

Impact de la sécheresse sur l'évolution de la qualité des eaux du lac Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc)

The effect of dryness on water quality of lake Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Morocco)

M. SADANI, N. OUZZANI*, L. MANDI

Reçu le 29 janvier 2003, accepté le 25 septembre 2003**.

SUMMARY

Eutrophication is one of the most important water quality problems in lakes. Due to the effects of excessive external inputs of nutrients (phosphorus and nitrogen), compounded with unfavorable climatic and hydrologic conditions, the lake undergoes major changes that involve both the physical-chemical properties of water and the aquatic communities living there. There have been many studies on lake ecosystems and their evolution (HENRY *et al.*, 1984; AFDALI, 1993; HARRAK, 1991; LOUDIKI *et al.*, 1994; SBIYYAA, 1998, MOUHRI *et al.*, 1999). These studies relate especially to the role of nutrients (nitrogen and phosphorus mainly) in the evolution of lakes. The influence of climatic and hydrologic conditions on the structure and dynamics of these ecosystems has been often underestimated. Indeed, there are few studies on the relationship between climatic conditions and the trophic status of aquatic ecosystems.

The aim of this paper is to study the behavior of the physical-chemical qualities of water in lake Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Morocco) and its trophic status under severe climatic conditions, especially during the very dry hydrological year 1998/99. The Ouarzazate region is characterized by an arid continental climate with very hot summers and cold winters. Due to both great evaporation and increasing demand for water for irrigation, the water levels of the reservoir has been reduced by 14 m and its storage capacity has been considerably reduced. The approach used was to assess water quality in a station at the deepest area of the lake during the hydrological year 1998/99. Sampling was undertaken monthly and different parameters were analyzed including temperature, pH, total suspended solids (TSS), salinity, dissolved oxygen (DO), chlorophyll a, phosphorus (TP and PO_4^{3-}), and nitrogen (TNK, NO_3^- and NH_4^+).

Département de Biologie, Faculté des Sciences Semlalia, BP 2390, Marrakech, Maroc. E-mail : Mustaphasadani@hotmail.com

* Correspondance : E-mail : Ouazzani@ucam.ac.ma

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 septembre 2004.

The results of this study demonstrated important seasonal variations of water temperature in the lake. Temperature varied from 9.5°C in the winter to as high as 28.5°C in the summer. Based on this parameter, the reservoir could be classified as a monomictic hot lake with one mixing period occurring in winter. In the entire water column, the pH values were slightly alkaline and oscillated between 7.8 and 8.5 at the surface and 7.4 to 8.2 at the bottom of the lake. This reflects a well-buffered system with moderate benthic decomposition activity. The decrease in water volume by evaporation and intensive use for irrigation resulted in an increase in water salinity. These two parameters presented a significant correlation ($r^2 = 0.60$ for $n=13$ and $p < 0.05$). A decrease in dissolved oxygen from 7.3 mg O₂/l at the surface to 0 mg O₂/l at the bottom of the lake occurred during summer stratification. However, water of the lake reservoir was well oxygenated during preceding years (concentration of dissolved oxygen oscillated between 2 and 11 mg/l (ONEP/BRL, 1998)). Concentrations of chlorophyll a in the euphotic zone (8 m depth) were very important and varied from 12 µg/L (August 1998) to 49 µg/L (September 1999) with an average of 25 µg/L. Based on the chlorophyll a value, the lake Mansour Eddahbi could be classified as eutrophic.

The lake has become shallower and the thermocline, beginning at 12 m below the surface, has moved closer to the deeper layers where exchange between sediments and the water column is important. These exchanges between the two compartments of the lake contributed to enrichment of the water column in summer, creating an internal nutrient load. During the hot period when the lake was stratified, there was a large loss of nitrogen from the system. During the mixing period, nitrates were present at substantial concentrations in the deeper regions, but in summer nitrates were consumed rapidly in the surface layer, leading to a limitation on phytoplankton growth in this period. This same phenomenon was also noticed by HENRY *et al.* (1984). Furthermore, these losses of nitrogen induce a strong reduction in the N/P ratio during this period.

Orthophosphate concentrations decrease from the bottom layers to the surface, with almost total impoverishment in the upper strata. This impoverishment reaches 10 m during the summer period and these values are often limiting for the phytoplankton production. The correlation obtained between orthophosphate concentrations and chlorophyll a was significant, especially in summer ($r^2 = 0.79$ for $n=13$ and $p < 0.05$).

Nutrient exchange at the water and sediment interface was favoured by the anoxic conditions at the lake bottom that prevailed during the eight months of stratification. The release of these substances can alone, without external contributions, maintain important primary production. This was confirmed by the importance of phytoplankton development compared to the preceding years. The algae production seemed to be enhanced, even if the reported N/P ratio was not optimal, particularly during the period of stratification and had no significant correlation with chlorophyll a content ($r^2 = 0.19$, $n=13$ and $p < 0.05$). This important production appeared to be the result of an internal enrichment of the lake in nutrients coming from the sediment. According to nitrogen (0.2 mg/L) and phosphorus values (0.02 mg/L), the lake could be classified as hypereutrophic whereas two years earlier it was considered mesotrophic (ONEP/BRL, 1998).

This work shows clearly that the severe climate conditions during the hydrological year 1998/99 contributed to a rapid degradation of the trophic status of this lake. It changed from a mesotrophic to a hypereutrophic state, resulting from an important enrichment in nutrients and the consequent algal production.

Key words: lake, arid climate, trophic status, water quality, salinity, nutrients, nitrogen, phosphorus.

RÉSUMÉ

L'objectif de ce travail est d'étudier l'impact d'une année hydrologique très sèche (98/99) sur la qualité physico-chimique et l'évolution de l'état trophique du lac Mansour Eddahbi. Ce lac est situé dans la région de Ouarzazate, au sud du Maroc, caractérisée par un climat aride continental, avec des écarts thermiques hiver-été importants, des précipitations très faibles et une forte évaporation. Ceci induit une réduction considérable du volume total du lac et par suite une baisse de 14 m de son niveau.

À la lumière des valeurs de températures enregistrées au niveau de la colonne d'eau, le lac peut être classé dans la catégorie des lacs monomictiques avec une seule période de mélange hivernale. Le pH est légèrement alcalin. La réduction du volume d'eau au niveau du lac a engendré une augmentation de la salinité des eaux. Une corrélation significative est enregistrée entre les deux paramètres ($r^2 = 0,60$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$).

Un déficit marqué en oxygène dissous (7,3 mg d'O₂/l comme moyenne en surface et des valeurs inférieures à 2 mg d'O₂/l voire nulles en profondeur durant la stratification), les teneurs en Chl « a » (24 µg/l) permettent de classer le lac dans la catégorie des lacs eutrophes. Selon les teneurs enregistrées en azote (0,2 mg/l) et en phosphores (0,02 mg/l), le lac est hyper-eutrophe. Deux années auparavant, le lac était considéré comme mésotrophe (ONEP/BRL, 1998). Les conditions climatiques sévères qui ont sévi durant l'année hydrologique 98/99 ont contribué à une évolution accélérée de l'état trophique du lac.

Mots clés : lac, climat aride, état trophique, qualité de l'eau, minéralisation, nutriments, azote, phosphore.

1 – INTRODUCTION

À cause de leur caractère stagnant, les écosystèmes lenticques sont très vulnérables à la pollution. Outre les nuisances liées à la toxicité, le phénomène d'eutrophisation des milieux lacustres est l'un des problèmes écologiques les plus pressants. L'ensemble des processus évolutifs d'un écosystème aquatique tend vers un état de déséquilibre trophique (crise trophique). Cette évolution se déroule dans le temps à une vitesse variable. Devant des conditions climatiques et hydrologiques défavorables, le lac subit des changements majeurs qui s'installent dans les eaux superficielles et en profondeur à la fois dans les propriétés physico-chimiques des eaux et dans les communautés aquatiques qui y vivent. En effet, les travaux effectués par SBIYYAA (1998) ont montré que la sécheresse qui a sévi en 1995 a provoqué d'importants changements dans la qualité des eaux du lac réservoir Lalla Takerkouste (Marrakech, Maroc). La concentration des éléments nutritifs dans les eaux est, entre autres, l'une des conséquences inéluctables de cette situation.

