

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE
HOUARI BOUMEDIENE
FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES



MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du diplôme de MAGISTER

EN SCIENCES DE LA NATURE

Spécialité : Ecosystèmes Aquatiques Continentaux

Par :KALOUN Salima

Sujet

**Estimation des potentialités aquacoles du système lacustre
du barrage de Boukourdane**

Soutenue le 30 Juin 2008 devant le jury composé de:

Mme O. KHERBOUCHE	Maître de conférences, USTHB	Présidente
Mr A. ARAB	Maître de conférences, USTHB	Rapporteur
Mr B. SAMRAOUI	Professeur, université de Guelma	Examineur
Mr M. BOULAHIDID	Professeur, ISMAL	Examineur
Mr A. HAFERSAS	Chargé de cours, USTHB	Examineur
Mr F. DARCHAMBEAU	Professeur, Université de Namur, Belgique	Invité

ملخص

الهدف من هذه المذكرة هو دراسة التغيرات الزمنية المكانية للخصائص الفيزيوكيميائية , العوالق النباتية و العوالق الحيوانية المتواجدة في بحيرة سد بوكردان الواقعة في ولاية تيارزة. هذه الدراسة مكنتنا من معرفة خصائص النظام البيئي للبحيرة وذلك عن طريق تحليل العينات المأخوذة من البحيرة لمدة 12 شهرا (ماي 2006 - أفريل 2007)

RESUME

Le présent travail a comme objectif d'étudier la variabilité spatiotemporelle de la physicochimie, du phytoplancton et du zooplancton du lac de barrage de Boukourdane, situé dans la wilaya de Tipaza. Ce travail nous a permis d'étudier des caractéristiques de l'écosystème lacustre de barrage de Boukourdane durant une année d'échantillonnage, allant du mois de mai 2006 jusqu'au mois d'avril 2007.

Sommaire

Sommaire

Introduction	1
Chapitre 1 : Etude du milieu	
1. Présentation du barrage de Boukourdane	2
1.1. Situation géographique	2
1.2. Caractéristiques morphométriques	3
1.3. Caractéristiques climatiques	3
1.3.1. Le diagramme ombrothermique	3
1.3.2. Quotient pluviométrique d'Emberger	4
1.3.3. Températures et précipitations mensuelles (mai2006-avril2007).....	5
1.4. Géologie du site	6
Chapitre 2 : Matériels et méthodes	
2. Matériels et méthodes	7
2.1. Choix et localisation des stations	7
2.2. Prélèvements	11
2.3. Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau	11
2.4. Dosage de la chlorophylle a	12
2.5. Echantillonnage du plancton	12
2.6. Identification des espèces du phytoplancton	12
2.7. Identification des espèces du zooplancton	12
2.8. Organisation et structure des peuplements.....	12
2.8.1. Richesse spécifique.....	13
2.8.2. Densité des espèces.....	13
2.8.3. Abondance.....	13
2.8.4. Indice de Shannon-Weaver et l'indice de l'équitabilité	13
2.9. Analyse en composantes principales (ACP)	14
Chapitre 3 : Résultats et discussions	
3. Résultats et discussions	15
3.1. Les paramètres physicochimiques	15
3.1.1. Température	15
3.1.2. Oxygène dissous	16
3.1.3. Potentiel hydrogène (pH)	18
3.1.4. Matières en suspension (MES)	19
3.1.5. Transparence.....	20
3.1.6. Salinité	21
3.1.7. Conductivité	22
3.1.8. Nitrites	23
3.1.9. Nitrates	24
3.1.10. Orthophosphates	26
3.1.11. Carbonates	27
3.1.12. Chlorures	28
3.1.13. Calcium.....	29
3.1.14. Magnésium	30

3.1.15. Analyse des données physicochimiques.....	31
3.2.1. Variation de la chlorophylle a	32
3.2.2. Composition taxonomique du phytoplancton	34
3.2.3. Variation spatiotemporelle du peuplement algal.....	34
3.2.4. La structure du peuplement	41
3.2.5. Analyse des données phytoplanctoniques.....	42
3.3. Etude du peuplement zooplanctonique.....	44
3.3.1. Répertoire des espèces récoltées	45
3.3.2. Variation spatiotemporelle du zooplancton.....	46
3.3.3. La structure du peuplement	52
3.3.4. Analyse des données zooplanctoniques.....	53
Conclusion	55
Références bibliographiques	56
Annexe	

Introduction Générale

Introduction

Les écosystèmes lacustres constituent des réserves d'eau douce. Ils représentent des lieux privilégiés dans lesquels l'aquaculture est traditionnellement implantée (Barnabé, 1991). Ils peuvent être des centres d'intérêt touristique et piscicole capables de stimuler des économies régionales (Burton, 1997).

La gestion aquacole d'un lac peut se définir globalement comme l'ensemble des dispositions qui permettent d'exploiter au meilleur niveau une ressource aquacole tout en maintenant sa pérennité.

L'écosystème lacustre est défini par l'ensemble des compartiments biotiques et abiotiques et par l'ensemble des interactions entre les paramètres biotiques d'une part, entre les paramètres abiotiques d'autre part et enfin entre les paramètres biotiques et abiotiques (Verneaux, 1980).

Ces interactions réciproques sont souvent mal connues. En effet, les lacs font l'objet de recherches limnologiques qui consistent à étudier le fonctionnement de ce type d'écosystème. Ceci est avant tout un essai raisonné d'aménagement. Selon Pesson (1980), l'étude des critères des milieux aquatiques permet de définir leur qualité, leur évolution et leur potentiel théorique à l'aménagement et à l'exploitation.

L'étude des systèmes lacustres et de l'ensemble des interactions dont ils sont le siège peut s'avérer complexe, voire impossible (Blanc, 2000). C'est pourquoi, selon l'objectif de l'étude, on se limite à l'étude d'un nombre restreint de descripteurs d'un écosystème. Nous entendons par descripteur, un ou plusieurs paramètres de type biotique ou abiotique, capable de décrire la structure ou le fonctionnement de l'écosystème à l'échelle spatiotemporelle définie pour son étude (Bournaud et Amoros, 1984).

L'Algérie de par ses conditions naturelles riches et variées, dispose des ressources hydriques importantes. Les lacs de barrages et les retenus collinaires présentent 60% de ces ressources. Ces lacs de barrages constituent des plans d'eau dont l'intérêt économique et écologique est loin d'être négligeable. Ils représentent un potentiel aquacole appréciable et doivent être par conséquent mis en valeur rationnellement.

Ce potentiel aquacole couvre le domaine de la pisciculture continentale. L'ensemble des réalisations dans ce domaine est résumé à des opérations de repeuplement des plans d'eau continentaux avec des alevins de poissons dulcicoles (Chalabi, 2001). Mais un diagnostic précis de la capacité d'accueil d'un milieu constitue un élément indispensable au choix d'empoissonnement (Ravade et al, 1985).

Une meilleure compréhension du fonctionnement des écosystèmes lacustres est indispensable pour investir dans ces milieux aquatiques. Dans ce cadre, le lac de barrage de Boukourdane, situé dans la wilaya de Tipaza, a fait l'objet de notre étude. Le présent travail a comme objectif d'étudier la variabilité spatiotemporelle de la physicochimie, du phytoplancton et du zooplancton du lac. Cette analyse des structurations spatiale et temporelle des descripteurs et de leur variabilité, constitue une première approche du fonctionnement de l'écosystème (Wiens, 1989).

Chapitre 1: Etude du milieu

1. Présentation du barrage de Boukourdane

1.1. Situation géographique

Le barrage de Boukourdane est situé dans la partie nord ouest de la grande plaine de la Mitidja, à environ 1.3 Km du village de Sidi-Amar (wilaya de Tipaza) (Fig.1) aux coordonnées géographiques : 36° 30' Nord et 2° 20' Est. Ce barrage est implanté dans une zone de collines s'étendant en direction est-ouest. Au nord, il est distant de 11 Km de la méditerranée et au sud il est délimité par la montagne de Bou-Maad. L'aire de la retenue du barrage de Boukourdane au niveau normal est de 536 ha avec une altitude de 119,5m présentant une capacité totale de la retenue de 101,5millions de m³.

Le barrage de Boukourdane est construit sur le lit de l'oued El-Hachem. Ce dernier, qui présente la caractéristique d'être un cours d'eau pérenne, est issu de la confluence des deux oueds : l'oued Fedjana et l'oued Menacer (Boukadir). L'eau s'écoule lors de la période hivernale, contrairement à la période estivale où les débits se trouvent considérablement diminués. A l'amont de l'oued et à proximité du village de Sidi-Amar, le projet de barrage de Boukourdane a été réalisé. Les travaux ont pris naissance en 1992 et la mise en eau du barrage (début d'exploitation) s'est faite en 1996.

Le barrage est conçu pour l'irrigation de la Mitidja ouest et l'alimentation en eau potable de la wilaya de Tipaza. A partir de l'année 2002, il participe au renforcement de réseau d'alimentation en eau potable d'Alger, dans le cadre du projet de sécurisation d'alimentation d'Alger en eau potable.

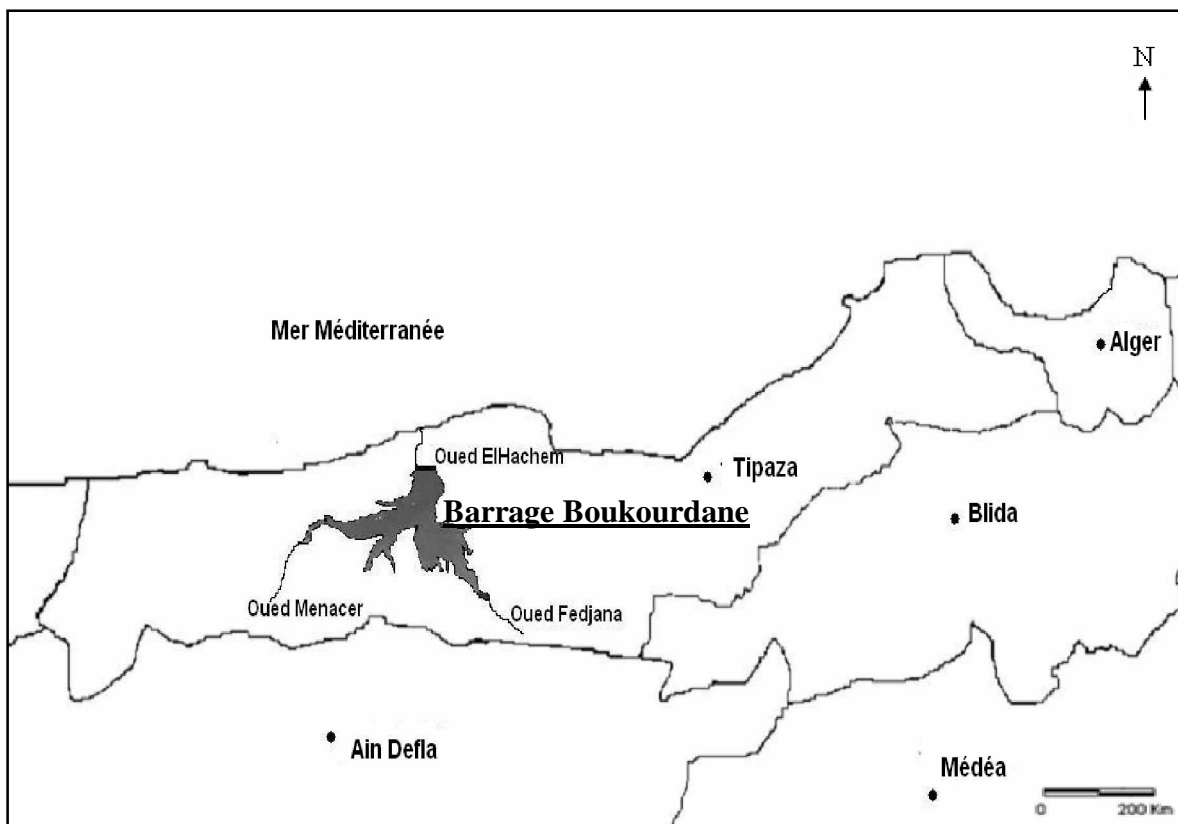


Figure 1 : Situation géographique du barrage de Boukourdane en Algérie du nord

1.2. Caractéristiques morphométriques

La morphométrie ou la forme du lac est caractérisée par ses dimensions (Tab.1 et 2). Les données morphométriques ont été fournies par le service d'exploitation du barrage de Boukourdane.

Tableau 1 : Caractéristiques morphométriques du bassin versant du barrage de Boukourdane

Superficie	Périmètre	Altitude maximale	Altitude minimale	Altitude moyenne
177Km ²	58Km	1417m	70m	420m

Tableau 2 : Caractéristiques morphométriques de la retenue du barrage de Boukourdane

Altitude de la retenue normale	Altitude des plus hautes eaux	Aire de la retenue au niveau normal	Aire de la retenue au niveau exceptionnel	Capacité totale de la retenue	Réserve d'envasement
119.50 m	123 m	536 ha	600 ha	101.5 millions de m ³	10.8 m ³

1.3. Caractéristiques climatiques

Le barrage de Boukourdane est équipé d'une station météorologique. A partir des données climatologiques primordiales (pluviométrie et température) fournies par le service d'exploitation du barrage, on a pu déterminer le quotient pluviométrique d'Emberger et le diagramme ombrothermique de notre région d'étude.

1.3.1. Le diagramme ombrothermique

D'après Bagnouls et Gaussen (1957), l'étude du rapport entre les précipitations (P) et les températures moyennes mensuelles (T) nous permet de déterminer la période sèche et la période humide d'une région.

Le diagramme indique la présence d'une période sèche qui s'étend du mois de juin jusqu'au mois d'octobre, et d'une période humide qui s'étale du mois de novembre au mois de mai (Fig.2).

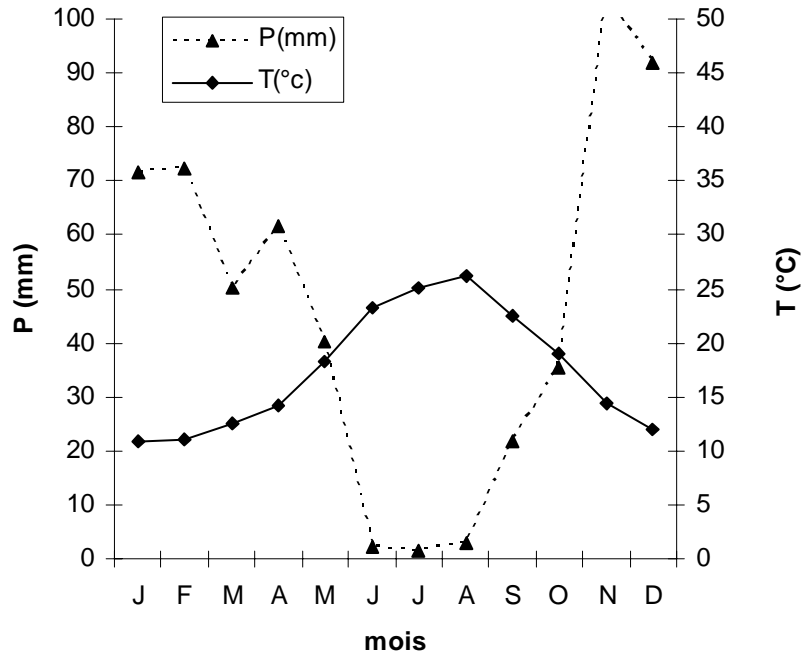


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la région du barrage de Boukourdane (1996-2005)

1.3.2. Quotient pluviométrique d’Emberger

Emberger (1955) établit le climagramme pluviométrique et définit le bioclimat d’une région suivant la relation :

$$Q_2 = 2000 \cdot P / (M+m) (M-m)$$

Avec :

P (mm) : moyenne annuelle des précipitations.

M : moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (° K).

m : moyenne des températures minimales du mois le plus froid (°K).

D’après les calculs on a aboutit au résultat suivant :

$$Q_2 = 74.97$$

$$m = 5.52 \text{ } ^\circ\text{C}$$

Le positionnement de ces valeurs sur le climagramme d’Emberger montre que la région d’étude se situe dans un bioclimat sub-humide à hiver doux (Fig.3).

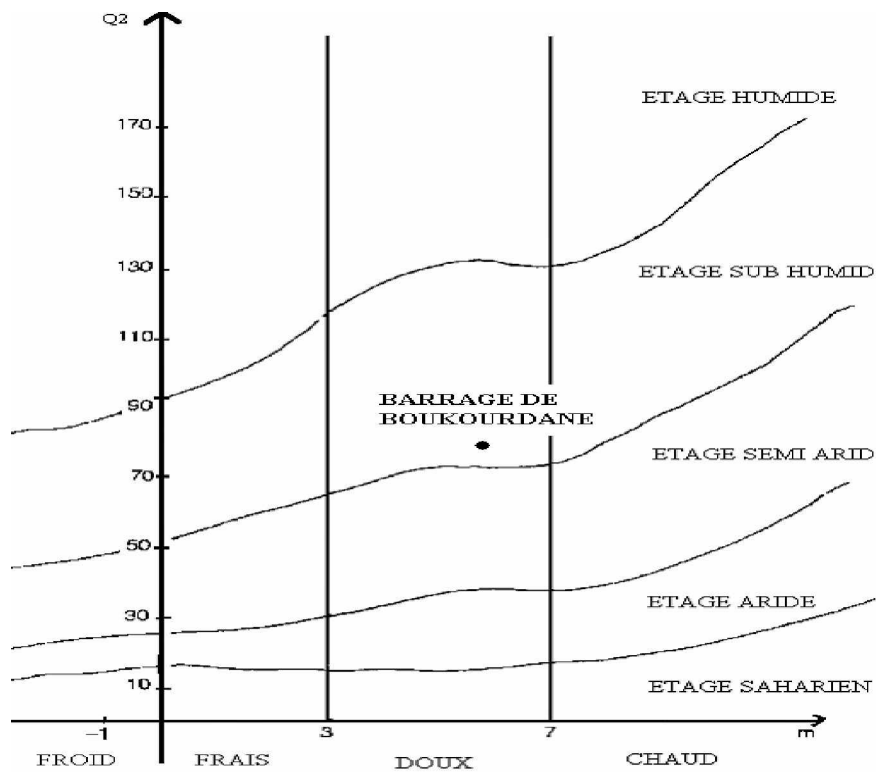


Figure 3 : Localisation de la région étudiée sur le climagramme d'Emberger (1996-2005)

1.3.3. Températures et précipitations mensuelles (mai 2006-avril 2007)

La figure (4) illustre les précipitations et les températures mensuelles enregistrés au niveau de la station météorologique de barrage de Boukourdane, de mai 2006 à avril 2007 (ANBT, Direction de la maintenance et du contrôle, Barrage Boukourdane, 2007).

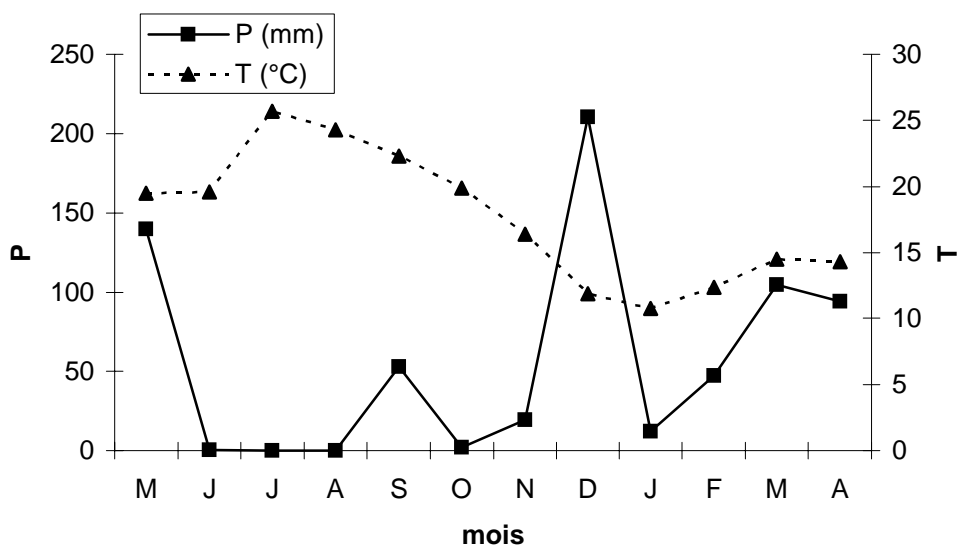


Figure 4 : Précipitations et températures mensuelles de barrage de Boukourdane (mai 2006-avril 2007)

1.4. Géologie du site

Selon Laroussi (2002) les formations géologiques rencontrées au niveau du site sont :

- **Le miocène**

Le Burdigalien débute par des poudingues rougeâtres sur lesquelles repose une suite marneuse à intercalation de roche éruptive, ces dernières constituent l'assise du barrage, son épaisseur est supérieure à 120m. Le Vindobonien est représenté par une série marneuse avec des intercalations locales du niveau détritique de roches éruptives. Le Pontien est représenté par des grés, argiles, et des calcaires.

- **Le pliocène**

Le mio-pliocène est représenté par des marnes bleues à intercalations de grés qui reposent directement sur le Burdigalien, effleurant en rive gauche du site. Le pliocène supérieur est représenté par des argiles jaunâtres à rougeâtre à lits de cailloutis, cette formation est discordante sur les terrains antérieurs.

En se basant sur la description lithologique des différents faciès qui constituent le site de Boukourdane, on peut dire qu'il s'agit en général de terrains imperméables assurant ainsi son étanchéité.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

2. Matériels et méthodes

2.1. Choix et localisation des stations

Il est difficile de choisir les stations de prélèvements à cause de la distribution hétérogène du plancton dans tous les milieux lacustres. Seul l'étude de l'ensemble de la masse d'eau d'un lac permet d'obtenir l'image la plus représentative de la biocénose planctonique, ce qui est pratiquement impossible à réaliser (Cherbi, 1984).

Afin d'avoir un échantillonnage représentatif des différents peuplements vivants dans le lac du barrage de Boukourdane, nous avons choisis six stations situées à différentes localités au sein du barrage (Fig.5) (Tab.3).

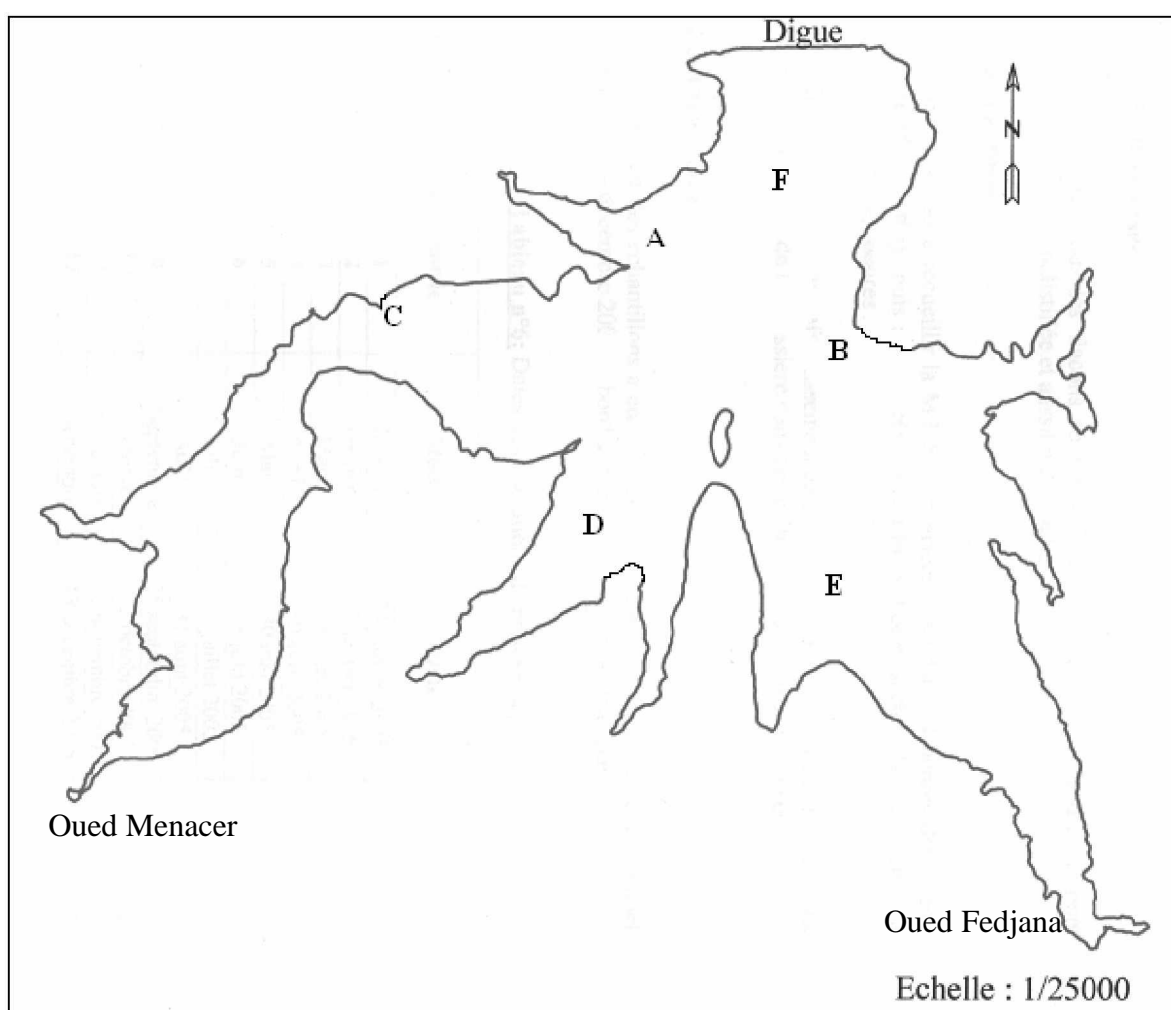


Figure 5 : Localisation des stations d'étude sur le lac de barrage de Boukourdane

Tableau 3 : localisation des stations étudiées

Stations	Localisation	Coordonnées géographiques
A(Fig.6)	Située à l'aval du barrage, côté ouest. Au niveau de cette station nous avons observé des habitations et un pompage pour l'irrigation des terres agricoles. Son eau sert aux besoins des habitants résidants au voisinage de cette station. Sa profondeur est 6m.	36°31'35"N, 2°17'58"E
B(Fig.7)	Située à l'aval du barrage, côté est. Au niveau de cette station nous avons observé une intense ceinture végétale et absence de toutes activités anthropiques. Elle a une profondeur de 7m. Elle est alimentée par les apports provenant de l'oued Fedjana.	36°31'16"N, 2°18'26"E
C(Fig.8)	Située à l'amont du barrage près de l'embouchure de l'oued Menacer. Elle est caractérisée par la plus faible profondeur par rapport aux autres stations (4 mètres). Au niveau de cette station, nous remarquons une construction sportive et l'installation d'un parc de loisir pour les familles.	36°31'15"N, 2°17'18"E
D(Fig.9)	Située à l'amont du barrage, au milieu. La profondeur de cette station est de 5 mètres. Elle est située près des terrains agricoles (pâturages et cultures variées).	36°30'59"N, 2°17'46"E
E(Fig.10)	Située près de l'embouchure de l'oued Fedjana. Elle est proche des terres agricoles comme c'est le cas de la plupart des stations. Ceci caractérise le bassin versant du lac de barrage de Boukourdane. Sa profondeur est 7 mètres.	36°30'52"N, 2°18'25"E
F(Fig.11)	Située à l'aval du barrage près de la tour de prise (au milieu). C'est la station la plus profonde (11m).	36°31'50"N, 2°18'22"E



Figure 6: Vue générale de la station A du barrage de Boukourdane



Figure 7: Vue générale de la station B du barrage de Boukourdane



Figure 8: Vue générale de la station C du barrage de Boukourdane



Figure 9: Vue générale de la station D du barrage de Boukourdane



Figure 10 : Vue générale de la station E du barrage de Boukourdane



Figure 11: Vue générale de la station F du barrage de Boukourdane

2.2. Prélèvements

L'échantillonnage a été effectué, mensuellement, durant un cycle d'une année complète (mai 2006 - avril 2007) (Tab.4) à bord d'une embarcation pneumatique motorisée. Le trait du plancton a toujours été réalisé aux heures de plein éclaircissement.

Tableau 4: calendrier des prélèvements

Sorties	Dates
1	10/ Mai /2006
2	17/ Juin /2006
3	17/ Juillet /2006
4	14/ Août /2006
5	18/ Septembre /2006
6	21/ Octobre /2006
7	19/ Novembre /2006
8	23/ Décembre /2006
9	22/ Janvier /2007
10	24/ Février /2007
11	25/ Mars /2007
12	26/ Avril /2007

Les échantillons ont été effectués à différents niveaux de la colonne d'eau. Les niveaux de prélèvements qu'on a choisie sont : Le niveau 1 à la surface, le niveau 2 à 3 mètres, le niveau 3 au fond de la station.

On n'a pas fait du prélèvement au niveau de la station C de novembre à décembre, à cause de la très faible profondeur de la station.

2.3. Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau

Pour chacune des stations étudiées, des échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille à renversement de type Niskin de 1 L. Elle est dotée d'un système de fermeture à la profondeur désirée. Dès la remontée de la bouteille, l'échantillon prélevé est conservé immédiatement à l'obscurité, dans une glacière dont la température intérieure était maintenue à 4°C. Les échantillons récoltés ont été analysés dès l'arrivée au laboratoire, puis conservés au congélateur pour poursuivre les dosages le jour suivant.

