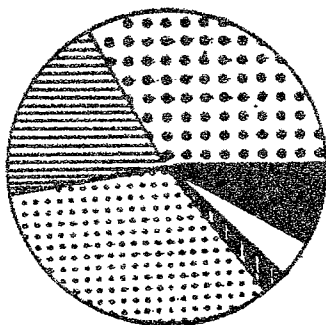
5



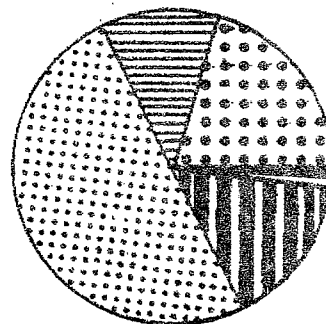
6



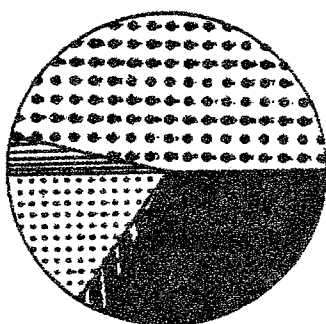
Tanypodinae



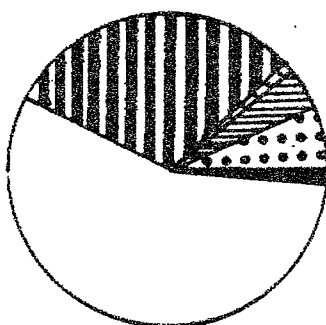
Chironomini



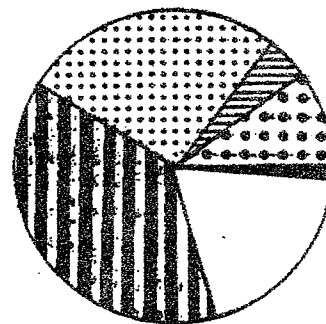
Tanytarsini



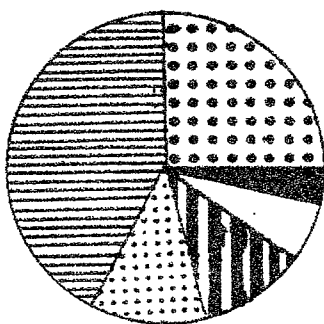
Orthocladinae
Diamesinae



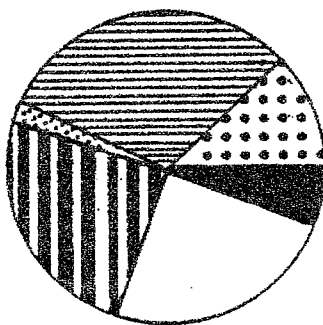
Oligochètes



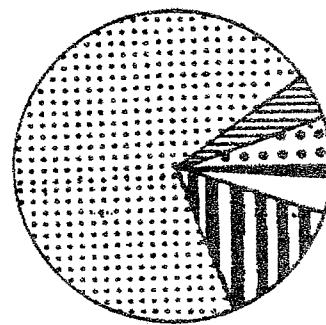
Nematodes



Cladoceres
(ephippies)



Copepodes



Ostracodes

Fig.53 Représentation graphique de la répartition stationnelle de chaque groupe benthique

Répartition stationnelle de chaque groupe
faunistique

STATIONS FAUNE	1	2	3	4	5	6	TOTAL
Tanypodinae	3400 (0.25)	1363 (0.1)	5165 (0.38)	513 (0.04)	799 (0.06)	2385 (0.18)	13685
Chironomini	950 (0.33)	553 (0.19)	933 (0.33)	94 (0.03)	105 (0.04)	217 (0.08)	2852
Tanytarsini	1727 (0.20)	1076 (0.12)	4380 (0.50)	1347 (0.16)	94 (0.01)	64 (0.01)	8688
Orthoclaadiinae	61 (0.46)	5 (0.04)	20 (0.15)	4 (0.03)	6 (0.06)	44 (0.33)	134
Oligochètes	1127 (0.06)	923 (0.05)	222 (0.01)	5698 (0.30)	10933 (0.57)	236 (0.01)	19139
Nématodes	1327 (0.10)	577 (0.04)	3481 (0.27)	5012 (0.38)	2583 (0.20)	128 (0.01)	13108
Ephippies	6788 (0.25)	11605 (0.42)	3214 (0.12)	3116 (0.11)	1755 (0.06)	893 (0.03)	27371
Copépodites	7438 (0.12)	19718 (0.31)	1056 (0.02)	16113 (0.25)	15311 (0.24)	3555 (0.06)	63191
Ostracodes	17 (.05)	15 (0.05)	212 (0.70)	44 (0.15)	11 (0.04)	5 (0.02)	304

MOYENNES ANNUELLES EN NOMBRE D'INDIVIDUS/M²
(FREQUENCES CALCULEES D'APRES LES MOYENNES ANNUELLES)

les zones littorales inondées ou exondées. En revanche Ablabesmiya longystila a été capturée lors d'émergence à la surface de l'eau au-dessus de la station 2 (Savines) dont le fond est à plus de 30 m.

Les Tanypodinae sont relativement bien représentés dans toutes les stations mais les effectifs deviennent plus faibles dans les stations profondes (4 et 5).

Chironominae

- tribu des chironomini

Les larves sont plus abondantes et diversifiées dans les zones littorales (stations 1 et 3). Les genres Harnischia et Chironomus (groupe Thummi) sont présents dans toutes les stations. Le genre Polypedilum est, lui aussi, bien représenté durant toute l'année mais n'a jamais été trouvé à barrage (de +100m) ni à Ubaye (cette dernière station possédant de très faibles effectifs de chironomini)

On trouve dans les stations littorales 1 et 3, en plus de ces taxa, 2 groupes de Chironomus (anthracinus et plumosus), les espèces y sont par ailleurs plus diversifiées avec des effectifs plus nombreux.

- tribu des tanytarsini

Les tanytarsini, eurytopes, sont très abondants dans la station 3 et très faiblement représentés dans les stations 5 et 6.

Les larves rencontrées appartiennent aux genres Tanytarsus, Micropsectra et Cladotanytarsus.

La station 1 est la plus diversifiée, on y trouve tous les genres rencontrés dans le lac. Cladotanytarsus, présent en faible quantité dans cette station n'est pas représenté dans les autres zones étudiées. L'observation des exuvies nymphales capturées à la surface de l'eau et celle des imagos capturés dans les essaims en bordure du lac le confirment.

Le genre Micropsectra est présent en plus grande abondance dans la station 1. Les effectifs sont plus faibles dans les stations 2 et 3 bien que dans cette dernière, ce genre est assez fréquent tout au long de l'année.

Le genre Tanytarsus est dominant dans toutes les zones; il

est le seul représenté dans les stations 5 et 6 mais avec des effectifs très faibles.

Orthoclaadiinae et Diamesinae

Ces espèces sont représentées en petite quantité dans notre échantillonnage. Elles sont très rares dans les zones profondes 4 et 5. Dans les zones littorales ainsi qu'à l'Ubaye, on rencontre essentiellement Monodiamesa bathyphila.

Des larves d'Orthoclaadiinae du genre Orthocladius, Cricotopus, Eukiefferiella sont présentes en très faibles quantités dans les stations 1 et 3 qui sont situées dans des zones littorales où ces genres plutôt rhéophiles ont pu être amenés par des torrents. Ces espèces semblent subsister jusqu'à la nymphose et l'émergence car on retrouve à la surface de l'eau des exuvies nymphales d'individus provenant du fond.

Les oligochètes

Ce groupe est composé d'une espèce de Lumbriculidae, trois espèces de Naïdidae et huit espèces de Tubificidae ainsi que des Enchytraeidae difficilement déterminables.

La zone littorale présente le peuplement le plus diversifié mais le moins abondant (stations 1 et 3). Certains Naïdidae tels Naïs elingueis, Ophidonais serpentina sont rencontrés avec des effectifs réduits jusque dans les zones de moyenne profondeur (stations 2 et 6). On trouve de nombreux Stylaria lacustris uniquement dans les zones littorales où subsiste un herbier (Savines)

En revanche, dans la zone profonde (stations 4 et 5), le peuplement est essentiellement constitué par des Tubificidae tels Limnodrilus hoffmeisteri, Limnodrilus udekemianus, Limnodrilus profundicola, Potamothrix hammoniensis et surtout Tubifex tubifex en très grande abondance (+ de 85% du peuplement).

Le méiobenthos

- Les nématodes : les difficultés de systématique nous ont conduits à regrouper indifféremment dans le même ensemble tous les nématodes.

Ils sont assez rares dans les stations 1,2 et 6 mais sont par contre bien représentés dans les stations 3 et 4. Ils sont présents aussi dans la station 5 où nous avons trouvé notamment des larves de chironomes groupe thummi parasités par plusieurs nématodes.

- Les cladocères :

On trouve 2 types de cladocères :

- les formes benthiques (Chydorus sphaericus et Leydigia leydigi) qui sont présents en faible quantité et de façon sporadique.

- les formes planctoniques qu'on trouve dans la vase sous forme d'oeufs de résistance en grande quantité. Il s'agit essentiellement d'éphippies de Daphnia longispina présentes dans tous les milieux mais proportionnellement en plus grande quantité en amont du lac dans les stations 1 et 2.

- Les copépodes :

o Les cyclopidés : ce groupe est représenté par 5 espèces :

- Paracyclops fimbriatus, Eucyclops serrulatus, Tropocyclops prasinus, Macrocyclus oblidens sont présents en faibles quantités.

- Cyclops vicinus vicinus est le représentant le plus important de ce groupe. Il occupe toutes les stations toute l'année sous forme de copépodites IV (et en plus faible quantité de copépodites V). Les copépodites de Cyclops vicinus vicinus sont très abondants dans la station 2 et dans les stations profondes 4 et 5. Les effectifs sont plus faibles dans les stations 1 et 3 en rapport avec la réduction des effectifs du zooplancton (BRESSAC, 1982) dans les couches d'eau littorales.

o Les harpacticidés :

Les harpacticidés sont curieusement peu représentés, il s'agit d'Atteyella crassa essentiellement rencontré dans les zones profondes (stations 4 et 5) en période hivernale et des Bryocamptus sp. dans les zones sublittorales (station 2).

o Les calanides :

Le calanide Acanthodiaptomus denticornis est rarement trouvé. Il est généralement cantonné dans les zones profondes (stations 4 et 5).

- Les ostracodes :

On les rencontre en général dans le lac de façon épisodique et en très faible quantité excepté dans la station 3 où on les trouve toute l'année et en effectif plus important. Toutefois la station 4 plus profonde mais proche géographiquement semble jouir d'une colonisation liée à la proximité.

- Les hydracariens :

Quelques individus du genre Piona sont rencontrés en hiver ou au printemps dans les zones littorales (1,7 et 3) et sublittorales (2).

- Les mollusques :

Les genres Limnea, Ancylus, Planorba et Pisidium colonisent les zones littorales protégées des courants comme dans la baie St-Michel (station 3) d'où ils diffusent dans la station 4 plus profonde mais géographiquement proche.

- Les hydres :

En période hivernale, de nombreux hydres sont observés dans les fonds vaseux à Savines (+40 m) alors qu'elles sont absentes dans les fonds des autres stations. On note également leur présence sur les nasses d'émergence placées à 10 m de profondeur aux stations 1 et 3.

* Les éphippies (fig.54)

Ce sont les oeufs de résistance issus de la reproduction sexuée de Daphnia longispina espèce très abondante dans le zooplancton.

Dans les stations 1 et 2, les éphippies sont très abondantes durant tout le cycle annuel (les densités minimales sont toujours supérieures à 2000 éph./m²) avec des pics en été (août-septembre 1980) et en fin d'hiver (mars 1981) où les effectifs atteignent plus de 5000i/m² dans la station 1 et plus de 14000 dans la station 2.

Dans les stations 4 et 5, les oeufs de résistance bien qu'en effectif plus faible sont abondants toute l'année et offrent comme dans les stations 1 et 2 un pic estival en août (station 5) ou en septembre (station 4), mais par contre restent stables durant l'hiver.

Dans la station 3, un pic d'abondance apparaît en mai 1980 et ne réapparaît pas en mai 1981. Les effectifs restent faibles durant le reste de l'année sauf en septembre (pic estival qui avait été observé dans les autres stations).

Dans la station 6, les fluctuations sont beaucoup plus tranchées : les densités éphippiées sont très faibles durant l'année et les pics d'abondance sont isolés en mai et en octobre 1980.

* Les cyclopidés (fig. 55) sont représentés toute l'année dans toutes les stations du fond essentiellement par des copépodites IV de Cyclops vicinus vicinus. Les pics d'abondance apparaissent à des périodes variables selon les stations. On les trouve en très grande quantité :

- en été 1980 dans la station 4
- en automne et début hiver 1980 dans les stations 1,2 et 5 (avec un maximum en octobre dans les stations 1 et 5 et en décembre dans la station 2). Cet accroissement correspond à une augmentation brutale des cyclopidés dans la colonne d'eau.
- au printemps 1981 dans les stations 1,2,4,5 et 6 où on observe une remontée des effectifs après la baisse de mars.

Il n'apparaît pas de corrélations entre les fluctuations d'abondance des daphnies dans l'eau et des éphippies dans les fonds et celles des cyclopidés dans l'eau et des copépodites dans la vase

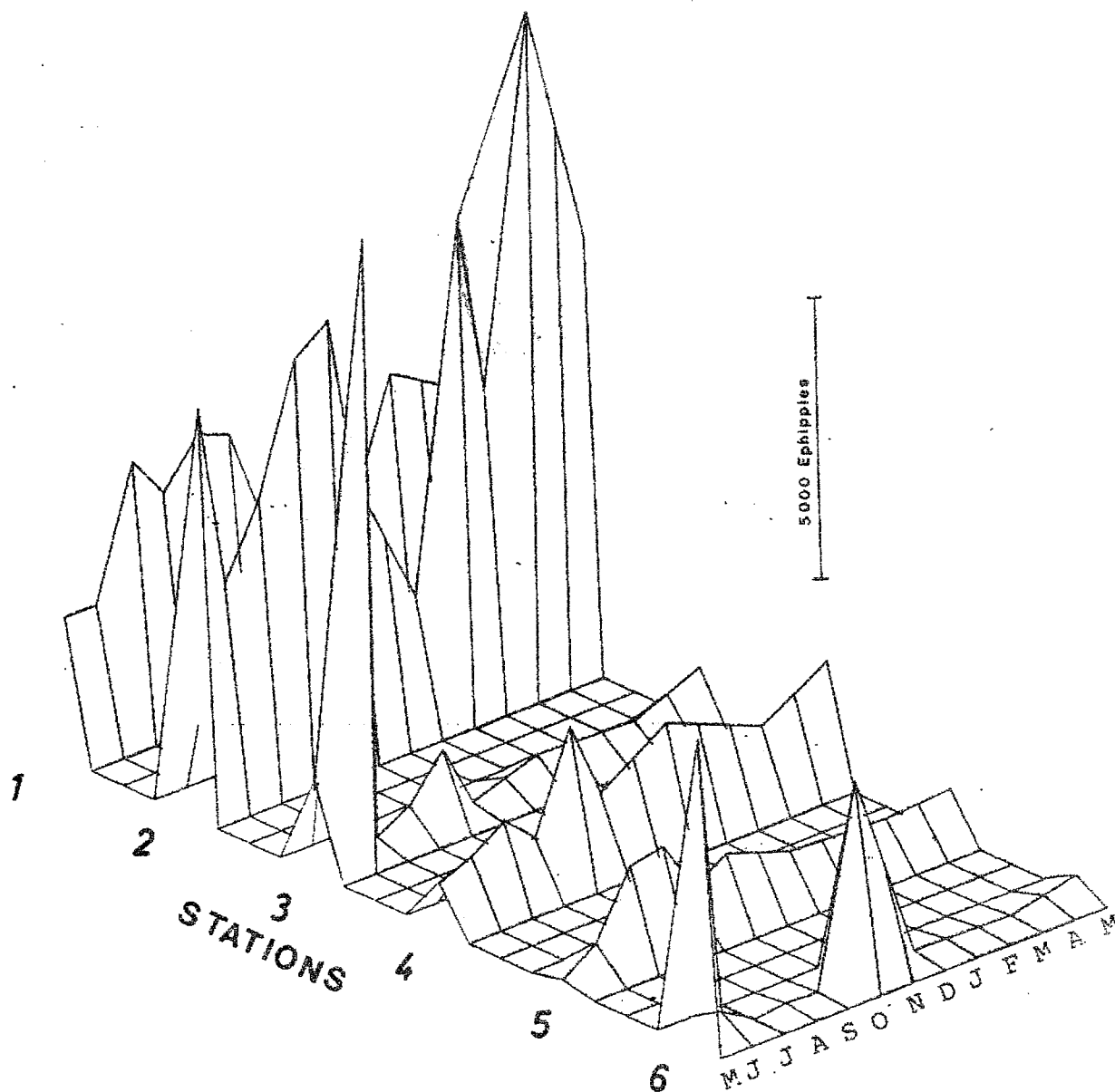


FIGURE 54 :

