

# THESE

*En vue de l'obtention du : DOCTORAT*

*Centre de Recherche : GEOPAC.*

*Structure de Recherche : Géo-biodiversité et patrimoine*

*Discipline : Biologie.*

*Spécialité : Environnement, Biodiversité et Développement durable*

***CENTRE D'ETUDES DOCTORALES - SCIENCES ET TECHNOLOGIES***

---

*Présenté et soutenu le 17/09/2022 par :*

*Allaa ELOUAHLI*

---

*Le titre de la thèse*

**Analyse trophique, contraintes climatiques et impact sur  
l'eutrophisation et la dynamique du peuplement planctonique de  
barrage Mohammed Ben Abdelkrim Khattabi (MBAK).**

## ***JURY***

Ahmed ELABOUDI	PES, Faculté des Sciences – Rabat (Président)
Amal SERGHINI	PES, Institut Scientifique – Rabat (Examinatrice/Rapporteuse)
Amina ENNYA	PES, Faculté des Sciences – Rabat (Examinatrice/Rapporteuse)
Latifa. MOUHIR	PES, FST - Mohammadia (Examinatrice/Rapporteuse)
Meryem NACIRI	PES, Faculté des Sciences – Rabat (Examinatrice)
Amal SAIDI	PH, Institut Scientifique – Rabat (Examinatrice)
Mohammed FEKHAOUI	PES, Institut Scientifique – Rabat (Directeur de thèse)

Année Universitaire : 2021/2022

## **Résumé**

---

*Le barrage Mohammed BenAbdelkrim Khattabi (MBAK) contribue aux besoins croissants en eau pour l'irrigation, la production de l'électricité et l'alimentation en eau potable de la province d'Al Houciema. Afin d'acquérir une meilleure connaissance des mécanismes qui entrent en jeu et les facteurs qui conditionnent l'eutrophisation, la distribution saisonnière des phytoplanctons et des zooplanctons. Une étude a été effectuée sur ce barrage. Un échantillonnage mensuel d'eau du barrage a été effectué entre le printemps 2005 et hiver 2015 au niveau de la prise de l'ONEP pour déterminer le degré de stratification, l'état trophique, et les éléments de traces de cette retenue en eau. L'analyse des composantes principales (ACP) et l'analyse des corrélations canoniques (ACC) ont été effectuée pour traiter les informations relatives aux certains paramètres biotique et abiotiques, notamment d'identifier les différentes distributions temporelles successives principalement liées au gradient de la saisonnalité et à l'influence de l'apport en eau. L'abondance des taxons phytoplanctoniques et zooplanctoniques varie de façon significative dans la variation saisonnière, ce qui permet de dire que la biodiversité est l'une des caractéristiques importantes pour la surveillance des écosystèmes par la mesure des indices de diversité fournissant des informations importantes sur la structure de l'écosystème du zooplancton.*

**Mots-clefs (5) :** Statut trophique, Eutrophisation, Contraintes climatiques, Phytoplancton et Zooplancton.

## **Abstract**

---

*The Mohammed Ben-Abdelkrim Khattabi Dam (MBAK) contributes to increasing water requirements for irrigation, electricity generation and potable water supply in the Al-Houciema province. To acquire a better understanding of the mechanisms involved and the factors that influence Eutrophication, the seasonal distribution of phytoplankton and zooplankton.*

*A study was carried out on this dam. A monthly sampling of the dam water was carried out between spring 2005 and winter 2015 at the ONEP intake to determine the degree of stratification, trophic status, and trace elements of this water reservoir. Principal component analysis (PCA) and canonical correlation analysis (CCA) were carried out to process information on selected biotic and abiotic parameters, including the identification of different temporal distributions mainly related to the seasonality gradient and the influence of water supply.*

*The abundance of phytoplanktonic and zooplanktonic taxa varies significantly in seasonal variation, thus biodiversity is one of the important characteristics for monitoring ecosystems by measuring diversity indices providing important information on the structure of the zooplankton ecosystem.*

**Key Words (5) :** Trophic status, Eutrophication, Climate constraints, Phytoplankton and Zooplankton.

## **DEDICACES**

*A ma mère, mon père, qui ont attendu ce jour avec impatience, j'espère que vous serez fières de votre fils.*

*A mes deux sœurs et A ma femme, qui ont généreusement contribué à la réalisation de ce travail, grâce à leur soutien et pour avoir supporté mes humeurs au gré de cette thèse*

*A ma tante Drissia et mama amina, qui m'ont consacré énormément de leur temps et de leur énergie. Elles ont eu la patience de m'éclairer sur mes objectifs professionnels.*

*Au personnel agréable et aimable de l'Institut Scientifique, j'espère que je serai toujours à vos attentes.*

*A ma petite famille et A mes amis qui m'ont beaucoup soutenu.*

## AVANT PROPOS

Cette thèse est l'aboutissement d'un travail de recherche réalisé dans le cadre de la préparation du DOCTORAT en Biologie à l'Institut Scientifique au sein du laboratoire de zoologie et écologie animale, sous la Direction de Monsieur le Professeur *Mohammed FEKHAOUI*.

Avant tout, je remercie notre Dieu tout puissant qui m'a donné force et patience pour mener à terme ce travail. Mes remerciements sont adressés au professeur *Mohammed FEKHAOUI*, qui a bien voulu diriger ce travail, qui m'en a proposé le thème et apporté un intérêt constant tout au long de sa progression, qui m'a beaucoup apporté sur les plans théorique, pratique et humain, et qui s'est montré toujours à l'écoute et disponible malgré ses nombreux engagements.

Je tiens à remercier Monsieur *Ahmed EL ABOUDI*, professeur et chef du département de Biologie à la Faculté des sciences de Rabat, qui me fait l'honneur de présider ce jury malgré ses responsabilités.

Je remercie Madame *Amal SERGHINI*, professeur à l'institut Scientifique qui a gentiment accepté de juger ce travail en étant rapporteur et membre du jury ; qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance.

Mes remerciements les plus sincères à Madame *Amina ENNYA*, professeur à la Faculté des sciences de Rabat, qui siège en tant que rapporteur parmi le jury et qui n'a cessé d'apporter un appui, aide et encouragements à tout ce qui a trait à la recherche scientifique.

Mes remerciements iront à Madame *Latifa MOUHIR*, professeur à la Faculté des sciences et technique de Mohammadia qui a accepté de porter jugement sur ce travail, sa présence comme rapporteur dans mon jury est un grand honneur pour moi.

Mes remerciements les plus sincères à Madame *Meryem NACIRI*, professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, qui a accepté avec amabilité d'examiner mon travail de recherche et de me faire part de ses critiques en siégeant parmi les membres de mon jury de thèse.

Je souhaite également remercier Madame *Amal SAIDI*, professeur à l'institut Scientifique, d'avoir accepté d'être examinateur de cette thèse et pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à l'ensemble des enseignants et des administrateurs de l'institut scientifique, à tous mes précieux amis (es) pour votre présence, votre grande patience et votre soutien durant toutes ces années de recherche jusqu'à l'achèvement de ce travail.

Mes vifs remerciements sont adressés aussi au personnel de l'Office National de l'Eau Potable (ONEP), pour leur collaboration dans ce travail, aussi à tous ceux qui de près ou de loin, ont contribué à son élaboration, en l'occurrence Monsieur *REGRAGUI*, Doyen de la Faculté des Sciences de Rabat pour l'intérêt qu'il accorde à la recherche.

## **RESUME**

Le barrage Mohammed BenAbdelkrim Khattabi (MBAK) contribue aux besoins croissants en eau pour l'irrigation, la production de l'électricité et l'alimentation en eau potable de la province d'Al Houciema. Afin d'acquérir une meilleure connaissance des mécanismes qui entrent en jeu et les facteurs qui conditionnent l'eutrophisation, la distribution saisonnière des phytoplanctons et des zooplanctons. Une étude a été effectuée sur ce barrage. Un échantillonnage mensuel d'eau du barrage a été effectué entre le printemps 2005 et hiver 2015 au niveau de la prise de l'ONEP pour déterminer le degré de stratification, l'état trophique, et les éléments de traces de cette retenue en eau. L'analyse des composantes principales (ACP) et l'analyse des corrélations canoniques (ACC) ont été effectuée pour traiter les informations relatives aux certains paramètres biotique et abiotiques, notamment d'identifier les différentes distributions temporelles successives principalement liées au gradient de la saisonnalité et à l'influence de l'apport en eau. L'abondance des taxons phytoplanctoniques et zooplanctoniques varie de façon significative dans la variation saisonnière, ce qui permet de dire que la biodiversité est l'une des caractéristiques importantes pour la surveillance des écosystèmes par la mesure des indices de diversité fournissant des informations importantes sur la structure de l'écosystème du zooplancton.

**Mots-clés** : Barrage, MBAK, physico-chimique, eutrophisation, état trophique, aléas climatiques, prolifération, peuplement phytoplanctonique, peuplement zooplanctonique, état eutrophe, gradient de saisonnalité.

## **ABSTRACT**

The Mohammed Ben-Abdelkrim Khattabi Dam (MBAK) contributes to increasing water requirements for irrigation, electricity generation and potable water supply in the Al-Houciema province. To acquire a better understanding of the mechanisms involved and the factors that influence Eutrophication, the seasonal distribution of phytoplankton and zooplankton.

A study was carried out on this dam. A monthly sampling of the dam water was carried out between spring 2005 and winter 2015 at the ONEP intake to determine the degree of stratification, trophic status, and trace elements of this water reservoir. Principal component analysis (PCA) and canonical correlation analysis (CCA) were carried out to process information on selected biotic and abiotic parameters, including the identification of different temporal distributions mainly related to the seasonality gradient and the influence of water supply.

The abundance of phytoplanktonic and zooplanktonic taxa varies significantly in seasonal variation, thus biodiversity is one of the important characteristics for monitoring ecosystems by measuring diversity indices providing important information on the structure of the zooplankton ecosystem.

**Keywords** : Dam, MBAK, physicochemical, eutrophication, trophic status, climatic hazards, bloom, phytoplankton population, zooplankton population, eutrophic status, seasonality gradient.

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Répartition de la pluviométrie moyenne annuelle au Maroc .....	10
Figure 2: Etages bioclimatiques marocains.....	10
Figure 3: Ressources en eau de surface et souterraines selon les bassins en 2005.....	11
Figure 4 : Fonctions des réservoirs .....	13
Figure 5: Qualité globale des eaux de surface année 2011-2012 .....	15
Figure 6: Schématisation simplifiée des réseaux trophiques pélagiques.....	17
Figure 7: Description des relations entre la largeur du cours d'eau et l'évolution progressive des caractéristiques structurelles et fonctionnelles des, d'après Vannote et al. (1980).)	18
Figure 8: Une illustration du processus de l'eutrophisation dans un lac .....	31
Figure 9 : Cycle et effets de l'eutrophisation. ....	48
Figure 10: Interactions entre les facteurs externes affectant le phytoplancton.....	59
Figure 11: Le phytoplancton, un maillon pour les flux de la matière. ....	59
Figure 12: Exemples de spécimens de zooplancton du copépodes).....	69
Figure 13 : Composition illustrant la diversité du plancton. Le phytoplancton est représenté sur la partie inférieure de la composition.....	73
Figure 14: Typologie des traits fonctionnels du zooplancton selon leur type et la fonction écologique qu'ils assurent. Les traits clés transcendent plusieurs fonctions écologiques. (retravaillée par Litchman et al. 2013).	76
Figure 15: Représentation conceptuelle des interactions trophiques entre les principaux groupes du plancton dans un contexte de changement climatique. ....	79
Figure 16 : Situation géographique du barrage Mohamed Ben Abdelkrim Al Khattabi MBAK. ....	87
Figure 17 : Situation géographique du bassin-versant de l'oued Nekor (Niazi et al. 2005).....	88
Figure 18: Diagramme ombrothermique de la retenue de barrage MBAK. ....	99
Figure 19 : La situation hydrologique de la retenue en eau de barrage MBAK. ....	100
Figure 20: Evolution interannuelle et corrélation des températures de l'eau et de l'air de la retenue de MBAK. ....	101
Figure 21: Le diagramme vertical de la variation mensuelle de la température du réservoir du MBAK. ....	102
Figure 22: (a) Variation interannuelle de l'oxygène dans le réservoir du MBAK. (b) Profil vertical et diagramme de la variation mensuelle de l'oxygène du réservoir du MBAK. ....	104
Figure 23: Variation interannuelle de l'oxygène dissous dans le réservoir du MBAK.....	106
Figure 24: Profil vertical et diagramme de la variation mensuelle de l'oxygène du réservoir du MBAK. ....	107
Figure 25: La Variabilité interannuelle de l'oxydabilité dans la retenue de réserve MBAK. ....	109
Figure 26: La variabilité interannuelle de la turbidité de la retenue de réserve MBAK.....	110
Figure 27: La variabilité interannuelle des résidus secs de la retenue de réserve MBAK.....	111
Figure 28: La variabilité interannuelle de la matière en suspension de la retenue de réserve MBAK. ....	112
Figure 29: Evolution interannuelle de la conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ en surface et au fond. ....	113
Figure 30: Evolution interannuelle du phosphate total en surface et au fond. ....	114
Figure 31: Evolution interannuelle des nitrates en surface et au fond de la retenue d'eau. ....	116
Figure 32: Evolution interannuelle de l'azote ammoniacal en surface et au fond de la retenue d'eau MBAK. ....	117
Figure 33: Evolution interannuelle de l'azote Kjeldahl en surface et au fond de la retenue d'eau.....	118
Figure 34: Evolution interannuelle de la dureté calcique et magnésienne de la retenue en eau MBAK. ....	119
Figure 35: Evolution saisonnière du sodium et potassium dans les eaux du barrage MBAK. ....	121
Figure 36: Evolution saisonnière des chlorures dans les eaux de la retenue de barrage MBAK.....	122
Figure 37: Evolution saisonnière du sulfate dans les eaux de la retenue de barrage MBAK. ....	123
Figure 38: Evolution saisonnière du Fer et du Manganèse dans les eaux de la retenue du barrage MBAK. ....	124
Figure 39: Evolution saisonnière du fluorure des eaux de la retenue du barrage MBAK.....	126
Figure 40: Variations saisonnières des teneurs de Zinc, de Cuivre et de baryum ( $\text{mg}/\text{l}$ ) en surface et au fond de la retenue.....	129
Figure 41: Variations saisonnières des teneurs de Plomb ( $\text{mg}/\text{l}$ ) en surface et au fond de la retenue. ....	130
Figure 42: Variations saisonnières du chrome et cadmium dans les eaux de la retenue MBAK. ....	131
Figure 43: Variations saisonnières d'Aluminium et de Silicate dans les eaux de la retenue MBAK. ....	132
Figure 44: La variation saisonnière de la chlorophylle (a) et la transparence de la retenue de MBAK. ....	134
Figure 45: La variation saisonnière de la chlorophylle (a) et le taux de remplissage de la retenue de MBAK. ....	135
Figure 46 : Diagramme du statut trophique de la retenue de barrage MBAK.....	138
Figure 47 : Répartition de l'inertie entre les axes de l'ACP.....	139
Figure 48: Cercle de corrélation des variables de l'ACP. ....	140
Figure 49: Graphical approach to PCA : .....	142
Figure 50 : Composition des différentes classes de Phytoplancton en été de barrage MBAK.....	146
Figure 51: Composition des différentes classes de Phytoplancton en automne. ....	147

Figure 52: Composition des différentes classes de Phytoplancton en hiver.....	147
Figure 53: Composition des différentes classes de Phytoplancton en printemps.....	148
Figure 54 : Evolution des taxons phytoplanctonique dans la retenue d'eau MBAK.....	151
Figure 55: Evolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique des différentes classes dans la retenue d'eau de MBAK.....	152
Figure 56 : La distribution saisonnière interannuelle des biomasses de crustacées et de rotifères de MBAK..	163
Figure 57: L'évolution saisonnière interannuelle de la biomasse de rotifères de MBAK.....	165
Figure 58 : L'évolution saisonnière interannuelle de la biomasse de crustacées de MBAK.....	166
Figure 59 : L'évolution saisonnière de l'abondance relative de crustacées de MBAK.....	168
Figure 60 : L'évolution saisonnière de l'abondance relative de rotifères de MBAK.....	169
Figure 61 : Box plots des variations saisonnière des indices de diversité calculées et de densité de zooplancton de MBAK.....	173
Figure 62 : Variation saisonnière des taxons de zooplancton de MBAK.....	176
Figure 63: Répartition de l'inertie entre les axes de L'ACC entre les paramètres abiotiques et les taxons de zooplanctons.....	179
Figure 64 : Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les espèces de zooplancton et les paramètres physicochimiques.....	180
Figure 65: Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les espèces de zooplancton et les paramètres physicochimiques.....	181

## Liste des Tableaux

Tableau 1 :Envasement des barrages marocaines .....	14
Tableau 2:Paramètres retenus dans la grille générale de la qualité de l'eau. ....	23
Tableau 3: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de rivières.....	24
Tableau 4: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de lacs.....	24
Tableau 5:Caractéristiques moyennes des niveaux trophiques.....	36
Tableau 6: Classification d'état trophique selon l'étude de l'OCDE.....	38
Tableau 7 : Equation de la photosynthèse .....	60
Tableau 8: Classification par taille du plancton .....	65
Tableau 9 :Caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac MBAK. ....	87
Tableau 10 : Methods and Technique used in the physical-chemical parameters. ....	90
Tableau 11: La moyenne de TSI, l'indice moyen et le statut de PT, Transparence et chl (a). ....	137
Tableau 12:Classification du barrage MBAK selon Vollenweider .....	138
Tableau 13: Correlation matrix (Pearson (n)) of PPC. ....	141
Tableau 14 : Inventaire des taxons phytoplanctoniques dénombrés dans la retenue de barrage MBAK.....	149
Tableau 15 : Abondance et la fréquence relative des classes recensées à la retenue de barrage MBAK. ....	153
Tableau 16: Variations saisonnières des indices de diversité calculées de la retenue de barrage MBAK. ....	155
Tableau 17 : Liste des taxons de zooplancton récoltés au MBAK. ....	161
Tableau 18 : Matrice de corrélation (Spearman).....	178
Tableau 19: Les paramètres physico-chimique de la retenue en eau MBAK.....	179
Tableau 20 : Test de Kruskal-Wallis.....	179

## LISTES DES ABREVIATIONS

MBAK : Barrage Mohammed BenAbdelkrim Khattabi

ETM : Eléments traces métalliques.

POP : Polluants organiques persistants.

OMS : Organisation mondiale de la santé.

MES : Matière En Suspension.

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques.

EEC : la Directive de l'Union Européenne Cadre Nitrates.

OCDE : Coopératif international de surveillance des eaux douces.

ONEP : Office national de l'eau potable.

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

OTU : Unités taxinomiques opérationnelles.

DCE : Directive Cadre sur l'Eau.

VMR : Valeur Maximale Recommandée.

VMA : Valeur Maximale Admissible.

MES : matières en suspension.

*TSI : Trophic State Index.*

NTK : l'azote Kjeldal total.

PT : Phosphore total.

ACP : Analyse en Composantes Principales.

OD : Oxygène dissous.

CE : Conductivité électrique.

Chl (a) : Chlorophylle (a).

Turb : Turbidité.

NO<sup>3-</sup> : Nitrate.

Fe : Fer.

Mn : Manganèse.

RA : Abondance relative.

RF : Fréquence relative.

H' : Indice de Shannon-Wiener

D : Indice de Margalef

J : Indice de Pielou

O : Omnipresent

C : Constant

R : Régulier

A : Accessories

R : Rare

ANOVA : Analyse de la variance (analysis of variance).

ACC : Analyse des corrélations canoniques.

R-deux (ou R<sup>2</sup>) : Coefficient de détermination.

OECD : Organisation for Economic Cooperation and Development.

PEG : Plancton Ecologie Groupe.

# TABLES DES MATIERES

<b>Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>Partie A : Synthèse bibliographique .....</b>	<b>7</b>
1.1 Généralité sur le Maroc .....	7
1.1.1 la structure géologique .....	7
1.1.2 Climat du Maroc.....	8
1.1.3 Ressources en eau au Maroc .....	11
1.1.4 Barrages du Maroc .....	12
1.2 Qualité des eaux de surface .....	14
1.2.1 Impacts anthropiques sur la qualité des eaux de surface.....	15
1.2.2 Menaces liées à l’anthropisation des bassins versants .....	16
1.2.3 Fonctionnement écologique des cours d’eau .....	16
1.2.4 Altérations hydrologiques des cours d’eau .....	19
1.2.5 Modification des cycles de nutriments.....	19
1.2.6 Rejets de contaminants.....	20
1.3 Grille générale .....	21
1.3.1 Grille simplifiée.....	23
1.3.2 Etat trophique d’un plan d’eau .....	25
1.3.3 Méthodes pour l’évaluation de la qualité des cours d’eau .....	26
<b>2. Le processus de l’eutrophisation.....</b>	<b>28</b>
2.1.1 Causes et conséquences de l’eutrophisation.....	32
2.1.2 Classification des niveaux trophiques .....	34
2.1.3 Indicateurs d’eutrophisation.....	38
2.1.3.1 Le phytoplancton peut être considéré comme un indicateur .....	38
2.1.3.2 Les macrophytes .....	39
2.1.3.3 Les macrofaunes .....	39
2.1.3.4 Le sédiment.....	39
2.1.3.5 La colonne d'eau .....	39
2.1.4 Facteurs de contrôle de l’eutrophisation .....	40
2.1.4.1 Les nutriments .....	40
2.1.4.2 Climat et hydrologie .....	40
2.1.4.3 Géologie et topographie du bassin versant .....	41
2.1.4.4 Facteurs Humains .....	42
2.1.4.5 Facteurs liés au plan d’eau.....	42
2.1.4.6 Les actions à l’échelle du bassin versant.....	43
2.1.5 Fonctionnement des retenues de barrage eutrophisées .....	45

2.1.6	Effets de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau et sa potabilisation.....	45
2.1.7	Lutte contre l'eutrophisation des retenues de barrage.....	48
<b>3.</b>	<b>Peuplement de Phytoplancton.....</b>	<b>51</b>
3.1	Définition.....	51
3.2	Phylogénie et diversité du phytoplancton.....	51
3.3	Distribution spatiale.....	55
3.3.1	Distribution horizontale.....	55
3.3.2	Distribution verticale.....	56
3.3.3	Dynamique saisonnière .....	57
3.4	Les facteurs régissant la distribution spatiale et temporelle .....	58
3.5	Le phytoplancton, cycle de vie et niche écologique.....	61
3.6	Stratégies écologiques .....	63
3.7	Le phytoplancton comme indicateur de qualité biologique.....	64
<b>4.</b>	<b>Peuplement du Zooplancton.....</b>	<b>65</b>
4.1	Définition.....	65
4.2	Subdivision du Zooplancton.....	65
4.2.1	Le Microzooplancton .....	66
4.2.2	Le Mésoplancton .....	66
4.2.3	Le Macroplancton .....	66
4.2.4	Le Mégaloplancton.....	66
4.2.5	Les Crustacés.....	67
4.2.6	Les Copépodes .....	67
4.3	Zooplancton du lac .....	68
4.4	Écologie et rôle fonctionnel dans les écosystèmes pélagiques.....	69
4.5	Hétérogénéité spatiale et structure de taille des communautés zooplanctoniques ..	70
4.6	La diversité du plancton .....	71
4.7	La composition du zooplancton.....	73
4.8	Classement et modélisation des planctons.....	75
4.9	Impact de changement climatique sur la distribution et l'abondance du plancton..	76
4.10	Production primaire et régimes trophiques.....	80
4.11	Les différentes facettes de la Biodiversité .....	81
4.11.1	Variations saisonnières.....	82
4.12	Fluctuations spatiales du Zooplancton .....	82
4.13	Surveillance à long terme .....	82
<b>Partie B :</b>	<b>Etude expérimentale.....</b>	<b>85</b>
<b>5 .</b>	<b>Matériels et Méthodes.....</b>	<b>85</b>
5.1	Présentation de la zone d'étude .....	86

5.2	Echantillonnage .....	89
5.3	Analyse et Traitement des échantillons .....	89
5.3.1	Analyses qualitatives.....	91
5.3.2	Comptage des organismes.....	91
5.3.3	Mesure de la biomasse. ....	91
5.3.4	Calcul de l'indice trophique .....	91
5.4	Analyse globale du peuplement.....	93
5.4.1	La richesse spécifique .....	93
5.4.2	L'abondance relative .....	93
5.4.3	La fréquence.....	93
5.4.4	Indice de diversité .....	94
5.4.4.1	Indice de Shannon-Weaver (H').....	94
5.4.4.2	Indice de Simpson (D').....	95
5.4.4.3	Indice d'Equitabilité de Piélou (E').....	95
5.4.4.4	Indice de diversité de Hill.....	96
5.5	TRAITEMENT DE DONNEES ET ANALYSE STATISTIQUE.....	96
<b>6.</b>	<b>Résultats et Discussions.....</b>	<b>99</b>
6.1	Bilan hydrique .....	99
6.2	Evolution des paramètres physico-chimiques .....	100
6.2.1	Température .....	100
6.2.2	pH.....	104
6.2.3	Oxygène dissous.....	105
6.2.4	Oxydabilité .....	109
6.2.5	Turbidité de l'eau, Matières en suspension et résidus secs .....	110
6.2.6	Conductivité .....	112
6.2.7	Phosphore total.....	114
6.2.8	Composés azotés .....	115
6.2.9	Charge en cations et en anions .....	119
6.2.9.1	Chlorures .....	121
6.2.9.2	Sulfates .....	123
6.2.9.3	Fer et Manganèse.....	123
6.2.9.4	Fluorure .....	126
6.2.10	Métaux lourd et Eléments traces .....	127
6.2.10.1	Zinc, Cuivre et de Baryum.....	128
6.2.10.2	Chrome et Cadmium .....	131
6.2.10.3	Aluminium et de Silicate .....	132
6.3	Statut Trophique .....	134

6.3.1	Chlorophylle a et la transparence .....	134
6.3.2	Statut trophique .....	137
6.3.3	Dynamique de l'eutrophisation .....	139
6.4	Peuplement phytoplanctonique.....	144
6.4.1	Distribution du peuplement de phytoplancton saisonnière .....	145
6.4.1.1	Saison d'Eté.....	146
6.4.1.2	Saison d'Automne .....	147
6.4.1.3	Saison d'Hiver .....	147
6.4.1.4	Saison de printemps.....	148
6.4.2	Composition du peuplement de phytoplancton .....	148
6.4.3	La structure du peuplement de phytoplancton .....	149
6.4.3.1	Abondance et la fréquence relative .....	153
6.4.3.2	L'indice de diversité .....	154
6.4.4	Relation Phytoplancton-Zooplancton.....	158
6.5	Peuplement de Zooplancton .....	158
6.5.1	Composition du peuplement de zooplancton .....	160
6.5.2	Distribution temporelle du peuplement de zooplancton .....	163
6.5.3	Variations saisonnière du Zooplancton .....	164
6.5.4	Les indices de diversité .....	172
6.5.5	Variations saisonnières des taxons de zooplancton.....	175
6.5.6	Corrélation entre les facteurs biotiques et abiotique .....	176
6.5.7	Dynamique du peuplement de zooplancton .....	179
<b>7</b>	<b>.Conclusion et Perspectives .....</b>	<b>184</b>
<b>8</b>	<b>.Référence bibliographiques .....</b>	<b>189</b>

# INTRODUCTION GENERALE



## *Introduction*

En effet depuis le début du siècle, les conditions socio-économiques de l'utilisation de l'eau ont considérablement changé suite à l'évolution rapide de la démographie et du développement continu des conditions de vie des populations. Ce changement socio-économique accéléré a provoqué une pression croissante et forcée sur les ressources en eau partout dans le monde.

Compte tenu de la variabilité du climat et des conséquences parfois dramatiques que celles-ci peut entraîner, l'évolution des ressources en eau est une question préoccupante pour de nombreuses régions du globe. Plusieurs auteurs s'accordent à dire que les aspects liés à l'eau occuperont une place prépondérante parmi les impacts potentiels des changements climatiques (Gleick, 1986 ; Hulme, 1996). Il y a donc un intérêt particulier des scientifiques à l'étude de la variabilité climatique et son impact sur la disponibilité des ressources en eau. La question du changement climatique est devenue à la fin du XXème siècle un enjeu international majeur, comme l'atteste la publication du Troisième Rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (IPCC, 2001).

Depuis les années 1960, le Maroc a accordé la priorité au secteur de l'eau en construisant les barrages (Ministère Délégué Chargé de l'Eau, 2016) qui sont une solution qui permet la collecte de l'eau des pluies pour la recharge de la nappe, le contrôle des inondations et surtout l'amélioration de la disponibilité en eau; de même, l'usage multiple de ces réservoirs dans l'irrigation, l'abreuvement du bétail et d'autres usages industriel, domestiques et récréatifs a contribué positivement à l'amélioration de la productivité des écosystèmes, de la santé humaine et du bien-être des communautés. De nos jours, l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques se trouve menacé et les facteurs, qui en sont responsables et ne cessent de s'accroître, sont l'accroissement démographique et le développement industriel et agricole.

La dynamique d'une retenue de barrage jusqu'alors considérée comme un lac artificiel est régie par des caractéristiques physiques (Morphométrie, Température, La lumière), chimiques (les nutriments, l'oxygène dissous et l'acidité) et biologiques (faune, flore, bactéries). Ainsi, la plus grande influence sur le développement de sa qualité de l'eau, voir sur le processus d'eutrophisation, est le régime de stratification et de mixage de la masse d'eau. Ce dernier est considérablement affecté par les processus anthropiques, météorologiques et hydrologiques du bassin versant (Liu et al. 2020), lesquels processus menacent l'état trophique et la durabilité écologique de l'écosystème aquatique. En effet, les lacs profonds et en l'absence des mouvements importants de l'eau présentent une

stratification thermique, favorisant la formation de strates d'eau et empêchant ainsi l'homogénéité de la température, de l'oxygène et des nutriments. Ainsi, le temps de rétention d'eau contribue à la longue période de stratification dans son réservoir (Soares et al. 2008). Elle peut être établie au cours d'une période du cycle annuel si la retenue d'eau de barrage est suffisamment profonde (Boehrer & Schultz, 2008) et soumise à plusieurs facteurs tels que la profondeur de la masse d'eau, la fluidité de l'eau et les conditions météorologiques locales (Liu et al. 2021). Certaines études estiment que la stratification est en grande partie affectée par l'ampleur des précipitations (Liu et al. 2020) d'autres ont prouvé que la température de l'air (AT) et le niveau d'eau (WL) étaient les deux variables dominantes ayant un impact sur elle (Boesch, 2019). Par conséquent les changements climatiques et à mesure que la température de l'air augmente cela conduira à l'extension de la période de stratification thermique (Firoozi et al. 2020). Communément, une stratification tend à conduire à la désoxygénation des eaux profondes des réservoirs, du fait d'une consommation hétérotrophe et d'un manque de réapprovisionnement à partir des couches superficielles oxiques (Paugy & Lévêque, 2018). En outre, une étude récente a montré que les niveaux d'oxygène étudiés sur 45 148 échantillons d'eau de surface et d'eau profonde prélevés dans 393 lacs tempérés ont baissé en moyenne de 5,5% et de 18,6% respectivement. Cette même étude estime que le principal moteur de cette perte d'oxygène dans les eaux de surface est l'augmentation globale de la température qui diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Alors que pour les eaux profondes, l'augmentation de la stratification thermique, en intensité et en durée, conduit à une diminution des concentrations d'oxygène dans les couches profondes des lacs (Jane et al. 2021) Il importe de souligner qu'il existe une étroite relation entre la stratification thermique d'un lac, l'oxygénation des eaux, et l'eutrophisation dans la mesure où, pour les eaux profondes, la décomposition de la matière organique qui s'accumule sur le fond consomme de l'oxygène (Paugy & Lévêque, 2018). En effet, une stratification thermique stable dans les réservoirs entraînera des changements dans les propriétés physico-chimiques de l'eau (Liu et al. 2021) qui peuvent être accélérer par des facteurs anthropiques (développement urbain, rejet des eaux usées domestique et hospitalières, collecte des déchets, activités industrielles polluantes, activités agricoles...) et par le changement climatique. Ensuite, une augmentation de la turbidité et des conditions anoxiques vont se produire en raison de l'eutrophisation (Marselina & Burhanudin, 2017). Il s'agit d'un phénomène omniprésent qui se produit dans différents types de climat notamment en climat équatorial (Cloutier & Sanchez, 2007), en climat tropical (Janjua et al. 2009 ; Quevedo-Castro et al. 2019), en climat aride (Al-Taani et al. 2018, Shekha et al. 2017), en climat tempéré (Zbierska et al. 2015, Dumitran et al. 2020) et même en climat polaire (Kaup, 2005).