Les paramètres : température, pH, oxygène dissous, salinité et conductivité électrique ont été mesurés sur le site au moment du prélèvement à l'aide d'un multi paramètre de type WTW.

Le reste des paramètres : matières en suspension, chlorures, nitrates, nitrites, orthophosphates, calcium, magnésium et carbonates sont dosées au laboratoire (voir annexe 1).

La mesure de transparence de la colonne d'eau a été réalisée avec un disque de Secchi. C'est un disque de 25 cm de diamètre coloré alternativement de quartiers blancs et noirs. Ce disque, lesté et pendu à un fil, est immergé dans l'eau. Par convention, on appelle transparence la profondeur à laquelle le disque de Secchi ne devient plus visible lorsqu'on l'immerge dans l'eau. Cette mesure correspond à la profondeur à laquelle l'éclaircissement résiduel est de 16 à 20 % de celui de la surface.

2.4. Dosage de la chlorophylle a

La chlorophylle a est déterminé à partir d'un volume d'eau filtrée par des filtres WHATMAN (GF/C0.45µm) immédiatement après le retour du terrain. Les filtres sont placés au congélateur et à l'abri de la lumière, ils seront traités à l'acétone 90%, déchetés puis centrifugés 24 heures après pendant 15mn. La lecture se fait au spectrophotomètre aux longueurs d'ondes 665nm et 750nm. Le calcul des concentrations de la chlorophylle active est fait à partir de l'équation de Lorenzen (CNEXO, 1983) c'est la méthode monochromatique.

$$\text{Chl a (mg/m}^3\text{)} = (26,7 (A_{665na} - A_{665a}) \cdot v) / V \cdot I$$

Où:

v : volume de solvant (acétone) en ml.(10ml)

V : volume d'eau filtré en ml. (100ml)

I : longueur du trajet optique de la cuve à mesure (1 centimètre)

Avant acidification : $A_{665na} = A_{665a} - A_{750na}$

Après acidification : $A_{665a} = A_{665a} - A_{750a}$

2.5. Echantillonnage du plancton

Des échantillons du phytoplancton et du zooplancton ont été prélevés à la même profondeur que les échantillons d'eau à l'aide d'un filet à plancton de forme conique. Ce filet se caractérise par un vide de maille de 80µm et dont la partie inférieure est munie d'un collecteur, dans lequel est récolté le contenu de l'opération de filtration.

Ces échantillons de plancton étaient récupérés dans des piluliers et immédiatement fixés à l'aide du formol à 5%, pour l'identification et le dénombrement.

Les prélèvements ont eu lieu selon un trajet vertical. Ils s'effectuent en surface et à différentes profondeurs de la colonne d'eau. Le prélèvement en profondeur se fait à l'aide d'une bouteille à renversement.

2.6. Identification des espèces du phytoplancton

L'échantillon à analyser est agité pour bien homogénéiser le contenu, une fraction de l'échantillon est mise à sédimenter dans une cuve de 10ml pendant 2 heures. On traite les échantillons en déterminant la flore algale, puis on compte le nombre de cellules de l'espèce. L'observation a été réalisée à l'aide d'un microscope inversé.

Les taxons sont identifiés le plus finement possible, selon les clés de déterminations suivantes : Bourreley (1972) ; Bourreley (1981) ; Bourreley (1985) ; Upsala (1981).

2.7. Identification des espèces du zooplancton

La détermination se fait grâce aux observations faites sous une loupe binoculaire, puis au microscope pour bien observer les appendices. On utilise alors une lame sur laquelle on dépose un individu avec une goutte d'huile à immersion. La détermination est réalisée suivant des clés établies pour la systématique du zooplancton.

La détermination des Copépodes a été faite en se basant sur les clés de Dussart (1967) et Dussart (1969) et le travail de Akli (1992). La détermination des Cladocères a été faite en se basant sur les clés d'Amoros (1984) et Korovchinsky (1992), ainsi que par le travail de Ouldrouis (1995). Celle des Rotifères selon les clés de Pourriot (1986) et Hendrik (1995).

2.8. Organisation et structure des peuplements

Les peuplements sont généralement caractérisés, après description de leur composition taxinomique, par leur richesse et leur abondance.

2.8.1. Richesse spécifique

La richesse spécifique d'un peuplement est le nombre d'espèces qui le constituent (Barbault, 1993).

2.8.2. Densité des espèces

La densité des espèces phytoplanctoniques a été calculée selon la méthode de comptage d'UTERMÖHL (1958) in Abdalah, (1986). Cette technique utilise la sédimentation d'un échantillon de volume connu dans une cellule de comptage (la cuve de sédimentation). On effectue les identifications et les comptes quantitatifs à partir de ce sous échantillon sédimenté.

Le comptage et la détermination sont réalisés sous le microscope inversé muni d'un éclairage en contraste de phase, d'objectifs grossissant de 10 ; 40 et 100 et d'un oculaire avec un grossissement de 10.

Pour 10 champs prospectés sous le microscope à inversion et 10 ml d'échantillon concentré, le nombre de cellules estimé est le suivant:

$$D = \frac{\text{nombre d'organismes dénombrés} \times \text{nombre de champs} \times 1000}{\text{nombre de champs prospectés} \times \text{volume concentré}}$$

$$D = 6.17 \times 10^4 \text{ N / L}$$

La densité des espèces zooplanctonique a été calculée suivant la formule suivante : $D = n / V$.

Avec :

D : nombre d'individu dans un volume donné.

n : nombre d'individus trouvé dans un échantillon.

V : volume filtré.

2.8.3. Abondance ou fréquence relative

La fréquence relative (ou abondance) permet de connaître l'importance d'une espèce au regard des autres espèces du même peuplement. L'abondance D d'une espèce est calculée par la formule suivante : $D = (q / Q) \times 100$.

Elle est le rapport en pourcentage, entre le nombre d'individu q de cette espèce et le nombre totale d'individus Q du peuplement considéré.

Selon Desgagné (1999), nous avons considéré l'espèce qui représente moins de 1% du peuplement comme espèce rare.

2.8.4. Indice de diversité de Shannon-Weaver et l'indice de l'équitabilité

L'indice de diversité de Shannon-Weaver est basé sur la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \times \log_2 P_i$$

Avec : $P_i = N_i / N$

N_i = nombre d'individus d'une espèce donnée.

N = nombre total d'individus.

S = nombre total d'espèces.

Afin de pouvoir comparer la structure des peuplements, il convient d'utiliser une mesure exprimant la régularité de la distribution indépendamment de la richesse spécifique. Cette mesure est l'équitabilité (R). Elle est exprimée en comparant la diversité mesurée dans le peuplement à la valeur maximale que pourrait prendre la diversité. Cet indice peut varier de 0 à 1, il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement et il

est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement. Elle est calculée par la formule:

$$R = H' / \log_2(S)$$

Avec :

H': indice de diversité de Shannon-Weaver.

S: nombre d'espèces.

$\log_2(S)$ = logarithme à base 2 de la richesse spécifique.

2.9. Analyse en composantes principales (ACP)

L'Analyse en Composantes principales (ACP) est une analyse multivariée simple. Elle est une des méthodes d'analyses en axes principaux appelées aussi méthodes factorielles. L'objectif général de l'ACP est une étude exploratoire qui se propose de fournir des représentations synthétiques de vastes ensembles de valeurs numériques, sous forme de visualisations graphiques (Lebart et al., 2006).

L'ACP s'applique à des tableaux à deux dimensions croisant des individus et des variables quantitatives. Selon un usage bien établi, les lignes du tableau représentent les individus et les colonnes représentent les variables (Escofier et Pagés, 2006). Les termes d'individus et de variables recouvrent des notions différentes. Dans notre cas les individus sont les stations et les variables sont les paramètres physicochimique de l'eau et les densités d'espèces de phytoplancton et de zooplancton.

En ACP les proximités entre variables s'interprètent en terme de corrélation. Ainsi que les proximités entre les individus s'interprètent en terme de similitudes globales des valeurs (Lebart et al., 2006).

Nous justifions le choix de l'ACP pour explorer la structure de nos données, par la raison que cette méthode s'avère plus adaptée aux données quantitatives dont nous disposons.

Le logiciel STATISTICA 7.0 a été utilisé pour l'ACP.

Chapitre 3 : Résultats et discussion

3. Résultats et discussion

3.1. Les paramètres physicochimiques de l'eau

3.1.1 Température

L'évolution mensuelle de la température moyenne de l'eau fait ressortir un minimum de 12.5°C en janvier et un maximum de 31.6°C au mois d'août (Fig.12 ; Annexe 2). L'amplitude thermique entre le mois le plus froid et le plus chaud est de 19.1°C. Les 6 stations présentent la même variation thermique. Ceci peut être expliqué par le réchauffement homogène de toute la surface du lac de Boukourane. L'absorption des radiations lumineuses constitue le principal facteur de réchauffement des eaux (Lévêque, 1996). Par conséquent la température des eaux varie en fonction des saisons (Sane, 2006). On distingue deux grandes périodes, l'une froide avec des températures variant entre 12.5 et 17.7°C qui s'étale de décembre à mars, et l'autre chaude d'avril à novembre avec des températures variant de 18 à 31.6°C.

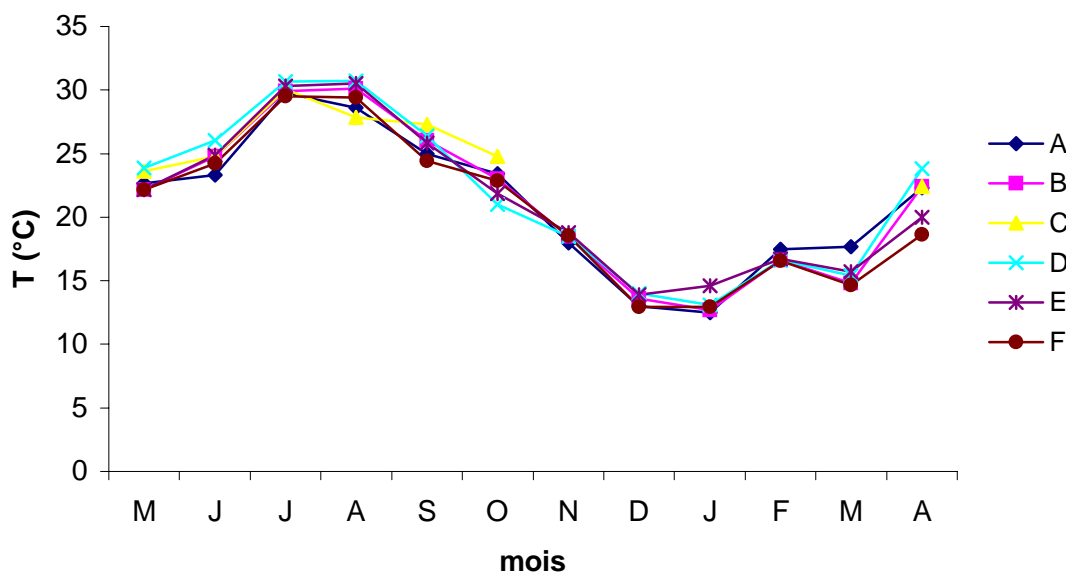


Figure 12 : Variation mensuelle de la température moyenne en fonction des stations (A,B,C,D,E,F)

On a enregistré un écart thermique de 4,6 et 2,3°C, entre la surface (niveau 1) et la profondeur (niveau 3) aux mois de mai et juin (Fig.13). À partir du mois de juillet on note une homogénéité thermique due aux faibles profondeurs des stations et à l'agitation de la colonne d'eau par les vents. La période s'étalant du mois de juillet jusqu'au mois de février est caractérisée par une baisse de niveau des eaux de barrage de Boukourane à cause de l'exploitation intensive des eaux et des faibles apports. De nouveau l'écart thermique s'est réinstallé aux mois de mars et avril avec, respectivement, 1,1 et 2,3°C. Selon Talling (1992), la différence verticale de la température est due à un gradient de densité qui empêche le mélange des deux couches de la colonne d'eau. Mais, ce phénomène ne persiste pas dans les lacs peu profonds du fait du mélange de l'eau sous l'action du vent (Côté et al., 1997) et la convection fréquente qui affecte la colonne d'eau. Dans notre cas le gradient thermique vertical enregistré est un gradient diurne qui se maintient pendant les heures de plus fortes températures. Nos prélèvements ont été effectués à 12h plus ou moins 1heure. Durant cette période, c'est la forte température de l'air qui entraîne un réchauffement de l'eau de surface par rapport à celle du fond (Sane, 2006).

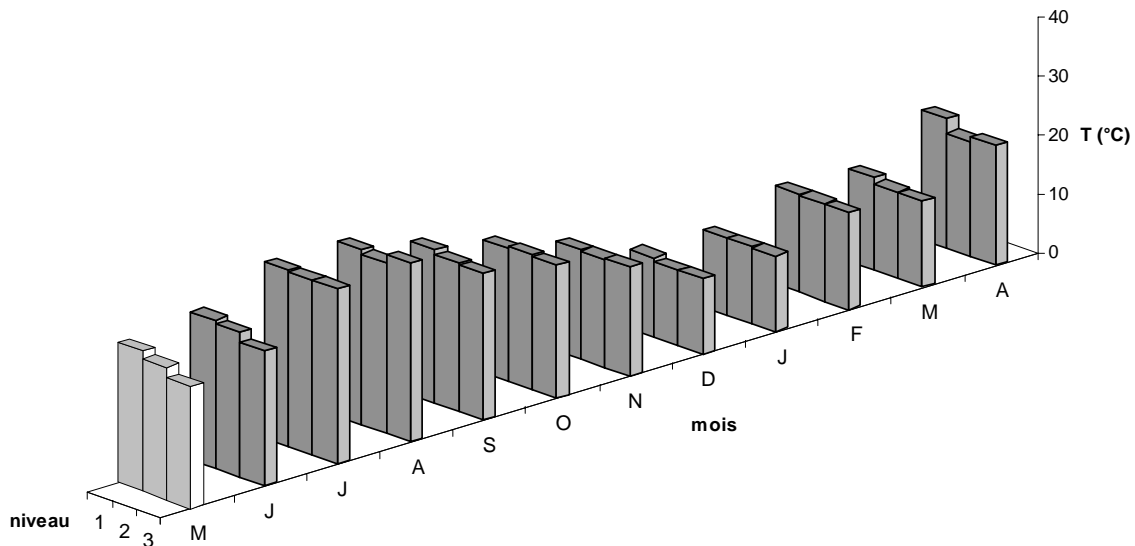


Figure 13 : Variation mensuelle de la température moyenne en fonction de la profondeur

3.1.2. Oxygène dissous

La teneur en oxygène des eaux résulte de plusieurs facteurs : l'équilibre dynamique entre les échanges gazeux avec l'atmosphère, la production de l'oxygène par les organismes autotrophes lors de la photosynthèse, la consommation de l'oxygène par les organismes hétérotrophes, ainsi que la matière organique en décomposition. L'oxygène dissous varie considérablement dans le temps et dans l'espace, avec des conséquences importantes sur la distribution des organismes dans le milieu.

La variation mensuelle de l'oxygène dans le lac de Boukourdane durant notre étude est hétérogène. On note une sursaturation au mois de mai (12,44 – 12,74 mg/l) (Fig.14 ; Annexe 2). Ceci est due essentiellement à l'activité photosynthétique assurée par le phytoplancton qui marque une densité moyenne maximale pendant ce mois (4877×10^4 algue/l). Nous avons enregistré des taux d'oxygène variant entre 6,5 et 8,73 mg/l aux mois de juin et juillet. Cette variation d'oxygène est liée à l'augmentation de la température qui fait diminuer la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Rodier, 1996). Par conséquent nous avons constaté un appauvrissement en oxygène au mois d'août (2,88 – 4,37 mg/l), qui est le mois le plus chaud durant notre étude. En effet la respiration des êtres vivants et le ralentissement de l'activité photosynthétique peuvent provoquer la diminution de l'oxygène dans le milieu (Yon, 2004). Au niveau de la station C on a enregistré une valeur de 7,74 mg/l. C'est une valeur importante, par rapport aux autres stations pendant le mois d'août. Cette valeur peut être expliquée par la faible profondeur de la station dont l'approvisionnement en oxygène est assuré par le processus de la diffusion de l'oxygène entre l'atmosphère et l'eau (Vinçon-Leite, 1991) et aux apports de l'oued Menacer qui permettent le renouvellement en matières dissoutes et une oxygénation de l'eau.

De septembre à avril les teneurs moyennes en oxygène varient entre 5,78 et 10,36 mg/l, à l'exception du mois de février où les valeurs enregistrées au niveau des stations oscillent entre 4,34 et 4,64 mg/l. Ce déficit en oxygène peut être due au ralentissement de l'activité photosynthétique et/ou de l'augmentation de la respiration des algues, du zooplancton, et des bactéries. Ces derniers consomment autant d'oxygène qu'il y a de la matière organique susceptible d'être dégradée (Bontoux, 1993). La matière organique oxydable est composée essentiellement de phytoplancton. La baisse du niveau des eaux de barrage a favorisé le développement des algues en profondeur. La salinité a augmenté pendant ce mois. Ceci peut avoir un effet sur la solubilité de l'oxygène qui diminue avec l'augmentation de la salinité

(Rodier, 1996). En général les courbes de variations de la teneur en oxygène dissous des eaux de barrage de Boukourdane présentent la même allure au niveau de toutes les stations.

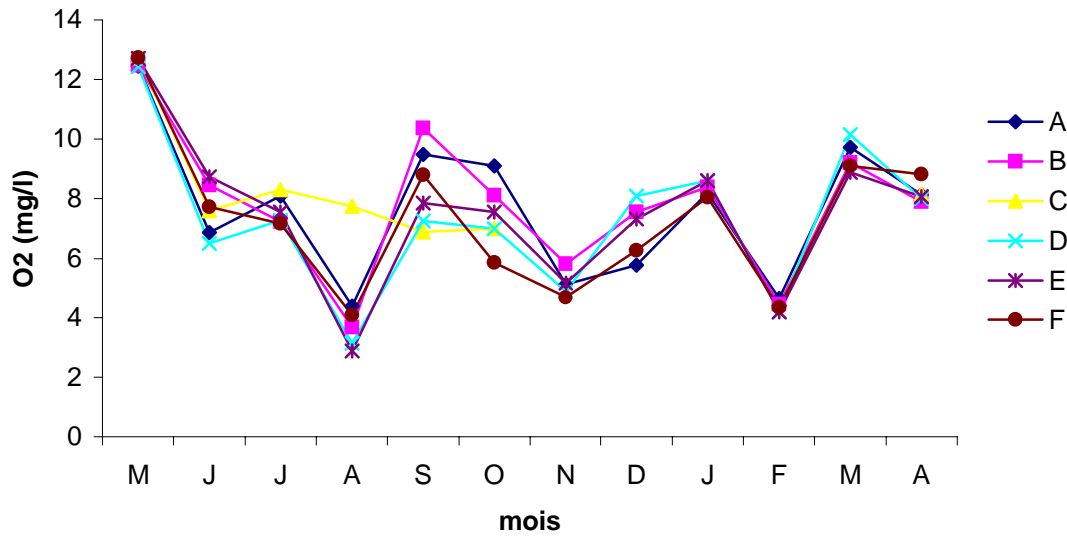


Figure 14 : Variation mensuelle de l'oxygène dissous en fonction des stations

Globalement les teneurs en oxygènes sont plus importantes en surface qu'en profondeur (Fig. 15). Selon Rodier (1996), dans les milieux à faible taux de renouvellement (lacs, retenues de barrages, baies, etc...) la teneur en oxygène dissous a tendance à diminuer avec la profondeur. Ceci est due à l'activité photosynthétique dans les eaux de surface et l'intense activité bactérienne dans les eaux du fond (Fqih Berrada et al., 2000). Au mois de mai le taux d'oxygène enregistré au niveau 2 est le plus important. Ceci peut être due à la production de l'oxygène par photosynthèse. Dans la couche euphotique la production de l'oxygène est importante et on peut observer des sursaturations temporaires, notamment durant le jour (Lévêque, 1996). Nous avons constaté que la distribution verticale de l'oxygène est relativement homogène au mois de février. Ceci peut être due à l'agitation des eaux peu profondes par les vents pendant le jour de prélèvement.

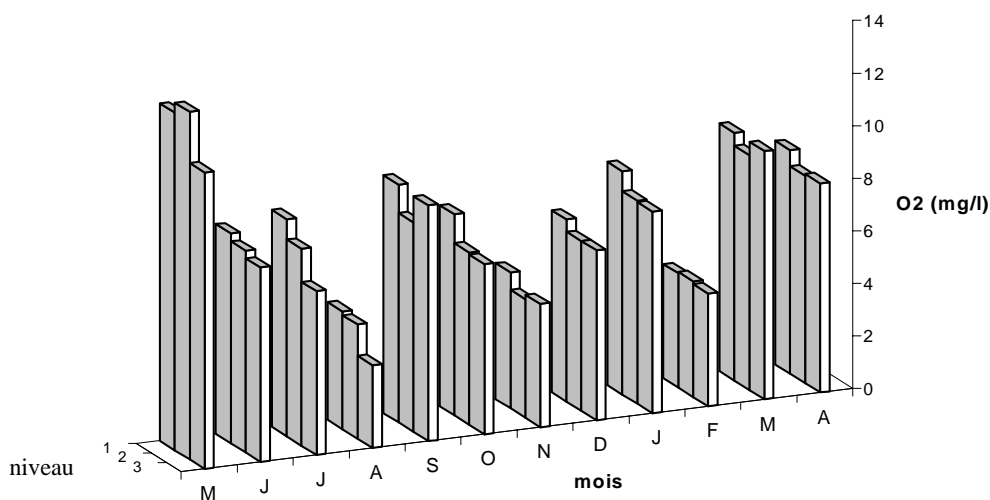


Figure 15 : Variation mensuelle de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur

3.1.3. Potentiel hydrogène (pH)

Le pH de l'eau demeure légèrement alcalin. Les valeurs du pH varient globalement entre 7 et 8,7 (fig. 16 ; Annexe 2). La plus forte valeur est enregistrée en octobre. Selon Lévêque (1996) les eaux continentales des régions tempérées ont un pH variable compris entre 7 et 9. Ce ci peut dépendre de plusieurs facteurs, entre autre l'environnement géologique et les processus biogéochimiques qui s'effectuent dans la masse d'eau. D'autres facteurs, comme la température et les phénomènes biologiques (photosynthèse et dégradation de la matière organique) influencent le pH (Liechti et al., 2004). L'acide humique qui provient de la décomposition des végétaux terrestres morts peut contribuer à la baisse du pH (Sane, 2006) au niveau de la station B pendant le mois de septembre (pH=7.58). Le pH enregistré à la station E au mois de janvier (pH=7) indique une neutralité approchée des eaux. Selon Nisbet et Verneaux (1970) cette valeur caractérise la majorité des eaux piscicoles et des régions calcaires. Cette station est située à l'arrivée de l'oued Fedjana emmenant des eaux riches en calcaire.

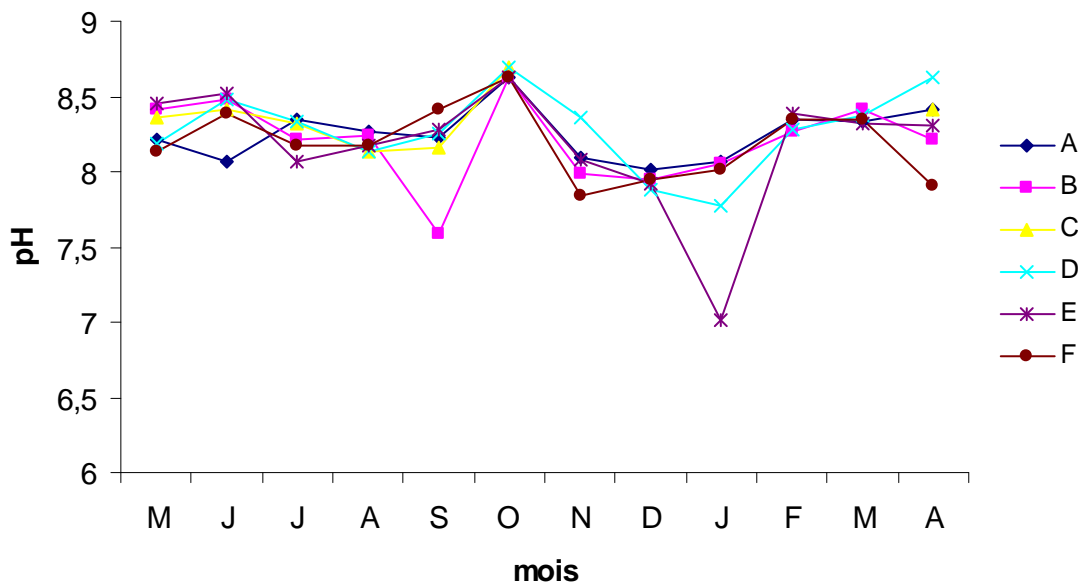


Figure 16 : Variation mensuelle du pH en fonction des stations

A l'exception des mois de septembre, décembre et janvier, les plus fortes valeurs sont enregistrées en zones superficielles (Fig.17) en raison d'une importante activité photosynthétique (El Ghachtoul et al., 2005). Au cours de la photosynthèse, du CO_2 et du HCO_3^- sont extraits de l'eau, ce qu'il fait que le pH s'accroît (Liechti et al., 2004). D'autre part dans les eaux profondes la dégradation de la matière organique libère du CO_2 et provoque une baisse du pH (Liechti et al., 2004). On note une distribution verticale homogène au mois d'octobre et février.

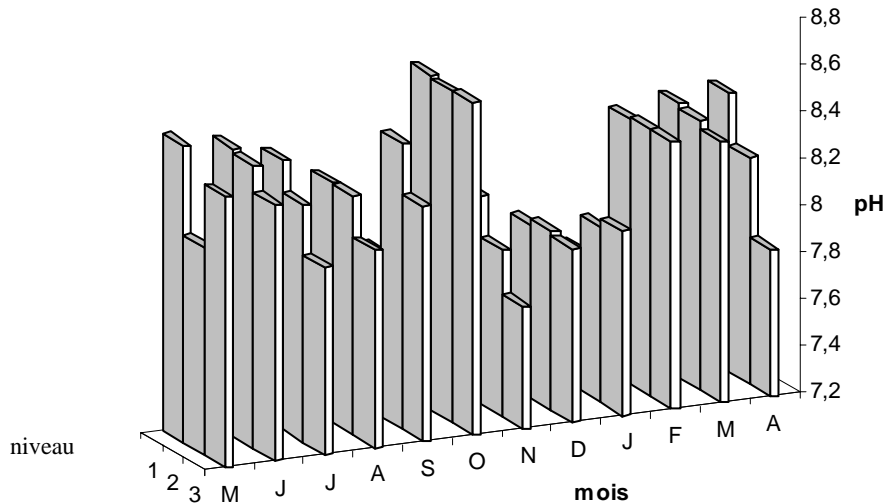


Figure 17 : Variation mensuelle du pH en fonction de la profondeur

3.1.4. Matières en suspension (MES)

Globalement les charges en MES obtenues varient entre 0.5 et 30.5mg/l (Fig.18 ;Annexe 2). Les plus fortes valeurs sont obtenues à la station B au mois de novembre (30.5mg/l) et au mois de mars (30mg/l). Cette station est située près d'une petite colline couverte d'une végétation dense. L'enrichissement des eaux par les matières en suspensions est dû aux apports d'eau chargées par l'érosion hydrique, et sous l'effet des vents. Les valeurs élevées enregistrées à la station E et F en décembre (20.5mg/l) sont dues essentiellement à la pluviométrie. Une moyenne de 210.5mm de pluie a été enregistrée par la station météorologique du barrage de Boukourdane pendant ce mois. La valeur 32.5mg/l des MES obtenue à la station D au mois de mai peut être expliqué par la bioturbation du sédiments par les poissons (Pourriot et al., 1994). Ceci peut être consolidé par les poissons capturés par les pêcheurs que nous avons rencontrés près de la station le jour de prélèvement.

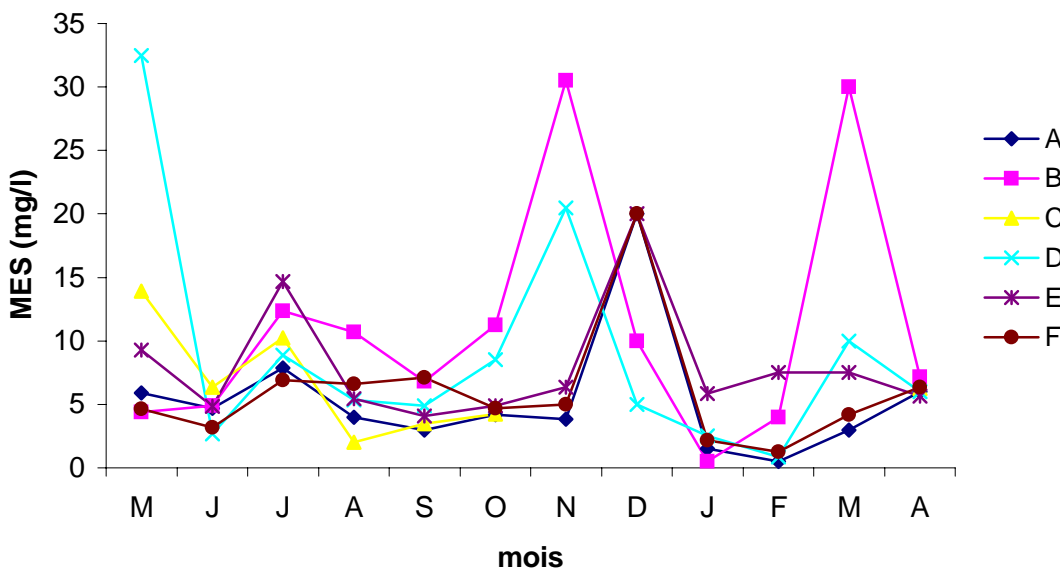


Figure 18: Variation mensuelle des MES en fonction des stations

La variation verticale des MES est irrégulière pendant la période de notre étude (Fig.19). On a enregistré un pic au niveau 2 en décembre. Il est dû essentiellement aux précipitations comme il a été déjà signalé ci-dessus. Une homogénéité verticale marquée au mois d'avril peut être expliquée par l'agitation de la colonne d'eau par le vent.

