

## Relation Cyanobactéries - *Hypophthalmichthys molitrix* dans un étang de polyculture en climat semi-aride

Cyanobacteria and *Hypophthalmichthys molitrix* relationship in polyculture pond in semi-arid climate

M. HASNAOUI<sup>1,3\*</sup>, J. KASSILA<sup>1</sup>, M. DROUSSI<sup>2</sup>, M. LOUDIKI<sup>3</sup>, G. BALVAY<sup>4</sup>

---

### SUMMARY

The carp pond in semi-arid climate showed an excessive development of Cyanobacteria in summer. The high diminution of silver carp specific growth rate was probably depending on the presence of this phytoplanktonic group and a part of energy was used for the fabrication of gametes. The specific growth rate in the end of work period was  $-0.38\%/j$ .

The N/P ratio could not be used as indicator of algae composition. Nitrogenous fertilizers applied many times, high concentration of dissolved oxygen and presence of silver carp have not limited the proliferation of Cyanobacteria in ponds. The only mechanic agitation of water was the solution to decrease them.

**Key-words:** cyanobacteria, specific growth rate, fertilizers, silver carp.

### RÉSUMÉ

L'étang de grossissement des carpes en polyculture en climat semi-aride présente un développement excessif des Cyanobactéries en été. Ces dernières semblent affecter la production de la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) dans cet étang. La diminution de la vitesse de croissance à la fin de la période de grossissement ( $-0,38\%/j$ ) est liée également à l'avènement sexuel.

1. Laboratoire d'écologie appliquée, Département des sciences biologiques et agronomiques, Faculté des sciences et techniques, BP 523, 23000 Béni-Mellal, Maroc.
2. Station de pisciculture de la Déroua, Direction des eaux et forêts et de la conservation des sols, BP 64, 23000 Béni-Mellal, Maroc.
3. Laboratoire d'algologie, Département de biologie, Faculté des sciences, Semlalia. BP 2390, Marrakech, Maroc.
4. Station d'hydrobiologie lacustre Inra, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains cedex, France.

\* Correspondance. E-mail : must\_hasnaoui@yahoo.com

**Le rapport N (disponible)/P (disponible) ne peut pas être considéré comme indicateur de la composition algale du milieu. L'application répétée de fertilisants azotés, la concentration élevée en oxygène dissous et la présence de la carpe argentée n'ont pas empêché la prolifération des Cyanobactéries, seule l'agitation mécanique leur est défavorable.**

**Mots clés :** *polyculture, cyanobactéries, croissance, avènement sexuel, fertilisants, carpe argentée.*

## 1 – INTRODUCTION

La croissance des poissons en aquaculture est un processus complexe où l'énergie ingérée est en partie convertie en biomasse. L'efficacité de la conversion est régulée par le potentiel de croissance et par les différents facteurs abiotiques. Cette production dépend de la densité de poissons mis en élevage qui est fonction de la richesse de l'eau en éléments nutritifs, du mode de gestion et de l'intensité de la fertilisation (BILLARD, 1995a).

La valorisation de la production piscicole en étang peut être réalisée par une polyculture associant des espèces dont les caractéristiques biologiques et le régime alimentaire permettent l'exploitation rationnelle des différents niveaux du réseau trophique (BALVAY, 1995). Classiquement, il est fait appel à des espèces planctonophages consommant soit le phytoplancton (carpe argentée) soit le zooplancton (carpe marbrée), macrophytophages (carpe herbivore) et détritivores se nourrissant sur le fond (carpe commune) (BARNABÉ, 1991).

Les teneurs en éléments minéraux essentiels dans l'étang varient en fonction des fertilisations, de la capacité de minéralisation de la matière organique par les bactéries et du relargage par les sédiments.

Une étude a été entreprise dans un étang de pisciculture de la Deroua pour comprendre la relation entre les Cyanobactéries, impasse trophique pour le zooplancton, et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*). Ce poisson filtreur est connu pour son action régulatrice sur la qualité du phytoplancton, et peut agir conjointement avec le zooplancton afin d'améliorer les conditions du milieu (BALVAY, 1980).

## 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 Milieu

La station de la Deroua est située dans une région semi-aride à hiver doux, à 25 km, à l'Ouest de la ville de Béni-Mellal (Maroc central). Elle repose sur des formations argilosableuses du mio-plio-quaternaire (EMBERGER, 1930).

Elle a pour vocation la production des carpillons pour l'empoissonnement des retenues de barrage et canaux d'irrigation afin de lutter contre l'eutrophisa-

tion des eaux, le développement anarchique du phytoplancton et de la végétation aquatique.

L'étang de grossissement dans lequel cette étude a été réalisée de juillet à décembre 1997, a une superficie de 1 500 m<sup>2</sup> et 1,5 m de profondeur et est pourvu d'aérateur artificiel permettant l'homogénéisation de la masse d'eau de l'étang en cas de nécessité. Le fond est recouvert par une membrane en polyéthylène afin d'empêcher toute perte d'eau vers le sous-sol. L'eau de remplissage de l'étang provient de la nappe phréatique.

## 2.2 Processus d'interventions

Le processus d'interventions dans cet étang de grossissement est résumé dans le *tableau 1*.