FLUCTUATIONS DES ABONDANCES DES EHIPPIES DANS LES 6 STATIONS

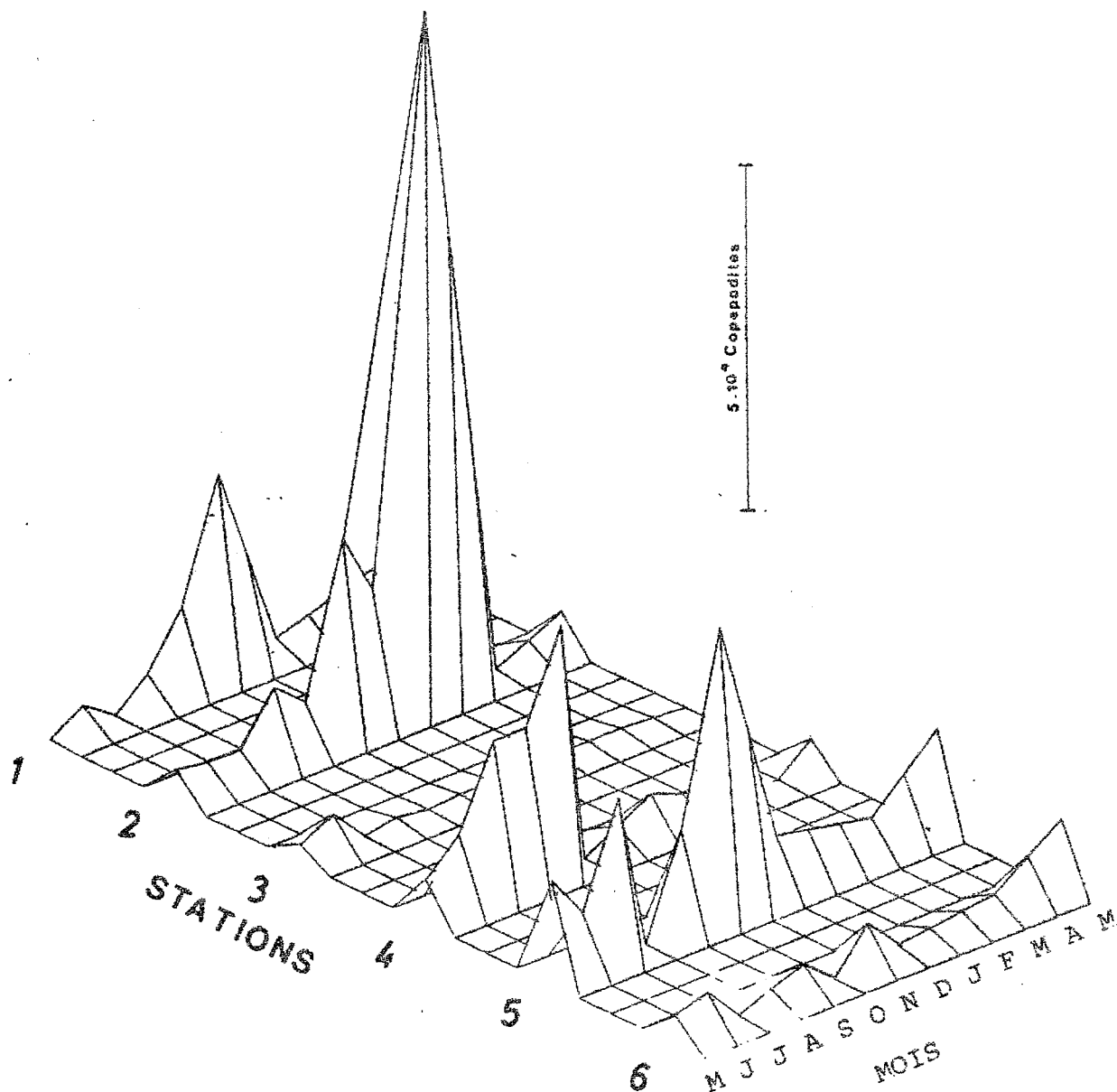


FIGURE 55 :

FLUCTUATIONS DES ABONDANCES DE COPEPODITES DANS LES 6 STATIONS

La faune compagne du macrobenthos

* Les harpacticides

Ils sont essentiellement représentés par Atteyella atteyella crassa, c'est une espèce cosmopolite qui vit dans les mares, les étangs, les fossés et dans les lacs en eau littorale comme en eau profonde (jusqu'à 120 m de profondeur, MONARD in DUPIN et GIANI, 1972). DUSSART (1967) l'a considérée comme une espèce très eurypote et euritherme. A Serre-Ponçon, on l'a rencontrée en très faible quantité dans les zones littorales. Dans la station 5 (+ de 100m de fond) quelques copépodites ont été trouvés à partir de l'automne 1980. Au début du printemps 1981 les densités sont devenues très élevées (+10 000 ind./m²) avec un tiers de la population composé de femelles ovigères. La rareté des individus durant le reste de l'année et la présence d'un grand nombre de femelles ovigères en mai nous laissent supposer qu'il n'existe qu'une seule génération par an.

* Les ostracodes

Ce groupe est très faiblement représenté dans nos prélèvements (maximum 700 ind./m²). On l'a trouvé :

- en période estivale de juillet à septembre dans les stations 1, 2, 4 et 5.
- en octobre dans la station 6.
- toute l'année avec un optimum en septembre et en mars dans la station 3 où ces individus semblent trouver les conditions nécessaires à leur développement.

* Les nématodes (fig. 56)

Les difficultés de systématique nous ont conduits à regrouper dans le même ensemble tous les nématodes.

Les périodes d'abondance sont différentes dans les stations 1 et 2 ; en juillet et en août dans la station 1, en mai et en septembre dans la station 2. L'augmentation hivernale du peuplement dans la station 1 s'effectue jusqu'en mai 1981 alors qu'elle n'apparaît pas dans la station 2.

Dans les stations 3, 4 et 5, les fluctuations des densités s'effectuent à peu près de la même manière mais les maxima ne

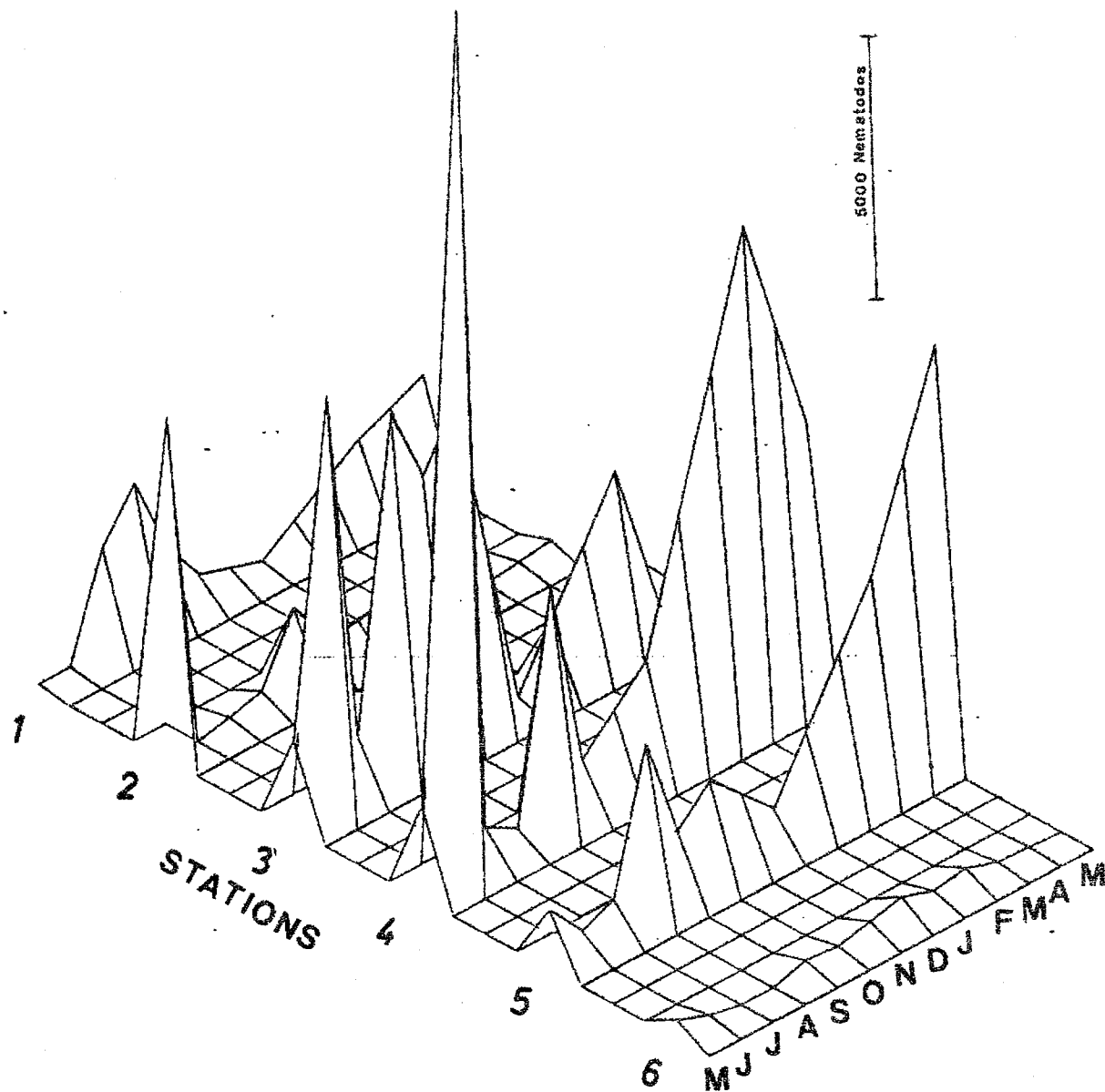


FIGURE 56 :

FLUCTUATIONS DES ABONDANCES DES NEMATODES DANS LES 6 STATIONS

s'observent pas en même temps :

- en juin, septembre et en mars 1981 dans les stations 4 et 3.
- en août, octobre et de mars à mai 1981 dans la station 5.

Dans la station 6, les populations sont très faiblement représentées et il n'apparaît pas de fluctuations notables au cours de l'année.

Les populations de nématodes présentent d'importantes variations d'effectifs au cours de l'année qui s'effectuent de façon arythmique. Les nématodes sont des animaux très résistants, capables de supporter des conditions difficiles du milieu et capables d'adapter leur période d'activité ou de reproduction aux conditions trophiques, leur développement pouvant se faire très rapidement (5 à 14 jours suivant les conditions de température). Les nématodes libres se nourrissent aux dépens de détritrus organiques, de cellules d'algues ou d'animaux dont ils perforent les parois et aspirent le contenu cytoplasmique mais également aux dépens des bactéries qui pourraient être dans une certaine mesure le facteur déterminant de leur répartition à Serre-Ponçon.

3.2.2. Evolution des peuplements macrobenthiques et facteurs de la répartition

Les chironomides

Rappel bibliographique sur la biologie des chironomides

Le cycle de vie des chironomides est caractérisé par une phase larvaire longue au cours de laquelle ils accumulent l'énergie nécessaire au développement des autres stades (nymphe et imago). Le stade adulte est éphémère, l'accouplement, la maturation et l'oviposition s'y accomplissent en un temps minimal.

THIENEMANN (1954) fut un des premiers à suggérer que quatre stades larvaires existaient universellement chez les chironomides, les différents stades étant différenciés à partir de la longueur et de la largeur de la capsule céphalique. Ceci a été confirmé chez les Tanypodinae, les Diamesinae, les Orthoclaadiinae et les Chironominae (FORD, 1959).

Dans les milieux lenticules la larve du premier stade, une fois sortie de l'oeuf est photopositive et devient planctonique (MORDUKHAI-BOLTOVSKY, SHILOVA, 1955). Elle se nourrit en filtrant les algues et les détritiques en suspension dans l'eau, ou en absorbant les particules qui se fixent aux soies anales et aux griffes des pseudopodes postérieurs.

Les autres stades sont benthiques et adoptent différents modes de vie comme les Chironominae qui construisent des tunnels ou des fourreaux et les Tanypodinae qui se déplacent librement à la surface des sédiments. Même lorsqu'ils habitent des fourreaux, tous les stades larvaires restent aptes à se déplacer. On connaît mal le mécanisme initiateur du déplacement lui-même. La plupart de ces déplacements sont nocturnes ce qui rend les larves moins vulnérables à la prédation par les poissons. Quelquefois les déplacements sont de vraies migrations et les larves retournent à leur lieu d'origine. C'est le cas par exemple, des migrations verticales journalières des larves de Sergentia dans le lac Marion (HAMILTON, 1965). Plus généralement, il s'agit de déplacements horizontaux, comme cela a été souvent reporté pour Chironomus plumosus et dans le Titisee pour Sergentia coracina dont la larve quand elle vieillit gagne graduellement les zones plus profondes (OLIVER, 1971). D'une façon plus générale, la dispersion horizontale semble résulter de facteurs "densité-dépendants" tels que la réduction de la nourriture ou de l'oxygène dissous disponible ou plus directement l'accroissement de la population elle-même.

Le temps nécessaire à la croissance et au développement des larves dépend de nombreux facteurs, mais surtout de la température : ainsi dans les conditions uniformes trouvées sous les tropiques des espèces amazoniennes possèdent des cycles de vie complets de 10 à 12 jours (SYRJAMAKI, 1965 in OLIVER, 1971), alors que dans les régions tempérées une croissance et un développement continus sont rarement observés, les larves supportent des conditions de température moins favorables durant l'hiver en se maintenant au dernier

stade. Les espèces bivoltines et multivoltines possèdent des générations d'hiver qui se développent plus lentement que les générations d'été (MUNDIE, 1956; SANDBERG, 1969). De la même manière, les espèces univoltines se développent et émergent rapidement durant les périodes les plus favorables qui sont l'été pour les espèces thermophiles (Chironominae) et l'hiver pour les espèces adaptées au froid (Orthocladiinae).

La température paraît donc être responsable de la durée de la période larvaire, mais d'autres facteurs tels que de basses concentrations en oxygène dissous peuvent allonger la durée de la croissance larvaire et retarder la nymphose. Ainsi, Chironomus anthracinus présente un cycle de deux ans, sa croissance est réduite d'une part en été à cause des basses concentrations en oxygène et d'autre part en hiver à cause des basses températures (JONASSON, 1965, JONASSON, KRISTJANSEN, 1967).

Le stade nymphal qui peut se présenter suivant les espèces à l'état libre et mobile ou protégé dans un fourreau et sédentaire, est très court (de quelques heures à quelques jours, OLIVER, 1971). Quand la nymphe reçoit les stimuli appropriés, elle se déplace vers la surface de l'eau, son ascension est facilitée par une bulle d'air accumulées sous l'exuvie nymphale au niveau du thorax de l'adulte. Puis la mue imaginale intervient. L'exuviation est rapide (moins de 30 s.).

Les facteurs primordiaux déclenchant la nymphose et l'émergence sont :

- les variations de température (DANKS, 1971; HILSENHOFF, 1966)
- la photopériode, la nymphose étant favorisée par les conditions de jour long (KURECK, 1979)
- la nourriture, généralement lors du bloom phytoplanctonique (HILSENHOFF, 1966).

Des conditions environnementales contrôlent la période des émergences qui peut être plus ou moins longue suivant les capacités de réponse de chaque espèce (LEANER et POTTER, 1974). Ainsi dans un même milieu, une même espèce peut répondre différemment suivant la profondeur qu'elle occupe, en présentant un nombre de générations

variable (YAMAGISHI et FUKUHARA, 1971). Bien que chaque espèce possède son cycle propre et des capacités différentes de réponse aux facteurs du milieu, il arrive souvent que l'on rencontre des émergences en masse qui comprennent des milliers de chironomides appartenant à plusieurs espèces différentes qui réagissent de la même manière aux facteurs exogènes. Sous de hautes latitudes ou de hautes altitudes, les larves passent une grande partie de leur vie en diapause hivernale et les périodes d'émergence sont plus courtes. Dans les régions arctiques, ces périodes sont très courtes et l'émergence saisonnière de chaque espèce dont le cycle dure une ou plusieurs années, est fortement synchronisée (OLIVER, 1968).

Lors d'un nouveau cycle, la recolonisation des fonds est effectuée par les larves probablement issues de pontes déposées en bordure du lac. En effet de nombreux auteurs montrent que la plupart des espèces pondent dans les zones littorales (ARMITAGE, 1974; Mc LACHLAN, 1974, PETR, 1974). L'oviposition s'effectue sur des objets flottants et sur la végétation littorale et les pontes sont repoussées le long des rivages par l'action mécanique du vent (ARMITAGE, 1971; JONASSON, 1971). Les oeufs entourés d'une masse gélatineuse flottent peu de temps car ils absorbent rapidement de l'eau et vont se déposer au fond. A partir du point de chute de la ponte, les larves du premier stade qui mènent une vie planctonique se dispersent et vont coloniser d'autres surfaces.