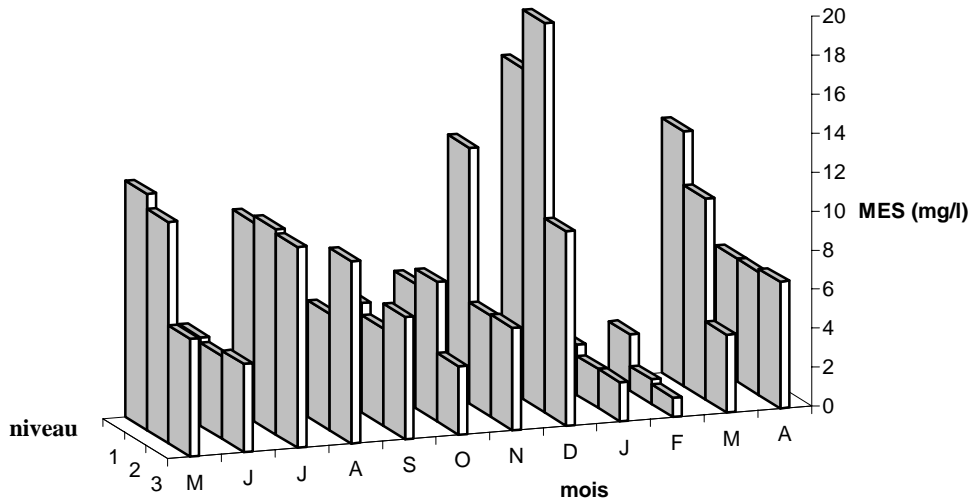


Figure 19: Variation mensuelle des MES en fonction de profondeur

3.1.5. Transparence

Les valeurs relevées varient entre 0,75 et 3 m (Fig.20 ;Annexe 2). La plus importante est observée au niveau de la station F avec une valeur maximale de 3 m au mois de janvier. Cette station présente les valeurs de transparence les plus élevées pendant toute l'année d'échantillonnage à l'exception du mois de décembre. C'est la station la plus profonde (11m) située au milieu du lac, loin des rives. La transparence de l'eau varie d'une façon irrégulière et dépend des manifestations hydrologiques et du développement des biomasses algales (El Ghachtoul et al., 2005). Elle varie avec les conditions trophiques (Pourriot et Meybeck, 1995) et la présence de matières en suspension dans le milieu (Sane, 2006). Les valeurs de la transparence enregistrées au niveau de la station B et F en janvier et février correspondent aux faibles valeurs des MES enregistrées pendant ces deux mois. Et l'inverse pendant le mois de novembre et décembre. La transparence peut être aussi affectée par les facteurs externes tels que la suspension liée au vent et les apports de particules par les affluents (Thomas, 2000).

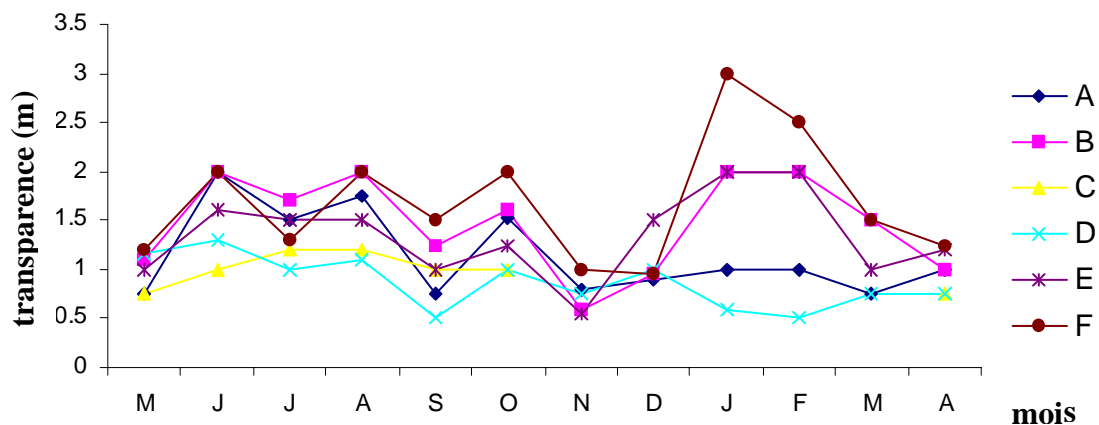


Figure 20: Variation mensuelle de la transparence en fonction des stations

3.1.6. Salinité

La salinité est la concentration des corps chimiques qui, en solution dans l'eau, se dissocient sous forme de cations (ions positifs tels que Na^+) et d'anions (ions négatifs tels que Cl^-). Les eaux continentales sont principalement chargées par quatre cations (Ca^{++} ; Mg^{++} ; Na^+ ; K^+) et quatre anions (HCO_3^- ; CO_3^{--} ; SO_4^{--} ; Cl^-).

La salinité des eaux de barrage de Boukourdane est stable (0.1 pour 1000) sauf pendant les mois de février et de mars, où nous avons enregistré une salinité de 0.2 pour 1000 dans toutes les stations étudiées (Fig.21 ;Annexe 2). Cette augmentation de la concentration des sels dans les eaux de barrage est due à l'absence de pluie et/ou la forte évaporation. L'action de l'évaporation sur l'augmentation de salures des eaux est prépondérante. Selon Guilyardi (2001), la salinité est modifiée par le phénomène de dilution-concentration lié au flux d'eau douce qui résulte du bilan entre les précipitations et l'évaporation. En avril la salinité devient 0.1 pour 1000. Les pluies abondantes ont de nouveau dilué les eaux.

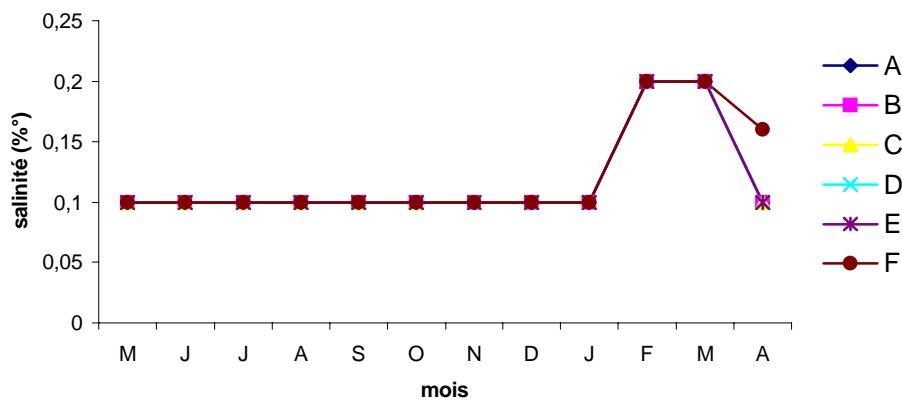


Figure 21: Variation mensuelle de la salinité en fonction des stations

La distribution verticale de la salinité est homogène pendant toute l'année d'échantillonnage (Fig.22), sauf pendant le mois d'avril. Il existe une différence entre la salinité des eaux superficielles et profondes. Ces dernières étant plus salées (0.15 pour 1000), car les eaux les plus salées sont plus lourdes et les eaux de surface se diluent d'avantage pendant cette période à cause des précipitations.

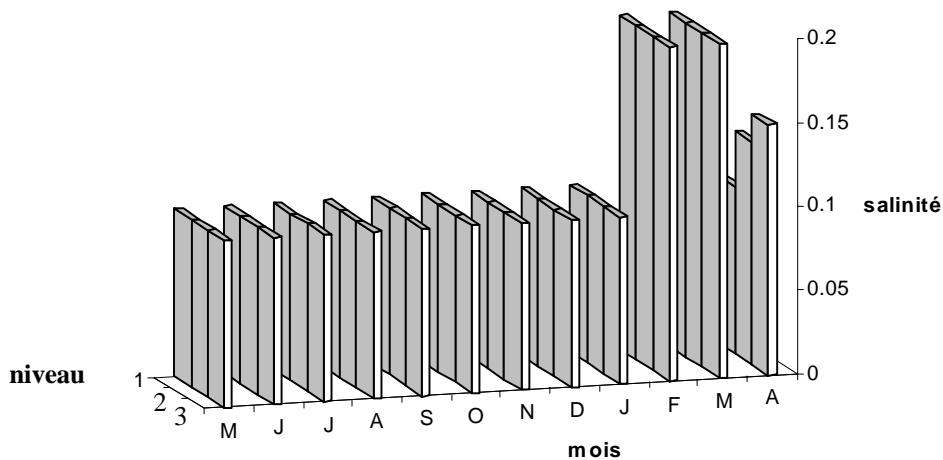


Figure 22: Variation mensuelle de la salinité en fonction de profondeur

3.1.7. Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. Elle est directement proportionnelle à la quantité de solides (les sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solide dissout sera importante, plus la conductivité sera élevée. La conductivité électrique donne une indication sur la minéralisation globale de cette eau. Les molécules de sels se dissocient en paires d'ions lorsqu'elles sont en solution dans l'eau. Ces paires d'ions sont porteuses de charges électriques et, de ce fait, autorisent le passage du courant dans l'eau. Plus l'eau est minéralisée, plus il y a d'ions et, par conséquent, plus la conductivité sera élevée. La mesure de la conductivité ne permet pas de déterminer quels sont les ions qui produisent cette conductivité ni dans quelle mesure ils y contribuent. Il ne s'agit donc, en l'occurrence, que d'une mesure globale de tous les constituants dissous dans l'eau (Rodier, 1996).

Les valeurs de la conductivité que nous avons mesurées oscillent entre un minimum de $688\mu\text{s/cm}$ et un maximum de $823\mu\text{s/cm}$ (Fig.23 ; Annexe 2). Ces résultats permettent de dire que l'eau de barrage présente une minéralisation importante selon la classification proposée par Rodier (1996). Les valeurs obtenues sont liées à la nature des terrains traversés par les affluents du lac de barrage (Dahmani et al., 2002). Nous avons constaté une augmentation de la conductivité au niveau de la station B et E au mois de janvier. Ceci peut être due aux apports en eau par l'oued Fedjana. En février et mars les valeurs sont élevées au niveau de toutes les stations ($806 - 823 \mu\text{s/cm}$). On peut expliquer cette augmentation par la baisse du niveau des eaux de barrage de Boukourdane pendant cette période. Selon Maglione (1969), toute baisse du plan d'eau s'accompagne d'une augmentation de la conductivité et réciproquement. Cela correspond à des périodes de concentration lorsque l'évaporation domine les apports et à des périodes de dilution dans le cas inverse. La diminution de la conductivité au mois d'avril est due à l'augmentation du niveau des eaux à cause des apports importants.

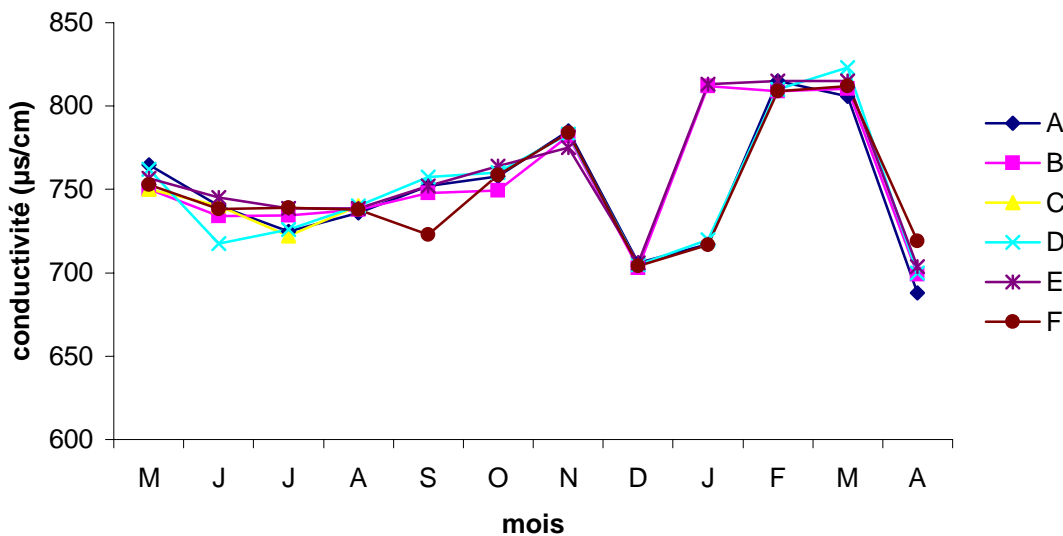


Figure 23: Variation mensuelle de la conductivité en fonction des stations

La variation verticale de la conductivité varie d'un mois à un autre (Fig.24). La concentration de l'eau varie en fonction des fluctuations hydrologiques (Maglione, 1969). On remarque une élévation de la conductivité en surface au mois de janvier. Ceci est dû essentiellement aux apports d'eau par les affluents. Par contre au mois d'avril la conductivité augmente en profondeur. Cette élévation soulignant une accumulation des éléments conducteurs dans les masses d'eau profondes (Njine et al., 2007). Ce phénomène est enregistré aussi en juillet et septembre. Une homogénéité relative est notée pendant les mois qui restent.

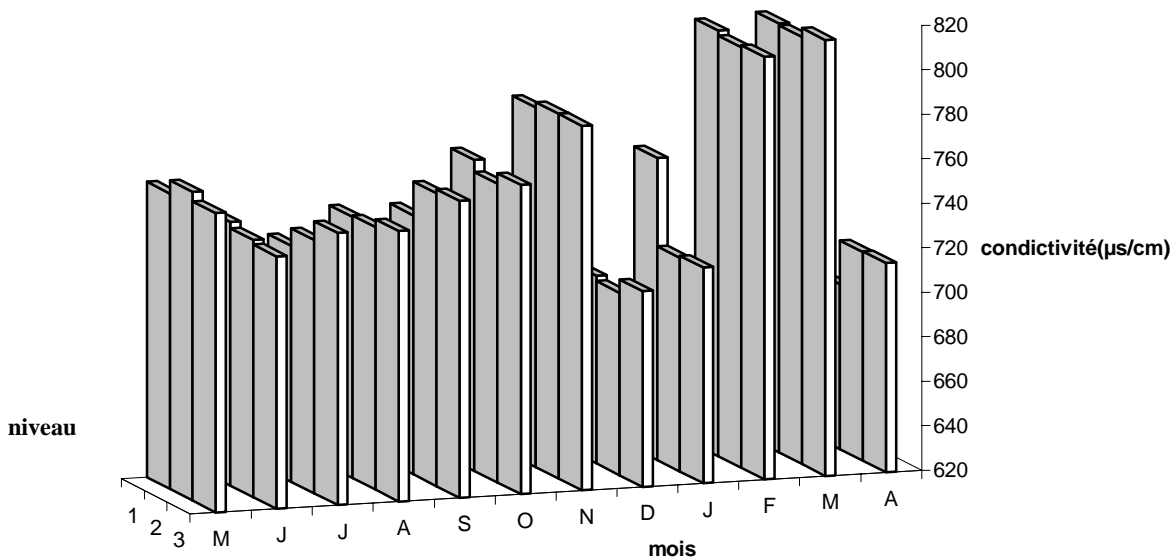


Figure 24: Variation mensuelle de la conductivité en fonction de la profondeur

3.1.8. Nitrites

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque quand la nitrification n'est pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant (Rodier, 1996). Selon Gaujous (1995), les nitrites sont un stade intermédiaire qui disparaît vite en milieu naturel.

Les valeurs moyennes varient généralement entre 0 et 0.11mg/l (Fig.25 ; Annexe 2), à l'exception des deux valeurs : 0.21mg/l et 0.31mg/l enregistrées respectivement au niveau de la station F et la station D au mois de juin. Cette augmentation brusque des nitrites pourrait être attribuée à une augmentation des rejets anthropiques (Sane, 2006). Les nitrites peuvent être apportées de manière synthétique par les engrais (Ivan et al., 2005). Les faibles teneurs du mois de juillet (0 - 0.016mg/l) peuvent être expliquées par l'autoépuration dans le milieu. En effet, en l'absence de pollution il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux où l'autoépuration est active. Les teneurs se maintiennent à des niveaux très faibles de l'ordre de 0,01 mg/l (Rodier, 1996). L'analyse des nitrites permet de constater que les variations sont très faibles entre les stations.

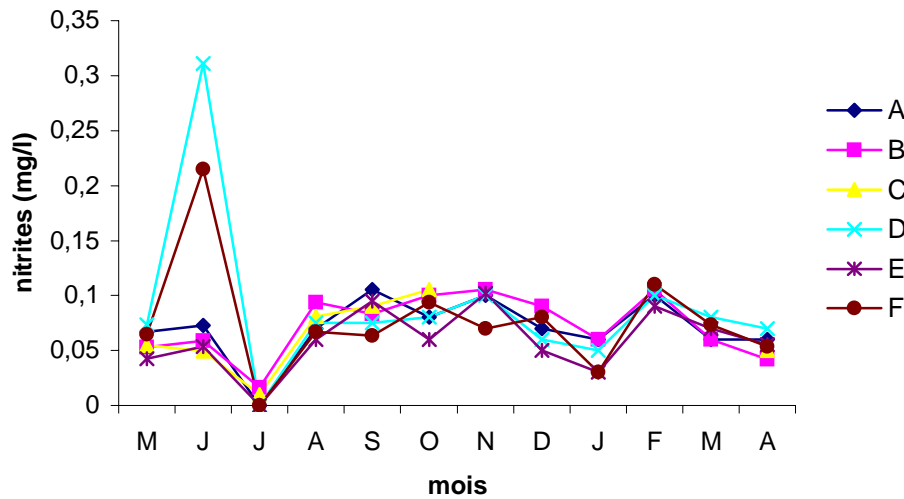


Figure 25: Variation mensuelle des nitrites en fonction des stations

La distribution verticale des nitrites fait ressortir que les teneurs en surfaces sont généralement élevées par rapport au fond (Fig.26). Ceci est dû à la nitrification incomplète de l'azote ammoniacal dans les couches superficielles (Barroin, 1985). Le mois de juin présente la teneur la plus élevée en nitrites en profondeur. Ceci est peut être expliqué par un processus bactérien de dénitrification des nitrates en profondeur (Barroin, 1985).

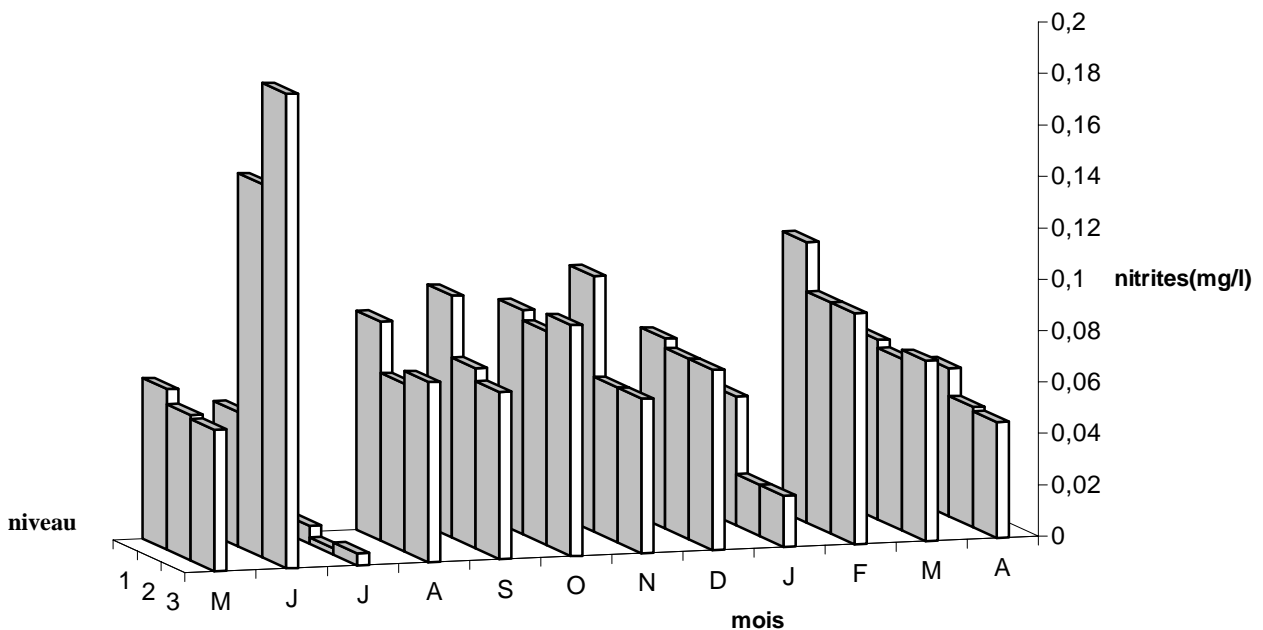


Figure 26: Variation mensuelle des nitrites en fonction de la profondeur

3.1.9. Nitrates

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrate est très variable suivant la saison et l'origine des eaux. Il peut varier de 1 à 15 mg/l et une concentration de 2 et 3 mg/l peut être considéré comme normale (Rodier, 1996). Selon Liechti et al. (2004), des concentrations en nitrates supérieure à 1mg/l traduisent une utilisation agricole intensive des sols, des apports excessifs en engrais ou d'importants déversements d'eaux usées.

Les teneurs en nitrates relevées pendant notre échantillonnage varient généralement entre 0,02 mg/l et 3,76 mg/l (Fig.27 ; Annexe 2). A l'exception d'un pic au niveau de la station A au mois de juin (7,37mg/l). Cette concentration élevée en nitrate est provoquée par les eaux drainant les sols agricoles et recevant des affluents domestiques (Prowse et Talling, 1958) sachant que cette station est entourée des habitations riveraines et des terres agricoles. Les teneurs sont relativement élevées au mois de juin et septembre et notamment à la station C située à l'arrivé de l'oued Menacer. Ce dernier déverse des quantités de nutriments azotés dans le lac. En effet, le bassin versant du barrage de Boukourdane est pourvu de nombreuses exploitations agricoles où l'utilisation d'engrais azotés est très fréquente et le lessivage de ces sols agricoles enrichis les eaux en nitrates.

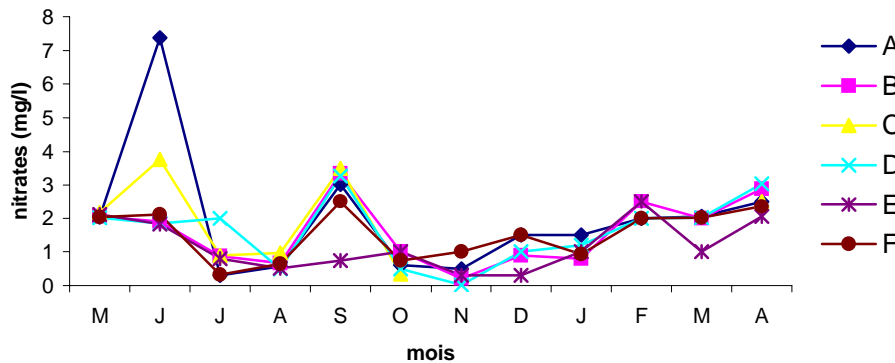


Figure 27: Variation mensuelle des nitrates en fonction des stations

Une diminution du taux des nitrates est marquée en surface pendant les mois : septembre, octobre, novembre, décembre et mars (Fig.28). Celle ci pourrait s'expliquer par son utilisation par le phytoplancton (Sterner et al, 1995). Pendant ces mois, excepté le mois de septembre, nous avons enregistré des densités importantes des Chlorophycées ($174 - 767 \text{ algue/l} \times 10^4$). Les Chlorophycées ont une préférence pour les milieux riches en nutriments azotés (Sane, 2006).

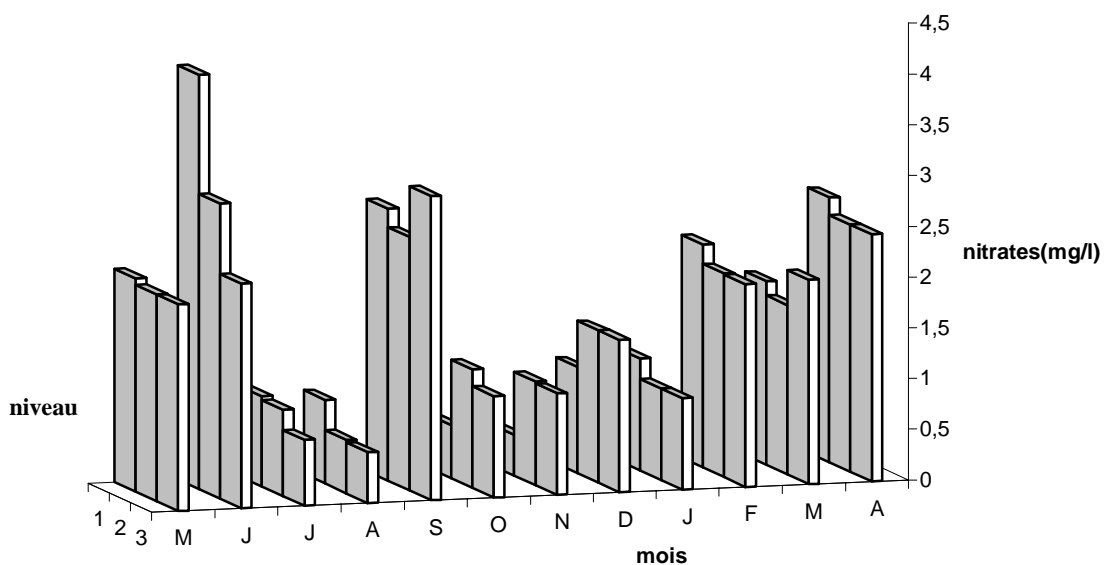


Figure 28: Variation mensuelle des nitrates en fonction de la profondeur

3.1.10. Orthophosphates

Selon Lévêque (1996), dans les milieux lacustres, le phosphore est présent dans l'eau sous différentes formes, parmi lesquelles la forme minérale dissoute (orthophosphates) qui provient en majeure partie du phosphore minéral apporté par les eaux de ruissellement du bassin versant. Les végétaux utilisent uniquement la forme minérale dissoute du phosphore (orthophosphates). Dans les écosystèmes aquatiques continentaux, on considère généralement le phosphore comme le principal facteur limitant la production de la biomasse végétale (Lévêque, 1996). Les valeurs enregistrées dans notre étude en orthophosphates varient entre un minimum de 0,016 mg/l et un maximum de 0,9 mg/l (Fig.29 ; Annexe 2). La présence naturelle des phosphates dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique (Rodier 1996). Les orthophosphates sont relativement élevées au mois d'avril. Ceci est dû essentiellement au lessivage des terres agricoles qui entourent le barrage de Boukourdane. D'après l'ANBT (2007), pendant l'année de notre étude les apports venants des deux affluents enregistrés aux cours de ce mois sont les plus élevés de (7.339 hm³). La valeur maximale (0.9mg/l) est notée au niveau de la station B au mois de février. Cette teneur peut avoir comme source la décomposition de la matière organique et la décomposition des feuilles mortes tombées dans le lac.

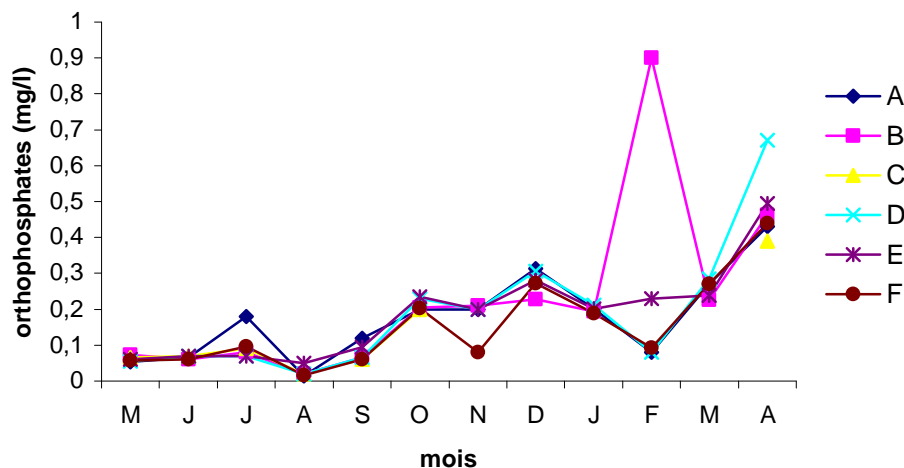


Figure 29: Variation mensuelle des orthophosphates en fonction des stations

Les teneurs en orthophosphates semblent relativement élevées au fond du lac pendant le mois de décembre et le mois de mars. Ceci peut être expliqué par les quantités de phosphore qui sont stockées dans le sédiment (Abdallaoui *et al.* 1998). Pour les autres mois la distribution des orthophosphates est liée probablement aux MES, car le phosphore peut être aussi stocké par adsorption sur les particules en suspension (Abdallaoui *et al.* 1998). Par exemple aux mois d'octobre, novembre et février, les valeurs les plus élevées correspondent aux valeurs les plus importantes des MES enregistrées. La distribution verticale des orthophosphates peut être affectée par d'autres causes telle que la contamination des eaux de surface par le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais phosphatés ou traités par certains pesticides (Rodier 1996) (Fig.30).