**Tableau 1** Déroulement des opérations d'intervention dans l'étang de grossissement.

**Table 1** *Interventions in the pond.*

Mise en eau (Eau de nappe)	11 juillet 1997
Déversement de poissons	12 juillet 1997
Nombre d'individus/étang dont	69
Carpe argentée	18 de 3,36 kg
Carpe herbivore	10 de 3,19 kg
Carpe commune type écailles	20 de 200 g
Carpe commune type miroir	11 de 136,6 g
Black bass	10 de 50 g
Poids total/étang (kg)	98,4
Poids total/ha (kg)	656
Interventions humaines	*Ajout d'eau (eau de nappe et/ou de la retenue de barrage Bin El Ouidane) *Aération artificielle *Apport de fertilisants minéraux Super phosphate triple (45 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) et urée (46 % d'azote) *Apport de luzerne quotidien (20 % de la biomasse initiale de la carpe herbivore) *Alimentation complémentaire journalière Farine de poisson (65 % protéines) 2 % de la biomasse initiale)

En se basant sur la valeur de la transparence en tant qu'indicateur de la biomasse phytoplanctonique, du pH et sur le comportement du poisson dans l'étang, 25 kg/ha de superphosphate triple (45 % de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) et 25 kg/ha d'urée (46 % d'azote) ont été apportés quatre fois en juillet et août.

L'alimentation complémentaire sous forme de farine de poisson (65 % de protéines) a été distribuée quotidiennement à raison de 2 % de la biomasse de poissons présente dans l'étang.

La luzerne (*Medicago sativa*) est également apportée d'une façon journalière à raison de 20 % de la biomasse de la carpe herbivore.

Afin d'offrir aux poissons élevés des conditions optimales pour leur croissance, des dilutions par de l'eau de la nappe phréatique et/ou du lac réservoir Bin El Ouidane, situé à 50 km au Sud-Ouest de la ville de Béni-Mellal, ont été appliquées à l'étang autant de fois qu'il a été jugé nécessaire.

### 2.3 Poissons

Dans cet étang sont introduits, le 12 juillet, des poissons provenant d'une reproduction artificielle, 18 carpes argentées (*Hypophthalmichthys molitrix*), 10 carpes herbivores (*Ctenopharyngodon idella*), 20 carpes communes (*Cyprinus carpio*) type écailles, 11 carpes communes type miroir et 10 black bass à grande bouche (*Micropterus salmoides*). Cette dernière espèce carnassière est considérée comme poisson calibreur de la population (ARRIGNON, 1976).

Le taux de croissance spécifique ou taux journalier d'accroissement pondéral (en % par jour) est calculé selon la formule donnée par PRIEDE et SECOMBES (1988).

Le taux de croissance spécifique entre la date de déversement des poissons et celle de vidange ne tient pas compte de l'évolution pondérale réelle. Ainsi, ce taux a été calculé sur la base des échantillons de chaque date de pêche.

### 2.4 Échantillonnage

Les prélèvements d'eau ont été effectués suivant un pas mensuel d'échantillonnage. Les échantillons ont été récoltés entre 11 heures et 14 heures, sur une colonne intégrée à l'aide d'un tube en PVC de 10 cm de diamètre en cinq stations de l'étang. L'analyse est effectuée sur un échantillon composite obtenu par mélange en parties égales des cinq prélèvements. L'eau de la nappe et du lac réservoir a été également prélevée pour analyse.

Les pêches sont réalisées 3 à 4 fois durant cette période d'étude afin de mesurer le poids individuel des poissons et donc de suivre leur croissance.

### 2.5 Paramètres physiques et chimiques

Les méthodes d'analyse sont résumées dans le *tableau 2*. Les composés azotés ( $\text{N-NO}_3^-$  et  $\text{N-NH}_4^+$ ) et les orthophosphates ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) sont dosés sur de l'eau filtrée sur une membrane de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosité, le phosphore total étant déterminé sur de l'eau brute.

### 2.6 Phytoplancton

À l'aide d'un microscope inversé, la densité phytoplanctonique a été déterminée selon la méthode d'UTERMÖHL (1958) modifiée par LEGENDRE et WATT (1972). Les ouvrages utilisés pour la détermination des taxons sont : ANAGNOSTIDIS et KOMAREK, 1989 ; FÖRSTER, 1982 ; KOMAREK et FOTT, 1983 ; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1986, 1988, 1991a, b ; PESTALOZZI, 1961 ; STARMACH, 1966, 1974, 1983.

**Tableau 2** Analyses physique et chimique de l'eau de l'étang.**Table 2** *Physical and chemical analysis of pond water.*

<b>Eau</b>	Prélèvement d'un litre d'eau de l'échantillon composite
<b>Analyse</b>	<p><b>Température</b> : Thermomètre à mercure à 0,1 °C</p> <p><b>pH</b> : pHmètre de terrain (Bioblock scientific 93301)</p> <p><b>Conductivité électrique</b> : Conductivimètre Hanna (HI 9033 Multirange)</p> <p><b>Alcalinité</b> : TA par virage de la phénolphthaleine à pH 8,2. TAC par virage du méthyle orange à pH 4,5</p> <p><b>Oxygène dissous</b> : Méthode de Winkler (Afnor T90-106)</p> <p><b>Dureté totale</b> : Complexométrie à l'EDTA N/50 après addition du noir d'ériochrome et une solution tampon à pH 10 (RODIER, 1984).</p> <p><b>Dureté calcique</b> : Complexométrie à EDTA N/50 après addition du Murexide à pH 12 (RODIER, 1984)</p> <p><b>Chlorures</b> : Méthode de Mohr par le nitrate d'argent (N/10) en présence de chromate de potassium (RODIER, 1984).</p> <p><b>Ammonium</b> : Méthode colorimétrique au bleu d'indophénol (Afnor T90-015)</p> <p><b>Nitrites</b> : Diazotation par le sulfanilamide et sa complexation avec le méthyl-éthylène- diamine (Afnor T90-013)</p> <p><b>Nitrates</b> : Méthode au salicylate de sodium (RODIER, 1984)</p> <p><b>Orthophosphates</b> : Formation d'un complexe phosphomolybdique absorbant à 700 et à 880 nm après réduction à l'acide ascorbique (Afnor T90-023)</p> <p><b>Phosphore total</b> : Minéralisation en orthophosphates par le persulfate de potassium en présence de l'acide sulfurique à 120 °C pendant 2 heures à l'autoclave (RODIER, 1984).</p>

La teneur en chlorophylle *a* a été déterminée suivant la méthode spectrophotométrique de LORENZEN (1967) après filtration de 0,5 L d'eau sur membrane Whatman GF/C de 1,2 µm de porosité.

