Evolution saisonnière de la physico-chimie et du phytoplancton dans la retenue de Pareloup sur une longue période (1983-1998) : incidence d'une vidange totale

J.-M. Thébault¹

Mots-clés : phytoplancton, cycles physico-chimiques, réservoir, vidange, diatomées, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira*.

La retenue de Pareloup a été étudiée depuis 1983. En 1993, elle a été entièrement vidangée ce qui a permis d'étudier l'effet de cette perturbation sur l'écosystème. Ce papier fait la synthèse de l'ensemble des données recueillies depuis le début de l'étude, et décrit l'évolution avant et après la vidange, des variables physico-chimiques et du peuplement phytoplanctonique. Un suivi de 16 ans permet de s'affranchir des années exceptionnelles et de voir à long terme comment les conditions environnementales et l'écosystème évoluent. Les concentrations de nitrates ont augmenté en 1986 dans l'ensemble du bassin versant et dans la retenue. Elles sont en légère augmentation, ou stabilisées selon les entrées, les années suivantes. L'accroissement des concentrations de silice et de nitrates observées dans la retenue après la vidange ont pour origine l'augmentation des apports liée à trois années pluvieuses et non la vidange elle-même. Le fonctionnement de l'écosystème a été fortement perturbé l'année qui a suivi la vidange : disparition des espèces dominantes du phytoplancton et développement d'espèces jusqu'alors peu abondantes. L'écosystème a ensuite retrouvé son cycle initial dès 1995. La diminution du temps de séjour semble favoriser le développement des diatomées centrales (*Aulacoseira* sp.) au détriment d'*Asterionella formosa*. Compte tenu du rôle d'*A. formosa* dans le piégeage du phosphore par sédimentation, la dominance d'*Aulacoseira* certaines années pourrait perturber l'évolution estivale de la retenue.

Seasonal evolution of the physico-chemistry and the phytoplankton of Pareloup reservoir over a long period (1983-1998) : impact of total draining

Keywords : phytoplankton, physico-chemical cycles, dammed lake, draining, diatoms, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira*.

Lake Pareloup has been studied since 1983. In 1993 it was completely drained, providing an opportunity to study the effect of this disturbance on the ecosystem. This paper gives a synthesis of all data collected since the beginning of the study and describes the physico-chemical variables and phytoplankton population before, and subsequent to, drainage. The results of monitoring over a 16 year period provide a long-term overview of environmental conditions and ecosystem development, compensating for undue disturbance in data from exceptional years. Nitrate concentrations increased slightly in 1986 in the watershed and in the lake, but stabilised in the following years. The observed post-drainage increased concentrations of silica and nitrates in the lake is attributed to increased inflow during three years of exceptional rainfall and not to the drainage itself. Ecosystem function was strongly disturbed in the year following drainage, with the replacement of the dominant phytoplanktonic species by species previously not very abundant. The ecosystem reverted to its original condition from 1995. A reduction in residence time seems to favour the development of centric diatoms (*Aulacoseira* sp) to the detriment of *A. formosa*. Considering the role of *A. formosa* in trapping phosphorus by sedimentation, the dominance of *Aulacoseira* in some years could disrupt the summer seasonal evolution of the ecosystem.

---

1. Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, UMR C5567, Université Paul Sabatier, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse Cedex 04, France.

E-mail : thebault@cict.fr

1. Introduction

La retenue de Pareloup a été étudiée depuis 1983 à des fins de connaissance scientifique, ce qui a fait l'objet d'une convention de 4 ans (1986-1990) entre Électricité de France (EDF) et le Ministère de l'Environnement représenté par le Laboratoire d'Hydrobiologie de Toulouse (actuel CESAC : Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux).

Le réservoir de Pareloup a été vidangé en juin 1993. Cet événement en a fait un site idéal pour étudier l'effet d'une telle perturbation sur un écosystème lacustre à l'échelle de plusieurs années. Aussi, afin de comparer le fonctionnement de l'écosystème entre les dernières années précédant la vidange et les premières années suivant le remplissage, un programme d'étude et de recherche a été établi entre le Département Environnement de la DER d'EDF et le CESAC.

Ce papier fait le point sur l'ensemble des mesures qui ont été effectuées, dépouillées et traitées, sur la retenue de Pareloup et ses affluents depuis 1983 (depuis 1976 pour les débits). La physico-chimie de la retenue de Pont de Salars, mesurée depuis 1993, sera brièvement décrite car ses eaux alimentent Pareloup par la station de pompage de Bage.

2. Description de la retenue de Pareloup

La retenue de Pareloup est située dans le département de l'Aveyron, au sud-ouest du Massif Central (France). La superficie totale du bassin versant est de 168 km², dont les trois quarts sont destinés à l'élevage. Le lac de Pareloup est le réservoir culminant du complexe hydroélectrique du Pouget. La très grande capacité de cette retenue permet d'emmagasiner l'eau pendant les saisons de moindre besoin en électricité et de l'utiliser pendant les saisons de forte demande (principalement l'hiver). La cote du plan d'eau reste haute et stable en été, pendant la période touristique.

Outre les apports naturels du Vioulou, le principal affluent, et d'autres petits ruisseaux, la retenue reçoit l'eau des bassins versants du Viaur et du Bage, par l'intermédiaire des retenues de Pont de Salars (20 hm³) et de Bage (4 hm³), qui fonctionnent en vases communicants. La station de pompage de Bage (débit maximum 14 m³.s⁻¹), remonte ces apports sur les 98 m de dénivellation séparant Bage de Pareloup, avec un débit annuel moyen de 4,21 m³.s⁻¹. La conduite de Bage débouche dans le fond du lac à la cote 768 NGF (Niveau Général de la France).

