

## Article

---

« Qualité physico-chimique des eaux du réservoir Daourat ; impact e la vidange sur son fonctionnement »

F. Benzha, M. Taoufik, J. E. Dafir, S. Kemmou et L. Loukili

*Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 18, 2005, p. 57-74.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705576ar>

DOI: 10.7202/705576ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

---

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

---

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : [info@erudit.org](mailto:info@erudit.org)

# Qualité physico-chimique des eaux du réservoir Daourat ; impact de la vidange sur son fonctionnement

## Impact of drainage operation on water quality of Daourat Reservoir

F. BENZHA<sup>1\*</sup>, M. TAOUIK<sup>1</sup>, J.E. DAFIR<sup>1</sup>, S. KEMMOU<sup>1</sup>, L. LOUKILI<sup>1</sup>

Reçu le 11 novembre 2003, accepté le 13 janvier 2005\*\*.

### SUMMARY

The Oum Rbia River is the longest river in Morocco with a total length of about 550 km. Studies conducted on this river have shown that agricultural activity is the main factor affecting the water quality. The current study focused on Daourat Reservoir, a part of the Oum Rbia River.

The aim of this study was to investigate the water quality of the Daourat reservoir (physico-chemical parameters, nutrients and chlorophyll *a*) in order to estimate its eutrophication status. The influence of draining reservoir on water quality was also analysed. This survey also included a regression analysis that permitted the determination of the relationship between phosphorus and chlorophyll *a*, as well as an assessment of the level of eutrophication of the Daourat reservoir.

A monthly survey was conducted to monitor changes in the hydrological cycle as well as possible seasonal variations during the period from 2001-2002. Water parameters ( $T^{\circ}$ , pH, dissolved oxygen, suspended solids), nutrients ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , P- $\text{PO}_4$ , Tot-P) and chlorophyll *a* were determined according to standard French protocols (AFNOR, 1994). Annual nutrient inputs and outputs were calculated from the monthly discharge from the river and the monthly mean nutrient concentrations. The annual nutrient output was calculated similarly.

The physico-chemical parameters and nutrient concentrations varied temporally in the Daourat Reservoir. The highest concentrations of nutrients were observed during summer and winter, with the lowest concentrations occurring in the spring. This evolution seemed to be influenced by the nature of the loads. Nutrient loading from the upstream regions of the reservoir was minimal compared to the contributions from the local catchment area and from internal loading from the sediments. Significant nutrient loading to the reservoir came from sediment resuspension on December 23, 2001 and by

1. Laboratoire de sédimentologie et environnement, Faculté des Sciences, Ain Chock, BP 5366, Maârif, Casablanca, Maroc, Fax : (212) 22 23 06 74.

\* Correspondance : benzhafatiha@yahoo.fr

\*\* Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mai 2006.

internal loading from sediments during the summer. The upstream reservoirs (Al Massira and Imfout) had minimal influence and were in fact responsible for the reduced fluvial contributions to the Daourat Reservoir. The increase in nutrient loads in the reservoir was responsible for high phytoplankton biomass, indicated by the high chlorophyll *a* values (mean 35 µg/L). The trophic state of the Daourat Reservoir was classified as hypereutrophic. Due to the large intra-annual variability of water quality, a properly designed monitoring program of reservoir water is recommended.

**Key words:** *reservoir Daourat, physico-chemical parameters, nutrients, chlorophyll a, trophic status, Morocco.*

## RÉSUMÉ

Ce travail concerne l'étude de la qualité physico-chimique de la masse d'eau du réservoir Daourat au Maroc ; situé sur le cours inférieur du bassin Oum Rbia. Une vidange du réservoir a lieu le 23 décembre 2001, l'impact de cette vidange sur la qualité physico-chimique de l'eau a été déduit à travers l'augmentation du débit à l'entrée et à la sortie du réservoir en décembre ; l'élévation du taux de la matière en suspension ; des concentrations en éléments nutritifs et de la chlorophylle « a ». Cette étude inclut également une analyse de régression qui a permis de déterminer une relation entre le phosphore et la chlorophylle « a » ; ainsi qu'une évaluation du niveau d'eutrophisation du réservoir Daourat.

Les résultats fournis par les paramètres physico-chimiques ont révélé que la masse d'eau ne présente aucune stratification thermique ni anoxie et que le pH est alcalin. L'évolution des concentrations en éléments nutritifs dans la masse d'eau du réservoir dépend des apports exogènes et endogènes. Les apports exogènes sont dominés par les apports latéraux venant du bassin versant local peu boisé et caractérisé par un sol à vocation agricole responsable de l'enrichissement du milieu récepteur en éléments azotés. Les apports endogènes sont gouvernés par les interactions eau – sédiment suite à la minéralisation de la matière organique en période estivale et par le relargage d'éléments à partir du sédiment suite à la vidange et à la crue en période hivernale. L'impact de la vidange sur l'écosystème étudié a été déduit à partir des modifications des paramètres abiotique et biotique enregistrés en décembre (période de vidange) dans le milieu du réservoir (S<sub>2</sub>) et son aval (S<sub>3</sub>). L'étude de la relation entre les orthophosphates et la chlorophylle « a » dégage une forte corrélation significative. Les données du phosphore et de la chlorophylle « a » classe le réservoir Daourat dans l'état hypereutrophe.

**Mots clés :** *réservoir Daourat, paramètres physico-chimiques, nutriments, chlorophylle (a), potentiel trophique, Maroc.*

## 1 – INTRODUCTION

Depuis l'établissement de la politique de construction des barrages au Maroc en 1967, la mobilisation des eaux a occupé une place importante dans les divers plans de développement économique et social. Cette mobilisation des eaux a permis de subvenir aux différents besoins (irrigation, eau potable et énergie). Le bassin versant d'Oum Rbia (4,5 milliards de m<sup>3</sup>) est l'un des bassins hydrographiques les plus importants au Maroc. Les aménagements hydrauliques réalisés

dans ce bassin (12 barrages) ont permis le développement d'importantes activités économiques (agro-industrielles, urbaines et agricoles) accompagnées par un accroissement de rejets polluants estimés à  $33\,156.10^3\text{ m}^3/\text{an}$  en 1994 (DRPE, 1995). Les pollutions les plus graves à ce jour qui touchent le bassin d'Oued Oum Rbia sont celles d'origine agricole. Ces polluants se traduisent par un accroissement des teneurs en nitrates dues à l'utilisation intensive d'engrais azotés, de la salinité des eaux et des contaminations par les pesticides qui sont entraînées par les eaux de ruissellement vers l'Oued Oum Rbia. Les rejets générés par les industries agro-alimentaires contribuent également à la pollution du cours moyen du bassin surtout en matière organique minéralisable contenue dans les rejets non traités des sucreries et en éléments toxiques comme le chrome contenu dans les rejets de tanneries. La pollution urbaine est poussée au niveau des villes du bassin d'Oued Oum Rbia qui ne sont pas dotées de station d'épuration (DRPE, 1995). Ces rejets sont acheminés par l'oued vers sa partie aval (DAFIR, 1997 ; EL ABED, 1996 ; TAOUFIK, 2002).