A l'échelle globale, l'eutrophisation des lacs et réservoirs se classe parmi les problèmes de pollution des eaux les plus répandus. Elle est l'un des graves problèmes écologiques pour l'eau douce à travers le monde (Xiao-long et al. 2007 ; Hu et al. 2010). L'eutrophisation est généralement définie comme l'enrichissement des eaux en nutriments, qui sont essentiellement le phosphore et l'azote qui favorisent la croissance des végétaux. Elle est le plus souvent liée à un apport anthropique dû à la présence de terres agricoles, de rejets de stations d'épuration ou d'effluents domestiques (Kemou, 2011). L'eutrophisation entraîne une dégradation des milieux aquatiques et une réduction de la biodiversité. Cette détérioration n'est évidemment pas sans conséquence sur la santé humaine ; la pollution des eaux de surface pourrait engendrer diverses maladies telles que : choléra, typhoïde, hépatites, bilharziose et intoxications chimiques (El Ouali Lalami et al. 2011). Cette eau, de moindre qualité, rend le traitement de potabilisation des eaux des retenues complexe et coûteux (Abdallaoui, 1998 ; Bouloud et al. 2001). Si le suivi temporel de l'évolution des paramètres physico-chimiques est bien connu (Sadani, 2004), la modélisation de l'eutrophisation reste cependant une nouvelle approche pour prédire l'état trophique d'un barrage (Garras et al. 2015 ; Bacroume et al. 2016 ; Garras et al. 2016, Elouahli et al. 2022).

Par ailleurs, les impacts interactifs du réchauffement et de l'eutrophisation ont été largement établis et documentés dans la littérature (Bacroume et al. 2016, Ansari et al. 2010). Ainsi, ils peuvent renforcer mutuellement les symptômes qu'ils expriment et les problèmes qu'ils causent (Moss et al. 2011) dans la biodiversité, dans les cycles biogéochimiques, notamment en augmentant les émissions potentielles de nutriments dans l'eau et les gaz à effet de serre, et dans la qualité de l'eau.

La combinaison de ces deux facteurs, devrait avoir des effets antagonistes sur la diversité et la structure des communautés naturelles (Binzer et al. 2016). Ainsi ce processus favorise la prolifération des espèces qui s'adaptent le mieux aux charges organiques élevées et entraîne des changements dans la composition des espèces, des déclin de la diversité des espèces et la perte d'espèces rares et d'espèce peu communes (Ansari et al. 2010) et conduit à des communautés plus homogènes dans le temps et dégrade donc une facette fondamentale de la biodiversité (Asadian et al. 2020). Un autre phénomène exacerbe le déclin de la biodiversité est l'augmentation récente dans une variété de parasites multi hôtes de la faune et des humains (Marselina et al. 2017).

Les réservoirs peuvent aussi devenir des points chauds pour les émissions de gaz à effet de serre (Maavara et al. 2020). En effet, les conditions d'anaérobiose favorisent la multiplication de certaines bactéries qui produisent du méthane, un puissant gaz à effet de serre.

La stratification thermique et l'état trophique couplés aux activités anthropiques et au changement climatique rendent la gestion d'une retenue de barrage très complexe et extrêmement préoccupante. Cette étude vise à évaluer le degré de stratification, l'état trophique et les caractéristiques physico-chimiques de la retenue de barrage.

Le phytoplancton occupe, dans l'écosystème aquatiques, une position trophique primordiale et constitue, de ce fait, un élément capital de son fonctionnement. Toute variation de ce compartiment de base entraîne des variations de l'ensemble du réseau trophique. Les fluctuations importantes de la distribution, la composition et l'abondance des populations algales sont régies par des facteurs physiques, chimiques et biologiques caractérisant le milieu (Brink et al. 1980 ; Berrada et al. 2000).

Le présent travail vient compléter l'étude réalisée sur le phytoplancton de la retenue de barrage et contribuera à l'amélioration de nos connaissances sur les interactions environnement-ressource au sein de cet écosystème. Il s'agit pour nous de faire une comparaison entre les saisons, et les variations annuelles retenues pour leur activité de résurgence ayant un impact sur la variabilité temporelle des populations micro-algales.

Le zooplancton tient une place centrale au sein de la chaîne trophique puisqu'il est à la fois consommateur, prédateur et proie. Il représente ainsi le maillon indispensable dans les réseaux trophiques et les transferts d'énergie au sein des écosystèmes aquatiques. Il joue un rôle majeur non seulement dans le transfert de la matière vers les échelons supérieurs de la chaîne aquatique mais également dans les flux biogéochimiques des éléments (Banse, 1995).

De nombreuses études ont montré que les populations et les communautés de zooplancton ont changé de manière significative au cours de ces dernières décennies en raison de facteurs environnementaux liés aux activités humaines et au changement climatique. Ces travaux mettent en évidence que le zooplancton peut être utilisé comme indicateur de l'impact de ces changements au niveau planétaire (Beaugrand et al. 2002). Il est maintenant admis comme outil essentiel de mesure de ces changements et d'analyse de l'évolution des écosystèmes aquatiques (Beaugrand & Reid, 2003 ; Richardson & Shoeman, 2004 ; Beaugrand, 2005 ; Hays et al. 2005 ; Lavaniegos & Ohman, 2007 ; Garcia-Comas et al. 2011 ; Karsenti et al., 2011 ; Berline et al., 2012).

Comprendre les processus écologiques, climatiques et physiques agissant sur la dynamique des populations planctoniques est essentiel pour comprendre comment les différents facteurs du changement climatique affectent cet écosystème (Tang et al., 1998).

Bien que les études de séries temporelles sur le plancton soient difficiles à mettre en place et à suivre (Valdes et al. 2007), elles représentent un outil déterminant pour comprendre la structure, le fonctionnement et l'évolution des systèmes plancton liés aux facteurs environnementaux, aux perturbations anthropiques et au changement climatique. Dans les barrages, très peu d'études sur la variation à long terme ont été menées en raison de la rareté des séries chronologiques à long terme (Licandro et al. 2001 ; Beaugrand et al. 2002 ; David et al. 2005 ; Valdes et al. 2007 ; Lavaniegos & Ohman, 2007 ; Mazzocchi et al. 2007 ; Vandromme et al. 2011). Globalement, bien que certains facteurs semblent directement responsables des changements du zooplancton, ces études ont conclu à des interactions complexes entre de nombreux facteurs pour expliquer ces changements. Berline et al., (2012) n'ont pas mis en évidence de corrélation significative entre les indices climatiques, la température locale et l'abondance du zooplancton ; ils ont suggéré que les facteurs locaux climatiques et anthropiques étaient dominants. Vandromme et al. (2011) ont indiqué que durant onze années d'observation, aucun lien clair n'a été observé avec le NAO.

Les fluctuations du zooplancton peuvent refléter des variations climatiques régionales ou à grande échelle. En effet, des corrélations significatives entre les communautés zooplanctoniques et les principaux modes de variabilité climatique (i. e. Fromentin & Planque, 1996 ; Beaugrand et al. 2000 ; McGowan et al. 2003 ; Barton et al. 2003 ; Drinkwater et al. 2010 ; Molinero et al. 2005 ; Bandeira, 2013) avec des déterminismes liés directement ou indirectement à la température ou à des interactions trophiques.

Dans cette étude, la diversité des communautés zooplanctoniques a été calculée et les variations de cette diversité entre 2005 et 2015 ont été analysées. L'utilisation des indices de diversité représente une approche permettant d'estimer la qualité biologique et écologique de la retenue à travers la structure de la communauté (Danilov & Ekelund, 1999). Cette méthode permet également de visualiser le niveau de pollution d'un environnement (Washington, 1984 ; Ravera, 2012).

# SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

## Partie A : Synthèse bibliographique

### 1.1 Généralité sur le Maroc

En s'écoulant de la source à l'exutoire, les rivières modèlent le relief, façonnent le paysage, mais ont aussi influencé l'histoire humaine. La dépendance de l'Homme envers les lacs s'est traduite par de fortes densités de population aux abords des cours d'eau, qui représentent pour l'Homme non seulement un accès à une ressource vitale, mais fournissent également une multitude de biens et services considérés comme irremplaçables, associés aux activités récréatives, domestiques, industrielles, agricoles ou encore de transport.

Avec les changements démographiques, économiques et technologiques (en particulier au cours des dernières décennies), l'impact des activités anthropogéniques sur les écosystèmes aquatiques continentaux s'est traduit par une dégradation de la qualité des milieux aquatiques et des biens et services qui y sont associés (Vitousek et al. 1997 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Vörösmarty et al. 2010).

La préservation et l'amélioration de la qualité de ces milieux aquatiques sont donc devenues des enjeux majeurs, et passent nécessairement par la compréhension du fonctionnement écologique de ces systèmes. Puisque la biodiversité des écosystèmes aquatiques est intrinsèquement liée aux conditions environnementales et à la qualité de l'eau, l'étude de la distribution et de la variabilité des organismes qui vivent dans ces milieux sont utiles pour comprendre le fonctionnement (et les dysfonctionnements) de l'écosystème.

#### 1.1.1 La structure géologique

Le Maroc s'étend sur une superficie de 710 850 km<sup>2</sup>, sa géologie se caractérise par trois composantes (S.E.E.E, 2010) :

\* les chaînes montagneuses, de puissantes chaînes de montagnes occupent le Nord et le centre du territoire marocain, se développant entre le sud-ouest et le nord-est. Le Haut Atlas compte plusieurs sommets de plus de 3500 m dont certains dépassent 4000 m, et culmine avec le Jbel Toubkal à 4165 m. Le Moyen Atlas, plus au nord, compte également des sommets élevés de 2700 m à 3300 m. A l'extrême nord du Maroc la chaîne du Rif, avec son versant sud plongeant dans la mer Méditerranée, culmine à 2456 m. L'Anti-

Atlas, au sud du Haut-Atlas, atteint des altitudes dépassant 2500 m.

\* Les plaines s'étendent sur de vastes portions du territoire : elles se situent le long du littoral atlantique (Gharb, Chaouia, Doukkala, Souss), le long du littoral méditerranéen (Martil, Laou, Triffa), à l'intérieur, comme les plaines du Tadla et du Haouz, et dans l'Oriental comme la plaine de la Moulouya.

\* Les plateaux occupent la majeure partie du territoire et se situent à des altitudes variables : 200-400 m près du littoral atlantique (zone de Larache, Zemmours, Zaërs), 500-900 m à l'ouest des chaînes du Moyen et Haut atlas (Saïss et plateaux des phosphates) et des altitudes pouvant atteindre 1500 m (Zaïan, Causses du Moyen Atlas, Hauts Plateaux de l'Oriental). (Garras et al. 2016)

### **1.1.2 Climat du Maroc**

Le Maroc est situé dans une zone aride à semi-aride avec une grande variabilité des précipitations dans l'espace et dans le temps, ainsi que des cycles de sécheresse périodiques et fréquents (S.E.E.E, 2010).

Le climat est de type méditerranéen caractérisé par des étés chauds et secs avec des températures moyennes qui varient de 24 à 28°C et des hivers froids et humides (Benzyane et al. 2010).

Le climat varie du sub-humide au Nord, semi-aride à aride au centre, ou saharien au Sud, accompagné par des périodes de sécheresse de plus en plus répétitives causant de sérieux problèmes socio-économiques. Les régimes de précipitation restent dominés par une forte irrégularité dans l'espace et dans le temps. Les hauteurs moyennes annuelles des précipitations se chiffrent parfois à plus de 1000 mm dans les zones montagneuses du Nord en bordure de la Méditerranée (Bassin du Rif, Tangérois et côtes méditerranéennes Ouest). Elles décroissent progressivement en allant vers l'Est et le Sud à moins de 300 mm dans les bassins de la Moulouya, du Tensift, du Souss-Massa, des zones Sud-atlasiques et de la zone Saharienne. Des précipitations neigeuses sont également observées sur les hauts sommets des montagnes de l'Atlas et du Rif. En effet, la pluviométrie se répartit comme suit à l'échelle du Maroc (figure 1) (Riad, 2003) :

- ❖ Zone 1 : supérieure à 800 mm dans la zone arrosée du nord-ouest,
- ❖ Zone 2 : de 600 à 800 mm dans la zone nord et la zone atlasique,
- ❖ Zone 3 : de 400 à 600 mm dans la zone Sebou, Bouregreg et Oum Er Rbia,

- ❖ Zone 4 : de 200 à 400 mm dans le Tensift, Souss Massa et l'Oriental,
- ❖ Zone 5 : inférieure à 200 mm dans les zones Sud-atlasiques et le Sahara.

Les précipitations totales sur l'ensemble du territoire sont évaluées en année moyenne à près de 150 milliards de m<sup>3</sup> dont près de 29 milliards de m<sup>3</sup> (environ 20%) sont considérées comme pluies efficaces réparties en eaux de ruissellement (20 milliards de m<sup>3</sup>) et en eaux infiltrées alimentant les nappes (9 milliards de m<sup>3</sup>). Suite à l'accroissement démographique, le volume mobilisable par habitant qui était de 833 m<sup>3</sup> par an en 1994 se réduirait à moins de 500 m<sup>3</sup> en l'an 2020, ce qui place le Maroc dans la catégorie des pays pauvres en eau (fort stress hydrique) (Riad, 2003).

Au Maroc, on distingue six étages bioclimatiques (Fenêtre sur le territoire Marocain, 2009 ; figure 2), ce sont :

- ❖ **L'étage saharien** s'étend sur tout le sud et sud-est du pays où la végétation, pérenne, n'est jamais dense.
- ❖ **L'étage aride** s'étend sur tout le Maroc oriental, les piémonts sud des chaînes de l'Atlas et aussi dans le Haouz. C'est un étage qui est occupé essentiellement par les steppes et par certaines formations forestières telles que l'arganeraie.
- ❖ **L'étage semi-aride** couvrirait toutes les plaines atlantiques entre Rabat et Agadir, ainsi que les piémonts de toutes les chaînes de montagnes. Il est essentiellement à base de formations préforestières de thuya, genévrier, oléastre, etc.
- ❖ Quant aux **étages sub-humide et humide**, ils correspondent aux espaces qu'occupent les forêts dans les Atlas et le Rif.
- ❖ **Le bioclimat de hautes montagnes**, froid ou très froid, occupe les sommets des hautes montagnes, surtout atlasique, avec des xérophytes et thurifère.

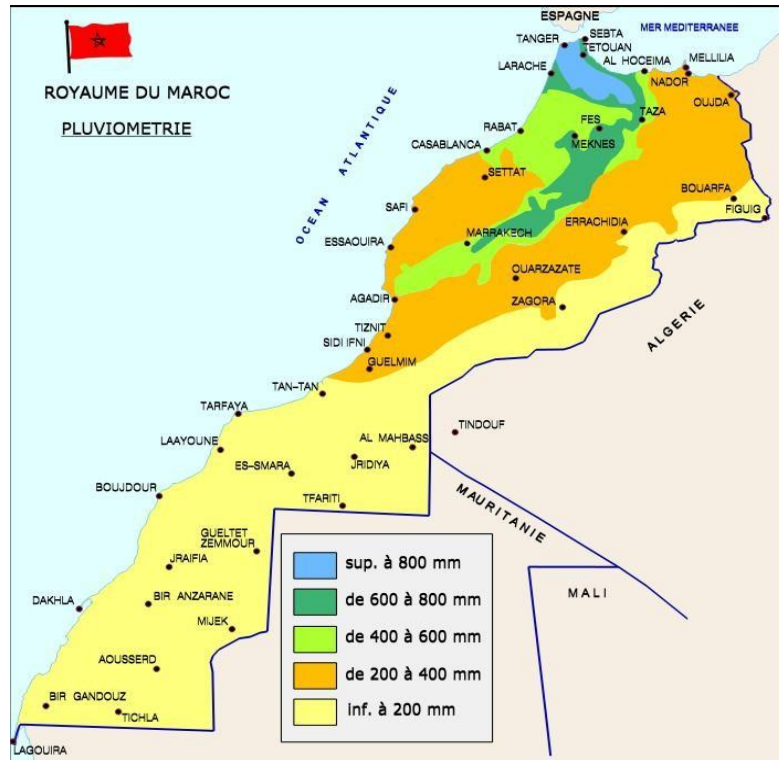


Figure 1: Répartition de la pluviométrie moyenne annuelle au Maroc (Jabbar, 2014)

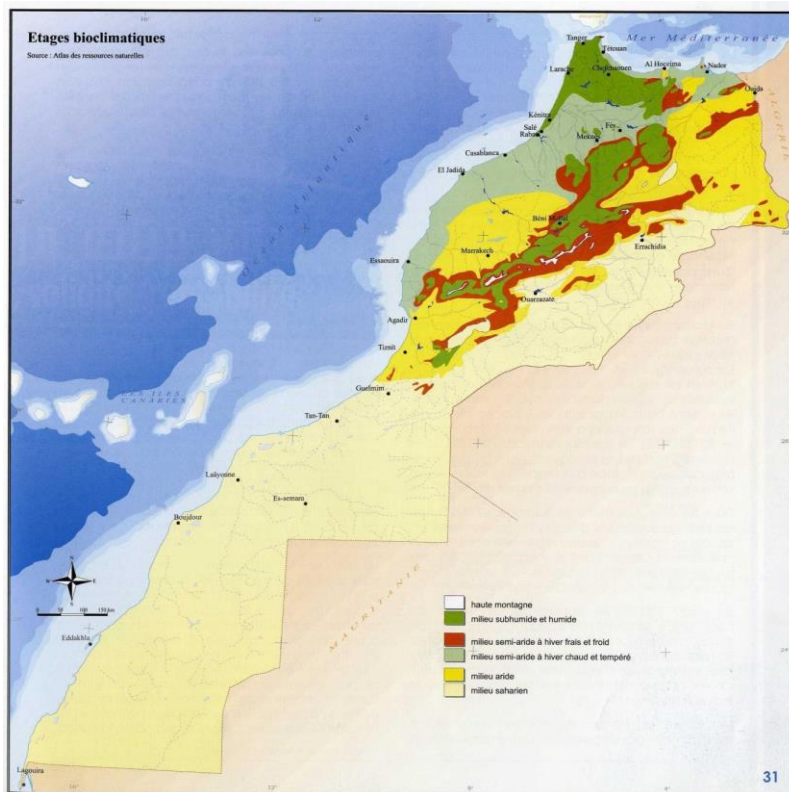


Figure 2: Etages bioclimatiques marocains (Fenêtre sur le territoire Marocain, 2009).

### 1.1.3 Ressources en eau au Maroc

Le Maroc dispose d'un potentiel en ressources en eau renouvelables de près de 20 milliards de m<sup>3</sup> dont 16 milliards de m<sup>3</sup> d'eau de surface et 4 milliards de m<sup>3</sup> d'eau souterraine (Benzyane et al. 2010) (Figure 3). En général, trois contraintes majeures affectent ces ressources en eau ; ce sont la rareté des ressources, leur irrégularité dans le temps et leur irrégularité dans l'espace (Nadifi, 1998).

Le suivi de l'évolution des niveaux d'eau de la quasi-totalité des nappes du pays montre une baisse continue atteignant des valeurs alarmantes, dépassant parfois deux mètres par an (Benzyane et al. 2010).

Les ressources en eau par habitant se situeraient autour de 720 m<sup>3</sup>/an vers l'horizon 2020. Cependant à cette date, près de 14 millions d'habitants, soit près de 35% de la population totale du Royaume disposeraient de moins de 500 m<sup>3</sup>/hab/an (Bzioui, 2004). La pénurie chronique d'eau devient donc une donnée structurelle qu'on ne peut plus ignorer pour tracer les politiques et les stratégies de gestion des ressources en eau au Maroc (Riad, 2003).

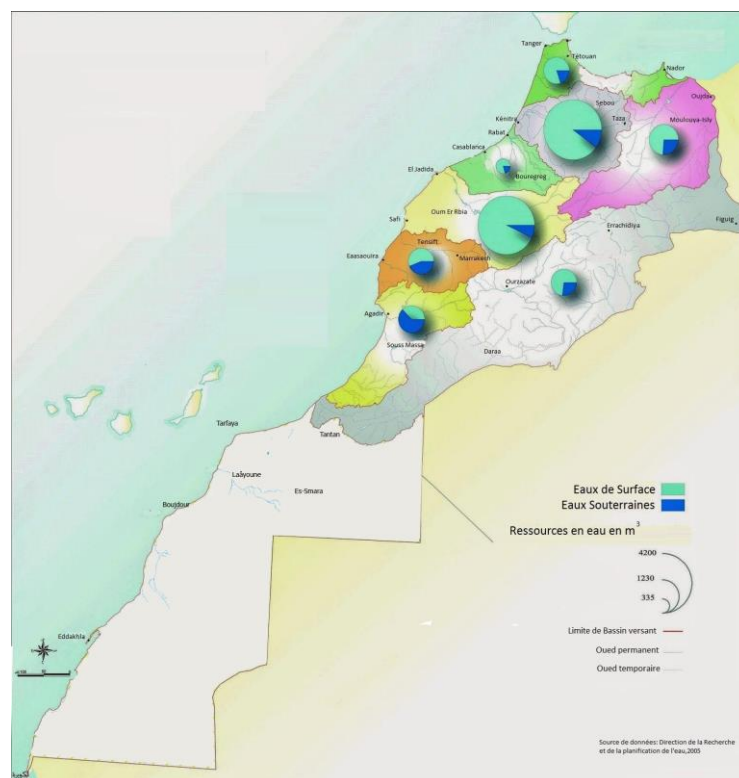


Figure 3: Ressources en eau de surface et souterraines selon les bassins en 2005 (Magazine-géo, 2014).

### 1.1.4 Barrages du Maroc

Aujourd'hui, le Maroc compte environ 139 grands barrages sur son territoire, qui représentent une capacité de 18 milliards de m<sup>3</sup> d'eau (Bacroume, 2016). Le premier barrage construit est celui de la retenue Sidi Said Maâchou, sur l'Oum Er Rbia achevée en 1929, pour l'alimentation en électricité et en eau potable des colons, de 29 m de hauteur et de 150 m de longueur. La retenue a un volume de 2 millions de m<sup>3</sup>. Les réservoirs servent généralement à (Figure 4) :

- Stocker l'eau d'une rivière pour préparer de l'eau potable ou l'eau d'irrigation.
- Réguler le cours d'eau : ils sont construits essentiellement dans des régions sujettes, soit à des excès, soit à des manques d'eau. Les excès engendrent des inondations alors que les manques requièrent un stockage de l'eau.
- Produire l'électricité : l'eau fait tourner une turbine qui entraîne un générateur électrique.
- Soutenir l'étiage : les barrages permettent de réalimenter la rivière sur les kilomètres à l'aval, en période de sécheresse.
- Autres usages, comme les loisirs puisque les plans d'eau sont souvent utilisés comme bases nautiques.
- Naviguer et améliorer la qualité de l'eau, par dilution des pollutions.

Les eaux des retenues de barrages marocaines présentent généralement une bonne qualité malgré le développement de l'eutrophisation ; l'analyse des paramètres de qualité montre une dégradation de la qualité d'eau au niveau des zones critiques caractérisées par des teneurs en coliformes fécaux jusqu'à 22 millions par ml en aval des rejets urbains des villes de Fès, Taza, Meknès, Tanger, Oujda et Marrakech, (Nassri, 2013).

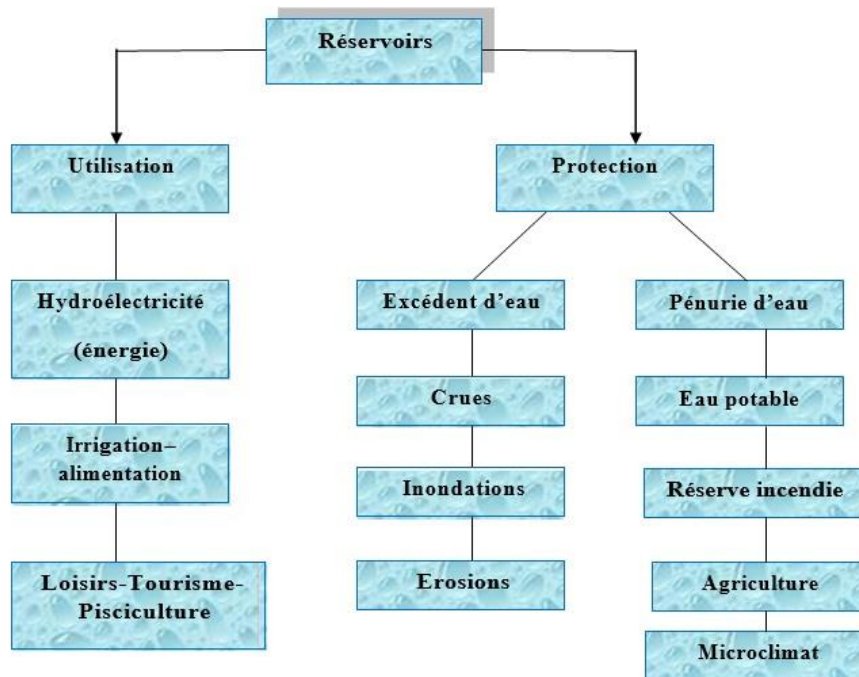


Figure 4 : Fonctions des réservoirs (Anton & Schleiss, 2011).

L'attention importante accordée aux problèmes de l'eau au Maroc, pays à climat Semi-aride, remonte à plusieurs siècles. Des édifices et des monuments, encore debout, témoignent de l'intérêt qu'accordaient les anciens dirigeants marocains à l'eau et au problème de l'irrégularité des précipitations.

Toutefois, la politique de mobilisation de l'eau par de grands ouvrages est restée assez timide, étant donné que jusqu'à 1966, seuls 15 ouvrages, ayant une capacité totale de 2 milliards de mètres cubes, ont été édifiés. Mais, grâce à l'instauration d'un ambitieux programme, en 1967, dans le cadre de la nouvelle politique des barrages, menée par le gouvernement marocain, les grands barrages en cours d'exploitation sont au nombre de 37. La capacité totale de stockage des eaux, par ces retenues de barrage est voisine de 14 milliards de mètres cubes. La régularisation interannuelle qui est d'environ 8 700 millions de mètres cubes par an, permet de dominer 820 mille hectares de terres irrigables.

Aujourd'hui, le Maroc compte environ 139 grands barrages sur son territoire, qui représentent une capacité de 18 milliards de m<sup>3</sup> d'eau. Le premier grand barrage marocain n'a été édifié qu'en 1929. Il s'agit du barrage Sidi Saïd Maâchou sur l'oued l'Om Er-Rbia, qui a été construit pour satisfaire aux grands besoins en eau potable et

industrielle de la ville de Casablanca et pour produire de l'énergie hydroélectrique (Administration de l'Hydraulique, 1992).

Au Maroc, les barrages ont des répercussions négatives à la fois à court terme et à long terme. A court terme, ce sont les effets sur la faune et l'eutrophisation qui sont dominants, cependant à long terme l'existence même des barrages constitue une menace grave de par l'envasement qui prend une ampleur alarmante dans la presque la totalité des retenues du pays (Lahlou 1990). L'envasement des barrages est la diminution de la capacité des retenues à cause de l'accumulation de sédiments dus à l'érosion extraordinaire des bassins versants. Le problème de fixation des sols est un vrai problème non seulement pour les agriculteurs, mais aussi pour les gestionnaires des retenues de barrage.

Tableau 1 :Envasement des barrages marocaines (Situation en 2003) (Bzioui ; 2004).

Bassin	Barrage	Capacité initiale Mm3	Volume moyen perdu/ an Mm3
Bassin du Nord Loukkos, M'Harhar, Hachef Cotiers Méditerranéens et Neckor	Oued El Makhazine	807,0	3,2
	Ibn Battouta	43,6	0,6
	Nakhla	13,0	0,2
	Smir	43,0	0,2
	9 Avril 1947	300,9	0,5
	M.B. Al Khattabi	43,0	1,0
	<b>Total</b>	<b>1250,5</b>	<b>5,2</b>

L'envasement des retenues menace la vie des barrages par la réduction de leur capacité initiale ou encore la perte de certains de leurs équipements nécessaires au fonctionnement de l'aménagement. (Hadjrabia-Melboucy & Bouhadef 2007).

## 1.2 Qualité des eaux de surface

La qualité de l'eau est la capacité d'une eau pour maintenir plusieurs usages et processus, peut être aussi définie comme une gamme de variables qui limitent l'usage de l'eau (Meybeck et al. 1998).

Pour évaluer la qualité d'une eau, il faut examiner toutes les propriétés d'un plan d'eau, soit physico-chimiques, biologiques et écologiques.

La qualité globale des eaux marocaines de surface observée est excellente ou bonne au niveau de 54 % des stations de mesure et moyenne au niveau de 17% ; par contre, elle est dégradée au niveau de 29% des stations échantillonnées (figure 5).

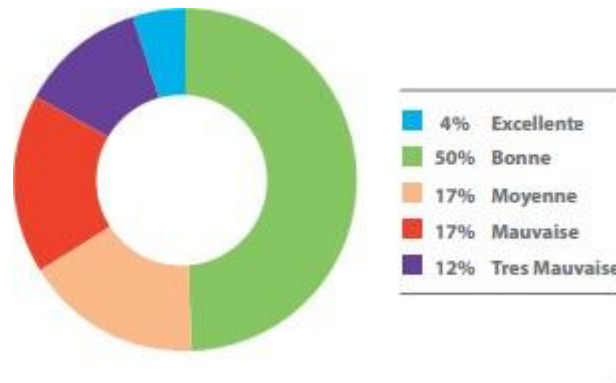


Figure 5: Qualité globale des eaux de surface année 2011-2012 (Ministère délégué chargé de l'Eau, 2014).

### 1.2.1 Impacts anthropiques sur la qualité des eaux de surface

Avec les changements démographiques, économiques et technologiques (en particulier au cours des dernières décennies), l'impact des activités anthropogéniques sur les écosystèmes aquatiques continentaux s'est traduit par une dégradation de la qualité des milieux aquatiques et des biens et services qui y sont associés (Vitousek et al. 1997 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Vörösmarty et al. 2010).