L'eau stockée dans Pareloup est turbinée à l'usine d'Alrance (chute de 80 m, débit maximum 24 m³.s⁻¹)

puis, transite par le réservoir de Villefranche de Panat (11 hm³), et est restituée au Tarn à l'usine du Pouget qui exploite une chute de 461 m. Le lac est composé d'un corps principal orienté est-ouest correspondant à la vallée du Vioulou sur lequel est construit le barrage et de bras latéraux.

A la cote maximale (805 NGF), sa capacité totale est de 169 hm³ et la superficie de 12,6 km². En raison de sa forme très digitée, sa longueur de rive est considérable : 120 km. La profondeur maximale de la retenue à proximité du barrage est de 40 mètres. Elle diminue rapidement à 25 mètres au droit de l'ancien lit du Vioulou. L'essentiel du volume de la retenue est situé en surface, la capacité utile entre les cotes 775 et 805 NGF représentant 167,7 hm³. La profondeur moyenne est de 12,5 m et le centre de volume du lac est situé à 10 m.

Les sorties d'eau de Pareloup sont de deux sortes : le débit réservé du Vioulou, restitué par une vanne en pied de barrage, et le débit turbiné. Le débit réservé, prélevé à la cote 764 NGF, est faible (103 l.s⁻¹), alors que le débit turbiné prélevé dans le lac par une tour dont l'ouverture est comprise entre les cotes 775 NGF et 784 NGF, peut atteindre 24 m³.s⁻¹ (EDF 1994, Salençon & Thébault 1997).

La retenue a été entièrement vidée en 1993 afin d'effectuer une inspection réglementaire et des travaux d'entretien. L'évacuation s'est faite progressivement par turbinage, puis par le cours du Vioulou. On peut distinguer quatre phases : l'abaissement (novembre 1992-juin 1993), la vidange proprement dite (ouverture de la vanne de fond du 14 au 17 juin), la phase d'«à-sec» jusqu'au 17 septembre et la remise en eau jusqu'en mars 1994 (Merle et al. 1994).

3. Les apports du bassin versant et l'hydraulique

3.1. Traitement des données disponibles

Les données disponibles sont présentées dans le tableau 1. Les données manquantes de débit du Rieutord et du Connes ont été reconstituées à partir du débit du Vioulou et de la surface de leurs bassins versants respectifs. La comparaison des débits mesurés et estimés de cette façon montre une excellente concordance. De la même manière, les apports d'eau de l'ensemble du bassin versant ont été calculés à partir des débits du Vioulou et de la surface totale du bassin versant (168 km²).

Pour les nutriments, les années qui ont pu faire l'objet d'une analyse sont celles pour lesquelles nous dis-

Tableau 1. Données de débit et de chimie disponibles pour les affluents, le pompage et le turbinage.

Table 1. Available data of flow rates and chemistry for affluents, pumping and turbinning.

	Vioulou	Rieutord	Connes	Bage	Alrance	Viaur
Débit	76-98	6/83-5/85 ; 7/86-8/87	6/83-5/85 ; 7/86-8/87	76-98	76-98	76-98
MES	83-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 94-98	95-96 ; 98	94-98
N-NO ₃	83-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 94-98	95-96 ; 98	94-98
N-NH ₄	87 ; 95-96	87 ; 95-96	87 ; 95-96	87 ; 94-96	95-96 ; 98	94-96
P-PO ₄	86-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 95-98	83-87 ; 94-98	95-96 ; 98	94-98
P total	83-87	-	-	-	86-87	-

posons de mesures représentatives de l'ensemble de l'année, hebdomadaires en général. Les mesures de NH₄ présentant de nombreux «trous» (mauvaise conservation des échantillons due à des dosages tardifs), seules trois années (1987, 1995 et 1996) ont été retenues. Le P total n'a plus été mesuré après 1987. Le transport du phosphore dans les eaux superficielles étant étroitement associé à celui des MES, nous avons pu reconstituer la chronologie de P total sur la période 1995-1998 en établissant une relation entre P_{tot}, MES et P-PO₄ mesurés simultanément :

$$PO_4/P_{tot} = 1.2643 \cdot MES^{-0.467} ; r^2 = 0.723$$

3.2. Le bassin versant de Pareloup

La figure 1a présente les débits moyens annuels de 1976 à 1998, pour d'une part, les deux sources d'entrée, les apports estimés du bassin versant et le pompage à Bage et, d'autre part, la sortie par turbinage d'Alrance (le débit réservé est négligeable). A l'échelle annuelle, les entrées naturelles et les entrées par pompage sont quasiment équivalentes. 1989, 1990 et 1991 sont les années les plus sèches depuis le début des mesures en 1976 ; 1994 et 1996 sont des années exceptionnellement pluvieuses. Il s'ensuit de grosses différences inter-annuelles du temps de séjour, allant de 596 jours en 1990 à 189 jours en 1996 (Fig. 1b). Nous verrons l'importance de ces années pluvieuses sur les apports de nutriments.