Variations saisonnières

Le nombre d'espèces rencontrées dans le lac est important et il est difficile de procéder à la détermination spécifique des chironomides sur la base des larves, nous avons donc été contraints de limiter notre analyse au niveau du genre. Cette simplification ne nuit pas à l'analyse parce que dans la plupart des cas chaque genre est représenté par une espèce très nettement dominante.

Tanypodinae (fig.57)

Ce groupe très abondant est essentiellement représenté par Procladius choreus dans toutes les stations.

Les Tanypodinae sont abondants dans les stations 1 et 2. Il se produit, de juin à septembre dans la station 1, de mai à juin et de septembre à octobre dans la station 2, une diminution des effectifs due à la nymphose et aux émergences (présence d'un grand nombre de nymphes dans les prélèvements). La recolonisation par les larves issues des pontes printanières et estivales est beaucoup plus importante dans la station 1 (zone peu profonde). A partir de l'automne, on observe un repeuplement qui devient très important en mars 1981 dans la station 1. Les effectifs ont à peine diminué en mai 1981, soit que les émergences n'aient pas encore eu lieu, soit qu'elles aient eu lieu et que la recolonisation soit déjà faite.

Dans les stations 4 et 5, plus profondes, les abondances sont plus faibles que dans les autres stations, et varient peu suivant les saisons malgré la profondeur. Le début de la période d'émergence ne semble pas être retardé dans ces deux stations où on rencontre des larves en nymphose et des nymphes dès le mois de mai 1980. Les conditions homogènes du milieu dans ces zones en période estivale expliquent les faibles fluctuations d'effectifs observées. Les émergences ne semblent pas synchrones et se produisent de façon continue à partir du mois de mai jusqu'en octobre 1980, en même temps que s'effectue la recolonisation par les larves issues de pontes printanières et estivales (on constate la présence de jeunes larves, de larves de dernier stade en début de pigmentation par la nymphose et de nymphes dans la vase durant cette période). Le repeuplement hivernal est beaucoup plus faible que dans les autres stations.

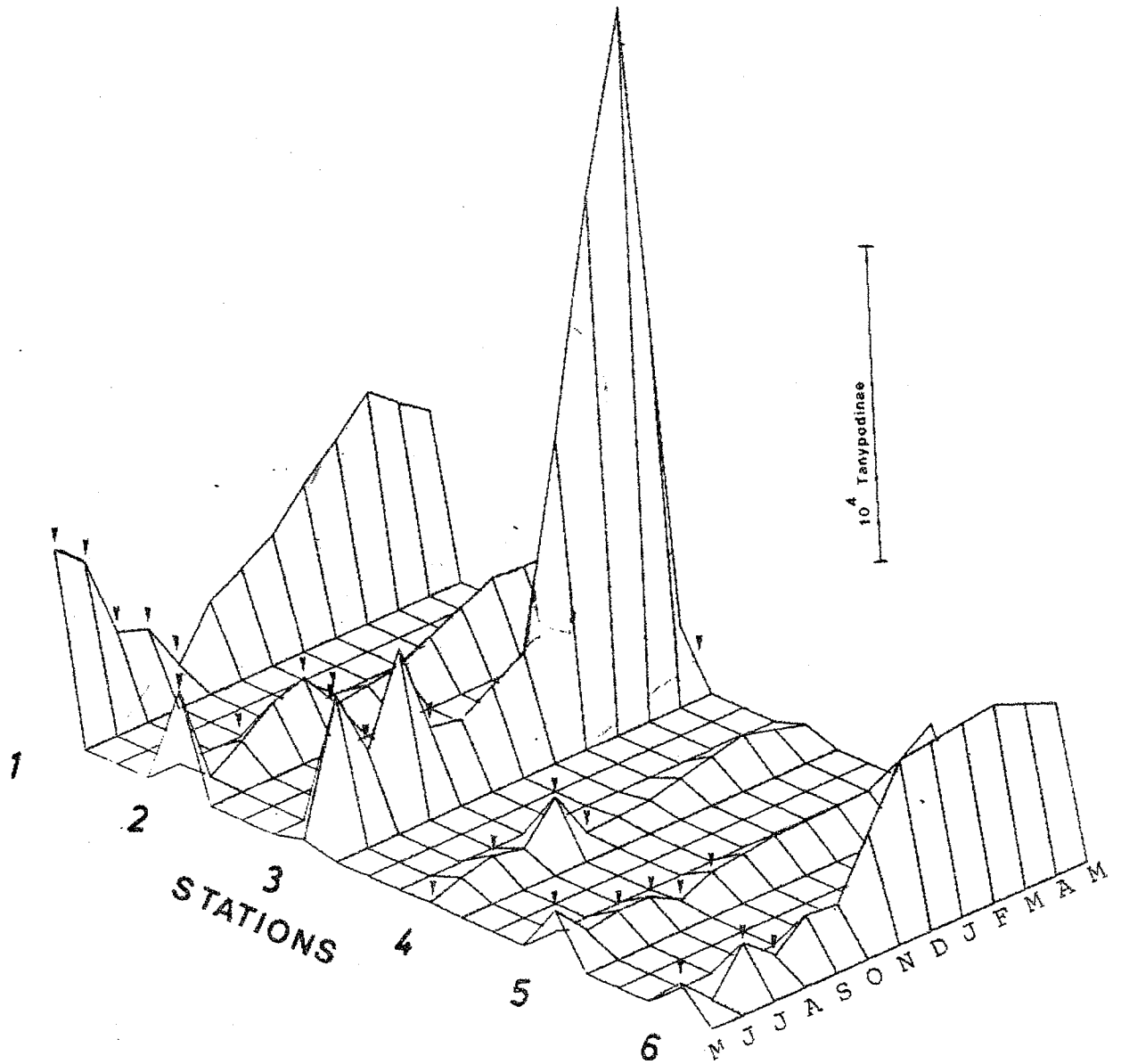


FIGURE 57 :

FLUCTUATION DES ABONDANCES DES TANYPODINAE DANS LES 6 STATIONS

† Nymphes

Dans la station 6 (située au centre de la branche Ubaye), les effectifs sont, comme dans les autres stations, plus faibles au printemps et en été. Les émergences s'y produisent de mai à octobre 1980 (avec des chutes d'effectifs plus importantes en juin et août). Le repeuplement automnal apparaît ici aussi, et montre des effectifs élevés durant tout l'hiver.

Dans la station 3 (branche Durance, Baie St-Michel), les effectifs sont faibles dès le mois de mai 1980, mais le repeuplement à partir des pontes s'effectue rapidement, montrant des pics d'abondance en juin et en août, qui sont suivis par des baisses d'effectifs dans les fonds, associées à des bouffées d'émergence en juillet et en septembre. Le repeuplement hivernal est plus important que dans les autres stations. Dès le mois de mai 1981, les effectifs deviennent faibles ce qui, lié à l'observation du même phénomène en mai 1980, nous permet de supposer que l'influence des facteurs exogènes particuliers à cette station (variation de température, alimentation, photopériode) avance la période de nymphose dans cette zone protégée et peu profonde.

Procladius choreus est une espèce dominante dans tout le lac, l'étude des périodes de vol montre qu'elle produit plusieurs générations émergeant au cours d'une même année. En effet la plupart des adultes sont capturés en période estivale mais on en récolte aussi en novembre et en janvier d'où la probabilité d'une recolonisation hivernale (pics d'abondance en mars dans la plupart des stations) à partir des pontes tardives des femelles des dernières générations.

Les Tanypodinae (Procladius) sont des prédateurs susceptibles de se nourrir non seulement aux dépens de plusieurs groupes macrobenthiques tels que les jeunes stades larvaires de chironomides et les Tubificidae dont ils consomment les segments terminaux* mais aussi aux dépens du zoomeïobenthos (harpacticides, rotifères, copépodes

* Cette prédation provoque paradoxalement un accroissement de la production des Tubificidae car elle active leur multiplication asexuée (KAJAK, 1979).

et du phytomicrobenthos. MOORE (1979) a trouvé dans des contenus stomacaux de Procladius des algues (diatomées benthiques et planctoniques) des grains de sable et des détritits. Nos propres observations sont conformes à ces résultats. Ainsi la sédimentation des matières organiques et des détritits n'est pas un facteur primordial pour les populations de Tanypodinae qui possèdent différentes possibilités nutritionnelles. De plus le regroupement des larves de Tanypodinae avec les copépodites IV de cyclopidés et les éphippies de cladocères nous laisse supposer qu'ils peuvent se nourrir de ces éléments planctoniques en repos dans la vase.

Les effectifs relativement nombreux de Procladius observés par KAJAK et al (1975) dans les conditions environnementales difficiles (basse concentration en O_2 , nourriture rare pour le benthos,....) montrent que ce groupe est plus résistant que les autres espèces de chironomides. Ces différentes possibilités constatées également à Serre-Ponçon confirment son caractère eurytope.

Chironominae

Chironomini (fig. 58)

Les genres Polypedilum, Chironomus et Harnischia sont les plus représentatifs de ce groupe.

Dans les stations 1 et 2, Harnischia présente des pics d'abondance suivis d'émergence en juin et en août (fig. 59). Elle atteint ensuite son maximum hivernal entre septembre et octobre dans la station 1, et entre octobre et décembre dans la station 2. Dans les deux stations, les effectifs chutent dès décembre.

Polypedilum présente une densité très faible durant l'été et augmente dans la station 1 de septembre à mars, et dans la station 2 d'octobre à mars; les effectifs décroissent ensuite de mars à mai (fig. 59).

Chironomus présente une densité faible et stable avec cependant un léger pic en août dans la station 1, et en octobre dans les stations 1 et 2. La population décroît ensuite régulièrement d'octobre à mars (fig. 59).

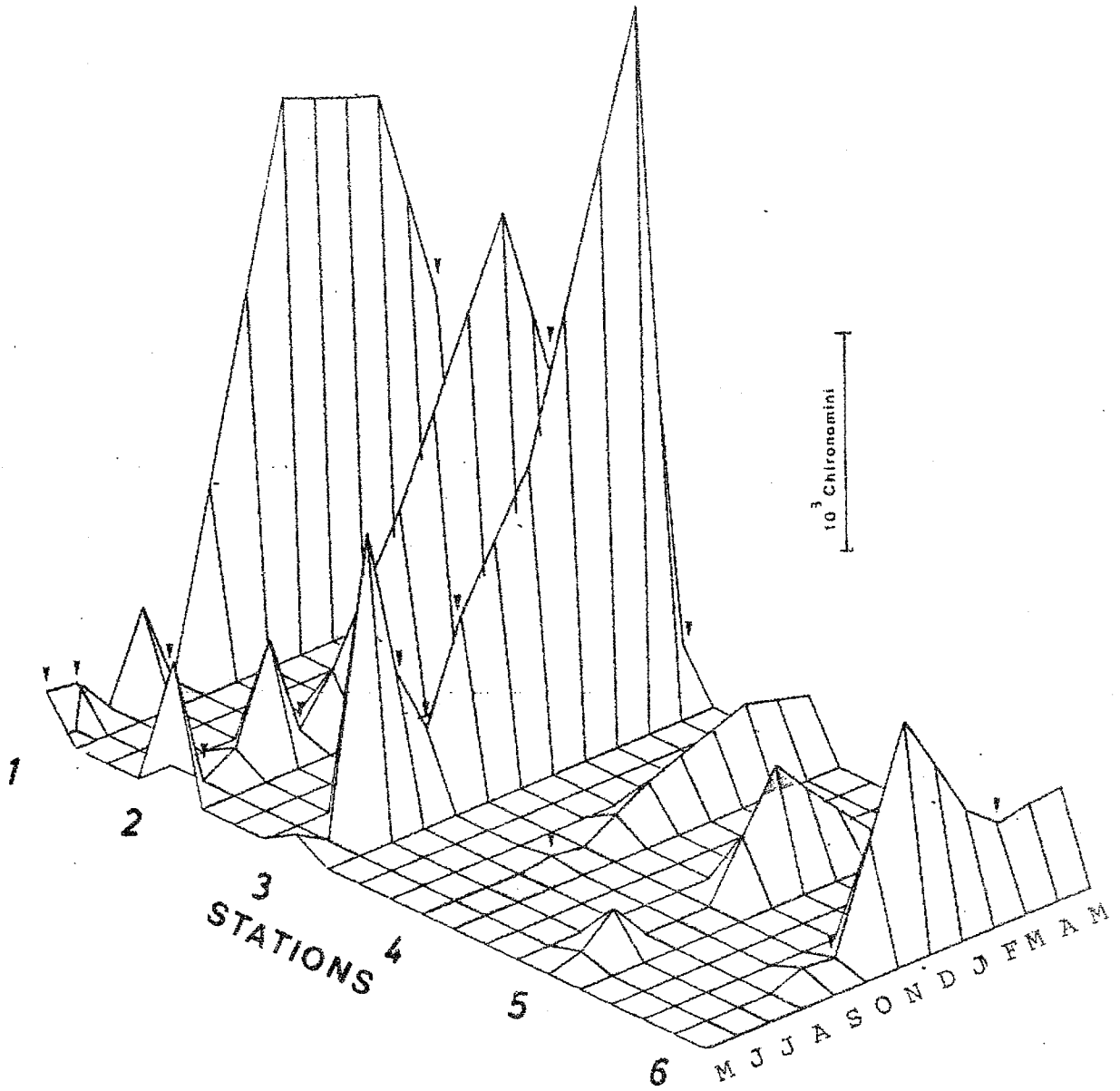


FIGURE 58 :

FLUCTUATION DES ABONDANCES DES CHIRONOMINI DANS LES 6 STATIONS

† Nymphes

Dans les 2 stations considérées, les trois genres présentent des pics à des époques différentes. On constate cependant pour les genres Harnischia et Polypedilum que l'accroissement hivernal débute dans la station 2 avec un mois de retard sur la station 1.

La prise en compte globale de ces divers groupes dont les maxima sont décalés dans le temps, explique les larges périodes d'abondance présentées dans la figure 58.

Dans les deux stations 4 et 5, Harnischia présente une évolution synchrone avec un léger pic accompagné d'émergences en septembre et un pic plus important en décembre. Les effectifs décroissent de décembre à mars, avec apparition en mars de nymphes dans la station 5 (fig.59).

Polypedilum est absent dans la station 5. Dans la station 4, ses effectifs s'accroissent régulièrement jusqu'en mai (fig.59).

La population de Chironomus quoique peu abondante présente un pic en décembre dans la station 4 et en mars dans la station 5 (fig.59).

L'évolution globale (figurée 58) reproduit pour la station 5 l'évolution d'Harnischia, genre nettement dominant. Dans la station 4, cette évolution globale présente des densités importantes jusqu'en mai, en raison du remplacement progressif d'Harnischia par Polypedilum .

Dans la station 6 le peuplement d'Harnischia évolue comme dans la station 5 (fig. 59). Les Harnischia constituent l'essentiel du peuplement, hormis une brusque apparition de larves et de nymphes de Chironomus en octobre. La dépression brutale de la courbe (fig. 58) dès mars 1981 correspond à une bouffée d'émergence d'Harnischia.