Traditionnellement, les recherches sur les conditions physico-chimiques et les niveaux trophiques inférieures (phytoplancton et zooplancton) ont été souvent privilégiées en limnologie. C'est ainsi que plusieurs travaux ont été réalisés sur les écosystèmes lacustres et leur évolution (HENRY *et al.*, 1984 ; AFDALI, 1993 ; HARRAK, 1991 ; LOUDIKI *et al.*, 1994 ; SBIYYAA, 1998, MOUHRI *et al.*,

1999). Ces travaux relatent surtout le rôle des nutriments (azote et phosphore principalement) dans l'évolution des écosystèmes lacustres. L'influence des conditions climatiques et hydrologiques sur la structure et la dynamique de ces écosystèmes a été souvent sous-estimée. En effet, les études de la relation entre les conditions climatiques et l'état trophique d'un écosystème, en particulier dans les régions à climat chaud, restent peu nombreuses et présentent un caractère fragmentaire.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact des conditions climatiques et hydrologiques exceptionnellement sévères (faibles précipitations, fort ensoleillement, faibles apports en eau) sur la variation spatio-temporelle des eaux, et par la suite, sur l'état trophique du lac réservoir Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc) durant l'année hydrologique (sept 98/ août 99), période particulièrement très sèche. Les études menées précédemment en 1995 et 1998 classaient ce lac entre la mésotrophie et l'eutrophie à un degré de l'ordre de 32 à 65 % (ONEP/BRL, 1998).

2 – SITE D'ÉTUDE

2.1 Caractéristiques générales

La ville de Ouarzazate est située au Sud-Est du pays, sur le versant sud du Haut Atlas central à 200 km environ au sud de la ville de Marrakech. Sa population s'élève, selon le dernier recensement de 1994, à 39 203 habitants qui vivent sur un périmètre urbain d'une superficie de 45 km².

Le lac Mansour Eddahbi constitue la pièce maîtresse du développement de la région. Il représente la seule source pérenne en eau dans la région. Géographiquement, ce lac, aménagé à proximité du centre urbain de Ouarzazate sur l'oued Draâ à la confluence des oueds de Ouarzazate et de Dades (figure 1), est situé à une altitude de 1 160 m et une latitude de 30° 56' N. Il permet de régulariser les apports de l'oued Draâ et garantit les besoins en eau et la valorisation de la production agricole de toute la vallée de Draâ. Il permet aussi une production moyenne annuelle en énergie électrique de l'ordre de 20 millions de KW/H. En plus de ses deux vocations, et pour subvenir aux besoins croissants en eau potable de la ville de Ouarzazate, les eaux du lac sont potabilisées depuis 1997 dans une station de traitement, d'une capacité de production de 170 l/s.

Les caractéristiques morphométriques du lac sont rapportées dans le tableau 1.

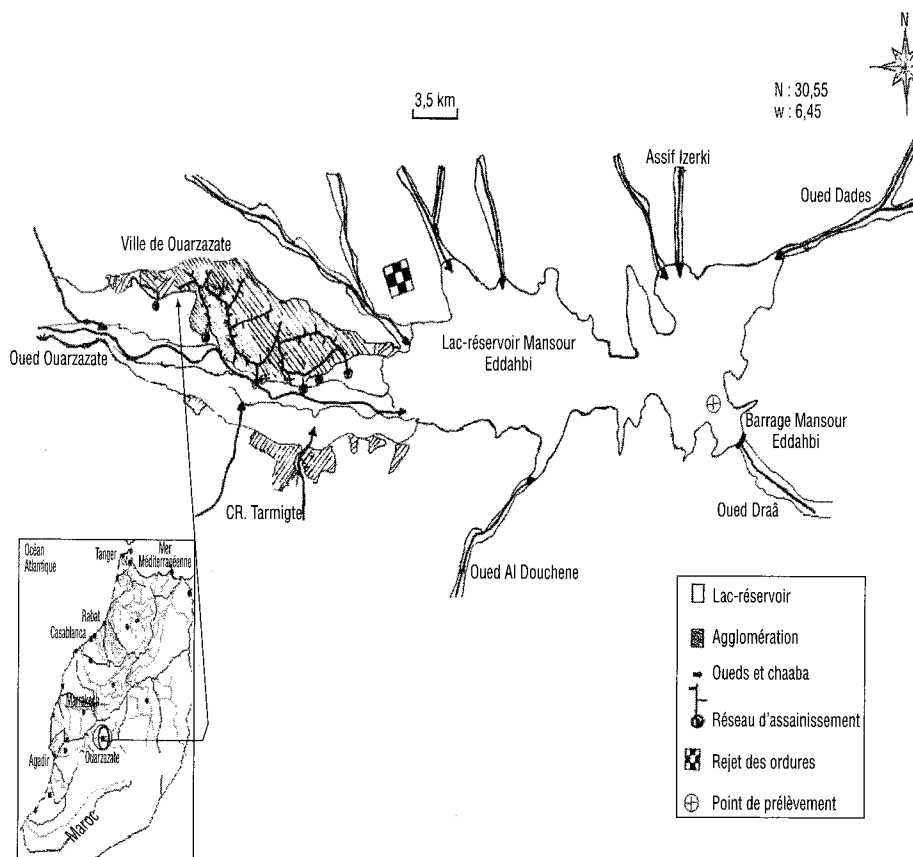


Figure 1 Représentation schématique du lac réservoir Mansour Eddahbi.
Schematic representation of the Mansour Eddahbi lake.

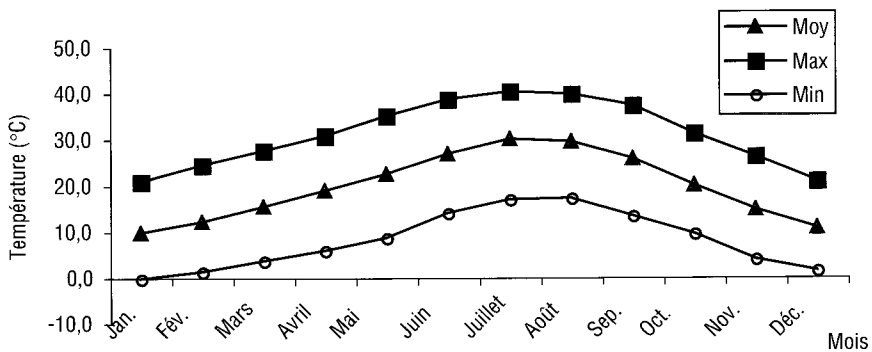
2.2 Contexte climatique et pluviométrique

La zone d'étude est caractérisée par un climat aride, sec à tendance continentale. Les températures de l'air avoisinent 40 °C en été et peuvent aller en deçà de 0 °C en hiver. La température moyenne est de l'ordre de 20 °C (figure 2).

Le régime des précipitations mensuelles dans la région est caractérisé par une faible pluviométrie en automne et en hiver alors que le printemps et l'été sont très secs (figure 3-1). La pluviométrie interannuelle est marquée par une grande irrégularité caractéristique du climat pré saharien. La moyenne annuelle est de l'ordre de 105 mm. L'année d'étude 98/99 est particulièrement sèche avec une pluviométrie totale annuelle de 35 mm (figure 3-2), soit un déficit d'environ 66 % (tableau 2).

Tableau 1 Caractéristiques morphométriques du lac Mansour Eddahbi.**Table 1** Morphometric characteristics of Mansour Eddahbi Lake.

Année de mise en eau	Avril 1972
Étendu du bassin versant	15 000 km ²
Hauteur max. au-dessus des fondations	70 m
Cote maximale	1 110 m
Cote déversoir	1 104 m
Superficie de la retenue	4 760 Ha
Volume de la retenue	560 x 10 ⁶ m ³
Capacité utile de la retenue	536 x 10 ⁶ m ³
Rendement garanti net	250 x 10 ⁶ m ³
Longueur du lac	16,5 km
Profondeur moyenne	30 m
Temps de séjour	4 à 16 mois
Débit moyen annuel	13,4 m ³ /s
Débit d'étiage	0,1 m ³ /s
Débit maximal observé	5250 m ³
Apport moyen annuel	420 x 10 ⁶ m
Apport minimal annuel	36 x 10 ⁶ m ³
Apport maximal annuel	1,43 x 10 ⁹ m ³

**Figure 2** Variation des températures mensuelles moyennes et extrêmes au niveau du Barrage Mansour Eddahbi.

Variation of the monthly average temperatures and the extreme temperatures at the outflow from Mansour Eddahbi lake.