Pour chaque entrée, les concentrations en nutriments et les flux annuels ont été calculés de la façon suivante :

$$\text{Concentration moyenne annuelle} = \Sigma C_i Q_i / \Sigma Q_i$$

$$\text{Flux moyen annuel} = (\Sigma C_i Q_i / \Sigma Q_i) * \text{volume annuel}$$

Ci = concentration mesurée au jour i, Qi = débit moyen journalier le jour de la mesure, volume annuel = somme des débits journaliers.

Cette méthode (Moatar & Meybek 2001) permet de filtrer l'hydrologie, surtout lorsque la concentration ponctuelle est indépendante du débit (cas du P en général).

Pour l'estimation des flux de nutriments provenant de l'ensemble du bassin versant, nous avons exclu la surface du miroir et traité à part le bassin du Connes dont la charge est plus élevée que celle du reste du bassin du versant :

$$\text{flux BV} = f_C + [(f_V + f_R) \cdot (s_{BV} - s_M - s_C)] / (s_V + s_R)$$

f_C, f_V, f_R = flux d'apport dans le Connes, le Vioulou et le Rieutord

s_{BV}, s_C, s_V, s_R, s_M = surface du bassin versant total, du Connes, du Vioulou, du Rieutord et surface du lac.

Les concentrations en nitrates des affluents ont fortement augmenté en 1986 (Salençon et al. 1989, Sivadier et al. 1994) puis ont continué leur progression plus ou moins marquée jusqu'en 1997. L'augmentation à Bage est plus régulière et se stabilise dès 1996. La valeur des concentrations en NO₃ est plus ou moins identique pour chacune des quatre entrées (Fig. 2). La concentration de NH₄ a considérablement diminué depuis 1987. La proportion par rapport au N-NO₃, passe de 10 à 15 % en 1987 à moins de 1 % en 1996 (Tableau 2). Les concentrations de P total sont plus élevées que la moyenne dans le Vioulou de 1985 à 1987, puis reviennent ensuite aux valeurs initiales faibles (< 50 µg.l⁻¹) ; les concentrations dans le Rieutord sont également faibles, ce qui, compte tenu des concentrations en

Fig. 1. (a) Débit moyen annuel des entrées d'eau par le bassin versant et par le pompage à Bage et débit moyen de la sortie par turbinage à Alrance.

(b) Temps de séjour de la retenue de 1976 à 1998.

Fig. 1. (a) Annual average inflow of water from the watershed and the pumping from Bage and average outflow turbined to Alrance.

(b) Residence time of the reservoir from 1976 to 1998.

Fig. 2. Concentration moyenne de N-NO₃ et P total dans les affluents et dans l'eau pompée à Bage.

Fig. 2. Average concentration of N-NO₃ and total P in tributaries and in water pumped from Bage.

Tableau 2. Proportion de N-NH₄ par rapport au N-NO₃ dans les entrées.Table 2. Proportion of N-NH₄ in relation to the N-NO₃ in the inflow.

	% de N-NH ₄ par rapport à N-NO ₃			
	Vioulou	Rieutord	Connes	Bage
1987	15%	8.8%	12.6%	11%
1994	-	-	-	3%
1995	0.6%	0.3%	1.6%	0.5%
1996	0.4%	0.8%	0.7%	0.3%

NO₃, est représentatif pour ces deux bassins versants d'une occupation des sols principalement agricole et peu peuplée (15 et 20 hab.km⁻²). Bien que le bassin du Connes ne soit pas plus peuplé, le ruisseau reçoit les eaux de la commune de Salles-Curan (1100 habitants permanents, beaucoup plus en été). Les concentrations varient d'une année à l'autre et peuvent atteindre 150 µg.l⁻¹. Une station de lagunage ne fonctionnant que l'été, pour des raisons évidentes de température d'eau, a été construite en 1996 entre Salles-Curan et l'embouchure du Connes. Les concentrations de nitrates ne semblent pas cependant avoir été réduites depuis ; quant à celles de P total, elles ont augmenté après 1996. On peut cependant raisonnablement penser que les concentrations auraient été plus élevées en l'absence de station compte tenu du développement touristique de ce bassin versant. A Bage, les concentrations de P total sont peu élevées (< 50 µg.l⁻¹), excepté en 1986 et 1987 (200 µg.l⁻¹) et, dans une moindre mesure, en 1995 (> 100 µg.l⁻¹). L'origine de ces augmentations, provenant du bassin versant du Viaur, n'est pas clairement définie.

Au niveau saisonnier, sur les trois affluents, les concentrations de N sont maximum en hiver et liées au débit. A l'inverse, les concentrations en P sont maximales en été et en automne, à cause de l'augmentation estivale de la population. L'amplitude de cet effet saisonnier est relativement stable, voire en légère diminu-

tion à partir de 1995, pour les bassins du Vioulou et du Rieutord. En revanche, elle s'amplifie très nettement pour le bassin du Connes en 97 et 98. Ceci est dû à une augmentation de la population estivale sur ce bassin versant (aménagement de campings, de gîtes, etc.)

Les flux (Fig. 3) : les apports de N-NO₃ sont proportionnels aux débits des affluents et du pompage. La quantité de N-NO₃ apportée par Bage est équivalente ou un peu plus élevée que celle apportée par le bassin versant, selon la proportion de leur débit respectif. Comme l'avaient signalé Sivadier et al. (1994), les flux de P total ne sont pas liés aux débits. En effet, en période d'étiage, de très faibles variations de débit suffisent à mobiliser de grandes quantités de P, accumulées dans le lit de la rivière. A l'inverse, en période de hautes eaux, les concentrations de P sont faibles. On constate des apports importants de P par Bage en 1986 et 1987, ainsi qu'en 1995. Cette augmentation s'observe également dans les apports du Vioulou, mais compte tenu des débits, les quantités sont beaucoup plus faibles. Les autres années, les apports par le bassin versant et Bage sont stables. Les apports de P par le Connes sont presque aussi élevés que ceux du Vioulou avec pourtant des débits de deux à trois fois plus faibles.