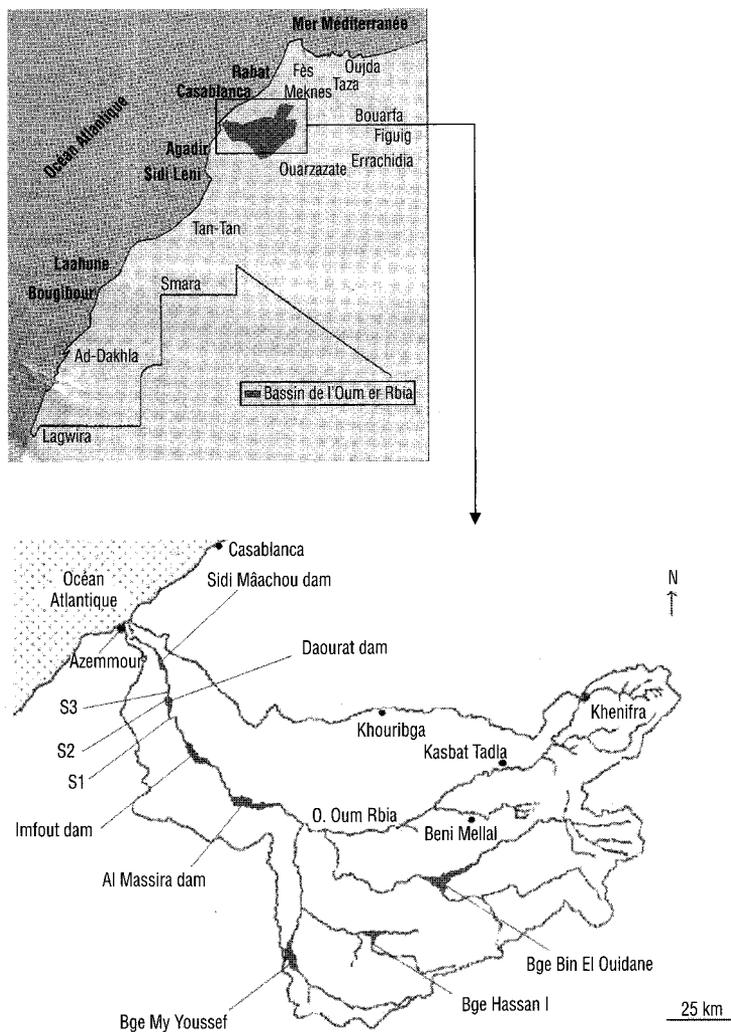
L'apport accru en sels nutritifs dans un lac ou réservoir peut provoquer un accroissement excessif d'algues ou de plantes aquatiques supérieures. Cet accroissement pourra être suivi d'une accumulation de biomasse végétale et de détritiques qui conduisent généralement à une dégradation de la qualité de l'eau et nuisent à son utilisation à des fins multiples (LANDNER et WAHLGREN, 1986), c'est le phénomène d'eutrophisation, défini par VOLLENWEIDER (1968) comme un enrichissement en éléments nutritifs et la détérioration progressive de la qualité de l'eau ainsi provoquée en particulier dans les lacs et réservoirs du fait de l'accroissement des algues avec tous ses effets sur le métabolisme des eaux affectées ; un certain nombre de retenues marocaines est touché par le phénomène d'eutrophisation comme Sidi Mohamed Ben Abdellah, El Kansera, Smir (ONEP, 1996).

Le présent travail a pour but d'étudier la qualité des eaux du réservoir Daourat grâce à un suivi des paramètres physico-chimiques (Température, pH, Potentiel redox, oxygène dissous, matière en suspension, phosphore et azote) et biologique (chlorophylle « a »). Cette étude permettra aussi de préciser l'impact de l'opération de vidange sur la qualité de l'eau, d'inclure une relation entre les orthophosphates et la chlorophylle « a », et de déterminer le niveau trophique du réservoir Daourat.

## **2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES**

### **2.1 Présentation du site**

Le réservoir Daourat se situe à 92 m d'altitude ( $32^{\circ}55'N$  et  $8^{\circ}05'W$ ) ; sur le cours inférieur de l'Oued Oum Rbia (figure 1). Cet aménagement est construit sur des barres de quartzites très dures, peu tectonisées à pendage vertical. Le réservoir d'une capacité totale de  $9,5\text{ km}^3$  contrôle un bassin versant d'une superficie de  $28\,000\text{ km}^2$ , les profondeurs moyenne et maximale sont de 10 et 17 mètres respectivement. Le réservoir a une double vocation : hydroélectrique et alimentation en eau potable de près de 5 millions d'habitants de Casablanca à Safi.



**Figure 1** Localisation du bassin versant Oum Rbia et des stations d'étude.  
*Localization of the basin pouring Oum Rbia and the survey stations.*

## 2.2 Stratégie d'échantillonnage

L'échantillonnage est effectué dans différentes stations (figure 1) :

- \_  $S_1$  : l'entrée du réservoir.
- \_  $S_2$  : le point le plus profond du réservoir.
- \_  $S_3$  : la sortie du réservoir.

Les prélèvements d'eau sont réalisés, ils sont effectués à fréquence mensuelle d'octobre 2001 à septembre 2002, au niveau de la surface et du fond pour  $S_2$  ; et au niveau de la surface pour  $S_1$  et  $S_3$  à l'aide d'une bouteille type Van Dorn de capacité 1,5 l. Les échantillons sont ensuite placés dans des bou-

teilles en polyéthylène, transportés en glacière à 4 °C et traités au laboratoire dans les 24 heures.

## 2.3 Analyses

La température, le pH et le potentiel redox sont mesurés au moment de l'échantillonnage à l'aide d'un pH-mètre type CG 819. L'oxygène dissous est dosé selon la méthode de Winkler (RODIER, 1984). Les teneurs en matière en suspension (MES) sont obtenues par filtration sur membrane Whatman GF/C en microfibre de verre de 0,45 µm puis séchage à 105 °C pendant 24 heures et pesée. Les éléments nutritifs sont déterminés sur l'eau filtrée suivant les méthodes normalisées AFNOR (1994) : les orthophosphates (P-PO<sub>4</sub>) suivant la méthode colorimétrique au réactif sulfomolybdique ; l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) selon la méthode du bleu d'indophénol et les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) avec la méthode de salicylate de sodium. Le phosphore total (P-Tot) est déterminé dans l'eau brute après minéralisation à l'autoclave (1H, 120 °C, 1bar) en milieu acide et en présence de persulfate de sodium puis dosé comme pour les P-PO<sub>4</sub>. La biomasse phytoplanctonique, exprimée en µg de chlorophylle (a), est mesurée après extraction à l'acétone (90 %) et dosage colorimétrique (LORENZEN, 1967).

## 2.4 Méthodes

Les débits moyens sortant et entrant du réservoir Daourat sont fournis par la direction de l'hydraulique. Le temps de séjour des eaux dans le réservoir (en jour) est calculé selon la formule : Volume du plan d'eau (Mm<sup>3</sup>)/débits à l'exutoire (Mm<sup>3</sup>.mois).

L'analyse de régression linéaire à l'aide de Statistica (Statistica version 5, 1997) a été utilisée pour déterminer les relations entre la chlorophylle « a » et les deux formes du phosphore : P-Tot et P-PO<sub>4</sub> au niveau du réservoir Daourat. La significativité des résultats est à  $p < 0,05$ . Toutes les données sont transformées en leurs logarithmes (base 10) pour remédier à l'hétérogénéité des variances.

Par manque de données concernant les composantes complémentaires du bilan de masse (infiltration, évapotranspiration), et ne disposant que des données ponctuelles à l'entrée et à la sortie du réservoir, on ne peut donc pas évaluer avec précision les charges en P-Tot, P-PO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> apportées au réservoir. Cependant, une estimation globale des flux est effectuée en calculant les charges annuelles sur la base des flux mensuels. Les flux mensuels sont déterminés en multipliant les concentrations moyennes des éléments étudiés et les débits moyens mensuels à l'entrée et à la sortie du réservoir. Les charges internes annuelles sont estimées par la différence entre les charges annuelles à l'entrée et à la sortie du réservoir.