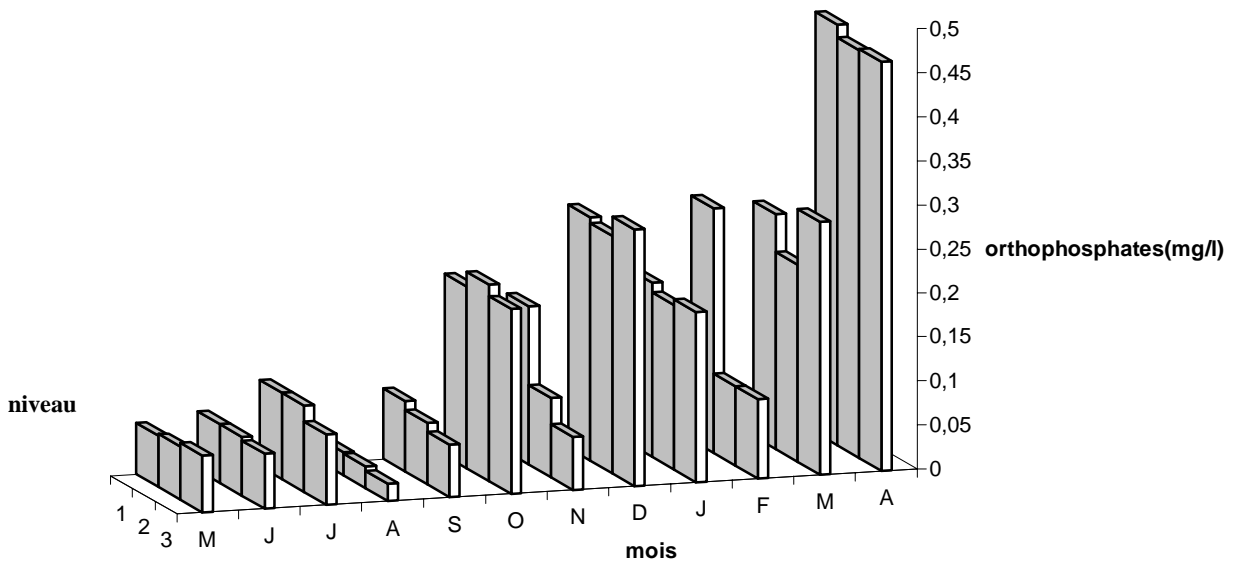
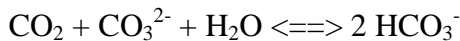


Figure 30: Variation mensuelle des orthophosphates en fonction de la profondeur

3.1.11. Carbonates

Les carbonates (CO_3^{2-}) sont peu solubles dans l'eau par rapport aux bicarbonates (HCO_3^-). La présence de ces deux composés est liée au phénomène de photosynthèse. La conséquence de l'activité photosynthétique est la consommation de dioxyde de carbone qui se traduit principalement par une augmentation du pH. En cas de faible activité photosynthétique le CO_2 réagit en effet avec les carbonates pour donner les bicarbonates selon la réaction suivante:



Ainsi, pour chaque molécule de dioxyde de carbone mobilisée, deux molécules de HCO_3^- vont se dissocier et une molécule de CO_3^{2-} sera produite.

Les valeurs de carbonates oscillent entre 0,08 mg/l et 1,07 mg/l (Fig.31 ; Annexe 2). Les faibles teneurs relevées peuvent être expliquées par le fait qu'à pH neutre la forme dominante de gaz carbonique est l'ion bicarbonate. De ce fait la forme carbonate est pratiquement absente des eaux naturelles (Gaujous, 1995). En général, les teneurs en carbonates obtenus sont homogènes durant les mois d'étude, et dans l'ensemble des stations échantillonnées. Le pic enregistré au niveau de la station C au mois de juillet (1,07mg/l) peut être expliqué par les apports d'eau arrivants de l'oued Menacer.

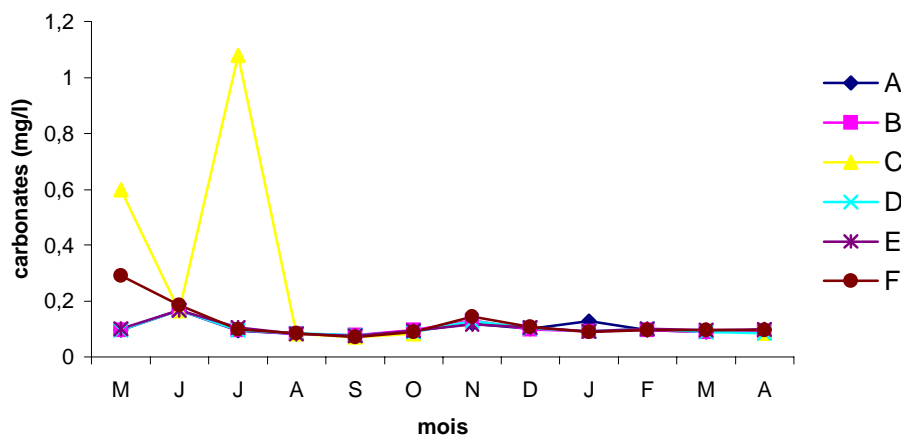


Figure 31: Variation mensuelle des carbonates en fonction des stations

La variation verticale des carbonates montre une augmentation en surface durant le mois de mai et juillet (Fig.32). Ceci peut être dû aux apports exogènes et par l'activité photosynthétique.

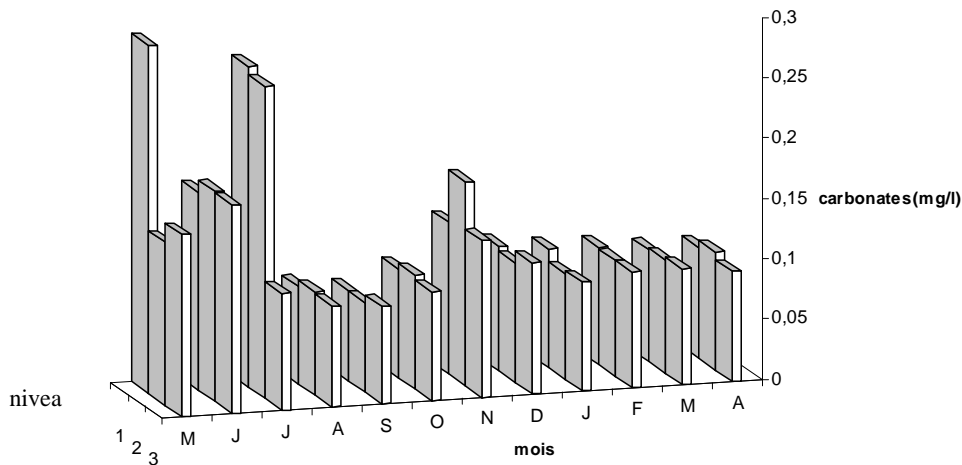


Figure 32: Variation mensuelle des carbonates en fonction de la profondeur

3.1.12. Chlorures

Les teneurs moyennes des chlorures varient entre 120.75 mg/l et 300 mg/l (Fig.33 ; Annexe 2). Le maximum est enregistré au mois d'août et le minimum au mois d'octobre. Les valeurs sont relativement stables dans le temps et dans l'espace à partir du mois de novembre (269-289mg/l). Les teneurs en chlorures des eaux sont liées principalement à la nature des terrains traversés. La traversée des régions marneuse peut conduire à des teneurs élevées de chlorures (Rodier, 1996). Une augmentation du taux de chlorure n'est pas obligatoirement liée à une pollution d'origine humaine ou animale. Les chlorures sont facilement solubles dans l'eau et ils ne jouent aucun rôle dans les phénomènes de dégradation (Rodier, 1996). Le gros inconvénient des chlorures est la saveur désagréable qu'ils communiquent à l'eau à partir de 250 mg/l (Rodier, 1996). La variation verticale des chlorures est généralement homogène avec une légère diminution en profondeur (Fig.34).

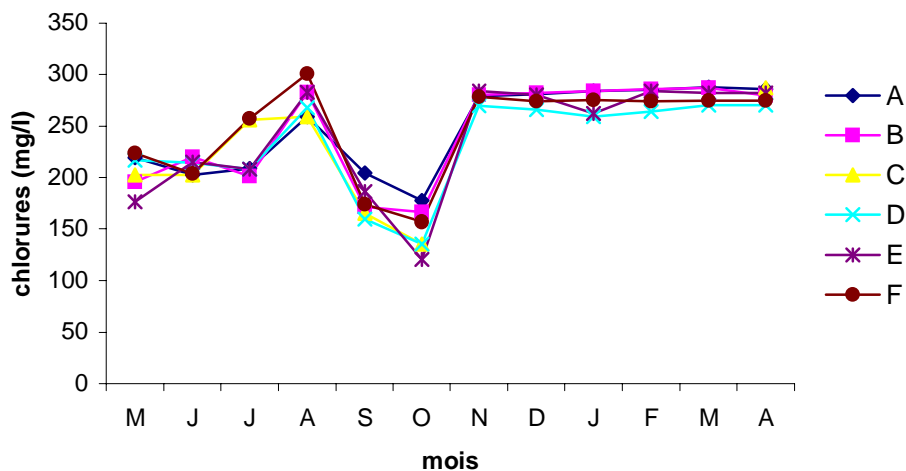


Figure 33: Variation mensuelle des chlorures en fonction des stations



Figure 34: Variation mensuelle des chlorures en fonction de la profondeur

3.1.13. Calcium

La variation mensuelle du calcium est irrégulière (Fig.35 ; Annexe 2). On note une augmentation au mois d'août (439.29 – 639.62 mg/l). Ces valeurs restent stables puis elles diminuent au mois d'avril (50.09 – 446.7 mg/l). Les stations E et F présentent les taux les plus élevés pendant la majorité des mois d'étude. Au niveau de la station D et C on note une baisse à partir du mois de septembre. La teneur en calcium dépend essentiellement de la nature des terrains traversés. Il provient de la dissolution des roches calciques du bassin versant. Le calcium est en relation avec la dureté et la productivité de l'eau douce (Rodier, 1996).

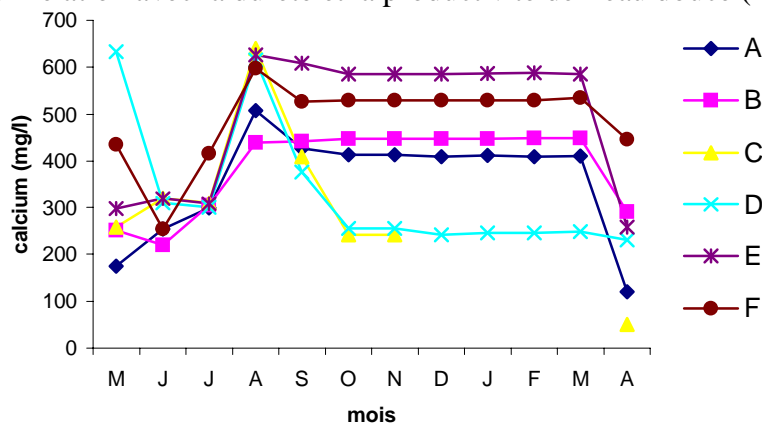


Figure 35: Variation mensuelle du calcium en fonction des stations

Les taux élevés se apparaissent dans le niveau 2 pendant la majorité des mois (Fig.36). Au mois d'août et avril les taux sont élevés en profondeur. Ce ci peut être due au phénomène de sédimentation. La diminution du calcium en surface est peut être due à la température. Selon Ramade (2005), le réchauffement des eaux influe sur leurs teneurs en ions Ca^{2+} .

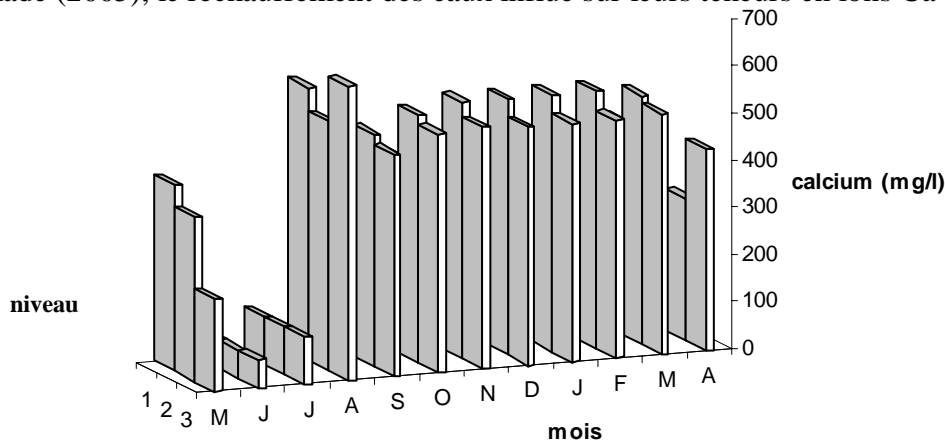


Figure 36: Variation mensuelle du calcium en fonction de la profondeur

3.1.14. Magnésium

Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature. Il constitue environ 2 % de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau. Son abondance géologique et sa grande solubilité font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes, allant de quelques milligrammes à plusieurs centaines de milligrammes par litre (Rodier, 1996). La teneur dépend de la composition des roches sédimentaires du bassin versant.

Les résultats obtenus pour le magnésium sont globalement homogènes. Elles varient entre 101.66 mg/l et 925.2 mg/l (Fig.37 ; Annexe 2). Ces valeurs sont relativement élevées par rapports aux taux de calcium obtenus dans le milieu. La variation verticale du magnésium fait montrer que les teneurs sont faibles en surface (Fig.38) à cause de la présence de phytoplancton, car le magnésium est un composant de tous les types de chlorophylle (Rodier, 1996).

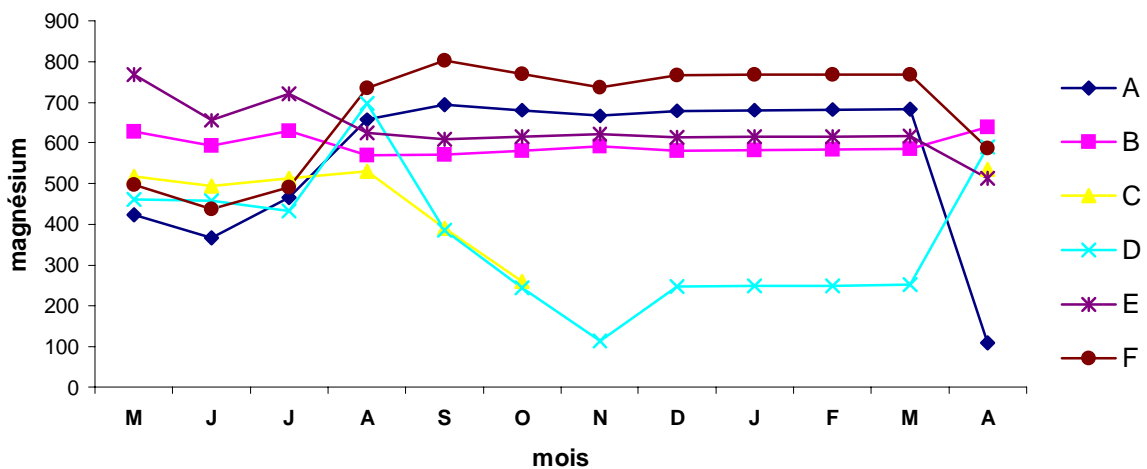


Figure 37: Variation mensuelle du magnésium en fonction des stations

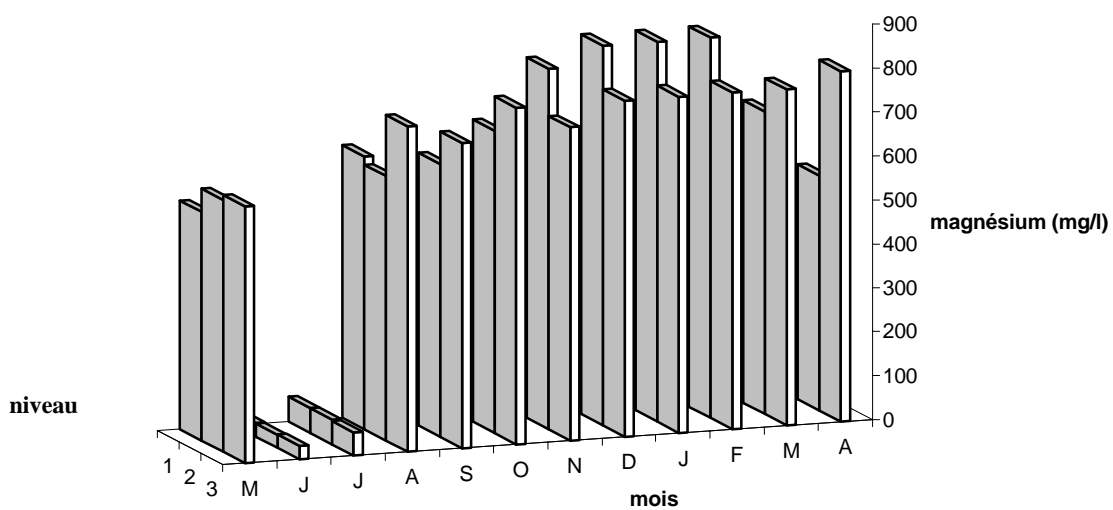


Figure 38: Variation mensuelle du magnésium en fonction de la profondeur

3.1.15. Analyse des données physicochimiques de l'eau

On cherche à connaître les associations entre les paramètres physicochimiques de l'eau qui caractérisent chaque station. Sur les 6 stations échantillonnées, 14 paramètres physicochimiques ont été mesurés.

Le premier axe factoriel est le plus informatif puisqu'il représente 59 % de l'inertie totale. La figure (39) donne une représentation des variables sur les deux premiers axes factoriels. Les coordonnées des variables sur les axes sont les coefficients de corrélations entre ces variables et les facteurs 1 et 2 (Annexe 3).

Axe 1 : On distingue sur le graphe un groupe de paramètres corrélés positivement. Ce sont : pH, température, carbonates, oxygène et nitrates. Tous ces paramètres ont une relation avec le phénomène de photosynthèse. La température et la disponibilité des nitrates dans le milieu favorisent le développement du phytoplancton et par conséquent l'augmentation de l'activité photosynthétique. Cette activité libère de l'oxygène et fait augmenter le pH du milieu. Un deuxième regroupement des paramètres corrélés négativement avec l'axe 1 : conductivité, salinité, chlorures, calcium, orthophosphates. Ce groupe est formé des éléments chimiques contribuant à la conductivité électrique de l'eau et déterminant sa salinité.

Axe 2 : La chlorophylle a, les MES et les nitrites forme un groupe corrélé positivement avec cet axe. La chlorophylle a est corrélée positivement avec les MES. Elle représente une partie importante des MES dans le milieu. Le magnésium est corrélé négativement ($r = -0.73$) avec la chlorophylle a. Il rentre dans la composition des différents types de chlorophylle.

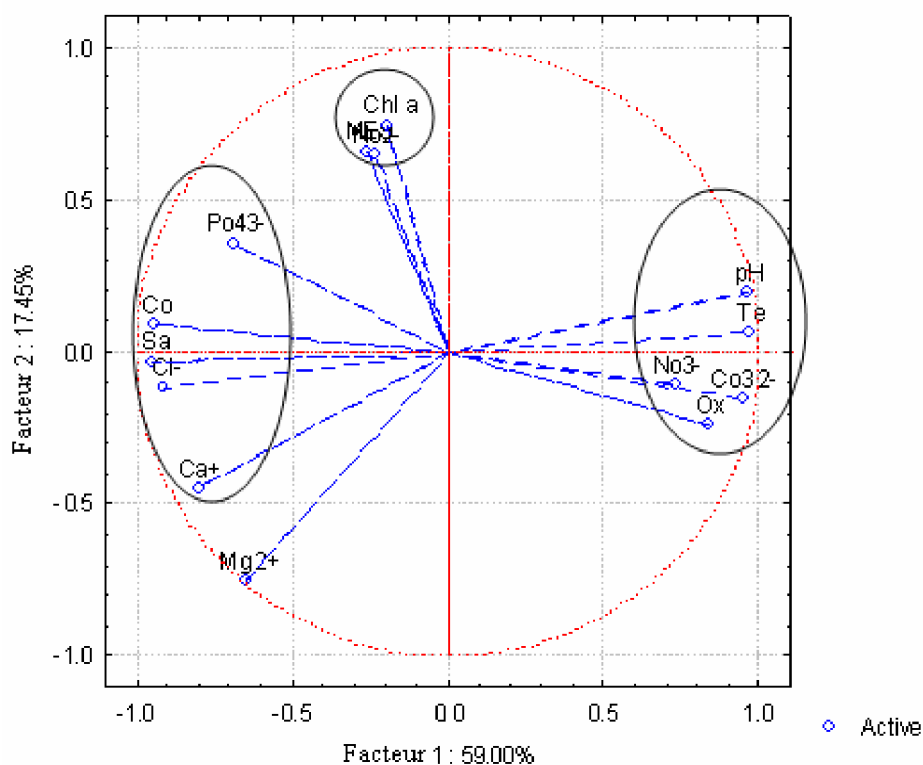


Figure 39: Projection des variables sur le plan des deux premiers facteurs 1 et 2
Inertie totale : 76,45%

3.2. Etude du peuplement phytoplanctonique

L'écosystème aquatique ne se définit pas uniquement par les facteurs abiotiques étudiés précédemment. Il comprend également l'ensemble des organismes qui flottent au sein de l'eau et qui constituent ainsi le plancton qui se divise en phytoplancton et zooplancton.

Le phytoplancton est composé d'organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans la colonne d'eau. Il est caractérisé par la présence de pigments chlorophylliens dont majoritairement la chlorophylle a. En effet leur métabolisme est dominé par le mode de vie autotrophe basé sur la photosynthèse (besoin de lumière) qui est la source principale voire unique de leur énergie et permettant la constitution des molécules pour les cellules (Pourriot et Meybeck, 1995). Le phytoplancton se renouvelle très rapidement et il est un indicateur sensible des agressions environnementales. Il est affecté par des facteurs physiques, chimiques et biologiques. Ce qui le rend précieux pour des programmes de surveillances (Findlay et Kling, 2000).

La communauté phytoplanctonique du lac de barrage de Boukourdane a été étudiée sous différents aspects : la composition taxonomique, la diversité spécifique, la distribution spatiale et temporelle des groupes phytoplanctoniques ainsi que leur abondance. L'étude des variations des espèces a été abordée pour les espèces dominantes.

3.2.1. Variation de la chlorophylle a

La chlorophylle a est un composé organique qui évolue dans la cellule en fonction du milieu. C'est un indicateur de biomasse algale globale, non discriminant entre les différents groupes d'algues. Il répond à la charge nutritive. C'est pourquoi il est utilisé pour classer les plans d'eau en fonction de leur niveau trophique (Brient et al., 2004).

Nous avons représenté les moyennes mensuelles globales dans tout le lac dans la figure (40) (Annexe 2). Les valeurs varient entre 1.1 – 3.6 mg/m³. Au mois de décembre la baisse de la chlorophylle a est due au déclin du phytoplancton. Ceci peut être expliqué par la basse température des eaux (Fqih Berrada, 2000). Nous avons enregistré une légère augmentation au mois d'avril qui peut être expliquée par une nouvelle poussée algale printanière due à l'enrichissement du milieu en sels nutritifs (orthophosphates) après les pluies hivernales. La plus importante valeur de chlorophylle a, notée en avril, ne correspond pas à la faible densité algale enregistrée pendant le même mois (Fig.41 ;Annexe2). Cette discordance peut être expliquée par plusieurs facteurs : parmi ces facteurs on note les conditions d'éclairement et les variations de la teneur cellulaire en chlorophylle qui dépend notamment de la densité cellulaire (Holmes, 1966). La diminution brutale de la transparence de l'eau limite le taux de pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Ce ci induit les cellules algales à une synthèse accrue de la chlorophylle pour capter, au mieux, l'énergie solaire (Loudiki, 1990). On peut aussi expliquer ça par rapport à notre échantillonnage. Les espèces de petites tailles ne sont pas capturées par le filet planctonique utilisé (le vide de maille du filet est de 80µm). Le picophytoplancton (cellules de petites dimensions inférieur à 2-3 µm) constitue dans la plupart des milieux aquatiques une fraction souvent importante des peuplements phytoplanctoniques aussi bien marins que dulçaquicoles (Vaquer et al., 1997).

Les teneurs en chlorophylle a sont plus élevées en surface qu'en profondeur (Fig.42). Ceci peut être expliqué par le fait que dans les niveaux supérieurs, la couche euphotique est directement reliée à la température. Cette dernière est associée à l'augmentation du taux d'ensoleillement (Phlips et al., 1995) qui joue un rôle très important dans la synthèse chlorophyllienne.

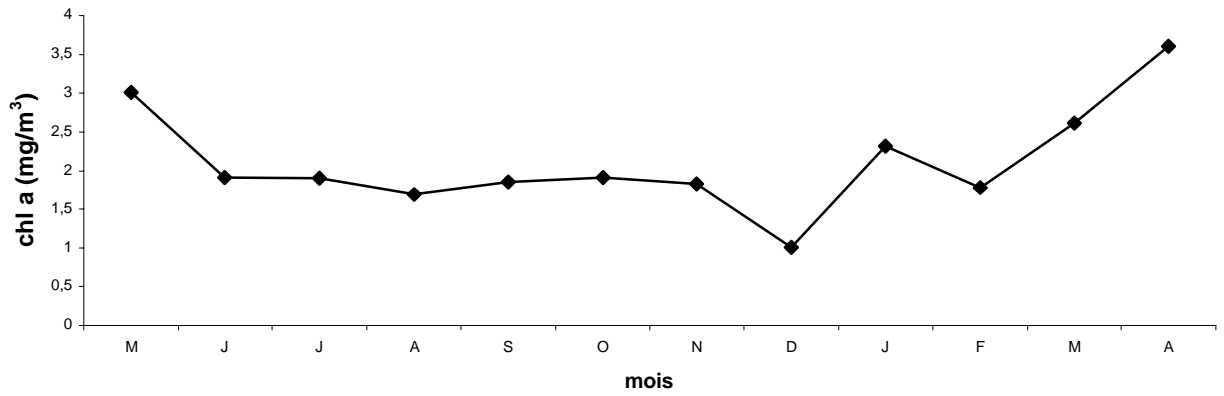


Figure 40: Variation mensuelle de la chlorophylle a

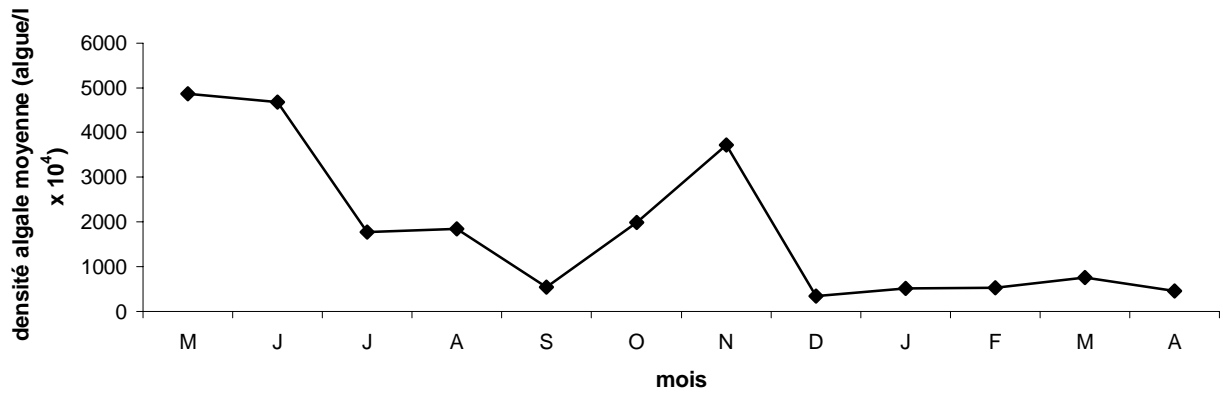


Figure 41: Variation mensuelle de densité algale

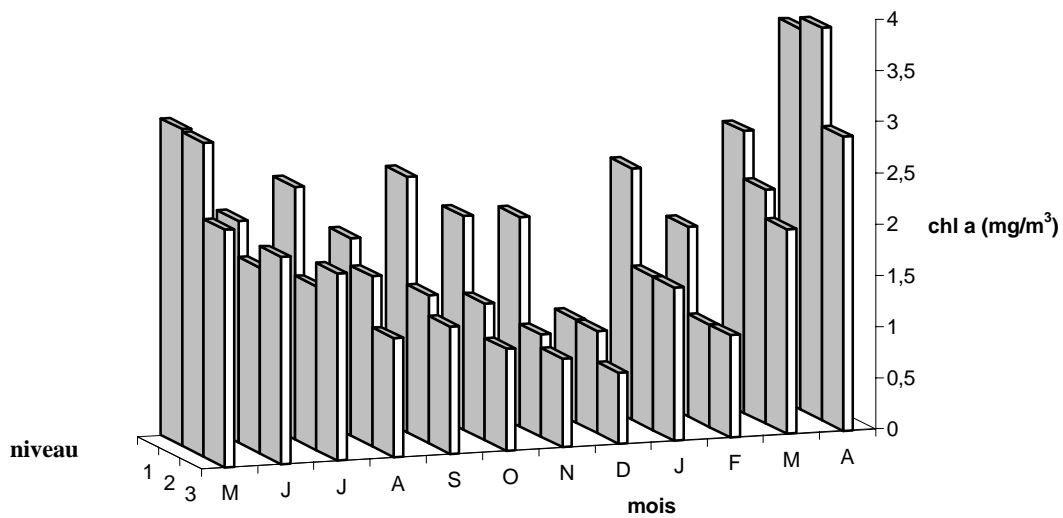


Figure 42: Variation mensuelle de la chlorophylle a en fonction de la profondeur

3.2.2. Composition taxonomique du phytoplancton

Les 27 espèces qui ont été répertoriées appartiennent à 6 Classes comme le montre la liste suivante :

<u>Les diatomées</u>	<i>Closteriopsis longissima</i>	<u>Les cyanobactéries</u>
<i>Cyclotella sp</i>	<i>Coelastrum microsporum</i>	<i>Anabaena solitaria</i>
<i>Cymatopleura elliptica</i>	<i>Crucigenielle rectangularis</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>
<i>Cymatopleura solea</i>	<i>Geminella mutabilis</i>	<i>Oscillatoria sp</i>
<i>Cymbella prostrata</i>	<i>Pediastrum sp</i>	
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	<i>Senedemus quadricauda</i>	<u>Les dinophycées</u>
<i>Navicula sp</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	<i>Peridinium sp</i>
<i>Pinnularia sp</i>	<i>Tetraedron minimum</i>	
<i>Synedra ulna</i>		<u>Les konjugatophycées</u>
<i>Tabellaria sp</i>	<u>Les chrysophycées</u>	<i>Cosmarium depressum</i>
	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Closterium acutum</i>
<u>Les chlorophycées</u>	<i>Stichogloea olivacea</i>	<i>Staurastrum uplandicum</i>
<i>Chlorella vulgaris</i>		

3.2.3. Variation spatiotemporelle du peuplement algal

La distribution, la taille et la composition spécifique du phytoplancton sont modifiées par les changements de la charge en nutriments et par le rôle prépondérant des herbivores et des petits brouteurs, les principaux régulateurs des populations algales (Bertolo, 1998 ; Chirifi et Loudiki, 2001). Selon Mcqueen et al. (1986), la structure de toute communauté aquatique est sous le contrôle de différents facteurs qui interagissent simultanément entre eux :

- les facteurs ascendants (« bottom-up » en anglais) qui se définissent en particulier par la dynamique des ressources nutritives (apports endogènes et exogènes) et qui vont déterminer le type de peuplement algal.
- les facteurs descendants (« top-down » en anglais) qui sont définis en particulier par la pression de prédation exercée par les herbivores et qui vont en retour modifier la structure du réseau trophique.