Nous disposons de trois années de mesures de NO₃ et P total dans l'eau turbinée à Alrance (1995-1998 : il n'y a pratiquement pas eu de turbinage en 1997), ce qui permet de faire le bilan du N et P stockés dans la retenue (Tableau 3). Environ 30 % des nitrates sont stockés dans la retenue, quels que soient les flux d'entrée. Par contre, la proportion de P piégée par la retenue dépend de la quantité des apports. Plus la quantité de P apportée est élevée, plus la proportion de P stockée est importante. Sivadier et al. (1994), avaient calculé que 90 % du P était stocké dans la retenue. Compte tenu des apports des années 1986-1987, ces résultats sont en accord avec une année comparable, 1995.

3.3. Le bassin versant et la retenue de Pont de Sallars

Des mesures de physico-chimie, de chlorophylle et des comptages du phytoplancton (Chung 2001) ont été

Tableau 3. Pourcentage du N-NO₃ et du P total entrant piégé par la retenue.Table 3. Percentage of the N-NO₃ and the total P entering trapped by the lake.

	Apport annuel de N-NO ₃ (t/an)	% N-NO ₃ piégé	Apport annuel de P total (t/an)	% P total piégé
1995	460	31.5%	14.5	95.0%
1996	816	30.0%	7.6	76.8%
1998	335	33.3%	4.2	52.9%

Fig. 3. Flux annuels de N-NO₃ et P total dans les affluents et l'ensemble du bassin versant et dans l'eau pompée à Bage ; débits annuels.

Fig. 3. Annual flows of N-NO₃ and total P from tributaries and the watershed and in water pumped from Bage ; annual flow rates.

effectués dans la retenue de Pont de Salars, principalement parce que celle-ci alimente par pompage, à travers la retenue de Bage, les eaux de Pareloup (environ 50 % des volumes entrant à Pareloup). Par conséquent, la qualité des eaux de Pareloup dépend de celles de Pont de Salars (Fig. 4, 5).

Les concentrations de NO_3 dans le Viaur, affluent de la retenue de Pont de Salars sont, de 1994 à 1998, du même ordre de grandeur que celles des affluents de Pareloup. Les concentrations en P total sont également équivalentes à celles mesurées dans le Vioulou, excepté en 1995 et 1997, où elles sont beaucoup plus élevées, proches de celles mesurées dans le Connes. Les quantités de NO_3 et de P total apportées varient de 120 à 330 tonnes par an de N- NO_3 et de 3 à 7 tonnes de P total. Les concentrations maximales mesurées dans la retenue sont plus élevées qu'à Pareloup (+ 25 % pour le NO_3 , plus du double pour le P total).

Bien qu'il n'y ait pas de développement massif de cyanobactéries, les concentrations maximales en chlorophylle sont plus élevées qu'à Pareloup (Tableau 4). L'évolution saisonnière de la chlorophylle ressemble à

Tableau 4. Concentrations maximales de chlorophylle a à Pareloup et Pont de Salars.

Table 4. Maximal concentrations of chlorophyll a into Pareloup and Pont de Salars.

	Chlorophylle a	
	Pareloup	Pont de Salars
1994	9.2	12.9
1995	13	21.4
1996	11.5	-
1997	7.8	16.5
1998	8.9	30

celle d'un lac eutrophe : concentration faible en hiver et au début du printemps et élevée en été. Le peuplement est lui aussi différent : parfois quelques cyanobactéries en hiver et au printemps, chlorophytes ou diatomées en été. Les différences interannuelles sont très marquées.

Le Secchi est peu profond (2,5 - 3 mètres), avec peu de variations saisonnières. Malgré son petit temps de

Fig. 4. Retenue de Pont de Salars : profondeur du disque de Secchi et de la thermocline ; température et oxygène dissous dans l'épi et l'hypolimnion.

Fig. 4. Lake Pont de Salars : Secchi disk depth and thermocline; temperature and dissolved oxygen in the epilimnion and hypolimnion.

Fig. 5. Retenue de Pont de Salars : MES, nutriments et chlorophylle dans l'épilimnion.

Fig. 5. Lake Pont de Salars : MES (suspended solids), nutrients and chlorophyll a in the epilimnion.

séjour (un mois en moyenne), la colonne d'eau est bien stratifiée en été et le déficit d'O₂ dans l'hypolimnion est très marqué.

4. La retenue de Pareloup

4.1. Evolution saisonnière des variables physico-chimiques (Fig. 6, 7, 8)

Profondeur du disque de Secchi : à part la période de la baisse des eaux en 1993 où il est très faible, le Secchi ne semble pas avoir été significativement perturbé depuis la remise en eau (comparaison faite avec la période 1978-1987 et l'année 1992) : 2 à 3 mètres durant le développement du phytoplancton printanier, environ 7 mètres durant la période stratifiée.