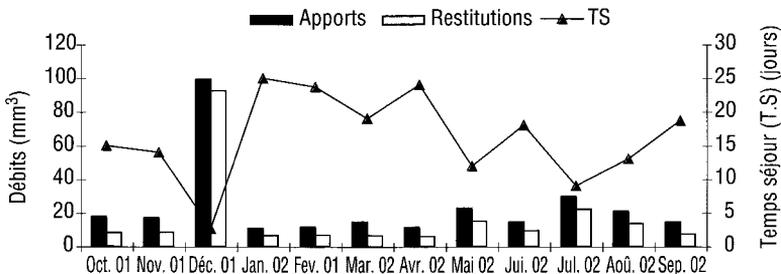
L'état trophique du milieu est estimé selon le modèle de l'OCDE, 1982 basé sur les concentrations moyennes en chlorophylle « a » et en phosphore totale.

### 3 – RÉSULTATS

#### 3.1 Variations temporelles des paramètres abiotique et biotique

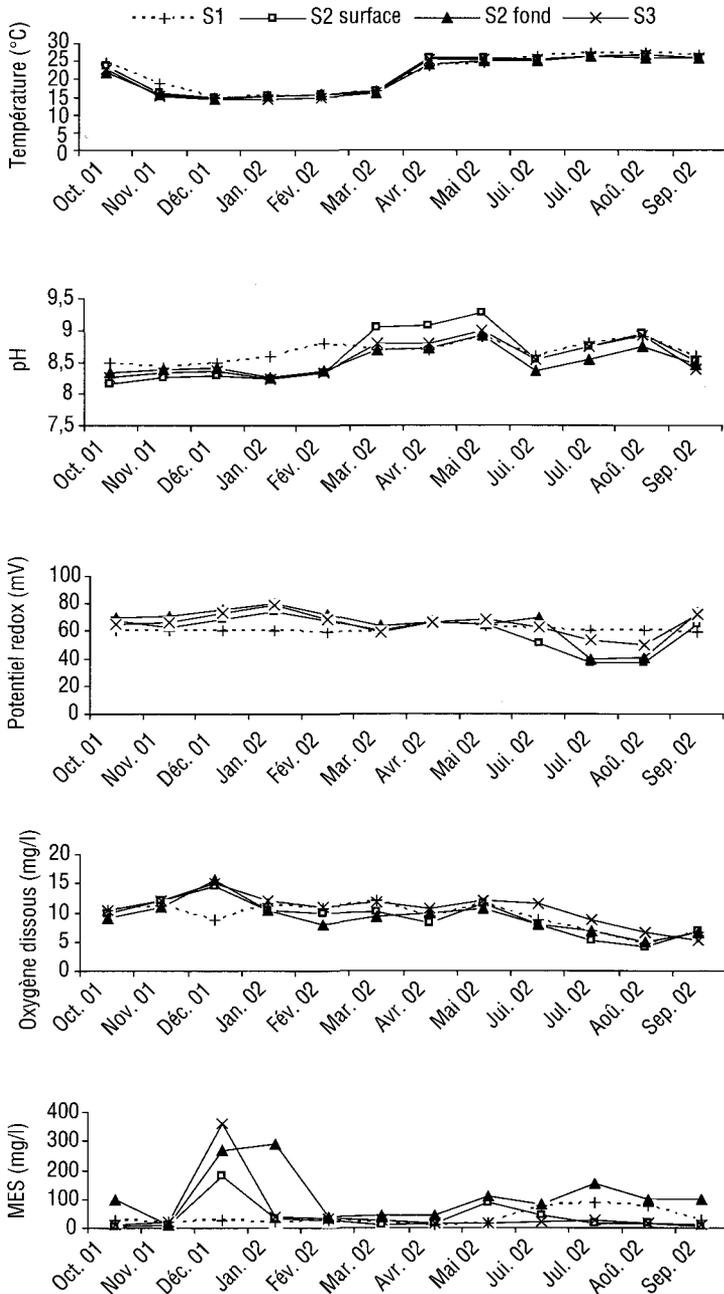
Les variations mensuelles des apports et restitutions sont données par la figure 2 et indiquent une moyenne des apports de (23,85 mm<sup>3</sup>) supérieure à celle des restitutions (16,82 mm<sup>3</sup>). Le temps de résidence de l'eau dans le réservoir est faible et varie entre 2,7 jours en décembre et 25 jours en janvier et avril. Les variations thermiques des trois stations sont presque similaires (figure 3), les eaux sont plus froides entre novembre et mars (14,2 °C à 16 °C) et chaudes entre avril et septembre (24,6 °C à 27,5 °C). Le pH est alcalin et varie entre 8,15 et 9,26 ; la valeur la plus élevée est enregistrée en mai en S<sub>2</sub> (surface). Pour les trois stations, le potentiel redox est compris entre 37 mV en été en S<sub>2</sub> et 80 mV en hiver en S<sub>2</sub> et S<sub>3</sub>. Les teneurs en oxygène dissous varient entre 4,7 mg/l en août en S<sub>1</sub> et 15 mg/l en décembre en S<sub>3</sub>. Les eaux des trois stations sont plus oxygénées en décembre et mai et moins oxygénées en août. Les fortes valeurs en matière en suspension sont enregistrées en décembre en S<sub>2</sub> (234 mg/l) et S<sub>3</sub> (360 mg/l), et en janvier en S<sub>2</sub> (181 mg/l).

Les deux formes d'azote analysées (ammonium et nitrates) sont les principales formes biodisponibles. La totalité de l'azote inorganique est formée essentiellement de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre 0,2mg/l en mars en S<sub>2</sub> (surface) et 10,1 mg/l en décembre en S<sub>3</sub> (figure 4). Les trois stations montrent simultanément des pics : en décembre, en mai et en août. L'NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est relativement faible, les teneurs maximales sont 0,321 mg/l en décembre en S<sub>3</sub> et 0,142 mg/l en août en S<sub>2</sub> (fond). Durant toute la période d'étude les teneurs les plus élevées caractérisent S<sub>2</sub> et S<sub>3</sub>. Le P-Tot varie entre 0,002 mg/l en janvier en S<sub>2</sub> (surface) et 0,9 mg/l en décembre en S3. Pour toutes les stations les teneurs les plus élevées sont mesurées en octobre, en décembre et en été, les plus faibles sont mesurées en novembre et en mai. Les eaux de S<sub>2</sub> présentent trois pics : en octobre (0,546 mg/l) ; en décembre (0,75 mg/l) et en juillet (0,454 mg/l). Les concentrations les plus élevées en P-Tot caractérisent particulièrement les eaux du fond par rapport aux eaux de surface du réservoir et sont enregistrés en période de crue. La teneur moyenne annuelle en P-Tot dans le réservoir est 0,261 mg/l. Les teneurs en orthophosphates sont généralement à de faibles niveaux de concentration (entre 0,001mg/l et 0,05mg/l), pour toutes les stations les teneurs les plus élevées sont enregistrées en août et novembre et les plus faibles en période de crue et au printemps.