### 3 - RÉSULTATS

#### 3.1 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau

Les valeurs moyennes des paramètres physiques et chimiques de l'eau de remplissage (eau de nappe) correspondent à un pH alcalin, un taux de minéralisation important, une alcalinité élevée et des fortes concentrations en calcium et nitrates (*tableau 3*).

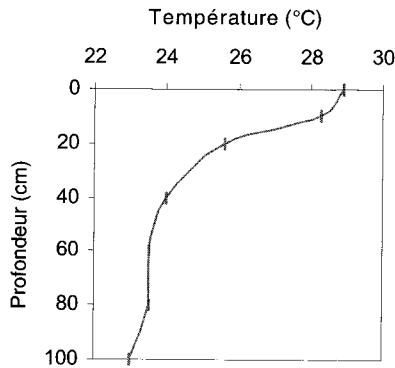
Dans l'étang de grossissement, la température présente une valeur maximale en septembre dépassant 28 °C avec l'installation d'une légère microstratification thermique (*figure 1*) et un minimum de 13 °C en décembre. Le pH oscille entre 7 et 9 à l'exception du 16 octobre où il a atteint 10,3 (*figure 2*).

Les valeurs d'alcalinité varient de 128 à 312 mg CaCO<sub>3</sub>/L. La dureté totale oscille autour de 150 mg CaCO<sub>3</sub>/L et le calcium présente des valeurs allant de 17,6 à 35 mg Ca<sup>2+</sup>/L.

**Tableau 3** Valeurs moyennes des paramètres physiques et chimiques des eaux de la nappe et du Barrage entre juillet et novembre 1997.

**Table 3** Average of physical and chemical in ground and lake waters between july and november 1997.

	Eau de la nappe phréatique	Eau du barrage Bin El Ouidane
PH	7,5 ± 0,2	7,7 ± 0,6
Conductivité (μS/cm)	979 ± 9	461 ± 21
Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	732 ± 22	317 ± 11
Calcium (mg Ca <sup>2+</sup> /l)	90 ± 18	42 ± 16
Magnésium (mg Mg <sup>2+</sup> /l)	45 ± 4	17 ± 3
Chlorures (mg Cl <sup>-</sup> /l)	110 ± 5	61 ± 6
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg N/l)	0,006 ± 0,008	0,02 ± 0,02
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/l)	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,01
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N/l)	11 ± 2	1,2 ± 0,7
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg P/l)	0,01 ± 0,005	0,02 ± 0,01
Ptotal (mg P/l)	0,02 ± 0,01	—