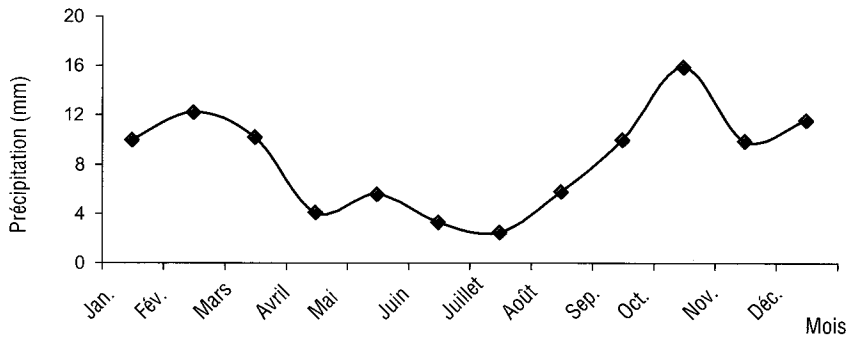


Figure 3-1 Évolution des précipitations moyennes mensuelles au niveau de la station de Mansour Eddahbi.

Average monthly precipitation at the hydrological station of Mansour Eddahbi.

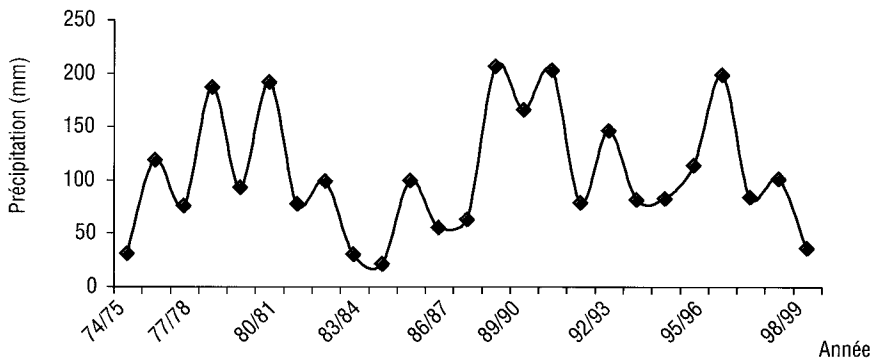


Figure 3-2 Évolution annuelle des précipitations au niveau de la station Mansour Eddahbi.

Annual precipitation at the hydrological station of Mansour Eddahbi.

Tableau 2 Situation hydrologique et climatique du lac Mansour Eddahbi durant la période 1997/98 à 1998/99.

Table 2 Hydrologic and climatic characteristics of Mansour Eddahbi Lake during the period from 1997/98 to 1998/99.

Désignation	Année		
	1997/98	1998/99	1999/00
Stock en début d'année hydro (Mm ³)	385	398	185
<i>Apports annuels 1</i>			
* Volume Mm ³	367	79	291
* Déficit (%)	13	81	31
<i>Restitution 2</i>			
* Volume Mm ³	255	220	210
* Déficit (%)	0	12	16
* Nombre de lâchers	7	6	6
<i>Pluie</i>			
*moyenne annuelle	104,7	–	–
*P (mm)	104	35	123,4
*déficit/excédent (%)	0	– 66	+ 20

1 - L'apport moyen annuel est de 420 Mm³.

1 - Annual average input: $420 \times 10^6 \text{ m}^3$.

2 - Le volume moyen annuel régularisé est de $250 \times 10^6 \text{ m}^3$.

2 - Regularised annual average volume: $250 \times 10^6 \text{ m}^3$.

2.3 Sources de pollution dans la région

Du fait de sa situation, le lac réservoir étudié est confronté à différentes sources de pollution qui menacent la qualité de ses eaux :

a) Le rejet des eaux usées de l'agglomération urbaine directement dans la retenue.

La ville rejette un débit de 55 l/s. Le dysfonctionnement du réseau d'assainissement de la ville fait qu'une grande quantité d'eaux usées se retrouve soit directement ou indirectement dans le lac de barrage.

b) Le rejet de déchets et ordures ménagères en amont de la retenue.

c) Une pollution agricole intense générée par une agriculture familiale de subsistance dominée par la céréaliculture et confinée en bordure des affluents.

d) L'érosion : toutes les conditions requises favorisant l'acuité de ce phénomène aléatoire sont réunies dans la région : la forte irrégularité et l'agressivité climatique, la nature du réseau de drainage, le relief, la pente, la densité végétale... Le taux d'envasement de la retenue a atteint 21 % depuis son édification.

Toutes ces sources de pollutions combinées à la sécheresse qui a touchée la région durant l'année 98/99 influenceraient fortement la qualité des eaux du lac-réservoir.

3 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Points et fréquence d'échantillonnage

La station choisie (figure 1) est située dans la zone la plus profonde du lac et offre des similitudes avec les autres points du lac quant à l'évolution des différents paramètres suivis. C'est un point de contrôle systématique de la qualité de l'eau du lac et qui reflète l'état global du lac (ONEP/BRL, 1998).

Les prélèvements d'eau ont été effectués à l'aide d'une bouteille façonnée de type VAN DORN. À la verticale de la station de prélèvement, les niveaux de colonne d'eau choisis sont : Surface ; 5 m ; 10 m ; 15 m ; 20 m et le fond. Ces niveaux sont échantillonnés mensuellement durant l'année hydrologique 1998/99.

3.2 Paramètres mesurés et méthodes utilisées

Les échantillons d'eau sont prélevés et analysés pour déterminer les caractéristiques suivantes :

Température : La température de l'eau est mesurée in situ à l'aide d'un thermomètre à mercure ordinaire gradué au dixième.

Potentiel d'Hydrogène (pH) : Le pH est mesuré in situ à l'aide d'un pH-mètre type HACH.

Conductivité : La conductivité est mesurée in situ à l'aide d'un conductivimètre de type HACH.

Oxygène dissous : Il est dosé au laboratoire par la méthode de Winkler (modifiée par Alsterberg, décrite par RODIER (1984)). L'hydroxyde de manganèse absorbe complètement l'oxygène présent pour donner l'hydroxyde manganique insoluble. Ce dernier, sous l'action de l'acide sulfurique, oxyde l'iode de l'iodure de potassium préalablement introduit. Le titrage de l'iode libéré (proportionnel à la quantité d'oxygène dans l'eau) se fait par le thiosulfate de sodium.

La chlorophylle « a » : Le dosage de la chlorophylle « a » est effectué sur un échantillon de 1 000 ml prélevé sur une colonne d'eau de 8 m. Les échantillons sont filtrés sur filtre Whatman GF/C de 1,2 µm de porosité. L'extraction des pigments se fait à l'éthanol chaud (30 ml). L'échantillon est par la suite filtré. Les densités optiques du filtrat sont mesurées à 665 nm et ensuite après acidification à l'HCL (0,1 N) à 750 nm. Les concentrations en chlorophylle « a » sont calculées d'après l'équation rapportée par les normes (ISO 10260. 1992).

NTK (Azote Total Kjeldahl) : Déterminé sur l'échantillon brut. Le principe consiste en une minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal par l'acide sulfurique concentré et en présence d'un catalyseur. Le dosage de l'ammonium se fait par acidimétrie après distillation (AFNOR : T90-110).

Ammonium : Sur l'échantillon filtré sur filtre GF/C, il est dosé par la méthode colorimétrique au bleu d'indophénol (AFNOR : T90-025). En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate de sodium comme catalyseur, les ions ammonium traités par une solution de chlore et de phénol donnent un complexe bleu d'indophénol susceptible d'un dosage colorimétrique.

L'azote nitrique : Les nitrates sont réduits à travers une colonne de cadmium-cuivre en nitrites qui sont dosés colorimétriquement (RODIER, 1984).

Le phosphore total : Sur échantillon brut et après minéralisation en milieu acide, les différentes formes sont transformées en orthophosphates que l'on dose au spectrophotomètre à 700 nm après neutralisation du pH.