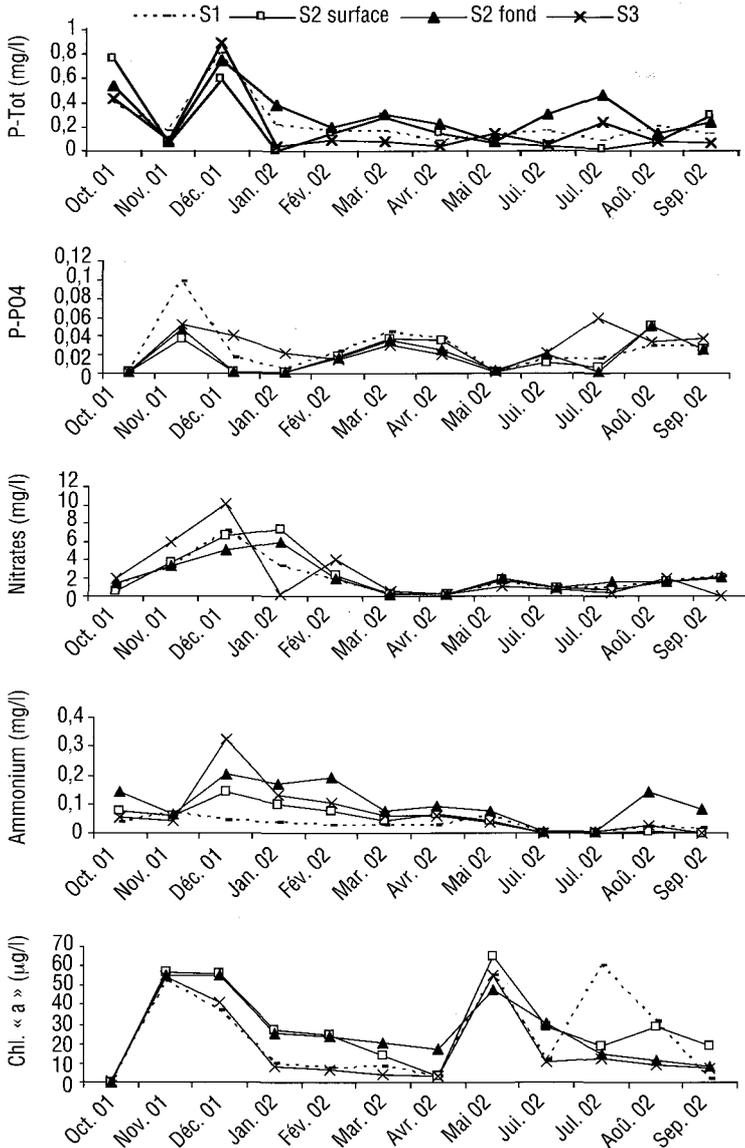


**Figure 2** Variations mensuelles des apports, restitutions et temps de séjour du réservoir Daourat.

*Monthly variation of the input flows, output flows and the water retention time in the Daourat reservoir.*



**Figure 3** Évolution temporelle de la température, pH, potentiel redox, oxygène dissous et matières en suspension dans les stations d'étude.  
*Temporal evolution of temperature, pH, redox potential, dissolved oxygen and suspended matter at the monitored stations.*



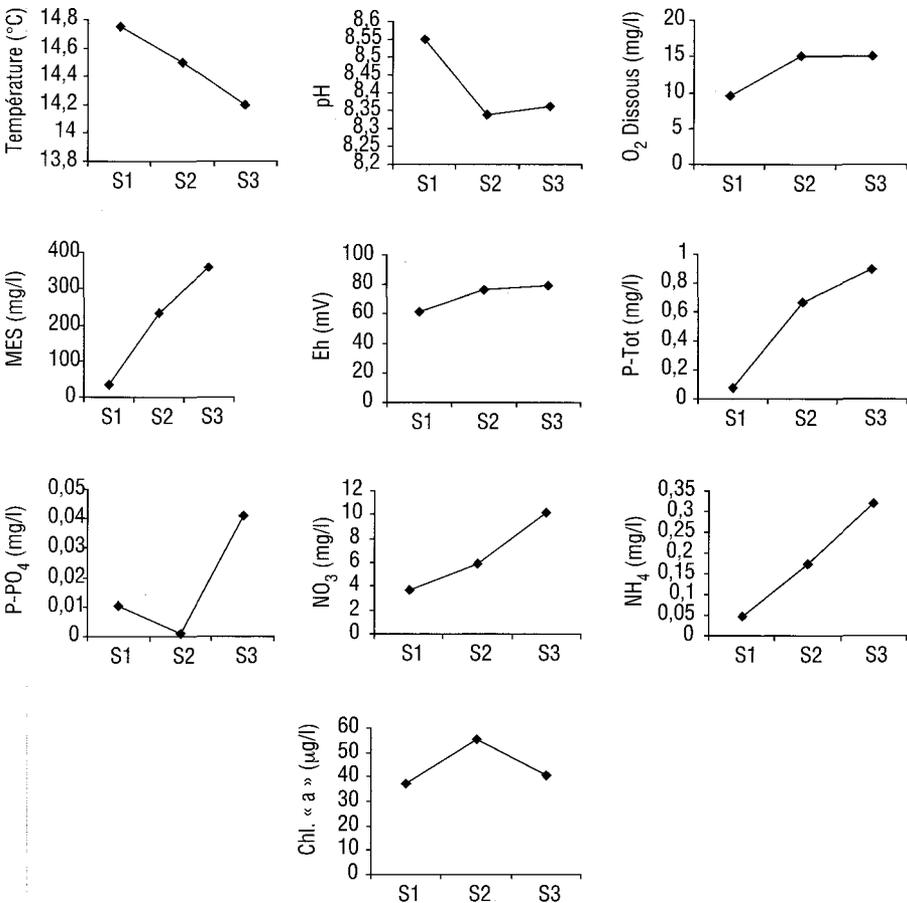
**Figure 4** Évolution temporelle du : P-Total, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et Chl. « a » dans les stations d'étude.

*Temporal evolution of: P-Total, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and chlorophyll a at the monitored stations.*

Les teneurs en chlorophylle « a » varient entre 0,065 µg/l et 67 µg/l. La moyenne des trois stations montre des pics en novembre (62,87 µg/l), en décembre (47,37 µg/l) et en mai (59,75 µg/l). La teneur moyenne annuelle en chlorophylle « a » dans le réservoir est 27,13 µg/l.

### 3.2 Variations spatiales des paramètres abiotique et biotique en période de vidange

La figure 2 montre l'importance des débits en décembre en S<sub>1</sub> (99,4 Mm<sup>3</sup>) et en S<sub>3</sub> (92,4 Mm<sup>3</sup>) responsables du faible temps de séjour (2,7 jours) dans le réservoir. Les variations des paramètres physico-chimique et biotique en période de vidange (décembre) sont données par la figure 5. Une baisse thermique dans les trois stations caractérise cette période à raison de 14,75 °C en S<sub>1</sub> ; 14,5 °C en S<sub>2</sub> et 14,2 °C en S<sub>3</sub>. Le pH reste alcalin, un potentiel redox de 61 mV en S<sub>1</sub> ; 76 mV en S<sub>2</sub> au fond et 79 mV en S<sub>3</sub>. Une bonne oxygénation de 9,45 mg/l en S<sub>1</sub> et des pics de 15 mg/l en S<sub>2</sub> et S<sub>3</sub>. La matière en suspension s'élève de 34 mg/l en S<sub>1</sub> à 234 mg/l en S<sub>2</sub> et atteint son optimum de 360 mg/l en S<sub>3</sub>. Les eaux du fond sont plus turbides que les eaux de surface. Une augmentation importante des concentrations en phosphore total en S<sub>2</sub> (0,669 mg/l)



**Figure 5** Variations des paramètres physico-chimiques et biotiques dans les stations d'étude en période de vidange (décembre).

*Variation of the physico-chemical and biological parameters at the monitored stations during the period of reservoir draining (December).*

et en S<sub>3</sub> (0,9 mg/l) alors qu'en S<sub>1</sub> elle n'est que de 0,08 mg/l. Le niveau de concentration en orthophosphates indique 0,0105 mg/l en S<sub>1</sub> et il atteint son minimum en S<sub>2</sub> (0,001mg/l) et son maximum en S<sub>3</sub> (0,041mg/l). Les teneurs en nitrates sont supérieures en S<sub>2</sub> (5,88 mg/l) et S<sub>3</sub> (10,10 mg/l) par rapport à S<sub>1</sub> (3,654 mg/l). L'ammonium atteint son optimum en S<sub>2</sub> (0,172 mg/l) et en S<sub>3</sub> (0,321 mg/l). Sur le plan biotique, la teneur en chlorophylle « a » est très élevée dans les trois stations de prélèvement et indique respectivement (37,5 µg/l) en S<sub>1</sub> ; (55,5 µg/l) en S<sub>2</sub> et (41 µg/l) en S<sub>3</sub>.