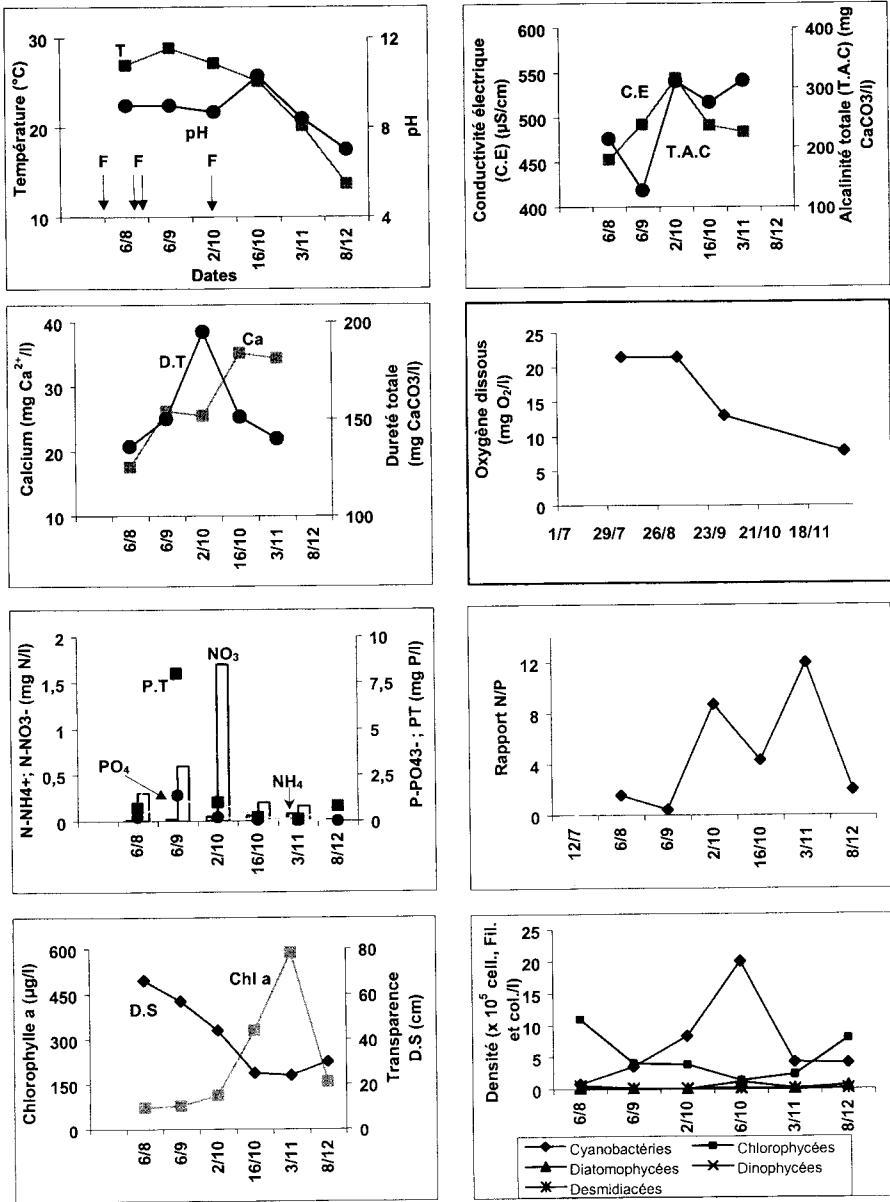


**Figure 1** Profil vertical de la température de l'eau de l'étang de grossissement.  
Depth profile of water temperature in the pond.

La transparence de l'eau varie de 24 cm à 66 cm, les valeurs mesurées d'oxygène dissous varient de 7,9 à 21 mg O<sub>2</sub>/L (figure 2).

Le phosphore soluble réactif (orthophosphates) biodisponible pour les algues varie de 0,005 à 1,400 mg P/L. La concentration maximale de phosphore total relevée en septembre est liée à l'apport du superphosphate triple le 29 août. À l'exception des pics de N-NO<sub>3</sub> en octobre (1,7 mg N/L), les teneurs restent globalement faibles pendant cette période d'étude (figure 2).

Le rapport N (N-NH<sub>4</sub> + N-NO<sub>3</sub>)/P (P-PO<sub>4</sub>) est inférieur ou égal à 4 sauf le 2 octobre et le 5 novembre où il est respectivement de 8,7 et 12.



**Figure 2** Évolution des paramètres physiques, chimiques et biologiques dans l'eau durant la période d'étude.  
 F : fertilisation avec du super phosphate triple et d'urée ; A : aération artificielle.  
 L'eau a été rajoutée autant de fois qu'il a été jugé nécessaire.

*Evolution of physical, chemical, and biological parameters in pond water during work period.*  
*F: fertilization with triple super phosphate and urea; A: artificial aeration.*  
*The input of water was done many times to give optimal conditions for the fish.*

## 3.2 Phytoplancton

### 3.2.1 Chlorophylle a

À partir de septembre, les teneurs en chlorophylle a augmentent jusqu'à une valeur maximale de 587 µg/L en novembre puis diminuent en décembre avec 150 µg/L (*figure 2*).

### 3.2.2 Densité phytoplanctonique

La densité algale totale présente des valeurs maximales en octobre ( $22 \cdot 10^5$  cellules, filaments et colonies/L). Le phytoplancton est dominé par les Cyanobactéries (88,6 %) (*figure 2*).

Les Chlorophycées dominent en août avec  $11 \cdot 10^5$  cellules et colonies/L et en décembre avec  $8 \cdot 10^5$  cellules et colonies/L, lorsque le rapport N/P est inférieur à 4.

L'abondance relative des autres groupes d'algues présentent des valeurs faibles (Desmediacées : 4,2 % en août ; Diatomophycées : 4,8 % en octobre), l'importance relative des autres groupes étant inférieure à 2 % de la densité algale totale.

## 3.3 Poissons

Le *tableau 4* illustre l'évolution de la croissance pondérale des poissons déversés dans l'étang. Elle ne concerne que quelques individus pêchés et ne peut être considérée comme représentative de la population. Le poids moyen des individus pêchés montre une certaine diminution en fin de la période d'étude. La production nette (pêche totale lors de la vidange de l'étang) apparaît dans le *tableau 5*. Aucune perte n'a été enregistrée chez la carpe argentée et la carpe commune type écailles.

**Tableau 4** Poids moyen des différentes espèces en étang de grossissement.  
n : nombre d'individus pêchés.

**Table 4** Average weight of different species in the pond.  
n: number of fish sampled.

	Carpe argentée	Carpe herbivore	Carpe commune écaille	Carpe commune miroir	Black bass
12 juillet	3,36 ± 0,2 (n : 18)	3,19 ± 0,11 (n : 10)	0,20 ± 0,03 (n : 20)	0,137 ± 0,06 (n : 11)	0,05 ± 0,01 (n : 10)
23 septembre	4,26 ± 0,7 (n : 13)	4,80 (n : 1)	1,80 (n : 2)	1,60 (n : 1)	—
5 novembre	4,86 ± 0,6 (n : 8)	4,80 ± 0,8 (n : 3)	1,60 (n : 1)	—	—
22 décembre	4,06 ± 0,8 (n : 18)	4,47 ± 0,5 (n : 9)	1,76 ± 0,36 (n : 20)	1,58 ± 0,3 (n : 7)	0,37 ± 0,06 (n : 6)



**Tableau 5** Production piscicole obtenue durant cette période d'étude.**Table 5** Fish pond production obtained during the work period.