Les résultats que nous avons trouvés révèlent que :

Les diatomées occupent la place la plus importante dans le peuplement phytoplanctonique pendant tous les mois et au niveau de toutes les stations étudiées.

Ils représentent toujours plus de 60% du peuplement, à l'exception du mois de décembre où nous avons noté un pourcentage de 46.77% (Fig.43). Les diatomées deviennent dominantes lorsque le milieu est riche en nutriments azotés (Berdalet et al.,1996; Carlsson et Granéli, 1999). Durant la période de notre étude nous avons noté des taux faibles en nitrites variant entre 0 et 0.11mg/l, mais les nitrates varient entre 0, 02 mg/l et 3,76 mg/l. La dominance des diatomées n'est pas liée uniquement à l'augmentation de la disponibilité des nutriments, mais aussi à celle de la température et de la lumière. En effet il a été démontré que la croissance de ces algues augmente avec l'élévation de la température et de l'intensité de l'éclairement (Daly Yahia-Kéfi, 1998; Montagne et FranKlin, 2001).

Le groupe des diatomées est représenté essentiellement par l'espèce *Cyclotella sp* depuis le mois de mai jusqu'au mois de décembre, avec des fréquences relatives qui varient entre 46.77% et 92.63% (Tab.5). C'est l'espèce qui semble la mieux adaptée aux conditions du milieu. L'augmentation de la transparence de l'eau favorise le développement du genre *Cyclotella* notamment à caractère héliophile reconnu, et qui se développe de façon optimale lorsque la température avoisine 20°C (Loudiki 1990). Au mois de janvier la fréquence de

Cyclotella sp a diminuée jusqu'à 17.73% avec l'installation de *Navicula sp* et *Synedra ulna* avec respectivement 18.21% et 22.93%, et d'autres espèces diatomiques avec des fréquences moins de 10% comme le montre le tableau 5. L'espèce *Tabellaria sp* prend la grande partie dans le groupe pendant le mois de mars et d'avril, avec une fréquence relative de 36%. La diminution de la fréquence de *Cyclotella sp* peut être due au phénomène de compétition par les autres diatomées coexistées. La diatomée *Cyclotella* subissait la plus forte activité de broutage en présence d'autres algues de petites tailles (Moncef, 1993).

Globalement les densités moyennes des diatomées enregistrées pendant la période s'étalant du mois de mai jusqu'au mois de novembre (488 – 4658 algue/l x 10⁴) sont plus importantes que celles enregistrées dans la période de décembre jusqu'à avril (159 – 362 algue/l x 10⁴) (Fig.44 ; Annexe 2).

Les diatomées marquent leur moyenne annuelle maximale au mois de novembre dans la station F (299.66 alg/l x 10⁴) (Fig.45f). Et leur minimale au mois de mars dans la station D (6 alg/l x 10⁴) (Fig.45D). Ce résultat semble être lié essentiellement à la transparence donc à l'intensité de l'éclairement. On remarque une absence des diatomées à la station E pendant le mois d'août. Ceci peut être due aux faibles teneurs en nitrites, nitrates et même en orthophosphates pendant ce mois. Dans cette situation on trouve une dominance des chlorophycées.

En général, nous avons noté une homogénéité dans la distribution spatiale des diatomées. Ils varient de la même façon dans toutes les stations.

Les chlorophycées sont plus fréquentes dans la période s'étalant de mois d'octobre jusqu'au mois d'avril, avec des pourcentages variant entre 13.99% (janvier) et 37.42% (octobre). Ceci par rapport à la période estivale où ils varient de 0.5% (juillet) à 6.37% (juin) (Fig.43).

Ce groupe est représenté essentiellement par l'espèce *Pediastrum sp*. Pendant les mois d'octobre, novembre et décembre avec respectivement des fréquences relatives de 35.4%, 19.88% et 46.18% (Tab.5). Cette espèce est présente pendant toute l'année de notre étude. *Coelastrum microsporum* domine le groupe pendant le mois de février (13.35%). La densité minimale de ce groupe (2 algue/l x 10⁴) est marquée au mois de septembre au niveau des stations A, E et F. Le maximum est noté à la station E au mois d'août (120 algue/l x 10⁴) (Fig.45 A, E, F). Ceci peut être expliqué par l'effet que la station E est soumise à différents apports en eau douce des affluents de l'oued Fedjana ramenant les sous produits d'activité agricole ainsi qu'à un vaste bassin versant dont les apports très importants, en matières organiques allochtones et en microorganismes.

Les chlorophycées sont typiquement thermophiles, photophiles et ont une préférence pour les milieux riches en nutriments azotés (Sane, 2006). Dans notre milieu les chlorophycées occupent la deuxième classe après les diatomées. Les diatomées semblent être compétitives lorsque les nutriments surtout azotés sont en surplus (Sakka et al. 2003).

Les cyanobactéries occupent la troisième classe dans notre milieu d'étude après les diatomées et les chlorophycées. Elles sont plus abondantes au mois de septembre (13.49%) et sont représentées essentiellement par l'espèce *Oscillatoria sp* (Fig.43, Tab.5). Cette dernière est une espèce filamenteuse caractérisée par une diversité pigmentaire qui lui permet d'utiliser une large gamme de longueur d'onde lumineuse. Elle colonise les milieux suivant leur besoin en lumière (Briand, 2001).

La densité des cyanobactéries est très faible voir absente au niveau de la station F et elle est maximale au niveau de la station C au mois de mars (Fig.45F, C). L'ensemble des cyanobactéries filamenteuses est caractéristique de milieux peu profonds, riches en azote et phosphore et peu vulnérables au broutage (Reynolds et al., 2002), ce qui est le cas dans la station C située à l'arrivée de l'oued Menacer.

Les trois groupes de phytoplancton qui restent sont représentés par des fréquences relatives très faibles. Ce sont Les chrysophycées, Les dinophycées et Les konjugatophycées.

Les chrysophycées sont représentées dans le milieu par deux espèces *Dinobryon divergens* et *Stichogloea olivacea*. La première est une espèce rare (ne dépasse pas 0.23%), c'est la deuxième espèce qui domine ce groupe avec des faibles fréquences (ne dépasse pas 7.39%) (Tab.5). Ce groupe est pratiquement absent du mois d'août jusqu'au mois de novembre dans toutes les stations. Il marque son maximum (20 algue/l x 10⁴) au niveau de la station A en juillet (Fig.45A).

Les dinophycées sont représentées par une seule espèce : *Peridinium sp.* C'est une espèce rare qui marque son maximum à la station B au mois d'août (5 algue/l x 10⁴) (Fig.45B).

Les konjugatophycées sont représentées par 3 espèces : *Cosmarium depressum*, *Closterium acutum* et *Staurastrum uplandicum*. La première est présente pendant toute la période d'échantillonnage. Elle domine le groupe en février (2.51%). La deuxième espèce domine en juillet (2.65%) et la dernière domine en mars et avril (1.39%).

Ce groupe est très rare dans le milieu. Il présente son maximum à la station E au mois d'août (18 algue/l x 10⁴). Il est pratiquement absent à la station F.

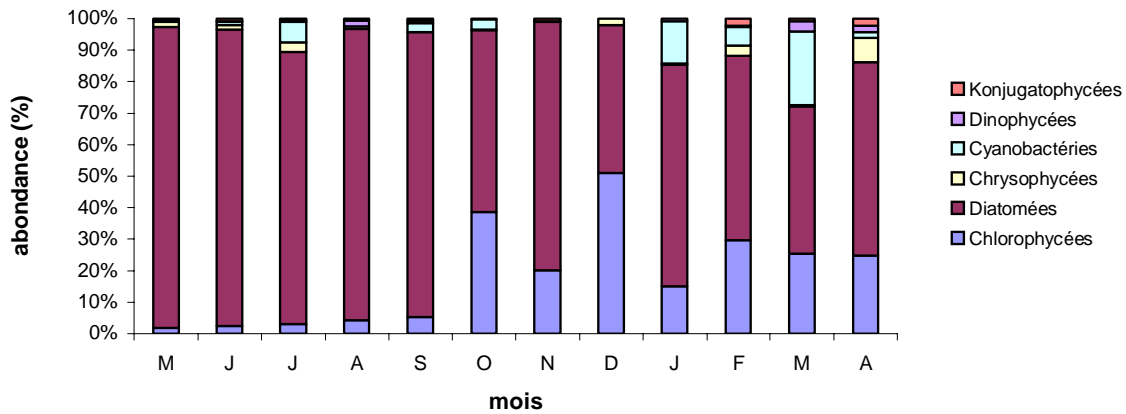


Figure 43: Variation mensuelle des abondances des groupes phytoplanctoniques

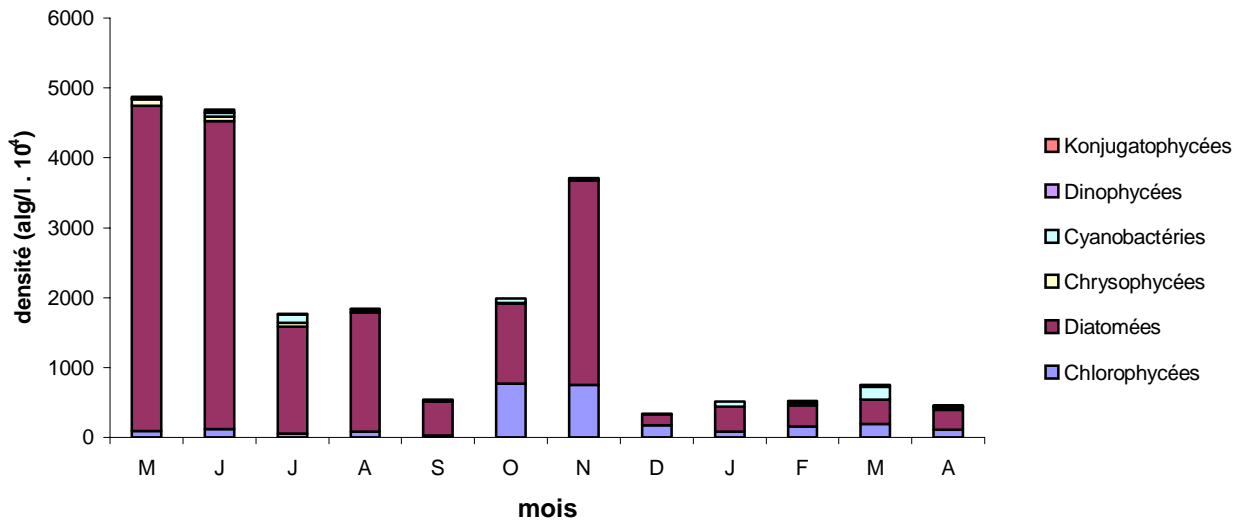


Figure 44: Variation mensuelle des densités algales des groupes phytoplanctoniques

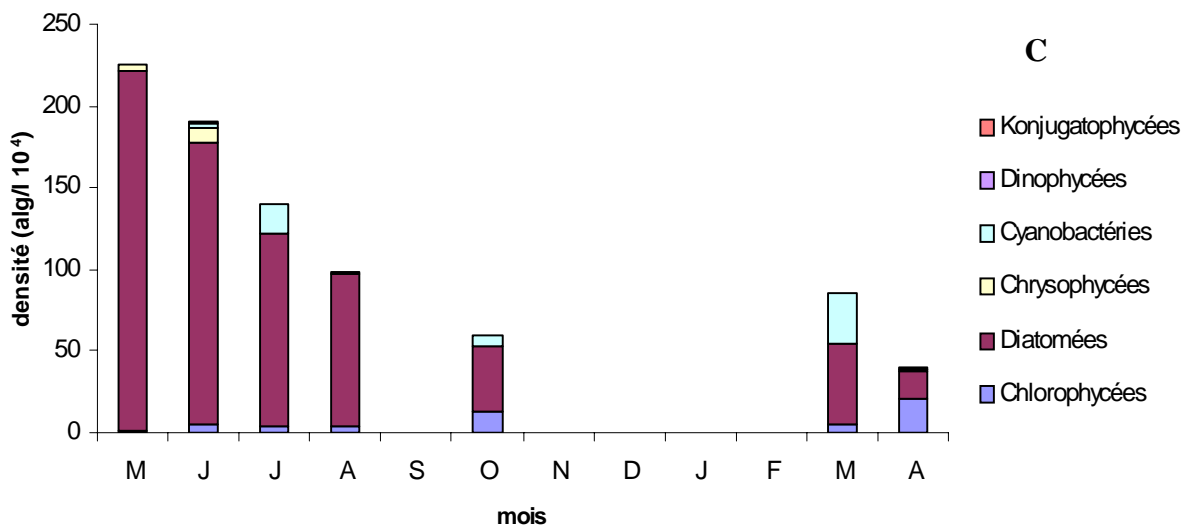
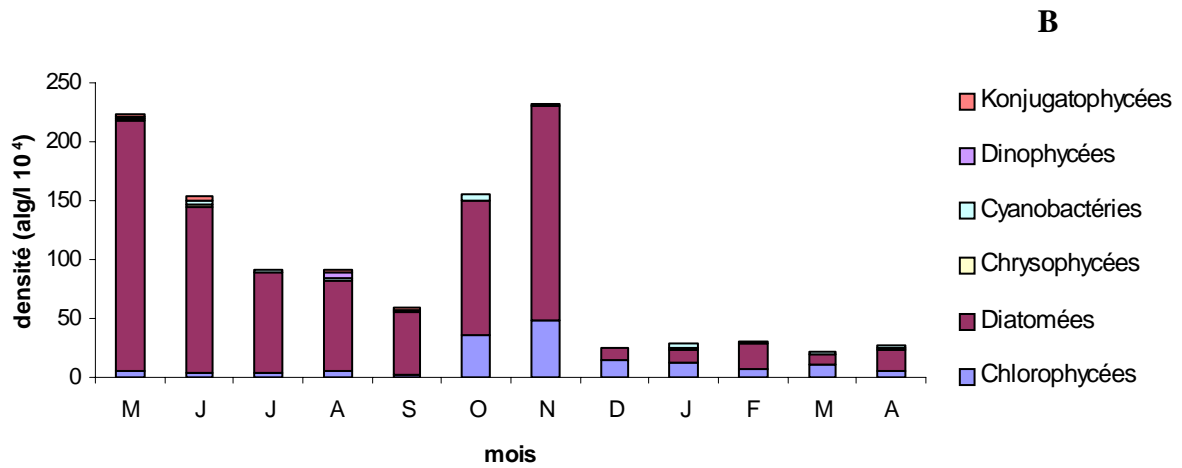
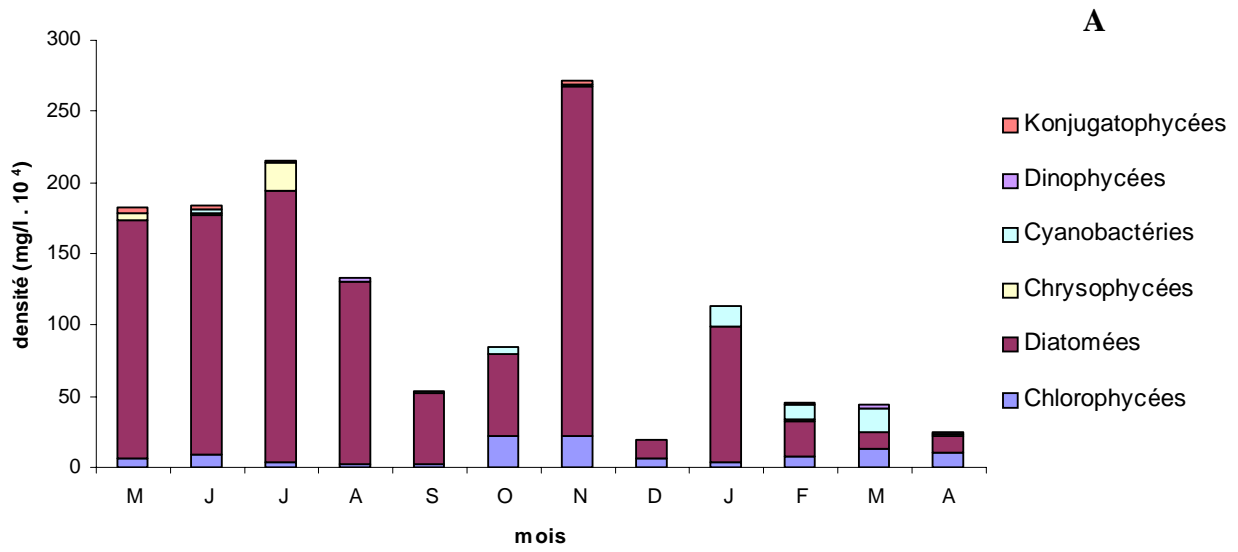
Tableau 5 : fréquences relatives (%) de chaque espèce de phytoplancton dans les échantillons de barrage de Boukourdane (mai 2006 – avril 2007).

	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
Les diatomées												
<i>Cyclotella sp</i>	92,63	82,33	86,51	89,97	79,30	59,47	77,01	46,77	17,73	60,96	17,79	17,79
<i>Cymatopleura elliptica</i>	0,06	0	0	0	0	0,16	0	0	0	0	0,00	0,00
<i>Cymatopleura solea</i>	0,03	0,06	0	0,41	0,47	0,05	0,09	0	1,30	0	0,92	0,92
<i>Cymbella prostrata</i>	0,93	0,06	0	0,12	0	0	0	0	1,79	0	0,46	0,46
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0,03	0,06	0	0,06	0	0,16	0,06	0	0,81	0	0	0
<i>Navicula sp</i>	0,50	0,74	0	0,64	1,40	0,22	0,09	0	18,21	0	1,16	1,16
<i>Pinnularia sp</i>	0	0	0	0,17	0,23	0,27	0,06	0	6,18	0	2,77	2,77
<i>Synedra ulna</i>	0	0,43	0	0	0	0	0	0	22,93	0	3,23	3,23
<i>Tabellaria sp</i>	0	0	0	0,41	0,70	0,66	0,17	0	2,60	0	36,04	36,04
Les chlorophycées												
<i>Chlorella vulgaris</i>	0	0,31	0	0	0	0	0	0	1,79	3,02	5,54	5,54
<i>Closteriopsis longissima</i>	0,59	0,93	0	1,28	0,23	0,44	0,09	0	1,30	0	4,62	4,62
<i>Coelastrum microsporum</i>	0	0,25	0	1,68	0,70	1,26	1,14	5,00	3,58	13,35	1,39	1,39
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	0,06	0	0	0	0,70	0	0,03	0	0	0	0,23	0,23
<i>Geminella mutabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum sp</i>	0,30	1,85	0,45	0,75	0,70	35,40	19,88	46,18	6,51	9,82	2,31	2,31
<i>Senedesmus quadricauda</i>	0,03	0	0	0,52	0,70	0,33	0,14	0	0	1,51	0	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0,34	2,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimum</i>	0,87	0,74	0,10	0	0	0	0	0	0,81	0,50	9,70	9,70
Les chrysophycées												
<i>Dinobryon divergens</i>	0,09	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,23	0,23
<i>Stichogloea olivacea</i>	2,55	4,45	2,99	0	0	0	0	2,06	0,98	2,77	7,39	7,39
Les cyanobactéries												
<i>Anabaena solitaria</i>	0,03	0,74	0	0,23	0,23	0,11	0,00	0	0,16	0	0	0
<i>Lyngbya limnetica</i>	0	0,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria sp</i>	0,16	2,65	6,12	0,81	13,26	0,98	0,26	0	12,20	5,79	1,85	1,85
Les dinophycées												
<i>Peridinium sp</i>	0,03	0,12	0,39	1,97	0,93	0	0	0	0,98	0	2,08	2,08
Les konjugatophycées												
<i>Cosmarium depressum</i>	0,28	0,06	0,96	0,52	0,47	0,11	0,74	0	0,16	1,51	0,92	0,92
<i>Closterium acutum</i>	0,34	0,68	2,65	0,06	0	0	0	0	0	0,50	0	0
<i>Staurastrum uplandicum</i>	0,12	0,45	0	0	0	0	0	0	0	0,25	1,39	1,39

Représente plus de 10 % du nombre total d'individus

Représente de 1 à 10 % du nombre total d'individus

Représente moins de 1 % du nombre total d'individus



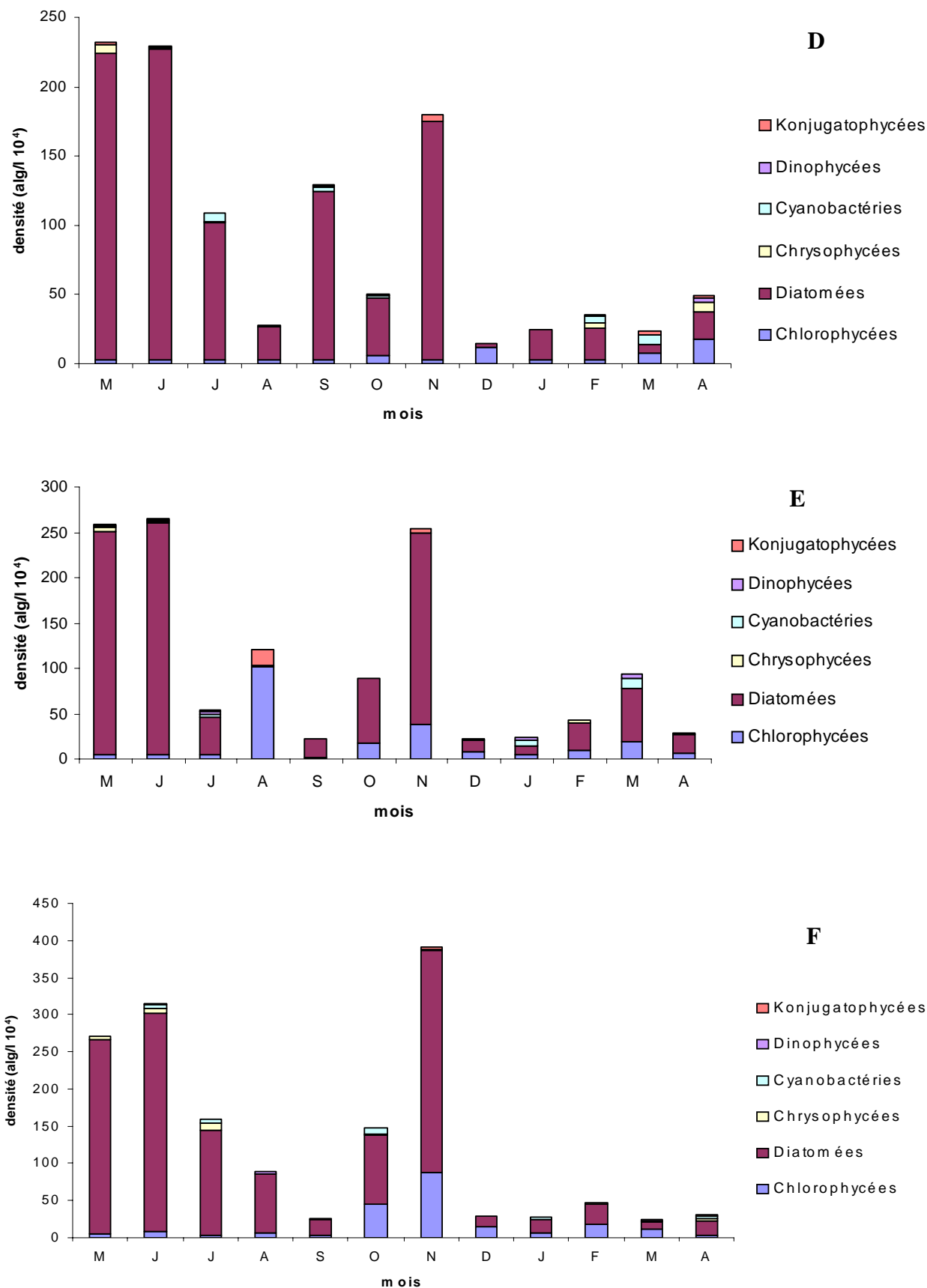
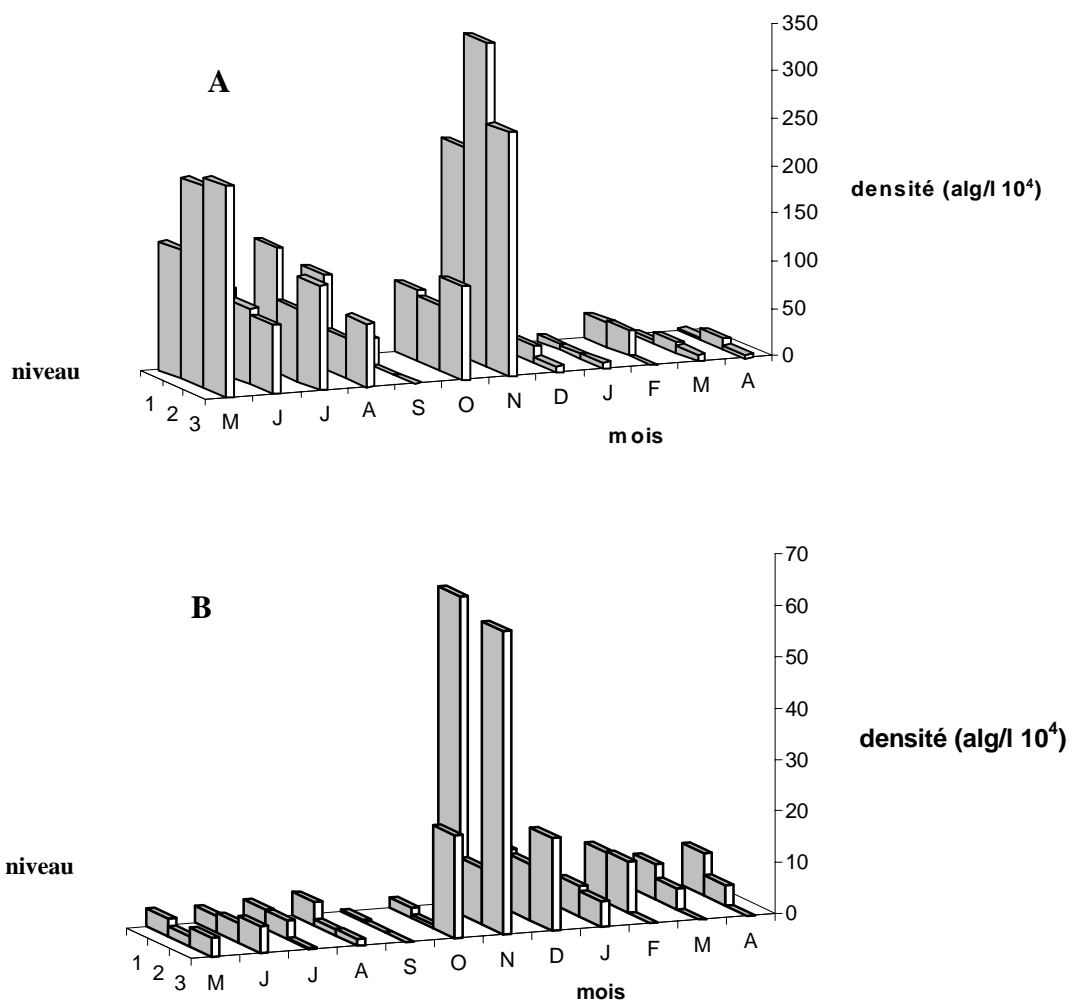


Figure 45: Variation mensuelle des densités algales des groupes phytoplanctoniques en fonction des stations A, B, C, D, E, F.