Les orthophosphates : Sont déterminés sur échantillon filtré par formation en milieu acide et en présence d'un réactif combiné d'un complexe phosphomolybdique qui est réduit par l'acide ascorbique en un complexe de coloration bleu (AFNOR : T90-023).

4 – RÉSULTATS

4.1 Apport en eau et variation du volume du lac

Les figures (2 et 3) représentent les données climatiques et hydrologiques particulières de la retenue de barrage. Les apports en eau au droit du lac en 98/99 ont été très faibles ($50,1 \times 10^6 \text{ m}^3$) comparables aux années de sécheresse des années 80 (figure 4-1). La moyenne annuelle est de l'ordre de 400×10^6 , ce qui permet de considérer cette année comme très sèche ($36 < \text{apport} < 100$ en millions de m^3) (LAHLOU, 1996).

Devant cette situation, le volume du lac a été réduit de plus de 67 %, passant de plus de $450 \times 10^6 \text{ m}^3$ en hiver à moins de $200 \times 10^6 \text{ m}^3$ en été ($164 \times 10^6 \text{ m}^3$ en août 99) (figure 4-2). Cette diminution progressive du volume du lac est le résultat, entre autres, du volume régularisé pour l'irrigation de la vallée de Draâ variant respectivement en hiver et en été de 0 à 45 millions de m^3/mois et du volume évaporé variant de 2,6 à plus de 14 millions m^3/mois (14,1 en juillet 1998) (figure 5). Le volume prélevé pour l'eau potable reste faible et ne dépasse pas 3 millions m^3/an . Simultanément à cette réduction du volume, la profondeur d'eau du lac au point de prélèvement a baissé de près de 14 m passant de plus de 34 m l'hiver à moins de 20 m l'été suivant.

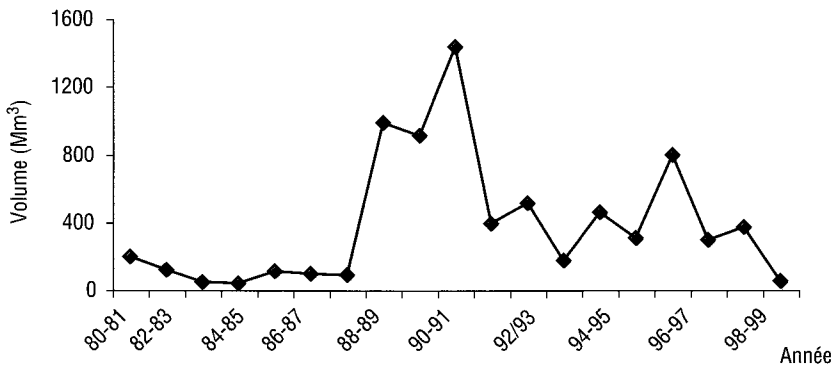


Figure 4-1 Évolution annuelle des apports en eau au lac Mansour Eddahbi durant la période 1980/81-1998/99.

Annual inputs to Mansour Eddahbi Lake during the 1980/81-1998/99 period.

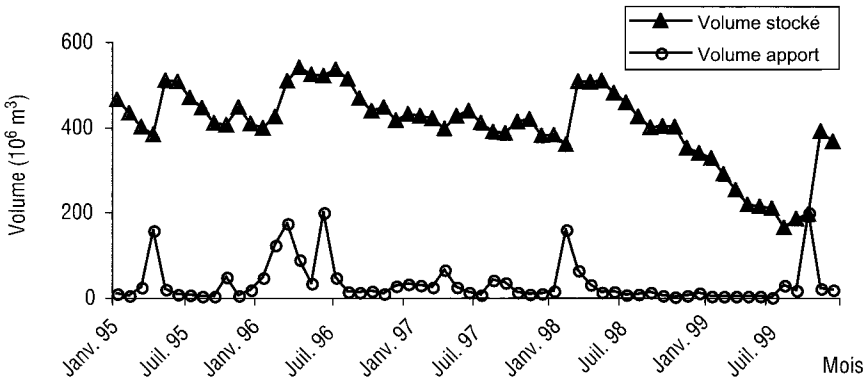


Figure 4-2 Évolution des volumes stockés et des apports au niveau du lac Mansour Eddahbi durant la période 1995/96 à 1998/99.
Stocked volume and inputs to the Mansour Eddahbi lake during 1995/96-1998/99 period.

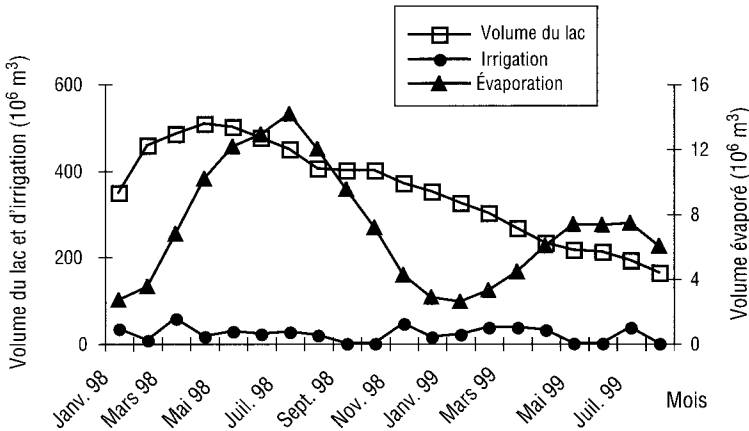


Figure 5 Évolution mensuelle du volume du lac Mansour Eddahbi en fonction des pertes par l'irrigation et l'évaporation.
Monthly changes in the volume of Mansour Eddahbi Lake and losses by irrigation and evaporation.

4.2 Évolution des paramètres physico-chimiques

4.2.1 Température (figure 6)

D'importantes variations des températures sont enregistrées d'une saison à l'autre au niveau des eaux du lac. Elles varient d'une amplitude d'environ 20 °C passant de 9,5 °C en hiver à 28,5 °C en été.

En période hivernale, la colonne d'eau est légèrement homotherme, avec des valeurs entre 9,5 °C et 15,7 °C et un écart thermique surface-fond de 1 °C

à 3,4 °C. Le véritable mélange des eaux du lac n'a eu lieu qu'aux mois de décembre-janvier. Dès le mois d'avril, le réchauffement printanier des eaux de surface a créé un gradient thermique dans la masse d'eau qui devient relativement stratifiée ($R^2 = 0,8$). L'écart thermique surface-fond varie de 3,6 °C à 8,2 °C. La thermocline est située entre 8 m et 12 m.

Ce régime thermique permet de classer le lac réservoir Mansour Eddahbi dans la catégorie des lacs monomictiques chauds avec une seule période de mélange hivernale.

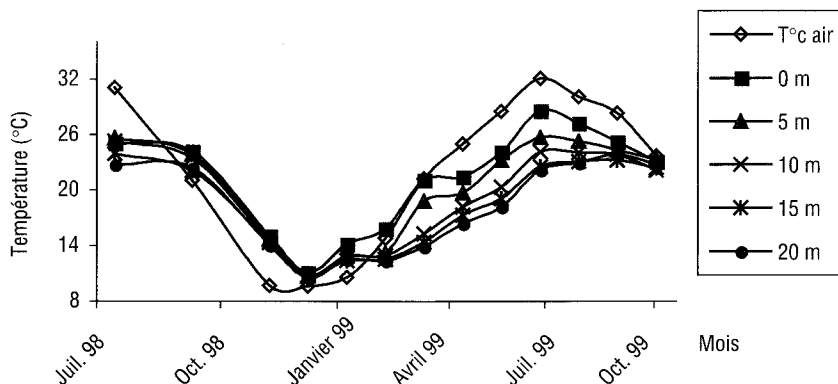


Figure 6 Évolution spatio-temporelle de la température des eaux de la retenue Mansour Eddahbi.

Spatial and temporal changes in water temperature in Mansour Eddahbi lake.