La préservation et l'amélioration de la qualité de ces milieux aquatiques sont donc devenues des enjeux majeurs, et passent nécessairement par la compréhension du fonctionnement écologique de ces systèmes. Puisque la biodiversité des écosystèmes aquatiques est intrinsèquement liée aux conditions environnementales et à la qualité de l'eau, l'étude de la distribution et de la variabilité des organismes qui vivent dans ces milieux sont utiles pour comprendre le fonctionnement (et les dysfonctionnements) de l'écosystème.

L'activité humaine influence fortement la qualité des eaux de surface, en particulier par :

- L'industrie : les unités industrielles rejettent leurs effluents liquides soit dans les cours d'eau, soit directement en mer via les égouts sans aucun traitement préalable.
- Le tourisme : les facteurs de dégradation sont multiples, les eaux usées émanant des installations immobilières et touristiques sont véhiculées vers les cours des oueds avoisinants.
- L'agriculture : l'exploitation forestière et minière, la limitation des feux de forêt, une augmentation de l'érosion et l'exportation des nutriments, essentielles le phosphore et l'azote, vers les plans d'eau de quantités importantes d'engrais et des pesticides et un recours massif au pompage individuel parce que les agriculteurs sont inadaptées à la situation de pénurie (Benzyane et al. 2010).

### **1.2.2 Menaces liées à l'anthropisation des bassins versants**

Depuis le développement de l'ère industrielle, la croissance démographique et l'intensification des activités anthropiques ont mené à une forte dégradation de la qualité de l'eau. Les écosystèmes aquatiques sont exposés à 5 grandes catégories de menaces qui sont : la pollution des eaux, la dégradation des habitats, la modification des débits, la surexploitation des ressources, et l'introduction d'espèces invasives (Dudgeon et al. 2006). Ces menaces sont liées aux divers impacts des activités humaines, parmi lesquelles les altérations hydrologiques, les rejets de nutriments et de contaminants, plus spécifiquement développés ci-après.

### **1.2.3 Fonctionnement écologique des cours d'eau**

Le fonctionnement d'un écosystème est basé sur des flux et stocks de matière et d'énergie qui transitent dans le système, et sur les interactions entre les compartiments biotiques (les organismes vivant dans le système) et abiotiques. Ces flux de matière et d'énergie sont en grande partie réalisés à travers les interactions trophiques, qui sont fortement influencées par les conditions environnementales et par les différents maillons que constituent les organismes. Elles forment un réseau très complexe et dynamique dans l'espace et le temps (Woodward et al. 2010).

Dans le système pélagique, les producteurs primaires autotrophes (en particulier le phytoplancton) élaborent grâce à la réaction de photosynthèse des substances organiques

carbonées, autrement dit de la Matière Organique, et de l'oxygène à partir d'énergie lumineuse, de dioxyde de Carbone et d'eau (Figure 6). La croissance de ces organismes requiert également des nutriments, comme l'azote et le phosphore, qui vont être utilisés pour la production de protéines et d'acides nucléiques, ou la Silice, utilisée pour la fabrication de squelette siliceux chez certaines espèces (diatomées).

La Matière Organique ainsi formée est utilisée par les consommateurs primaires (dont le zooplancton), organismes hétérotrophes (pratiquant la respiration) qui vont transférer cette matière et donc cette énergie aux niveaux trophiques supérieurs. Environ 10 à 15 % de la production primaire n'est pas consommée directement par le zooplancton, mais transite par la voie de la boucle microbienne impliquant les bactéries, ciliés et flagellés hétérotrophes (Mostajir et al. 2012). Les bactéries hétérotrophes consomment également la matière organique dissoute d'origine détritique ou allochtone et participent ainsi au recyclage des nutriments et de la matière organique.

Le rapport plus ou moins équilibré entre la Production par les organismes autotrophes et la Respiration par les organismes hétérotrophes détermine le fonctionnement trophique de l'Écosystème (rapport P/R) et influence de nombreux processus (Odum, 1971).

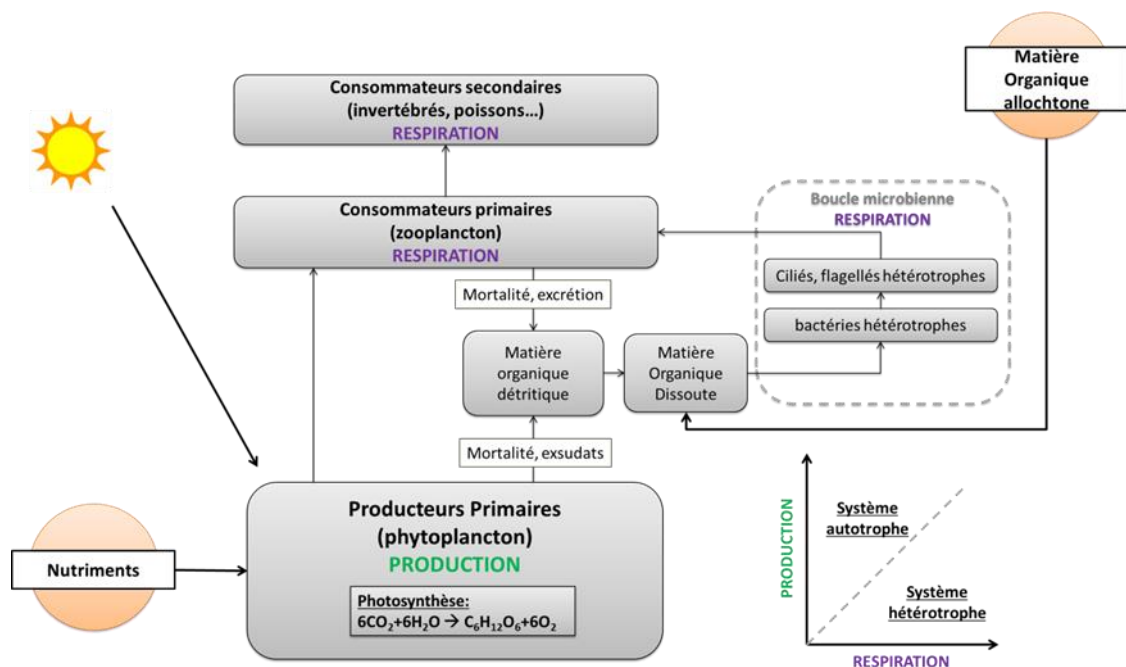


Figure 6: Schématisation simplifiée des réseaux trophiques pélagiques (modifié d'après Gilbert, et al. 1998).

Introduit en 1980, le concept de continuum fluvial (Vannote et al. 1980) décrit le fonctionnement écologique des cours d'eau de manière longitudinale, en considérant le système de la source à l'embouchure (Figure 7). Il y est décrit une évolution graduelle des conditions physico-chimiques, et des conditions trophiques (quantité et qualité de la ressource) auxquelles les communautés s'adaptent.

Le concept décrit un fonctionnement hétérotrophe des tronçons en amont, influencés par la ripisylve qui implique un fort ombrage et des apports importants en matière organique détritique allochtone. Lorsque le cours d'eau s'élargit, la production primaire se développe et les apports détritiques sont moindres, ce qui permet un retour à des conditions autotrophes.

Enfin, la turbidité et la profondeur des cours d'eau sont supposées redevenir des facteurs limitant la production primaire en aval ou le système redeviendrait donc hétérotrophe.

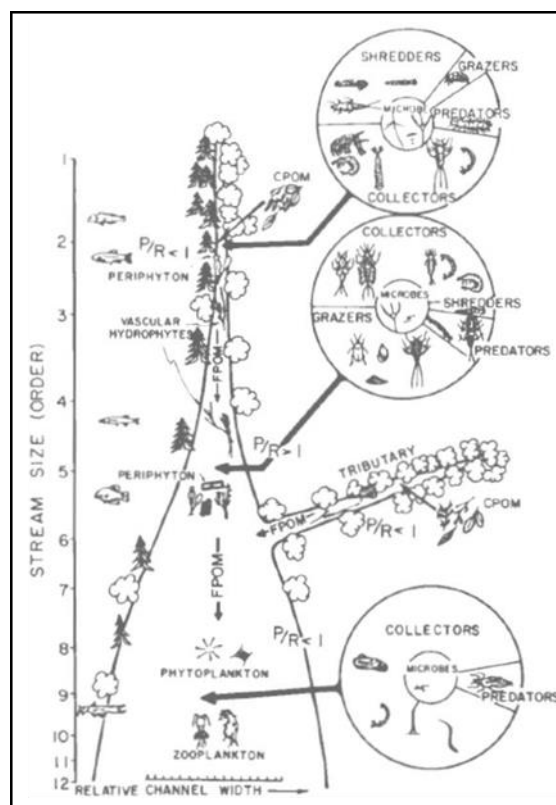


Figure 7: Description des relations entre la largeur du cours d'eau et l'évolution progressive des caractéristiques structurelles et fonctionnelles des communautés, d'après Vannote et al. (1980). Évolution des conditions physico-chimiques et des ajustements biotiques de l'amont (cours d'eau étroit fortement influencé : rapport  $P/R < 1$ ), vers les tronçons intermédiaires (élargissement du cours d'eau permettant la photosynthèse : rapport  $P/R > 1$ ) puis l'aval du cours d'eau (turbidité liée à la matière organique particulaire et profondeur du cours d'eau limitent la photosynthèse : rapport  $P/R < 1$ ).

Les propriétés physiques et hydrologiques du système influencent donc les modalités de transport, de stockage et d'utilisation de la Matière Organique le long du cours d'eau, qui devient aussi de plus en plus fine en termes de taille de particules. Les communautés biotiques qui se succèdent d'amont en aval sont supposées être adaptées à ces conditions physiques et trophiques, afin d'utiliser de manière efficace la ressource. Dans une logique d'optimisation, les communautés en aval profitent de l'inefficacité des espèces en amont pour un partage équilibré de la ressource et une occupation optimale du gradient des habitats.

#### **1.2.4 Altérations hydrologiques des cours d'eau**

Outre le fait qu'elle représente une ressource vitale, l'Homme utilise l'eau douce à de nombreuses fins. On estime à plus de la moitié de l'eau douce accessible comme étant utilisée par l'Homme, dont plus de 70 % à des fins agricoles (Vitousek et al. 1997 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Que ce soit pour alimenter les besoins de l'agriculture ou pour fournir de l'énergie hydroélectrique, des réservoirs ont été créés sur les réseaux hydrographiques. Beaucoup de cours d'eau ont aussi été déviés et/ou canalisés à des fins de navigation ou de contrôle des risques d'inondation. Par conséquent, 60 % des cours d'eau dans le monde sont aujourd'hui fragmentés par des barrages et autres infrastructures (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Ces altérations de l'hydrologie modifient les habitats, affectent la continuité et le fonctionnement écologique des cours d'eau. De plus, la navigation sur les cours d'eau est également une source de perturbation. Le trafic fluvial lui-même altère les habitats en détruisant les macrophytes servant de refuges à certaines espèces (Murphy & Eaton, 1983 ; Ali et al. 1999), provoque des turbulences qui modifient les habitats des communautés benthiques, et contribue à la remise en suspension des particules, et à modifier la turbidité ou encore la concentration en oxygène dans le milieu (Garrad & Hey, 1987 ; Anthony & Downing, 2003 ; Gabel, 2012 ; Prygiel et al. 2015).

#### **1.2.5 Modification des cycles de nutriments**

Avec l'accroissement des populations et le développement des techniques modernes d'agriculture, la quantité et la nature des apports de nutriments dans les réseaux hydrographiques ont été fortement modifiés (Vitousek et al. 1997 ; Billen et al. 2001 ; Galloway & Cowling, 2002 ; Meybeck, 2003 ; Smith, 2003). L'utilisation d'engrais pour

les cultures, les épandages de fumiers animaux et les rejets d'effluents d'origine domestique ou industrielle émettent dans l'environnement des nutriments, et particulièrement de l'azote et du phosphore. Ceci s'est accompagné de la modification de l'occupation des sols végétalisés au profit de sols cultivés ou urbanisés, favorisant le lessivage des sols et l'exportation de ces nutriments souvent apportés en excès dans les cours d'eau.

De la même manière qu'ils fertilisent les cultures et les végétaux terrestres, les nutriments en excès dans les milieux aquatiques favorisent le développement des algues et des végétaux aquatiques. Ce phénomène d'enrichissement des eaux en nutriments, appelé eutrophisation (du grec « eu » : bien, vrai, et « trophein » : nourrir), est l'un des facteurs de dégradation de la qualité de l'eau les plus répandus dans le monde (Ryther & Dunstan, 1971 ; Schindler, 1974 ; Vitousek et al. 1997 ; Smith et al. 1999). Non seulement l'eutrophisation conduit parfois à des efflorescences phytoplanctoniques toxiques, mais la prolifération excessive des algues entraîne également une réduction de l'accès à la lumière pour les autres organismes aquatiques, et une diminution de la concentration en oxygène liée à la décomposition de ces végétaux dont la croissance est trop rapide pour être contrôlée par les herbivores. Il en résulte donc souvent une perte de diversité végétale et animale importante (Carpenter et al. 1998 ; Paerl et al. 2001).

Certaines conséquences liées à ces efflorescences, comme la mort des poissons par asphyxie, les effets sur l'aquaculture ou les activités récréatives ou même dans certains cas une toxicité pour l'Homme, dégradent aussi les biens et services écosystémiques que les cours d'eau fournissent, et ont donc également des impacts économiques importants (Palmstrom et al. 1988 ; Shumway, 1990 ; Paerl et al. 2001).

### **1.2.6 Rejets de contaminants**

La croissance démographique et le développement des activités humaines ont aussi pour conséquence le déversement de plusieurs types de polluants dans les cours d'eau par le biais de rejets ponctuels (rejets industriels, domestiques, stations d'épuration, etc.) ou diffus (lessivage des sols, retombées atmosphériques) (Novotny, 1995 ; 1999).

La diversité des polluants est très importante. Dans le cadre de cette thèse, on s'intéressera principalement à deux types de contaminants particulièrement persistants

dans l'environnement : les métaux (ou éléments traces métalliques, ETM), et les polluants organiques persistants (POP).

Les ETM sont présents sous forme naturelle dans l'environnement. Certains sont qualifiés « éléments essentiels » et sont nécessaires au fonctionnement des organismes, mais peuvent avoir un effet toxique à des concentrations trop élevées, alors que d'autres sont dits « non-essentiels » et peuvent être toxiques même à de faibles concentrations. Outre les composés d'origine naturelle, de nombreux secteurs d'activité sont à l'origine d'émission de métaux dans l'environnement. En particulier, les industries minières et de fonderie sont une source importante d'ETM.

Les polluants organiques persistants sont très diversifiés (hydrocarbures, polychlorobiphényles, pesticides...) et peuvent provenir de sources différentes (industrielle, agricole ou domestique). Ce sont des composés chimiques de synthèse, caractérisés par leur toxicité et par une forte persistance dans l'environnement. Particulièrement lipophiles, ils s'accumulent dans les tissus graisseux des organismes et se transfèrent dans les réseaux trophiques où ils sont bio-accumulés et bio-concentrés, et peuvent représenter un risque pour les niveaux trophiques supérieurs, ainsi que pour l'Homme.

Ces polluants, selon leurs propriétés physico-chimiques et leur concentration dans le milieu, peuvent représenter une menace pour les organismes, qui sont exposés à la contamination par voie trophique (ingestion de nourriture), ou bien par diffusion à travers les membranes biologiques (Eggleton & Thomas, 2004). Ils peuvent entraîner des effets létaux ou sub-létaux, conséquences de perturbations physiologiques, métaboliques, ou encore des altérations de la mobilité, du comportement ou de la reproduction (cas des perturbateurs endocriniens). Certains contaminants ont aussi des propriétés mutagènes ou cancérogènes (Vondráček et al., 2007 ; Griffitt et al., 2008 ; Bihanic et al., 2014 ; Vignet et al., 2014).

### **1.3 Grille générale**

Le système national d'évaluation de la qualité de l'eau est considéré comme un des indices de développement durable. Il est basé sur les grilles de qualité simplifiées fixées par l'arrêté n° 1275-02 du 17 Octobre 2002. Les normes ou critères numériques établissent des seuils de conditions physiques, de concentrations chimiques et

biologiques exigés pour le maintien d'un usage bénéfique de l'eau (S.E.E.E, 2010).

La grille générale de la qualité des eaux de surface fixe cinq classes de qualité.

Chaque classe est illustrée par une couleur particulière.

- Classe de qualité excellente : bleue
- Classe de qualité bonne : verte
- Classe de qualité moyenne : orange
- Classe de qualité mauvaise : violette
- Classe de qualité très mauvaise : rouge.

Chaque classe est définie par un ensemble de valeurs seuils que les différents paramètres physico-chimiques ou biologiques ne doivent pas dépasser. Les paramètres retenus sont au nombre de 41 et sont regroupés en six catégories (S.E.E.E, 2010) (Tableau 2).

Tableau 2: Paramètres retenus dans la grille générale de la qualité de l'eau (S.E.E.E, 2010).

Catégories	Paramètres
<b>Paramètres organoleptiques</b>	Couleur, odeur
<b>Paramètres physico-chimiques</b>	Température, pH, conductivité à 20°C, chlorures, sulfates, matières en suspension, O <sub>2</sub> dissous, DBO <sub>5</sub> , DCO, oxydabilité KMnO <sub>4</sub>
<b>Substances Indésirables</b>	Nitrates, NTK, ammonium, baryum, phosphates, phosphore total, fer total, cuivre, zinc, manganèse, fluorures, hydrocarbures, phénols, détergents anioniques
<b>Substances Toxiques</b>	Arsenic, cadmium, cyanures, chrome total, plomb, mercure, nickel, sélénium, pesticides par substance, pesticides totaux...
<b>Paramètres Bactériologiques</b>	Coliformes fécaux, coliformes totaux, streptocoques fécaux
<b>Paramètres Biologiques</b>	Chlorophylle (a)

### 1.3.1 Grille simplifiée

La grille simplifiée est une grille élaborée à partir de la grille générale. Elle permet de fournir une appréciation globale et rapide de la qualité des eaux de surface. Il existe une grille relative aux eaux de rivières (Tableau 3) et une grille relative aux eaux des lacs et des retenues de barrages (Tableau 4) (S.E.E.E, 2010).

Tableau 3: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de rivières (S.E.E.E, 2010).

Paramètre Qualité	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	PT (mg/l)	CF (100ml)
<b>Excellente</b>	>7	<3	<30	<0,1	<0,1	<20
<b>Bonne</b>	7-5	3-5	30-35	0,1-0,5	0,1-0,3	20-2000
<b>Moyenne</b>	5-3	5-10	35-40	0,5-2	0,3-0,5	2000-20.000
<b>Mauvaise</b>	3-1	10-25	40-80	2-8	0,5-3	>20.000
<b>T. mauvaise *</b>	<1	>25	>80	>8	>3	-

Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de rivières (S.E.E.E, 2010).

T. mauvaise : Très mauvaise ; CF : coliformes fécaux

Tableau 4: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de lacs (S.E.E.E, 2010).

Paramètre Qualité	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	PT (mg P/l)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	Chl a (µg/l)
<b>Excellente</b>	>7	<10	<0,1	<0,2	<2,5
<b>Bonne</b>	7-5	20-25	0,1-0,3	0,2-0,5	2,5-10
<b>Moyenne</b>	5-3	25-50	0,3-0,5	0,5-1	10-30
<b>Mauvaise</b>	3-1	>50	0,5-3	1-5	30-110
<b>T. mauvaise *</b>	<1	-	>3	>5	>110

Les classes de qualité des eaux :

- Classe1 "qualité excellente" : les eaux de bonnes et excellentes qualités sont considérées comme exemptes de pollution, aptes à satisfaire les usages les plus exigeants.

- Classe 2 "qualité bonne" : les eaux de bonnes qualités peuvent satisfaire tous les usages, particulièrement la production de l'eau potable avec un traitement normal.
- Classe 3 "qualité moyenne" : les eaux de moyenne qualité sont destinées pour l'irrigation, les usages industriels, la vie piscicole et la production d'eau potable avec un traitement poussé.
- Classe 4 "qualité mauvaise" : les eaux de mauvaises qualités sont aptes uniquement pour l'irrigation et pour le refroidissement. Elles sont interdites de l'utiliser pour la vie piscicole et la production de l'eau potable.
- Classe 5 "qualité très mauvaise" : les eaux de très mauvaises qualités qui dépassent la valeur maximale fixée dans la classe 4 pour un ou plusieurs paramètres ; elles sont considérées comme inaptes à la plupart des usages.

### **1.3.2 Etat trophique d'un plan d'eau**

L'état trophique est une mesure du degré d'eutrophisation d'un lac. D'une manière générale, les lacs et les réservoirs peuvent être classés comme oligotrophes du grec, « peu nourri » ou eutrophes « bien nourri » ou mésotrophe utilisé pour décrire les plans d'eau en transition entre un état oligotrophe et eutrophe.

- Oligotrophe : Lacs pauvres en matières nutritives et contenant plusieurs espèces d'organismes aquatiques, chacune d'elles étant représentée en nombre relativement faible. L'eau se caractérise par une grande transparence, une importante teneur en oxygène et peu de matières organiques.
- Mésotrophe : Lacs qui se situent entre les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes. Par rapport aux lacs oligotrophes, on y note une augmentation de la quantité de matières organiques et des organismes aquatiques (végétaux, animaux et bactéries).
- Eutrophe : Lacs riches en matières nutritives. Ces lacs sont relativement peu profonds, recouverts d'une large ceinture de végétation aquatique et on y note la présence d'espèces de poissons peu exigeants en oxygène. Le fond est couvert de sédiments riches en matières organiques.

Naturellement, un lac passe de l'état oligotrophe à eutrophe sur une échelle de milliers d'années. Par contre, les activités anthropiques peuvent accélérer le processus d'eutrophisation faisant passer l'échelle à quelques dizaines d'années.

### 1.3.3 Méthodes pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau

L'état du cours d'eau, comprenant l'eau et les milieux aquatiques, se décline en trois parties (Braud et al. 2014) :

1. L'état physico-chimique de l'eau et des sédiments ; il est subdivisé en un état physico-chimique soutenant la biologie, qui se traduit par les paramètres caractérisant les macropolluants (d'origines naturelles ou anthropiques), et en un état chimique, qui se traduit par des paramètres caractérisant les micropolluants (pesticides, ...) toujours d'origines anthropiques ;

L'azote, le phosphore et le carbone organique, sont des déterminants majeurs de la qualité des eaux, mais ils sont des éléments les plus difficiles à surveiller correctement pour de multiples raisons (Moatar et al. 2009) :

- Chaque élément est caractérisé par de nombreuses formes spécifiques (dissoutes, particulaires, organiques, inorganiques) ;
- Les origines peuvent être variées (sols, rejets diffus, ponctuels, ...) ;
- Ces éléments sont en plus très réactifs dans le milieu aquatique sous l'influence de processus chimiques, biologiques et physiques ;
- La conservation des échantillons prélevés est délicate.

L'oxygène est nécessaire à la vie et aussi à la qualité de l'eau ; en son absence, des respirations anaérobies se développent, pouvant avoir un effet favorable (dénitrification) mais le plus un effet défavorable : mise en solution de métaux réduits (Fe, Mn, ...) et du phosphore qui leur était lié, production d'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ) et de méthane ( $CH_4$ ).

2. L'état des peuplements biologiques floristiques (macrophytes et diatomées) et faunistiques (invertébrés, poissons) : cet état est mesuré par des échantillonnages des peuplements et synthétisé dans des indices biologiques, parmi lesquels l'indice biologique global normalisé (AFNOR, 2004) est le plus fréquemment utilisé.

Les indices biologiques constituent un élément essentiel des réseaux de mesure de la qualité des eaux de surface continentales et spécialement on s'intéresse aux diatomées et aux indices diatomiques pour l'évaluation de la qualité d'eau. Cet indice - qui utilise la quasi-totalité des espèces inventoriées - répond à la pollution organique biodégradable, à l'eutrophisation, qu'elle soit potentielle et exprimée par les phosphates, ou réelle et

exprimée par la chlorophylle (a), ainsi qu'à la minéralisation des eaux exprimée essentiellement par les sulfates, les chlorures et la conductivité.

L'étude des paramètres bactériologiques a porté sur la recherche et le dénombrement des germes indicateurs de la pollution (germes totaux, coliformes totaux, streptocoques fécaux et coliformes fécaux).

La présence des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux dans ces eaux indique une pollution d'origine fécale. Ces bactéries sont communément utilisées pour identifier une pollution d'origine fécale (Rodier, 1984). Leur prolifération est due au déversement des matières organiques et des substances nutritives azotées (Derwich, 2008). Si le nombre des microorganismes rencontrés dépasse les valeurs indiquées par les directives de l'OMS et les normes marocaines en vigueur, ils peuvent être à l'origine d'un risque sanitaire notamment la cause d'infections bénignes ou graves : gastro-entérite, diarrhée, ascaridiose, dysenteries, hépatites, typhoïdes, leptospirose, ...

3. L'état physique : il s'agit de l'hydromorphologie du cours d'eau, soit l'état des berges, du lit mineur, du lit majeur, des continuités longitudinales, latérales et verticales, des annexes, des conditions hydrologiques (débits) et hydrauliques (vitesse, géométrie du cours d'eau).

Majoritairement, les données de qualité d'eau sont issues de résultats d'analyse de prélèvements dont les protocoles sont normalisés. Toutefois ces protocoles, ainsi que les réseaux de mesures, dont les données sont issues pour la plupart, ont évolué au cours du temps. La périodicité et la densité spatiale des mesures est variable selon les paramètres étudiés, les producteurs et les objectifs recherchés.

En septembre 1989, l'apparition soudaine de fortes teneurs en manganèse (5,6 mg/L) dans les eaux du lac du barrage Abdeklkrim El Khattabi (Maroc) destiné à l'alimentation en eau potable- a provoqué l'arrêt de la station de traitement avec de graves conséquences sur la gestion de l'eau (Niazi et al. 2005).

Dans tous les cas, les organismes vivant dans les réseaux hydrographiques sont soumis à des contraintes particulières, liées à l'hétérogénéité de l'habitat, à l'hydrologie et à la nature dendritique du système, qui influencent la dynamique des populations et la dispersion. De plus, les conditions hydrologiques et physico-chimiques et la composition de la Matière En Suspension (MES) influencent fortement les interactions trophiques qui relient entre eux les différents compartiments. À cela s'ajoutent les activités

anthropiques, influençant fortement et de diverses manières le fonctionnement de ces écosystèmes.

## 2 Le processus de l'eutrophisation

L'eutrophisation est définie par l'OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques) comme un « enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (Daouda M., 2010).

En revanche, le phénomène de l'eutrophisation de ces retenues de barrage est accéléré par les progrès de la vie moderne conjugués à l'agressivité du climat et à la nature des sols. En effet, ce phénomène est particulièrement rapide dans le contexte marocain puisque la retenue de barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah, récemment mise en service (1974), est déjà fortement eutrophisée (Abouzaid 1987). D'autres retenues de barrage plus anciennes, comme la retenue du barrage El Kansera, présentent également des symptômes d'eutrophisation (Derraz 1995). Les effets d'un tel phénomène sont considérés particulièrement graves pour un pays comme le Maroc, où l'inégalité de la répartition des eaux constitue un facteur limitant du développement économique ; et où l'approvisionnement en eau potable et industrielle des agglomérations est assuré à plus de 60 % par les eaux de surface, qui sont généralement puisées à partir des retenues de barrage.

Le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et souvent utilisé sans définition claire. Il paraît donc essentiel de s'accorder, en tout premier lieu, sur le sens que l'on donnera à ce terme.

Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » dont dérive le mot « Eutrophisation ». «Eutrophe » signifie simplement « bien nourri ». Le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de

l'eau et des questions connexes : une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives (Aminot A. et al, 1990).

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, stricto sensu, du fait de devenir eutrophe (donc, de s'enrichir en nutriments). Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part. La notion d'eutrophisation est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (enrichi). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu (Menesguen et al. 2001).

A l'origine, l'eutrophisation est un phénomène naturel de vieillissement des lacs. Ce processus très lent s'étale sur plusieurs années et est normalement peu perceptible à l'échelle d'une génération. Cependant, l'homme accélère l'avancée de l'eutrophisation par des nouvelles sources de nutriments. Ainsi, le phénomène est très avancé aujourd'hui pour les eaux continentales, et prend de plus en plus d'importance pour les eaux de lac de barrage. La principale conséquence de l'eutrophisation est une dégradation de la qualité de l'eau, et donc des pertes économiques et un risque supplémentaire pour la santé. De nombreuses mesures sont aujourd'hui adoptées pour améliorer la qualité des eaux déjà atteintes pour limiter l'expansion de l'eutrophisation aux eaux encore saines.

Voici en résumé les grandes étapes de ce phénomène complexe (Laurentides, 2009) :

- Le plan d'eau reçoit des apports en éléments nutritifs (particulièrement en phosphore) provenant de sources diverses (naturelles et anthropiques sur une longue ou courte période de temps).
- L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau provoque, à plus ou moins long terme, une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure

du plan d'eau et dans le littoral, ce qui réduit considérablement la transparence de l'eau (l'eau devient plus turbide).

- L'augmentation de la turbidité limite le passage de la lumière à travers la colonne d'eau. La photosynthèse ne peut alors s'effectuer que près de la surface du plan d'eau.
- Le surplus de matière végétale produit dans l'épilimnion se dépose au fond du plan d'eau, suite à sa sénescence (mortalité).
- Les décomposeurs utilisent l'oxygène dissous afin de dégrader la matière végétale, ce qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous en profondeur.
- La raréfaction de l'oxygène dissous de la couche inférieure du lac occasionne un changement dans la biodiversité des espèces présentes au lac (Laurentides, 2009).

Selon Ramade (1981), les principales phases successives de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit :

- ✓ Pollution croissante,
- ✓ Prolifération des algues,
- ✓ Décomposition anaérobie,
- ✓ Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

On remarque que la première étape n'est pas forcément négative pour le milieu, car celui-ci s'enrichit au niveau de chaque maillon de la chaîne trophique (Figure 8). La seconde étape, par contre, voit une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs.

Le rythme de développement des différentes phases dépend de l'environnement du plan d'eau : occupation des bassins versants, flux et nature des polluants, luminosité, hydrologie et hydrodynamique, morphométrie, etc.

En cas de prolifération d'espèces phytoplanctoniques, l'activité photosynthétique est alors très forte, ce qui induit des variations importantes de la concentration en oxygène dissous et du pH dans les systèmes aquatiques à l'échelle de la journée : en période diurne

le pH peut dépasser 10 et en période nocturne le milieu peut être totalement anaérobie, ce qui peut porter atteinte à la vie aquatique.

Le développement excessif de macrophytes ou d'espèces phytoplanctoniques dans les milieux eutrophes conduit à une réduction de la transparence, qui va alors limiter l'activité photosynthétique. Par ailleurs, cette réduction de la transparence à moins de 1 mètre peut limiter les activités de baignade car cela s'accompagne d'une augmentation des risques de noyade.