Concernant la distribution verticale du phytoplancton nous n'avons pris en considération que les trois groupes les plus importants dans le milieu : les diatomées, les chlorophycées et les cyanobactéries. La figure (46) montre que la distribution verticale des trois groupes est hétérogène. Cette variation verticale peut se justifier par les apports en matières organiques allochtones et des minéraux, notamment de l'azote et du phosphore, par le bassin versant (Brane et al., 2007). Ceci est dû aux fertilisants utilisés dans les activités agricoles des fermes avoisinantes. Par ailleurs l'influence du vent dans cette répartition n'est pas à exclure dans la mesure où le barrage de Boukourdane se trouve à 11 Km de la méditerranée, ce qui l'expose aux vents dominant (Brane et al. , 2007). Aussi les faibles profondeurs du lac contribueraient vraisemblablement à une meilleure prolifération de certaines espèces. Selon Le Cohu et al. (1994), généralement les espèces phytoplanctoniques fuissent les fortes intensités lumineuses au milieu de la journée. Donc les maximum de population se placent dans une zone où les intensités lumineuses sont inférieures qu'en surface. Par ailleurs l'algue filamenteuse est une excellente antenne de lumière tout en présentant un bon pouvoir de résistance contre la sédimentation (Brient et al., 2004). Nos résultats montrent une irrégularité dans la répartition verticale de phytoplancton, par fois les densités importantes sont enregistrées en surface et d'autre en profondeur. Ceci peut être lié à l'existence d'un zooplancton herbivore qui pourrait brouter les populations algales en place, contribuant à une régulation de leur densité dans le milieu.



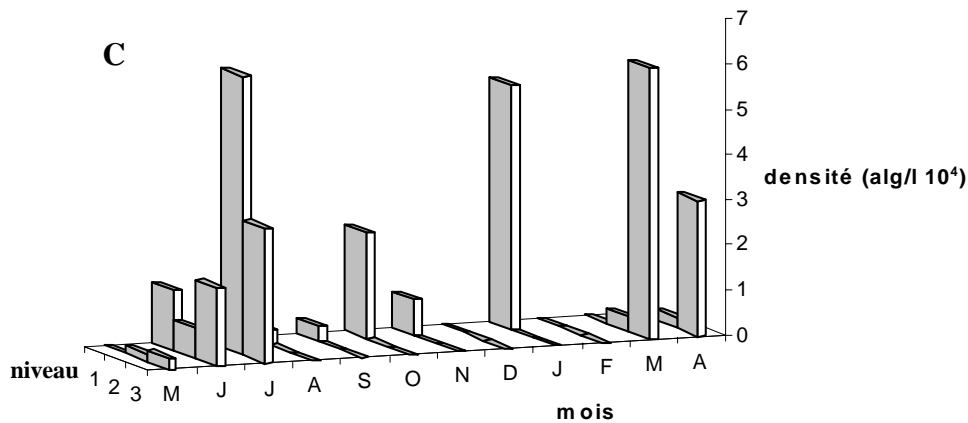


Figure 46: variation mensuelle des densités algales en fonction de la profondeur.
A :Diatomées. **B :**Chlorophycées. **C :**Cyanobactéries.

3.2.4. La structure du peuplement

L'indice de diversité de Shannon varie entre 0.48 et 3.24 bits/ind (Fig.47). Les faibles valeurs sont enregistrées depuis le mois de mai jusqu'au mois de décembre (0.48 – 1.3 bits/ind). La richesse spécifique pendant cette période varie entre 4 et 20. Les faibles valeurs de l'indice de Shannon peuvent être expliquée par la dominance remarquable de l'espèce *Cyclotella sp* avec des fréquences supérieures à 50%. De janvier à avril on note des valeurs plus élevées de l'indice de diversité de shannon. Ceci est expliqué par l'absence de dominance d'une espèce dans le peuplement phytoplanctonique. On note un grand nombre d'espèces mais avec des faibles densités.

La valeur minimale de l'indice de shannon est notée au mois de mai (0.48 bits/ind) où nous avons marqué la fréquence relative la plus élevée de *Cyclotella sp* (92.63%). Par contre la valeur maximale est enregistrée au mois de janvier (3.24 bits/ind) où toutes les fréquences des différentes espèces sont inférieures à 23%. Nous remarquons que la richesse spécifique en mai est égale à 20, par contre en janvier elle est égale à 17. Comme le souligne Barbault (1981), des peuplements à structures très différentes peuvent avoir la même diversité spécifique.

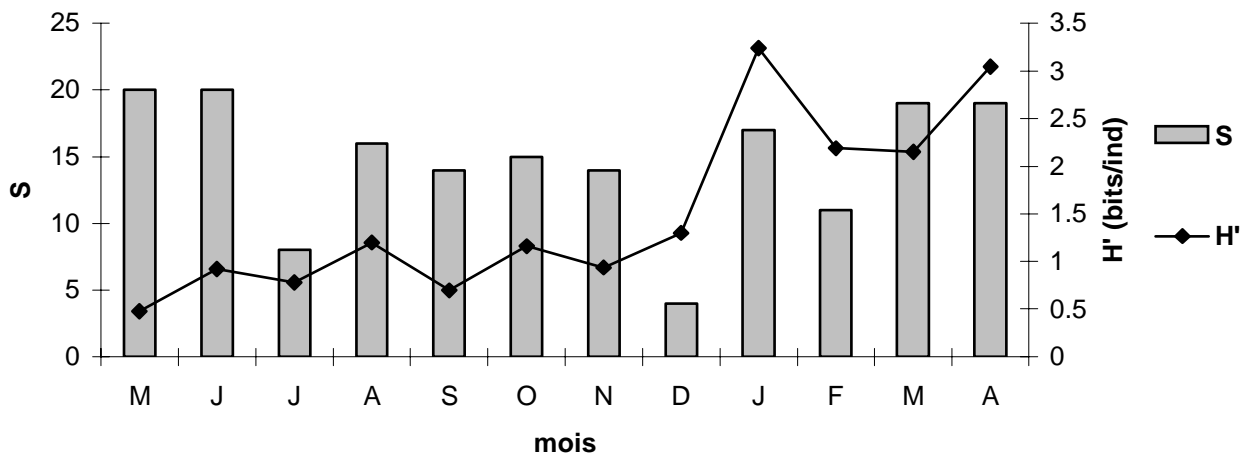


Figure 47: Variation de la richesse spécifique (S) et l'indice de Shannon (H')

Afin de confirmer les valeurs de l'indice de Shannon, nous avons utilisé l'équitabilité. Les valeurs de l'équitabilité varient entre 0.1 et 0.7 (Fig.48). La courbe de variation présente la même allure que celle de l'indice de Shannon.

L'équitabilité est maximal ($R=1$) quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement. On parle donc d'une équirépartition (Barbault, 1981). Quand l'indice se rapproche de 1 le peuplement est équilibré. L'indice diminue quand une seule espèce domine tout le peuplement.

D'après nos résultats le peuplement phytoplanctonique du lac de barrage de Boukourdane est plus équilibré pendant la période s'étalant de décembre à avril par rapport à la période de mai à novembre. Nous pouvons dire que les conditions physico chimique et biologique du milieu, plus la compétition nutritionnelle jouent un rôle très important dans la structuration du peuplement phytoplanctonique.

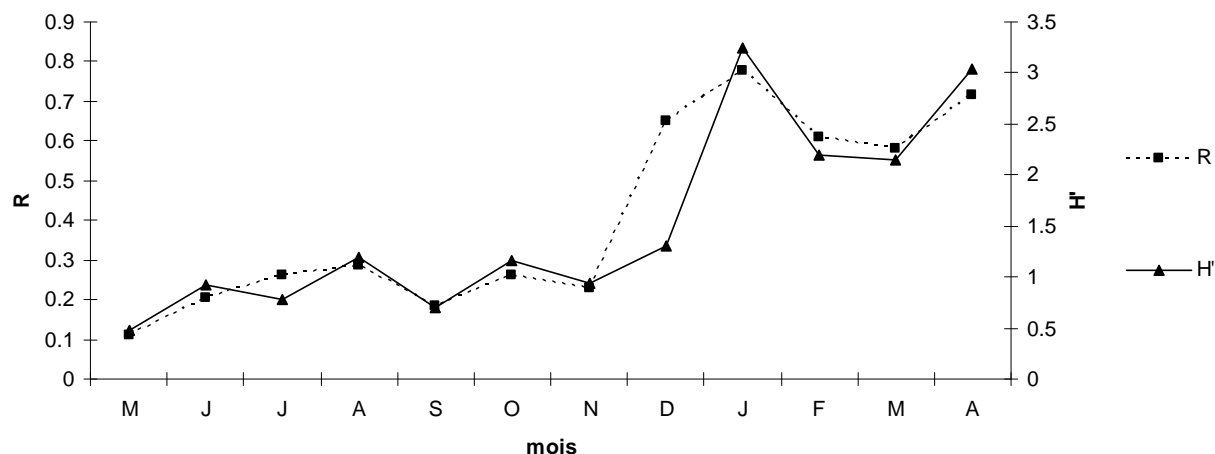


Figure 48: Variation mensuelle de l'indice de Shannon (H') et d'équitabilité (R)

3.2.5. Analyse des données phytoplanctoniques

Sur les 27 espèces recensées, 26 ont été retenues pour l'analyse.

La figure (49) donne une représentation des variables actives et supplémentaires sur les deux premiers axes factoriels. Les coordonnées des variables sur les axes sont les coefficients de corrélations entre ces variables et les facteurs 1 et 2 (annexe).

Axe 1 : cet axe est corrélé fortement avec *Chlorella vulgaris* (chlo) ($r = +0.80$), *Peridinium sp* (peri) ($r = +0.84$), *Tabellaria sp* (tabe) ($r = +0.84$), *Crucigenielle rectangularis* (cruc) ($r = +0.71$). Les variables supplémentaires qui ont un lien avec ce groupe sont : le magnésium, le calcium et les chlorures. Ces paramètres ont un effet sur le développement de ces espèces dans le milieu. En opposé, l'axe 1 est corrélé négativement avec *Coelastrum microsporium* (coel) ($r = -0.70$), *Pinnularia sp* (pinn) ($r = -0.69$), *Pediastrum sp* (pedi) ($r = -0.69$), *Cyclotella sp* (cycl) ($r = -0.68$). Ces espèces sont fréquentes dans le milieu. Les deux dernières espèces sont présentes durant tous les mois. Le milieu est favorable pour leur développement. Ces espèces ont un lien avec la chlorophylle a. Elles contribuent à la synthèse de ce pigment car elles sont les plus abondantes dans le milieu.

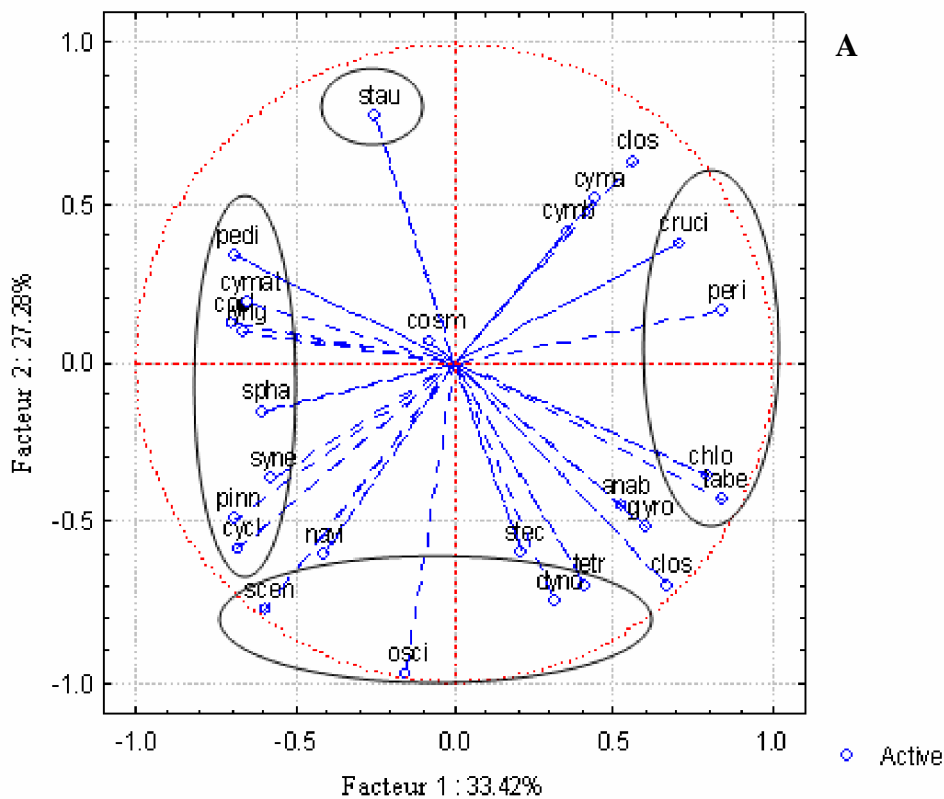
Axe 2 : sur le côté positif cet axe est bien corrélé avec *Staurastrum uplandicum* (stau) ($r = +0.77$). Cette espèce est rare dans le milieu. Elle a un lien avec l'oxygène (*Ox) ($r = +0.71$), les carbonates (*C₃²⁻) ($r = +0.75$), les nitrates (*No₃⁻) ($r = +0.85$), température (*Te) ($r =$

+0.68), pH (*pH) ($r = +0.76$). Cette espèce est rare dans le milieu. Ceci peut être expliqué par le fait que le milieu ne répond pas à ses exigences écologiques.

L'axe 2 est bien corrélé négativement avec *Tetraedron minimum* (tetr) ($r = -0.70$), *Closteriopsis longissima* (clos) ($r = -0.70$), *Senedesmus quadricauda* (scen) ($r = -0.77$), *Oscillatoria sp* (osci) ($r = -0.98$), *Dinobryon divergens* (dyno) ($r = -0.74$). Les variables supplémentaires liées avec ce groupe sont, la salinité (*Sa) ($r = -0.68$), la conductivité (*Co) ($r = -0.85$), les MES (*MES) ($r = -0.70$) et les orthophosphates (*Po43-) ($r = -0.74$).

La cyanobactérie *Oscillatoria sp* est une espèce indicatrice des milieux riche en phosphore. Elle est corrélée positivement avec ce paramètre. Sa multiplication dans un milieu favorable fait qu'elle constitue la grande partie des MES.

Les espèces associées sont des espèces qui ont des ressemblances dans leur variation spatiotemporelle dans le milieu. Cette ressemblance ne peut pas être expliquée uniquement par la physicochimie des eaux mais il y a d'autres facteurs qui rentrent en jeu comme la prédation la compétition et la succession saisonnière.



dans l'espace. Selon Lacaze (1996), l'interprétation des données biologiques se réfère en principe à la connaissance des exigences écologiques des espèces répertoriées. Mais la signification écologique de leur présence ou de leur absence est rarement connue avec certitude. En particulier, la relative ubiquité des nombreux organismes rend parfois délicat l'établissement d'un diagnostic car la valeur indicatrice des organismes est susceptible de varier en fonction des régions géographiques.

3.3.1. Répertoire des espèces récoltées au sein du barrage de Boukourdane

Dans le lac de barrage de Boukourdane nous avons dénombré 17 espèces de zooplancton appartenant à trois groupes : les Copépodes, les Cladocères et les Rotifères (Tab.6, 7,8).

Tableau 6 : Systématique des Copépodes (Miller et Harley, 1999)

Embranchement	Sous-embranchement	Classe	Ordre	Famille	Sous-famille	Genre	Espèce
Arthropodes	Crustacés	Copépodes	Cyclopoïde	Cyclopoidae	Cyclopoinae	<i>Acanthocyclops</i>	<i>A. sp</i>
			Calanoïde	Diaptomidae	Diaptominae	<i>Copidodiaptomus</i>	<i>C. numidicus</i> (Gurney, 1909)

Tableau 7 : Systématique des Cladocères (Miller et Harley, 1999)

Embranchement	Sous-embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Arthropodes	Crustacés	Branchiopodes	Cladocères	Bosminidae	<i>Bosmina</i>	<i>B.longirostris</i> (Muller, 1785)
				Daphnidae	<i>Daphnia</i>	<i>D.longispina</i> (Muller, 1785)
					<i>Ceriodaphnia</i>	<i>C.reticulata</i> (Jurine, 1820)
				Chydoridae	<i>Leydigia</i>	<i>L.quadrangularis</i> (Leydig, 1860)
				Sidiidae	<i>Diaphanosoma</i>	<i>D.brachyurum</i> (Lievin, 1848)

Tableau 8 : Systématique des rotifères (Beaucham (1965) in Pourriot, 1977)

Phylum	Famille	Genre	Espèce
Rotifères	Brachionidae	<i>Keratella</i>	<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)
		<i>Notholca</i>	<i>Notholca sp.</i>
	Lecanidae	<i>Lecane</i>	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)
	Synchaetidae	<i>Polyarthra</i>	<i>Polyarthra remata</i> Skorikove, 1896
			<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925
		<i>Synchaeta</i>	<i>Synchaeta sp.</i>
	Trichocercidae	<i>Trichocerca</i>	<i>Trichocerca sp.</i>
	Flosculariacea	<i>Filinia</i>	<i>Filinia longisita</i> (Ehrb, 1834)
	Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i>	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850
Gastropodidae	<i>Ascomorpha</i>	<i>Ascomorpha sp.</i>	

3.3.3. Variation spatiotemporelle du zooplancton

La variation du zooplancton peut être produite sur une base saisonnière à cause des cycles biologiques des différentes populations (Paterson, 2000). Nos résultats montrent que l'abondance des copépodes ne dépasse pas 31% pendant tous les mois (Fig.50). Les Cladocères sont abondants pendant l'été et l'automne. Ils dominent en août et septembre. Les rotifères sont abondants en hiver et printemps avec une abondance maximale de 95.54%, au mois d'avril.

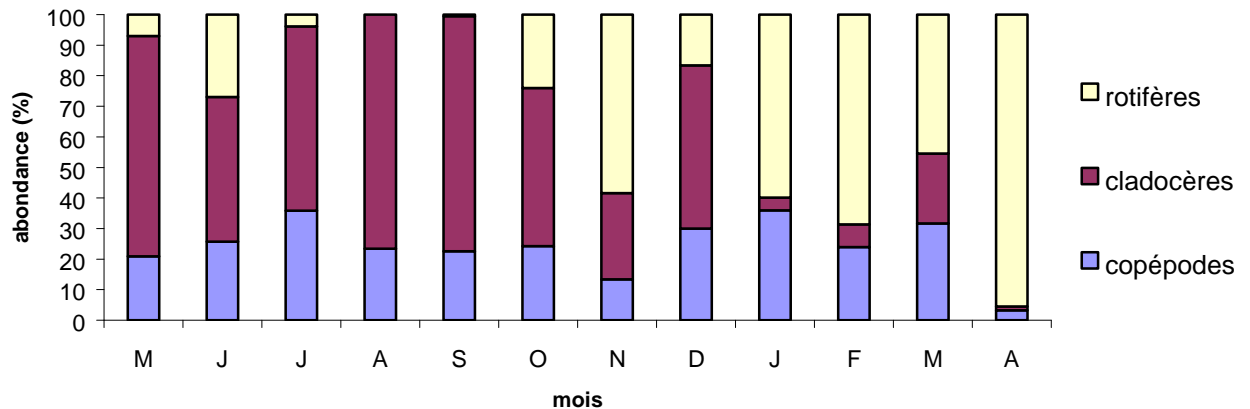


Figure 50 : Variation mensuelle des trois groupes zooplanctoniques

Le tableau 9 donne la fréquence en pourcentage (%) de chaque espèce par rapport au nombre total d'individus récoltés.

Les Copépodes sont représentés par deux espèces : *Copidodiaptomus numidicus* et *Acanthocyclops sp.* *Copidodiaptomus numidicus* C'est une espèce abondante et très répandue. Elle est endémique de la méditerranée (le Maghreb, l'Espagne, Corsardinia et Sicily). Probablement c'est la seule espèce des Calanoïdes qui tolère les extrêmes températures d'été de ces régions (Samraoui et al, 1998). En Algérie elle est très répandue dans la zone pluvieuse et en toute altitudes (Akli, 1992). Dans le barrage de Boukourdane *Copidodiaptomus numidicus* est présente pendant toute la période d'étude. Elle marque son maximum en juillet avec une fréquence de 30%. Les fréquences de l'espèce *Acanthocyclops sp* varient entre 0,38% et 16,16%.

Au mois de mai l'espèce *Daphnia longispina* domine le peuplement (78.34%). Cette dominance peut être due à la disponibilité de nourriture à cause de la faible richesse spécifique (S=5). L'absence de l'espèce *Bosmina longirostris* peut avoir une influence sur cette dominance. Selon OuldRouis (1995), les espèces du genre *Daphnia* éliminent l'espèce *Bosmina longirostris* par compétition. Ce ci peut expliquer aussi la dominance de *Bosmina longirostris* en juin, novembre et décembre (avec respectivement 48.33%, 38.23% et 88.34%). Pendant ces mois on marque l'absence de *Daphnia longispina*.

Bosmina longirostris et *Diaphanosoma brachiurum* sont abondantes de juillet jusqu'au mois d'octobre (entre 22.40% et 59.42%). Ce développement est peut être expliqué par la température favorable de l'eau et la disponibilité des ressources trophiques. *Bosmina longirostris* est une espèce filtreuse herbivore qui adopte un comportement nutritionnel variable en fonction de la disponibilité en phytoplancton (Cherifi et Loudiki, 2001). Cette espèce est supposée cosmopolite (Korovchinsky et Smirnov, 1994). Selon Tifnouti et al. (1993) l'espèce *Diaphanosoma brachiurum* a une aptitude à se développer à des périodes chaudes.

Pour la période de janvier à avril les rotifères sont représentés essentiellement par *Polyartra remata*, *Ascomorpha sp.* et *Asplanchna priodonta*. Au mois de février le rotifère *Polyartra remata* marque son maximum et domine le peuplement zooplanctonique avec une fréquence de 51.09%. *Asplanchna priodonta* domine en janvier et avril. C'est une espèce prédatrice assez grosse pour s'attaquer aux petits crustacés lorsque ceux-ci abondent et que les proies

rotifères habituelles sont dispersées (Spoljar et al., 2005). Elle vit à des températures comprise entre 2 et 13°C (Berzins, 1989 in Taleb, 1991). Elle préfère des concentrations élevées en oxygène dissout (Elliot, 1977 et Mikchi, 1989 ; in Taleb, 1991).

On remarque qu'il y'a une succession entre *Polyartra remata* et *Asplanchna priodonta*. Quand l'abondance de l'une augmente celle de l'autre diminue. Ceci peut mettre en évidence une compétition organisée autour de la disponibilité des nutriments.

L'espèce *Filinia longiseta* est très rare dans le milieu. Elle apparaît uniquement en avril avec une fréquence de 0,21%. Selon Garreau (1982), in Arroudj et Brenkia (1989), cette espèce est indicatrice de l'eutrophisation d'un milieu.

Tableau 9 : fréquences relatives (%) de chaque espèce de zooplancton dans les échantillons de lac de barrage de Boukourdane (mai 2006 – avril 2007).

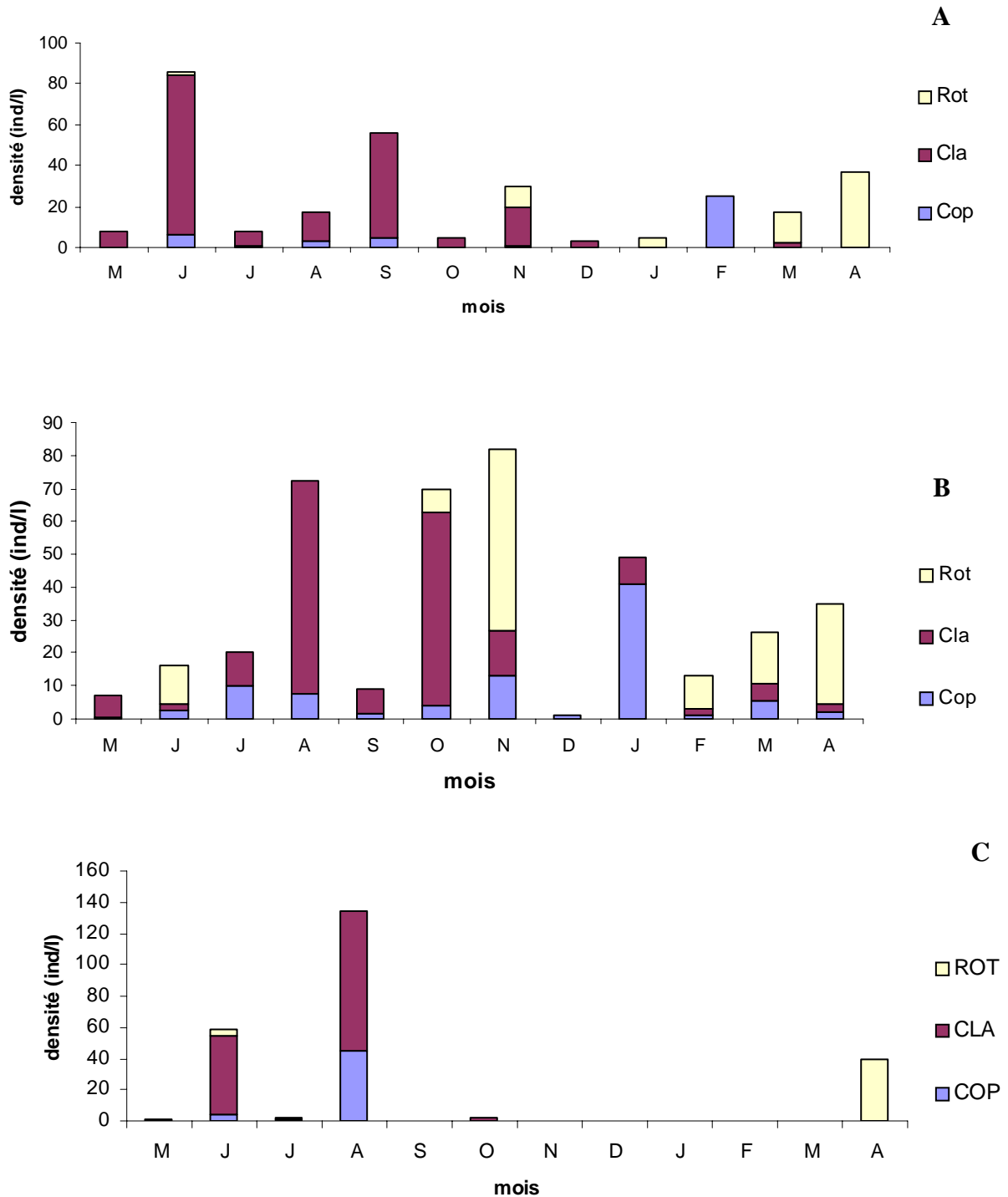
	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
Copépodes												
<i>Copedodiatomus numidicus</i>	4,65	4,96	30,04	22,57	12,38	8,44	6,73	-	16,25	10,75	5,82	3,29
<i>Acanthocyclops sp</i>	-	11,38	0,96	0,38	-	1,62	1,07	11,78	6,04	4,24	16,16	4,31
Cladocères												
<i>Bosmina longirostris</i>	-	48,33	43,78	35,81	37,14	59,42	38,23	88,34	7,35	6,08	5,82	3,49
<i>Diaphanosoma brachiurum</i>	0,78	0,86	20,45	41,24	50,48	22,40	5,05	-	0,15	0,99	-	0,62
<i>Leydigia quadrata</i>	-	-	-	-	-	-	1,53	-	0,15	-	21,69	-
<i>Daphnia longispina</i>	78,34	1,97	-	-	-	-	-	-	0,54	0,28	-	0,62
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	4,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rotifères												
<i>Polyartra remata</i>	11,64	0,86	-	-	-	4,87	29,82	-	15,09	51,63	44,40	13,35
<i>Polyartra dolicoptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asplanchna priodonta</i>	-	0,86	-	-	-	3,25	17,59	-	29,41	12,73	-	33,88
<i>Trichocerca sp</i>	-	2,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,41
<i>Lecan luna</i>	-	-	4,79	-	-	-	-	-	-	-	0,73	5,75
<i>Keratella quadrata</i>	-	26,95	-	-	-	-	-	-	-	1,41	4,37	17,45
<i>Notholca sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	0,29	0,21
<i>Ascomorpha sp</i>	-	1,28	-	-	-	-	-	-	24,77	10,61	0,73	16,43
<i>Syncheta sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	1,27	-	-
<i>Filinia longiseta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,21

Représente plus de 10 % du nombre total d'individus

Représente de 1 à 10 % du nombre total d'individus

Représente moins de 1 % du nombre total d'individus

La figure 51 montre les variations du zooplancton au niveau de chaque station. Les densités maximales des copépodes varient entre 25ind/l à la station A (en février) et 94ind/l à la station E (en janvier). Les densités maximales des cladocères varient entre 27ind/l à la station D (en juillet) et 102ind/l à la station F (en août). Les Rotifères marquent leur maximum dans la station E (en janvier) avec une densité de 381ind/l. la distribution du zooplancton ainsi que leurs densités diffèrent d'une station à une autre. Les variations zooplanctoniques sont généralement modifiées par les conditions abiotiques du milieu, des changements de la charge en nutriments et de la pression de prédation qui pourrait être exercée par le poisson (Bertolo, 1998).