### 3.3 Relation entre le phosphore et la chlorophylle « a »

Le phosphore total ne semble pas contribuer significativement dans l'explication de la variance de la chlorophylle « a » ( $R^2 = 0,31$  ;  $p = 0,06$  ;  $n = 12$ ). De ce fait nous avons tenté une estimation des concentrations de la chlorophylle « a » à partir des teneurs en orthophosphates. Une forte corrélation entre P-PO<sub>4</sub> et la chl. « a » ( $R^2 = 0,60$  ;  $n = 10$  ;  $P = 0,008$ ) a été détectée. La relation obtenue est :  $\log(\text{Chl. « a »}) = 1,62 - 2,27 \log(\text{P-PO}_4)$  (tableau 1). La pente de la droite de la régression montre une relation négative entre ces deux variables.

**Tableau 1** Équations de la chlorophylle « a » selon les auteurs.

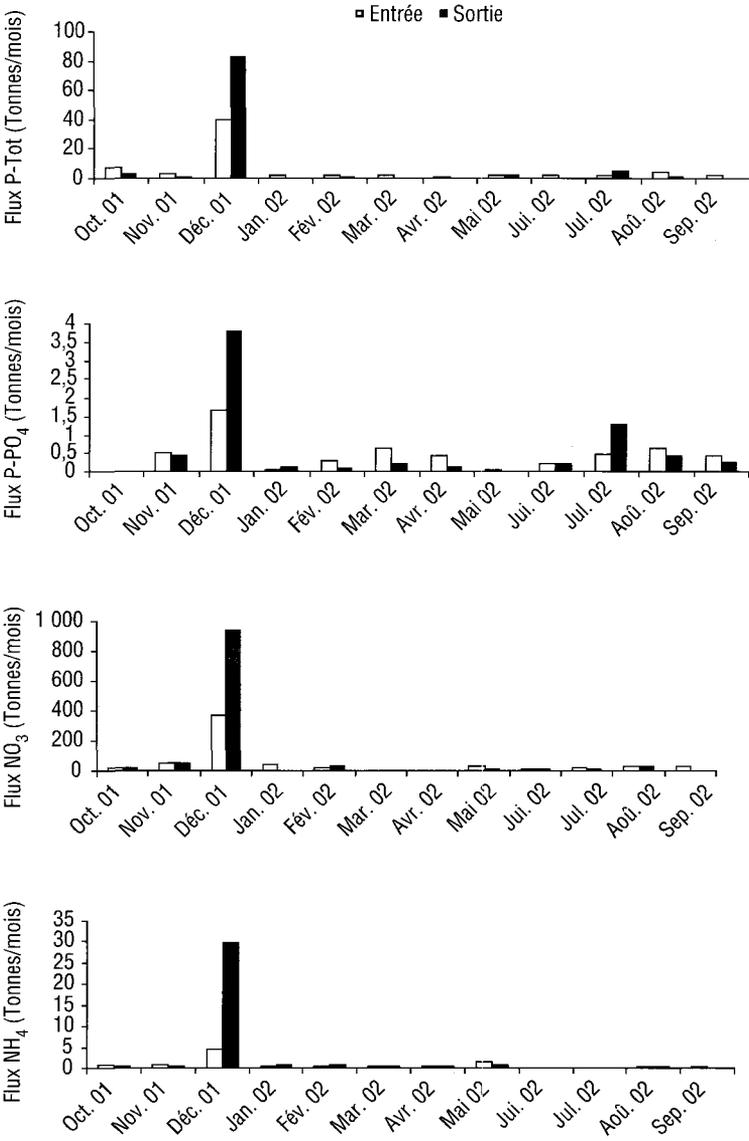
**Table 1** Equations of the chlorophyll « a » according to the authors.

Équations	Corrélation (R <sup>2</sup> )	Nombre d'échantillon (n)
DILLION et RIGLER (1974) $\log(\text{chl. a}) = -1,14 + 1,451 \log(\text{P-Tot})$	0,96	77
JONES et BACHMANN (1977) $\log(\text{chl.a}) = -1,09 + 1,46 \log(\text{P-Tot})$	0,90	189
CANFIELD (1983) $\log(\text{chl.a}) = -0,15 + 0,744 \log(\text{P-Tot})$	0,87	-
(Cette étude) $\log(\text{chl.a}) = 4,49 - 1,44 \log(\text{P-Tot})$	0,31	12
$\log(\text{chl.a}) = 1,62 - 2,27 \log(\text{P-PO}_4)$	0,60	12

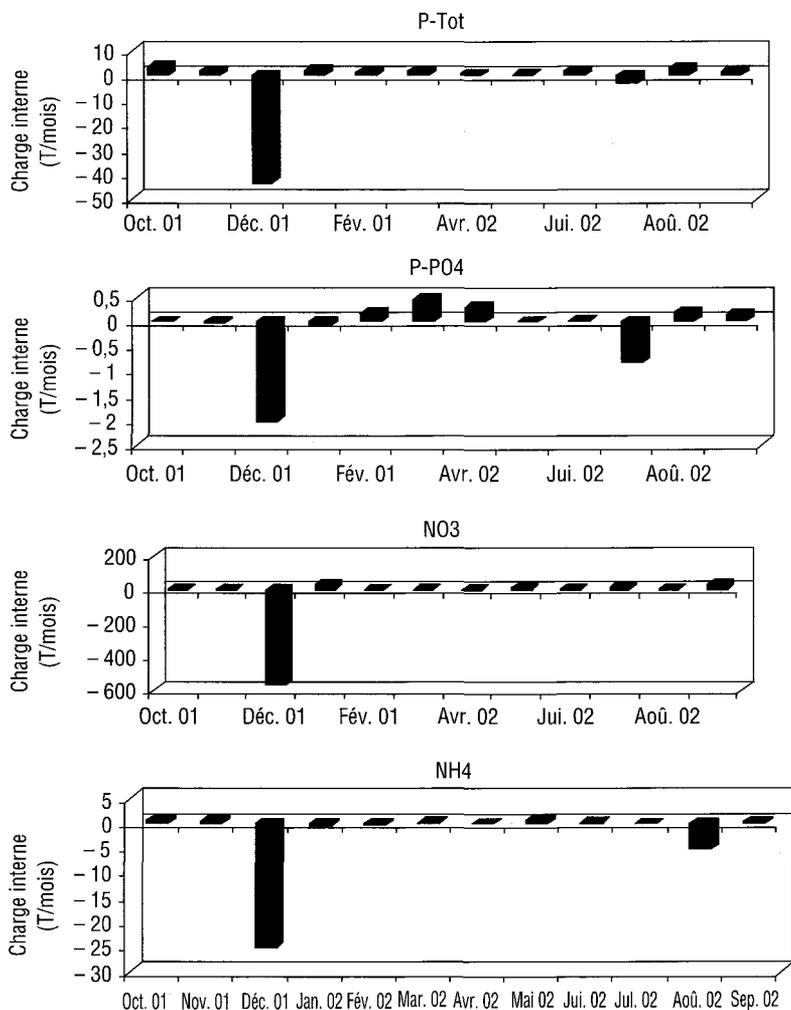
### 4.4 Bilan de masse annuel des composés étudiés

La figure 6 montre les variations temporelles des flux des composés phosphorés et azotés étudiés à l'entrée et à la sortie du réservoir. Les flux mensuels maximums à l'entrée et à la sortie du réservoir sont concentrés en décembre où les flux en S<sub>3</sub> excèdent remarquablement les flux en S<sub>1</sub> pour tous les éléments étudiés ; ils atteignent à l'entrée 7,95 T/mois en P-Tot ; 1,64 T/mois en P-PO<sub>4</sub><sup>-</sup> ; 363,21 T/mois en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et 4,47 T/mois en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, et à la sortie 83,16 T/mois en P-Tot ; 3,78 T/mois en P-PO<sub>4</sub><sup>-</sup> ; 933,24 T/mois en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et 29,66 T/mois en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> coïncidant avec le débit de sortie le plus élevé équivalent à 92,4 mm<sup>3</sup>.