La décomposition de la biomasse phytoplanctonique ou des macrophytes conduit également à une consommation importante de la concentration en oxygène dissous et peut entraîner un anaérobie dans les systèmes aquatiques, ce qui s'accompagne généralement du développement d'odeurs nauséabondes et de mortalité piscicole.

Enfin, dans le cas du développement de cyanobactéries, des risques sanitaires liés à la présence des cyanotoxines sont à craindre. De plus certaines cyanobactéries produisent également des composés malodorants qui génèrent des nuisances olfactives aux abords des plans d'eau infestés.

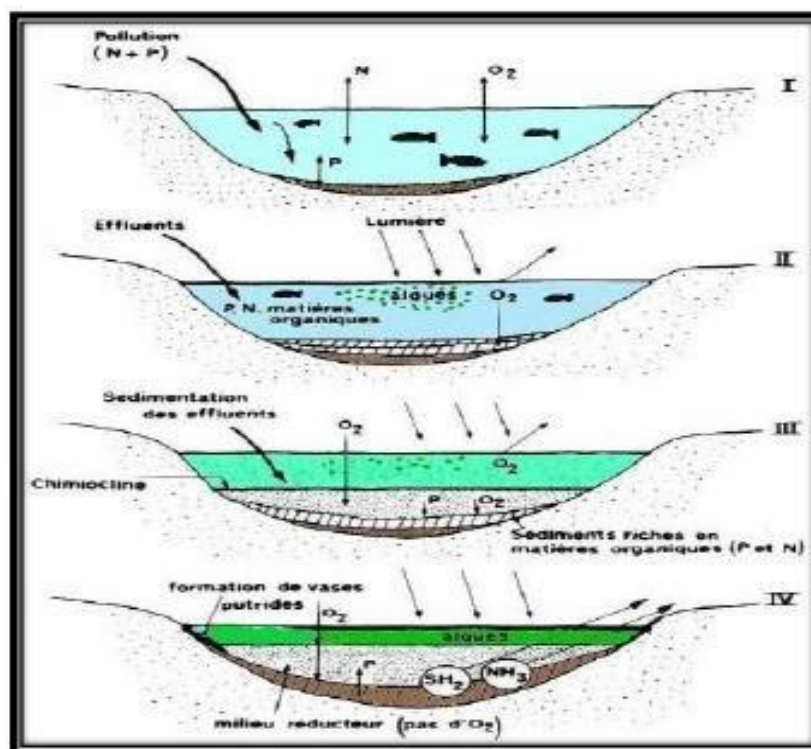


Figure 8: Une illustration du processus de l'eutrophisation dans un lac (Ramade, 1981).

### **2.1.1 Causes et conséquences de l'eutrophisation**

Les rejets domestiques apportent au plan d'eau une charge importante en azote et en phosphore. Les détergents ainsi que les excréments humains contiennent des teneurs importantes en phosphore. L'élevage constitue aussi une source ponctuelle de nutriments, puisque les apports d'azote et de phosphore provenant des déchets d'animaux sont généralement observés (Abdallaoui, 1998). S'ajoute à ceux-ci les éléments nutritifs transférés par les pluies et les eaux de ruissellement en provenance des zones urbaines et agricoles, et sans oublier le relargage du phosphore à partir des sédiments qui est donc susceptible de favoriser la prolifération algale qui entraîne une détérioration de la qualité de l'eau et pose notamment de sérieux problèmes lors du traitement de potabilisation (Bouloud et al. 2001). Ceci, comprend les travaux de Vollenweider (1968) ont permis de mettre en évidence le lien direct entre les pressions agricoles et urbaines et l'eutrophisation observée dans les lacs.

Les facteurs naturels tels que le climat, l'hydrologie, la géologie, la position géographique ainsi que la topographie et la géochimie sont étroitement liés aux caractéristiques du bassin versant et déterminent l'intensité du phénomène d'eutrophisation des lacs et des retenues de barrage (Abdallaoui, 1998).

Les conditions physiques (température, vent et pluviosité) subies par l'écosystème lacustre sont d'une grande importance sur la stabilité des masses d'eau et conditionnent ainsi que les phénomènes de mélange ou de stratification. Ainsi, les deux principaux facteurs liés à la stabilité des masses d'eau sont l'advection et la dispersion (Mhamdi, 1994).

A la fin de la Seconde Guerre Mondiale, la production et la consommation d'engrais minéraux a été fortement intensifiée pour augmenter la production agricole des pays industrialisés par l'extraction massive des gisements de phosphore et l'utilisation du procédé Haber-Bosch permettant la production industrielle d'engrais azotés. En seulement 30 ans, l'utilisation d'engrais azotés et phosphatés a été multipliée par huit. L'utilisation d'engrais minéraux à l'échelle mondiale augmente toujours (Smil, 2000) et prévoit l'utilisation mondiale 22.106 tonnes de phosphore inorganique par an pour 2050 ce qui entraînerait une très forte pression sur les gisements restants (Smil, 2000 ; Kirby

et al. 2007a et 2007b). De même, Frink et al. (1999) estiment dans leur scénario le plus optimiste que la demande en engrais azotés sera de 160.106 tonnes d'azote par an en 2050, soit environ deux fois la consommation actuelle.

La forte disponibilité en phosphore minéral a conduit à son utilisation pour des procédés industriels (agroalimentaire, métallurgie,) mais aussi pour des usages communs comme les détergents pour les lessives, bientôt généralisés dans tous les foyers.

Le lessivage des sols agricoles fertilisés à l'aide d'engrais minéraux et le rejet d'eaux usées peu, voire pas traitées issues des zones urbaines directement dans les cours d'eau a rapidement eu des conséquences environnementales majeures (Matson et al. 1997 ; Smith, 2003). Dès les années 1960, une augmentation des concentrations en azote et phosphore a été observée dans un grand nombre de masses d'eau. En effet, les principaux effets d'une eutrophisation dans les milieux aquatiques sont un véritable bouleversement pour l'écosystème initial, avec notamment les effets suivants (Smith et al. 1999 ; Smith, 2003 ; Hilton et al. 2006) :

- Eau trouble et teinte de l'eau en vert ou marron, signe d'un développement excessif de phytoplancton en suspension dans la colonne d'eau et possiblement de cyanobactéries.
- Développement excessif d'algues benthiques et constitution d'un épais biofilm sur le fond et sur la végétation aquatique fixée.
- Développement excessif des espèces macrophytiques, fixées ou flottantes, pouvant se développer jusqu'à recouvrir totalement la surface libre.
- Très fortes variations d'oxygène dissous et de pH dans une même journée pendant les blooms, avec une sous-oxygénation marquée la nuit pouvant, dans le cas des rivières, plonger le système dans des conditions anoxiques.
- Perte de biodiversité de l'écosystème initial pour tous les maillons de la chaîne trophique en fonction de l'adaptabilité des différentes espèces.
- Mise en place de conditions favorisant le développement par opportunisme d'espèces végétales et animales invasives.

### 2.1.2 Classification des niveaux trophiques

Les premiers travaux qui ont porté sur l'eutrophisation d'origine anthropique des milieux aquatiques se sont basés sur la typologie initiée par Weber (1907) et reprise par Naumann (1919), bien qu'elle ne soit que qualitative et souffre d'un manque de clarté. Un certain nombre de valeurs-seuils de différentes variables entre chaque niveau trophique ont alors été proposées en fonction des types de milieux (lac, rivière, estuaire, marin côtier). Les principaux indicateurs étaient la transparence de l'eau (mesurée à l'aide d'un disque de Secchi) et les concentrations en azote, phosphore et en pigments chlorophylliens (utilisés comme proxy de la biomasse phytoplanctonique), à partir des travaux de Vollenweider (1968) sur plus d'une centaine de lacs nord-américains, et légèrement modifiés ensuite (Dodds et al. 1998 ; Smith et al. 1999 ; Reynolds, 2006). D'autres indicateurs des niveaux trophiques ont été proposés comme le Trophic Diatom Index (Kelly, 1998 ; Kelly and Whitton, 1998), reposant sur l'étude du micro-phytobenthos, ou le Mean Trophic Rank (Holmes, 1996), basé sur l'observation des macrophytes. Il n'y a malheureusement aucun consensus sur l'utilisation de ces différents indicateurs, en partie du fait que chaque masse d'eau réagit différemment aux variations d'apports en nutriments (Hilton et al. 2006) et, bien que des valeurs limites pour les différents indicateurs aient été proposées, le caractère subjectif de la qualification des systèmes reste présent. Le tableau 5 présente les caractéristiques moyennes des différents niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux marins côtiers selon de Smith et al. (1999). Pour les rivières, les valeurs sont issues des travaux de Dodds et al. (1998).

La maîtrise des apports de nutriments dans les milieux aquatiques porte aussi sur les apports diffus. Dans un grand nombre de cours d'eau, la majorité des apports en nitrate est due au ruissellement et au lessivage sur les sols agricoles fertilisés. La forte biodisponibilité de cet azote serait grandement responsable des blooms algaux en milieu aquatique, les « marées vertes », qui touchent encore de nombreuses retenues en eau dans le monde (Ye et al. 2011), de manière spectaculaire en Chine, au Sierra Leone, en Bretagne et, récemment, dans les Caraïbes (Charlier et al. 2007 ; Smetacek and Zingone, 2013). De nombreuses mesures ont été mises en place pour contrer ces phénomènes extrêmes, à commencer par la Directive Cadre Nitrates EEC (Barraqué, 2001) imposant aux Etats membres de l'Union Européenne de modifier les pratiques d'agriculture dans

les zones les plus vulnérables via l'application d'un code des bonnes pratiques. Malgré la réduction de l'application des engrais azotés pour la plupart du territoire européen, l'impact sur la qualité des masses d'eau n'est que très peu visible (Bouraoui and Grizzetti 2011). Ce résultat décevant peut en partie être lié au fait que le temps de réponse des systèmes entre un changement de pratique agricole, le transfert à travers les aquifères et une véritable diminution de concentration en nitrates dans les cours d'eau peut atteindre plusieurs décennies (Behrendt et al. 2002 ; Jackson et al. 2008).

Les auteurs insistent sur le fait que la conversion en terres arables drainées d'une part importante de la surface de prairies et forêts joue un rôle majeur dans le maintien des niveaux de concentration en nitrate élevés. Une telle conversion aurait fait chuter considérablement la teneur en matière organique des sols, qui met des décennies à se reconstituer, et permis le relargage de l'azote minéral initialement contenu dans les sols. De plus, les réseaux de drainage assèchent les sols ce qui limite le phénomène de dénitrification dans les sols et surtout transfère plus rapidement l'azote à travers le réseau hydrographique, limitant cette fois la dénitrification riparienne.

Tableau 5:Caractéristiques moyennes des niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux marins, d’après Smith et al. (1999). N, azote total; PT, phosphore total; Chl a, chlorophylle a; Secchi, transparence de l’eau mesurée au disque de Secchi.

Système	Niveau trophique	No t (mg L <sup>-1</sup> )	PT (µg L <sup>-1</sup> )	Chl a (µg L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)
<b>Lacs</b>	Oligotrophe	<0.35	< 10	< 3.5	> 4
	Mésotrophe	0.35 – 0.65	10 – 30	3.5 – 9	2 – 4
	Eutrophe	0.65 – 1.20	30 – 100	9 – 25	1 – 2
	Hypereutrophe	> 1.20	> 100	> 25	< 1
			Chl a en suspension (µg L <sup>-1</sup> )		Chl a benthique(µg L <sup>-1</sup> )
<b>Rivières</b>	Oligotrophe	<0.70	< 25	< 10	< 20
	Mésotrophe	0.70 – 1.5	25 – 75	10 – 30	20 – 70
	Eutrophe	> 1.50	> 75	> 30	> 70
			Chl a (µg L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	
<b>Marin</b>	Oligotrophe	<0.26	< 10	< 1.0	> 6
	Mésotrophe	0.26 – 0.35	10 – 30	1 – 3	3 – 6
	Eutrophe	0.35 – 0.40	30 – 40	3 – 5	1.5 – 3
	Hypereutrophe	> 0.40	> 40	> 5	< 1.5

Il existe à ce jour de nombreux exemples de lacs pour lesquels une meilleure maîtrise des apports en phosphore ponctuel et diffus en entrée a permis de contrer les phénomènes d'eutrophisation (Jeppesen et al. 2005). De nombreux articles recensent une forte diminution des teneurs en phosphore dans les lacs (Hartmann et al. 2007 ; Billen et al. 2007 ; López-Ibáñez et al. 2008 ; Friedrich and Pohlmann 2009 ; Bowes et al. 2011 ; Bouraoui and Grizzetti 2011 ; Istvánovics and Honti 2012 ; Floury et al. 2012 ; Hardenbicker et al. 2014). Comme l'indique Jarvie et al. (2013), le contrôle des apports ponctuels de phosphore n'est pas toujours suffisant pour réduire le phénomène d'eutrophisation en eau douce. Cela peut être lié au lent déstockage du phosphore des sols issus des anciennes pratiques agricoles, à un découplage temporel entre les apports de phosphore et la réponse de la biomasse algale, ou au fait que les trajectoires de restauration ne soient pas forcément linéaires, avec des paliers à franchir, ou plusieurs états d'équilibre possibles.

La baisse générale du phénomène d'eutrophisation dans les rivières semble être accompagnée par le retour des macrophytes (Hilton et al. 2006), offrant des nouveaux habitats et une source de nourriture à la population piscicole (Grenouillet et al. 2000). Cependant, la chute de la turbidité occasionnée par l'abatement du phytoplancton profiterait aussi aux espèces invasives ou envahissantes (Hussner, 2012).

Les travaux de Vollenweider (1968) donnent une correspondance directe entre les apports en phosphore et la concentration en chlorophylle *a* potentiellement atteinte dans le système. Si ce type de formulation simple a permis aux gestionnaires de se fixer des objectifs de réduction des apports en nutriments dans les milieux aquatiques, il ne permet pas de dire si le niveau de chlorophylle estimé va être atteint, à quel moment cela arrivera, et ne donne aucune estimation de la composition des populations de phytoplancton. Or, les conditions de croissance diffèrent grandement d'une espèce à l'autre, et les mécanismes conduisant à leur développement sont très complexes (Reynolds, 1992).

L'eutrophisation des eaux est l'un des problèmes environnementaux majeurs du monde contemporain. Les effets visibles sont le développement planctonique ; la prolifération des algues et des macrophytes. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour les concentrations en phosphore et en chlorophylle *a*. (Tableau 6). Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux lacs tempérés.

Lorsque, par son activité, l'Homme introduit par inadvertance des éléments nutritifs comme l'azote (sous forme de nitrate ou de nitrite et d'ammonium), le phénomène d'eutrophisation se produit souvent et se manifeste par un changement au niveau de la diversification des algues. On constate en effet l'évolution vers une communauté pauvre en espèces végétales. Les espèces résistantes se développent ensuite de façon excessive. Par ailleurs, vers la fin de la poussée saisonnière de productivité, on assiste, du fait de la décomposition du surcroît de matière organique, à une consommation rapide de l'oxygène dissous ; ce qui rend impossible toute vie autre que celle des anaérobies.

Tableau 6: Classification d'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982).

Classes des états trophiques	Indices de l'état trophique (mg/m <sup>3</sup> )		
	PT	Chl moyen	Chl max
Ultra-oligotrophe	< 4.0	<1.0	<2.5
Oligotrophe	<10.0	<2.5	<8.0
Mesotrophe	10 - 30	2.5-8.0	8.0 - 25
Eutrophique	35 - 100	8 - 25	25 - 75
Hypereutrophe	>100	>25	>75

### 2.1.3 Indicateurs d'eutrophisation

Les signes indicateurs de l'eutrophisation se manifestent dans des compartiments de l'écosystème concernés par les apports en éléments nutritifs dans l'eau permettent de caractériser l'état et / ou le niveau de l'eutrophisation d'un écosystème aquatiques (Daouda M., 2010).

#### 2.1.3.1 Le phytoplancton peut être considéré comme un indicateur

Les proliférations phytoplanctoniques ou blooms sont en relation étroite avec les apports d'azote et de phosphore. Les niveaux de proliférations doivent être formalisés au travers des comptages. Les chlorophylles qui constituent des indicateurs de biomasses phytoplanctoniques sont associées aux variables de routine.

### **2.1.3.2 Les macrophytes**

Ils sont aussi en relation directe et indirecte avec les apports d'azote et de phosphore dans le milieu. La relation indirecte provient de l'augmentation de turbidité liée à l'accroissement des densités phytoplanctoniques. Ce dernier entraîne le déclin des phanérogames au profit des algues. La prolifération d'algues vertes constitue la relation directe sur les apports en azote de phosphore dans les lacs. Les changements dans les biomasses de macrophytes, au fur et à mesure que les apports en azote et phosphore augmentent, doivent faire l'objet d'une formalisation.

### **2.1.3.3 Les macrofaunes**

Placée en aval de la production primaire dans la chaîne trophique, la macrofaune benthique est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore. Les excès de matière organique entraînent une diminution de l'oxygène dissous dans les sédiments ce qui change les conditions de vie pour les animaux. L'excès de phytoplancton peut aussi entraîner la prolifération de filtreurs benthiques.

### **2.1.3.4 Le sédiment**

Il est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore car il constitue le lieu de passage des matières eutrophisantes dans l'écosystème lacustre. Le phytoplancton et les macrophytes sont recyclés à son interface, consommant de l'oxygène et libérant des sels minéraux. Ces derniers viennent enrichir en partie le sédiment. Ce processus fait du sédiment un compartiment intégrateur des apports d'azote et du phosphore dans le milieu. Aussi, les niveaux de concentration en matière organique, azote et phosphore, doivent présenter une graduation.

### **2.1.3.5 La colonne d'eau**

Il comporte une batterie de variables dont certaines révéleront les causes et d'autres les conséquences de l'eutrophisation. Les sels nutritifs constituent les causes, la turbidité et les chlorophylles représentent les conséquences. Enfin, les formes totales d'azote et de phosphore intègre les causes et les conséquences, car les formes organiques (plancton, matière détritique) constituent à terme des matières eutrophisantes en raison du recyclage efficace à l'interface eau-sédiment.

## **2.1.4 Facteurs de contrôle de l'eutrophisation**

Pour limiter le phénomène d'eutrophisation, il est nécessaire de connaître les différents facteurs de contrôle de l'eutrophisation.

### **2.1.4.1 Les nutriments**

Les nutriments (ou éléments nutritifs) sont nécessaires au métabolisme des végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique.

Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer davantage.

Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques. Le phosphore est souvent considéré comme facteur limitant en eau douce (Smith et al. 1999), cependant le rôle de l'azote ne doit pas être sous-estimé.

Ces nutriments ont trois origines : les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau ; les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports provenant de rejets anthropiques directs dans le plan d'eau.

Les apports importants de matière organique peuvent être une source de perturbation dans un écosystème aquatique avec une consommation de l'oxygène dissous lors de la décomposition de la matière organique. L'origine de l'excès de ces apports peut être endogène (forte production primaire), la désoxygénation des eaux se manifestera alors en profondeur, où le phytoplancton sédimente et où la lumière est insuffisante pour que la production primaire contribue à la ré-oxygénation des eaux. Une augmentation importante de la mortalité de la faune la plus sensible est alors observée (Meybeck, 2002).

### **2.1.4.2 Climat et hydrologie**

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau,

ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau (Moss et al. 2005). Le climat détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique.

Ainsi, l'augmentation de température dans les systèmes aquatiques liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la température peut induire une augmentation de l'évaporation et conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation. Feuchtmayr et al. (2009) ont mis en évidence dans leurs conditions opératoires en mésocosmes, qu'une augmentation de température (entre 21 et 25°C) conjointe à une augmentation de la concentration phosphore dissous, liée au relargage des sédiments, favorise spécifiquement le développement des macrophytes flottants, au détriment du phytoplancton.

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations. Le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion. La végétation est généralement inexistante dans les régions qui reçoivent moins de 120 mm d'eau par an, mais les précipitations y sont insuffisantes pour engendrer une érosion notable et entraîner les sédiments.

#### **2.1.4.3 Géologie et topographie du bassin versant**

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau. La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques. En général, les roches

éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore (Cözar et al. 2007).

#### **2.1.4.4 Facteurs Humains**

Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles du bassin versant sont les sources principales de nutriments. Alors que la structure géologique et la géographie physique du bassin versant déterminent généralement les caractéristiques physico-chimiques des eaux, la perturbation et la modification du bassin versant par l'homme peuvent engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels.

Des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement. La déforestation perturbe cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac (Moss, 2005). Les activités qui dégradent le bassin versant peuvent causer une augmentation de la température du sol, une diminution de la rétention de l'eau par le sol, et une accélération de la minéralisation de l'azote à un moment où son assimilation par la végétation est compromise. Cet azote minéralisé se retrouve dans les rivières et les eaux souterraines (Vitousek et al. 1979).

#### **2.1.4.5 Facteurs liés au plan d'eau**

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer

les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes ; la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement. Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc...), le relargage à partir des sédiments de nutriments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. (Daouda, 2010).

#### **2.1.4.6 Les actions à l'échelle du bassin versant**

Réduction des charges de phosphore à la source, sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en termes de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce.

La réduction des charges de phosphore à la source consiste à éliminer le phosphore par précipitation chimique au cours des traitements d'épuration des eaux usées. Les phosphates issus des rejets domestiques peuvent être éliminés par précipitation chimique à l'aide de sels de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon les doses de réactifs utilisées, ce procédé peut réduire la concentration de phosphore dans les effluents à moins de 1 mg/L. Cependant, les rendements réels de ces traitements sont très disparates (Tymen, 1997).

L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage est une troisième voie de réduction de la quantité de phosphore dans les hydrosystèmes « à la source ». Les effluents d'élevage et les produits fertilisants peuvent se retrouver en

quantité non négligeable dans le milieu naturel. Pour éviter que cela ne se produise, il faut optimiser la collecte de ces effluents et s'assurer d'un bon dimensionnement des ouvrages de stockage (Tymen, 1997). L'usage des fertilisants doit être raisonné afin de réduire au maximum leur lessivage par les pluies.

Réduction des charges de phosphore à la source, sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en termes de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce.

La réduction des charges de phosphore à la source consiste à éliminer le phosphore par précipitation chimique au cours des traitements d'épuration des eaux usées. Les phosphates issus des rejets domestiques peuvent être éliminés par précipitation chimique à l'aide de sels de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon les doses de réactifs utilisées, ce procédé peut réduire la concentration de phosphore dans les effluents à moins de 1mg/L. Cependant, les rendements réels de ces traitements sont très disparates (Tymen, 1997).

L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage est une troisième voie de réduction de la quantité de phosphore dans les hydrosystèmes « à la source ». Les effluents d'élevage et les produits fertilisants peuvent se retrouver en quantité non négligeable dans le milieu naturel. Pour éviter que cela ne se produise, il faut optimiser la collecte de ces effluents et s'assurer d'un bon dimensionnement des ouvrages de stockage (Tymen et al. 2018). L'usage des fertilisants doit être raisonné afin de réduire au maximum leur lessivage par les pluies.

Le contrôle de l'occupation des sols peut également permettre de réduire la charge de phosphore à un système aquatique. Lorsqu'un réservoir est utilisé pour la production

d'eau potable, il se doit d'être muni de périmètre de protection réglementant les activités sur le bassin versant afin de maîtriser d'éventuels flux polluants. Autour de la retenue ou du lac, certaines activités comme l'épandage de fumier ou de lisier, l'utilisation de produits phytosanitaires et d'engrais minéraux, la pratique de certaines cultures comme le maïs, sont strictement réglementées voire interdites dans certains pays industrialisés. En général, il est préconisé la mise en herbe de terres à proximité immédiate du plan d'eau ou sur les terres présentant des risques importants de ruissellement.

Le traitement des eaux usées permet également de réduire les apports de phosphore dans les eaux. (Daouda, 2010).

### **2.1.5 Fonctionnement des retenues de barrage eutrophisées**

Dans les lacs peu profonds, la production primaire a lieu sur toute l'épaisseur de la colonne d'eau. La biomasse produite est régulièrement mélangée par le vent et les vagues qui remettent en suspension une partie des sédiments et des sels nutritifs qu'ils contiennent. C'est le cas de certaines lagunes méditerranéennes où les conditions de la croissance algale sont très favorables. Dans ce type de système, l'eutrophisation est auto-entretenu par la remise à disposition des substances nutritives et des matières organiques qui ont été sédimentées, ainsi que par l'utilisation directe du substrat par les végétaux attachés (Abdallaoui, 1998).

Cependant, les retenues de barrage qui sont assez profondes et présentent une stratification thermique estivale, ont un fonctionnement quelque peu différent. La biomasse algale sédimente au fond du plan d'eau et s'y décompose, ce qui consomme généralement tout l'oxygène dissous de l'hypolimnion. L'anoxie qui en résulte peut perdurer tout l'été. En effet, la présence d'une thermocline assez considérable bloque les transferts d'oxygène depuis la surface, alors même que des quantités importantes de matières organiques sédimentent et continuent de se décomposer au fond du plan d'eau (Lafforgue, 1994).

### **2.1.6 Effets de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau et sa potabilisation**

Si les facteurs responsables de l'eutrophisation des retenues de barrage sont désormais bien identifiés, les conséquences induites le sont également. La principale conséquence

de l'eutrophisation est la croissance d'une biomasse algale très élevée dans les eaux de l'épilimnion.

Cette biomasse algale, de laquelle découlent tous les problèmes imputables à l'eutrophisation, est souvent dominée par des Diatomées au printemps, des Chlorophycées au début de l'été et des Cyanophycées à la fin de l'été et en automne. Cette succession algale a de très mauvaises conséquences sur l'écosystème considéré, et pose de graves problèmes au niveau de la qualité et de la potabilisation des eaux retenues par le barrage (Abouzeid, 2008, Lafforgue, 1994) :

- Le processus de nitrification se trouve bloqué, ce qui provoque l'accumulation d'ammoniaque, entité chimique nuisible à la survie piscicole, et impose un traitement complémentaire dans la chaîne de traitement en vue de la production d'eau potable.
- L'eutrophisation crée des conditions réductrices qui se manifestent à l'interface eau-sédiment par le relargage des métaux, particulièrement le fer et le manganèse, à partir des sédiments anoxiques vers l'hypolimnion. Ces éléments sont nuisibles à la faune et à la flore aquatique et nécessitent l'introduction d'un oxydant fort dans la chaîne de traitement pour la déferrisation et la démanganisation des eaux à utiliser.
- Les conditions anaérobiques favorisent la libération des orthophosphates des sédiments vers l'eau surnageante. Ces orthophosphates pourront être biodisponibles pour les algues à la faveur de brassages partiels ou totaux du plan d'eau. Ce phénomène conduit à l'entretien de l'eutrophisation.
- La stratification thermique est doublée d'une stratification chimique avec de fortes concentrations en éléments nutritifs au fond de la retenue de barrage et de faibles concentrations en surface. Dans un tel contexte, les espèces phytoplanctoniques bénéficiant de flottabilité variable, comme c'est le cas pour certaines Cyanophycées, possèdent un avantage conséquent sur les autres espèces.
- Des composés issus des algues ou des bactéries confèrent à l'eau une odeur et un goût désagréables. Cette dégradation de la qualité organoleptique de l'eau, qui est la conséquence la mieux connue du phénomène de l'eutrophisation, exige le recours, fort coûteux, soit au charbon actif en poudre ou en grain, soit à l'oxydation par l'ozone, soit à la combinaison de ces deux techniques.

- La dégradation des algues mortes favorise l'augmentation de la matière organique endogène, ce qui augmente la demande en chlore et accroît la probabilité de la formation des trihalométhanes qui sont soupçonnés d'être cancérigènes pour l'homme. Or, il est connu que le pouvoir oxydant du chlore diminue avec le pH, mais ce dernier peut facilement atteindre la valeur de 10 dans les couches épilimniques d'une retenue de barrage eutrophe, ce qui augmente d'autant la consommation de chlore.
- Le pH peut devenir très important au sein de la couche épilimnique, gênant l'assimilation du carbone par certaines espèces phytoplanctoniques. Ce pH varie d'une manière très importante au cours du cycle nyctéméral ce qui pose des problèmes de calage des filières de potabilisation et nécessite une station de traitement ayant une grande souplesse au niveau de l'équipement.
- Lorsque le rapport massique N/P est inférieur à 7, il peut alors y avoir épuisement de l'azote en surface du plan d'eau. Il en découle rapidement la production d'une importante biomasse de Cyanophycées. Or, ces dernières forment des flocs en surface (bloom), d'où elles sont entraînées vers les bords sous l'effet du vent. Elles s'y accumulent et s'y décomposent rendant ainsi la retenue impropre aux activités de loisir.

Par ailleurs, leur lyse cellulaire libère les toxines existant chez certaines d'entre elles. D'un autre côté, ces Cyanophycées contribuent à maintenir un stock de phosphore important dans l'épilimnion, qui serait enfoui vers l'hypolimnion si l'on avait affaire à algues planctoniques. Elles sont donc, nuisibles au tourisme tout autant qu'au traitement et à l'utilisation des eaux pour la consommation humaine et animale, ou pour l'irrigation (Lafforgue 1990 ; Lafforgue et al. 1993).



Figure 9 : Cycle et effets de l'eutrophisation (Ghedadbia, 2012).

### 2.1.7 Lutte contre l'eutrophisation des retenues de barrage

Le diagnostic du fonctionnement des retenues de barrage est fondé sur l'acquisition de données à la fois morphologiques, climatologiques, géologiques, hydrologiques, chimiques et hydrobiologiques. Une fois réunis les éléments de ce diagnostic, il est possible d'établir une stratégie de réhabilitation du plan d'eau à partir des techniques existantes :

- Lutte contre la pollution sur le bassin versant et aménagements hydrauliques par détournement ou traitement des rejets urbains et de tout ou partie des eaux ruisselant sur les terrains agricoles ou pollués :
  - \* Aménagement des queues de retenue de barrage,
  - \* Aération ou oxygénation du plan d'eau,
  - \* Traitement chimique ou biologique pour lutter contre le développement des algues.
- Le choix des techniques à mettre en œuvre s'appuiera, généralement sur trois critères :
  1. Nature des apports du bassin versant ;
  2. Type d'usage de l'eau ;
  3. Caractéristiques physiques de la retenue de barrage.

Dans le cas par exemple, des retenues de barrage destinées à la production de l'eau potable (comme la plupart des retenues au Maroc), on cherchera plus spécialement à protéger les abords de la prise d'eau. Si celle-ci est installée en surface, il convient de lutter préférentiellement contre le développement des Cyanophycées, ce qui peut généralement être obtenu grâce à une déstratification, puisque ces algues particulièrement nocives profitent de la stratification thermique et chimique des eaux et s'accumulent de temps à autre en surface, où elles forment un bloom gênant pour les filières de traitement.

Par ailleurs, dans le cas des lacs dont il faut préserver le cheptel piscicole des effets de déficit d'oxygène, il est nécessaire d'équiper de grandes surfaces du plan d'eau d'un système d'aération qui ne fonctionnera que pendant de courtes périodes critiques. Il peut s'agir par exemple d'une déstratification, ou d'une aération des couches hypolimniques (Riccardi et Ravera, 1989).

Le choix entre un procédé de déstratification et une aération des couches hypolimniques doit tenir compte des besoins en oxygène à apporter, des volumes d'eau à oxygéner, de l'état de stratification thermique et de l'énergie nécessaire pour la casser. Si celle-ci s'avère très importante, il sera judicieux de choisir une aération hypolimnique limitant ainsi les dépenses d'énergie.