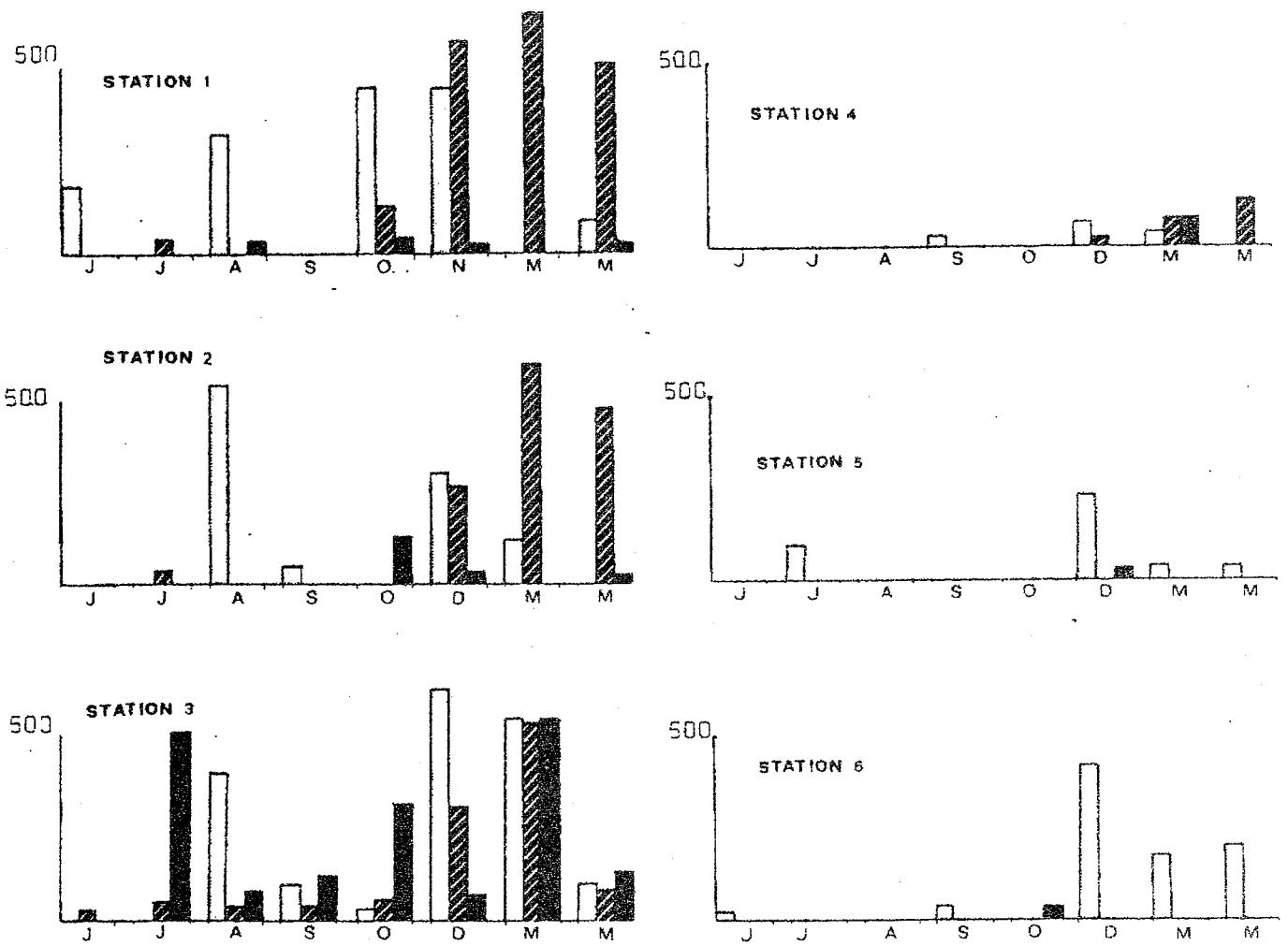
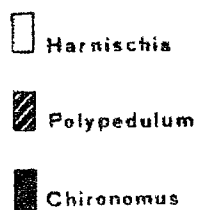


FIGURE 59

VARIATION SAISONNIERE DES EFFECTIFS DE TROIS GENRES DE CHIRONOMINI



Dans la station 3 les trois genres de chironomini sont bien représentés :

Harnischia présente la même évolution que dans la station 2, mais elle diffère par les densités plus importantes en décembre et surtout en mars 1981.

Polypedilum présente également la même évolution que dans la station 2 avec, cependant, une chute plus prononcée en mai.

Chironomus présente trois générations : une génération de printemps qui émerge en août, une génération d'été qui émerge en novembre et une génération d'hiver qui émerge entre mars et mai. Ces générations très nettement différenciées produisent des pics de densité en juillet, en octobre et en mars.

L'évolution décalée dans le temps de ces trois genres de chironomini induit un accroissement régulier durant l'hiver de l'ensemble des chironomini. Par contre leur émergence synchrone entre mars et mai produit une chute brutale des effectifs de ce groupe.

Tanytarsini (fig. 60)

Le genre Tanytarsus domine dans cette tribu, il est représenté par plusieurs espèces les plus abondantes étant Tanytarsus bathophilus, Tanytarsus lestagei, Tanytarsus heusdensis.

Dans les stations 1 et 2, les effectifs larvaires restent faibles de mai à octobre 1980. On ne constate pas de recolonisation en période estivale. D'octobre à décembre les effectifs deviennent importants et atteignent des valeurs maximales en mars. Dans la station 1 moins profonde, les abondances sont généralement plus élevées et une partie du peuplement se nymphose dès le mois de mars, ce qui explique la forte diminution des effectifs larvaires en mai (≈ 500 ind./m²). Par contre dans la station 2, le développement des larves paraît retardé: les effectifs sont encore élevés en mai (≈ 1500 ind./m²) date où les nymphes sont encore peu nombreuses.

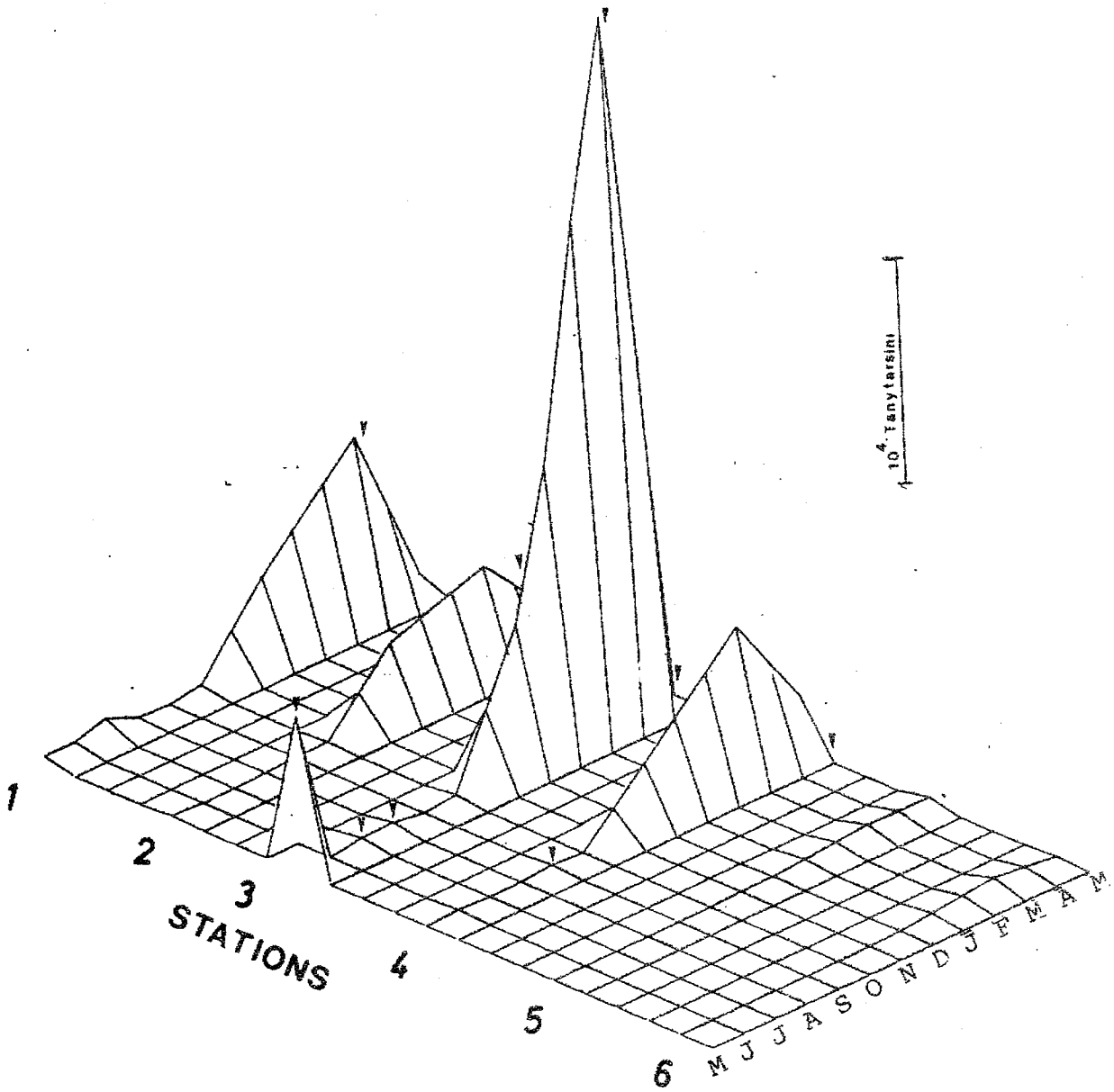


FIGURE 60 :

FLUCTUATION DES ABONDANCES DE TANYTARSINI DANS LES 6 STATIONS

↑ Nymphes

Dans la station 4, l'évolution des effectifs est identique à la station 2.

Dans les stations 5 et 6, les Tanytarsini sont absents ou très faiblement représentés.

Dans la station 3, bien que l'effectif de mars 1981 soit très important, l'évolution est du même type que dans les stations 1,2,4 (le léger pic figuré en mai 1980 ne correspond pas à la présence de larves mais à celle d'exuvies, trace d'une émergence récente).

Les Chironomini et les Tanytarsini, groupes détritivores et filtreurs, possèdent des populations dont les variations de densité dépendent en grande partie de facteurs nutritionnels. La plupart de ces larves sont microphages.

L'observation des contenus stomacaux des Chironomini et des Tanytarsini nous révèle la présence de cellules phytoplanctoniques et périphtiques (détermination Dauta) :

- en quantité importante chez les larves rencontrées dans les zones littorales (stations 1 et 3), Achnantes, Caloneis, Cyclotella, Eucapsis, Cymbella, Nitzschia, Diatoma vulgare, Navicula gracilis.

- en quantité plus faible chez les individus des zones plus profondes (station 2), Cyclotella, Caloneis, Asterionella.

- et beaucoup plus rares, Achnantes et petites diatomées parmi d'autres éléments détritiques à plus de 70 m de fond.

La prolifération des cellules phytoplanctoniques et périphtiques, dans les zones littorales où la lumière est suffisante pour le développement des algues, constitue une source de nourriture notable et favorise l'abondance et la croissance des larves. En revanche, dans les zones profondes, ces apports de matière organique sont dus essentiellement à la sédimentation des algues et d'autres organismes planctoniques morts dont la dégradation bactérienne est en cours. Ces conditions expliquent tout à fait la très faible proportion de ces groupes dans les stations profondes (stations 4 et 5). Certains points concernant l'évolution des effectifs larvaires dans les différents groupes méritent d'être développés.

On constate que Harnischia, qui est présent en été dans toutes les stations, accroit considérablement ses effectifs dès le mois d'octobre dans la station 1 et dès le mois de décembre dans la station 2 après une période d'émergence en septembre. On est tenté d'associer cette observation au fait que les générations issues des pontes de printemps arrivées à maturité au mois d'août sont en présence, dès le mois de septembre, du bloom phytoplanctonique. Ces individus qui disposent d'une quantité abondante de nourriture entrent rapidement en nymphose et émergent en septembre. Ce sont les jeunes individus issus de ces pontes qui produisent l'accroissement d'octobre dans la zone 1, accroissement qui se répercute plus tard dans la station 2, probablement en raison des délais de dispersion plus long à partir des zones d'oviposition (zones littorales).

Les Tanytarsus cantonnés aux zones littorales en été, investissent en hiver toutes les stations, excepté les stations 5 et 6 dont la colonisation est très faible. On suppose que les générations printanières et estivales de Tanytarsus, contrairement à Harnischia restent cantonnées dans les zones littorales. Ils sont très abondants notamment le long des berges où les algues filamenteuses s'accumulent. Ils trouvent, très probablement, dans ces endroits une nourriture suffisante. A partir d'octobre après le bloom phytoplanctonique, les Tanytarsus apparaissent en grande quantité dans les stations 1, 2, 3 et 4 où l'apport alimentaire dans les fonds semble assez important pour leur développement. La migration de ces larves vers les zones profondes (stations 2 et 4) peut être attribuée:

- à des conditions de températures plus chaudes dans les zones profondes que celles des zones superficielles en hiver,
- à un accroissement des effectifs dans les zones littorales qui pousserait les individus à se disperser jusque dans les zones profondes,
- à la baisse du niveau de l'eau qui provoque l'exondation des zones littorales et la fuite de ces individus vers les zones profondes.

On suppose que l'augmentation des effectifs qui s'observe jusqu'en mars 1981 dans ces quatre stations est due:

- à des pontes tardives déposées en début d'hiver par les femelles

- à un vieillissement des différentes générations, se traduisant par la présence, dans la vase, des premiers stades larvaires qui ont quitté la colonne d'eau (ou le premier stade est planctonique) et, par le grossissement des larves qui réduit la perte au niveau de la filtration.

Orthocladinae et Diamesinae (fig. 61)

Les individus du genre Monodiamesa n'ont été récoltés qu'en juin-juillet dans la station 1, et en mai-juin dans la station 2. Dans la station 1, cependant d'autres genres tels Cricotopus, Orthocladus et Eukiefferiella apparaissent en mars 1981.

Les Orthocladinae sont toujours absents dans la station 4 et on ne les trouve qu'en octobre dans la station 5.

C'est dans la station 6 que Monodiamesa est la mieux représentée on la rencontre en juin-juillet et de septembre à décembre 1980.

Les larves de Monodiamesa colonisent la station 3 à peu près aux mêmes époques que celles rencontrées dans la station 6, en juillet et d'octobre à décembre.

- Monodiamesa bathyphila représente l'espèce la plus fréquente pour ces deux sous-familles dans l'ensemble des stations. Ainsi les fluctuations des effectifs larvaires enregistrées sont dues essentiellement aux fluctuations de cette espèce.

Les fluctuations d'abondance sont difficilement interprétables car les effectifs sont très faibles et leur distribution fortement agrégative. Cependant, on peut différencier deux périodes de recolonisation larvaire dans les stations où les effectifs sont plus importants (stations 3 et 6): de mai à juillet et d'octobre à décembre. De plus l'absence de larves dans toutes les stations en mars et en mai (dans la station 1, les abondances correspondent à d'autres genres) pourrait être attribuée aux émergences.

La plupart des Orthocladinae et Diamesinae sont des consommateurs de diatomées ou de diatomées et de détritiques comme c'est le cas dans leur habitat primitif en eaux courantes (BRUNDIN, 1966).

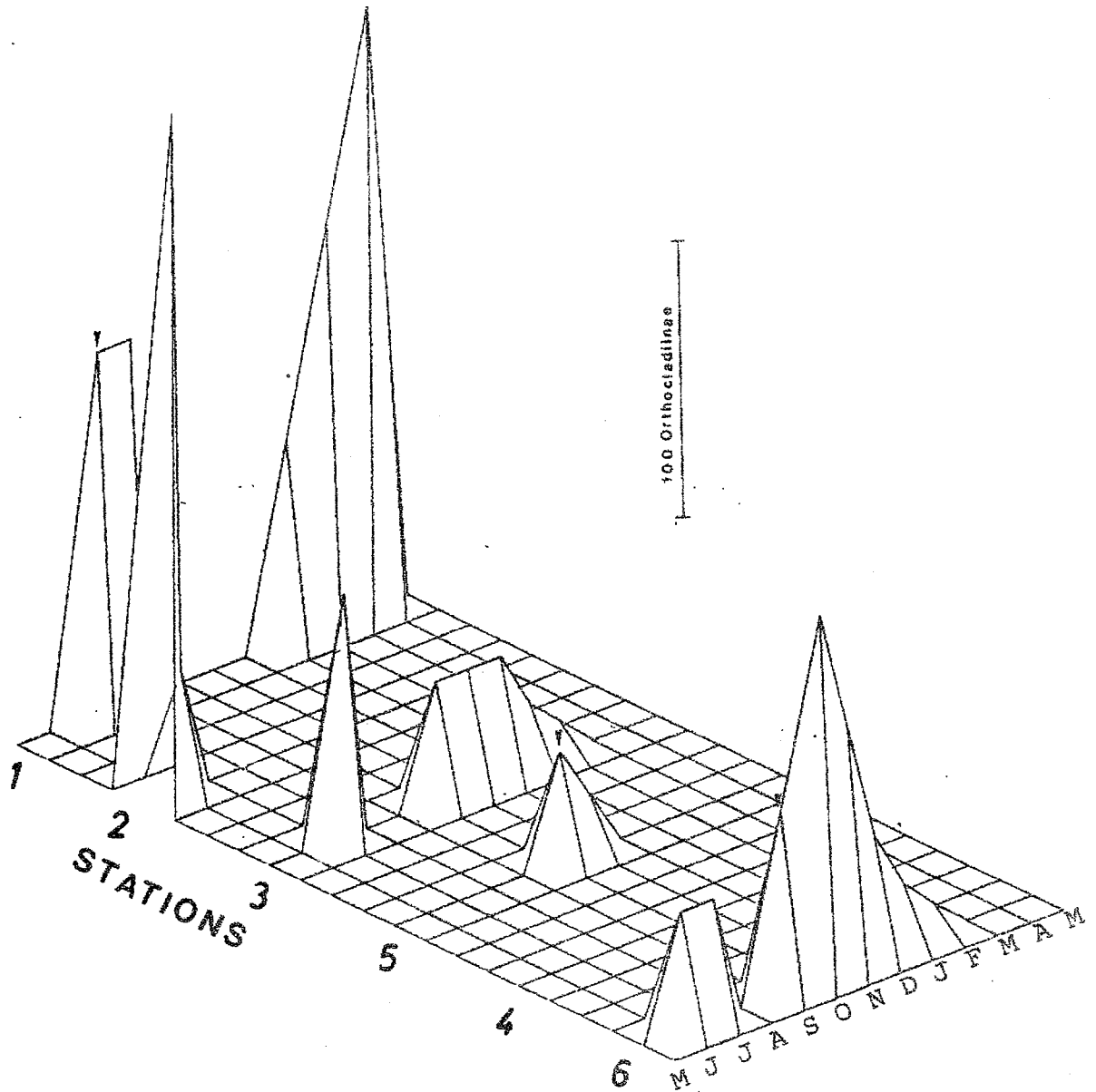


FIGURE 61 :

FLUCTUATION DES ABONDANCES D'ORTHOCLADIINAE - DIAMESINAE DANS
LES 6 STATIONS

† Nymphes

Les oligochètes

Ce groupe est essentiellement représenté par les Tubificidae.