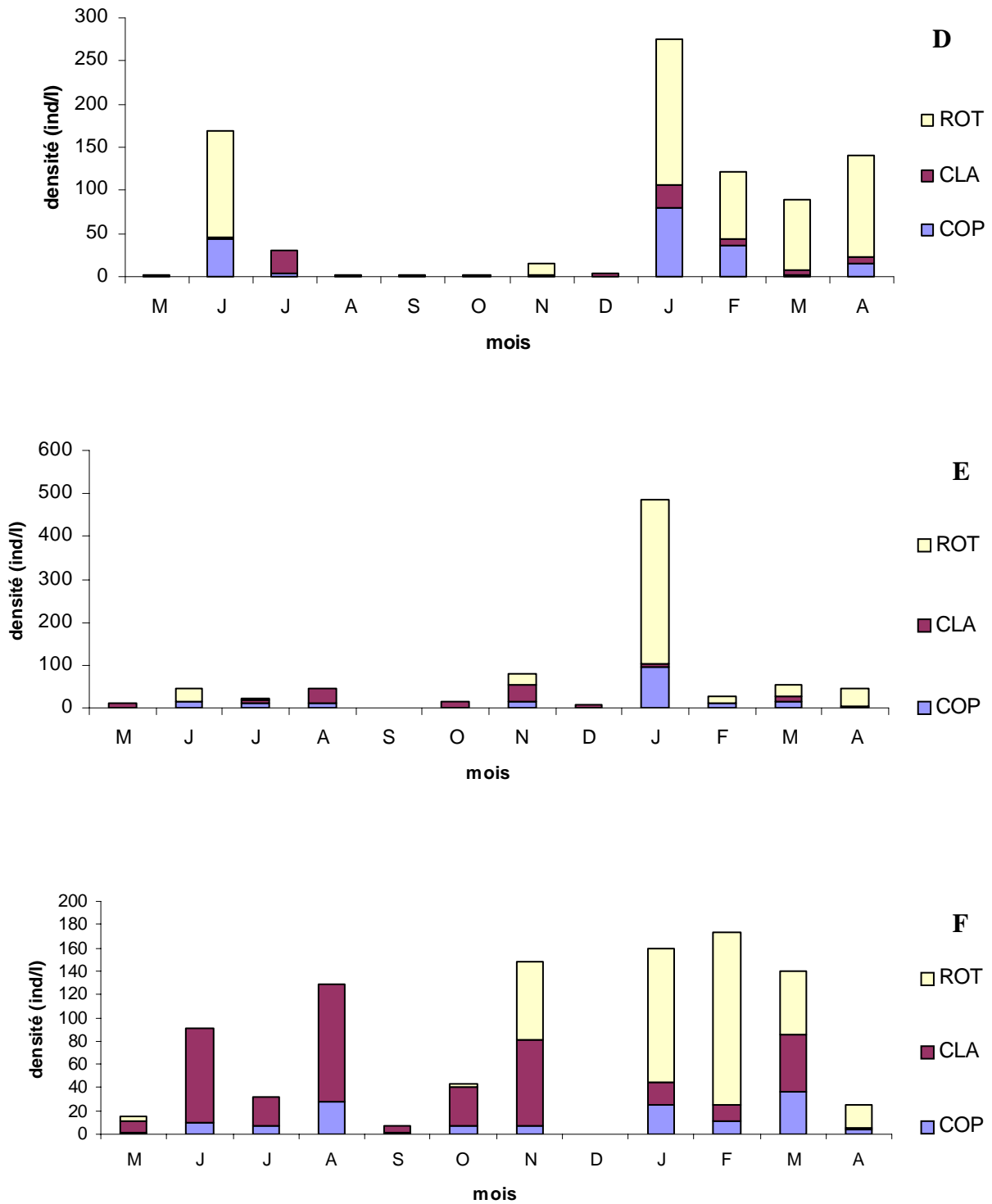


Figure 51: Variation mensuelle de zooplancton en fonction des stations A, B, C, D, E, F.

La distribution verticale de zooplancton est représentée par la figure (52). Au sein d'un milieu naturel, les groupes de zooplancton se concentrent dans certaines zones et présentent de ce fait des variations dans leurs répartitions verticales (Suantika, 1989). La répartition diurne des divers stades de développement d'une même espèce, selon l'axe vertical, montre une augmentation de la taille moyenne avec la profondeur. Les juvéniles occupent les couches de surface alors que les adultes peuplent préférentiellement les couches profondes où ils peuvent ainsi échapper à la prédation par les organismes planctophages chassant à vue (Balvay, 1996). Dans notre cas nous n'avons étudié que les formes adultes. On note une irrégularité dans la distribution verticale des organismes. Ce ci peut être expliqué par l'absence d'une stratification verticale des eaux et par les fluctuations des profondeurs durant l'année d'étude. Le positionnement spatial des organismes dépend de leurs réactions vis-à-vis de facteurs abiotiques et biotiques tel que la localisation des ressources alimentaires, la compétition et la prédation (Balvay, 1996).

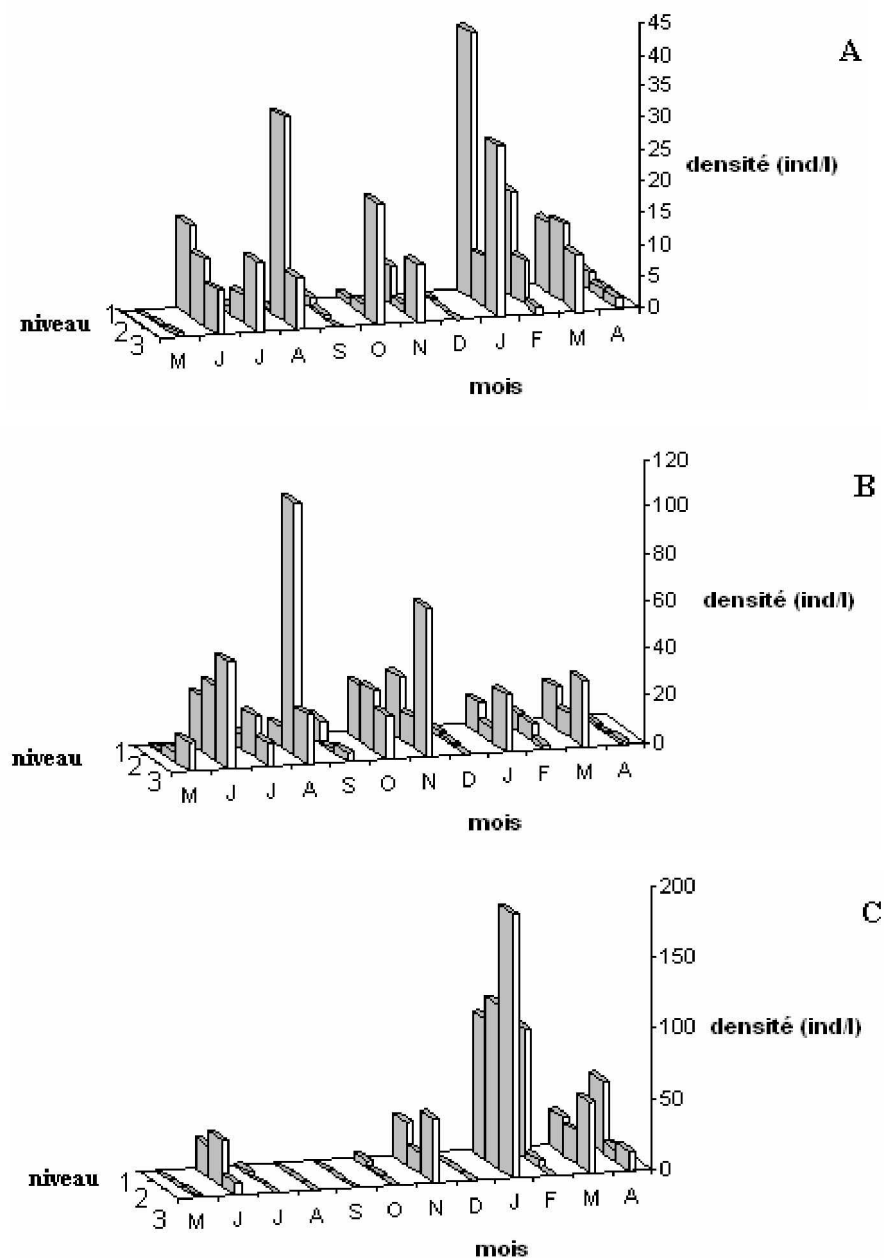


Figure 52: Variation verticale de zooplancton. A) Copépodes. B) Cladocères. C) Rotifères.

3.3.4. La structure du peuplement

La variation mensuelle montre une richesse spécifique maximale ($S = 13$) au mois d'avril (Fig.53). L'enrichissement du peuplement zooplanctonique à partir de mois de janvier est dû à l'apparition des espèces de rotifères dans le milieu. La richesse minimale ($S = 2$) est notée au mois de décembre. Cette faible richesse est due à la pluie tombée le jour de prélèvement. La variation de la richesse spécifique peut être expliquée d'une part, par le fait que chaque espèce a son mode de reproduction, de développement et de nutrition. Chaque espèce subit l'influence du milieu auquel elle est adaptée. Celui-ci est influencé par les facteurs qui induisent le taux de reproduction de l'espèce, modifient son temps de développement, orientent sa nutrition et provoquent l'accélération ou le ralentissement de son métabolisme et de sa croissance. D'autre part, cette variation peut être expliquée par la disparition de certaines espèces qui coïncident avec l'installation de nouvelles espèces. Selon la loi de Gauss (1935) in Barbault (1981), deux ou plusieurs espèces présentent des modes d'utilisation de ressources identiques ne peuvent continuer de coexister dans un environnement stable, la plus apte élimine les autres.

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon varient entre 0.3 et 1.63 bits/ind. Ce sont des faibles valeurs qui nous renseignent sur la dominance d'une espèce dans le peuplement. La valeur minimale de 0.3 bits/ind. est enregistrée au mois d'avril. C'est le mois où la richesse spécifique est la plus élevée ($S=13$) mais le peuplement est dominé par l'espèce *Asplanchna priodonta*. La valeur maximale de 1.63 bits/ind est enregistrée au mois de janvier. Le peuplement est plus ou moins équilibré avec des abondances qui ne dépassent pas 29.4%. Les valeurs de l'indice d'équitabilité confirment celle de diversité. Elles présentent les mêmes variations. Elles varient entre 0.5 et 0.97 (Fig.54). Ces résultats nous renseignent que le peuplement zooplanctonique est plus en équilibre au mois de janvier où on note la valeur la plus élevée.

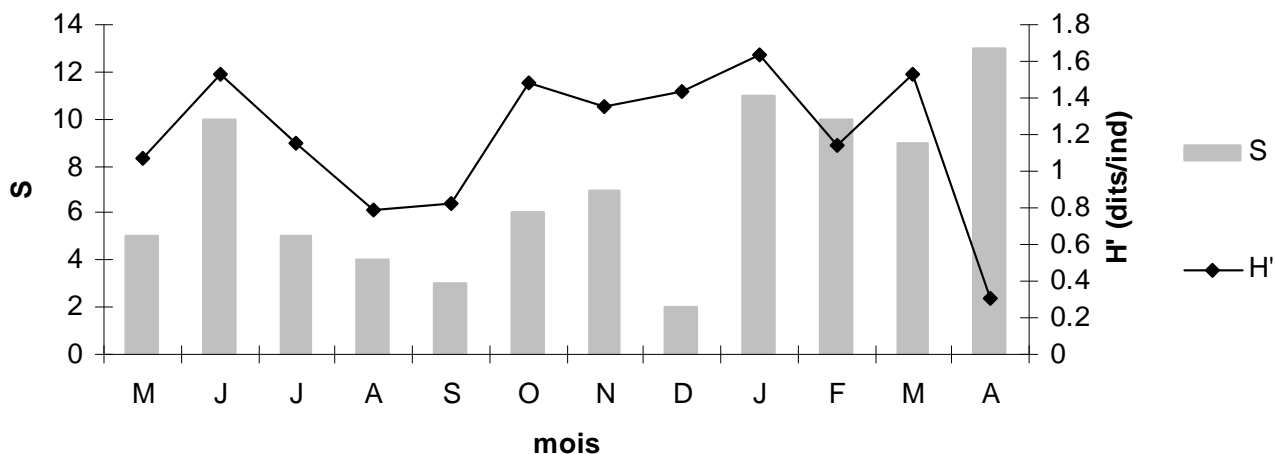


Figure 53: Variation de la richesse spécifique (S) et l'indice de Shannon (H')

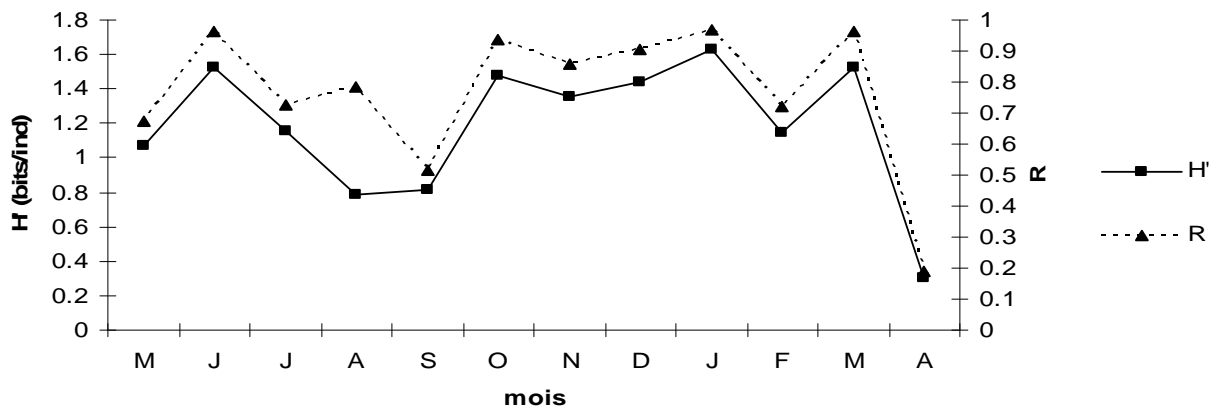


Figure 54: Variation de l'indice de Shannon (H') et d'équitabilité (R)

3.4.3. Analyse des données zooplanctoniques

Sur les 17 espèces de zooplancton recensées, seulement 13 ont été retenues pour l'analyse. La figure (55) donne une représentation des variables sur les deux premiers axes factoriels. Les coordonnées des variables sur les axes sont les coefficients de corrélations entre ces variables et les facteurs 1 et 2 (annexe 3).

Axe 1 : la majorité des variables sont corrélées négativement avec cet axe. On remarque un regroupement des espèces : *Copepodiatomus numidicus* (CONU) ($r = -0.62$), *Acanthocyclops sp* (ACSP) ($r = -0.97$), *Ceriodaphnia reticulata* (CERE) ($r = -0.72$), *Polyatra remata* (PORE) ($r = -0.77$), *Ascomorpha sp* (ASSP) ($r = -0.70$), *Keratella quadrata* (KEQU) ($r = -0.84$), *Asplanchna priodonta* (ASPR) ($r = -0.70$), *Syncheta sp* (SYSP) ($r = -0.88$). Ces espèces ont un lien avec l'oxygène (*Ox) ($r = -0.71$) qui est un facteur important dans le développement du zooplancton. Ce groupe est corrélé négativement avec la variable supplémentaire chlorophylle a située sur la partie positive de l'axe 1. Le zooplancton herbivore constitue un facteur régulateur du peuplement phytoplanctonique et par conséquent la quantité de chlorophylle a dans le milieu.

Axe 2 : un groupe est formé des quatre espèces de cladocères recensées : *Bosmina longirostris* (BOLO) ($r = -0.70$), *Diaphanosoma brachiurum* (DIBD) ($r = -0.65$), *Leydigia quadrata* (LEQU) ($r = -0.95$), *Daphnia longispina* (DALO) ($r = -0.76$).

Conclusion

L'étude des variations spatiotemporelles des variables physicochimiques et planctoniques du lac de barrage de Boukourdane a permis de caractériser les eaux de différentes facettes, sur une période allant du mois de mai 2006 jusqu'au mois d'avril 2007.

Les eaux de barrage de Boukourdane sont légèrement alcalines. Elles présentent un gradient saisonnier de température. Les teneurs en oxygène dissous sont généralement satisfaisantes. Pour ce qui est des éléments nutritifs, nous avons remarqué que les teneurs en orthophosphates sont généralement inférieures à 1mg/l. Tandis que les teneurs en nitrates varient entre 0,02 mg/l et 3,76 mg/l. L'élévation des taux de nitrates est liée aux apports exogènes provenant des activités agricoles dans la région.

Le peuplement phytoplanctonique compte 27 espèces appartenant à 6 classes : les Diatomées (9 espèces), les Chlorophycées (9 espèces), les Cyanobactéries (3 espèces), les Dinophycées (1 espèce), les Chrysophycées (2 espèces) et les Kongugatophysées (3 espèces). Parmi ces espèces identifiées, *Cyclotella sp.* exerce une forte dominance. Nos résultats prouvent que le lac de barrage de Boukourdane est un écosystème favorable à la prolifération des diatomées.

Le peuplement zooplanctonique regroupe 17 espèces réparties en trois groupes: les Copépodes (*Copidodiaptomus numidicus*, *Acanthocyclops sp.*), les Cladocères (*Bosmina longirostris*, *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Leydigia quadrangularis*, *Diaphanosoma brachyurum.*) et les Rotifères (*Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, *Notholca sp.*, *Filinia longiseta*, *Ascomorpha sp.*, *Lecane luna*, *Polyarthra dolichoptera*, *Polyarthra remata*, *Synchaeta sp.*, *Trichocerca sp.*). Les deux Copépodes et la Cladocère *Bosmina longirostris* sont les espèces les plus fréquentes dans le lac de barrage de Boukourdane. Elles marquent leur présence dans la majorité des prélèvements.

La connaissance et la maîtrise des réseaux trophiques aquatiques du lac de barrage de Boukourdane sont indispensables. L'étude des variations spatiales et temporelles des descripteurs peut représenter une première approche fonctionnelle de l'écosystème. Ce travail nous a permis d'étudier des caractéristiques de l'écosystème lacustre de barrage de Boukourdane durant une année d'échantillonnage. L'étude sur plusieurs années serait essentielle pour évaluer l'importance des variations annuelles des différents paramètres étudiés. Ceci permettrait d'expliquer davantage la distribution des différents maillons de la chaîne trophique qui prend place au sein de ce lac de barrage.

Références Bibliographiques

Références bibliographiques

- **Abdalah., 1986** – Rapport de stage de l'agence Nationale des Ressources Hydriques. 50p.
- **Abdallaoui A., Derraz M., Benabdallah M. Z., et Lek S., 1998** - Contribution a l'étude de la relation entre les différentes formes du phosphore dans les sédiments d'une retenue de barrage eutrophe en climat méditerranéen (ElKansera, Maroc). *Rev. Sci. Eau*, 1998 : 101-116p.
- **Akli S., 1992** - Systématique et répartition géographique des copépodes (crustacés) dulcicoles dans le nord de l'Algérie. Thèse magister, U.S.T.H.B.Alger.155p.
- **Amoros C., 1984** - Crustacés Cladocères. Université Claude Bernard, Lyon I. 63p.
- **ANBT (Agence Nationale des Barrages), 2007** – Bultin journalier des données climatiques des barrages.
- **Arroudj S. et Brenkia O., 1989** – Structure verticale du zooplancton du barrage Hamiz et contribution à l'évaluation de la qualité d'eau de l'oued Arbatache. Mémoire DES. USTHB. Alger. 63p.
- **Bagnouls G. et Gaussen H., 1957** – Climats biologiques et leur classification. *Annal de geogr.* 193-220p.
- **Balvay G., 1996** - Ségrégation spatiale diurne du zooplancton dans le Léman. *Hydroécol. Appl.* (1996) Tome 8 Vol. 1-2, 143-153 p.
- **Barbault R., 1981** - Ecologie des populations et des peuplements. Edt : Masson. Paris 200p.
- **Barbault R., 1993** - Ecologie générale. Structure et fonctionnement de la biosphère. Ed. Masson, Paris 269p.
- **Barnabé G., 1991** – Bases biologiques et écologiques l'aquaculture. Edt : Tec et Doc. 500p.
- **Barroin G., 1985** – La dénitrification en milieu lentique. *Revue française des Sciences de l'Eau*, 4 (1985). 79-92p.
- **Berdalet E., Marrasé C., Estrada M., Arin L., MacLean M.L., 1996** - Microbial community responses to nitrogen- and phosphorus- deficient nutrient inputs: microplankton dynamics and biochemical characterization. *J Plankton Res* 18 : 1627 - 1641p.

- **Bertolo A., 1998** - Etudes expérimentales sur le rôle des poissons dans le fonctionnement des systèmes pélagiques lacustres. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris. 85p.
- **Blanc L., 2000** - Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. Thèse de doctorat, université Claude Bernard-LYON I. 266p.
- **Bontoux J., 1993** – Introduction à l'étude des eaux douces. Edt : Cebedoc. 169p.
- **Bournaud M. et Amoros C., 1984** - Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. Bulletin d'Ecologie : 15 : 57-66p.
- **Bourreley P., 1972** - Les algues d'eau douce : initiation à la systématique, tome 1 : les algues vertes. Edition : BOUBEE et CIE. Paris. 572 p.
- **Bourreley P., 1981** - Les algues d'eau douce : initiation à la systématique, tome 2 : les algues jaunes et brunes. Edition : BOUBEE et CIE. Paris. 606 p.
- **Bourreley P., 1985** - Les algues d'eau douce : initiation à la systématique, tome 3 : les algues bleues et rouges. Edition : BOUBEE et CIE. Paris. 517p.
- **Brane Z. Sargos D. Ounissi M. et Amblard M. , 2007** - Dynamique Spécifique et Biomasse du Phytoplancton du Lac Oubeira (Algérie). European Journal of Scientific Research. © EuroJournals Publishing, Inc. Vol.16 No.3 (2007), 477 – 489 p.
- **Briand J. F., 2001** – Cyanobactéries toxiques : prolifération et production toxique de deux espèces de la région parisienne, *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Planktothrix agardhii*. Développement d'un bio essai sur neuroblastomes pour la détection des toxines de type PSP. Thèse de doctorat du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 171p.
- **Brient L., Legeas M., Leitao M., Peigner P., Goraguer M.A. et Mansotte. F., 2004** - Etude interrégionale grand ouest sur les cyanobactéries en eau douce. Caractérisation de sites à usage d'eau potable et de loisirs vis-à-vis de la prolifération de cyanobactéries. Examen des causes de développement des algues et proposition d'un suivi sanitaire. DDASS et DRASS des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de Loire. 82p.
- **Burton, T., 1997** - Le plus grand lac du Mexique peut-il être sauvé ? Ecodécision, 23: 68 – 71p.
- **Carlsson P. et Granéli E. 1999** - Effects of N:P:Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. II. Phytoplankton species composition. Aquat Microb Ecol 18:55-65p.
- **Chalabi A., 2001** – l'aquaculture en Algérie et son contexte maghrébin. Rapport préliminaire. Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (Alger). 35p.

- **Champiat D. et Larpent J., 1988** - Biologie des eaux, méthodes et techniques. Edition Masson. 374p.
- **Cherbi M., 1984** - Contribution à l'étude des peuplements zooplanctonique de trois lacs de barrage Hamiz, Ghrib et Boughzoul. Thèse 3^{ème} cycle. USTHB. Alger. 134p.
- **Cherifi O. et Loudiki M., 2001** - Variations de la structure trophique du lac-réservoir oligotrophe Bin El Ouidane (Maroc). Rev. Sci. Eau 15 (1) : 193-208p.
- **CNEXO, 1983** – Manuel des analyses chimiques en milieu marin. 395p.
- **Côté R., Bussièrès D. et Desgagné P., 1997** - Distribution spatio-temporelle du phytoplancton et du zooplancton dans le lac Saint-Jean (Québec), un réservoir hydroélectrique. Thèse de doctorat, Université du Québec, Canada. 32p.
- **Dahmani B., Hadji F., Allal F., 2002** - Traitement des eaux du bassin hydrographique de la Tafna (N-W Algeria). Desalination 152 (2002) 113–124 p.
- **Daly Yahia-Kéfi O. 1998** - le phytoplancton de la baie de Tunis (Analyse systématique, quantitative et synécologique des diatomées et des dinoflagellés. Doc. Univ. Tunis II, 332p.
- **Desgagné P., 1999** - Aspects de la productivité primaire et secondaire d'un réservoir hydroélectrique québécois, le lac Saint-Jean. Mémoire de maîtrise, université du Québec. 111p.
- **Dussart B., 1967** - Copépodes des eaux continentales. Tome I : Calanoides et Harpacticoides. Edition : BOUBEE et CIE. Paris. 667p.
- **Dussart B., 1969** - Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II : Cyclopoides et biologie. Edition: BOUBEE et CIE. Paris. 292p.
- **El Ghachtoul Y. Alaoui Mhamdi M. Gabi H., 2005** - Eutrophisation des eaux des retenues des barrages Smir et Sehla (Maroc) : causes, conséquences et consignes de gestion. Rev. Sci. Eau 18/spécial (2005). 75-89p.
- **Emberger L., 1955** - Une classification biogéographique des climats. Rev. Tra. Tab. Geol. Fac. Sci. Montpellier, 7: 1-43p.
- **Escofier B. et Pagés J., 2006** – Analyses factorielles simples et multiples. 4^{ème} édition, Dunod, Paris.
- **Findlay D. L. et Kling H. J., 2000** - Protocoles de mesure de la biodiversité : Le phytoplancton d'eau douce. Rapport, Ministère des pêches et des océans. Institut des eaux douces, University Crescent. Manitoba. 28 p.

- **Fqih Berrada D., Berrada F., Benzekri A., bry E., 2000** - Évolution saisonnière des peuplements phytoplanctoniques dans le lac-réservoir El Kansera (Maroc), en relation avec certains paramètres abiotiques et biotiques. *Hydroécol. Appl.* (2000) Tome 12 Vol. 1-2, 207-231p.
- **Gaujous D., 1995** – La pollution des milieux aquatiques – aide mémoire 2^{ème} Edt. Paris. 217p.
- **Gilbert J. J. et Bogdan., 1984** – Rotifer graaing : in situ studies on selectivity and rates. 97-133p.
- **Guilyardi E., 2001** - Quand le sel de l’océan pimente le climat. *La Météorologie* - n° 33 - mai 2001. 34-44p.
- **Hendrik S., 1995** – Guides to the Identification of the Macroinvertebrates of the Continental Water of the World. Volume 2 : The Lecanidae (Monogononta). 224p.
- **Holmes R. W., 1966** - Light microscope observations on cytological manifestations of nitrate, phosphate and silicate deficiency in four marine centric diatoms. *J. Phycol.*, 2 : 136-140p.
- **Ivan B., Anthony P. et Disier L. C., 2005** – Entretien des berges de petits cours d’eau dans le bocage sud-manche : réponse de la végétation herbacée aux processus écologiques et agricoles. 90p.
- **Korovchinsky N. M., 1992** – Guides to the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World – Sidedae et Holopediidae. (Crustacea : Daphniiformes). 82p.
- **Korovchinsky N.M. et Smirnov N.N., 1994** – Introduction to the Cladocera (Daphniiformes, Polyphemiformes and Leptodoriformes). International training cours : a tool in lake management. 129p.
- **Lacaze J-C., 1996** – L’eutrophisation des eaux marines et continentales. Ellipses. Edt : Marqueting S. A. 191p.
- **Laroussi H., 2002** – Synthèse de l’étude pour l’essai de la réalimentation artificielle de la nappe alluviale de l’oued El Hachem à partir du barrage de Boukourdane, wilaya de Tipaza. Mémoire d’ingénieur d’état en géologie appliquée. Option : Hydrogéologie. USTHB. Alger.
- **Lebart L., Piron M. et Morineau A., 2006** – Statistique exploratoire multidimensionnelle, visualisation et inférence en fouilles de données. 4^{ème} édition, Dunod, Paris.
- **Le Cohu R. Brabet J. Guitard J. et Comoy N. 1994** - Evolution temporelle et spatiale du phytoplancton dans le réservoir de Parelou. *Hydroécol. Appl.* (1994) Tome 6 Vol 1-2, 139-151p.