Les charges internes des composés étudiés montrent des variations mensuelles (figure 7) avec en moyenne une tendance vers une rétention annuelle de 29,3 % pour le P-Tot, de 3,7 % pour les P-PO<sub>4</sub><sup>-</sup> et 4,3 % pour les NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (tableau 2).



**Figure 6** Variations mensuelles des flux de : P-Tot, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> à l'entrée et à la sortie du réservoir Daourat.  
*Monthly variations in the input and output fluxes of: P-Tot, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in the Daourat Reservoir.*



**Figure 7** Variations mensuelles des charges internes en : P-Tot, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.  
*Monthly variation of the internal loads of: P-Tot, P-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.*

**Tableau 2** Bilan annuel des composés phosphorés et azotés étudiés.

**Table 2** Annual flux of phosphorus and nitrogen compounds.

	Charge annuelle à l'entrée (Tonnes/an)	Charge annuelle à la sortie (Tonnes/an)	Charge interne annuelle (Tonnes/an)	Pourcentage de rétention
P-tot	54,09	38,23	15,86	29,32
P-PO <sub>4</sub>	5,87	5,65	0,21	3,68
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	475	455,48	20,52	4,31
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	9,01	11,13	-5,12	0

## 4 – DISCUSSION

### 4.1 Caractérisation abiotique et biotique du réservoir Daourat

Le réservoir Daourat dans lequel les eaux sont rapidement renouvelées ne présente aucune stratification thermique et aucune période d'anoxie. Contrairement aux réservoirs à fort temps de séjour comme le réservoir Sidi Mohammed Ben Abdallah (44 mois en moyenne) et Al Massira (10 à 42 mois) qui connaissent une période d'anoxie en période estivale (ONEP, 1996). Le faible temps de séjour de l'eau dans le réservoir semble avoir des répercussions positives sur la qualité des eaux. La baisse du pH en été est sans doute liée à la dégradation de la matière organique stimulée par l'élévation de la température (BOERS et VAN HESE, 1988). L'activité catabolique qui assure la minéralisation des composés organiques sédimentés au fond est confirmée aussi par les faibles valeurs du potentiel redox notamment en été ; ses valeurs largement inférieures à + 200 mV laissent prévoir selon BANOUB, 1977 ; LIJKLEMA, 1977 un relargage du phosphore à partir des sédiments contribuant ainsi à l'augmentation de la production primaire. À l'entrée du réservoir, Les fortes teneurs sont enregistrées en période de crue. L'évolution des teneurs en P-Tot et en  $\text{NO}_3^-$  est donc déterminée par l'hydrologie de l'Oued Oum Rbia. Les apports en P-Tot et en  $\text{NO}_3^-$  pourraient être liés au lessivage des sols agricoles du bassin versant local du réservoir et aux restitutions des réservoirs Imfout et Al Massira en amont. Dans le réservoir, les  $\text{NO}_3^-$  contribuent à plus de 90 % de l'azote inorganique suggérant une source diffuse d'azote au réservoir d'origine agricole (MARTINELLI *et al.* 1999). L'ammonium est absorbé préférentiellement lorsque les algues disposent simultanément d' $\text{NH}_4^+$  et de  $\text{NO}_3^-$  (FOGG, 1969 ; PROCHASKOVA *et al.* 1970) ; ce qui explique les faibles teneurs mesurées au printemps, sans négliger la part de la nitrification du fait que le milieu est bien oxygéné. L'augmentation des teneurs en  $\text{NH}_4^+$  en août serait en relation avec la décomposition bactérienne des composés organiques azotés du fait des faibles teneurs en  $\text{O}_2$  dissous enregistrés en cette période dans les eaux du fond ; cette évolution temporelle d' $\text{NH}_4^+$  a été observée par plusieurs auteurs (MEYBECK, 1982 ; FISHER *et al.*, 1988 ; BIZSEL et USLU, 2000). Le pic de décembre correspond à la période de vidange de la retenue qui est à l'origine des perturbations responsables du remaniement du sédiment du fond et du relargage de l'ammonium qui constitue la forme prédominante de l'azote inorganique des sédiments (ROSENFELD, 1979).

Les pics du phosphore total enregistrés dans le réservoir en octobre ; décembre et juillet correspondraient respectivement : (1) au lessivage du sol agricole riche en fertilisants phosphorés ; (2) à la période de crue où les apports issus du lessivage du bassin versant et des restitutions amont sont élevés par rapport aux autres mois du cycle accompagnée d'une opération de vidange qui a favorisé des apports autochtones issus du compartiment sédimentaire suite aux remaniements qui en découle et (3) à la minéralisation de la matière organique en période estivale confirmée par la diminution des teneurs en oxygène dissous dans les eaux du fond. Les P- $\text{PO}_4$  ne constituent qu'une faible fraction du phosphore total de l'ordre de 17 %. Les faibles teneurs sont enregistrées en période de forte productivité algale (mai) caractérisée par le pH le plus élevé (CAPBLANC J., 1972). Cette fraction de phosphore est considérée comme étant la seule forme préférentiellement et directement assimilable par

les algues (REYNOLDS, 1984). On peut penser également à l'élimination des P-PO<sub>4</sub> par d'autres processus physico-chimiques tels que leur adsorption sur les hydroxydes de métaux et leur précipitation sur le calcium qui peuvent constituer des taux significatifs de sédimentation du phosphore particulaire (STUMM et MORGAN, 1996 ; ORMAZA-GONZALES et STATHAM, 1991). La teneur la plus élevée enregistrée en août semble être gouvernée par les interactions eau-sédiment durant lesquelles le relargage à partir des sédiments constitue une source endogène d'apport en P-PO<sub>4</sub> au réservoir (TAOUFIK et DAFIR, 2002).

#### **4.2 Effet de la vidange sur l'organisation et le fonctionnement du réservoir Daourat**

Le milieu du réservoir et son aval sont les stations les plus affectées par les perturbations causées par l'opération de vidange. L'analyse des paramètres étudiés en décembre (période de vidange) montre : un faible temps de résidence ; une baisse thermique ; un potentiel redox inférieur à + 200 mV ; une grande oxygénation qui serait en rapport avec le brassage du milieu aquatique causé par cette vidange et avec la forte activité photosynthétique estimée par la forte concentration chlorophyllienne. Les répercussions de la vidange se traduisent par une grande turbidité et de fortes concentrations en éléments nutritifs dans le milieu du réservoir (S<sub>2</sub>) et son aval (S<sub>3</sub>). Ces éléments seraient relargués à partir du sédiment suite à l'activité hydrodynamique causée par la vidange. Cet effet est confirmé par l'excès des flux de sortie par rapport aux flux d'entrée en composés étudiés en décembre en témoignage d'un apport endogène qui coïnciderait avec la vidange hivernale. Les faibles teneurs en orthophosphates en S<sub>2</sub> pourront s'expliquer par l'épuisement phytoplanctonique et l'adsorption sur la matière en suspension.