Rappel sur la biologie des Tubificidae

Ce sont des animaux hermaphrodites qui produisent par une multiplication sexuée, des cocons emballant les oeufs dont le développement est direct, sans métamorphose. La production de juvéniles est élevée durant la période de reproduction mais seule une partie, estimée à 10% par BONOMI (1979), parvient à maturité. En outre, les Tubificidae peuvent moduler leur période de reproduction en réponse à des conditions particulières de températures ou de densités (KENNEDY, 1966). Ils sont capables de reproduction asexuée par fragmentation qui peut se produire notamment dans des conditions environnementales où la matière organique augmente dans les fonds. Ces différentes capacités en font un groupe doué d'une grande ubiquité.

Les variations saisonnières (fig. 62)

Les densités calculées intègrent, dans un même ensemble, les individus matures et immatures en raison de la difficulté à les différencier les uns des autres. En effet, les individus sexuellement matures subissent une régression génitale après la ponte.

Les cocons contenant les oeufs et les embryons ont été pris en compte séparément et n'ont pas été quantifiés dans les densités totales. L'abondance de ces cocons permet de dater les périodes de reproduction sexuée.

Les oligochètes généralement abondants dans les zones profondes (stations 4-5) présentent exceptionnellement de faibles densités en mai-juin. L'apparition d'un grand nombre de cocons, en juin-juillet dans la station 4, et en août dans la station 5, indique une phase de reproduction. Les densités s'accroissent à cette époque, mais c'est d'octobre à décembre qu'a lieu la plus importante augmentation des effectifs dans ces deux stations.

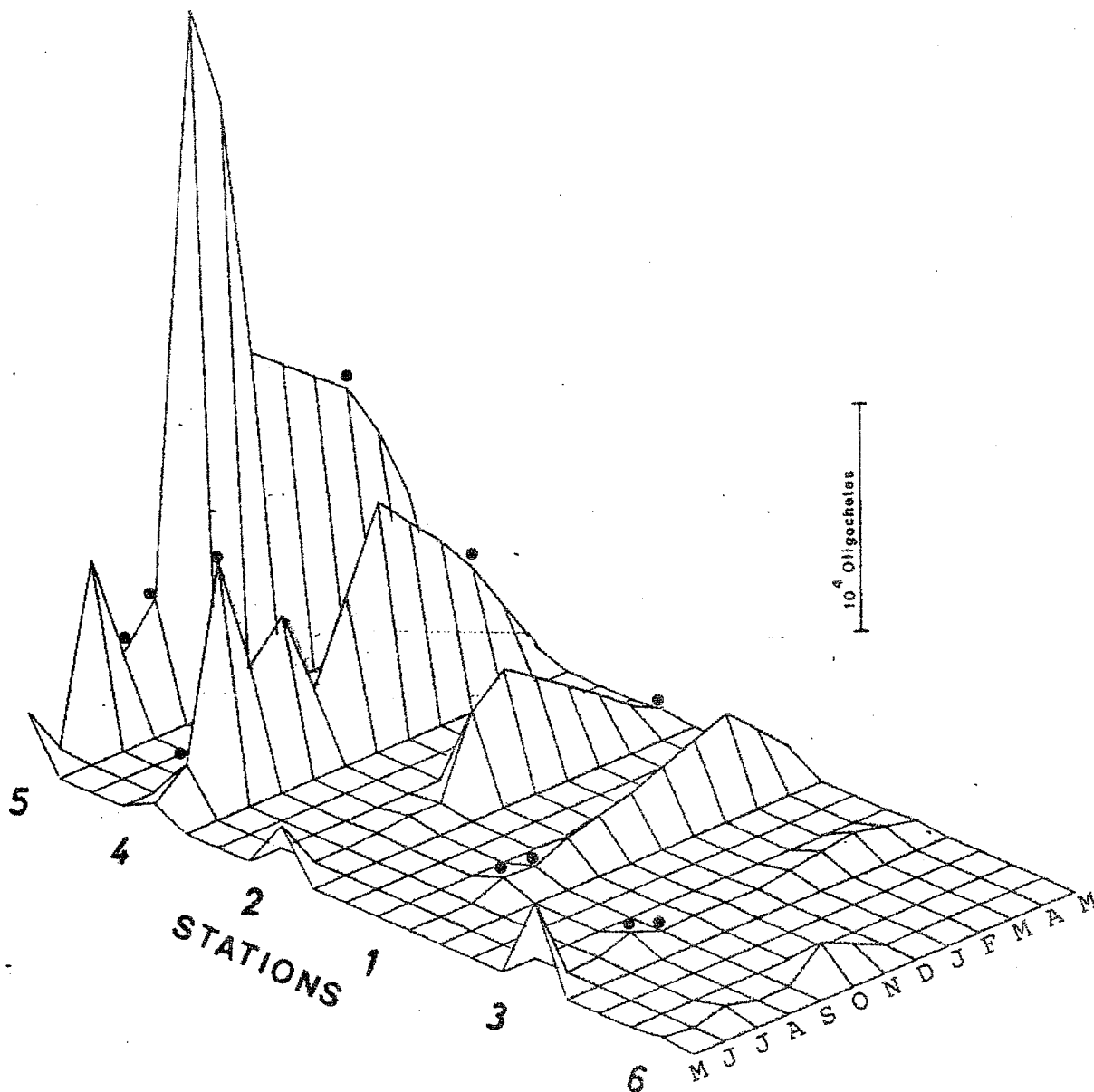


FIGURE 62 :

FLUCTUATION DES ABONDANCES D'OLIGOCHETES DANS LES 6 STATIONS

• Pontes

Cependant, c'est dans la station 5 (+ 100m) que les densités sont les plus élevées. La population diminue durant l'hiver pour atteindre en mai 1981, comme en mai 1980, des effectifs très faibles.

Dans les stations 1-2, les populations d'oligochètes sont très faibles de mai à octobre 1980. Dans la station 1, les effectifs sont un peu plus élevés et il apparaît des cocons contenant des oeufs en août et en septembre. Les densités s'accroissent dans la station 2, comme dans les stations profondes, d'octobre à décembre et, dans la station 1 d'octobre à mars. Les densités diminuent en mai 1981, et dans la station 2 la présence de pontes indique qu'une reproduction sexuée a déjà eu lieu à cette date.

Dans les stations 3 et 6, les effectifs sont beaucoup plus faibles et plus stables. Les fortes densités automnales ou hivernales observées dans les autres milieux n'apparaissent pas. On trouve cependant des cocons en août et en septembre dans la station 3.

Des études sur la biologie des Tubificidae ont indiqué que la qualité de la nourriture disponible est un facteur limitant. (BRINKHURST et JAMIESON, 1971).

En fait, la texture granulométrique du sédiment est un élément important dans leur alimentation. Les fractions fines où se dépose de la matière organique exogène et où se développe une microflore active possèdent un potentiel énergétique plus important que les sédiments grossiers chargés en éléments inorganiques inertes, microorganismes et algues épilithiques non digérés par les oligochètes. Toutes les espèces de Tubificidae étudiées par JUGET (1979) absorbent préférentiellement des colloïdes, des argiles et des limons mais sont également capables d'ingérer des sables fins (50-200 μm). Le caractère eurytope de certaines espèces peut être expliqué par cette capacité à exploiter la matière organique contenue dans divers types de sédiments. Cependant il est certain que les sédiments fins des zones profondes constituent des supports privilégiés pour l'alimentation des Tubificidae.

Les bactéries constituent une part importante de leur régime alimentaire, ainsi WAVRE et BRINKHURST (1971) ont montré une réduction de l'abondance des bactéries dans le sédiment exploité par les Tubifex et les Limnodrilus (dominants dans notre milieu). De plus, ces oligochètes sélectionneraient les bactéries ingérées puisque ces auteurs constatent une diminution de la variété des bactéries dans les fèces par rapport à celle notée dans la vase. Les bactéries non digérées qui survivent après le passage dans le tube digestif sont différentes pour chaque espèce de Tubificidae. La spécialisation des vers dans la digestion d'un type de bactérie expliquerait d'après ces auteurs, la cohabitation de plusieurs espèces qui se nourrissent de la même façon du même sédiment mais en retirant une fraction différente de la nourriture qu'il contient. Lorsque les sédiments sont très riches en matière organique, l'abondance des Tubificidae est d'autant plus grande que les autres espèces ont disparu. Dans les eaux polysaprobies, la faune est limitée à un tapis de Tubificidae qui joue un rôle essentiel dans les processus de dégradation de la matière organique qui aboutit à la reminéralisation des détritiques.

Les conditions du milieu qui correspondent à un développement massif de Tubificidae, se caractérisent par un grand dépôt de détritiques mais aussi par la disponibilité d'un taux minimum d'oxygène à l'interface eau-sédiment (CASPER, 1980). Ainsi la densité des populations n'est pas seulement couplée avec le degré de saprobie : le nombre de Tubificidae dans les lacs eutrophes est souvent moindre que la quantité de matériel organique le laisserait supposer, car les conditions polysaprobies sont généralement couplées avec la réduction de la quantité d'oxygène.

Dans le lac de Serre-Ponçon, l'oxygénation de l'eau reste suffisamment importante toute l'année pour ne pas être considérée comme un facteur limitant pour ces populations. Mais on peut supposer que les périodes de grande abondance des oligochètes, dans notre lac, sont liées avec les périodes où la sédimentation des éléments organiques assimilables par les Tubificidae est importante, bien que les effectifs n'atteignent pas des valeurs du même ordre que celles observées dans les milieux polysaprobies.

(où ils peuvent atteindre 800 000 ind./m²; CASPERS, 1980).

Les conditions que nous venons d'énumérer rendent tout à fait compte de la densité élevée des oligochètes dans les zones profondes (stations 4 et 5). Ils trouvent en effet dans ces zones, l'accumulation de trois conditions favorables : une texture granulométrique fine, une teneur en oxygène dissous proche de la saturation indépendamment de la profondeur, une faible compétition vis à vis des autres composants de benthos notamment des chironomides qui se cantonnent dans des zones moins profondes.

Les variations saisonnières observées à Serre-Ponçon n'ont pas de corrélations avec les variations de température, d'oxygène et du nombre de bactéries. La seule information que nous pouvons tirer des fluctuations des oligochètes et de leur environnement résulte d'une corrélation très forte dans la station 5 (qui correspond à leur biotope optimum) entre les oligochètes et le phytoplancton ($r = 0,72^+$). Cette corrélation est en outre validée par la synchronisation remarquable entre les pics de phytoplancton et des oligochètes et les chutes simultanées survenues en juin et en décembre (fig.45). On retrouve également cette corrélation dans la station 6 ($r = 0,89^{+++}$). Cependant on ne la retrouve pas dans la station 2 où l'accroissement du phytoplancton ne produit aucun effet sur les oligochètes qui augmentent brutalement en décembre, postérieurement à la chute du phytoplancton, mais simultanément avec l'arrivée des chironomides herbivores et détritivores dans cette station. On est tenté de lier à un même phénomène, l'arrivée synchrone et tardive des oligochètes et des chironomides dans cette station.

La relation entre les oligochètes et le phytoplancton ne traduit pas une consommation directe, mais le phytoplancton constitue lors de sa sédimentation un apport de matière organique qui permet le développement d'une population bactérienne qui est elle consommée par les oligochètes.

3.2.4. Evolution pluriannuelle du macrobenthos

Dans la station 1 (Savines bord), le macrobenthos (composé principalement de chironomides) est plus abondant en hiver (décembre-janvier). Cependant durant l'hiver 1980-1981, les populations de chironomides (Tanypodinae, Chironomini et Tanytarsini) et d'oligochètes sont devenues beaucoup plus abondantes que l'hiver précédent (fig. 63).

Dans la station 2, pour les trois cycles annuels, le macrobenthos est aussi bien représenté par les oligochètes que par les chironomides. Pour ces deux groupes, les fluctuations d'abondance semblent s'effectuer à peu près de la même manière. Les effectifs sont beaucoup plus importants en période froide de novembre à mars et deviennent très faibles en période de réchauffement des eaux, de juin à septembre-octobre (fig. 64).

Dans la station 3, le marnage important en hiver 1980 a rendu l'accès à cette zone impossible, et ne nous permet pas de savoir si les considérables effectifs de chironomides (+ 58000 ind./m²) qui ont été trouvés en hiver 80-81 constituent une situation nouvelle cette année là comme c'est le cas dans la station 1.

Dans la station 4, les oligochètes dominent le peuplement macrobenthique, généralement les populations semblent s'accroître dans cette zone de novembre à décembre (1979 et 1980). Pour les deux cycles annuels, les chutes d'effectifs s'observent en septembre-octobre et en mai pour les oligochètes, et en octobre et en juin-juillet pour les chironomides. Les effectifs du macrobenthos augmentent durant l'hiver 80-81 par rapport à l'hiver précédent, cet accroissement est dû aux populations d'oligochètes, de tanytarsini et de chironomini (fig. 65).

Dans la station 5, durant trois cycles annuels, le peuplement est largement dominé par les oligochètes qui déterminent à eux seuls, les grandes variations saisonnières (fig. 66). Durant l'hiver 1978-1979, les effectifs d'oligochètes sont restés très faibles puis, comme dans les autres stations, les densités sont maximales en période froide: de novembre à mars en 1979-1980 et en 1980-1981.