4.2.2 Potentiel d'Hydrogène (pH) (figure 7)

Les valeurs de pH de l'eau oscillent de 7,8 et 8,5 à la surface et de 7,4 à 8,2 en profondeur de la retenue. Une homogénéité est constatée de novembre à mai avec de légères inflexions correspondant à l'hypolimnion d'hiver. Par contre, la stratification est nette de juin à août comparable à celle de la température. Les valeurs les plus élevées du pH sont notées pendant l'été et le printemps notamment dans les couches superficielles sujettes à une activité photosynthétique. Ce paramètre, moyennement alcalin dans toute la colonne d'eau, traduit une activité tropholytique moyenne et un bon pouvoir tampon.

4.2.3 Matières en suspension (figure 8)

Les concentrations en MES sont relativement faibles. Les valeurs les plus élevées (6,6 mg/l en octobre 99) résultent des apports par les crues. La remise en suspension des sédiments du lac par bioturbation ou par les vents, en relation avec la faible profondeur du lac seraient aussi la cause des valeurs importantes enregistrées en profondeur. Ceci montre les possibilités d'une dynamique des sédiments au fond du lac en faveur des échanges d'éléments chimiques avec la colonne d'eau.

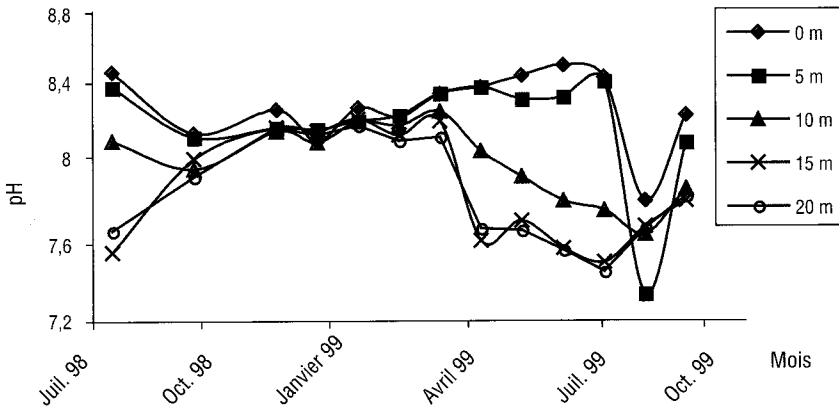


Figure 7 Évolution spatio-temporelle du pH des eaux de la retenue Mansour Eddahbi.

Spatial and temporal changes in water pH in Mansour Eddahbi lake.

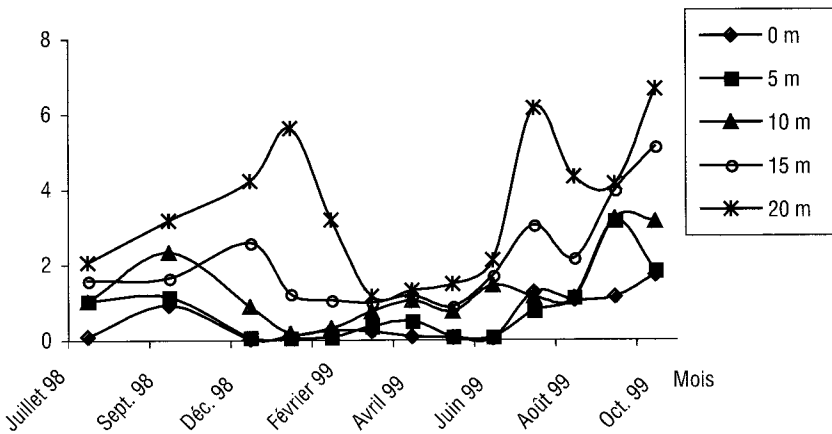


Figure 8 Évolution temporelle des MES au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in total suspended solids (TSS) in Mansour Eddahbi Lake.

4.2.4 Minéralisation (figure 9)

Le degré de minéralisation moyenne des eaux du lac présente une évolution bien marquée avec le temps. Elle est passée d'environ 800 mg/l en hiver à près de 1 000 mg/l en été. Ceci trouve sa justification, vraisemblablement, dans la diminution du niveau d'eau dans le lac qui conduirait à une concentration de l'eau en sels. En effet, la corrélation entre la variation du volume et la minéralisation du lac est significative ($R^2 = 0,60$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$).

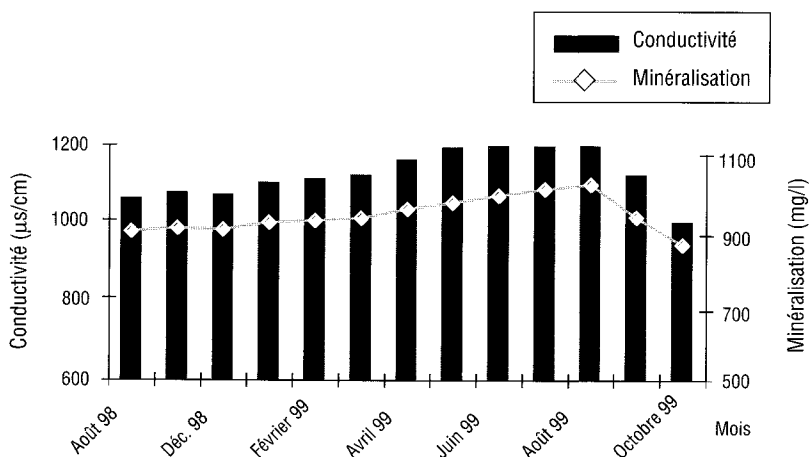


Figure 9 Évolution temporelle de la minéralisation des eaux du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in salinity in Mansour Eddahbi Lake.

4.2.5 Oxygène dissous (figure 10)

Alors que les eaux du lac-réservoir étaient bien oxygénées durant les années précédentes (teneurs en oxygène dissous oscillent entre 2 et 11 mg/l (ONEP/BRL, 1998), les conditions de sécheresse ont conduit à un déficit en oxygène bien marqué. La moyenne enregistrée en surface est de l'ordre de 7,3 mg d'O₂/l. En profondeur, les teneurs moyennes sont très faibles à nulles en été et de 6,4 mg d'O₂/l en hiver.

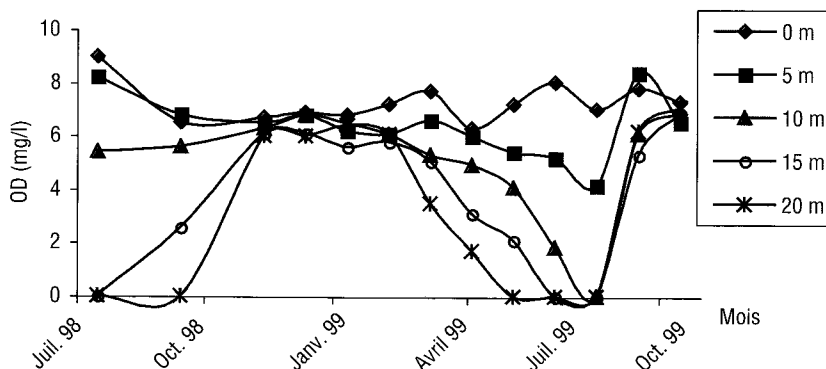


Figure 10 Évolution spatio-temporelle de l'oxygène dissous au niveau des eaux de la retenue Mansour Eddahbi.

Spatial and temporal changes in dissolved oxygen content in Mansour Eddahbi Lake.

En période hivernale, l'ensemble de la colonne d'eau est homogène. Les valeurs enregistrées restent relativement faibles (entre 6 et 7 mg d'O₂/l). Ceci résulterait probablement des retournements et mélanges en cette période – du fait de la réduction de la hauteur de la colonne d'eau – qui remettent en suspension les matières organiques et détritiques, sujets à une biodégradation, qui diffusent lentement et envahissent toute la colonne d'eau.

En période estivale, une nette stratification s'installe à partir du mois de mai, juste après la stratification thermique. La zone euphotique reste relativement oxygénée (7 à 8 mg d'O₂/l). Ceci est assuré, d'une part par les échanges perpétuels avec l'atmosphère et d'autre part par une forte activité photosynthétique. En profondeur, au-delà de la thermocline, les teneurs en oxygène demeurent très basses avec une anoxie totale du mois de juin à août. Ce déficit en oxygène témoigne d'une grande présence de matières organiques en profondeur et une stratification qui empêche tout mélange avec les eaux plus oxygénées en surface.