La profondeur de la thermocline, estimée d'après les relevés des profils thermiques, montre que la retenue est généralement bien stratifiée en été. En 1992, on observe une stratification précoce au début du mois d'avril, suivi d'un mélange profond début mai. En 1995, la mise en place de la thermocline est agitée, les périodes de stratification et de mélange se succédant rapidement. Nous avons vu dans nos études précédentes (Salençon & Thébault 1995, 1996, 1997), l'importance de telles situations pour la distribution des nutriments et, en particulier, la disponibilité de la silice pour le peuplement printanier de diatomées. En 1993, du fait de la baisse du plan d'eau au printemps, aucune véritable stratification n'a été observée.

Le calcul des concentrations moyennes dans l'épi et l'hypolimnion est pondéré par les volumes calculés avec la bathymétrie et la cote du plan d'eau. Cette représentation a été adoptée pour être utilisée par la suite comme référence à un modèle de simulation bi-couche. La première valeur après vidange a été effectuée le 9/9/93, dans le cours naturel du Vioulou dans la retenue à sec, 8 jours avant la fermeture des vannes et le début de la remise en eau (17/9/93). La seconde mesure a été faite le 14/10/93, 4 semaines après la remise en eau.

Lorsque la stratification est bien marquée (1994, 1997 et 1998), on observe un déficit d'O₂ dans l'hypolimnion. A l'inverse, on n'observe pas d'anoxie en 1992 et 1995 (gradient thermique peu marqué en 1992 et mise en place chaotique de la thermocline saisonnière en 1995). Les matières en suspension (MES) n'ont été mesurées que depuis la vidange. Les concentrations se situent autour de valeurs variant de 0 à 5 mg.l⁻¹. Les teneurs en azote ammoniacal (N-NH₄) augmentent considérablement pendant la baisse du plan d'eau (relargage des sédiments et excrétion des poissons

concentrés dans un faible volume) et reviennent à des valeurs faibles dès la fin de 1993. Les valeurs manquantes en 1997 et 1998 sont dues à une mauvaise conservation des échantillons (analyse tardive). Les concentrations de nitrites (N-NO₃) ne semblent pas présenter de cycles bien définis ni d'avoir été modifiées depuis la vidange. Les concentrations sont faibles (25 µg.l⁻¹). La concentration des nitrates (N-NO₃) a augmenté sensiblement après la vidange : 2800 µg.l⁻¹ aux printemps 1994, 1996 et 1998, contre 2000-2200 de 1986 à 1992, et des concentrations maximales encore plus faibles (1000-1200 µg.l⁻¹) de 1983 à 1985. Cela correspond à une augmentation sensible des concentrations depuis 1986 dans les affluents et aux apports de 1994 et 1996 (Fig. 3). Les concentrations d'orthophosphates (P-PO₄) varient de 0 à 10 µg.l⁻¹ sans présenter de cycles. On observe deux valeurs légèrement plus élevées que la moyenne avant et après vidange, probablement liées à des échanges avec le sédiment. Le pic du printemps 1998 est lié au pompage dans une eau assez riche en PO₄ à Bage/Pont de Salars (25 µg.l⁻¹) mais n'a pas d'incidence sur le flux annuel. La silice, à cause de la perturbation subie par l'écosystème (peu de diatomées), n'a pas été limitante à la fin du printemps 1994, contrairement à toutes les autres années de l'étude. Les concentrations de silice dans la retenue ont presque doublé après la vidange : plus de 7.6 mg.l⁻¹ en 1994 et 1996, 7 en 1995, 6.6 en 1998 contre des valeurs maximales variant de 3.5 à moins de 5 mg.l⁻¹ de 1983 à la vidange.

On a d'abord pensé que cette augmentation était due au remplissage du lac par pompage dans les retenues de Bage-Pont de Salars, dont les eaux sont plus riches en silice que celles de Pareloup. Si cela avait été le cas, avec un temps de séjour du lac d'environ un an, les valeurs d'avant vidange auraient dû revenir rapidement à la normale. Ce qui n'est pas le cas. En fait, la quantité d'eau apportée par pompage pendant la phase de remplissage, du 16 septembre 1993 au 7 février 1994 (date de reprise du turbinage, cote 802.6), est de 54 % des apports totaux (pompage + apports naturels). Cette proportion est celle que l'on constate toutes les autres années (50-60 % Fig. 1). Le remplissage a donc été fait avec le même mélange d'eaux que les autres années. Les concentrations dans les affluents n'ayant pas été modifiées après 1993, la seule chose qui diffère est le volume des apports moyen annuels et donc les quantités de silice entrante (Fig. 8). Cela est particulièrement important en 1994 et 1996. L'augmentation des concentrations de silice, et dans une moindre mesure, celle des nitrates, n'a donc pas la vidange pour origine, mais l'augmentation des apports.

Fig. 6. Retenue de Pareloup : profondeur du disque de Secchi et de la thermocline ; température et oxygène dissous dans l'épi et l'hypolimnion.

Fig. 6. Lake Pareloup : Secchi disk depth and thermocline; temperature and dissolved oxygen in the epilimnion and hypolimnion.

Fig. 7. Retenue de Pareloup : MES et nutriments dans l'épilimnion.

Fig. 7. Lake Pareloup: MES (suspended solids) and nutrients in the epilimnion.

Fig. 8. Concentrations de silice dans les affluents et à Bage ; flux annuels pour l'ensemble du bassin versant et dans l'eau de Bage.

Fig. 8. Concentrations of silica in affluents and in Bage; Annual flows from the watershed and in the water pumped from Bage.