Au Maroc, pour diminuer les conséquences du phénomène de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau brute retenue par un barrage, l'aération ou l'oxygénation des couches hypolimniques et le traitement biologique sont les principales techniques utilisées (Foutlane et al. 1997, ONEP, 1996).

Cependant, seule la deuxième technique a été généralisée ces dernières années, dans plusieurs retenues du Royaume : Sidi Mohammed Ben Abdellah, El Kansera, Youssef Ben Tachfine (Abouzaid et al. 1995, ONEP, 1991).

Cette technique biologique consiste à introduire plusieurs centaines de milliers de poissons consommateurs d'algues microscopiques. Selon l'Office National de l'Eau Potable, l'introduction des carpillons argentés de Chine (poissons phytoplanctonophages) dans des retenues de barrage, a montré les effets bénéfiques suivants :

- \* Une diminution notable de la population algale dans les couches superficielles de la retenue de barrage,
- \* Une amélioration sensible des conditions anoxiques du fond du plan d'eau.

D'un autre côté, cette solution biologique de lutte contre les conséquences de l'eutrophisation a eu un intérêt économique perceptible. Elle a assuré aux pêcheurs professionnels riverains de la retenue, la prise de plusieurs centaines de tonnes de poissons et a encouragé la création de sociétés marocaines spécialisées dans le domaine de l'écopisciculture (ONEP, 1996).

### 3 Peuplement de Phytoplancton

#### 3.1 Définition

Du grec phyto (végétal) et plankton (vagabond), le phytoplancton est composé de plus de 20 000 espèces, unicellulaires, photosynthétiques, invisibles à l'œil nu. Présent dans les eaux douces et marines, il constitue le premier maillon des chaînes alimentaires.

La structure et la dynamique de cette communauté sont sous le contrôle de différents facteurs ou processus qui interagissent simultanément entre eux :

- les facteurs ascendants (« bottom-up ») correspondent essentiellement aux ressources nutritives (apports endogènes et exogènes), capables d'influencer les capacités de croissance cellulaire ;

- les facteurs descendants (« top-down ») sont essentiellement exercés l'activité de prédation des herbivores (zooplancton et poissons phytoplanctophages) ou encore par l'action lytique des virus.

#### 3.2 Phylogénie et diversité du phytoplancton

Le phytoplancton regroupe deux types d'organismes qui diffèrent au niveau cytotologique essentiellement par la présence – eucaryotes – ou non – procaryotes - d'un noyau cellulaire (ADN confiné dans une enveloppe nucléaire) (Prescott et al. 2003). Actuellement, la phylogénie est en pleine évolution, grâce notamment aux avancées technologiques en biologie moléculaire (Iglesias-Rodriguez et al. 2006 ; Not et al. 2007 ; Saez et al. 2008). A ce jour, huit principales classes différenciées selon des critères morphologiques, cytotologiques, biochimiques et reproductifs sont recensées dans les milieux aquatiques. Nous en donnons une description sommaire ci-dessous.

\* Les cyanobactéries, organismes procaryotes, regroupent plus de 110 genres et environ 1000 espèces dulçaquicoles. La plupart des cyanobactéries sphériques appartenant à cette classe se caractérisent par l'absence de noyau, de plaste et de reproduction sexuée. Les cyanobactéries (ou « algues bleues ») se distinguent des procaryotes hétérotrophes par la présence de chlorophylle a et de pigments accessoires (phycocyanine, phycoérythrine, caroténoïdes) (Ganf et al. 1991 ; Schagerl et Donabaum 2003 ; Colyer et al. 2005). Certaines cyanobactéries

possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement (Schanz et al. 1997 ; Bright et Walsby, 1999 ; Walsby et al. 2004 ; Walsby, 2005). D'autres cyanobactéries, également filamenteuses comme la précédente, possèdent deux types de cellules particulières : des hétérocystes et des akinètes. C'est par exemple le cas des genres *Anabaena* et *Nostoc* (Stewart, 1973 ; Mur et al. 1999). Les hétérocystes sont des cellules à membrane épaisse, à contenu cellulaire homogène et très clair, capables de fixer l'azote atmosphérique. Ces cyanobactéries sont donc avantagées en milieu limitant en azote assimilable. Elles se divisent essentiellement par fission binaire ou division végétative, c'est à dire que la membrane cellulaire s'invagine et sépare la cellule mère en deux cellules filles isomorphiques. Généralement, cette division a lieu dans un, deux ou trois plans qui sont plus ou moins perpendiculaires les uns aux autres entre générations successives (Komarek, 2003). La diversité des cyanobactéries a été moins étudiée en milieu marin que dans les milieux d'eau douce. Cette différence résulte de l'occurrence de fortes efflorescences de cyanobactéries en milieu d'eau douce découverte en 1988 (Chisholm et al. 1988), est l'espèce photosynthétique la plus abondante de la biosphère (Partensky et al. 1999) contribue jusqu'à 84% de la fixation du CO<sub>2</sub> dans certaines eaux oligotrophes.

\* Les chlorophycées forment un groupe extrêmement vaste et morphologiquement très diversifié. Elles sont réparties en 4 classes : les Euchlorophycées, les Ulothricophycées, les Zygothricophycées et les Charophycées. Celles-ci comportent environ 500 genres, représentant plus de 15000 espèces (John, 1994). Toutefois, la plupart des algues vertes planctoniques lacustres possèdent une paroi cellulaire glycoprotéique pourvue de 2, 4 ou 8 flagelles de même taille, 1 noyau et 2 vacuoles contractiles localisées à la base des flagelles. Les chloroplastes de la plupart des volvocales sont en forme de U et les chlorophylles a et b sont les pigments majeurs (Ettl, 1983). Les Chlorococcales sont unicellulaires ou coloniales avec une membrane bien définie, parfois de formes filamenteuses (Ettl et Gärtner, 1988). L'état végétatif est sous forme immobile et les flagelles sont absents au stade adulte. Pour assurer leur reproduction, les Volvocales et les Chlorococcales forment des zoospores à l'intérieur de la paroi cellulaire de la cellule mère. On distingue 3 types de zoospores : celles avec membrane et 2 fouets égaux, celles sans membrane et à fouets égaux et celles sans membrane et à fouets légèrement inégaux mais

de même structure (Bourrelly, 1985). Dans les formes coloniales, chaque cellule de la colonie se divise par division végétative en  $n$  cellules formant  $2 \times n$  cellules filles. On retrouve également 3 types de reproduction sexuée : isogamie (2 gamètes de même taille), anisogamie (gamète male plus petit que gamète femelle) et oogamie (gamète femelle non flagellé et gamète mâle flagellé) (Nozaki, 2003).

\* Les xanthophycées regroupent plus de 100 genres et environ 600 espèces dulçaquicoles. Elles vivent à l'état unicellulaire, colonial ou de filament et sont caractérisées par une plus grande proportion de pigments caroténoïdes ( $\beta$ -carotène) que de chlorophylle, ce qui peut expliquer leur couleur jaune-verte (Ettl, 1978). Les cellules mobiles possèdent deux flagelles de taille différente. La paroi cellulaire est souvent absente et quand elle est présente elle contient une grande quantité de pectine et peut être siliceuse chez plusieurs espèces. Les xanthophycées se divisent essentiellement par fission binaire mais peuvent également former des zoospores. La reproduction sexuée, quand elle a lieu, est le plus souvent isogame (Ott et Oldham-Ott, 2003).

\* Les chrysophycées sont des algues unicellulaires ou coloniales (rarement filamenteuses), dont certaines vivent dans une enveloppe protectrice appelée lorique. Leurs cellules possèdent un ou plusieurs plastes jaunes ou bruns à cause de la forte concentration en xanthophylles (lutéine, fucoxanthine, diadinoxanthine) et caroténoïdes ( $\beta$ -carotène) masquant la couleur due aux chlorophylles a et c (Wetzel et al. 2001). La plupart de ces cellules obtiennent leur énergie par mixotrophie, c'est à dire qu'elles sont capables d'autotrophie et d'hétérotrophie. Dans le dernier cas, elles se nourrissent en consommant de la matière particulaire comme des bactéries ou des protistes (phagotrophie) ou bien en absorbant des molécules organiques complexes (osmotrophie) (Sanders et al. 1990 ; Domaizon et al. 2003). Le nombre de flagelles est variable. La plupart des cellules sont uniflagellées mais d'autres possèdent deux flagelles généralement de même taille. Beaucoup des espèces appartenant à cette classe n'ont pas de paroi cellulaire mais sont juste entourées d'une membrane cytoplasmique. D'autres possèdent une surface cellulaire couverte de plaques ou d'écailles siliceuses ou calcaires. La multiplication se fait par fission binaire ou par zoosporulation. Les phénomènes sexuels, rarement signalés, sont de nature isogamique. En période de repos, la formation endogène de kystes siliceux, globuleux, percés d'un pore obstrué par un bouchon, est caractéristique des Chrysophycées.

\* Les diatomées (Bacillariophycées) engloberaient plus de 100 000 espèces et on estime que près de 15 000 ont été identifiées à ce jour. C'est un des groupes les plus importants du phytoplancton même si beaucoup d'espèces sont sessiles ou associées aux substrats littoraux. Leur caractéristique principale est la présence d'une paroi cellulaire siliceuse appelée frustule (Germain, 1981). Le pourtour des valves est connecté avec des bandes qui constituent la ceinture de la cellule. Ces microorganismes sont unicellulaires ou coloniaux et sont communément divisés en deux groupes : les diatomées centriques qui ont une symétrie radiale et les diatomées pennées qui ont une symétrie bilatérale. Les valves des diatomées pennées présentent des parties de cellules plus épaisses et dilatées. Chez certaines espèces, une fente, nommée raphée, traverse une partie ou la cellule entière alors que chez d'autres espèces, on observe une dépression de la paroi cellulaire appelée pseudoraphée. Quatre groupes de diatomées pennées sont différenciés sur la base de ces structures : les Araphidées, les Raphidioidées, les Monoraphidées et les Biraphidées. La reproduction végétative par division cellulaire est le mode le plus commun de multiplication (Canter-Lund et Lund, 1995).

\* Les cryptophycées sont unicellulaires, mobiles de par la présence de deux flagelles (de taille égale) et dépourvues de paroi cellulaire. En effet, l'enveloppe qui les entoure est appelée périplaste et est composé de deux couches distinctes, le périplaste interne (succession de plaques protéiques) et le périplaste externe (membrane protéique unique) qui entourent la membrane plasmique (Kugrens et Clay, 2003). Les cellules sont aplaties dorso-ventralement et sont pourvues d'une invagination antérieure qui porte les deux flagelles. Les cellules contiennent une variété de pigments dont la phycoérythrine qui leur donne une couleur rougeâtre caractéristique. La reproduction se fait par fission binaire (Starmach, 1974 ; Bourelly, 1985).

\* Les dinoflagellés regroupent environ 300 espèces et sont des algues flagellées unicellulaires dont la plupart sont mobiles. Une ceinture transversale, le cingulum, encercle la cellule et la divise en une épithèque et une hypothèque alors qu'une invagination longitudinale, le sulcus, définit la face ventrale de la cellule. Ils possèdent des plaques de cellulose sur la partie externe de la membrane et la taxonomie de ces microorganismes est basée sur le nombre et l'arrangement de ces plaques (Kofoid, 1909). Ces plaques peuvent être très fines et sont parfois difficiles à voir par microscopie optique. Des pores apicaux, des extensions de plaques et des épines peuvent aussi apparaître chez certaines espèces. La chlorophylle a et c2 sont deux

pigments photosynthétiques majeurs des cellules de dinoflagellés. La péricidine qui fait partie des pigments accessoires de type caroténoïdes est responsable de la couleur dorée bien que les cellules puissent apparaître jaunâtre voire marron. Bien que la reproduction sexuée se produise de temps en temps, la reproduction asexuée par la formation d'aplanospores (spores non flagellés) prédomine. En période de diapause, la formation de kystes peut s'accroître considérablement (Carty, 2003).

\* Les euglènes sont réparties en 13 genres et plus de 2000 espèces. Ils sont presque tous unicellulaires, sans paroi cellulaire, possèdent un, deux ou trois flagelles qui émanent d'une invagination de la membrane cellulaire, une vacuole contractile et un stigma (« eyespot ») orange à rouge composé de globules de caroténoïdes (Rosowski, 2003). Bien que certaines euglènes soient non pigmentées, phagotrophes (capable d'ingérer des particules solides) et par conséquent considérées comme des protistes animaux (ex protozoaires), la plupart sont photosynthétiques et parfois hétérotrophes. Il reste que même si la phagotrophie peut constituer le mode d'assimilation de carbone principal, aucune de ces espèces n'en dépend uniquement. Ce dernier est toujours combiné à l'absorption de composés organiques dissous. En ce qui concerne leur mode de reproduction, la division cellulaire semble être la règle pour cette classe du phytoplancton (Bourelly, 1985).

### **3.3 Distribution spatiale**

#### **3.3.1 Distribution horizontale**

La répartition horizontale du phytoplancton de manière non homogène (« patchiness ») entraîne des différences majeures dans les assemblages en milieu marin ou d'eau douce. Cette distribution peut être due aux variations des conditions physiques et chimiques en lien avec les systèmes de courants majeurs. La vitesse du courant est-elle même dépendante de la vitesse du vent et, par conséquent, les différences dans les assemblages sur le plan horizontal peuvent perdurer tant que le vent influe. Comme, de plus, le vent fluctue en intensité et en direction, il provoque de nouveaux schémas de distribution qui se superposent aux anciens. Ainsi, aucun organisme individuel n'adopte une position permanente et chaque individu est susceptible de se faire transporter ça ou là (Padisák, 2004).

Dans les petits lacs, des variations significatives dans la distribution horizontale des espèces planctoniques sont généralement observables sur de courtes périodes de temps, ces discontinuités étant souvent associées à l'interaction de la force et de la direction du vent avec

la stabilité thermique de la colonne d'eau. En effet, le morcellement horizontal du phytoplancton peut se produire à de très petites échelles (de 1 à quelques mètres) mais il est très changeant et les schémas de répartition peuvent être très fréquemment modifiés ou supprimés avec le vent. La persistance temporelle de cette discontinuité est directement reliée à la dimension spatiale à l'intérieur de laquelle elle fluctue (Reynolds, 1984). Ainsi, il est possible de subdiviser un habitat en plusieurs micro-habitats, formant ainsi une mosaïque de fragments qui contribuent ensemble à la formation d'une communauté phytoplanctonique pour un seul et même lac (Hutchinson, 1967).

### **3.3.2 Distribution verticale**

Les discontinuités dans la distribution spatiale du phytoplancton, celles qui persistent des heures ou des jours, voire de manière continue, sont mieux connues sur le plan vertical. La distribution du phytoplancton peut en effet varier significativement avec la profondeur, le temps et la ségrégation physique de la colonne d'eau. Les schémas de distribution peuvent devenir encore plus complexes quand les gradients de lumière ou d'éléments nutritifs s'y rajoutent (Reynolds, 1984). L'intensité lumineuse diminue avec la profondeur et sa composition spectrale change. La concentration des éléments nutritifs augmente avec la profondeur. A cela s'ajoute aussi la migration verticale du zooplancton qui peut aussi avoir une influence sur la répartition verticale du phytoplancton. Ainsi, beaucoup d'espèces « cherchent » à atteindre une position optimale dans la colonne d'eau favorisant leur développement et s'adaptent de manière à co-exister avec d'autres espèces pour former une communauté structurée. La stabilité physique des espèces dans le milieu dépend donc de la stabilité de la colonne d'eau ainsi que de la disponibilité et du taux de régénération des ressources dans les différentes strates (Walsby et Reynolds, 1980 ; Padisak, 2006). Les éléments nutritifs (azote, phosphore, silice) sont consommés dans la zone euphotique, si bien que leur concentration va chuter jusqu'à une concentration qui va limiter la croissance algale. Ainsi, les strates inférieures vont devenir plus riches en éléments nutritifs que les strates supérieures même si pour l'azote, par exemple, les concentrations qui permettent la croissance algale peuvent être restaurées grâce aux cyanobactéries fixatrices d'azote. Cependant, l'oxygénation de la couche inférieure de la colonne va profondément affecter la forme, la quantité et la disponibilité des nutriments. Il en résulte que la stratification thermique va amener à une séparation entre une couche de surface bien illuminée, oxygénée mais dont les concentrations en éléments nutritifs diminuent rapidement et une couche profonde moins lumineuse, plus hypoxique et riche en éléments

nutritifs. Dans de telles circonstances, l'assimilation des éléments nutritifs dans les couches profondes couplée à la photosynthèse dans les couches superficielles est une stratégie qui demande aux algues de changer périodiquement leur position verticale soit grâce à leurs vacuoles gazeuses soit grâce aux mouvements de leurs flagelles. Suivant les espèces, l'amplitude maximale de migration périodique peut varier entre 2,5 et 18 m sachant que les espèces flagellées de grande taille peuvent migrer sur de plus longues distances que les espèces flagellées de plus petite taille (Sommer, 1988).

### 3.3.3 Dynamique saisonnière

Les communautés phytoplanctoniques présentent des changements significatifs au cours d'une seule et même année et ces processus cycliques sont bien connus sous le nom de « succession saisonnière ». Le premier modèle de succession saisonnière planctonique en milieu dulçaquicole, appelé le modèle PEG (« Plankton Ecology Group »), a été produit suite à plusieurs années de discussions entre une trentaine d'écologistes planctoniques, et est basée sur 24 séquences successives observées dans une série de 24 lacs (Sommer et al. 1986). Ce modèle se veut donc être une description des mécanismes les plus importants qui gouvernent la séquence des structures successives au travers desquelles les populations phytoplanctoniques lacustres évoluent au cours d'une année (Padisák et al. 1993, Scheffer et al. 2003). Les étapes principales peuvent être résumées comme suit :

\* La communauté est alors broutée par le zooplancton herbivore (d'abord les espèces à temps de génération court puis les espèces à croissance plus lente), qui devient abondant grâce à une forte fécondité induite par la forte biomasse d'algues comestibles. Ceci continue jusqu'à ce que le taux de filtration de la communauté zooplanctonique et sa biomasse excèdent le taux de reproduction du phytoplancton.

\* La limitation du zooplancton herbivore en nourriture et la prédation piscicole accélère le déclin des populations zooplanctoniques herbivores.

\* La pression de broutage étant alors réduite, une communauté phytoplanctonique estivale commence à croître. La composition du phytoplancton devient complexe du fait de l'augmentation de la richesse spécifique et de la diversité fonctionnelle alliant de petites espèces consommables et de plus grandes espèces non consommables.

\* Les grandes espèces de crustacées herbivores sont remplacées par de plus petites formes et par des rotifères qui sont moins vulnérables à la prédation par les poissons et sont

moins affectés par les problèmes mécaniques de leur appareil de filtration (le colmatage notamment) en présence d'algues non consommables

\* La période des successions prend fin avec les modifications environnementales d'ordre physique incluant l'augmentation de la profondeur de mélange qui va de pair avec l'enrichissement en nutriments et la diminution de la quantité d'énergie radiative reçue par les cellules.

\* La réduction de la photopériode et de l'intensité lumineuse entraîne une baisse de la production primaire et un déséquilibre entre croissance et mortalité. Par conséquent, la biomasse du phytoplancton diminue pour atteindre son minimum hivernal, qui est suivi par un déclin de la biomasse zooplanctonique herbivore. Certaines espèces de zooplancton produisent des œufs de résistance. Les cyclopoïdes sortent de leur diapause et contribuent au renforcement des populations zooplanctoniques hivernales.

Ce modèle décrit ne semble pourtant pas applicable à tous les lacs. La déstabilisation physique du milieu est par exemple laissée pour compte et elle peut jouer un rôle très important sur la dynamique des populations (Pannard et al. 2007a, Pannard et al. 2007b). On sait aujourd'hui que l'activité de la boucle microbienne est également un processus essentiel de la régénération des éléments nutritifs (Azam et al. 1983, Pomeroy et al. 2007) mais celle-ci n'est pas prise en considération dans le modèle. En effet, l'action lytique des virus (Suttle et al. 1990, Malchow et al. 2004, Brussaard, 2004) ou d'autres parasites (Ibelings et al. 2004, Park et al. 2004, Figueroa et al. 2008) n'est pas considérée dans ce modèle pour analyser la dynamique et la structure des populations phytoplanctoniques, bien que le rôle fonctionnel des parasites soit aujourd'hui largement reconnu (Gleason et al. 2008). Il reste que ce modèle nous donne un schéma conceptuel, basique et cohérent pour l'interprétation des successions planctoniques basé sur les ressources nutritives et la compétition (Ollrik, 1994).

### **3.4 Les facteurs régissant la distribution spatiale et temporelle**

De par ses caractéristiques, le phytoplancton a besoin de CO<sub>2</sub>, de lumière et de nutriments pour assurer son métabolisme, lui-même étant régulé par la température, la profondeur de la couche de mélange, le pH, et le vent (Figure 10). Ces éléments présentent une dynamique spatiale et également temporelle à laquelle le phytoplancton répond. La variabilité a lieu à plusieurs échelles allant des petites échelles (variations au cours de la journée et de l'ordre de quelques cm ou m) jusqu'à de grandes échelles (variations interannuelles et latitudinales). Cette partie a

pour objectif de décrire les paramètres influençant la variabilité spatio-temporelle du phytoplancton.

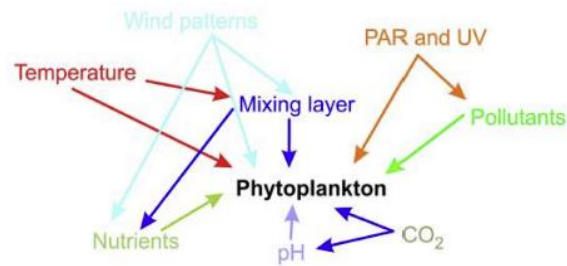


Figure 10: Interactions entre les facteurs externes affectant le phytoplancton. D'après Häder et Gao (2015).

Le phytoplancton assimile les sels minéraux (ou nutriments, azote-N, phosphore-P et parfois silice-Si), le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), produit de l'oxygène ( $\text{O}_2$ ) et de la matière organique en captant l'énergie lumineuse, c'est la photosynthèse (Figure 11 ; Tableau 7). Le phytoplancton est un producteur primaire. A ce titre il est impliqué dans les flux de matières, dans la transformation des nutriments naturels ou résultant d'activités anthropiques, et c'est un support de la biomasse des producteurs secondaires (zooplancton, poissons et filtreurs benthiques).

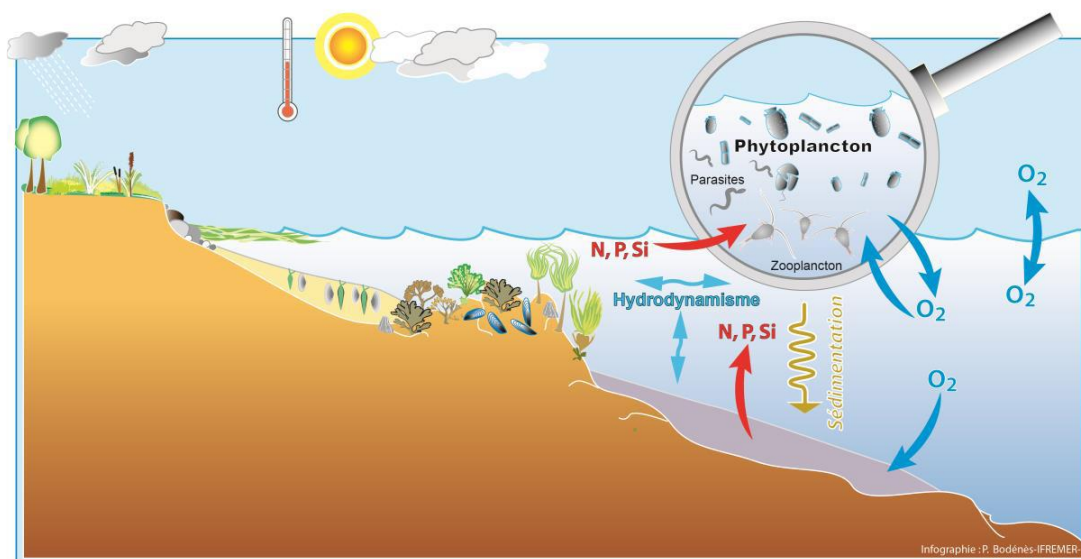
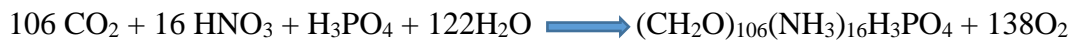


Figure 11: Le phytoplancton, un maillon pour les flux de la matière (Field et al. 1998).

En tant que producteur primaire, le phytoplancton participe au cycle du carbone et de l'oxygène. Représentant environ 1 % de la biomasse végétale terrestre, il est responsable de la production d'environ 45 % de l'oxygène de l'atmosphère (Field et al. 1998).

Tableau 7 : Equation de la photosynthèse



$\text{CO}_2$  : dioxyde de carbone (C) ;  $\text{HNO}_3$  : Azote (N) minéral ;  $\text{H}_3\text{PO}_4$  : Phosphore (P) minéral ;  $\text{H}_2\text{O}$  : eau ;  
 $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\text{H}_3\text{PO}_4$  : matière organique du phytoplancton.

Ayant besoin de lumière pour la photosynthèse, il ne vit que dans la couche éclairée, appelée aussi couche euphotique. Pour la plupart, les espèces de phytoplancton, du fait de leur petite taille, se maintiennent en suspension dans la couche euphotique où elles sont soumises à l'action des courants et au broutage des herbivores. Certaines espèces comme les diatomées, plus grandes et possédant un frustule siliceux, sédimentent plus rapidement vers les zones plus profondes, alimentant alors les chaînes trophiques aphotiques ou benthiques, comme la matière organique détritique.

La biomasse de picophytoplanctonique domine la communauté du phytoplancton (Blanchot et al. 2001 ; Worden et al. 2004), elle est responsable de la plus grande partie de la production primaire (Landry et al. 1997 ; Li, 1994) et joue un rôle important dans l'exportation des flux de carbone (Barber, 2007 ; Richardson et Jackson, 2007). En milieu aquatique, l'importance du compartiment nanophytoplanctonique a été reconnue plus récemment (Gaulke et al. 2010) et dépend de la disponibilité des nutriments et de leur ratio (N/P/Si) (Gaulke et al. 2010 ; Labry et al. 2002 ; Marquis et al. 2007). La connaissance de ce compartiment se fait soit par des mesures de biomasse (par chlorophylle fractionnée accompagnée ou pas de taxonomie pigmentaire) ou d'abondance. Ces techniques permettent d'approcher la quantité mais peu la diversité. Le développement d'outils moléculaires aujourd'hui permet de révéler la très grande diversité de ce compartiment piconanophytoplanctonique (Not et al. 2009).

Réduire le compartiment phytoplanctonique à un seul groupe, celui des producteurs primaires, est une façon d'aborder un des rôles du phytoplancton au sein de l'écosystème, celui de transformateurs de matière minérale en matière organique au sein du cycle de la matière. Cette simplification ne permet pas d'aborder d'autres rôles du phytoplancton comme celui de support de la diversité des réseaux trophiques, qui est une des causes majeures de la productivité des écosystèmes et de leur stabilité (Tilman et al. 1997 ; 2014).

Comprendre les facteurs de contrôle de la diversité du phytoplancton et de la coexistence des espèces est un défi depuis plus de cinquante ans (Hutchinson, 1961). Plusieurs études ont montré l'importance du contrôle par la prédation (Grover, 1997), par la ressource (Tilman et al. 1982) ou par les fluctuations de l'environnement (Descamps-Julien et Gonzalez, 2005 ;

Sommer, 1985). Comprendre comment la dynamique de la biodiversité du phytoplancton interagit avec le fonctionnement de l'écosystème est aussi un nouvel enjeu (Loreau et al., 2001). Comment définir la diversité du phytoplancton, comment la mesurer ? Plusieurs approches sont aujourd'hui possibles et différents indicateurs ont été mis au point. Face à la grande diversité spécifique (nombre d'espèces) et à la difficulté de connaître précisément les toutes petites espèces du phytoplancton, l'approche de la diversité par la biodiversité fonctionnelle est privilégiée.

La diversité fonctionnelle regroupe des organismes ayant le même rôle au sein de l'écosystème (Jax, 2005), ces rôles étant définis par des traits fonctionnels (Hooper et al. 2005). Cet indicateur présente l'intérêt de chercher à représenter le fonctionnement des écosystèmes. Il est adapté à l'objectif poursuivi ici, qui n'est pas de connaître en soi la diversité phytoplanctonique mais d'évaluer le rôle de cette diversité dans le fonctionnement de l'écosystème côtier.

### **3.5 Le phytoplancton, cycle de vie et niche écologique**

Le cycle de vie des espèces phytoplanctoniques dépend de facteurs abiotiques (lumière, température, nutriments...), biotiques (broutage, parasitisme...) et internes (germination, reproduction sexuée...). L'évolution d'une espèce est caractérisée par des variations temporelles qui peuvent être diurnes, saisonnières, interannuelles voire pluridécennales (Cloern, 1996). Sa croissance se fait principalement par multiplication végétative (asexuée) et elle est caractérisée par des taux de doublement très court lorsque les conditions du milieu sont favorables, souvent inférieurs à une journée. L'efflorescence (ou bloom en anglais) dure en général quelques jours à quelques semaines. L'étude des différentes étapes du cycle de vie du phytoplancton s'appelle la phénologie. Elle est souvent exprimée par la date à laquelle surviennent les efflorescences algales, leur amplitude et leur durée.

Chaque espèce présente des préférences vis-à-vis des facteurs abiotiques et au cours d'une année se sont plusieurs espèces qui se succèdent dans un même site. La succession des espèces peut être approchée par la notion de niche écologique. La niche d'une espèce est définie comme l'ensemble des conditions environnementales biotiques et abiotiques (intensité de la lumière, disponibilité en nutriments...) qui favorise la croissance de cette espèce. Le concept de niche écologique (énoncé pour la première fois en 1917 par Roswell Hill Johnson, source Wikipedia) est donc lié à la diversité et permet d'étudier les patrons de distribution des espèces ainsi que d'analyser leur succession.

Enfin, du fait de son taux de renouvellement rapide et de ses liens avec le milieu environnant, le phytoplancton est considéré comme un indicateur pertinent de la qualité et des modifications du milieu où il vit.

La pollution chimique, la dégradation des écosystèmes naturels côtiers, la surexploitation des stocks de poissons, l'intensification des activités d'aquaculture, l'introduction d'espèces non indigènes sont aussi des modifications qui affectent profondément les écosystèmes aquatiques. Au sein des écosystèmes aquatiques et en particulier des écosystèmes aquatiques, s'il est vital, en tant que support des réseaux trophiques et source d'oxygène, le phytoplancton peut aussi s'avérer nuisible, soit en termes de biomasse (eutrophisation), soit en termes de toxicité. Ils désignent par efflorescences de microalgues nuisibles toute prolifération de microalgues qui induit une nuisance pour l'homme ou pour l'écosystème (Hallegraeff, 1993 ; Smayda, 1997 ; Anderson et al. 2012 ; Davidson et al. 2014 ; Berdalet et al. 2016). On les appelle également eaux colorées ou red tides en anglais (Smayda, 1997) bien que ces dernières n'induisent pas forcément de nuisance. Inversement un bloom nuisible peut être causé par des espèces qui ne provoquent pas d'eaux colorées du fait de leur faible abondance (Anderson et al., 2012). Pour soutenir des blooms de forte biomasse, les nutriments sont indispensables, néanmoins le lien dose-réponse est impossible à quantifier car interagissent le temps de résidence, la pression du broutage ou du parasitisme qui font que les mêmes quantités d'apports de nutriments n'ont pas partout le même effet sur les manifestations de blooms d'algues toxiques.