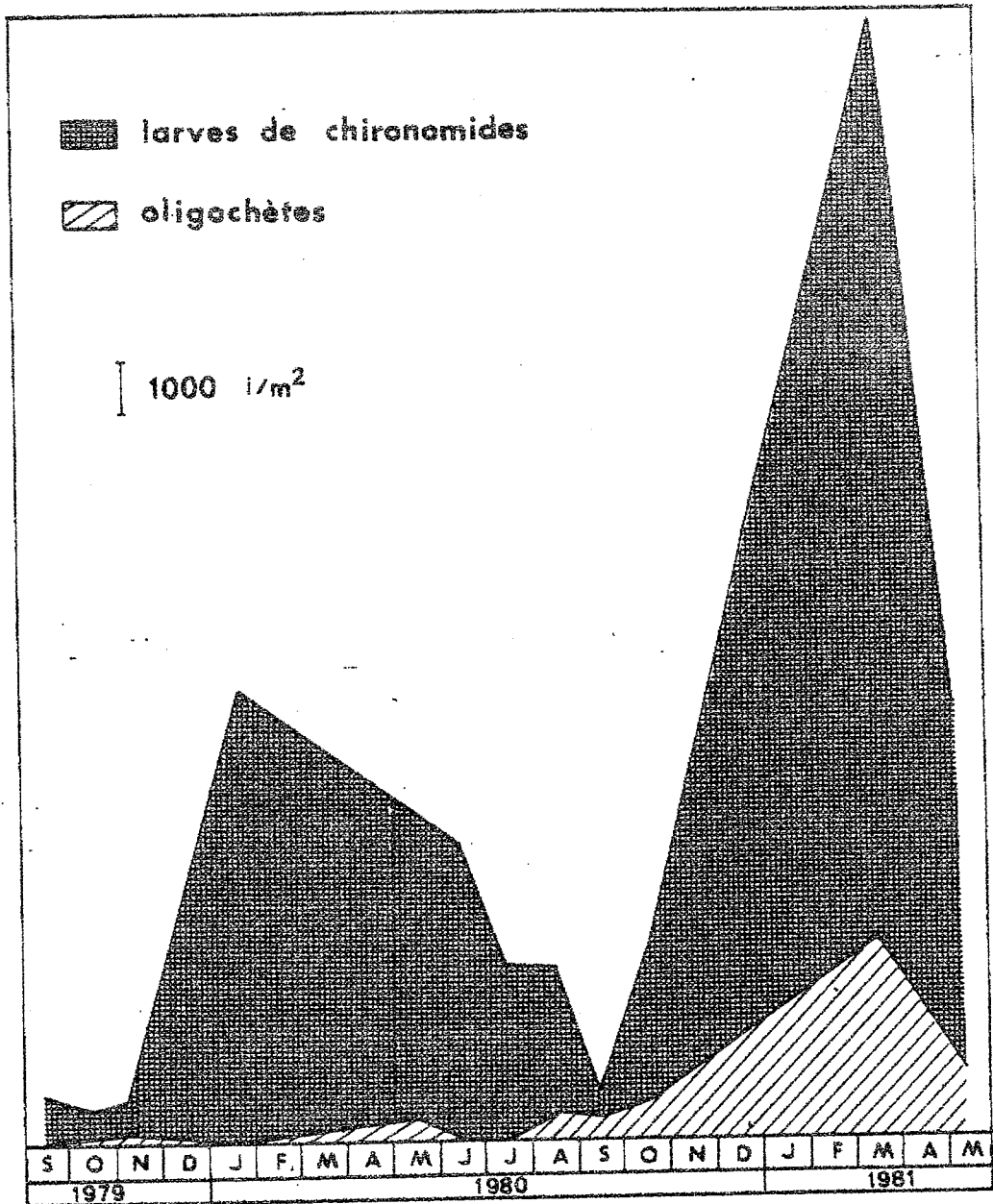


FIGURE 63 : EVOLUTION PLURIANNUELLE DU MACROBENTHOS
STATION 1

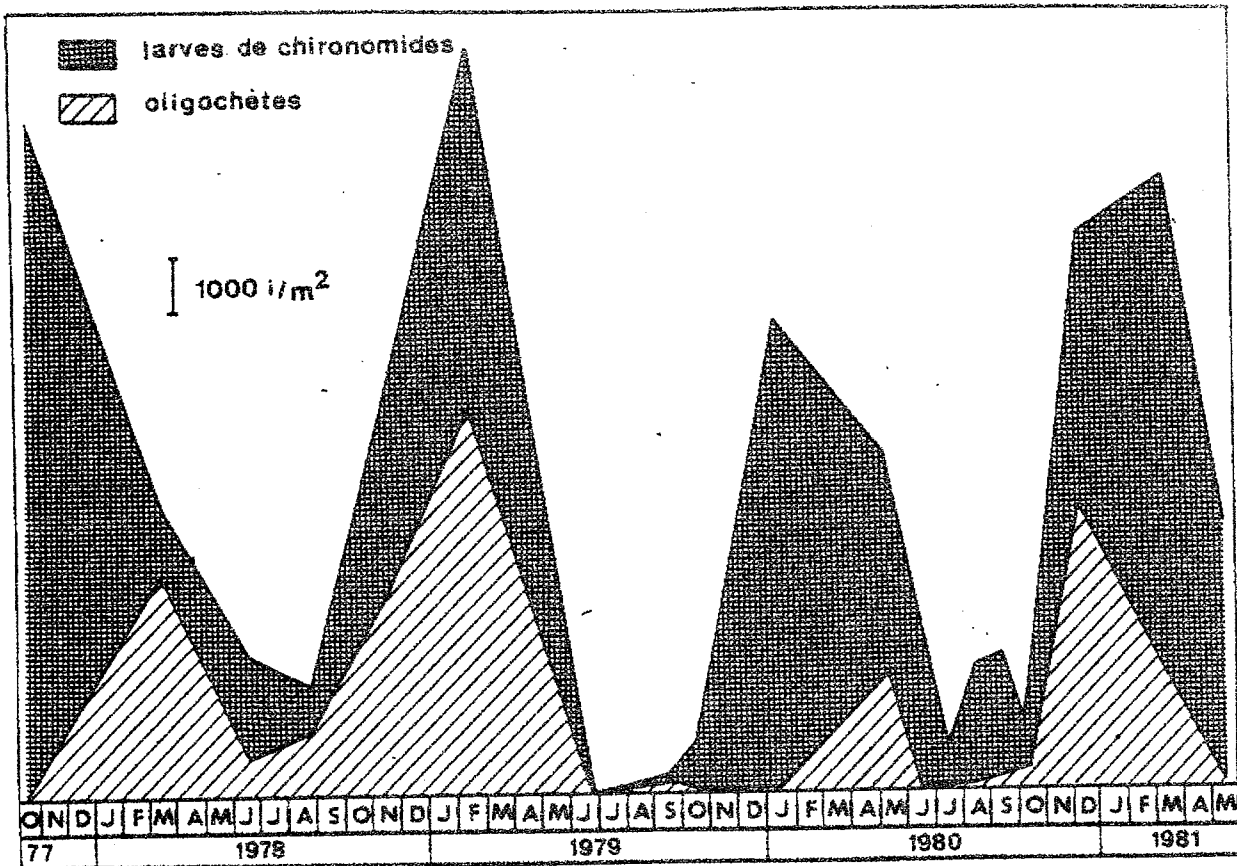


FIGURE - 64 : EVOLUTION PLURIANNUELLE DU MACROBENTHOS

STATION 2

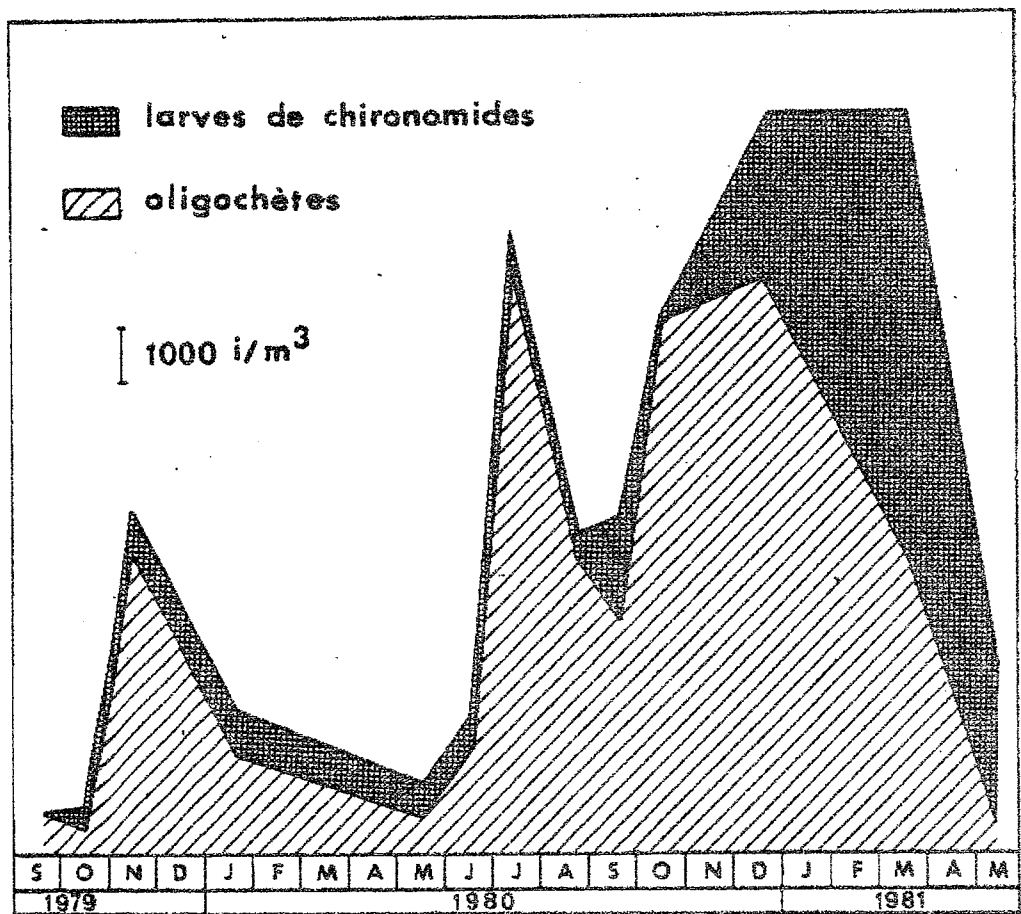


FIGURE 65 : EVOLUTION PLURIANNUELLE DU MACROBENTHOS

STATION 4

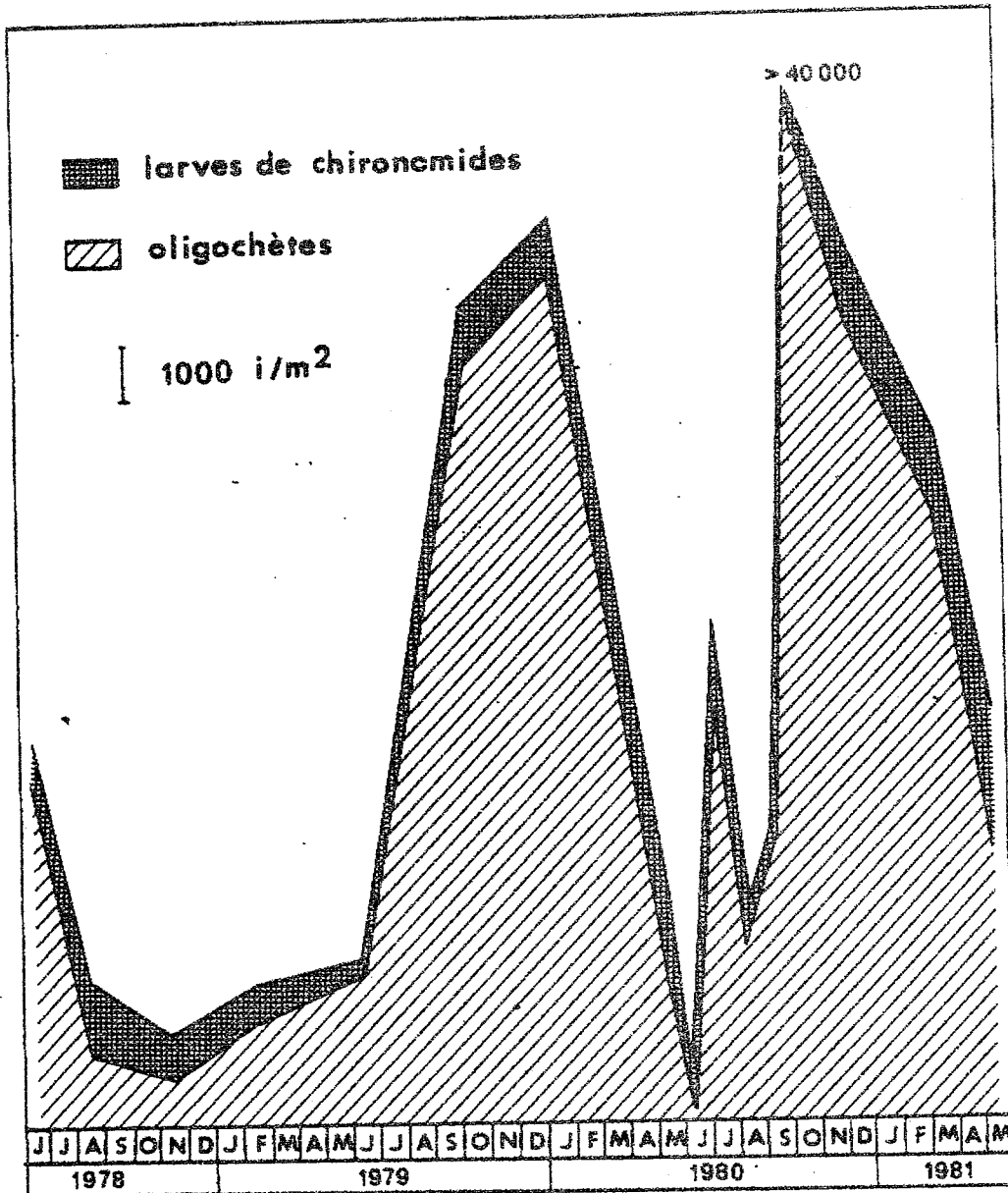


FIGURE 66 : EVOLUTION PLURIANNUELLE DU MACROBENTHOS
STATION 5

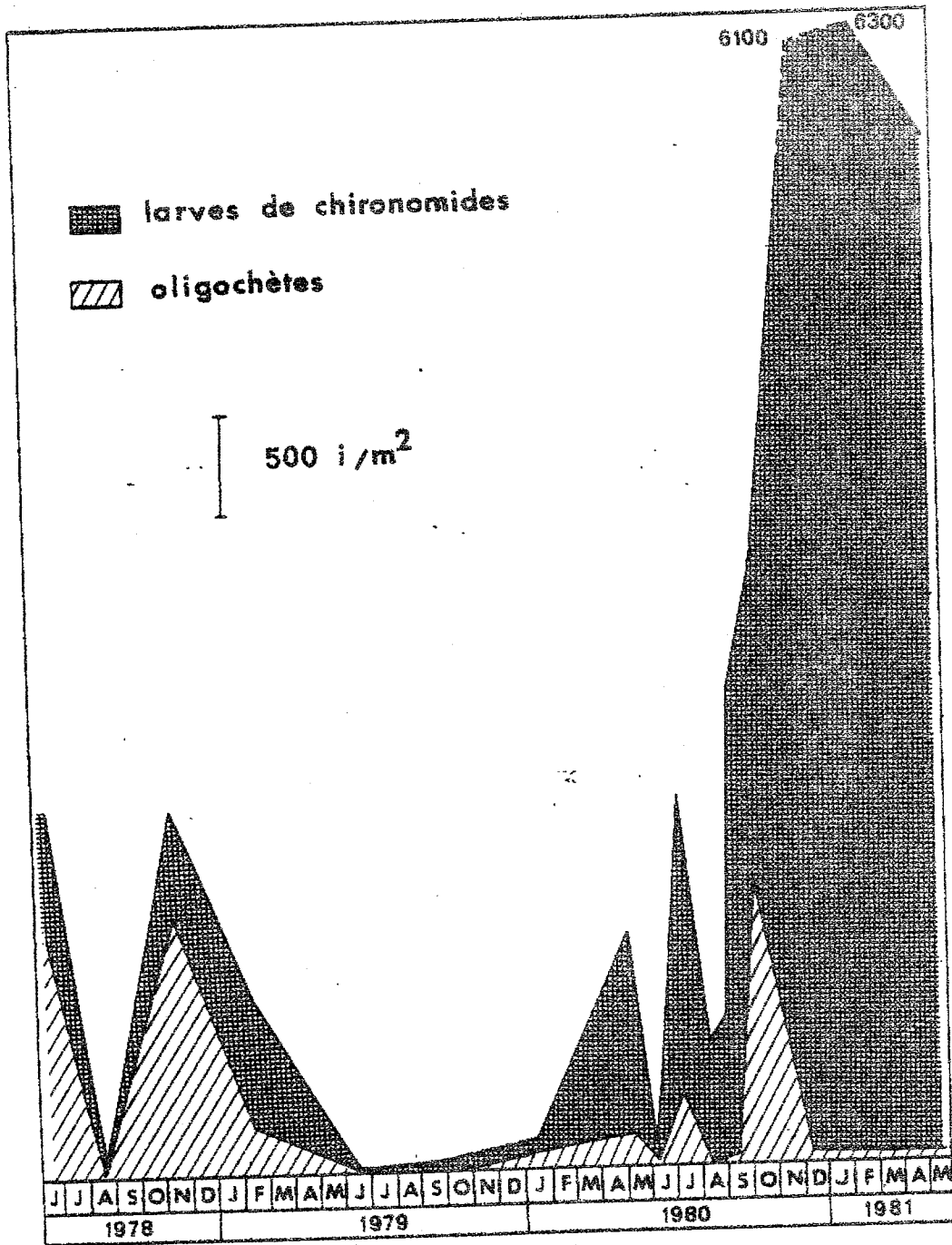


FIGURE 67: EVOLUTION PLURIANNUELLE DU MACROBENTHOS

STATION 6

Les populations d'oligochètes ont subi dans cette station un accroissement très important de leurs effectifs de septembre à octobre 1980 (39 000 ind/m² en octobre 1980, pour 14 000 ind/m² en octobre 1979).

Dans la station 6, le peuplement macrobenthique est dominé par les chironomides, les fluctuations des densités sont très variables durant les trois cycles annuels (fig. 67). De fortes réductions d'effectifs, dues à une disparition simultanée des chironomides et des oligochètes, sont observées de juillet 1979 à janvier 1980. Les densités maximales se rencontrent de novembre 1978 à janvier 1979 (accroissement conjoint des oligochètes et des chironomides) et surtout de septembre 1980 à mai 1981 du fait de l'augmentation importante des effectifs de chironomides (Tanypodinae et chironomini).

Les fluctuations des populations sur plusieurs cycles annuels, montrent que dans l'ensemble des stations, les populations automnales et hivernales sont beaucoup plus abondantes grâce à l'accroissement des populations de chironomides et d'oligochètes. Les importantes baisses d'effectifs sont observées de juin à septembre avec des variations propres à chaque station (recolonisation estivale par les larves de chironomides dans les stations 1, 2 et 6, pic des oligochètes en juillet dans les stations 4 et 5).

Excepté dans la station 2, le macrobenthos est devenu beaucoup plus abondant en automne et en hiver 1980-1981 par rapport aux autres années. Cet accroissement important est provoqué par les chironomides dans la station 1 et dans la station 6 (Savines bord et Ubaye), par les oligochètes dans la station 5 (Barrage).