4.2. Le phytoplancton (Fig. 9)

— Les années pré-vidange 1986-1987 ; 1991-1992 : c'est le cycle classique déjà largement décrit pour les années 1983-1987 (Le Cohu et al. 1991, 1994, Thébault & Salençon 1993, Salençon & Thébault 1997) : développement à partir du début de l'hiver d'*Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim. et d'*Aulacoseira subartica* (O. Müll) Haworth. Ce sont les principales représentantes des diatomées centrales, consommées par certaines espèces du zooplancton, notamment les cyclopes adultes et les grands calanides (Einsle 1964, Infante & Edmonson 1985). *Asterionella formosa* Hassal, représentant la quasi totalité des diatomées pennées, se développe à la fin de l'hiver et au printemps. On admet généralement que cette grande diatomée, compte tenu de sa forme, n'est pas consommée par le zooplancton. Certaines observations montrent cependant que *Cyclops vicinus* (présent à Pareloup) peut consommer *A. formosa*. On observe des différences interannuelles assez marquées dans l'abondance respective de ces deux diatomées. 1986, 1987 et 1991 sont caractérisées par une forte dominance d'*A. formosa*. En 1986, on observe des concentrations très élevées ; par contre, en 1987, les concentrations sont beaucoup plus faibles. Comme la quantité maximale de silice est un peu plus élevée que l'année précédente, et qu'elle a été entièrement consommée, il est fort probable que des petites centrales consommables (et consommées) se soient développées. En été, un phytoplancton diversifié et de petite taille se développe et est immédiatement consommé par le zooplancton ; à l'automne, on observe le développement de quelques diatomées et de *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Le Cohu et al 1989). Il s'agit d'une raphydophycée, non consommée par le zooplancton. La biomasse du zooplancton brou-

teur est maximale en été (de 45 à 90 mg PS.l⁻¹), et présente des différences interannuelles aussi bien dans son amplitude que dans sa composition (Francisco & Rey 1994).

— 1993, année de la vidange : abaissement du niveau en janvier et maintien du niveau autour de la cote 785 jusqu'à fin avril, soit 12 % du volume et 35 % de la surface. Les valeurs de Secchi sont beaucoup plus faibles qu'à l'ordinaire (1,5 m les deux derniers mois) ; cependant, les diatomées se développent abondamment et se maintiennent pratiquement jusqu'à l'«à sec» avec une très forte dominance d'*Aulacoseira*. La faible profondeur (donc une lumière moyenne dans la colonne d'eau plus élevée qu'à l'ordinaire) ainsi que l'absence de stratification qui permet à la silice de ne pas être limitante, favorise le développement des diatomées. Le zooplancton se développe bien au printemps, grâce aux grandes quantités de diatomées consommables (Fig. 10, Francisco 1999). Peu d'algues ont été comptées lors de la phase de remise en eau, cependant les quantités de chlorophylle mesurées sont assez importantes. Cela laisse supposer que du nanoplancton, difficile à détecter lors des comptages, ce soit développé durant cette période.

— Printemps 1994 : on observe très peu de diatomées, 10⁹ µm³.l⁻¹ contre plus de 10 · 10⁹ µm³.l⁻¹ en temps normal. Les faibles valeurs de Chl *a* et l'absence de consommation de silice en hiver et au début du printemps confirment qu'il n'y a pas eu de diatomées à cette époque de l'année. Par contre, la consommation de silice dans la seconde partie du printemps (mai-juin) laisse supposer que des diatomées, très rapidement consommées (ce qui explique les faibles concentrations), se soient développées. En effet, le zooplanc-

Fig. 9. Evolution du biovolume des diatomées, centrales et pennées ; évolution de la structure du peuplement du phytoplancton et de la chlorophylle dans l'épilimnion.

Fig. 9. Evolution of the centric and pennate diatoms biovolume; evolution of the structure of the phytoplankton population and the chlorophyll a in the epilimnion.

Fig. 10. Evolution du zooplancton brouteur.

Fig. 10. Evolution of the grazing zooplankton.

ton, dont l'abondance est très faible en hiver et au début du printemps croît rapidement pour atteindre des valeurs élevées pour cette saison (mi-mai), abondance favorisée par l'absence de poissons.

— En été, on observe un développement important et inhabituel dans sa composition et son importance ($6 \cdot 10^9 \mu\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) de chlorophycées (essentiellement *Sphaerocystis* sp.), non-consommables par le zooplancton, d'où les concentrations élevées. La plupart de la production est consommée habituellement à cette époque.

— 1995 : les diatomées se développent abondamment dès le début de l'hiver et se maintiennent jusqu'à la fin du printemps épuisant complètement l'important stock de silice. Ce sont les centrales (principalement *Aulacoseira*) qui sont les plus précoces suivies par *A. formosa*, très largement dominante cette année là. Cependant la production d'*Aulacoseira* est certainement élevée compte tenu du développement inhabituel du zooplancton de janvier à fin mars ($80 \mu\text{g PS} \cdot \text{l}^{-1}$). L'été, le microphytoplancton est consommé par le zooplancton dont la population croît abondamment ($> 100 \mu\text{g PS} \cdot \text{l}^{-1}$). Malgré le réempoissonnement débuté en 1994 et les poissons réfugiés dans les ruisseaux qui ont colonisé la retenue, le stock de poissons est encore petit par rapport à l'avant vidange, ce qui profite au zooplancton. A l'automne, on assiste au retour de *G. semen*, particulièrement abondant ($> 6 \cdot 10^9 \mu\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$). Il était totalement absent en 1993 et 1994 ; il continuera à apparaître «normalement» chaque automne suivant.