Les retenues de barrage les plus sensibles à l'eutrophisation sont en général des écosystèmes où le renouvellement des eaux est faible (confinés géographiquement ou hydrodynamiquement), de faible profondeur (propice au bon éclairage des algues) et sous l'influence d'importants apports d'eau douce qui enrichissent le milieu en nutriments.

L'enjeu autour de l'eutrophisation est de comprendre quels en sont les contrôles locaux, c'est-à-dire quel nutriment contrôle l'eutrophisation dans quel contexte environnemental. Cela peut varier par site, par saison et même à l'échelle multi-décennale si on prend en compte les changements globaux (anthropiques et climatiques). Les facteurs de contrôle relèvent de l'hydrologie (température de l'eau, turbidité, sels nutritifs...), de la météorologie (irradiante, vent...), de l'hydrodynamisme (courants, stratification, etc).

Les nutriments stimulant la croissance du phytoplancton, le lien entre augmentation des teneurs en nutriments et augmentation de la biomasse des proliférations de microalgues (Heisler et al., 2008). Les nutriments peuvent stimuler l'ensemble du phytoplancton du fait de l'enrichissement en sels nutritifs et causer ainsi une augmentation des abondances des

phytoplanctons. Plus fréquemment, l'enrichissement en sels nutritifs va favoriser certaines espèces qui peuvent être ou pas toxiques, au détriment des autres (Anderson et al., 2002). Enfin, non seulement les rejets de sels nutritifs mais aussi les sources organiques d'azote et de phosphore (Anderson et al. 2002) sont à prendre en considération. En effet beaucoup d'espèces phytoplanctoniques s'avèrent être aussi capables de nutrition organique (mixotrophie) (Burkholder et al. 2008 ; Glibert et al. 2010).

### 3.6 Stratégies écologiques

En dehors de leur affiliation taxonomique, les espèces phytoplanctoniques peuvent être regroupées en fonction de leurs stratégies écologiques. Certaines stratégies écologiques du phytoplancton basées sur le stress et les perturbations environnementales selon travaux de Grime (1979) et Reynolds (1988), qui distinguent trois types de stratégies : « C », « R », « S ». Les espèces à stratégie « C » (« Competitive ») tirent des bénéfices de fortes concentrations de nutriments et d'une faible pression de prédation. Elles ont un taux de croissance intrinsèque très élevé qui est favorisé par l'abondance des ressources. Ces espèces sont généralement de petites tailles, présentent un rapport surface/volume élevé et une activité métabolique importante sur une large gamme de températures. Elles restent cependant sensibles aux températures élevées et à la prédation par le zooplancton (Par exemple : quelques espèces des chlorophycées, des cryptophytes et des diatomées centriques). Les espèces à stratégie « R » (« Ruderal ») sont tolérantes aux perturbations et au déplacement dans la colonne d'eau le long du gradient de lumière. Ainsi, elles sont adaptées aux fréquentes variations physiques du milieu, aux conditions d'intensité lumineuse restreintes, aux faibles températures et aux fortes concentrations en nutriments. Ces espèces présentent un rapport surface/volume élevé, elles sont de plus grandes tailles que les espèces à stratégie « C », parfois filamenteuses et, par conséquent, résistantes au broutage par le zooplancton. Les diatomées au sein de cette catégorie accompagnent les diatomées centriques de plus grande taille. Les espèces à stratégie « S » (« Specialized » and « Stress-tolerant ») possèdent des propriétés leur permettant de résister au stress nutritif (capacité à stocker les nutriments, à migrer de la couche bien illuminée à celle riche en ressources nutritives, à utiliser les ressources organiques). Elles tolèrent donc des concentrations en éléments nutritifs assez faibles et des intensités lumineuses fortes. Par contre, elles présentent une tolérance réduite aux basses températures, aux faibles intensités lumineuses et aux perturbations physiques du milieu. Généralement, ces espèces sont de grande taille avec de faibles rapports surface/volume et de faibles taux de croissance et de respiration. Ces taxons

sont fortement représentés par les cyanobactéries coloniales et filamenteuses, également par les dinoflagellés, les chrysophytes et les grandes colonies de chlorophycées.

Par contre, ces stratégies ne sont pas totalement exclusives et que certaines espèces peuvent présenter des caractéristiques intermédiaires (Olrik, 1994).

### **3.7 Le phytoplancton comme indicateur de qualité biologique**

La variété des taxons présents dans un prélèvement, leur assemblage, la présence ou l'absence de groupes sensibles aux pollutions par exemple, donnent une indication sur la qualité des milieux. Aussi, Blandin (1986) a donné au terme bio-indicateur la définition suivante : « Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui – par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques – permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ». A cet effet, Reynolds et al. (2002) ont publié une description détaillée de 31 assemblages phytoplanctoniques qui peuvent être vus comme des groupes fonctionnels, c'est à dire des groupes d'espèces avec une sensibilité plus ou moins grande pour différentes combinaisons de propriétés physiques, chimiques et biologiques internes au lac (profondeur de la zone de mélange, lumière, température, P, N, Si, CO<sub>2</sub> et pression de prédation). Le phytoplancton, qui est donc fortement influencé par les changements environnementaux (Padisak et al. 2006, Salsamo et al. 2006, Anneville et al. 2008), est considéré comme étant la première communauté biologique à répondre à l'eutrophisation spécialement dans les lacs (Solheim et al. 2005). Ainsi, ce compartiment biologique a été proposée comme élément de qualité biologique pour les lacs et est identifiée aujourd'hui comme un bio-indicateur potentiel puisque répondant aux changements trophiques des masses d'eau. Trois paramètres relatifs au phytoplancton peuvent être utilisés pour l'évaluation de l'état écologique des lacs et la définition des statuts « très bon », « bon » et « moyen ». Il s'agit de l'abondance et la composition phytoplanctonique, la biomasse phytoplanctonique (via les estimations de la concentration de chlorophylle a et du biovolume moyen), l'intensité et la fréquence des blooms planctoniques.

## 4 Peuplement du Zooplancton

### 4.1 Définition

Le terme plancton (du grec « planktos » : errant) désigne l'ensemble des organismes flottant passivement dans les eaux, ne pouvant se déplacer à l'encontre des courants. Cette définition est donc très large, et ne fait pas de distinction taxonomique. Le plancton végétal est qualifié de « phytoplancton », et le plancton animal, qui fait l'objet de cette thèse, de « zooplancton ».

Le zooplancton est représenté dans la plupart des milieux aquatiques. Il peut être classé par gamme de taille (Table 8), allant, si on exclut les virus, du picomètre (picozooplancton, par exemple les protistes) à plusieurs mètres (megazooplancton, par exemple certaines méduses). Le mode de vie des organismes permet également de distinguer le méroplancton (qui a un mode de vie planctonique seulement durant certaines parties de son cycle de vie) de l'holoplancton (qui fait partie du plancton de manière permanente).

Les organismes regroupés au sein du zooplancton sont très diversifiés d'un point de vue taxonomique, mais également par leurs caractéristiques morphologiques et écologiques.

Tableau 8: Classification par taille du plancton, modifié d'après Sieburth et al. (1978).

	femto- plancton	pico- plancton	nano- plancton	micro- plancton	meso- plancton	macro- plancton	mega- plancton
	0.02-0.2µm	0.2-2.0µm	2.0-20µm	20-200µm	0.2-20mm	2-20cm	20-200cm
virio- plancton	■						
bacterio- plancton		■					
myco- plancton			■				
phyto- plancton			■	■	■		
protozoo- plancton			■	■	■		
metazoo- plancton					■	■	■

### 4.2 Subdivision du Zooplancton

On distingue plusieurs catégories de zooplancton suivant les critères suivants :

- Selon la taille : Microzooplancton et Macrozooplancton
- Selon leur cycle biologique : Holoplancton et Méroplancton.
- Selon le mode de nutrition : Herbivores et Carnivores
- Selon la distribution géographique en Plancton côtier, néritique, océanique

-Selon la distribution verticale : Euplancton (plancton de surface) : Mésoplancton et Bathypplancton (plancton profond).

#### 4.2.1 Le Microzooplancton

En plus des Protistes (Foraminifères, Actinopodes, Tintinnides), le microzooplancton comprend des petits métazoaires tel de petites hydroméduses, des crustacés nauplii et copépodites ainsi que des copépodes de petites tailles tels que *Oithona nana*, *Paracalanus crassirostris*, des appendiculaires, des larves de lamellibranches, de mollusques prosobranches, des nauplii de cirrhipèdes, des larves d'annélides et des larves d'ascidies. La limite entre microplancton et mésoplancton peut atteindre 1 mm, de sorte que des organismes zooplanctoniques ayant ces dimensions appartiennent invariablement aussi bien au microplancton qu'au mésoplancton.

#### 4.2.2 Le Mésoplancton

Cette catégorie comprend des groupes qui constituent la plus grande partie de la biomasse zooplanctonique, tel que les Copépodes (60-75%), Cladocères, Appendiculaires, nauplii de Cirrhipèdes ainsi que les larves de Décapodes. Le mésoplancton comprend aussi d'autres groupes holoplanctoniques tel que les Chaetognathes, les Annélides, Ptéropodes, Amphipodes, Ostracodes, Siphonophores, Hydroméduses, etc.

#### 4.2.3 Le Macroplancton

Ce sont les organismes dont la taille se trouve entre 2 cm et 20 cm. L'importance du macroplancton réside dans le fait qu'à cette catégorie appartiennent des groupes zooplanctoniques présents dans la colonne pélagique sous forme de populations très abondantes ou en aggrégations allant jusqu'à l'invasion de l'écosystème pélagique tel que les Cténophores, les Scyphoméduses et les Salpes.

#### 4.2.4 Le Mégaloplancton

Ce sont des zooplanctontes dont la taille peut atteindre plus que 1 m. Les Scyphoméduses de taille allant jusqu'à 60-80 cm de diamètre ainsi que les organismes micronectoniques juvéniles font partie du mégaloplancton. Ils ont besoin de filets spéciaux pour les récolter tel que Isaak-Kid ou par plongée en scaphandre.

Le Méroplancton comprend les organismes qui passent une partie de leur vie dans l'eau sous forme de larves planctoniques ; le restant de leur vie se passe dans le benthos ou dans le pélagos.

L'Holoplancton, contrairement au Méroplancton, les organismes holoplanctoniques passent toute leur vie dans l'eau, aussi bien au stade larvaire qu'à l'état adulte.

#### **4.2.5 Les Crustacés**

Plusieurs espèces de Crustacés sont planctoniques, réparties dans les groupes suivants : Cladocères, Ostracodes, Copépodes, Amphipodes, Mysidacés, Euphausiacés, Décapodes. Mais presque tous les Crustacés benthiques ont leurs larves planctoniques, enrichissant ainsi le méroplancton des eaux libanaises (Lakkis et Zeidane, 1988).

Les Crustacés ont une larve primitive très caractéristique, le Nauplius, compacte, triangulaire ou ovoïde, possédant 3 paires d'appendices (premières et deuxième antennes, mandibules) et un œil médian, l'œil nauplien. Chez les copépodes, après un certain nombre de mues, le nauplius se transforme en copépodite qui préfigure déjà l'adulte, mais subit encore plusieurs mues avant d'y atteindre. Chez les cirrhipèdes, le nauplius donne une nouvelle forme larvaire très particulière, à coquille bivalve, cypris. Dans les crustacés supérieurs comme les Décapodes, le nauplius ou plutôt son successeur le metanauplius se métamorphose en Zoe qui possède un abdomen segmenté quelques appendices sur le thorax en plus des appendices céphaliques, une carapace dorsale, deux gros yeux et, souvent de longues épines. La zoé des crabes évolue toujours par mues successives, en metazoe puis en mégalope aux yeux gros pédonculés, où la forme adulte s'entrevoit déjà avec un céphalothorax volumineux et un abdomen réduit. La zoé des crevettes donne un stade mysis ressemblant à un Mysidacé. Enfin, la langouste, présente une larve particulière, très aplatie avec de longs appendices ; c'est le phyllosome (phullon=feuille, soma=corps). Les Sergestes possèdent des larves épineuses, elaphocaris.

#### **4.2.6 Les Copépodes**

Les copépodes constituent un groupe dominant parmi les Crustacés planctoniques et au sein même de l'ensemble du zooplancton. On distingue deux grands groupes : les Calanoïdes représentés par plusieurs genres dont les plus importants : Calanus, Eucalanus, Acartia, Temora, Centropages, Candacia, Pontella, Labidocera, etc et les Cyclopoïdes comprenant plusieurs genres comme Oncaea, Oithona, Saphirina etc. La taille de quelques mm comprend le métasome constitué par la tête soudée avec le 1er segment thoracique et le thorax formé de 5 segments libres et l'urosome ou abdomen formé de 4-5 segments plus petits. La tête possède un œil médian (parfois 2) et 5 paires d'appendices : 1ères antennes aussi longues que le corps, 2èmes antennes (antennules), mandibules, maxilles, maxillules. Le segment thoracique soudé à la tête porte des maxillipèdes ; les 5 segments thoraciques libres portent 5 paires de pattes

natatoires. L'urosome n'a pas d'appendices et se termine par les lames furcales. Sur son premier segment abdominal s'ouvrent les orifices génitaux (sexes séparés) et sur le dernier segment l'anus. L'animal se déplace dans l'eau en battant des 1<sup>ères</sup> antennes et nage à l'aide de ses pattes natatoires. Les Copépodes contribuent entre 50 et 65% de la biomasse du zooplancton et un rôle primordial dans le réseau alimentaire et constitue une nourriture riche en protéine pour nombre de poissons et d'autres organismes marins.

### **4.3 Zooplancton du lac**

En milieu lotique, l'hydrologie est considérée comme un des facteurs les plus limitants pour le développement du zooplancton. Les organismes zooplanctoniques étant par définition incapables de contrer les courants, ils requièrent un temps de résidence suffisant des masses d'eau pour se développer. Ainsi, du point de vue du « concept de continuum fluvial » décrit par Vannote et al. (1980), le zooplancton est supposé se développer plus spécifiquement dans les tronçons en aval des rivières en raison des conditions hydrologiques (temps de rétention plus élevés qu'en amont) et trophiques qui en découlent. L'hydrologie, notamment en cas de faible débit, n'est cependant pas l'unique facteur structurant les communautés zooplanctoniques dans les rivières, et ces systèmes présentant une forte hétérogénéité de conditions exposent les organismes à des conditions de vie très diversifiées, à des échelles variables.

Des abondances importantes de zooplancton ont été observées dans plusieurs rivières (Richardson, 1992 ; Gosselain et al. 1998 ; Kobayashi et al. 1998 ; May & Bass, 1998 ; Baranyi et al. 2002 ; Picard, 2005). Les espèces de petite taille sont souvent favorisées par les conditions hydrologiques, car leur temps de développement est assez court (1 à quelques jours).

Par conséquent, dans les cours d'eau, le zooplancton est principalement composé de rotifères (Lair, 2006). Les rotifères sont assimilés au micro-zooplancton, et forment un embranchement du règne animal très diversifié et cosmopolite. Hormis les rotifères, les crustacés font également partie des organismes zooplanctoniques d'eau douce (Figure 12). On y distingue les copépodes (principalement Cyclopoïdes, Calanoïdes et Harpacticoïdes), et les Cladocères. Ces derniers peuvent être qualifiés de méso-zooplancton (pour les stades adultes, puisque les copépodes présentent un stade nauplii dont la taille peut être assimilée à du micro- zooplancton). Les rotifères, copépodes et cladocères ont des modes de vie (reproduction, alimentation) et des caractéristiques morphologiques et biologiques très distincts.



Figure 12: Exemples de spécimens de zooplancton du copépodes calanoïdes (a), copépodes cyclopoïdes (b), cladocères (c : *Chydorus* sp. ; d : *Bosmina* sp.), et rotifères (e : *Brachionus calyciflorus*, f: *Keratella quadrata*)(Coz, M. (2017)).

#### 4.4 Écologie et rôle fonctionnel dans les écosystèmes pélagiques

Le zooplancton occupe une place centrale des réseaux trophiques pélagiques, assurant le transfert de matière et d'énergie issues des ressources de base (producteurs primaires phytoplanctoniques et éventuels apports allochtones) vers les niveaux trophiques supérieurs. Par conséquent, la structure et le comportement trophique des communautés zooplanctoniques influencent et sont influencés par les autres compartiments du réseau trophique.

D'un point de vue trophique, les communautés zooplanctoniques sont régulées d'une part par la ressource disponible (contrôle de type « bottom-up », des maillons inférieurs du réseau trophique vers les niveaux supérieurs (McQueen et al. 1986). En particulier la composition de la Matière en Suspension (sa proportion en Matière Organique et Inorganique, la quantité et la composition du phytoplancton, des détritiques, des micro-organismes...) influence le zooplancton qui y trouve sa nourriture. D'autre part, la pression de prédation que les organismes planctophages exercent sur les communautés (contrôle de type « top-down », c'est-à-dire des maillons supérieurs du réseau trophique vers les niveaux inférieurs (McQueen et al. 1986) est aussi un facteur influençant la structure et la distribution du zooplancton.

De plus, certains contaminants sont associés à la Matière en Suspension au sein de laquelle se nourrit le zooplancton, en particulier les contaminants organiques, du fait de leurs caractéristiques hydrophobes. Les organismes sont donc en contact direct avec

ceux-ci, et deviennent un vecteur potentiel des polluants par voie trophique (Cailleaud et al. 2007 ; Tlili et al. 2016 ; Arias et al. 2020).

En raison de sa position trophique et de son cycle de vie relativement court, le zooplancton est par ailleurs particulièrement sensible aux variations environnementales et répond rapidement aux changements de conditions de son milieu (Gannon & Stemberger, 1978 ; Mialet et al, 2011 ; Chambord et al., 2016). Il est donc fortement influencé, de manière directe ou indirecte, par les conditions environnementales, et est fréquemment cité en tant qu'indicateur de pollution. Certaines espèces de rotifères et de cladocères sont aussi très utilisées dans les tests d'écotoxicologie. Par ailleurs, son rôle d'indicateur a été confirmé par plusieurs auteurs, qui déplorent, en particulier concernant les lacs, la non-prise en compte du zooplancton parmi les EQB utilisés pour l'évaluation de la qualité de l'eau dans le cadre de la DCE (Moss et al. 2005 ; Noges et al. 2011 ; Jeppesen et al. 2011 ; Haberman & Haldna, 2014).

#### **4.5 Hétérogénéité spatiale et structure de taille des communautés zooplanctoniques**

L'hétérogénéité de la distribution spatiale et temporelle du zooplancton vient s'ajouter à sa diversité biologique pour complexifier un peu plus la dynamique du système planctonique. Cette hétérogénéité peut être due à des processus physiques et biologiques qui interviennent à différentes échelles. A petite échelle où sont impliqués la turbulence, la stratification de la colonne d'eau ou encore les effets du vent, mais aussi des phénomènes biologiques comme la migration nyctémérale d'une partie du zooplancton (Andersen et al. 2001a ; Raybaud et al. 2008). A moyenne échelle, où interviennent des phénomènes physiques tels que les gyres, les courants, les fronts ou encore les apports fluviaux et des processus biologiques comme la migration ontogénique de grosses espèces ou un effort de prédation intense lié à la présence ponctuelle d'un prédateur (Andersen et al. 2001a, Andersen et al. 2001b ; Riandey et al. 2005 ; Sourisseau & Carlotti, 2006 ; Alcaraz et al. 2007, Raybaud et al. 2008, Licandro & Icardi, 2009 ; Zhu et al. 2009, Bonnet et al. 2016). A grande échelle, où la distribution est liée à des contraintes physiologiques et sera dépendante de la température et de la biomasse phytoplanctonique (Nowaczyk et al. 2012), elle-même assujettie à la disponibilité en sels nutritifs, de récentes études mettent aussi en avant

des corrélations avec des indices climatiques (par ex. NAO, Molinero et al. 2005, Fernández de Puellas et al. 2007, Molinero et al. 2008, García-Comas et al. 2011). Une des approches possibles pour simplifier l'étude du système est de considérer la structure de taille des communautés zooplanctoniques plutôt que sa composition taxonomique. Cette approche a été rendue possible par le développement de nouveaux appareils optiques qui permettent de mesurer les individus de manière automatisée. Les appareils les plus récents mesurent sur une gamme de taille couvrant l'ensemble du mésozooplancton (Sieracki et al. 1998, Grosjean et al. 2004, Herman et al. 2004, Picheral et al. 2010). Le traitement des données avec ce type d'appareil est rapide, et il est possible d'envisager un échantillonnage plus fréquent qui permet de mieux cerner la variabilité spatiale de la distribution du zooplancton à petite échelle. Ce nouveau type de données a permis la mise en place de lois d'allométries (Moloney & Field 1989) et de théories de dynamique de population (Platt & Denman, 1977 ; Platt, 1978, Zhou & Huntley, 1997, Zhou, 2006) qui fournissent l'estimation de caractéristiques propres aux communautés observées, par ex. taux de croissance et de mortalité, etc. à partir des variations des spectres de biomasse normalisée. Cette simplification est indispensable lorsque l'on s'intéresse à une communauté composée d'une multitude d'espèces aux caractéristiques physiologiques et aux fonctionnements différents, pour laquelle l'estimation spécifique de l'ensemble des paramètres par manipulation en laboratoire est impossible.

#### 4.6 La diversité du plancton

La Biodiversité du plancton est immense (Figure 13) : elle comprend une très grande variété d'organismes vivants, issue de nombreuses branches de l'histoire évolutive. L'expédition (Karsenti et al. 2011) a récemment recensé environ 150 000 unités taxinomiques opérationnelles (OTU) d'eucaryotes dans la zone euphotique, mais un tiers des séquences extraites n'a pu être assigné à un groupe taxinomique connu (de Vargas et al. 2015).

Le phytoplancton (représenté sur la partie inférieure de la Figure 13) est constitué d'organismes unicellulaires procaryotes et eucaryotes vivant principalement dans la couche illuminée de la colonne d'eau (zone euphotique), où la lumière est suffisante pour qu'ils réalisent la photosynthèse (Falkowski et al. 2004). La plupart des eucaryotes unicellulaires planctoniques sont en effet autotrophes, mais de nombreuses

espèces peuvent aussi utiliser des sources organiques de nutriments (hétérotrophie), on les considère alors comme des mixotrophes (Mitra et al. 2016). Bien qu'il ne représente que moins de 1% de la biomasse photosynthétique terrestre, le phytoplancton assure pas moins de 45% de la production primaire nette annuelle de la planète (Field et al. 1998). C'est un compartiment crucial pour les cycles biogéochimiques globaux, la régulation du climat, et il constitue la base des réseaux trophiques. Les organismes phytoplanctoniques les plus souvent échantillonnés et/ou étudiés appartiennent généralement aux Cyanobactéries, aux Haptophytes (comprenant les Coccolithophores), les Diatomées (Bacillariophytes), et les Dinoflagellés (Dynophytes).

Le zooplancton montre une très grande diversité taxinomique également (représentée à partir de la partie intermédiaire sur la figure 13). Le méroplancton comprend les stades larvaires de nombreux groupes benthiques : Éponges, Échinodermes, Polychètes, Mollusques, Urochordés (Ascidies) et Crustacés. Le zooplancton permanent inclut également des Polychètes, des Mollusques et des Urochordés (avec les Salpes, les Doliolles et les Appendiculaires) adaptés à une vie entièrement planctonique, mais il comprend aussi des phylums originaux presque exclusivement planctoniques (Chaetognathes, Cténaires, Radiolaires), et des phylums qui comprennent de nombreuses espèces benthiques (Foraminifères, Némertes, Tintinnides). On y trouve également les œufs et les larves de poissons dont le comportement de nage n'est pas encore assez fort pour nager contre le courant.



Figure 13 : Composition illustrant la diversité du plancton. Le phytoplancton est représenté sur la partie inférieure de la composition, et le zooplancton sur la partie supérieure, avec le macrozooplancton et le mégazooplancton au sommet. (Crédits photos : Christian Sardet, OV, voir « Les Chroniques du Plancton », et le beau livre « Plancton, aux origines du Vivant ».

#### 4.7 La composition du zooplancton

Cependant, la composition et la biomasse du zooplancton sont nettement dominées par les Crustacés qui possèdent de nombreux représentants chez les Isopodes, les Amphipodes, les Décapodes (crevettes), les Euphausiacés (krill), et surtout l'ordre des Maxillopoda, où se situe la sous-classe des Copepoda.

Les copépodes forment le groupe emblématique du zooplancton. Il s'agit du groupe de métazoaire multicellulaire le plus abondant dans les lacs, voire sur Terre (Humes, 1994, Bron et al. 2011). Les essaims de copépodes peuvent atteindre des densités supérieures à 92 000 ind/L. Ils dominent la composition et la biomasse du zooplancton (Verity et Smetacek 1996, Frangoulis et al. 2004, Siokou-Frangou et al. 2010, Kiørboe, 2011).

Les copépodes ont divergé des autres arthropodes entre 388 et 522 millions d'années (Regier et al. 2005, Bron et al. 2011), et près de 12 000 espèces différentes ont été identifiées (Humes 1994, Razouls et al. 2016). Cette richesse sous-estime probablement la diversité taxinomique réelle puisque les quelques études de séquençage génomique (Bron et al. 2011) ont estimé l'existence de plus de 18 800 espèces chez les quatre ordres les plus étudiés (Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida et Siphonostomatoida ; il existe neuf ordres en tout, Boxshall et

Halsey, 2004). Aude là de leur diversité taxinomique, les copépodes montrent une grande variété de morphologies, de stratégies de vie (de la prédation à la symbiose et au parasitisme), et ont colonisé la plupart des habitats aquatiques. Les tailles à l'âge adulte vont de 23 cm à moins de 1 mm. Parmi les espèces pélagiques, les plus grosses espèces peuvent dépasser les 2 mm. Les différences évolutives de tailles et de morphologies sont associées à l'adoption de stratégies de vie « libre » ou « parasitique ». Les espèces ayant évolué vers la première stratégie montrent une morphologie segmentée typique des arthropodes, tandis que celles ayant adopté la seconde sont pratiquement méconnaissables (Bron et al. 2011).

Initialement benthiques, les copépodes ont colonisé le pelagos au Paléozoïque (entre 200 et 400 millions d'années, Bradford-Grieve, 2002). Kiørboe (2011) attribue l'énorme succès écologique des copépodes à trois facteurs : (i) une détection des proies et une fuite face aux prédateurs très efficaces et permises par leur morphologie « en torpille », leurs antennules sensorielles et leurs muscles propulseurs ; (ii) leur capacité à filtrer un impressionnant volume d'eau (106 fois le volume de leur corps par jour) dans un environnement visqueux et pauvre en ressources, couplée à une détection et capture des proies via un courant de filtration, ou en parcourant activement la colonne d'eau ; et (iii) des rencontres fréquentes entre les partenaires (dans un environnement en trois dimensions pourtant très dilué) facilitées par l'existence d'une reproduction sexuée à chaque génération du cycle vital.

Le zooplancton réalise la production secondaire dans les réseaux trophiques. Ils remplissent un rôle crucial en broutant le phytoplancton (producteurs primaires) et les autres micro-organismes du proto-zooplancton (Calbet et Landry, 1999 ; Calbet, 2001 ; Frangoulis et al. 2004), puis en étant consommés par les niveaux trophiques supérieurs qui vont des petits poissons pélagiques aux mammifères marins et oiseaux. La valeur des services écosystémiques aquatiques a été évaluée à plus de 22 billions de dollars par an (Costanza et al. 1997), et le zooplancton contribue significativement au rendu de ces services. L'abondance et la composition du zooplancton affectent fortement le recrutement de divers poissons d'importance économique comme la morue, l'anchois, le flet, la sardine et le thon, dont les stades larvaires et juvéniles ciblent souvent les copépodes (Stergiou et Karpouzi, 2002, Beaugrand et al. 2003, Heath et Lough, 2007, Morote et al. 2010, Catalán et al. 2011, Costalago et al. 2014).

En consommant le phytoplancton, le zooplancton relâche aussi de nombreuses particules détritiques (« sloppy feeding », Møller, 2005) et produit des pelotes fécales (Turner, 2002) qui vont s'agréger et ainsi participer aux flux de matière organique descendant de la surface au

fond. De plus, le zooplancton réalise d'importantes migrations nyctémérales (Ohman, 1990, Jónasdóttir et al. 2015, Hansen et Visser 2016). De nombreux organismes zooplanctoniques migrent en profondeur le jour pour échapper aux prédateurs visuels, augmenter (ou diminuer) leur dispersion spatiale, ou encore trouver un partenaire pour la reproduction. Par la même occasion, ils permettent de transporter activement de la matière organique vers le fond (Yamaguchi et al. 2002, Steinberg et al. 2008, Jónasdóttir et al. 2015). C'est pourquoi les espèces du zooplancton, et en particulier les copépodes, jouent un rôle clé dans la pompe à carbone biologique et, par conséquent, dans la régulation du climat (Richardson, 2008, Beaugrand et al. 2010, Beaugrand et Kirby, 2010).

#### 4.8 Classement et modélisation des planctons

La classification la plus communément employée attribue des classes de taille à des organismes aux positions trophiques pourtant très différentes (Sieburth et al. 1978). Les réseaux trophiques planctoniques sont extrêmement structurés par le spectre de taille, avec un rapport de taille souvent de 1:10 entre les proies et leurs prédateurs (Hansen et al. 1997, Menden-Deuer et Kiørboe, 2016). De plus, le transfert d'énergie entre les niveaux trophiques est seulement de l'ordre de 10-20%, ce qui amène le plus petit des organismes à être le plus abondant (Menden-Deuer et Kiørboe, 2016). Hiérarchiser le plancton en classes de tailles est donc approprié.

Pour aller plus loin dans la description des communautés zooplanctoniques et leurs liens avec l'écosystème, Litchman et al. (2013) ont proposé une typologie des traits fonctionnels du zooplancton (Figure 14). Ces traits appartiennent à différents types : morphologique, physiologique, comportemental, ou caractéristique de l'histoire de vie ; et assurent l'une des quatre grandes fonctions écologiques : l'alimentation, la survie, la croissance et/ou la reproduction. Ils peuvent être de nature quantitative (traits mesurés in situ ou en laboratoire comme la longueur des organismes, les taux de croissance ou la mortalité) comme qualitative (stratégie de ponte, d'alimentation, etc.). Certains traits fonctionnels clés transcendent les fonctions écologiques, comme la taille ou la motilité. Une telle classification transcende la taxinomie : des espèces appartenant à des phylums très différents peuvent présenter des valeurs de traits analogues, ce qui implique qu'elles remplissent le même rôle au sein de l'écosystème (Barnett et al. 2007, Pomerleau et al. 2015). Et inversement, des espèces phylogénétiquement proches peuvent présenter des traits très différents et donc assurer des fonctions écosystémiques distinctes. À titre d'exemple, Pomerleau et al. (2015) ont utilisé les traits fonctionnels de 42 espèces différentes du méso- et du macrozooplancton pour décrire la diversité fonctionnelle des

communautés dans le Pacifique Nord. Les auteurs ont ainsi pu mettre en évidence des groupes fonctionnels remplissant des rôles écologiques divers, et étudier la variation temporelle de la diversité fonctionnelle.