Espèces	Élevage 164 jours				
	Carpe argentée	Carpe herbivore	Carpe commune écailles	Carpe commune miroir	Black Bass
Mise en charge					
Nombre/étang	18	10	20	11	10
Poids/étang (kg)	60,48	31,9	4	1,5	0,5
Poids final/étang (kg)	73,1	40,2	35,2	11,1	2,2
Production nette (kg)	12,62	8,3	31,2	9,6	1,7
% aliment					
farine de poisson		2	2	2	2
luzerne		20			
Taux de croissance (%/jour)	0,12	0,14	1,32	1,49	1,22
Taux de croissance moyen calculé à partir des taux réels (%/j)	0,1	0,13	0,97	1,66	1,22
% de survie	100	90	100	64	60

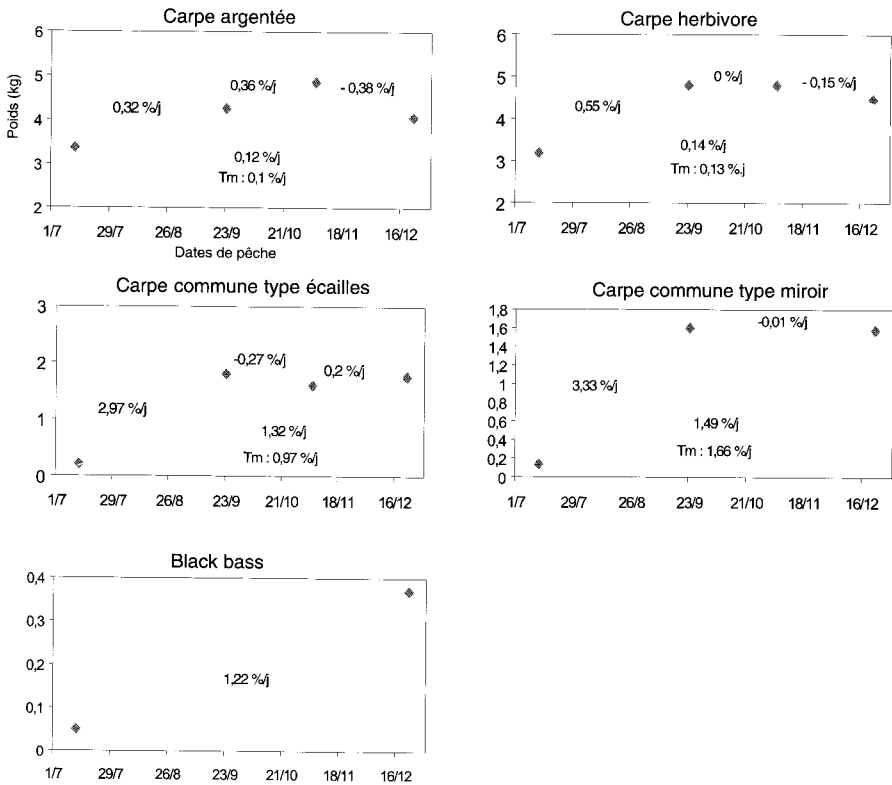
Le taux de croissance réel a été calculé à chaque date de pêche. La figure 3 représente l'évolution des moyennes pondérales entre le déversement et la vidange.

La carpe argentée présente le taux journalier d'accroissement pondéral le plus faible entre le 12 juillet et le 23 septembre par rapport aux autres espèces de carpes. De plus, la diminution de sa vitesse de croissance est plus marquée puisque du 23 septembre au 5 novembre, le gain en poids n'a pas dépassé 0,6 kg et la perte de poids après cette date est plus importante (- 0,38 %/j).

#### 4 – DISCUSSION

La température et le pH de l'étang sont favorables à la bonne production de ces poissons considérés comme des espèces d'eau chaude. Les valeurs enregistrées sont comparables à celles données par BILLARD et MARIE, 1980 ; WURTZ-ARLET, 1980 ; BOYD, 1982.

La mesure de la transparence est perturbée par l'activité des carpes communes sur le fond et également par l'action du vent sur la masse d'eau. Selon BILLARD (1995a), lorsque la transparence dépasse 35 cm, les apports de fertilisants sont nécessaires à la fois pour stimuler la production primaire et maintenir l'oxygène à un niveau suffisant.



**Figure 3** Courbe de croissance pondérale des différentes espèces en étang de grossissement.

Tm : taux de croissance moyen calculé à partir des taux réels.

*Ponderal growth of different species in the pond.*

*Tm: Average growth rate calculated from effective rates.*

Une sursaturation en oxygène est enregistrée durant la période d'élevage avec un maximum de 274 % le jour du prélèvement (en septembre). Cette valeur mesurée ne peut être attribuée qu'à une photosynthèse intense liée à la codominance des Chlorophycées et des Cyanobactéries. Cette sursaturation en oxygène peut provoquer des embollies gazeuses chez les espèces en élevage. Dans les étangs de la Deroua, des apports importants d'eau de la nappe pauvre en oxygène sont effectués lorsque la saturation en oxygène atteint le seuil de 150 %.

En climat tempéré, les Cyanobactéries ne se développent pas lorsque la concentration en oxygène dissous est élevée dans le milieu (SEVRIN-REYSSAC, 1995). En revanche, en climat semi-aride (étang de la Deroua), ces microalgues indésirables ne sont pas affectées par l'élévation de la concentration en oxygène dissous.

Selon BILLARD et MARIE (1980), WURTZ-ARLET (1980) et BOYD (1982), les eaux les plus productives contiennent plus de 20 mg Ca<sup>2+</sup>/L. Dans cet étang, des valeurs importantes sont enregistrées tout au long de la période d'étude.

Les éléments azotés provenant des fertilisations et des déjections de poissons sont fortement mobilisés pour la croissance des algues. Une concentration maximale en  $N-NO_3^-$  est notée en octobre, due probablement à l'apport de l'eau de nappe réalisé en fin septembre (11 mg N/L).

Les concentrations instantanées en orthophosphates sont généralement inférieures à l'optimum théorique (0,2 à 0,5 mg  $PO_4/L$ ) d'un facteur dépassant 10 alors que le phytoplancton est abondant. Ce résultat est en accord avec ceux rapportés par BILLARD et MARIE (1980), WURTZ-ARLET (1980), BOYD (1982) et BARBE *et al.* (1999).