#### **4.3 Relation entre phosphore et chlorophylle**

Plusieurs travaux ont montré une étroite relation entre le phosphore total et la chlorophylle « a » (DILLION et RIGLER, 1974 ; JONES et BACHMANN, 1976 ; CANFIELD, 1983). Cependant pour la retenue Daourat cette relation ne semble pas être significative. Ceci pourrait être expliqué par la forte turbidité de la retenue provoquée par la vidange. En effet dans les lacs et les retenues de barrages turbidiques le phosphore total est essentiellement sous forme particulaire puisque la majorité du phosphore est vraisemblablement attaché à des particules minérales non biodisponibles (CARLSON, 1992), ainsi la chlorophylle « a » ne peut être prévue avec précision et fiabilité à partir des concentrations en phosphore totale. Les orthophosphates, quant à eux, contribuent significativement dans l'explication de la variance de la chlorophylle « a ».

Ces relations sont développées à partir d'un groupe de données faible (n = 12 pour PT, n = 12 pour P-PO<sub>4</sub>), elles ne doivent pas être utilisées comme des modèles prédictifs.

#### **4.4 Bilan de masse annuel des composés étudiés**

Dans le réservoir Daourat, les flux les plus importants en P-Tot, en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sont concentrés sur les périodes des hautes eaux et plus particulièrement en période hivernale lors des crues (décembre). La charge annuelle des compo-

sés étudiés montre une augmentation en 2002 par rapport à 1998 (TAOUFIK, 2002). Cette variabilité interannuelle des flux à l'entrée du réservoir laisse supposer l'existence de changements au niveau des charges disponibles sur le bassin versant. Ces changements peuvent être opérés au niveau du mode d'occupation des sols : dégradation de plus en plus intense du couvert végétal dans le bassin versant responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau qui s'amplifie avec les précipitations (RYDING et RAST, 1994), ainsi que l'utilisation abusive des engrais en agriculture. Associés aux contrastes météorologiques et hydrologiques, tous ces changements sont de nature à augmenter les charges apportées au réservoir Daourat. Ces charges apportées sont faibles par rapport à d'autres réservoirs marocains tels que Al Massira (DAFIR, 1997), Hassan 1<sup>er</sup> (AFDALI, 1993) et Driss 1<sup>er</sup> (ALAOUI, 1993) ainsi qu'aux données de la littérature (HAYWARD *et al.*, 1993 ; BREKHOVSKICH *et al.*, 2002 ; RAIKE *et al.*, 2003). Ce résultat est probablement en relation avec le fort pouvoir de rétention des réservoirs amont Al Massira et Imfout. ALAOUI (1993) et DAFIR (1997) ont montré que 90 % du phosphore qui entre au réservoir Al Massira ainsi que 34,9 % des apports en phosphates à Imfout sont stockés localement (TAOUFIK et DAFIR, 2002). Ces deux réservoirs constituent, donc, de véritables pièges à sédiments, réduisant considérablement les apports fluviaux vers le réservoir aval Daourat DILLION et KIRCHNER, 1975 ont démontré que lorsque l'apport en eau douce d'un lac ou d'un réservoir provient essentiellement d'un plan d'eau situé en amont du même bassin versant, le lac aval recevra une charge nutritive inférieure à celle de l'amont.

En décembre et en juillet, les flux sortants excèdent les flux entrants ce qui laisse supposer un apport interne par relargage à partir des sédiments en particulier pour le phosphore. Les sédiments peuvent influencer la dynamique du phosphore (BOSTROM, 1984 ; GOLTERMAN, 2000, 2001 ; REYNOLDS, 1999). En décembre, les apports sont liés au remaniement des sédiments créé par la vidange ; et en juillet ils coïncident avec la période de minéralisation de la matière organique du fond. Les pics du P-Tot et des P-PO<sub>4</sub> observés en juillet-août confirment l'apport interne au réservoir à partir du sédiment. Cette charge interne constitue souvent une source importante de phosphore pour les eaux sus-jacentes (PREMAZZI et PROVINI, 1985 ; RYDING et BRUNBERG, 1998) en relargant sous certaines conditions de pH et des conditions redox qui affectent la mobilité du phosphore minéral (BOSTROM *et al.*, 1982 ; ENELL et LOFGREN, 1988). Ce phénomène de relargage a été mis en évidence par la mesure d'un flux de phosphore dissous de 3,28 mg/m<sup>2</sup>/jour (chambre benthique) à l'interface eau-sédiment en période estivale dans ce réservoir (TAOUFIK, 2002).

#### 4.5 Estimation du potentiel trophique

Deux principaux types d'indicateurs, biotique et abiotique pour définir l'état trophique d'un écosystème sont actuellement utilisés (PESSON, 1980). Les niveaux de concentration moyennes en chlorophylle « a » et en phosphore total au cours de notre période d'étude permettent d'après les propositions de l'OCDE (1982) de classer l'eau du réservoir Daourat dans la catégorie hyper-eutrophe. Par comparaison aux résultats trouvés par TAOUFIK (2002) et EL KARIM (2002), une évolution importante dans l'état trophique du réservoir est enregistrée. Cette évolution est la conséquence de l'augmentation des charges en phosphore allochtone (restitutions des réservoirs amont et lessivage des

sols agricoles du bassin versant en période de crue) et autochtones (apports endogènes en période estivale et en période de vidange).

## 5 – CONCLUSION

Il se dégage de cette étude le rôle des variations hydrologiques inhérentes aux variations météorologiques dans l'évolution temporelle des paramètres de qualité, les charges en hiver sont gouvernées par les apports exogènes du bassin versant local et des restitutions des barrages en amont ainsi que par les apports endogènes issus du sédiment par relargage suite aux perturbations hydrodynamiques créées par la vidange de décembre ; les charges en été sont contrôlées par les apports endogènes suite aux interactions eau-sédiment suivant certaines conditions de pH et de potentiel redox. L'essentiel des formes azotées sont des nitrates qui résulteraient du phénomène de nitrification et des apports allochtones hivernaux par lessivage du sol agricole.

L'impact de la vidange du 23 décembre s'identifie particulièrement dans les stations  $S_2$  et  $S_3$  et réside d'une part dans l'augmentation du taux de la matière en suspension qui semble jouer un rôle très important dans l'élimination des orthophosphates de l'eau du réservoir par processus d'adsorption ; d'autre part dans l'élévation des concentrations en phosphore total ; nitrates et ammonium. L'élimination des orthophosphates est assurée également par l'épuisement phytoplanctonique. La vidange aurait aussi une conséquence sur le temps de séjour en le réduisant suite au grand débit de sortie qui en découle. Une bonne oxygénation marque cette période.

Les deux types d'approvisionnement (exogène et endogène) fertilisent le milieu aquatique en éléments nutritifs et permettent alors un développement phytoplanctonique important.

Une relation a été déduite entre les orthophosphates et la chlorophylle « a » et confirme l'interdépendance entre la biomasse algale et les orthophosphates.

Les eaux du tronçon sont plus dégradées par rapport à 1998 ; le niveau d'eutrophisation est plus élevé ; la vidange en est en partie responsable.

Les charges apportées même si elles dépassent quantitativement celles de 1998 restent inférieures par rapport aux réservoirs de l'amont (Al Massira et Imfout). Ces réservoirs constitueraient des pièges qui réduiraient les apports fluviaux vers le réservoir Daourat.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier la direction de l'hydraulique de Rabat pour sa collaboration en nous fournissant les données hydrologiques nécessaires, et le ministère de l'Enseignement supérieur d'avoir intégré ce travail dans le programme d'appui de recherche scientifique (PARS), [Référence SDU. 71 de 2001/2004].