Les traits fonctionnels peuvent donc être employés pour décrire en détail le rôle de différents groupes planctoniques dans le fonctionnement des écosystèmes pélagiques, et explorer leurs réponses aux changements environnementaux dans le temps et l'espace, c'est à dire leur biogéographie (Barton et al. 2016).

		Fonction écologique			
		Alimentation	Croissance et Reproduction	Survie	
Type de trait	Morphologique	Taille du corps			
		Rapport volume sur biomasse			
			Nombre et taille des descendants	Défenses	
		Food particle size range		Transparence	
				Bioluminescence	
	Physiologique	Mixotrophie		Taux de croissance maximal	Tolérance à la famine
		Contenu et besoins stoechiométriques			Métabolisme de base
		Indice de consommation		Production de pelotes fécales	Longévité
		Régime alimentaire			Évasion
	Comportemental	Motilité (manière, vitesse)			
					Migration verticale
	Histoire de vie			Reproduction sexuée/asexuée	
				Stratégie de reproduction	Stages de résistance/dormance
				Taille à maturité	

Figure 14: Typologie des traits fonctionnels du zooplancton selon leur type et la fonction écologique qu'ils assurent. Les traits clés transcendent plusieurs fonctions écologiques. Les compartiments vides désignent les traits qui peuvent avoir une importance secondaire vis-à-vis d'autres fonctions (retravaillée par Litchman et al. 2013).

#### 4.9 Impact de changement climatique sur la distribution et l'abondance du plancton

Le changement climatique causé par le changement climatique anthropique pourrait profondément altérer la biodiversité aquatique. Comme mentionné ci-dessus, l'objectif principal de la modélisation du plancton est de prédire l'impact des changements environnementaux sur sa production, sa composition et la fonction écosystémique associée. En

conséquence, diverses études ont tenté de prédire les effets potentiels du changement climatique sur l'abondance, la distribution et la composition du plancton. Je vais maintenant résumer la majeure partie de ce travail.

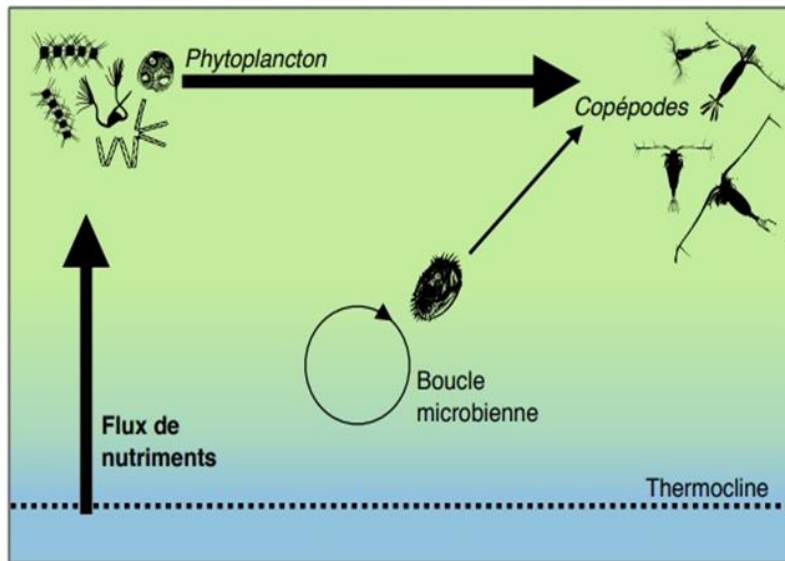
Les changements dans la dynamique du phytoplancton se propagent vers le haut jusqu'au zooplancton puis aux niveaux trophiques supérieurs (processus « bottom-up » ; Kirby et Beaugrand, 2009). Le réchauffement des températures, associé à des changements dans la production et la composition du phytoplancton (Figure 15), peut modifier les liens trophiques avec le zooplancton, et donc leur biomasse et leur composition (Lewandoska et al. 2014).

Le changement climatique affecte également la distribution et la phénologie (événements biologiques du plancton) (Parmesan et Yohe, 2003, Edwards et Richardson, 2004, Parmesan, 2007, Mackas et al. 2012). Le réchauffement moyen s'accompagne de changements hétérogènes dans la distribution spatiale des isothermes, ce qui peut conduire à des conditions climatiques non similaires (Williams et al. 2007, Burrows et al. 2014). Les régions les plus chaudes aujourd'hui peuvent atteindre des régimes de température que le biome n'a jamais connus. Pour leur maintenir les conditions les plus favorables, ces espèces modifient leur distribution et leur phénologie. Diverses études (Perry et al. 2005, Sorte et al. 2010, Pinsky et al. 2013) ont rapporté des déplacements latitudinaux des taxons. Dans 75% à 83% des cas (Sorte et al. 2010), la direction et la vitesse de ces migrations ont été attribuées au déplacement et à la vélocité des conditions climatiques.

Le changement climatique semble favoriser l'abondance et l'étendue spatiale des espèces d'eau chaude (Beaugrand et al., 2002, Weetman et al., 2004). Les assemblages de copépodes correspondant aux conditions subtropicales ou tempérées ont élargi leur distribution entre 1960 et 1999, contrairement aux assemblages des eaux plus froides (Beaugrand et Reid, 2003 ; Beaugrand et al. 2010). Bien que la biomasse du zooplancton n'ait pas diminué, les espèces préférées étaient plus petites et avaient moins de stockage de lipides, ce qui a entraîné une réduction des flux de carbone et une réduction du recrutement des populations de morue (Beaugrand et al. 2003, 2010). Par conséquent, le changement climatique a des impacts différents selon les espèces, c'est-à-dire les espèces qui remplissent des fonctions différentes dans les écosystèmes.

Depuis ces observations, plusieurs études statistiques ont cherché à prédire les futures distributions des espèces planctoniques sous différents scénarios de changement climatique. Toutes ces études, focalisées sur les communautés de planctons, prédisent un déplacement des

espèces vers les plus hautes latitudes. Cependant, les dimensions fonctionnelles ne sont pas encore intégrées dans les projections. Par conséquent, on ne sait pas si les futurs changements de richesse et de composition défavoriseront une fonction particulière de l'écosystème. Il est donc absolument nécessaire d'incorporer les traits fonctionnels dans ce type de projections pour comprendre les impacts du changement climatique sur le fonctionnement de l'écosystème pélagique.



**Impacts du changement climatique anthropique**

- Réchauffement de l'eau
- Stratification plus intense
- Diminution du flux de nutriments vers la surface
- Production plus faible
- Petites classes de taille favorisées ?
- Changement de la composition des communautés ?
- Érosion de la Biodiversité ?

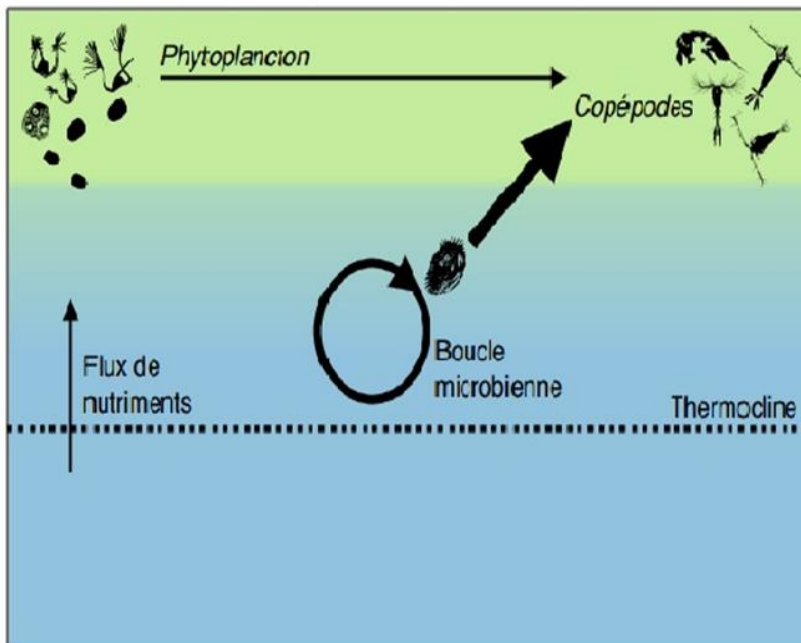


Figure 15: Représentation conceptuelle des interactions trophiques entre les principaux groupes du plancton dans un contexte de changement climatique.

La partie supérieure représente les interactions dominantes dans une colonne d'eau mélangée et riche en nutriments, où le phytoplancton est composé de grandes classes de taille qui sont préférentiellement broutées par le mésozooplancton (copépodes). La partie inférieure représente les interactions dominantes dans un milieu plus chaud et stratifié, où le phytoplancton est dominé par les plus petites classes de taille ; les copépodes broutent alors davantage le microzooplancton (ciliés), ce qui favorise le développement de la boucle microbienne. La potentielle modification de la composition de la communauté mésozooplanctonique est aussi illustrée. Les effets attendus du changement climatique anthropique sont cités, et les problématiques explicitement étudiées par cette thèse sont

#### 4.10 Production primaire et régimes trophiques

Les eaux entrantes sont relativement appauvries en nutriments (nitrates, phosphates et silicates) et en dépôt de poussière (Bethoux et al. 1999, Group et al. 2011). Par conséquent, la concentration en nutriments dans les lacs est très faible. Combiné aux conditions climatiques décrites ci-dessus, cela se traduit par un bassin très oligotrophe, avec un gradient de production primaire et d'exportation de carbone décroissant du nord au sud (D'Ortenzio & Ribera d'Alcalà, 2009, Mayot et al. 2016, Ramondenc et al. 2016). Les observations satellitaires ont permis d'identifier plusieurs zones trophiques (biorégions) en fonction de la saisonnalité des concentrations de surface en chlorophylle a (Mayot et al., 2016).

La faible biomasse phytoplanctonique du bassin est dominée par des groupes appartenant au microphytoplancton et au nanophytoplancton (Marty et al. 2002, Uitz et al. 2012) : cyanobactéries, dinoflagellés, Gymnodinium, et quelques coccidioides et picodiatomes isolés. Les efflorescences phytoplanctoniques sont associées à la croissance du microphytoplancton, principalement composé de diatomées coloniales (Marty et Chiavérini, 2010, Siokou-Frangou et al. 2010). Les principaux genres taxonomiques de microphytoplancton sont répartis selon le processus physique d'accumulation de la biomasse. Par exemple, les colonies de *Chaetoceros* et de *Pseudo-nitzschia* semblent préférer les régions de convection profonde, tandis que les espèces des genres *Thalassiosira*, *Proboscia* et *Rhizosolenia* sont plus fréquentes en frontal et en circulation (Siokou-Frangou et al. 2010). Ces patrons impliquent des différences entre les traits fonctionnels et les préférences environnementales des espèces phytoplanctoniques.

Concernant le zooplancton, les avantages des copépodes en termes de biomasse et de composition des communautés s'appliquent également aux eaux lacustres (Nowaczyk et al. 2012, Mazzocchi et al. 2014). Ainsi, les copépodes représentent 70 à 90 % de la biomasse du zooplancton. La plupart des communautés sont constituées de petites espèces (< 2 mm) appartenant aux genres très divers Calanoida (*Clausocalanus*, *Calocalanus*, *Paracalanus*) et Cyclopoidia (*Oithona*, *Oncaea*, *Corycaeus*). Selon Razouls et al. (2005-2016). Calanoida (*Clausocalanus*, *Calocalanus*, *Paracalanus*) et Cyclopoidia (*Oithona*, *Oncaea*, *Corycaeus*).

Dont les autres taxons de zooplancton, les Cladocères peuvent seconder sous ton significative après la biomasse totale dedans les environnements côtiers (Riandey et al. 2005) La biomasse zooplanctonique donné incontinent variations saisonnières liées aux mouvements incontinent masses d'eaux (De Puellas et al. 2007 ; Mazzocchi et al. 2011) aux variations climatiques et avec la dégagement initial (Berline et al. 2012 ; Romagnan et al. 2015) Force séries temporelles

ont surveillé depuis assemblages parmi copépodes affiliés contre certaines masses d'eaux et conditions environnementales (De Puelles et al. 2007 ; Mazzocchi et al. 2011). Néanmoins, les variations climatiques décennales ne semblent pas rectifier significativement ces assemblages ce qui suggère une certaine résistance aussitôt assemblages pour copépodes aux changements climatiques avec une échelle considérable (Mazzocchi et al. 2011).

#### 4.11 Les différentes facettes de la Biodiversité

Historiquement, le domaine de l'écologie a évolué vers deux approches de plus en plus divergentes : l'approche communautaire et l'approche écosystémique (Loreau, 2001). Une communauté est un ensemble d'espèces qui vivent dans un même habitat, c'est pourquoi la première approche s'est focalisée sur la diversité des espèces et sur les facteurs abiotiques, et biotiques, qui la régulent. Un écosystème est défini comme l'ensemble des éléments (abiotiques comme biotiques) qui interagissent au sein d'un habitat. La notion d'écosystème englobe donc celle de la communauté. Mais la seconde approche s'est davantage focalisée sur les processus qui assurent les flux de matière et/ou d'énergie entre les compartiments. Si l'approche communautaire est centrée surtout sur le bloc d'espèces et leurs distributions, l'approche écosystémique se focalise sur l'ensemble du système, notamment l'identité taxinomique des groupes composants. Pourtant ces deux approches sont totalement liées la provision d'espèces (richesse spécifique), leurs traits fonctionnels (diversité fonctionnelle), soit l'hétérogénéité depuis les liens de parenté évolutive (la multitude phylogénétique) influencent la productivité des écosystèmes (Bjorksted et al. 2002 ; Cadotte et al. 2008 ; Maloufi et al. 2016). Il est donc crucial de les combiner afin de mieux étudier l'impact du changement climatique sur les propriétés des écosystèmes (Cardinale et al. 2012).

En raison de sa grande abondance et de sa diversité, le zooplancton joue un rôle central dans le fonctionnement des systèmes aquatiques et des cycles biochimiques (Richardson, 2008). Comme ces taxons sont d'importants consommateurs de production primaire, de matières détritiques et de production bactérienne, ils occupent une place intermédiaire dans le transfert d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (Richardson, 2008 ; Stemman et al. 2012). Par conséquent, il joue un rôle central dans les réseaux alimentaires aquatiques et module les flux verticaux de matières dans la colonne d'eau. Faisant partie de la "pompe biologique", il transfère des quantités importantes de carbone atmosphérique transformé par le phytoplancton de l'euphorie à l'azote vers la profondeur (Longhurst & Harrison, 1989).

#### 4.11.1 Variations saisonnières

Des larves, possèdent des périodes de reproduction limitée au cours de l'année, qui se reproduisent d'une façon continue sont peu nombreuses. Les œufs et les larves font donc dans le plancton des apparitions qui seront plus ou moins longues suivant les espèces. Il en est de même pour la plupart des formes benthiques dont les larves constituent une grande proportion, comme les larves de Crustacés, de Mollusques, de Polychètes. La plupart des poissons téléostéens commencent à pondre les œufs après la période de reproduction en mai-juin (Lakkis et Zeidane, 1987). Tous les facteurs conditionnant la reproduction des espèces possédant des œufs et des larves planctoniques, enrichissent la composition et la biomasse du zooplancton.

#### 4.12 Fluctuations spatiales du Zooplancton

La continuité du milieu et le mélange des couches et des masses d'eau permettent de concevoir l'existence dans le zooplancton de nombreuses espèces cosmopolites. Or celles-ci sont rares : Ce milieu est très diversifié par ses paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques et ce n'est qu'en profondeur qu'il montre une certaine homogénéité sur de très grands espaces. Les espèces des eaux profondes qui habitent dans les lacs sont donc considérés comme cosmopolites. Plus nombreuses sont les espèces dont la répartition ceinture le globe en se limitant à des latitudes déterminées. Ce sont par exemples des formes circumpolaires, circumtropicales ou tempérées. Le copépode *Paracalanus parvus*, qui est très abondante en Méditerranée y compris les eaux marocaines, habite les cours d'eau chaudes et tempérés, mais absente dans les eaux arctiques et antarctiques.

#### 4.13 Surveillance à long terme

Les systèmes de surveillance systématisés à long terme sont essentiels pour suivre, décrire et comprendre la variabilité du système terrestre. Les principaux défis des programmes de surveillance sont de distinguer le forçage anthropique des facteurs naturels qui ont un impact sur les écosystèmes, et d'identifier les mécanismes reliant les forçages naturels et anthropiques à la dynamique des biotopes et des biocénoses (Goberville, 2010). Les séries chronologiques de données environnementales sont essentielles pour détecter, mesurer et comprendre les changements du système terrestre, y compris les communautés biologiques. (Cloern, 2016).

Les observations à long terme sur les écosystèmes estuariens nous ont permis de :

- de caractériser les compartiments environnementaux et biologiques,

- décrire les changements spatio-temporels à différentes échelles temporelles (par exemple, saisonnier, annuelle, pluriannuelle, ...),
- formuler des hypothèses sur le lien entre les réponses des écosystèmes aux processus processus atmosphériques à grande échelle et aux pressions anthropiques locales (Cloern, 2016).

Parce qu'il est très sensible aux changements environnementaux, le zooplancton peut intégrer un stress environnemental rapide le temps d'une génération et potentiellement transférer les changements à la génération suivante (Goberville et al. 2014). De tels changements modifient les liens trophiques dans les réseaux alimentaires et peuvent affecter le recrutement d'espèces appartenant à des niveaux trophiques supérieurs.

La surveillance du zooplancton a été réalisée dans les régions du monde entiers depuis le début du XXe siècle jusqu'à aujourd'hui (O'Brien et al. 2017 ; Chiba et al. 2018). L'étude des espèces cibles (indicateurs) et des groupes fonctionnels spécifiques, fournit des informations sur les caractéristiques physico-chimico-biologiques du milieu : la diversité des copépodes (le groupe zooplanctonique le plus important) est connue pour fournir des informations très significatives sur les conditions environnementales abiotiques et biotiques.

# MATERIELS ET METHODES

---

***Partie B : Etude expérimentale***

---

**5 Matériels et Méthodes**

Au Maroc, notamment dans les régions semi-arides dépourvues de ressources en eaux souterraines suffisantes, les besoins socio-économiques ont imposé la construction de retenues artificielles de capacité plus ou moins importante. Bien que ces réservoirs soient d'une grande utilité pour la gestion des ressources en eau, il n'en demeure pas moins qu'ils sont sans cesse menacés par des phénomènes d'envasement et d'eutrophisation pouvant entraîner de graves conséquences sur la qualité des eaux. Tel a été le cas en 1989 dans la retenue Abdelkrim El Khattabi (MBAK) qui fait l'objet de cette étude. Situé sur l'oued Nekkour (figure 16), ce lac-réservoir est destiné à l'alimentation en eau potable de la ville d'Al Hoceima et des zones avoisinantes au nord du Maroc. C'est une retenue déjà bien envasée et souvent touchée par des phénomènes d'eutrophisation sporadique. Elle a connu en septembre 1989 une importante dégradation de la qualité de ses eaux, marquée par l'apparition subite de teneurs exceptionnelles en manganèse soluble (5,6 mg/L) jamais notées auparavant dans un barrage marocain, et d'une remarquable eutrophisation accompagnée d'une odeur et d'un goût désagréables ainsi que d'une grande quantité de matières en suspension. Bien qu'il ne soit pas toxique, le manganèse reste un élément indésirable dans l'eau utilisée pour la production de l'eau potable même à des doses très faibles (Abouzaid & EL Abassi, 1987). Pour cela, l'Office national de l'eau potable (ONEP, 1989) a immédiatement mis en œuvre différentes actions de démanganisation. Toutefois, l'origine de cette présence excessive en Mn demeurerait inconnue, avec possibilité de réapparition de ce phénomène. Ce travail vise à rechercher les causes de l'augmentation soudaine des teneurs en manganèse dans le lac-réservoir en procédant à une étude de l'ensemble du bassin versant, et à comprendre le comportement géochimique du manganèse dans le barrage lui-même. Le manganèse a fait l'objet de nombreuses études, particulièrement dans les lacs, du fait, d'une part, du rôle primordial qu'il peut jouer dans les cycles géochimiques des éléments traces (Davison, 1981 ; Lafgren & Bostrom, 1989) et, d'autre part, par des problèmes qu'il peut causer dans les lacs réservoirs (Caggins et al. 1979 ; Sly et al. 1990).

## **5.1 Présentation de la zone d'étude**

La retenue de barrage MBAK est située dans le bassin versant Nekor au nord-est du Maroc, dans la partie orientale des montagnes du Rif (entre 35° latitudes 43' et 35 °6' Nord et entre les longitudes 3 °36 et 4 °) (figure 16). Il constitue l'unique source d'eau pour la ville d'Al Hoceima (Tableau 9) et les centres urbains avoisinants (Imzouren, Béni Bouayach, etc.). Le climat est typiquement méditerranéen avec une tendance semi-aride. Il est froid et humide en hiver et chaud et sec en été. La pluviométrie moyenne interannuelle du bassin est estimée à 340 mm (Arrebei et al., 2019). Le régime hydrique de l'affluent principal (Oued Nekor) est caractérisé par l'intermittence d'écoulement et n'atteignant pas dix crues par an (Dimane et al., 2017). Malgré ce faible cumul pluviométrique, le bassin est soumis à des crues importantes du fait de pluies orageuses, intenses et irrégulières et d'un milieu très favorable au ruissellement. L'écoulement de l'oued est très intermittent puisque le nombre annuel de crues du Nekor se situe en moyenne autour de 3-4 et ne dépasse pas dix par an. Les températures moyennes mensuelles varient entre 7 °C (janvier) et 28 °C (août) dans l'ensemble du bassin, mais peuvent descendre jusqu'à 0°C sur les sommets des montagnes.

De point de vue topographique, le relief dominant au Nekor est de nature montagneuse. L'altitude moyenne dépasse les 1 500 m et le relief le plus accusé se trouve à l'Est du bassin versant à Azrou Akechou avec 2 009 m d'altitude. L'index global de pente est de 20,7 m km<sup>-1</sup> dans tout le bassin versant, cet index est plus élevé en rive gauche qu'en rive droite (Lahlou, 1990).

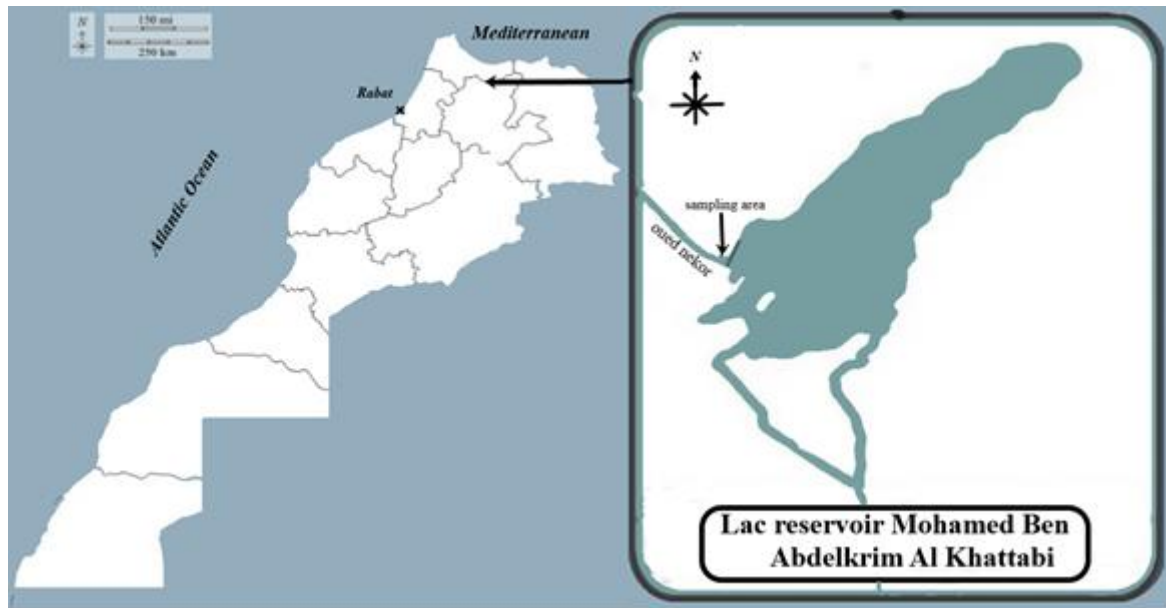


Figure 16 : Situation géographique du barrage Mohamed Ben Abdelkrim Al Khattabi MBAK.

Tableau 9 :Caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac MBAK.

Date de mise en eau	1981
Cote normale de la retenue	140 NGM
Capacité globale de la retenue	43,3 Mm <sup>3</sup>
Surface de la retenue	3,86 Km <sup>2</sup>
Fonction	Eau Potable
Cours d'eau	Oued Nekor
Ville proche	Alhouceima

Le bassin-versant de l'oued Nekkour a une superficie de 790 km<sup>2</sup> au niveau du barrage Abdelkrim El Khattabi. Cette zone présente des caractéristiques spécifiques au domaine rifain, marquées par une géomorphologie complexe à terrains très accidentés, une diversité des formations lithologiques avec une prédominance des formations schisteuses à assises friables, une forte pression démographique avec 76 habitants/km<sup>2</sup> et un couvert végétal très dégradé qui prédispose le bassin à toutes les formes d'érosion. Le climat de la région, de type méditerranéen semi-aride, est caractérisé par une forte irrégularité saisonnière et interannuelle. Cette irrégularité se traduit au niveau du régime hydrologique de l'oued par des crues brèves et violentes et des étiages prolongés. À la station de Tamallaht, station la plus en aval qui contrôle 84 % de la superficie du bassin-versant, le module annuel moyen de l'oued Nekkour est estimé à 1,88 m<sup>3</sup> /s (figure 17). Ce type de régime, combiné aux caractéristiques physiographiques du bassin-versant citées plus haut, induit une érosion mécanique qui compte parmi les plus élevées

du Maroc, celle-ci est estimée à environ 5 000 t/km<sup>2</sup> /an (Mriouah, 1982 ; Niazi, 1994). Les sols constitués essentiellement par des débris d'altération du substrat, sont superficiels et la teneur en matière organique y est faible. Par ailleurs, quelques terres d'alluvions et de terrasses y sont distinguées. La texture des sols varie d'argileuse à argilo-limoneuse avec quelques cas peu étendus de sablo-argileux. Cette situation fait que ces substrats sont sensibles à l'érosion

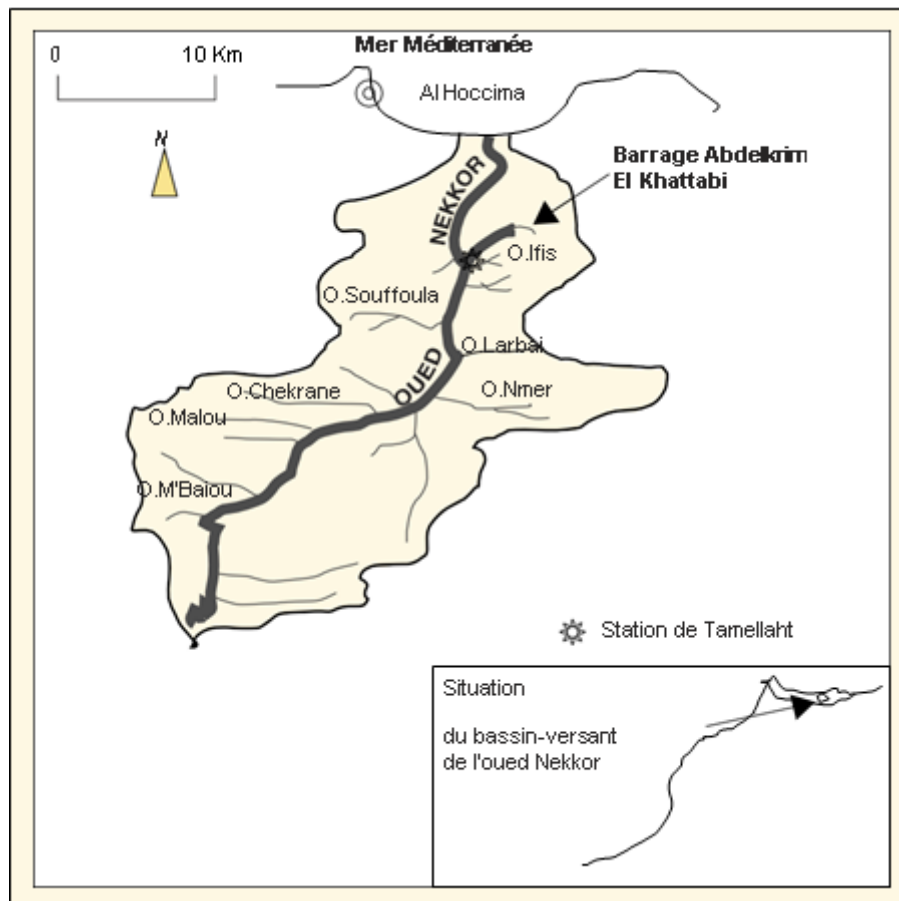


Figure 17 : Situation géographique du bassin-versant de l'oued Nekor (Niazi et al. 2005).

Le plan national d'aménagement des bassins versants a traité en priorité les bassins en termes de lutte antiérosive. Les approches d'aménagement se heurtent aux difficultés de choix des sites, des méthodes et des pratiques d'intervention. L'un des réservoirs stratégiques qui connaît une problématique sérieuse d'envasement est le barrage Mohamed Ben Abdelkrim Al Khattabi (MBAK). En effet, la variété des interventions mises en place sur le bassin versant du Nekor (reboisements, aménagement des terres, correction de ravins, grands seuils de sédimentation dans les oueds principaux), ce bassin constitue un véritable laboratoire à ciel ouvert. Malheureusement, aucun retour d'expérience sur l'efficacité de ces divers aménagements n'a

été conduit à ce jour et les responsables de l'aménagement du territoire sont toujours en attente de solutions efficaces qui permettent de limiter l'envasement des barrages (Alaoui, 2013).

## **5.2 Echantillonnage**

Le lac a été échantillonné entre 2005 et 2015 avec une fréquence d'échantillonnage d'une fois par mois au niveau de la prise de l'ONEP (Figure 16) en surface et au fond du barrage, Dans la colonne d'eau, les échantillons ont été prélevés à la surface du plan d'eau et verticalement à une profondeur de 15 m. Ainsi, la taille de l'échantillon est de l'ordre de 82 observations. Afin d'étudier les caractéristiques physico-chimique du lac (température, d'oxygène dissous, conductivité, pH, chlorophylle a, transparence, éléments azotés, orthophosphates et phosphore total, les anions et les cations, éléments traces, etc.). On a travaillé sur une base de données effectuée au niveau de L'ONEP d'une durée de 10 ans dans le cadre d'une collaboration entre l'ONEP et l'Institut scientifique de Rabat Afin de déterminer le degré de stratification du lac, un profil de température, de pH, d'oxygène ont été obtenu à l'aide de mesures à intervalle régulier enregistrées à chaque mètre au cours d'un cycle annuel.