La chlorophylle *a*, considérée généralement comme un indice de la biomasse phytoplanctonique, présente un maximum en novembre (587  $\mu g/L$ ), alors que, paradoxalement, les densités algales sont les plus faibles. Les teneurs élevées en chlorophylle *a* enregistrées sont plutôt liées aux débris de luzerne dispersés dans l'eau après broutage par la carpe herbivore.

La part de la croissance due à l'aliment et l'estimation de l'indice de conversion de cet aliment sont impossibles à déterminer en raison, d'une part, de l'existence d'une association d'espèces de poissons et, d'autre part, de la stimulation de la productivité primaire par l'application des fertilisants. Les espèces de poissons présentes exploitent au maximum les ressources du milieu (le phytoplancton par la carpe argentée, les macrophytes par la carpe herbivore, l'aliment artificiel par la carpe commune, la carpe herbivore et le Black Bass).

Sur la *figure 3*, nous constatons que le pourcentage journalier d'accroissement pondéral est élevé au début de la période d'élevage. Ensuite, une diminution de la vitesse de croissance (perte de poids) se produit même si l'alimentation complémentaire est apportée à l'étang de façon constante (*tableau 1*). Ceci peut être lié à l'avènement de la sexualité (BARNABÉ, 1991) ; l'énergie ingérée étant investie moins dans la constitution somatique (muscle) que dans la formation des gamètes.

Le taux de croissance spécifique calculé entre les dates de l'empoissonnement et de la vidange est comparable au taux de croissance moyen calculé à partir des taux réels calculés à chaque date de pêche pour les carpes chinoises. Une différence est notée entre ces deux taux de croissance pour la carpe commune (*figure 3*).

La diminution de la vitesse de croissance de la carpe argentée est plus marquée à la fin de la période de grossissement. Ceci est la conséquence d'une part, de l'utilisation d'une partie de l'énergie ingérée dans le processus gonadique, et d'autre part, de la prolifération des Cyanobactéries (le 16 octobre :  $20 \cdot 10^6$  cellules, colonies et filaments/L) qui probablement libèrent des cyanotoxines qui pourraient empêcher la croissance normale de cette espèce. BALVAY (1995) ajoute que la présence de ces Cyanobactéries dans un étang de pisciculture entrave la conversion efficace de la production primaire du phytoplancton.

Cette polyculture montre qu'il y a une complémentarité entre les espèces associées, chacune agissant à un niveau différent du réseau trophique. Le taux de croissance spécifique de la carpe argentée dans cet étang est nettement inférieur à celui noté dans des lacs-réservoirs Marocains (Sidi Mohammed Ben Abdellah, El Kansera et Smir) dans lesquels cette espèce a été introduite pour lutter contre l'eutrophisation des eaux (*tableau 6*) (ONEP, 1996).

**Tableau 6** Taux de croissance spécifique de la carpe argentée dans différents milieux Marocains.

Les données sur les lacs-réservoirs sont inspirés d'un rapport de synthèse de l'Office nationale de l'eau potable (ONEP, 1996).

**Table 6** Specific growth rate of silver carp in different Moroccan sites. Results on lakes are realised by ONEP, 1996.

	Lac-réservoir Sidi Mohammed Ben Abdallah (1989)		Lac-réservoir El Kansera (1995)	Lac-réservoir Smir (1995)	Étang de la Deroua (1997)
Poids initial (g)	1,3	1,3	5	10	3 360
Poids final (g)	300	4 000	50	2 500	4 060
Nombre de jours de croissance (jours)	90	365	30	210	164
Taux de croissance spécifique (%/j)	6,05	2,2	7,67	2,63	0,12

Ce poisson, d'après SEVRIN-REYSSAC *et al.* (1990), n'a aucune action sur les algues de petite taille dont le taux de multiplication est extrêmement rapide. Ces petites espèces ne sont pas retenues par les structures branchiales des carpes argentées (KOMARKOVA, 1998). VÖRÖS *et al.* (1997) rapportent que *Hypophthalmichthys molitrix* ne retient pas les algues dont la taille est inférieure à 10 µm. Les analyses du contenu stomacal de la carpe argentée prélevée dans les cages suspendues dans le lac-réservoir Sidi Mohammed Ben Abdallah montrent que cette espèce se nourrit de nano et de microplancton (ONEP, 1989).

Une grande partie des cellules phytoplanctoniques, en particulier les Cyanobactéries, peut suivre un transit intestinal sans être digérée (DOKULIL, 1979 ; VÖRÖS *et al.*, 1997). Au laboratoire, l'analyse des pelotes fécales des carpillons de l'étang de la Deroua a révélé l'existence d'un grand nombre de colonies de *Microcystis aeruginosa*. Les enzymes responsables de la digestion de cette algue manquent probablement chez cette espèce. Ceci permet d'expliquer également l'abondance des Cyanobactéries en fin du cycle d'élevage.

Au cours de cet élevage, de nombreuses conditions ont été favorables à une prolifération des Cyanobactéries : températures dépassant 25 °C, concentration des orthophosphates importante en raison des apports de fertilisants phosphorés. Les Chlorophycées se sont développées même avec un rapport inférieur ou égal à 4. Ce groupe d'algue présente une valeur nutritive plus importante que les Cyanobactéries (BOYD, 1990).