— 1996 : compte tenu des teneurs élevées en silice, on observe une forte concentration de diatomées, comme en 1995, à la différence que *Aulacoseira* domine largement par rapport à *A. formosa*. Le zooplancton se développe peu par rapport aux deux années précédentes. Comme la nourriture est abondante, on peut imaginer que cela soit dû à une pression importante

des poissons ; on observe en effet une forte densité d'alevins cette année là. Les comptages du zooplancton ont été arrêtés en juin.

— En 1997 et 1998, les concentrations de diatomées sont largement en deçà des années précédentes, y compris pré-vidange (inférieures à $4 \cdot 10^9 \mu\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ et $6 \cdot 10^9 \mu\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$). Les concentrations de silice ne semblent pas en cause, car même si elles sont moins importantes que les deux années précédentes, elles sont égales ou supérieures à celles des années pré-vidange. Compte tenu de la quantité de silice consommée, il est certain qu'il y a eu production de diatomées. Il est probable que celles-ci aient été ingérées par le zooplancton.

5. Discussion

Il est difficile de savoir exactement quelles sont les algues qui se développent car les comptages représentent une image instantanée de la partie restante, l'autre partie ayant été consommée. L'été est la saison où la production est la plus élevée et celle où la concentration de phytoplancton est la plus faible (Capblancq 1995, Thébault et al. 1999). Il est également difficile de tirer des conclusions à partir de l'analyse de l'abondance du zooplancton brouteur, lui-même consommé par les carnivores et les poissons planctonophages, dans des proportions mal connues. Seule la concentration des nutriments NO_3 et SiO_2 peut nous indiquer s'il y a eu production ; la complexité des mécanismes d'échange des différentes fractions du P-PO_4 , ne permet pas d'interpréter quoique ce soit pour ce nutriment (Thébault 1995).

Si les mesures de chlorophylle suivent assez bien celles des comptages (Fig. 9), on aperçoit parfois certaines dissemblances. Trois raisons à cela :

- le rapport Chla : biovolume n'est pas constant. Par exemple, les *Asterionella* contiennent beaucoup plus de chlorophylle au début de l'hiver, quand la lumière est la plus faible, qu'à la fin du printemps (Le Cohu et al. 1991) ;

- si la chlorophylle mesurée est plus abondante que ce que laissent supposer les comptages (fréquemment en été), il s'agit, comme nous l'avons vu pour l'automne 1993, du nanoplancton qui n'a pas été détecté lors des comptages ;

- si la chlorophylle est moins abondante, il est possible que des échantillons n'aient pas été analysés à temps, d'où une sous-estimation des valeurs réelles de chlorophylle.

La particularité du lac de Pareloup est le développement abondant d'*A. formosa* au printemps. Etant peu ou pas consommée par le zooplancton, elle disparaît par sédimentation, ce qui immobilise dans le sédiment les nutriments qu'elle a consommés. Ceux-ci seront partiellement remis à disposition par relargage lors du mélange de la colonne d'eau à la fin de l'automne. Si certaines années, c'est principalement *Aulacoseira* qui

se développe au détriment d'*A. formosa*, les nutriments assimilés se maintiennent dans la colonne d'eau par le biais du broutage et seront disponibles tout au long de l'été. Le rôle des diatomées printanières dans l'évolution de l'écosystème est donc capital. La figure 11 présente la relation entre le débit moyen journalier d'entrée (bassin versant + Bage) et le rapport pennées (*A. formosa*) : centrales (*Aulacoseira*) d'octobre à mai pour l'ensemble des années où nous disposons des comptages en biovolumes. Nous avons pu rajouter un point (année 1984-1985) à partir des données de Jrad (1989). On voit que lorsque les débits sont faibles, *A. formosa* est fortement dominante. A l'inverse pour des débits élevés, la proportion d'*Aulacoseira* est beaucoup plus forte. Durant l'hiver 1992-1993, il n'y a pas eu d'entrée compte tenu de la vidange ; la retenue a donc subi d'importantes modifications hydrauliques et seules les diatomées centrales ont été capables de se développer. L'incapacité d'*A. formosa* à se développer dans des eaux trop courantes pourrait expliquer qu'on ne la rencontre pas dans des lacs à faible temps de séjour comme Pont de Salars.

Fig. 11. Relation entre le rapport diatomées pennées : diatomées centrales et le débit moyen journalier (bassin versant + Bage) d'octobre à mai.

Fig. 11. Relation between the ratio pennate : centric diatoms and the daily average inflow (watershed + Bage) from October to May.

6. Conclusion

L'analyse de la période 1989-1998, avec les enseignements de celle qui avait été faite sur les mesures de 1983 à 1987, permettent de mieux appréhender l'écosystème. Une étude sur une longue période permet d'apprécier les différences interannuelles.