Dans la station 2, bien que les populations macrobenthiques évoluent de la même manière durant les trois cycles annuels (effectifs peu élevés et densités de chironomides toujours supérieures à celles des oligochètes), en hiver 80-81, les proportions de Tanytarsini et de Chironomini (détritivores et filtreurs) augmentent par rapport à celle des Tanypodinae (prédateurs) ce qui signale, comme l'accroissement des chironomides et des oligochètes dans les autres stations, un enrichissement des fonds en matériels nutritifs.

3.2.5. Discussion

L'accroissement des effectifs des différents groupes composant le benthos, est fortement influencé par la modification du niveau de trophie dans les fonds qui apparaît dès l'automne consécutivement au bloom phytoplanctonique d'octobre 1980. Cette relation est moins nette pour les Tanypodinae prédateurs qui bénéficient durant l'année des vagues d'abondance successives des proies potentielles, et très probablement comme cela semble être apparu dans l'étude de la dispersion (NINO, 1982), pourraient profiter de l'abondance toujours importante des formes planctoniques en repos dans les fonds.

Les relations entre le développement des communautés benthiques et la production primaire dans la colonne d'eau sont observées par de nombreux auteurs mais on sait que plus un lac est grand, plus la production primaire doit être importante pour accroître le niveau de trophie dans les fonds. Ainsi SEATHER (1980) signale que de nombreux lacs très profonds sont considérés comme oligotrophes au vu de leur communauté benthique alors qu'au niveau pélagique ils sont assimilables à des milieux mésotrophes ou eutrophes. En fait la morphométrie des lacs est un facteur dominant de la relation entre production primaire dans la colonne d'eau et biomasse benthique. De plus, dans les lacs où le renouvellement d'eau est rapide la production primaire est relativement importante par rapport aux densités benthiques car une grande partie de la biomasse algale est entraînée avant d'atteindre les fonds.

La morphométrie de la retenue de Serre-Ponçon, qui est un lac de grande profondeur et, la gestion du barrage qui pompe durant une partie de l'année de grandes quantités d'eau entraînant un renouvellement rapide de la masse d'eau et un courant de fond, constituent des facteurs limitants des populations macrobenthiques en diminuant la quantité d'algues qui arrivent au fond.

Le développement des populations phytoplanctoniques durant la période qui s'étend d'août à octobre serait favorisé par le fait que le barrage est à sa côte maximale et que son exploitation réduite offre une plus grande stabilité à la masse d'eau. Le pic de phytoplancton en octobre dans toutes les stations est probablement

associé à un apport de nutriments par le lessivage du bassin versant lors des pluies automnales. Cet enrichissement de la biomasse phytoplanctonique dans la colonne d'eau a des conséquences différentes au niveau des populations benthiques :

- il provoque, dans un premier temps, une diminution des effectifs de chironomides en accélérant la fin de leur croissance larvaire ce qui accentue la synchronisation des émergences, puis un effet secondaire, associé au repeuplement par de jeunes larves qui trouveront durant l'hiver un potentiel nutritionnel résultant de dépôts accumulés en septembre et en octobre.

- il provoque plus directement un accroissement important des populations d'oligochètes qui peuvent profiter en l'occurrence de la disparition des chironomides (émergence); cet accroissement est d'autant plus important dans les stations profondes où les chironomides sont moins abondants.

La réduction brutale des populations phytoplanctoniques en décembre serait directement liée à l'augmentation du débit pompé par le barrage à partir d'octobre qui entraîne d'octobre à décembre une baisse de niveau de l'eau de la côte 780 à la côte 765.

Inversement durant les mois de janvier à mars, le niveau de l'eau est stabilisé à sa côte minimale (760) ce qui permet aux populations phytoplanctoniques de se développer de nouveau dans les stations 5 et 6.

Le développement du phytoplancton est moins apparent dans la station 2 que dans les autres stations. En effet la station 2 est à son niveau minimal à cette époque (22 m de profondeur pour 43 m en général) et présente un accroissement important des populations zooplanctoniques (daphnies et cyclopidés) qui se produit aux dépens de la biomasse algale.

Il est tout à fait probable que ce brusque apport de matières organiques qui va sédimenter au fond en mars, permet aux populations benthiques qui avaient dû se contenter tout l'hiver des éléments apportés par le bloom précédent, de se développer :

Cet apport explique :

- l'accroissement des effectifs de chironomides du 4ème stade larvaire que nous attribuons au vieillissement de la population,
- les émergences importantes pour l'ensemble des genres de chironomides dès la fin du mois de mars.

Nous sommes conduits à émettre l'hypothèse que les cycles vitaux des populations benthiques (reproduction sexuée ou asexuée des oligochètes, rythme des émergences des chironomides) ne sont pas synchronisés uniquement par des facteurs saisonniers naturels mais aussi par des facteurs artificiels dépendant du rythme d'exploitation du lac. Nous serions alors dans le cas d'un milieu artificiel dont la production biotique est contrôlée par des "catastrophes cycliques" provoquées par la gestion de l'homme.

--oO§Oo--

CONCLUSION

Le lac de Serre-Ponçon se distingue des lacs de taille comparable par l'absence de thermocline estivale. Cela résulte en partie de la double alimentation de la retenue, des vents fréquents qui créent de nombreux courants et de la localisation profonde de la prise d'eau du barrage. Le mélange quasi-permanent des eaux entraîne une oxygénation importante des couches profondes, facteur primordial en regard de l'eutrophisation.

En effet, on peut assister à une eutrophisation rapide à la suite d'apports importants de sels nutritifs conduisant à une prolifération algale anormale, cependant, si les algues, après leur mort sont minéralisées en peu de temps grâce à une réserve d'oxygène hypolimnique, le milieu sera riche sans être eutrophe.

Les sels nutritifs représentent le point de départ de la chaîne trophique. Il fallait donc chercher leurs sources sur le bassin versant du lac de Serre-Ponçon. La charge en azote provient à la fois de sources diffuses (39%) et ponctuelles (61%), la charge en phosphore, essentiellement de sources ponctuelles (88%). Le bassin versant étant peu peuplé et peu cultivé, l'élevage semble être le principal facteur d'apports en moyenne sur l'année. Seules les périodes estivales sont critiques à cause de l'afflux touristique (la population est trois à cinq fois plus nombreuse en été).

Néanmoins, il convient de tenir compte de l'autoépuration qui a lieu avant l'arrivée de ces charges dans le lac. On a distingué, d'une part les apports qui transitent par la Durance et l'Ubaye et, d'autre part ceux qui parviennent plus ou moins directement dans la retenue. En effet, les charges provenant du bassin versant de la Durance et de l'Ubaye subissent une autoépuration importante. Cela est apparu clairement dans le cas de l'Ubaye qui a été suivi tout particulièrement, les risques de pollution étant à priori plus importants (station de ski, campings). Malgré les valeurs plus élevées des différents paramètres chimiques à l'aval immédiat de Barcelonnette et de Praloup, les eaux redeviennent de bonne qualité en quelques kilomètres.

Ainsi, bien qu'on ait traité différemment les sous-bassins Durance et Ubaye puis le sous-bassin Serre-Ponçon, les charges provenant des deux premiers sous-bassins sont sans doute encore surestimées. Ce sont donc essentiellement les apports des abords du lac qu'il convient de surveiller, la densité de charges étant plus grande (cultures, élevage, tourisme estival), et leur épuration limitée au transit dans le sol.

Enfin, l'impact de la fraction des sels nutritifs qui parvient au lac est modifié :

- par la forme sous laquelle ils se présentent (biologiquement assimilables ou non),

- par la grande capacité du lac qui augmente la dilution,

- par le taux d'oxygène important qui permet à la minéralisation d'être rapidement réalisée et au sédiment de fonctionner en tant que piège à phosphore (et non comme source par relargage).

La faible quantité de phosphates dissous trouvée dans l'eau du lac de Serre-Ponçon peut résulter de l'équilibre production consommation qui s'est maintenu durant les trois années d'étude, le phosphore apporté ou relargué (par le zooplancton par exemple) étant immédiatement consommé.

L'étude du cycle annuel 1980-81 donne l'image d'un lac assez stable. On peut distinguer deux périodes de bon fonctionnement de la retenue :

- le marnage de novembre à mars,

- les hautes eaux d'avril-mai à octobre.

En revanche, la crue qui sépare ces deux périodes constitue une perturbation importante pour les organismes planctoniques, son intensité et ses effets variant d'une année à l'autre.

L'étude qui a porté sur trois cycles annuels a montré que le lac traverse des périodes où il passe à l'état mésotrophe en été mais revient rapidement à un état oligotrophe dès l'hiver suivant.

Les paramètres chimiques ne permettent pas de caractériser l'état trophique de la retenue de Serre-Ponçon; une étude pluridisciplinaire est donc nécessaire pour prévoir son évolution. Cependant, la présence constante d'oxygène au fond montre que la capacité limite d'assimilation de la retenue n'est pas atteinte.

L'étude des variations spatio-temporelles de la densité, de la biomasse, de la composition spécifique et des cycles biologiques des principales espèces montre les relations étroites entre les zooplanctontes et l'état trophique du lac.

Dans l'espace, la répartition horizontale du peuplement est hétérogène. Au niveau de l'arrivée des rivières, zone encore soumise au courant néfaste au plancton, la densité est très faible. A quelques centaines de mètres de cette arrivée, la densité planctonique est maximale. Les apports en nutriments de la rivière favorisent le développement phytoplanctonique qui assure une nourriture suffisante aux zooplanctontes. Au fur et à mesure que la masse d'eau circule vers le barrage les nutriments sont consommés et la production phyto et zooplanctonique diminuent.

De même, les proportions des différentes espèces varient dans l'espace avec, dans la zone la plus riche, une meilleure représentation des cyclopidés toute l'année et de plus fortes densités pour les rotifères, au printemps. C'est aussi à ce niveau que se récolte le plus grand nombre d'espèces compagnes avec en particulier Bosmina longirostris, Ceriodaphnia pulchella et de nombreuses espèces de rotifères.

Enfin, pour les copépodes le nombre de générations décomptées pour l'année 1980 est plus élevé en queue de retenue que près du barrage (respectivement 4 et 2 pour Cyclops vicinus vicinus, 5 et 3 pour Acanthodiaptomus denticornis).

Ces données permettent d'interpréter les variations enregistrées au niveau du zooplancton, entre 1979 et 1980-1981, comme une réponse à une augmentation de la productivité biologique générale due à une augmentation des apports en nutriments.

Cet enrichissement est difficilement quantifiable au niveau des paramètres physiques et chimiques, mais nettement marqué pour les compartiments biotiques, phyto et zooplancton en particulier. Il se manifeste par une augmentation des densités et biomasses globales pour les deux peuplements et des variations importantes dans leur composition spécifique et dans les cycles biologiques des espèces de crustacés dominantes.

des modifications des communautés benthiques.

Nous avons ainsi trouvé dans les deux branches du lac une évolution similaire du benthos qui se traduit par un processus commun : le peuplement évolue de l'amont vers l'aval en relation avec l'éloignement des queues du lac et des berges et avec l'accroissement de la profondeur, ce qui se traduit par une raréfaction progressive des espèces de chironomides et par l'accroissement des effectifs d'oligochètes. Cette évolution nous a permis de définir 3 grands ensembles dans le lac sur la base de leur peuplement benthique :

- . Les zones profondes (supérieures à 70 m) à méiobenthos dominant et oligochètes abondants.
- . Les zones moyennement profondes dominées aussi par le méiobenthos, mais dont le peuplement macrobenthique est équitablement partagé entre les oligochètes et les chironomides.
- . Les zones littorales à macrobenthos dominant et dont le peuplement de chironomides est dense et très diversifié.

Les modifications qui peuvent intervenir par rapport à ce schéma général résultent soit de contaminations entre stations proches, soit d'un isolement géographique partiel dont bénéficient certains rares biotopes comme la baie Saint Michel.

La modification du peuplement benthique de l'amont vers l'aval reproduit la diminution progressive des apports du bassin versant, qu'il s'agisse directement d'apports de faune ou indirectement des apports trophiques, débris végétaux d'origine terrestre et sels nutritifs apportés par le lessivage des sols. En effet les populations littorales de chironomides, surtout situées en queue de retenue, sont renouvelées par les pontes déposées près des berges et par les larves apportées par la dérive, elles trouvent sur place une quantité importante de débris végétaux d'origine terrestre et de périphyton. Les oligochètes dans les zones profondes ont une origine totalement autochtone et trouvent sur place la nourriture qui leur convient grâce aux bactéries associées aux débris organiques qui sédimentent à partir du milieu pélagique. On a donc dans la zone littorale du lac un peuplement fortement influencé par la faune allochtone et par les apports exogènes alors que, dans les zones profondes, se

structure un cycle trophique propre au lac. Les zones moyennement profondes constituent une étape intermédiaire.

L'abondance des Tubificidae dans les grands fonds laisserait supposer un système en voie d'eutrophisation, mais il semble en fait, comme l'indique la persistance de certains chironomes (Tanytarsus, Monodiamesa) qui sont de bons indicateurs de trophie que l'écosystème benthique des zones profondes soit oligotrophe. On peut penser que les oligochètes voient leur développement facilité par l'absence de compétiteurs, du fait de la faible extension des chironomides dans ces milieux et par la bonne oxygénation des fonds entretenue par les courants de passage de l'Ubaye et de la Durance.

Le "couloir de l'Ubaye", bien que présentant une évolution similaire à celle de la branche Durance possède des peuplements peu abondants en raison de sa structure encaissée, qui réduit la zone euphotique et, par là même le développement du phytoplancton, et des quantités importantes de colloïdes transportées par la rivière, qui se déposent dans cette branche du lac.

Les fluctuations saisonnières des abondances des espèces benthiques semblent conditionnées par le rythme de la production primaire dans la colonne d'eau. En fait, le développement du phytoplancton est limité par deux éléments majeurs de cet écosystème qui sont la vidange partielle du lac en hiver et les crues de printemps. Ces deux phases d'instabilité entraînent un renouvellement rapide de la masse d'eau qui diminue les apports trophiques dans les fonds soit directement par le turbinage, soit indirectement en réduisant la photosynthèse par l'importance des particules en suspension transportées lors des crues.

Le rythme d'exploitation du barrage qui nécessite l'utilisation de grandes quantités d'eau du lac au moment où les apports sont retenus dans le bassin versant sous forme de neige a un autre effet plus direct sur les populations benthiques à travers l'exondation des zones littorales qui peut atteindre un tiers de la superficie du lac. Les oligochètes peu abondants dans ces zones sont peu perturbés par ces phénomènes et y survivent par des capacités connues d'enfouissement sur des profondeurs pouvant atteindre 10 à 15 cm. L'impact essentiel porte sur les chironomides qui constituent le peuplement dominant des zones littorales.

Avant la deuxième guerre mondiale et l'époque industrielle, l'évolution vers l'eutrophisation des lacs naturels se faisait à l'échelle des siècles. Or, depuis l'augmentation des charges parvenant aux lacs, les processus d'eutrophisation s'accélérent et ce phénomène naturel est devenu une pollution. Il est possible que l'évolution de certains lacs de barrage vers l'état eutrophe soit aujourd'hui plus lente que celle des lacs naturels. Les retenues qui reçoivent également des charges polluantes accrues bénéficient d'un temps de renouvellement rapide de l'eau qui augmente le phénomène de dilution et maintient la teneur en oxygène à un niveau élevé. De plus, une partie des dépôts en voie de minéralisation est évacuée par le turbinage ce qui constitue une "économie" d'oxygène (surtout dans le cas de Serre-Ponçon où la prise d'eau est très profonde).

Il semble donc que pour un lac de barrage l'évolution vers le comblement soit plus à craindre que l'eutrophisation rapide, bien que, là encore, Serre-Ponçon paraisse se combler plus lentement que prévu.

Enfin, trois années représentent une période trop courte pour étudier un lac d'une telle importance. Seul un suivi permettrait de prévoir son évolution à plus long terme.