4.2.6 Chlorophylle « a » et transparence de l'eau (figure 11)

L'évolution annuelle de la Chlorophylle « a » moyenne dans la zone euphotique (sur une profondeur de 8 m) est très hétérogène avec deux pics bien distincts au printemps et à la fin de l'été. Ces concentrations varient de 11,7 µg/l (août 98) et 49,06 µg/l (septembre 99) avec une moyenne de 24,7 µg/l. Des études antérieures (ONEP/BRL, 1998) donnent, néanmoins, une valeur maximale de chlorophylle « a » de 24,3 µg/l. Le volume d'eau du lac n'a, semble-t-il, aucune influence directe sur l'évolution de la biomasse algale du lac. Le coefficient de corrélation entre les deux paramètres est non significatif ($R^2 = 0,10$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$).

La pénétration de la lumière (mesurée par disque de Secchi) est variable selon la période de l'année. Les valeurs les plus faibles sont relevées au mois de septembre où la chlorophylle « a » était à son maximum.

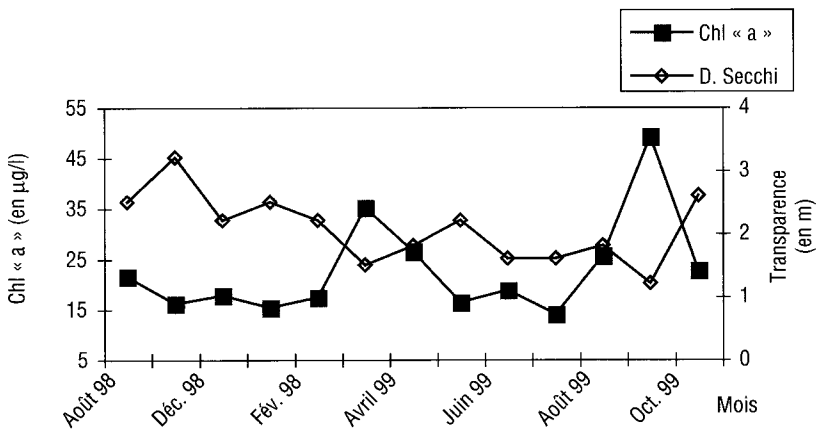


Figure 11 Évolution temporelle de la chlorophylle « a » (0 à 8 m) et du disque de Secchi au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in the chlorophyll a content (0 to 8 m) and the Secchi disc depth in Mansour Eddahbi lake.

4.2.7 Nutriments (azote et phosphore)

4.2.7.1 Les composés azotés

L'azote nitrique enregistre des teneurs élevées en hiver dans la colonne d'eau du lac Mansour Eddahbi (plus de 2,3 mg/l) (figure 12). Une diminution progressive est ensuite constatée au fur et à mesure du réchauffement des eaux de la retenue jusqu'à même s'annuler en été. Au fond du lac, les conditions d'anoxie favorisent leur réduction par dénitrification (BONIN *et al.*, 1989).

L'azote ammoniacal (figure 13) évolue selon un gradient croissant de la zone euphotique vers la zone aphotique et de la période hivernale à la période estivale. Les teneurs les plus élevées sont relevées en profondeur en été (0,44 mg/l). Selon OMBREDANE *et al.*, (1982) la désoxygénation des couches profondes s'accompagne régulièrement du relargage simultané d'azote ammoniacal et organique des sédiments.

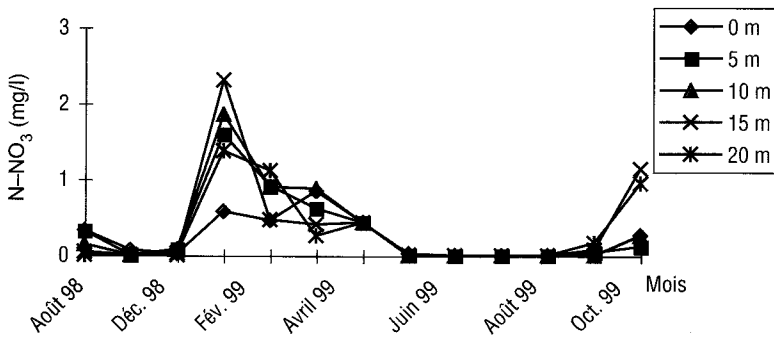


Figure 12 Évolution temporelle de l'azote nitrique au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in nitrate nitrogen in Mansour Eddahbi Lake.

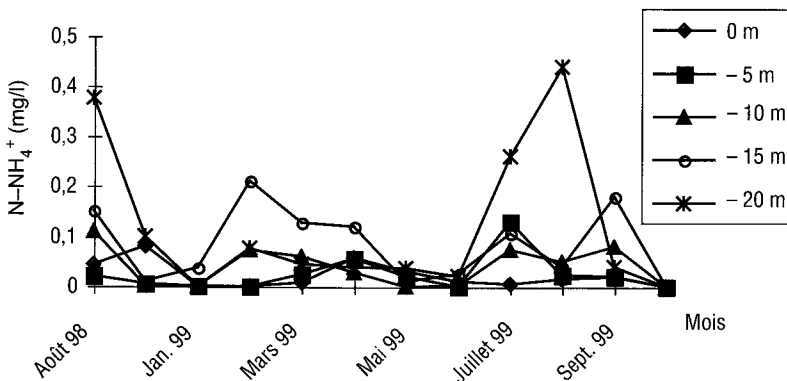


Figure 13 Évolution temporelle de l'azote ammoniacal au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in ammonia nitrogen content in Mansour Eddahbi Lake.

Les teneurs en azote Kjeldahl (figure 14) sont très variables et fluctuent entre 0,22 et 3,85 mg/l. En période d'isothermie, ces teneurs varient peu entre la surface et le fond (la valeur extrême enregistrée au mois de février serait le résultat d'un remuement temporaire des sédiments opéré en cette période) alors qu'en période estivale, l'écart surface-fond est plus net. Les valeurs les plus importantes sont relevées généralement dans les eaux de fond nettement plus chargées en NTK.

4.2.7.2 Les composés phosphorés

Si en période hivernale, la répartition spatiale des orthophosphates est relativement homogène. En période estivale, leur répartition verticale montre un gradient croissant de la surface au fond. Un appauvrissement presque total en orthophosphates a lieu dans les couches superficielles (figure 15). Cet appauvrissement atteint la couche de 10 m en été. Ces valeurs sont souvent limitantes pour la production phytoplanctonique. Plusieurs auteurs ont, en effet, décelé cette relation entre les concentrations en phosphore et la biomasse phytoplanctonique (SCHINDLER, 1977 ; SCAVIA, 1979 ; RAVERA *et al.*, 1986 ; AFDALI, 1991 ; HARRAK, 1991 ; DOWNING, 1992). Les algues utiliseraient plus de phosphore lorsque les conditions s'éloignent de l'optimum. La corrélation obtenue entre les orthophosphates et la chlorophylle « a » est significative surtout en été ($R^2 = 0,79$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$).

En profondeur, d'importantes teneurs en orthophosphates sont enregistrées, ce qui laisserait craindre une véritable charge interne qui transformerait l'état trophique du lac. Les conditions d'anoxie (STRAUFFER et ARMSTRONG, 1984) de température élevée (BOERS et VANHESE, 1988 ; MATEJKA *et al.*, 1992) et de pH (LIJKEMA, 1980 ; BOERS, 1991 ; BOERS *et al.*, 1991 ; MATEJKA *et al.*, 1992) sont favorables au relargage des orthophosphates à partir des sédiments en été.

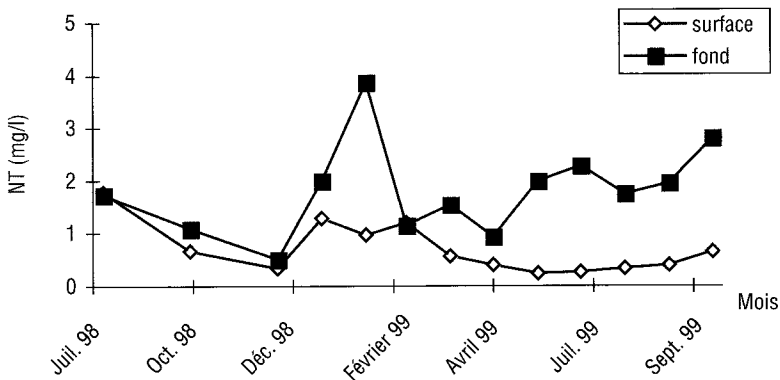


Figure 14 Variation temporelle de l'azote total en surface et au fond du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in total nitrogen in the surface and bottom waters of Mansour Eddahbi Lake.