Dans cet étang, il est difficile de tenir compte du rapport N/P pour décrire la composition algale. Ce résultat ne corrobore pas celui donné par BILLARD et MARIE (1980), WURTZ-ARLET (1980), BOYD (1982) et BARBE *et al.* (1999) qui rapportent que pour des valeurs de N/P proche de 4, les Cyanobactéries dominent alors qu'entre 8 à 10, ce sont plutôt les Chlorophycées qui sont favorisées. SMITH (1983) rapporte que les valeurs du rapport N/P qui favorisent la dominance des Cyanobactéries sont des valeurs inférieures ou égales à 29. Plus

généralement, LEVINE et SHINDLER (1999) ont montré que les Cyanobactéries à hétérocystes sont favorisées lorsque le rapport N/P est faible.

Ces Cyanobactéries, à leur maximum de densité, se sont maintenues à une profondeur supérieure à 45 cm (valeur de la transparence) où l'éclairement leur est sans doute le plus favorable. Ceci est en accord avec les observations de SEVRIN-REYSSAC (1995) en Brenne.

L'aération artificielle appliquée à l'étang pour détruire la stratification thermique installée en septembre provoque une homogénéisation thermique de l'eau et une dispersion temporaire des cellules.

L'application de fertilisants azotés à des doses renouvelées dans le temps n'entraîne pas de changement notable dans la composition du phytoplancton ; les Cyanobactéries (*Anabaena flos aquae*, *Merismopedia punctata*, *Microcystis aeruginosa* et *Planktothrix rubescens*) dominent pratiquement toute la période d'étude sauf en août et en décembre. Ceci ne corrobore pas les travaux de BÉRARD (1993), SEVRIN-REYSSAC *et al.* (1988), SEVRIN-REYSSAC et PLETIKOSIC (1990) et SEVRIN-REYSSAC (1995) qui ont trouvé qu'un apport d'azote répété dans le temps favorise le développement des Chlorophycées.

La présence de la carpe argentée dans cet étang en polyculture ne réduit pas la biomasse phytoplanctonique totale et ne limite pas la prolifération des Cyanobactéries pendant l'été. Ceci est en accord avec les observations de SEVRIN-REYSSAC *et al.* (1990) et SEVRIN-REYSSAC (1995). Toutefois, il faut signaler que la densité de ce poisson utilisée (120 individus/ha) ne semble pas être suffisante pour réduire la biomasse algale, ceci confirme les constatations de MILSTEIN *et al.* (1988), LAZZARO (1992), STARLING (1993), BILLARD (1995b) et DOMAIZON et DEVAUX (1999) qui rapportent que la densité de poissons mis en élevage est un facteur déterminant dans l'efficacité de la régulation des Cyanobactéries. BILLARD (1995b) ajoute que cette densité dépend des quantités de fertilisants apportées, de la richesse en nutriments et des modalités de gestion.

## 5 - CONCLUSION

L'association de plusieurs espèces dans cet étang de pisciculture en climat semi-aride a un effet bénéfique sur la production piscicole nette puisque chaque espèce joue un rôle dans la chaîne alimentaire. Le gain en poids est important au départ de la période de grossissement surtout pour la carpe commune qui montre une croissance exceptionnelle dans l'étang.

La prolifération des Cyanobactéries est la conséquence, d'une part, de la température de l'eau qui excède 25 °C en été, et, d'autre part, des apports de fertilisants phosphatés (superphosphate triple).

Dans cet étang, les Cyanobactéries peuvent être considérées comme une impasse trophique puisqu'elles ont probablement affecté la production des carpes argentées en limitant leur vitesse de croissance par libération de cyanotoxines (diminution du pourcentage journalier d'accroissement pondéral plus accentué en fin du cycle de grossissement).

Ces Cyanobactéries ne sont pas efficacement éliminées par la carpe argentée qui ne montre pas d'effet visible sur le contrôle du développement de ces espèces phytoplanctoniques. Leur régulation serait plus efficace si la densité des carpes argentées déversées était plus importante.

Le rapport N/P (teneurs disponibles) ne peut pas renseigner sur la composition algale du milieu.

L'application d'une fertilisation azotée renouvelée dans le temps ne paraît pas être la solution adéquate pour éliminer les Cyanobactéries dans l'étang de la Deroua. Cependant, leur développement semble dépendre plus de l'importance des épandages de fertilisants phosphorés.

Pour pouvoir éliminer ces Cyanobactéries (indésirables) et sans porter préjudice à l'environnement, une oxygénation artificielle répétée détruisant la stratification des eaux en été reste le seul moyen efficace.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier l'Administration des eaux et forêts et de la conservation des sols au Maroc pour leur soutien scientifique, M. P. Luquet qui a accepté de corriger et discuter ce papier et Mme J. Marcel pour ses précieuses suggestions.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1994. Recueil des normes françaises : Qualité de l'eau, Environnement. Paris.
- ANAGNOSTIDIS K., KOMAREK J., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3- Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiol. Suppl.*, 80 (1-4), 327-472.
- ARRIGNON J., 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Bordas, Paris.
- BALVAY G., 1980. Fonctionnement et contrôle du réseau trophique en étang. *In* : BILLARD R. (Ed.), *La pisciculture en étang*, 47-79.
- BALVAY G., 1995. Ressources et comportements alimentaires des poissons. *In* : POURRIOT R., MEYBECK M. (Eds), *Limnologie générale*, Masson, Paris, 588-607.
- BARBE J., SCHLUMBERGER O., BOURETZ N., 1999. Utilisation du phytoplancton pour estimer la production piscicole potentielle des étangs. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 355, 387-402.
- BARNABÉ G., 1991. Bases biologiques de l'aquaculture des poissons. *In* : BARNABÉ G. (Ed.), *Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture*, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 273-448.
- BÉRARD A., 1993. Effets d'une fertilisation riche en matières organiques azotées sur les relations trophiques (bactéries, phytoplancton, zooplancton) dans un étang de pisciculture. *Thèse Doct., Mus. Nat. Hist. Nat.*, Paris, 213.
- BILLARD R., 1995a. L'alevinage en étangs extérieurs. *In* : BILLARD R. (Ed.), *Les carpes, biologie et élevage*, 150-163.