- **Lévêque C., 1996** - Ecosystèmes aquatiques. Edt : Hachette. 159p.
- **Liechti P., Frutiger A. Zobrist J. 2004** - Informations concernant la protection des eaux. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Edit : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (© OFEFP 2004). 48p.
- **Loudiki M., 1990** - Etude limnologique d'un hydrosystème récemment aménagé dans la région de Marrakech (Maroc). Apports du bassin versant, hydrochimie, algues et macrophytes. *Thèse d'Etat es-sciences*, Faculté des Sciences et Techniques de Saint-Jérôme : 353 pp.
- **Maglione G., 1969** – Première données sur le régime hydrogéochimique des lacs permanents du KANEM (Tchad). Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., vol. III, n° 1, 1969. 121-141p.
- **Mcqueen D.J., Post J.R. et Mills E.L., 1986** - Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 43 : 1571-1581p.
- **Miller S. A. et Harley Z. B., 1999** – Zoologie. 4^{ème} Edt : M. C. Grawhille. 750p.
- **Moncef M., 1993** - Etude de la communauté zooplanctonique d'un écosystème lacustre peuplement des copépodes et des larves de Chaoboridés dans la retenue Al Massira (Maroc). *Thèse Doct. D'Etat*, Univ. Cadi Ayyad 180p.
- **Montagnes D.J.S. et Franklin D.J., 2001** Effet of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content:Reconsidering some paradigms. *Limnol Oceanogr* 46: 2008-2018p.
- **Nisbet M. et Verneaux J., 1970** – Composantes chimiques des eaux courantes. *Ann.Limnol.T6 Fasc 2*. Paris. 161-190p.
- **Njine T., Kemka N., Zebaze Togouet S. H., Nola M., Niyitegeka D., Ayissi Etoundi T. P., Foto Menbohan S., 2007** - Peuplement phytoplanctonique et qualité des eaux en milieu lacustre anthropisé: cas du lac municipal de YAOUNDÉ (CAMEROUN). *African Journal of Science and Technology (AJST) Science and Engineering Series Vol. 8, No. 1*, 39 – 51p.
- **Ould Rouis S., 1995** - Systématique et répartition géographique des Cladocères (Crustacés) en Algérie, transect Nord-Sud. Thèse de magister, USTHB. Alger. 131p.
- **Paterson M., 2000** - Protocoles de mesure de la biodiversité : zooplancton des eaux douces. Ministère des pêches et des océans. Institut des eaux douces, University Crescent. Manitoba. 16 p.
- **Pesson P., 1980** – La pollution des eaux continentales, incidence sur les biocénoses aquatiques. Edt : Gautier Villars. Paris. 345p.

- **Phlips E.J., Aldridge F.J. et Schelske CL. 1995** - Relationships between light availability, chlorophyll *a*, and Tripton in a large, shallow subtropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 40(2) : 416-421p.
- **Pope G., 1989** – Effets des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure et les relations trophiques des communautés planctoniques et benthiques : revue des hypothèses. Institut Maurice-Lamontagne. Mont-Jol. Quebec. 72p.
- **Pourriot R., 1977** – Rotifères. *Arch. Hydrobiol. Ergbn. Limnol.* Vol 8. 219-244p.
- **Pourriot R., 1986** – Rotifères : introduction à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 37p.
- **Pourriot R. et Meybeck M., 1995** - Limnologie générale. Masson, Paris. 95p.
- **Pourriot R., Tfnouti A., et Rougier C., 1994** – Répartition spatiale du zooplancton estivale dans un lac de barrage : le Lalla Takerkouste (Maroc). *Arch-Hydrobiol.* 113-127p.
- **Prowse G.A. et Talling J.F., 1958** - The seasonal growth and succession of plankton algae in the White Nile. *Limnology and Oceanography.* 3: 222-238p.
- **Ramade F., 2005** – Élément d'écologie : Ecologie Appliquée. Action de l'homme sur la biosphère. Nouvelle Edition, Paris. 302p.
- **Ravade R., Enderle M. J. et Gras R., 1985** – Retenues artificielles, gestion hydraulique et ressources piscicoles. Edt: Gerdeaux. D. INRA. Paris. 15-37p.
- **Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. et Melo S., 2002** – Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton research,* 24-5 – 417 :428p.
- **Rodier G., 1996** - L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, chimie, physico-chimie, bactériologie. 7^{ème} Edt : DUNOD. 1080p.
- **Sakka Hlaili A., Ali Chikhaoui M.El Grami B. et Hadj Mabrouk H. 2003** - variation hiverno-estivale de la communauté phytoplanktonique de la lagune de Bizert en milieux naturel et fertilisé en nutriments. *Revue F.S.B. de Bizert* 2- 37-49p.
- **Samraoui B., Segers H., Maas S., Baribwegure D., Dumont H. J., 1998** – Rotifera, Cladocera, Copepoda, and Ostracoda from coastal wetlands in northeast Algeria. *Hydrobiologia* 386 : 183-193p.
- **Sane S., 2006** - Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Université Cheikh Anta Diop – Dakar. 187p.

- **Spoljar M., Habdija I., Primc-Habdija B. et Sipos L., 2005** – Impact of environmental variables and food availability on rotifer assemblage in the karstic barrage lake Visovac (Krka river, Croatia). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 90. 5-6. 555-579p.
- **Sterner R.W., Chrzanowski T.H., Elser J.J. et George N.B., 1995** - Sources of nitrogen and phosphorus supporting the growth of bacterio- and phytoplankton in an oligotrophic Canadian shield lake. *Limnol. Oceanogr.* 40(2) : 242-249p.
- **Suantika G., 1989** - Effets des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure et les relations trophiques des communautés planctoniques et benthiques. *Revue des hypothèses*. Direction des Sciences biologiques. Institut Maurice-Lamontagne. Québec.
- **Taleb H., 1991** – Distribution spatiotemporelle du zooplancton du lac eutrophe. Rôle de la prédation dans la structure des communautés littorales et pélagiques. Doctorat d'université de Blaise Pascal de Clermont Ferrand. 269p.
- **Talling J. F., 1992** - Environmental regulation in African shallow lakes and wetlands. *Rev. hydrobiol. trop.* 25 (2): 87-144p.
- **Thomas S., 2000** - Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain:dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris. 246 p.
- **Tifnouti A., Porriot R. et Rougier C., 1993** – Influence de la température sur le développement et la fécondité de quatre espèces de Cladocères planctoniques (Crustacés) en présence de ressources naturelles. *Anal. limnol.* 29 (1) : 3-13p.
- **Upsala., 1981** – Vaxtplancton. Compendium. 185p.
- **Vaquer A., Pons V. et Lautier J. 1997-** Distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans le réservoir de Petit-Saut (Guyane Française) *Hydroécol. Appl.* (1997) Tome 9 Vol. 1-2, 169-193p.
- **Verneaux J., 1980** – Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. 2^{ème} Edt : Gauthier Villard. Paris. 345 p.
- **Vinçon-Liete., 1991** – Contribution de la modélisation mathématique à l'étude de la qualité de l'eau dans les lacs sub-alpins : le lac Bourget (Savoie). Rapport, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 209p.
- **Wetzel R. G., 2001** – Limnology: Lake and River Ecosystems. 3rd Ed. Academic Press. 1006p.
- **Wiens J.A., 1989** - Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*: 3: 385-397p.

- **Yon V., 2004** - Mesure en continu de l'oxygène dissous dans le lac du Bourget (Savoie). Relation avec la production phytoplanctonique. DEA Hydrologie. Université Pierre et Marie Curie, Paris. 47p.
- **Zaret T., 1980** – Predation and freshwater communities. Pale Univ. Press, leu Haven. 187p.

Annexe

Annexe

Annexe 1 :

1. Détermination des matières en suspension

La détermination des matières en suspension dans l'eau a été effectuée par la méthode de filtration (Rodier, 1996).

*Principe

L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

*Matériels utilisés

- Dispositif de filtration sous vide (1 à 2 bars).
- Disque de filtration : papiers WHATMAN 0.45 µm de diamètres.

*Mode opératoire

- Laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher à 105°C jusqu'à masse constante puis le peser à 0,1mg près.
- Le mettre en place sur le dispositif de filtration, mettre en service le dispositif d'aspiration ou de pression puis verser l'échantillon (V) sur le filtre.
- Rincer le disque de filtration avec l'eau distillée, laisser essorer et sécher à 105°C.
- Laisser refroidir au dessiccateur et peser à 0,1mg près, jusqu'au poids constant

*Expression des résultats

La teneur de l'eau en matières en suspension est exprimée en (mg/l) et donnée par l'expression : $MES = (M1 - M0) \times 1000 / V$ avec :

M1 : masse du disque filtrant après filtration (mg)

M0 : masse du disque filtrant avant filtration (mg)

V : volume de l'eau filtré (ml)

2. Dosage des chlorures par la méthode volumétrique

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrates d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent (Rodier, 1996).

*Réactifs

- Acide Nitrique
- Solution de Nitrate d'Argent à 0.1N
- Solution de Thiocyanate d'Ammonium 0.1N
- Alun Ferrique Ammoniacal en solution saturée décolorée par quelques gouttes d'acide Nitrique

*Mode opératoire

Dans un Erlen Meyer de 250ml on verse 100ml d'eau filtrée puis une quantité de Nitrate d'Argent en excès (10ml = V), puis on ajoute 5ml d'acide Nitrique concentré et 2ml d'Alun Ferrique. On procède au titrage de l'excès de Nitrate d'Argent par le Thiocyanate d'Ammonium 0.1N jusqu'à coloration rougeâtre persistante en agitant après chaque addition de réactif. Soit v le volume de Thiocyanate versés.

*Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 100ml : $X = (V - v) \times 10 \times 3.55$

X donne la teneur en Chlorures exprimées en milligramme de Cl par litre d'eau (mg/l).

3. Dosage des nitrates par la méthode spectrophotométrie

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitro-salicylate, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique (Rodier, 1996).

***Réactifs**

- Solution de salicylate de sodium.
- Acide sulfurique concentré.
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium.

***Mode opératoire**

- Ajouter à 10 ml d'eau à analyser, 1ml de solution de salicylate de sodium
- Evaporer à sec et laisser refroidir
- Reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré, attendre 10 minutes
- Ajouter 15ml d'eau distillée puis 10ml de solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate
- Ajouter double de sodium et de potassium.
- Mesurer l'absorbance à la longueur d'onde 415nm.

***Expression des résultats**

La teneur en nitrate exprimée en milligramme par litre (mg/l) d'après la courbe d'étalonnage.

4. Dosage des nitrites par la méthode de réactif de Zambelli

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions nitrites un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnel à la concentration en nitrites (Rodier, 1996).

***Réactifs**

- Réactifs de Zambelli
- Ammoniaque pure

***Mode opératoire**

Ajouter 2ml de réactif de Zambelli à l'eau à analyser, agiter et laisser reposer 10 minutes, puis ajouter 2ml d'ammoniaque. Mesurer l'absorbance à la longueur d'onde de 435nm.

***Expression des résultats**

La teneur en nitrate exprimée en milligramme par litre (mg/l) d'après la courbe d'étalonnage.

5. Dosage des orthophosphates par colorimétrie

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral et organique, et sous la forme de différents composés.

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les ortho phosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique. (Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner les ortho phosphates), le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, l'émétique, tartrate double d'antimoine et de potassium (Rodier, 1996).

***Réactifs**

- Solution de molybdate d'ammonium
- Solution d'oxytartrate de potassium et d'antimoine
- Acide sulfurique
- Acide ascorbique

*** Mode opératoire**

Préparer le mélange des réactifs : 50 ml de solution d'acide sulfurique, 5 ml de solution d'oxytartrate de potassium et d'antimoine, 15 ml de solution de molybdate d'ammonium et 100 ml d'eau distillée.

Ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter puis, ajouter 4ml du mélange des réactifs à l'eau à analyser.

Attendre 30mn à 2 heures et mesurer l'absorbance à 885 nm en cuve de 1cm.

*** Expression des résultats**

La teneur en orthophosphates est exprimée en milligramme par litre (mg/l), d'après la courbe d'étalonnage.

6. Dosage du calcium la méthode gravimétrique

Le calcium de l'eau à analyser est précipité sous forme d'oxalate en milieu acétique. Le précipité est après lavage, calciné et pesé (Rodier, 1996).

***Réactifs**

- solution saturée d'oxalate d'ammonium
- solution saturée de chlorure d'ammonium
- solution d'hélientine à 01%
- acide chlorhydrique
- acide acétique pur
- ammoniacque pure

***Mode opératoire**

- introduire dans l'eau à analyser solution saturée de chlorure d'ammonium et 1 goutte de solution d'hélientine
- ajouter en suite HCl jusqu'au virage rouge puis de l'ammoniacque jusqu'au virage jaune
- rendre alors la solution nettement acide par l'acide acétique, puis verser l'oxalate d'ammonium et laisser reposer pendant 24h
- filtrer sur filtre sans cendre, sécher à l'étuve 110°C puis minéraliser.

***Expression des résultats**

$X = M \times 5 \times 0,701$ avec M = masse du précipité calciné. X c'est la teneur en calcium est exprimée en mg/l

7. Dosage du magnésium par la méthode gravimétrique

La méthode gravimétrique présente l'intérêt de pouvoir s'effectuer sur le filtra après la précipitation du calcium.

Après élimination du calcium, le magnésium est précipité dans l'eau sous forme de phosphate ammoniaco-magnésien qui après calcination, permet le dosage des ions magnésium sous forme de pyrophosphate (Rodier, 1996).

***Réactif**

- acide chlorhydrique
- solution de phosphate d'ammonium 25%
- ammoniacque pure
- solution d'ammoniacque diluée au 1/2

***Mode opératoire**

- évaporer le filtrat acétique provenant de la précipitation du calcium jusqu'à 150ml
- ajouter l'acide chlorhydrique, puis le phosphate d'ammonium
- neutraliser la solution avec l'ammoniacque pure, agiter et laisser reposer 12h
- filtrer sur le papier sans cendre, laver le précipité par l'ammoniacque diluée au 1/2, sécher, calciner et peser

*** Expression des résultats**

$X = M \times 1,086$ avec M : masse du précipité calciné. X est la teneur en magnésium est exprimée en mg/l.

8. Dosage des Carbonates par la méthode de titration (Rodier, 1996)

*Réactifs

- Solution de Méthyle orange
- Solution d'acide Chlorhydrique 0.1N

*Mode opératoire

Dans un bêcher on met 200ml d'eau à analyser puis on ajoute 2 gouttes de Méthyle orange. On procède au titrage de la solution par de l'acide Chlorhydrique. Soit V le volume d'acide Chlorhydrique utilisée.

*Expression des résultats

$X = V \times 0.015$ X exprime la teneur en Carbonates en milligramme par litre (mg/l).

Annexe 2

Tableau 1 : Températures moyennes de l'eau (°C)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	22,66	23,33	29,75	28,6	25	23,4	18	13	12,5	17,5	17,7	22,3
B	22,13	24,8	29,9	30,13	26,03	23	18,5	13,6	12,7	16,6	14,8	22,4
C	23,6	24,8	30,05	27,85	27,3	24,8						22,4
D	23,85	26,05	30,65	30,7	26,4	21	18,5	14	13,1	16,6	15,4	23,8
E	22,16	24,86	30,33	30,53	25,85	21,85	18,8	13,9	14,6	16,7	15,7	20
F	22,13	24,2	29,53	29,43	24,4	22,86	18,53	12,93	12,93	16,56	14,63	18,63

Tableau 2 : moyennes de l'oxygène dissous (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	12,46	6,86	8,1	4,37	9,5	9,1	5,14	5,78	8,2	4,64	9,73	8,14
B	12,47	8,46	7,23	3,68	10,36	8,11	5,82	7,56	8,4	4,44	9,21	7,9
C	12,73	7,6	8,3	7,745	6,9	7,01						8,17
D	12,44	6,5	7,27	3,14	7,25	7,01	4,88	8,1	8,6	4,19	10,15	8,01
E	12,72	8,73	7,56	2,88	7,85	7,56	5,17	7,33	8,6	4,19	8,89	8,07
F	12,74	7,73	7,16	4,08	8,80	5,86	4,68	6,27	8,05	4,34	9,11	8,83

Tableau 3 : moyennes du pH

Stations / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	8,21	8,07	8,35	8,26	8,22	8,63	8,1	8,01	8,07	8,35	8,34	8,41
B	8,41	8,48	8,21	8,24	7,58	8,62	7,99	7,95	8,05	8,27	8,41	8,21
C	8,36	8,41	8,31	8,13	8,16	8,7						8,42
D	8,19	8,48	8,33	8,13	8,25	8,7	8,36	7,88	7,77	8,28	8,37	8,63
E	8,45	8,51	8,06	8,17	8,28	8,62	8,08	7,92	7,01	8,39	8,32	8,31
F	8,13	8,38	8,17	8,17	8,42	8,62	7,84	7,94	8,00	8,34	8,34	7,90

Tableau 4 : moyennes des MES (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	5,88	4,66	7,85	4	3	4,2	3,85	20	1,5	0,5	3	6
B	4,4	4,88	12,33	10,66	6,83	11,25	30,5	10	0,5	4	30	7,16
C	13,9	6,35	10,25	2	3,5	4,25						6,25
D	32,5	2,65	8,9	5,35	4,87	8,5	20,5	5	2,5	0,85	10	6
E	9,27	4,84	14,66	5,43	4,1	4,87	6,35	20	5,85	7,5	7,5	5,65
F	4,63	3,18	6,9	6,61	7,1	4,7	4,98	20	2,16	1,25	4,16	6,33

Tableau 5 : transparences (m)

	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	0,75	2	1,5	1,75	0,75	1,53	0,8	0,9	1	1	0,75	1
B	1,1	2	1,7	2	1,25	1,6	0,6	0,95	2	2	1,5	1
C	0,75	1	1,2	1,2	1	1						0,75
D	1,15	1,3	1	1,1	0,5	1	0,75	1	0,6	0,5	0,75	0,75
E	1	1,6	1,5	1,5	1	1,25	0,55	1,5	2	2	1	1,2
F	1,2	2	1,3	2	1,5	2	1	0,95	3	2,5	1,5	1,25

Tableau 6 : moyennes de la salinité (‰)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
B	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
C	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1						0,1
D	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
E	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
F	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,16

Tableau 7 : moyennes de la conductivité (µs/cm)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	764,66	740	725	736	752	758	785	706	717	815	806	688
B	750,33	734	734,33	738	748	749,5	782	703	812	809	810,5	699
C	750	740	722	740								
D	762	717,5	726	740	757,5	760	783	705	720	810	823	700
E	756,66	745,33	738,66	738,66	752	764	775	706	813	815	815	703,5
F	753	738,33	739	738	723	758,66	784	704	716,66	809	812	719

Tableau 8 : moyennes des nitrites (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	0,06	0,07	0	0,07	0,10	0,08	0,1	0,07	0,06	0,1	0,06	0,06
B	0,05	0,05	0,01	0,09	0,08	0,1	0,10	0,09	0,06	0,10	0,06	0,04
C	0,05	0,04	0,01	0,08	0,09	0,10						0,05
D	0,07	0,31	0	0,07	0,07	0,08	0,1	0,06	0,05	0,1	0,08	0,07
E	0,04	0,05	0	0,06	0,09	0,06	0,10	0,05	0,03	0,09	0,07	0,05
F	0,06	0,21	0	0,06	0,06	0,09	0,07	0,08	0,03	0,11	0,07	0,05

Tableau 9 : moyennes des nitrates (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	2,03	7,373	0,3	0,57	3,02	0,6	0,5	1,5	1,5	2	2,05	2,5
B	2,04	1,9	0,86	0,67	3,35	1	0,2	0,9	0,8	2,5	2	2,88
C	2,17	3,76	0,9	0,96	3,5	0,35						2,5
D	2,00	1,85	2	0,5	3,27	0,5	0,02	1	1,2	2	2,01	3,04
E	2,10	1,83	0,8	0,52	0,75	1	0,3	0,3	1	2,5	1	2,05
F	2,03	2,1	0,32	0,65	2,5	0,73	1,00	1,50	0,93	2,00	2,01	2,36

Tableau 10 : moyennes des orthophosphates (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	0,05	0,06	0,18	0,01	0,12	0,2	0,2	0,31	0,20	0,08	0,27	0,43
B	0,07	0,06	0,08	0,02	0,06	0,20	0,21	0,22	0,19	0,9	0,22	0,46
C	0,06	0,07	0,09	0,02	0,06	0,2						0,39
D	0,05	0,07	0,07	0,02	0,06	0,23	0,2	0,30	0,21	0,08	0,28	0,67
E	0,06	0,07	0,07	0,05	0,09	0,23	0,2	0,28	0,20	0,23	0,23	0,49
F	0,05	0,06	0,09	0,01	0,06	0,20	0,08	0,27	0,18	0,09	0,27	0,44

Tableau 11 : moyennes des carbonates (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	0,09	0,16	0,09	0,08	0,07	0,09	0,12	0,1	0,12	0,09	0,09	0,09
B	0,09	0,16	0,09	0,08	0,07	0,09	0,13	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
C	0,6	0,16	1,07	0,08	0,07	0,08						0,08
D	0,09	0,16	0,09	0,08	0,07	0,09	0,12	0,10	0,09	0,10	0,09	0,08
E	0,10	0,166	0,10	0,08	0,07	0,09	0,11	0,10	0,09	0,1	0,09	0,09
F	0,29	0,18	0,09	0,08	0,07	0,09	0,14	0,10	0,08	0,09	0,096	0,09

Tableau 12 : moyennes des chlorures (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	218,91	202,66	208,5	259,15	204,12	177,5	279	281	284	285	288	286
B	195,25	220	201,05	282,81	171,55	166,5	280,45	282	284	286	287	279,66
C	202,35	202,5	256	259,15	165	136						287
D	216,55	214,15	208	268,02	159,32	136	269,8	266	259	264	270	270
E	176,31	215	208,11	282,81	186,37	120,75	284	280	262	284	282	282
F	223,65	203,5	257,34	300,56	173,95	157	278,08	274	275,33	274	274,66	274,66

Tableau 13 : moyennes du calcium (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	175,25	254,43	298,5	508,225	427	413	413	410	412	410	411	120
B	251,19	219,15	304,1	439,29	441,78	448,11	448,11	447	448	449	449,5	290,16
C	257,61	320,2	310,1	639,62	410	241	241					50,09
D	632,65	309,61	300	615,11	377,11	255	255	242	245	246	249	230,5
E	297,92	319,41	308,08	626,22	608,13	585	585	586	587	587,5	585,56	257,62
F	434,61	253,86	416,33	598,16	527,06	529,83	529,83	528,77	529,13	529,78	535,06	446,7

Tableau 14 : moyennes du magnésium (mg/l)

Station / mois	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A	422,67	366,56	466,33	656,48	694	680	666	679	681	682	684	110
B	626,62	592,66	628	569,78	570,10	580,3	591,02	579,9	580,99	583,02	585,06	638,41
C	516,9	494,06	512,5	530,38	390	260						535
D	461,00	458,5	432,5	698,29	385,36	244,9	114,41	248,12	249,8	250	251,9	590
E	767,73	655,11	720,66	623,83	608,28	614,35	621,4	612,8	614,1	615,2	615,615	512,5
F	497,8	437,04	490	735,8	802,96	770	737,1	767	767,7	768,64	768,85	586,70

Tableau 15: moyennes globales de la chlorophylle a (mg/m³)

	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
chl a	3,01	1,91	1,90	1,69	1,85	1,91	1,83	1,01	2,31	1,78	2,61	3,60

Tableau 16 : densité algale globale (alg/l.10⁴)

	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
total	4877	4686	1772	1843	539	1989	3713	340	515	524	752	456

Annexe 3

Tableau 1 : coordonnées des variables physicochimiques de l'eau de barrage de Boukourdane

Variable	Symbole	Facteur 1	Facteur 2
température	Te	0.97	0.04
pH	pH	0.96	0.20
salinité	Sa	-0.95	-0.03
conductivité	Co	-0.93	0.09
oxygène	Ox	0.84	-0.20
chlorures	Cl ⁻	-0.89	-0.12
carbonates	CO ₃ ²⁻	0.95	-0.17
calcium	Ca ²⁺	-0.76	-0.50
magnésium	Mg ²⁺	-0.66	-0.73
MES	MES	-0.28	0.65
orthophosphates	PO ₄ ³⁻	-0.67	0.41
nitrates	NO ₃ ⁻	0.75	-0.09
nitrites	NO ₂ ⁻	-0.24	0.65
chlorophylle a	Chl a	-0.20	0.69

**Tableau 2 : coordonnées des variables actives et supplémentaires
(Espèces phytoplanctoniques et variables physicochimiques de l'eau)**

Variable	Symbole	Facteur 1	Facteur 2
<i>Pediastrum sp</i>	pedi	-0.69	0.33
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	spha	-0.61	-0.15
<i>Tetraedron minimum</i>	tetr	0.42	-0.70
<i>Chlorella vulgaris</i>	chlo	0.80	-0.35
<i>Closteriopsis longissima</i>	clos	0.67	-0.70
<i>Closterium acutum</i>	clost	0.56	0.63
<i>Cosmarium depressum</i>	cosm	-0.07	0.07
<i>Coelastrum microsporum</i>	coel	-0.70	0.12
<i>Staurastrum uplandicum</i>	stau	-0.25	0.77
<i>Senedesmus quadricauda</i>	scen	-0.60	-0.77
<i>Anabaena solitaria</i>	anab	0.53	-0.44
<i>Oscillatoria sp</i>	osci	-0.16	-0.98
<i>Lyngbya limnetica</i>	lyng	-0.66	0.10
<i>Peridinium sp</i>	peri	0.84	0.16
<i>Stichogloea olivacea</i>	stec	0.21	-0.59
<i>Cyclotella sp</i>	cycl	-0.68	-0.58
<i>Dinobryon divergens</i>	dyno	0.32	-0.74
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	gyro	0.61	-0.52
<i>Cymbella prostrata</i>	cymb	0.35	0.41
<i>Navicula sp</i>	navi	-0.42	-0.60
<i>Cymatopleura elliptica</i>	cyma	0.44	0.52
<i>Cymatopleura solea</i>	cymat	-0.65	0.19
<i>Synedra ulna</i>	syne	-0.58	-0.36
<i>Tabellaria sp</i>	tabe	0.84	-0.43
<i>Pinnularia sp</i>	pinn	-0.69	-0.49
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	cruc	0.71	0.38
température	*Te	-0.57	0.68
pH	*pH	-0.64	0.76
salinité	*Sa	0.52	-0.68
conductivité	*Co	0.45	-0.85
oxygène	*Ox	-0.21	0.71
chlorures	*Cl⁻	0.67	-0.52
carbonates	*CO₃²⁻	-0.43	0.75
calcium	*Ca²⁺	0.69	-0.52
magnésium	*Mg²⁺	0.92	-0.23
MES	*MES	-0.34	-0.70
orthophosphates	*PO₄³⁻	0.17	-0.74
nitrites	*NO₂⁻	-0.42	-0.35
nitrites	*NO₃⁻	-0.18	0.85
chlorophylle a	*Chl a	-0.59	-0.56

(*) Variable supplémentaire

**Tableau 3: Coordonnées des variables actives et supplémentaires
(Espèces zooplanctoniques et variables physicochimiques de l'eau)**

Variable	Symbole	Facteur 1	Facteur 2
<i>Copedodiaptomus numidicus</i>	CONU	-0.62	-0.45
<i>Acanthocyclops</i> sp	ACSP	-0.97	-0.08
<i>Bosmina longirostris</i>	BOLO	0.50	-0.70
<i>Diaphanosoma brachium</i>	DIBD	0.55	-0.65
<i>Leydigia quadrata</i>	LEQU	0.02	-0.95
<i>Daphnia longispina</i>	DALO	0.26	-0.76
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	CERE	-0.72	0.27
<i>Polyatra remata</i>	PORE	-0.77	-0.51
<i>Ascomorpha</i> sp	ASSP	-0.70	-0.18
<i>Lecan luna</i>	LELU	-0.32	0.04
<i>Keratella quadrata</i>	KEQU	-0.84	0.34
<i>Asplanchna priodonta</i>	ASPR	-0.70	-0.61
<i>Syncheta</i> sp	SYSP	-0.88	-0.14
température	*Te	-0.34	-0.35
pH	*pH	-0.28	-0.53
salinité	*Sa	0.39	0.45
conductivité	*Co	0.46	0.18
oxygène	*Ox	-0.71	-0.41
chlorures	*Cl⁻	0.19	0.17
carbonates	*CO₃²⁻	-0.47	-0.12
calcium	*Ca²⁺	0.13	0.81
magnésium	*Mg²⁺	-0.29	0.71
MES	*MES	0.37	-0.33
orthophosphates	*PO₄³⁻	0.29	-0.30
nitrate	*NO₃⁻	-0.61	-0.50
nitrite	*NO₂⁻	0.54	-0.10
chlorophylle a	*Chl a	0.95	-0.07

(*) Variable supplémentaire