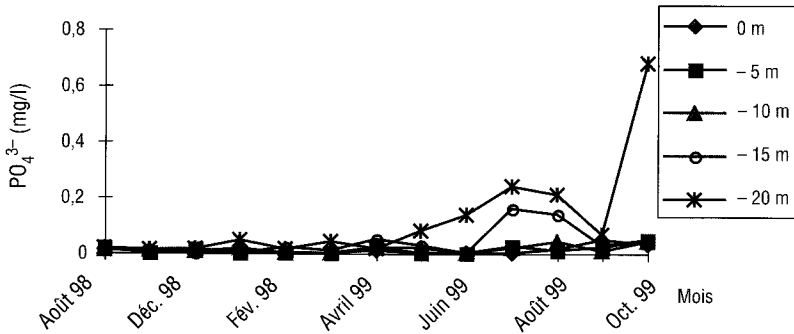


Figure 15 Évolution temporelle des orthophosphates au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in the orthophosphate content of Mansour Eddahbi Lake.

Pour le phosphore total, son évolution est presque homogène, avec des valeurs moyennes allant de 0,06 à près de 2 mg/l (figure 16). Les teneurs élevées au fond du lac sont enregistrées juste après les pics de la chlorophylle « a » de la même façon que l'azote total. La sédimentation et la lyse des cellules algales pourraient être à l'origine de l'accumulation du phosphore organique soluble au fond du lac. Cette situation peut être le résultat aussi d'une remise en suspension des sédiments du lac (AFDALI, 1993), le relargage par le zooplancton (OLSEN and OSTGRAARD, 1985) et les excréments des populations de poissons planctonophages et limnivores (BRABAND *et al.*, 1990).

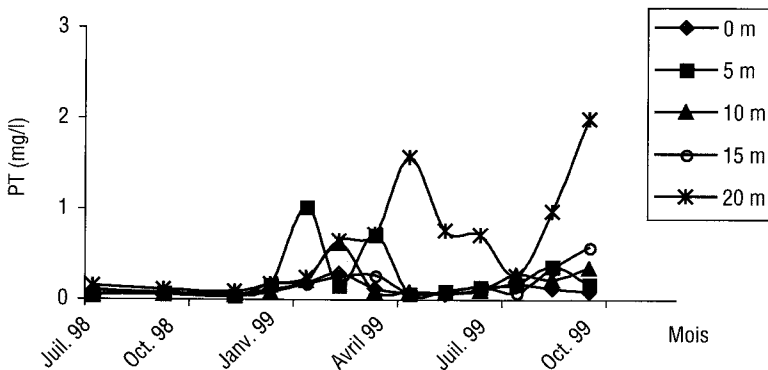


Figure 16 Variation temporelle du phosphore total au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in total phosphorus in Mansour Eddahbi Lake.

4.2.7.3 Rapport Azote total/Phosphore total (N_T/P_T) (figure 17)

Ce rapport présente une diminution progressive en fonction du temps au niveau du lac. Il est passé de près de 17,0 en hiver pour atteindre des valeurs inférieures à 1 en été 1999. Outre les faibles apports enregistrés cette année, les caractéristiques de l'écosystème (forte évaporation, érosion éolienne) pourraient être responsables de cette diminution suite à l'augmentation des concentrations du phosphore dans le lac par rapport à l'azote. Ce dernier ne s'accumule pas dans les lacs et des quantités importantes sont, soit assimilées par les algues, soit sont perdues par dénitrification (GOLTERMAN, 1975). Le rapport N_T/P_T ne semble pas avoir une influence sur la production algale. Le coefficient de corrélation entre ce rapport et les teneurs de chlorophylle étant très faible ($R^2 = 0,19$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$).

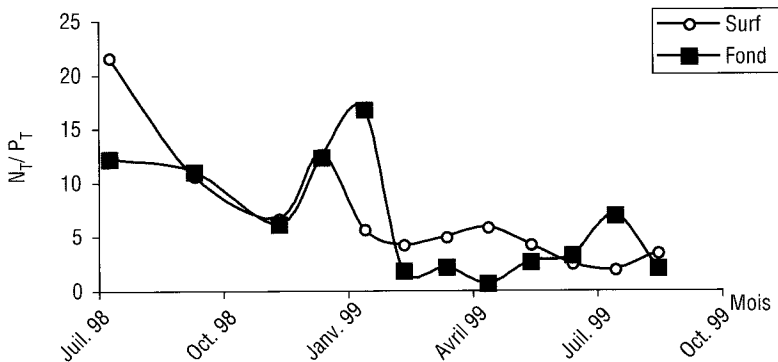


Figure 17 Évolution temporelle du rapport N_T/P_T au niveau du lac Mansour Eddahbi.

Temporal changes in the N_T/P_T ratio in Mansour Eddahbi Lake.

5 - DISCUSSION

Les conditions climatiques sèches et chaudes ont induit une réduction importante du volume d'eau ainsi qu'une baisse du niveau du lac de 14 m au point de prélèvement. Une concentration des éléments chimiques dans le lac a induit une forte minéralisation des eaux. En effet, la corrélation entre la variation du volume et la minéralisation du lac est relativement significative ($R^2 = 0,60$ pour $n = 13$ et $p < 0,05$). D'un autre côté, le lac ressemble plutôt à un écosystème limnique de faible profondeur où la thermocline se situant à 12 m de la surface, se trouve encore plus proche des couches profondes qu'elle ne l'était avant et où les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau sont plus accentués. Les phénomènes de stratifications ne semblent pas être touchés (8 mois de stratification, 4 mois de mélange), mais l'influence des sédiments devient plus importante et plus proche des zones euphotiques. Le rapport volume des couches d'eau anoxiques par rapport aux couches bien oxygénées a diminué.

Sous ces conditions, les sédiments doivent jouer un rôle beaucoup plus important sur la qualité de l'eau. Ainsi, un déficit en oxygène accentué s'est ressenti dans la colonne d'eau et une anoxie totale s'est installée en profondeur, particulièrement pendant la période de stratification estivale.

Pour les nutriments, pendant la période chaude où le lac est stratifié, il y a eu une forte dénitrification et une grande perte d'azote par le système. Alors qu'en période de mélange, les nitrates sont présents à des concentrations appréciables même à 20 mètres de profondeur, leur teneurs se sont annulées pendant la stratification. Des conditions favorables à une nitrification étaient réunies en hiver, malgré les faibles apports : i) une concentration en O_2 relativement satisfaisante ($> 0,3$ mg/l d'après POURRIOT et MEYBECK, (1995)), ii) une pollution organique diluée ne risquant pas d'inhiber l'action des bactéries autotrophes et iii) un pH neutre ou légèrement alcalin où la pollution azotée se voit transformée rapidement en NO_3^- (BENIN, 1976). La dénitrification est très lente en cette période (HARRAK, 1991). En été, étant donné leur rôle dans la régulation de la croissance algale (BEBIN, 1976 ; DOWNES, 1991 ; POURRIOT et MEYBECK, 1995), les nitrates sont consommées rapidement à la surface. Ils constitueraient donc, en cette période, un facteur limitant par excellence de la croissance phytoplanctonique au niveau de la retenue M. Eddahbi. La même constatation a été rapportée par HENRY *et al.*, (1984) dans le cas d'un lac tropical au Brésil.

Par ailleurs, ces pertes d'azote induisent une forte diminution du rapport N/P pendant la même période, ce qui confirmerait le rôle limitant de l'azote dans ce lac. En effet, selon FORSBERG *et al.* (1978), l'azote devient un facteur limitant de la croissance algale si le rapport N/P est faible (inférieur à 17).