- ARMITAGE (P.D.) 1971 - Some aspects of the ecology of Pagastiella orophila (Diptera, Chironominae) in the lake Kuusijarvi in the south of Finland. Can.Ent., 103, 306-310.
- BAGARRY (C.) 1982 - Contribution à l'étude des paramètres physiques et chimiques d'un lac de barrage : la retenue de Serre-Ponçon. Thèse de 3ème cycle. Université de Provence. Marseille. 141 p.
- BERTRU (G.) 1975 - Etude physico-chimique et microbiologique des échanges sédiments-eau ; influence sur la trophie du système et la périodicité du phytoplancton. Thèse Doct.D'Etat. Univ. Rennes : 243 p.
- BONOMI (G.) 1979 - Ponderal production of Tubifex tubifex Müller and Limnodrilus hoffmeisteri Claparède (Oligochaeta, tubificidae), benthic cohabitants of an artificial lake. Boll.Zool., 46, 153-161.
- BOSE (P.) et coll. 1971 - Solubilization of tricalcium phosphate by blue green algae. Current Sci.India, 40 (7) : 165-166.
- BOULDIN (D.R.), JOHNSON (A.H.) and LAUER (D.A.) 1975 - The influence of human activity on the export of phosphorus and nitrate from Fall Creek. Chap.3 : Transport in streams in : Nitrogen and phosphorus food production, waste and the environment. Keith S.Porter, Ed. Ann Arbor Science : 61-120.
- BRESSAC (Y.) 1982 - Contribution à l'étude du peuplement zooplanctonique d'un lac de barrage : la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon. Thèse 3ème cycle Aix-Marseille I : 153 p.
- BRINKHURST, (R.O.) 1970 - Distribution and abundance of Tubificid (Oligochaeta) species in Toronto Harbour lake, Ontario. J.Fish.Res.Bd.Can., 27, 1961-1969.
- CANFIELD (D.E. Jr.) and BACHMANN (R.W.) 1961 - Prediction of Total Phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi Depths in Natural and Artificial Lakes. Can.J.Fish.Aquat.Sci.
- CARIGNAN (R.) and FLETT (R.J.) 1981 - Post depositional mobility of phosphorus in lake sediments. Limnol.Oceanogr., 26 (2) : 361-362.

- CAPBLANC (J.) 1972 - Phytoplancton et productivité primaire de quelques lacs d'altitude dans les Pyrénées. Annls Limnol. 8 231-321.
- CASPERS (H.) 1980 - The relationship of saprobial conditions to massive populations of tubificids. in "Aquatic oligochaeta Biology", BRINKHURST, R.O., COOK, D.G. eds, Plenum Press, N.Y. London, 503-505.
- CHASSAING (B.) 1976 - Etude de l'interface eau-sédiment du lac Léman. Campagne 1976. Comm.internat.protect.eaux Léman contre poll.
- CHAMPEAU (A.) et coll. 1980 a - Etude hydrobiologique de la retenue hydro-électrique de Serre-Ponçon (Htes Alpes) : 1er cycle annuel. Rapport E.D.F. E.2271 : 125 p.
- CHAMPEAU (A.) et coll. 1980 b - Les retenues hydro-électriques du Verdon. Impact sur la rivière. Conséquences du marnage. Rapport Com.Faune-Flore Minis. Environ. : 98 p.
- CHAUVET (E.) 1981 - Eutrophisation du Haut-Aveyron. Thèse 3ème cycle Hydrobiologie.Toulouse.
- CLARK (W.M.) et COHEN (B.) 1923 - An analysis of the theoretical relations between reduction potentials and pH. Public Health Repts (U.S.) : 38, 666.
- COWELL (B.C.) 1970 - The influence of plankton discharges from an upstream reservoir on standing crops in a Missouri River reservoir. Limnol.and Oceanogr. 15 : 427-441.
- DANKS (H.V.) 1971 - Life history of *Einfeldia synchrona* (Diptera, chironomidae). Can.Ent., 103, 1597-1606.
- DEVAUX (J.) 1975-76 - Dynamique des populations phytoplanctoniques dans deux lacs du Massif Central français. Annales de la station biologique de Besse en Chandesse, 10 supplt.

- DORGELLO (J.) 1979 - Avoidance of the shore of Acanthodiptomus denticornis (wierzejski, 1887) in lake Pavin (Auvergne, France). Ann.Stn.Biol.Besse en Chandesse:197-208.
- DUPIN (B.), GIANI (N.) 1972 - Etude des populations benthiques d'un lac de haute montagne : le lac de Port-Bielh (2285m) (Hautes Pyrennées). Thèse de 3ème cycle, Université de Toulouse.
- DUSSART (B.H.) 1958 - Remarques sur le genre Cyclops s.str. (Crustacé, Copépode). Hydrobiologia, 10:263-292.
- DUSSART (B.) 1967 - Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome I : Calanoïdes et Harpacticides. Boubée et Cie 500 pp.
- DUSSART (B.) 1969 - Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale . Tome II : Cyclopoides et Biologie. Ed.N.Boubée et Cie. 292 p.
- ESTRADA (M.) 1978 - Relationships among biological and physicochemical parameters in Spanish reservoirs. Verh.Internat.Verein Limnol. 20 : 1642-1646.
- FAHRNI (H.P.) 1982 - Que peuvent supporter nos lacs ? Gas-Wasser-Abwasser 62.Jahrgang 1982 (3) : 122-134.
- FEUILLADE (S.) 1965 - Contribution à l'étude d'un lac de barrage : le lac de Vezins (Manche) - Thèse, Caen : 176 p.
- FORD (J.B.) 1959 - A study of larval growth, the number of instars and sexual differentiation in the chironomidae (Diptera). Proc.R.Ent.Soc.Lond. (A), 34, 151-160.
- GOLTERMAN (H.L.) 1973 - Vertical movement of Phosphate in freshwater in Environmental phosphorus handbook Wiley and sons ed.:509-537.
- GOLTERMAN (H.L.) 1973 - Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets:a contribution to the understanding of eutrophication. Water Research, 7 : 3-17.
- GOLTERMAN (H.L.) 1975 - The sediments and their importance, relative to the inflows, as a source of nutrients for the growth of algae. Proceedings of a symposium. The effects of storage on water quality.

- GREGOIRE (A.) 1981 - Contribution à l'étude hydrobiologique d'une rivière aménagée : le Verdon (Alpes de Hte-Provence) les lacs de barrage et les tronçons de cours d'eau à débit régulé. Thèse d'Etat Univ.de Provence. Marseille
- HAKKARI (L.) 1978 b - Interrelationships of phytoplankton and zooplankton production in some lakes of Central Finland. Verh.Internat.Verein.Limnol.20 : 905-909.
- HAMILTON (A.L.) 1965 - An analysis of a freshwater benthic community with special reference to the chironomidae. Ph.D.Thesis, University of British Columbia, Vancouver, B.C.
- HARTER (R.D.) 1968 - Adsorption of phosphorus by lake sediment. Soil Sci.Soc.Amer.Proc., 32 : 514-518.
- HERON (J.) 1961 - The seasonal variation of phosphate, silicate, and nitrate in waters of the English lake district. Limnol. Oceanogr., 6 : 338-346.
- HESSE (P.R.) 1973 - Phosphorus in lake sediments in Environmental phosphorus handbook. Wiley Interscience : 573-583.
- HILSENHOFF (W.L.) 1966 - The biology of Chironomus plumosus (Diptera Chironomidae) in lake Winnebago, Wisconsin. Ann.Entom.Soc.Am., 59: 465-473.
- HOOPER (F.F.) 1973 - Origin and Fate of organic Phosphorus Compounds in Aquatic systems in Environmental phosphorus handbook. Wiley Interscience : 179-201.
- ITASAKA (O.) and KOYAMA (M.) 1980 - Nutrients concentration in "An introduction to limnology of lake Biwa". Ed. by Syuiti Mori. Kyoto.
- JANICKI (A.J.), De COSTA (J.) et DAVIS (J.) 1979 - The midsummer crustacean plankton communities of seven small impoundments. Hydrobiol.64 (2) : 123-129.
- JAQUET (J.M.) 1978 - Formes du phosphore dans les sédiments lémaniques en 1978. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique : 310-317.
- JONASSON (P.M.) 1965 - Factors determining population size of Chironomus anthracinus in lake Esrom. Mitt.Int.Verein.Theor. Angew.Limnol., 13, 139-162.

- JONASSON (P.M.), KRISTIANSSEN (J.) 1967 - Primary and secondary production in lake Esrom. Growth of Chironomus anthracinus in relation to seasonal cycles of phytoplankton and dissolved oxygen. Int.Rev.Ges.Hydrobiol.Hydrogr., 52, 163-
- JUGET (T.) 1979 - La texture granulométrique des sédiments et le régime alimentaire des oligochètes limniques. Hydrobiol., 65, 145-154.
- KAJAK (Z.) 1980 - Role of invertebrate predators (mainly Procladius sp) in "Chironomidae ecology, systematics, cytology and physiology". MURRAY, D.A. ed, Pergamon Press, 339-348.
- KAJAK (Z.) DUSOGE (K.) 1971 - The regularities of vertical distribution of benthos in bottom sediments of three Masurian lakes. Ekol.Pol., 19 : 485-499.
- KAMP-NIELSEN (L.) HILLEROD, DENMARK 1974 - Mud-water exchange of phosphate and other ions in undisturbed sediment cores and factors affect the exchange rates. Arch.Hydrobiol., 73 (2) : 218-237.
- KENNEDY (C.R.) 1966 - The life history of Limnodrilus hoffmeisteri Claparède (Oligochaeta, Tubificidae) and its adaptive significance. Oikos, 17, 158-168.
- KURECK (A.) 1979 - Two circadian eclosion times in Chironomus thummi alternately selected with different temperatures. Oecol. 40, 311-323.
- KUNIMATSU (T.) and KITAMURA (G.) 1981 - Phosphorus balance of lake Biwa. Verh.Internat.Verein Limnol., 21 : 539-544.
- A voir LAIR (N.) 1975 - Rôle du zooplancton dans les réseaux trophiques de deux lacs du Massif Central français. Thèse d'Etat, Clermont-Ferrand : 166 p
- LAIR (N.) et coll. 1980 - Etude hydrobiologique de la retenue de Chastang. Doc.E.D.F. non publié.
- LAVILLE (M.) 1972 - Recherches écologiques sur les chironomides (Diptera) des lacs de montagne. Thèse de Doctorat d'Etat, Sciences, Toulouse.

- LEANER (M.A.), POTTER (D.W.B.) 1974 - The seasonal periodicity of emergence of insects from two ponds in Hertfordshire (Diptera, Nematocera). Hydrobiol., 44, 195-510.
- LEE (F.G.) 1973 - Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. Water Res., 7 : 111-128.
- LERMAN (A.) BRUNSKILL (G.J.) 1971 - Migration of major constituents from lake sediments into lake water and its bearing on lake water composition. Limnol.Oceanogr., 16 (6): 880-890.
- LIEBMAN (H.) 1962 - Handbuch der Frisabwas sir und abwasser Biologie.R. Oldenburg Verlay. Munchen.
Band. I : 1146 p. Band II : 580 p.
- Mc LACHLAN (A.J.) 1974 - Development of some lake ecosystems in tropical Afrika, with special reference to the invertebrates. Biol.Rev., 49, 365-397.
- MACPHERSON (L.B.), SINCLAIR (N.R.) an HAYES (F.R.) 1958 - Lake Water and Sediment III. The effect of pH on the Partition of Inorganic Phosphate Between Water and Oxidized Mud or Its Ash. Limnol.Oceanogr. 3 : 318-326.
- MAGADZA (C.H.D.) 1980 - The distribution of zooplankton in the Sanyati Bay, lake Kariba; a multivariate analysis. Hydrobiologia 70 : 57-67.
- MEYBECK (M.) 1971 - Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Thèse, Université de Paris VI : 245 p.
- MEYBECK (M.) 1972 - Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Verh.Internat.Verein Limnol. 18 : 442-453.
- MILLER (C.E.) 1955 - Soil Fertility. John Wiley and Sons. New-York : 436 p.
- NAKAJIMA (M.) NISHIMURA (H.) and KUMAGAI (M.) 1981 - Dynamics of phosphorus and nitrogen during algal blooms in a controlled ecosystem. Verh.Internat.Verein Limnol. 21 : 263-267.
- MOORE (J.W.) 1979 - Some factors influencing the distribution seasonal abundance and feeding of subarctic chironomidae. Arch.Hydrobiol., 85, 302-325.

- MORDUCHAI-BOLTOVSKOY (F.D.), SHILOVA (A.J.) 1955 - On the temporary planktonic modus vivendi of the larvae of Glyptotendipes. Dokl.Akad.Nauk.SSSR, 105, 163-165.
- MUNDIE (J.H.) 1956 - Emergence traps for aquatic insects. Mitt. Internat.Verein.Limnol., 7, 13 pp.
- NINO (A.) 1982 - La faune benthique du lac de barrage de Serre-Ponçon structure du peuplement, écologie des populations de chironomides. Thèse de 3ème cycle.Université de Provence, Marseille. 196 p
- NISBET (M.) et VERNEAUX (J.) 1970 - Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. Annales de Limnologie, 6 (2) : 161-190.
- OLIVER (D.R.) 1968 - Adaptations of arctic chironomidae. Ann.Zool. Fenn., 5, 111-118.
- OLIVER (D.R.) 1971 - Life history of the chironomidae. A.Rev.Ent., 16, 211-230.
- OMALY (N.) 1970 - Interprétation des formes major et minor d'Acanthodiptomus denticornis (WIERZEJSKI, 1887), d'après des observations suivies de cette espèce dans un lac de basse altitude (Tazenat, Puy-de-Dôme), C.R.Acad.Sci. 171 (12):983-986.
- ORIGGI (I.), De BERNARDI (R.) et GIUSSANI (G.) 1978 - Alcune osservazioni sulla comparsa di Cyclops vicinus ULJANIN (Crustacea, Copepoda) e sulla sua ecologia in alcuni laghi dell'Italia settentrionale. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 36 : 309-319.
- OTSUKI (A.) and WETZEL (R.G.) 1972 - Coprecipitation of phosphate with carbonates in a Marl lake. Limnol.Oceanogr., 17: 763-765.
- OSTERMOHL (H.) 1958 - Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik Mill.Intern. Verein Limnol. 9 : 1-38.

- PETR (T.) 1974 - Dynamics of benthic invertebrates in a tropical man-made lake (Volta Lake 1964-1968). Standing crop and bathymétrique distribution. Arch.Hydrobiol., 73,245-265.
- POMEROY (L.R.) 1960 - Residence Time of Dissolved Phosphate in Natural Waters.Science, 131: 1731-1732.
- RIGLER (F.H.) 1964 - The phosphorus fractions and the turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes. Limnol. Oceanogr.,9:511-518.
- SAETHER (O.A.) 1980 - The influence of eutrophication on deep lake benthic invertebrate communities. Prog.Wat.Tech. 12 : 161-180.
- SANDBERG (G.) 1969 - A quantitative study of chironomid distribution and emergence in lake Erken.Arch.Hydrobiol.suppl.,35:119-201.
- SAUNDERS (G.W.), TRAMA (F.B.) et BACHMANN (R.W.) 1962 - Evaluation of a modified ¹⁴C Technique for shipboard estimation of photosynthesis in large lakes. Great Lakes Div. Univ. of Michigan. Annls.Arbor. Publ., 8 : 1 -61.
- SERRA-TOSIO (B.) 1971 - Contribution à l'étude taxonomique, phylogénétique, biogéographique et écologique des Diamesini (Diptera,Chironomidae) d'Europe.Thèse d'Etat,Grenoble,CNRS.
- SERRUYA (C.),EDELSTEIN (M.),POLLINGHER (U.),SERRUYA (S.) 1974 - Lake Kinneret sediments : nutrient composition of the pore water and mud water exchanges. Limnol.Oceanogr., 19 (3):489-508.
- THIENEMANN (A.) 1954 - Chironomus Leben, Verbreitung, und Wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Die Binnengewässer, 20,834 pp.
- THOMAS (E.A.) 1973 - Phosphorus and entrophication in Environmental Phosphorus Handbook. John Wiley and Sons : 585-612.
- TOURENQ (J.N.) 1975 - Recherches écologiques sur les chironomides (Diptera) de Camargue. Thèse de Doctorat d'Etat, Toulouse.
- UZABIAGA (G.) 1978 - Morphométrie,Physico-chimie et phytoplancton de 3 lacs de barrage d'altitude des Pyrénées.Thèse d'Etat, Toulouse.

- VIDAL-CELMA (A.) 1969 - Evolution d'un lac de barrage dans ne N.E. de l'Espagne pendant les quatre premières années de service. Verh. Inter. Verein. Limnol., 17:191-200.
- VOLLENWEIDER (R.A.) 1969 - Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. Arch. Hydrobiol., 66:1-36.
- VOLLENWEIDER (R.A.) 1971 - 1ère édition 1968 -Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Rapport O.C.D.E., 192 p. (2ème ed.)
- WAVRE (M.), BRINKHURST (R.O.) 1971 - Interactions between some tubificid oligochaetes and bacteria found in the sediment of Toronto Harbour, Ontario. J. Res. Bd. Can., 28 : 335 -341.
- WILLIAMS (J.D.H.), JAQUET (J-M.), VERNET (J-P.) 1978 - Influence de rejets de deux stations d'épuration sur la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 40 (2) : 361-373.
- WILLIAMS (J.D.H.), JAQUET (J-M.), THOMAS (R.I.) 1976 - Forms of Phosphorus in the surficial sediments of lake Erie. J. Fish. Res. Board Can., 33 (3) : 413-429.
- YAMAGISHI (H.), FUKUHARA (H.) 1971 - Ecological studies on chironomids in lake Sowa. I. Population dynamics of two large chironomids. Oecol., 7 : 309-327.