L'augmentation des concentrations de silice et dans une moindre mesure, de nitrates après la vidange, n'est pas lié, au remplissage à partir de Pont de Salars, mais à trois années pluvieuses consécutives qui ont eu pour conséquence de fortement augmenter les apports. Il apparaît qu'après la vidange, l'écosystème a été perturbé, entraînant en 1994 une situation n'ayant encore jamais été observée. L'écosystème a toutefois retrouvé un cycle typique dès 1995, avec *A. formosa* au printemps et *G. semen* en automne. *A. formosa* n'est pas toujours dominante au printemps. Les forts débits, (ou petits temps de séjour) semblent favoriser la dominance d'*Aulacoseira* (consommée par le zooplancton) ce qui pourrait peut-être jouer un rôle important dans l'évolution de l'écosystème en été, par le biais du phosphore qui n'est pas piégé par sédimentation.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une convention de recherche entre le Ministère de l'Environnement, Electricité de France (EDF) et le Centre National de la Recherche Scientifique pour la première phase, et dans le cadre d'un contrat de recherche entre EDF et l'Université Toulouse III représentée par le CESAC pour la seconde phase. Je remercie tous les membres de l'équipe Pareloup qui ont apporté leur contribution à cette étude pendant plus de 15 ans. Les analyses de chimie des eaux ont été réalisées par Mlle C. Mur depuis le début de l'étude ; la chlorophylle a été dosée par Mme N. Féroni les dernières années. Un grand merci à Marie-José Salençon pour ses conseils, pour le calcul des flux et de l'hydraulique. Une pensée particulièrement émue pour notre ami Jo Dagnac qui a quitté Pareloup pour le paradis...

Travaux cités

- Capblancq J. 1995. — Production primaire autotrophe, In : R. Pourriot & M. Meybeck (Eds), *Limnologie Générale*, Masson, Paris : 228-252.
- Chung S.O. 2001. — Evolution du phytoplancton dans le réservoir de Pont de Salars. Suivi de la recolonisation après biomanipulation. Doctorat Université Paul Sabatier, Toulouse III, 170 p.
- EDF Production Transport-Energie Midi-Pyrénées 1994. — Présentation de l'aménagement hydroélectrique du Pouget et du barrage de Pareloup. *Hydroécol. Appl.*, 6 : 1-7.
- Einsle U. 1964. — Die Gattung *Cyclops* s. str. im Bodensee. *Arch. Hydrobiol.*, 64, 2 : 133-199.

- Francisco P. 1999. - Dynamique de la communauté zooplanctonique et variations saisonnières de la composition biochimique (lipides, protéines) du plancton. Doctorat Université Paul Sabatier, Toulouse III : 219 p.
- Francisco P. & Rey J. 1994. — Etude du peuplement zooplanctonique de la retenue de Pareloup. *Hydroécol. Appl.*, 6 : 175-196.
- Horn W. 1981. — Phytoplankton losses due to zooplankton grazing in a drinking water reservoir. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 66 : 787-810.
- Infante A. & Edmonson W.T. 1985. — Edible phytoplankton and herbivorous zooplankton in Lake Washington. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 21 : 161-171.
- Jrad A. 1989. — *Phytoplankton et production primaire dans le lac de Pareloup*. Thèse de 3^{ème} cycle, Université Paul Sabatier, Toulouse III : 166 p.
- Le Cohu R., Guitard J., Comoy N. & Brabet J. 1989. — *Gonyostomum semen* (Raphidophycées), nuisance potentielle des grands réservoirs français ? L'exemple du lac de Pareloup. *Arch. Hydrobiol.*, 117 : 225-236.
- Le Cohu R., Comoy N., Guitard J. & Brabet J. 1991. — Périodicité du phytoplancton dans un réservoir de moyenne profondeur : le lac de Pareloup (Massif Central, France), un exemple de succession cyclique. *Ann. Limnol.*, 27 : 197-214.
- Le Cohu R., Brabet J., Guitard J. & Comoy N. 1994. — Evolution temporelle et spatiale du phytoplancton dans le réservoir de Pareloup. *Hydroécol. Appl.*, 6 : 139-151.
- Merle G., Mosnier D. & Tourenq J.N. 1994. — La vidange de la retenue de Pareloup en 1993 : une étape-clef dans la vie du lac. *Hydroécol. Appl.*, 6 : 427-446.
- Moatar F. & Meybeck M., 2002. — Reliability of nutrient loads data in the Loire river. *Hydrological Processes*, (in prep.).
- Salençon M.J. & Thébault J.M. 1995. — Modélisation de l'écosystème du Lac de Pareloup (Aveyron), In : R. Pourriot & M. Meybeck (Eds), *Limnologie Générale*, Masson, Paris : 765-805.
- Salençon M.J. & Thébault J.M. 1996. — Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup) : MELODIA, an ecosystem reservoir management model. *Ecol. Modelling*, 84 : 163-187.
- Salençon M.J. & Thébault J.M. 1997. — *Modélisation d'écosystème lacustre. Application à la retenue de Pareloup (Aveyron)*. Masson, Paris : 200 p.
- Salençon M.J., Thébault J.M. & Capblancq J. 1989. — Etude de la retenue de Pareloup. Bilan des travaux réalisés en 1988 dans le cadre de la Convention EDF-Ministère de l'Environnement. Rapport HE31/89-13, Electricité de France, Paris : 77 p.
- Sivadier F., Thébault J.M. & Salençon M.J. 1994. — Bilan du phosphore total dans la retenue de Pareloup. *Hydroécol. Appl.*, 6 : 115-138.
- Thébault J.M. 1995. — Representation of phosphorus in lake ecosystem models. *Ann. Limnol.*, 31 : 143-149.
- Thébault J.M., Capblancq J. & Petit M. 1999. — Influence de la morphométrie et du brassage vertical sur la production primaire nette du phytoplancton. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 322 : 63-70.
- Thébault J.M. & Salençon M.J. 1993. — Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup) : biological model. *Ecol. Modelling*, 65 : 1-30.