Les ions ammonium (NH_4^+) et les phosphates (PO_4^{3-}) sont consommés en surface et relargués par les sédiments au fond pendant la période de stratification. Les échanges à l'interface eau-sédiments sont bien favorisés par l'anoxie en profondeur qui se maintient pendant les huit mois de stratification. Ces substances relarguées peuvent à elles seules, sans apports externes, entretenir une production primaire importante. Ceci est confirmé par l'importance des poussées phytoplanctoniques par rapport aux années précédentes. La production algale semble doubler, même si le rapport N/P n'est pas optimal, particulièrement pendant la période de stratification et n'a pas de corrélation significative avec les teneurs de chlorophylle « a » ($R^2 = 0,19$, $n = 13$ et $p < 0,05$). Cette grande biomasse semble être le résultat d'un enrichissement interne du lac en nutriments provenant du relargage par le sédiment.

Outre les conditions d'anoxie en été qui causeraient un relargage des ions NH_4^+ et des PO_4^{3-} à partir des sédiments, les phénomènes de sédimentation et de lyse de la biomasse algale pourraient être à l'origine de ces teneurs. En effet, on enregistre simultanément à la chute des concentrations en chlorophylle « a » à la surface de l'eau, une augmentation de la concentration des formes organiques dissoutes en profondeur. Un turnover rapide des nutriments à partir d'algues mortes n'est pas à négliger. L'excrétion des nutriments par la faune du lac n'est pas à exclure également, particulièrement durant la période estivale favorable à son grand développement.

6 - CONCLUSION

À la lumière de ces résultats, les conditions hydrologiques et climatiques particulières de l'année 98/99 ont eu des répercussions négatives sur la qualité des eaux du lac et sur son état trophique sous climat aride continental. Une des premières conséquences est la forte minéralisation des eaux du lac et la réduction des teneurs en oxygène dissous avec installation de stratification estivale et anoxie totale en profondeur. La seconde conséquence est l'évolution de la retenue du Barrage Mansour Eddahbi d'un état de mésotrophie (ONEP/BRL, 1998) vers un état d'eutrophie avancé après une seule année de sécheresse. Selon les niveaux trophiques basés sur les teneurs en chlorophylle (l'OCDE, 1982), la retenue se classe dans la catégorie des lacs eutrophes avec une concentration moyenne annuelle de 24 μl de chlorophylle « a » et hyper-eutrophes lorsqu'on se réfère aux valeurs seuils de nutriments indiquant l'eutrophisation recommandées par XIANG (1994).

La dénitrification des nitrates favorisée par l'anoxie du fond cause des pertes d'azote dans le système qui devient un facteur limitant de la production phytoplanctonique en période estivale. Ceci est encore confirmé par le rapport NT/PT qui diminue énormément.

La réduction du volume d'eau dans la retenue a favorisé également les échanges entre les deux compartiments eau-sédiment du lac ce qui a contribué à l'enrichissement de la colonne d'eau en été craignant une charge interne. Ceci est confirmé par l'importance des poussées phytoplanctoniques par rapport aux années précédentes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFDALI M., 1993. Contribution à l'étude du comportement du phosphore dans le lac réservoir Hassan I (Maroc) : Spéciation, dynamique et biodisponibilité du phosphore particulaire des sédiments. Th. Doct. Uni. Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc, 131 p.
- AFNOR, 1994. Recueil des normes françaises : qualité de l'eau. Environnement. Paris.
- BENIN J., 1976. Origines des pollutions azotées dans les eaux usées. Développement récent des procédés permettant l'élimination de ces nuisances. Dpt. Rech. Biol. Degrémont Sa. T.S.M. l'eau. pp. 347-362.
- BOERS P.C.M., VAN HESE O., 1988. Phosphorus release from peaty sediments of loosdrecht lakes (The netherlands). *Wat. Res.*, 22, 355-363.
- BOERS P.C.M., 1991. The influence of pH on phosphate release from lakes sediments. *Wat. Res.*, 22, 309-311.
- BOERS P., VANBALLEGOOIJEN L., UUNK J., 1991. Changes in phosphorus cycling in shallow lakes due to food web manipulations. *Freshwater Biology*. 25, 9-20.
- BONIN P., GILEWICZ M., BERTRAND J.C., 1989. Effects of oxygen on each step of denitrification on *Pseudomonas nucan*. *Can. J. Microbiol.* 35, 1061-1064.
- BRABAND A., FAAFENG B.A., NILSSEN J.P.M., 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: Fish excretion versus exter-

- nal loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 364-372.
- DOWNES M.T., 1991. The production and consumption of nitrate in eutrophic lakes during early stratification. *Arch. Hydrobiol.* 122, 257-274.
- DOWNING J.A., 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 936-945.
- FORSBERG C., RYDING S.O., CLAESSEON A., FORSBERG A., 1978. Water chemical analyses and /or algal assay - Mitt. *Int. Ver. theor. Angew. limnol.* 21, 352-363.
- GOLTERMAN H.L., 1975. Physiological limnology, an approach to the physiology of lake ecosystems. *Elsevier scientific publishing compagny*. Amsterdam. 489 p.
- HARRAK R., 1991. Eutrophisation du lac de Barrage Lalla Takerkoust. Equilibre Nitrification - Dénitrification. Th. Doct. Uni. Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc, 140 p.
- HENRY R., TUNDISI J.G., CURI P.R., 1984. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on phytoplankton in tropical reservoir (Labo Reservoir, Brazil). *Hydrobiologia*. 118, 177-185.
- LAHLOU A., 1996. Envasement des barrages au Maroc. Société Marocaine d'édition Wallada, 286 p.
- LIJKEMA L., 1980. Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminium hydroxides. *Environ. Sci. Tech.*, 14, 537-541.
- LOUDIKI M., BOUTERFASS R., MOUHRI K., 1994. Dynamique et évaluation des apports du bassin versant et de l'état trophique du lac réservoir Hassan I (Maroc). *Rev. Fac. Sci. Mar.*, 8, 45-57.
- MATEJKA G., FEUILLADE G., HEULOT I., LEMEHAUTE P., MAZET M., 1992. Les échanges de phosphore à l'interface Eau - sédiments. *Tribune de l'eau* n° 556/2.
- MOUHRI K., LOUDIKI M., LE COHU R., 1999. Effets des enrichissements en nutriments sur le phytoplancton isolé à l'aide d'enceintes expérimentales placées in situ. *Annls. Limnol* 35, 3-12.
- NORME INTERNATIONALE (ISO 10260), 1992 (F): Water quality measurement of biochemical parameters - spectrometric determination of chlorophyll-a concentration.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux : Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE, Paris, 165 p.
- OLSEN Y., OSTGRAARD K., 1985. Estimating release of phosphorus from zooplankton: Model and experimental verification. *Limnol. Oceanogr.* 30, 844-852.
- OMBREDANE D., FENIN P., MORVAN J., MARTIN G., 1982. Étude en laboratoire de l'influence des sédiments sur l'évolution des formes azotées de l'eau dans un système biotique fonctionnant en dynamique. *Jour. Fran. Hydrobiol.*, 39, 237-253.
- ONEP/BRL., 1998. Étude de la pollution du lac réservoir Mansour Eddahbi. *Rapport Sous mission* I.
- POURRIOT R., MEYBECK M., 1995. Limnologie générale. Ed. Masson. Coll. d'écologie. n° 25, 956 p.
- RAVERA O., ANNONI D., BAUDOUI M.F., 1986. Phosphorus and chlorophyll concentration in lake Monate (Northern Italy). *Arch. Hydrobiol.*, 108, 23-24.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau, 7^e édition ; DUNOD, Paris. 1365 p.
- SBIYYAA B., 1998. Déterminisme écophysiologique, toxicité et implications écologiques du bloom toxique à *Microcystis aeruginosa* Kutz. (Cyanobactérie) dans le lac du barrage Lalla Takerkoust (Maroc). Th. Doct. Fac. Sci. Sem. Marr., 227 p.
- SCAVIA D., 1979. Extraction of phosphorus cycling and control of phytoplankton dynamic in lake Ontario with an ecological model. *J. Fish. Res., Board. Can.* 36, 1335-1346.
- SCHINDLER D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes - *Science*. 195, 260-262.
- STRAUFFER R.E., ARMSTRONG D.E., 1984. Lake mixing and its relationship to epilimnic phosphorus in Shagawa lake, Minnesota. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.*, 41, 57-69.
- XIANG C.N., 1994. Analysis of lakes eutrophication in China. *Mitt. Inter. Verrein. Limnol.*, 24, 207-211.