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFDALI M., 1993. Contribution à l'étude du comportement du phosphore dans le lac réservoir Hassan 1<sup>er</sup> (Maroc). Th. 3<sup>e</sup> cycle. Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc, 131 p.
- AFNOR, 1994. Qualité de l'eau, Environnement. Recueil des normes françaises, Paris.
- ALAOUI M.M., 1993. Intérêts de l'étude des bilans biogéochimiques de l'azote et du phosphore pour la compréhension du déterminisme de l'eutrophisation de quelques retenues marocaines. Th. Doc. État. Univ. Sidi Mohammed Ben Abdellah. Fès, Maroc, 180 p.
- BANOUB M.V., 1977. Experimental investigation on the release of phosphorus in relation to iron in freshwater. In AFDALI, 1993. Contribution à l'étude du comportement du phosphore dans le réservoir Hassan premier au Maroc.
- BIZSEL N., SLU O., 2000. Phosphate, nitrogen and iron enrichment in the polluted Izmir Bay, Aegean Sea. *Mar. Environ. Res.*, 49, 101-122.
- BOERS P. et VAN HESE O., 1988. Phosphorus release from the peaty sediments of the loosdrecht lakes (The Netherlands). *Wat. Res.*, 22(3), 355-363.
- BOSTROM B., 1984. Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 69, 457-474.
- BOSTROM B., JANSSON M., FORSBERG C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beich. Ergben.*, 18, 5-59.
- BREKHOVSKIKH V.H., KOCHARYAN A.G., SAFRANOVA K.I., 2002. Effect of anthropogenic load variations on the hydrochemical and regime of the Iran'Kova reservoir. *Water resources*, 29(1), 78-84.
- CANFIELD D.E., 1983. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Res. Bull.* 19, 255-262.
- CAPBLANQ J., 1972. Phytoplancton et productivité primaire de quelques lacs d'altitude dans les pyrénées. *Annis. Limnol.* 22(3), 231-283.
- CARLSON, 1992. Expanding the trophic state concept to identify non nutrient limited lakes and reservoir. Proceeding of a national conference and Entancing the state lake management programs. Monitoring and lake impact assessment. Chicago.
- DAFIR J.E., 1997. Application de la dynamique du phosphore à l'étude de l'organisme et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques ( barrage Al Massira, lagune de Nador, baie de Dakhla- Maroc) : Gestion et préservation. Th. Doct. Etat. Univ. Hassan II, Casablanca, Maroc, 634 p.
- DILLION P.J., RIGLER F.H., 1974. The phosphorus and chlorophyll relationship in lakes. *Limnologie oceanogr.* 19: 767- 773.
- DILLON P.J., KIRCHNER W.B., 1975. The effect of geology and land-use on the export of phosphorus from watersheds. *Wat. Res.*, 9, 135-148.
- DRPE., 1995. État de la qualité des ressources en eau dans le bassin d'Oum Rbia. *Publication de l'Administration de l'Hydraulique*, Rabat, Maroc, 31 p.
- EL ABED L., 1996. Contribution à l'étude de l'impact des sédiments sur la qualité de l'eau : Cas des retenues des barrages Daourat et Imfout (Maroc). Th. 3<sup>e</sup> cycle. Univ. Mohamed V, Rabat, Maroc, 394 p.
- EL KARIM I., 2002. Fonctionnement hydrogéochimique des retenues Daourat et Sidi Maâchou : Régime hydrologique, impact des barrages en amont, variation spatio-temporelle et géochimie du phosphore. Doct. National. Univ. Mohamed V, Rabat, Maroc, 147 p.
- ENELL M., LOFGREN S., 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics; *Hydrobiologia*, 170, 103-132.
- FISHER T.R., HARDING L.W., WARD L.G., 1988. Phytoplankton, nutrients turbidity in the chesapeake, Delaway and Hudson Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 27, 61-93.
- FOGG G.E., 1969. Algal cultures and phytoplankton ecology. University of Wisconsin Press, Madison.
- GOLTERMAN H.L., 2000. Fractionnartion and bioavailability of phosphorus in lacustrine sediments: A review. *Limnetica*, 20, 15-29.

- GOLTERMAN H.L., 2001. Phosphate release from anoxic sediments or "what did Mortimer really write". *Hydrobiologia*, 450, 99-106.
- HAYWARD J., FOY R.H., GIBSON C.E., 1993. Nitrogen and phosphorus in the Erne system, 1974-1989. *Biology and environment: Proceeding of the royal Irish Academy*, 933(1), 33-44.
- JONES J.R., BACHMAN R.V., 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *Water pollution control*. 48: 2176-2182.
- LIJKLEMA L., 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water sediment. In interactions between sediments and freshwater, GOLTERMAN H.L. (ed.) junk, the Hague: 313-317.
- LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equation. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- MARTINELLI L., KRUSHE A.V., VICTORIA R.L., DE CAMANGO P.B., BERNARDES M., FERRAZ F.S., DE MAREAS J.M., BALLESTER M.V., 1999. Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba river Brasil. *Water, Air and soil Pollution*, 110(1/2), 67-79.
- MEYBECK M., 1982. Carbon, Nitrogen and phosphorus transport by World Rivers. *Amer. J. Sci.*, 282, 401-450.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux : Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. *Document OCDE*, Paris, 1-165.
- ONEP, 1996. État de la qualité des eaux superficielles du bassin de l'Oum Rbia. *Office nationale de l'eau potable*. Maroc, 30 p.
- ORMAZA-GONZALES F.I., STATHAM P.J., 1991. The occurrence and behaviour of different forms of phosphorus in the waters of four English estuaries. In M. ELLIOTT; DUCROTOY J.P., Estuaries and coasts: spatial and temporal inter-comparisons (pp. 77-83). *London Olsen and Olsen*.
- PESSON P., 1980. La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars. Paris, 1-345.
- PREMAZZI G., PROVINI A., 1985. Internal P loading in lakes: a different approach to its evaluation. *Hydrobiologia*, 120, 23-33.
- PROCHAZKOVA L., BLAZKA P., KVALOVA M., 1970. Chemical changes involving nitrogen metabolism in water and particulate matter during primary production experiments. *Limnol. Oceanogr.*, 15, 797-807.
- RÄIKE A., PIETILÄINEN S., REKOLAINEN S., KAUPPILA P., PITKÄNEN H., NIEMI J., RAATELAND A., VUORENMAA J., 2003. Trend of phosphorus, nitrogen and chlorophyll (a) concentrations in finnish rivers and lakes in 1975- 2000. *Sci. Tot. Environ.*, 310, 47-59.
- REYNOLDS C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. E. Beck (Ed.), *Cambridge University Press*.
- REYNOLDS C.S., 1999. Metabolic sensitivities of lacustrine ecosystems to anthropogenic forcing. *Aquat. Sci.*, 61: 183-205.
- ROSENFELD J., 1979. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 24 (2): 356-364.
- RYDING S.O., RAST W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. *Collection sciences de l'environnement*. 294 p.
- RYDING E., BRUNBERG A., 1998. Seasonal dynamics of phosphorus in lake Erken Surface surface sediments. *Arch. Hydrobiol. Spe. Issues Advanc. Limnol.*, 51, 157-197.
- STUMM W., MORGAN J.J., 1996. *Aquatic chemistry (3<sup>rd</sup> Ed.)*, wiley- Interscience publication, New York.
- TAOUFIK M., 2002. Hydrogéochimie de la partie aval du bassin Oum Rbia (Imfout – Estuaire d'Azemmour) : Évaluation trophique et dynamique du phosphore. Th. Doc. National. Univ. Hassan II – Ain Chock, Casablanca, Maroc, 230 p.
- TAOUFIK M., DAFIR J.E., 2002. Comportement du phosphore dans le sédiment des barrages de la partie aval du bassin versant d'Oum Rbia (Maroc). *Rev. Sci. de l'eau*, 15(1), 235-249.
- VOLLENWEIDER R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD Technical report DAS/CS/68.27, 254 p.
- VOLLENWEIDER R.A., KEREKEZ J., 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OCDE, Paris.