- BILLARD R., 1995b. Les techniques traditionnelles d'élevage en étangs en Europe. In : BILLARD R. (Ed.), *Les carpes, biologie et élevage*, 183-194.
- BILLARD R., MARIE D., 1980. La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle. In : BILLARD R. (Ed.), *La pisciculture en étang*, 107-127.
- BOYD C.E., 1982. Water quality management for pondfish culture. Elsevier Scientific Publishing Company.
- BOYD C.E., 1990. Water quality in pond of aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University. Auburn.
- DOKULIL M., 1979. Seasonal pattern of phytoplankton. In : LÖFFLER H. (Ed.), *The limnology of a shallow lake in central Europe*, 203-230.
- DOMAIZON I., DEVAUX J., 1999. Experimental study of the impact of silver carp on plankton communities of eutrophic Villerest reservoir (France). *Aquat. Ecol.*, 1-12.
- EMBERGER L., 1930. Sur une formule climatique applicable en géographie botanique. *Comptes rendus Académie Sciences*. Paris, 191, 389-390.
- FÖRSTER K., 1982. Conjugatophyceae, Zygnematales und Desmidiées. Das Phytoplankton des Süßwassers und Biologie. In : PHIL, PESTALOZZI MAD G.H (Eds), *Die Binnengewässer*, Stuttgart.
- KOMAREK J., FOTT B., 1983. Chlorophyceae : Chlorococcales. Das Phytoplankton des Süßwassers und Biologie. In : PHIL, PESTALOZZI MAD G.H (Eds), *Die Binnengewässer*, Stuttgart.
- KOMARKOVA J., 1998. Fish stock as a variable modifying trophic pattern of phytoplankton. *Hydrobiol.*, 369/370, 139-152.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986. Naviculaceae. In : Ettl H., Gerloff J., Heying H., Moltenhauer D. (Eds), *Süßwasser Flora von Mitteleuropa 2/1*, Stuttgart.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1988. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In : Ettl H., Gerloff J., Heying H., Moltenhauer D. (Eds), *Süßwasser Flora von Mitteleuropa 2/2*, Stuttgart.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1991a. Achnantheaceae. In : Ettl H., Gerloff J., Heying H., Moltenhauer D. (Eds), *Süßwasser Flora von Mitteleuropa 2/4*, Stuttgart.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1991b. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In : Ettl H., Gerloff J., Heying H., Moltenhauer D. (Eds), *Süßwasser Flora von Mitteleuropa 2/3*, Stuttgart.
- LAZZARO X., 1992. Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 1466-1473.
- LEGENDRE L., WATT W.D., 1972. On a rapid technique for plankton enumeration. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 58, 173-177.
- LEVINE S.N., SCHNIDLER D.W., 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physiochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the experimental lakes Area, Canada. *Can. J. fish. Aquat. Sci.*, 5, 451-466.
- LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 343-346.
- MILSTEIN A., HEPHER B., TELTCH B., 1988. The effect of fish species combination in fish ponds on plankton composition. *Aqua. Fish. Manag.*, 19, 127-137.
- ONEP 1989. Lutte contre l'eutrophisation des lacs-réservoirs. Introduction de la carpe argentée de Chine dans la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah. Rabat, Maroc. *Rapport scientifique*, 34 p.
- ONEP 1996. Lutte contre les conséquences de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau des retenues de barrages. Résultats de l'introduction des poissons consommateurs d'algues. Rabat, Maroc. *Rapport scientifique*, 30 p.
- PESTALOZZI G.H., 1961. Chlorophyceae: Volvocales. In : Ettl H., Gerloff J., Heying H., Moltenhauer D. (Eds), *Süßwasser Flora von Mitteleuropa*, Stuttgart.
- PRIEDE I., SECOMBES C., 1988. The biology of fish production. In: LAIRD L., NEEDHAM T. (Eds), *Salmon and trout farming*, 32-68.

- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau. 7<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris.
- SEVRIN-REYSSAC J., 1995. Le réseau alimentaire dans les étangs de cypriniculture. In : BILLARD R. (Ed.), *Les carpes, biologie et élevage*, 25-55.
- SEVRIN-REYSSAC J., PLETIKOSIC M., ZIMMERMANN P., 1988. Des organismes indésirables, les Cyanobactéries. *Écho-système*, ITAVI, 8, 7-14.
- SEVRIN-REYSSAC J., PLETIKOSIC M., 1990. Cyanobacteria in fish ponds. *Aquacul.*, 88, 1-20.
- SEVRIN-REYSSAC J., GIROUD P., DELSALLE F. 1990. La carpe argentée peut-elle limiter la quantité de phytoplancton ? *Écho-système*, ITAVI, 16, 11-14.
- STARLING F., 1993. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) in the tropical Paranao reservoir (Brasilia, Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiol.*, 257, 143-152.
- STARMACH K., 1966. Cyanophyta-Sinice Glaucophyta-Glaukofity. *Flora Slodkowodna Polski*. Warszawa.
- STARMACH K., 1974. Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidiphyceae. *Flora Slodkowodna Polski*. Warszawa.
- STARMACH K., 1983. Euglenophyta. *Flora Slodkowodna Polski*. Warszawa.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 9, 1-38.
- VÖRÖS L., OLDAL I., PRESING M., BALOGH K.V., 1997. Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Hydrobiol.*, 342/343, 223-228.
- WURTZ-ARLET J., 1980. La fertilisation des étangs. In : BILLARD R. (Ed.), *La pisciculture en étang*, 99-106.