Pour l'échantillonnage de phytoplancton et de zooplancton, 200 L d'eau de surface ont été collectés avec un seau et filtrés à travers un filet à plancton. Le plancton retenu a été stocké dans des bouteilles en polyéthylène. De l'eau gazeuse a été ajoutée à l'échantillon pour narcotiser le plancton avant de le fixer avec du formaldéhyde (concentration finale de 4%). La méthode de collecte de zooplancton laisse des lacunes dans le mécanisme de l'échantillonnage du zooplancton. Nous avons utilisé des filets de vide maille différente souvent couplés en deux filets (filet Bongo) de 52-200 $\mu$  ; 100-300 $\mu$  et 200-500 $\mu$ . Cette méthode permet de collecter simultanément la plus grande fraction d'organismes planctoniques de toute taille possible.

## **5.3 Analyse et Traitement des échantillons**

Les échantillons d'eau sont collectés dans une bouteille propre en polyéthylène de 1L aux endroits susmentionnés et ont été transférés au laboratoire de l'ONEP à 4°C pour la mesure des paramètres chimiques (DO, PT, Nitrate, etc) et biologiques (extraction de Chl(a) (Tableau 10). Les paramètres physiques (T°C, pH, EC et transparence) ont été mesurés in situ. Afin de déterminer le degré de stratification du lac, une moyenne mensuelle sur dix ans a été prise; un profil de température, de pH et d'oxygène a été obtenu à l'aide des mesures mensuels les différentes profondeurs sur un cycle annuel.

Tableau 10 : Methods and Technique used in the physical-chemical parameters.

<b>Measurements</b>	<b>Parametres</b>	<b>Méthode et technique</b>
In situ	Temperature (T°C)	Thermometer
	pH	pH Philips 4014
	Conductivité électrique ( Ec)	EC Philips 4025 counter
	Transparence	Secchi disk
Laboratory	Oxygène dissous (DO)	Nitrogen method in modification of the Winkler method
	Phosphate total	Colorimetric (after mineralization of persulfate in an acid environment)
	Nitrate	Colorimetry
	Chl(a) Extraction	Using 80% acetone extraction procedure, which was determined at 663 and 645 nm

Le traitement des échantillons Une fois récolté, le zooplancton doit être fixé en attendant le tri et les comptages des organismes. Cette fixation se fait habituellement dans une solution formolée à 4-5%, neutralisé au borax. Les échantillons traités, préservés au formol à 4%, sont ramenés au laboratoire où ils sont conservés pour d'éventuelles analyses qualitative et quantitative. Les méthodes d'analyses du zooplancton que nous avons utilisées sont standard, appliquées dans tous les laboratoires de planctonologie, eu utilisant le stéréoscope, le microscope ordinaire et le microscope inversé.

Au laboratoire, 1 à 2 gouttes de solution d'érythrosine préparée à 0,8 g pour 100 ml d'eau ont été ajoutées à chaque flacon pour colorer et ensuite faciliter la recherche des organismes et leur identification. Des sous-échantillons ont été prélevés dans chaque flacon après homogénéisation et placés dans une roue de comptage pour identifier et compter les organismes sous une loupe binoculaire (OLYMPUS SZX10, grossissement 40x et 90x). Certaines identifications ont nécessité une analyse au microscope (400x) (LEICA DM IRB, NIKON Optiphot 2). Les rotifères ont été identifiés en utilisant les clés de Koste (1978), Pontin (1978),

Segers (1995), Nogrady et Pourriot (1995), De Smet (1996), Alonso (1996), Nogrady et Segers (2002). Les organismes ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible et les densités ont été exprimées en ind. m<sup>-3</sup>.

### **5.3.1 Analyses qualitatives**

Consiste à étudier la composition taxonomique et l'identification des espèces rencontrées dans les échantillons, nous avons eu recours à des documents de base dont des travaux de taxonomistes et des clés de diagnoses pour la détermination. D'ailleurs, plusieurs organismes, notamment des larves n'ont pu être déterminées faute de documentation. Des spécimens de référence pour les espèces identifiées sont conservées dans des tubes individuels, libellés, datés et déposés au conservatoire du laboratoire.

### **5.3.2 Comptage des organismes**

On effectue le comptage des individus de plancton dans une cuvette contenant un sous-échantillon de volume connu d'eau filtrée représentant l'échantillon.

Le nombre d'individus de chaque espèce déterminée est rapporté au litre d'eau pour le nombre de taxons et en nombre d'individus au m<sup>-3</sup> d'eau pour la biomasse.

### **5.3.3 Mesure de la biomasse.**

Cette méthode pourrait compléter celle du comptage des organismes. Elle consiste à mesurer le poids frais et/ou le poids sec de plancton contenu dans un m<sup>-3</sup> d'eau de la retenue de barrage, utilisant des balances électroniques sensibles. Avant de procéder à ces mesures de biomasse il serait intéressant de mesurer le biovolume de l'échantillon. On verse l'échantillon dans une grande éprouvette graduée et après 24 heures, on lit le volume plancton sédimenté au fond du bocal. Ensuite on sépare l'eau de l'échantillon en filtrant à travers un papier filtre puis on mesure le poids frais du plancton qu'on rapporte au mg. m<sup>-3</sup>. On met le papier filtre dans une étuve à une température de 60°C ; après 24 heures on pèse le plancton sec sur la balance pour mesurer le poids sec de l'échantillon.

### **5.3.4 Calcul de l'indice trophique**

**TSI:** TSI (Carlson, 1977) a été développé sur la base de la transparence comme indicateur relatif de la biomasse algale et la méthode la plus appropriée et acceptable pour l'eutrophisation des lacs intérieurs (Duan et al. 2007).

La formule de l'indice de l'état de l'eutrophisation (Trophic State Index values = TSI) est comme suite :

$$[TSI (Tr) = 10[6 - \ln (Tr)/\ln(2)]]$$

Selon les moyennes utilisées dans le diagramme nous avons calculés les indices de carlson selon les formules suivantes :

$$[TSI (CHL) = 9,81 \ln (Chl) + 30.6]$$

$$[TSI (PT) = 14,42 \ln (PT) + 4.15]$$

Pour l'étude du zooplancton, des prélèvements en surface (prélèvement horizontal) ont été réalisés à l'aide d'un filet planctonique à vide de maille de 100 µm. Chaque échantillon est conservé dans du formol à 4%, puis observé pour identification (composition spécifique) et comptage. Les zooplanctons ont été identifiés au niveau du genre sous microscope optique (Euromex, × 100) en utilisant les clés développées par Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978) Segers (1995) pour les Rotifera ; Flössner (1972), Negrea (1983) pour les Cladocera ; Einsle (1996), Dussart & Defaye (2001), Nykänen & Sarmaja-Korjonen (2007) pour les Copepoda. Les échantillons quantitatifs ont été concentrés à 10 ml après sédation. Un millilitre de l'échantillon concentré a été prélevé au hasard après avoir été mélangé, puis analysé dans une chambre Sedgewick- Rafter à l'aide d'un microscope inversé (Zeiss-Winkel). Par la suite, une aliquote de ces échantillons de plancton a servi à déterminer la biomasse planctonique (48 heures au four, à 100°C).

Les calculs d'abondance relative, de richesse spécifique, de fréquences d'occurrences et d'indices de diversité de Shannon-Weaver (H'), Piélou (J'), de densité et de Margalef (D) ont été effectués comme décrit dans les travaux de Barbault (1992), Ramade (2003), Boulinier et al. (1998) et Piélou (1966). L'indice de Shannon H' est minimal lorsqu'il est égal à zéro c'est-à-dire lorsque l'échantillonnage ne contient qu'une seule espèce, il est maximal (théoriquement inachevé) lorsque tous les individus appartiennent à des espèces différentes. L'indice de Margalef (D) est lié aux variations d'abondance entre les espèces dominantes. Tandis que le pourcentage de la fréquence relative et l'abondance relative ont été déterminés selon Soyer (1970).

## 5.4 Analyse globale du peuplement

### 5.4.1 La richesse spécifique

La richesse spécifique d'un peuplement correspond au nombre total de taxons composant ce peuplement et qui est effectivement présent sur le site d'étude à un moment donné (Boulinier et al. 1998). Elle est fréquemment utilisée comme une variable reflétant l'état d'un écosystème et intervenant souvent dans les efforts de gestion et de conservation, de la biodiversité ; ainsi que, dans l'évaluation de l'impact de la pollution et les activités anthropiques sur la biodiversité (Nicholas et al. 1998).

### 5.4.2 L'abondance relative

L'abondance absolue représente le nombre d'individus d'une espèce récoltés dans un prélèvement ou d'une population donnée présent par unité de surface ou de volume (Ramade, 2003). L'abondance relative, appelée aussi la dominance représente l'abondance d'une espèce par rapport à l'abondance totale des individus de toutes les espèces capturées ; Elle est calculée par la formule suivante :

$$P_i = (n_i/N) * 100$$

$P_i$  : Dominance de l'espèce  $i$ .

$N_i$  : Nombre d'individus de l'espèce  $i$ .

$N$  : Nombre total des individus de toutes les espèces.

### 5.4.3 La fréquence relative

C'est le nombre total des prélèvements où l'espèce considérée est présente, par rapport au nombre total des prélèvements effectués. La fréquence est exprimée en pourcentage :

$$F \% = (P_i / P) * 100$$

$P_i$  : Nombre des prélèvements où l'espèce «  $i$  » existe

$P$  : Nombre total des prélèvements réalisés

En fonction de la valeur de  $F \%$  nous qualifions les espèces de la manière suivante (Dajoz, 1985) :

- Une espèce est omniprésente si  $F$  est de 100%.
- Une espèce est constante si  $F$  est comprise entre 100 % - 75 %.

- Une espèce est fréquente si F est comprise entre 75 % - 50 %.
- Une espèce est commune si f est comprise entre 50 % - 25 %.
- Une espèce est accessoire si F est comprise entre 25 % - 5 %.
- Une espèce est rare si F est strictement inférieur à 5 %.

#### **5.4.4 Indice de diversité**

Un certain nombre d'indices a été utilisé pour mesurer la richesse taxonomique, la diversité, l'équitabilité, et pour comparer la composition globale des différents peuplements ou de l'état d'un même peuplement étudié à des moments différents (Barbault, 1995). Il s'agit des indices de Shannon, de Piélou, l'indice de Hill. Ils ont pour intérêt de rendre compte de l'abondance relative de chaque espèce, de comparer deux peuplements et de comprendre aussi comment ceux-ci évoluent dans l'espace et dans le temps (Dajoz, 1985). Ainsi, ces indices sont susceptibles d'être fortement influencés par différentes dimensions de l'échantillon (effort d'échantillonnage, abondance, types d'habitat...) et par les perturbations naturelles ou anthropiques de l'écosystème.

##### **5.4.4.1 Indice de Shannon-Weaver (H')**

L'indice de diversité de Shannon-Weaver est couramment utilisé en écologie pour caractériser la diversité de l'habitat d'un site en se basant sur la diversité taxonomique. Il convient à l'étude comparative des peuplements et permet de quantifier l'hétérogénéité de cette diversité et d'observer son évolution au cours du temps (Blondel 1979, Barbault 1992).

Il est calculé à partir de la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

ni : nombre d'individus d'une espèce (taxon) dans l'échantillon.

N : nombre total d'individus de toutes les espèces (taxons) dans l'échantillon.

Cet indice présente l'avantage de n'être subordonné à aucune hypothèse préalable sur la distribution des espèces et des individus (Chardy & Glérmarc, 1977), ses valeurs sont exprimées en bits. H' est nul (H'= 0) lorsque tous les individus de l'échantillon appartiennent à une seule espèce, et il est d'autant plus grand lorsque le prélèvement ou l'échantillon est équilibré et diversifié et les individus sont largement répartis entre différentes espèces (Charddy &

Glemaire, 1977). Autrement dit pour une même richesse spécifique,  $H'$  croît lorsque l'équitabilité augmente.

#### **5.4.4.2 Indice de Simpson ( $D'$ )**

L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. La formule de cet indice est la suivante :

$$D' = \sum n_i (n_i - 1) / N(N - 1)$$

$N_i$  : Nombre des individus de l'espèce  $i$ .

$N$  : Nombre totale des individus de l'échantillon

Cet indice tend vers 0 pour indiquer le maximum de diversité, et vers 1 pour indiquer le minimum de diversité (Bütler & Schlaepfer, 2004). Il faut noter que cet indice de diversité donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Le fait d'ajouter des espèces en échantillon ne modifie pas pratiquement la valeur de l'indice de diversité.

#### **5.4.4.3 Indice d'Équitabilité de Pielou ( $E'$ )**

Cet indice accompagne souvent l'indice de Shannon. Il est appelé aussi indice d'équi-répartition ou de régularité et il permet de comparer les densités des deux peuplements ayant des richesses spécifiques ou taxonomiques différents.

L'indice d'équitabilité de Pielou est représenté par le rapport de  $H'$  sur l'indice maximal théorique dans le peuplement ( $H_{max}$ ), il est cité par Çinar et al. (2012) et donné par la formule suivante :

$$E' = H' / H_{max} = H' / \log_2 (S)$$

$H'$  : la diversité spécifique observée (l'indice de Shannon-Weaver).

$H_{max}$  : le logarithme du nombre total d'espèce ( $S$ ) dans l'échantillon.

L'équitabilité  $E'$  varie de 0 à 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une ou deux espèces. Et elle de 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance.

#### 5.4.4.4 Indice de diversité de Hill

Il s'agit d'une mesure de l'abondance proportionnelle, permettant d'associer les indices de Shannon-Weaver (Marcon, 2015), cet indice a pour formule :

$$\text{Hill} = (1/D') / eH'$$

$1/D'$  : c'est l'inverse de l'indice de Simpson

$eH'$  : c'est l'exponentiel de l'indice de Shannon-Weaver

### 5.5 Traitement de données et analyse statistique

Les tests statistiques ont été appliqués sur les ensembles de données des paramètres physico-chimiques et biologiques obtenus pendant la période d'étude de la retenue du barrage regroupé par saison et présentés sous forme de valeurs moyennes. Le test de corrélation bivariée de Spearman a été utilisé pour décrire la relation entre les facteurs abiotiques et les facteurs biotiques. Les différences des paramètres physico-chimiques de l'eau entre les saisons ont été étudiées au moyen du test de Kruskal-Wallis à un niveau de signification de 5%.

Les paramètres ont été évalués par corrélation de Pearson ( $P < 0,05$ ) en utilisant le logiciel SPSS 20.0 (Van Belle et al. 2006; Thode, 2002).

Toutes les données ont été testées pour la normalité et l'homogénéité de la variance avant l'analyse statistique paramétrique. La variabilité entre les saisons d'échantillonnage a été analysée pour chaque paramètre de l'eau par une ANOVA à sens unique. Pour détecter les différences entre les moyennes des variables étudiées, nous avons utilisé le test de Duncan qui met en évidence les relations entre les paramètres testés.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique descriptive dont l'objectif est de présenter, sous forme de graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données (Philippeau, 1986). Cette méthode statistique permet de transformer les variables quantitatives initiales, toutes plus ou moins corrélées entre elles, en nouvelles variables quantitatives, non corrélées, appelées composantes principales (Davis, 1984). Cette méthode a été largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques des hydrosystèmes (Belghiti et al. 2013; Mounjid et al. 2014; Ben Aakame R. 2015).

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée a permis de classer et de traiter l'information liée à certains des traceurs physiques et chimiques les plus importants de la

dynamique de l'eutrophisation du barrage au cours des années 2005 et 2015 en établissant une structure typologique capable d'expliquer l'évolution de la qualité de l'eau pendant cette période et d'identifier les corrélations entre les variables.

Une analyse canonique des correspondances (ACC) a été réalisée afin d'expliquer la relation entre les espèces identifiées et les paramètres physico-chimiques. Les analyses ont été réalisées à l'aide de XLSTAT (version 2020). L'ACC a été utilisée pour explorer les relations entre l'abondance des groupes taxonomiques et les variables physiques et chimiques (Ter Braak & Smilauer, 2002).

# RESULTATS ET DISCUSSIONS

## 6 Résultats et Discussions

### 6.1 Bilan hydrique

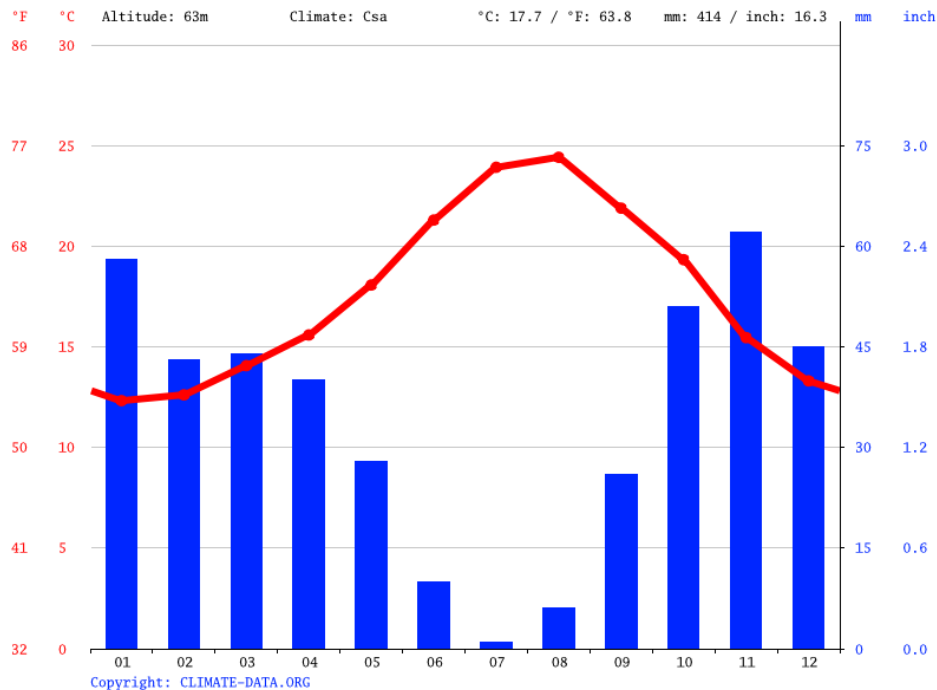


Figure 18: Diagramme ombrothermique de la retenue de barrage MBAK.

Le diagramme ombrothermique est un diagramme climatique à double entrée (précipitations et températures), qui a pour but de renseigner sur le domaine bioclimatique de la retenue de barrage MBAK (Figure 18). Le climat est tempéré chaud, les précipitations sont plus importantes en hiver qu'en été avec une température moyenne de 17.7 °C et la précipitation moyenne est de 414 mm.

La température moyenne de 24.4 °C, le mois d'Aout est le plus chaud de l'année. Avec une température moyenne de 12.3 °C, le mois de Janvier est le plus froid de l'année.

La répartition de la précipitation est très variable durant l'année avec des fluctuations importantes d'un mm au mois de Juillet, qui est le plus sec de l'année. Avec une moyenne de 62 mm, et le mois de Novembre qui enregistre le plus haut taux de précipitations. Cette variation des précipitations entre le mois le plus sec et le mois le plus humide est de 61 mm. 12.1 °C de variation sont affichés sur l'ensemble de l'année. L'humidité relative la plus élevée est mesurée en Octobre (78.90 %). Le plus bas en Juillet (68.76 %). Le mois de janvier (8.30 jours) a en

moyenne les jours les plus pluvieux par mois. Le moins de jours de pluie est mesuré en Juillet (0.33 jours).

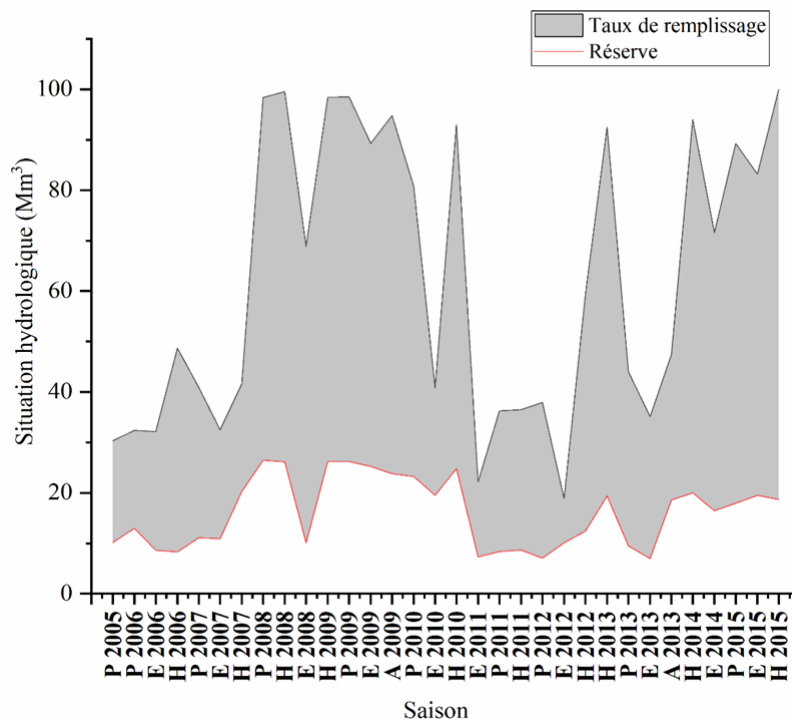


Figure 19 : La situation hydrologique de la retenue en eau de barrage MBAK.

Les analyses du bilan hydrique ont montré que le volume d'eau stocké dans le réservoir a augmenté rapidement particulièrement en hiver 2007 et en hiver 2012 après une période estivale très faible enregistrée en été 2012 (Figure 19).

La retenue a un niveau de remplissage important durant la saison hivernale, sauf dans les cas de l'hiver 2006 et 2007 qui ne dépassent pas la moitié de sa capacité de remplissage. Le taux de remplissage de barrage suit les changements de l'étendue des ressources en eau formée. On retrouve ainsi des taux de remplissage conformes et important en période de l'hiver 2008 et 2009. Les raisons essentielles de cette variabilité ont été les caractéristiques pluviométriques qui contrôlent le ruissellement du bassin versant.

## 6.2 Evolution des paramètres physico-chimiques

### 6.2.1 Température

Généralement, les variations de la température de la surface du lac sont tributaires des variations de la température atmosphérique ambiante et qui dépend elle aussi des variations saisonnières ( $R^2 = 0,7686$ ) (Figure 20). La présence d'un cycle saisonnier dans cette série de données est

perceptible. Ce cycle montre que la température de l'eau de surface est minimale durant la saison froide et maximale la saison chaude.

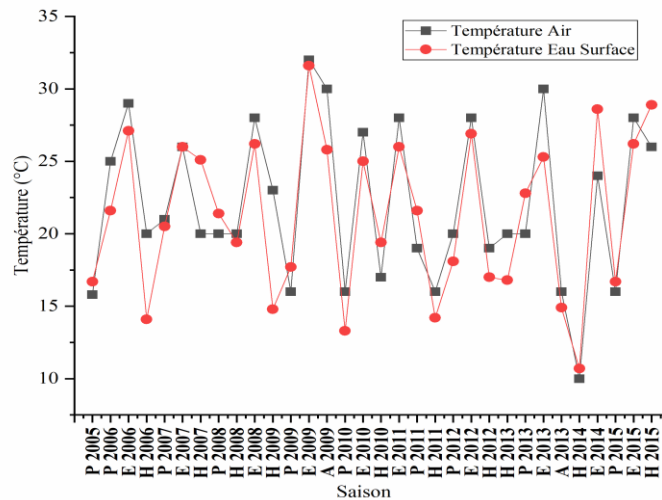
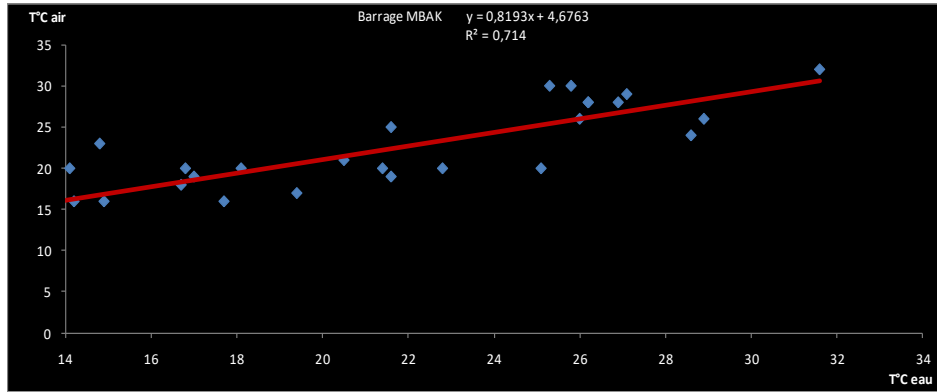


Figure 20: Evolution interannuelle et corrélation des températures de l'eau et de l'air de la retenue de MBAK.

Cependant, les températures du fond sont plus basses que celles de surfaces avec un écart thermique faible. Cet écart thermique (ET) est important au printemps.

En surface, la valeur la plus faible (10,70 °C) est observée en hiver 2014, la valeur maximale (31,60 °C) a été observée en été 2009. Cependant, au fond, la valeur la plus faible mesurée en hiver 2014 est de 10,60 °C, alors que la valeur maximale (27,20 °C) a été obtenue en été 2014 (Figure 20).

Cependant, une épisode d'homothermie a été enregistré entre décembre et (Figure 21), soit la phase du mélange hivernal. La Figure montre la présence de plusieurs phases où des différences importantes de température entre la surface et le fond se sont maintenues en continu (période de stratification). La retenue est scindée en une partie basse dite hypolimnion froid et une partie haute dite épilimnion chaud séparée par une thermocline située à une profondeur de 6-11m. A partir du mois de novembre, le lac amorce son mélange fin-automne-hiver. Ces périodes sont toutes associées à des périodes humides (précipitations).

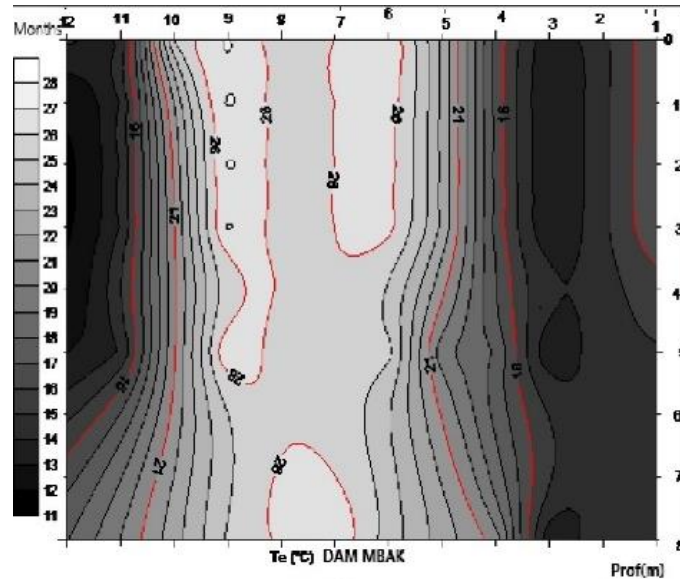


Figure 21: Le diagramme vertical de la variation mensuelle de la température du réservoir du MBAK.

Il est à noter la perturbation de la structure thermique de la colonne d'eau relevée aux mois d'avril et mai, marquée par un déplacement brutal des eaux surfaces chaudes vers le fond. Ce phénomène ne peut être lié qu'une action mécanique d'envergure à savoir l'ouverture des vannes du réservoir ou un vent très fort. Ainsi, le modèle de stratification thermique et dynamique observés au niveau du lac du barrage MBAK est typique d'un réservoir pouvant être classés comme monomictique chaud.

Les températures minimales faibles et le grand écart de température observé à l'échelle saisonnière particulièrement au printemps dans le réservoir et une stratification thermique induisent des changements importants dans la stabilité de la colonne d'eau (Wu et al. 2021) à l'échelle saisonnière.

En effet, la stratification commence à s'installer à partir du mois d'avril du fait de l'augmentation des températures des eaux superficielles suivie d'une baisse qui s'amorce vers octobre pour être

diffuse jusqu'au brassage total vers la fin du mois de novembre (Figure 21). La durée et la profondeur de la stratification de température peuvent également affecter le temps et le volume d'eau qui est isolé pendant l'été (Dumitran et al. 2020). Autrement, Il en résulte que la stratification thermique va amener à une séparation entre une couche de surface bien illuminée, oxygénée mais dont les concentrations en éléments nutritifs diminuent rapidement et une couche profonde moins lumineuse, plus hypoxique et riche en éléments nutritifs.

Cependant, un épisode d'homothermie a été enregistré durant la période décembre-février, soit la phase du mélange hivernal. La figure 21 montre la présence de plusieurs phases où des différences importantes de température entre la surface et le fond se sont maintenues en continu d'une période de stratification importante (Saison d'été). La retenue est scindée en une partie basse dite hypolimnion froid et une partie haute dite épilimnion chaud séparée par une thermocline située à une profondeur de 3-6 m. A partir du mois de novembre, le barrage amorce son mélange fin-automne-hiver. Ces périodes sont toutes associées à des périodes humides (précipitations).

La durée et la profondeur de la stratification thermique peuvent également affecter le temps et le volume d'eau emmagasinée pendant l'été (Dumitran et al. 2020). Ces observations ont été relevées dans un climat aride (Asadian et al. 2020) et ceux effectués dans un climat sub-tropical humide (Jin et al. 2019).

Autre facteur influençant la stratification est les changements climatiques qui contribuent à un réchauffement rapide des eaux et une stratification plus forte (Firoozi, Roozbahani, and Massah Bavani 2020); (O'Reilly et al. 2015 ; Wang et al. 2018 ; Woolway et Merchant 2019 ; Valerio et al. 2021).

Il est à noter la perturbation de la structure thermique de la colonne d'eau relevée aux mois d'avril, mai, octobre et novembre est marquée par un déplacement brutal des eaux surfaces chaudes vers le fond. Ce phénomène ne peut être lié qu'une action mécanique d'envergure à savoir l'ouverture des vannes du réservoir (Zbierska et al. 2015) ou un vent très fort (Firoozi et al. 2020).

Ainsi, le modèle de stratification thermique et dynamique observé au niveau du lac du barrage MBAK est typique Et pouvant être classé comme monomictique chaud.

Aussi, l'ampleur de précipitations, le niveau d'eau et les variations climatiques de température l'air et de l'eau apparaissent comme des facteurs clés dans la stratification (Jin et al. 2019 ; Liu et al. 2020).

### 6.2.2 pH

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates ( $\text{CO}_2\text{-HCO}_3\text{-CO}_3$ ). C'est un facteur déterminant dans le contrôle du processus de relargage et de la fixation du phosphore par les sédiments. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (Hutchinson, 1957) ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées, etc. (Dussart, 1966). Il est indissociable des valeurs de la température, de la salinité et du taux de  $\text{CO}_2$  (Nisbet et Verneaux, 1970). Ainsi, il a été démontré que la minéralisation de la matière organique provoque une chute du pH. (Staudinger et al., 1990; Goterman, 1995). Alors que la décalcification biogène des eaux de surface, qui se produit en présence d'un fort appauvrissement en  $\text{CO}_2$  par les algues, peut provoquer une hausse du pH à environ 10 (Plan MEDPOL, 2004).

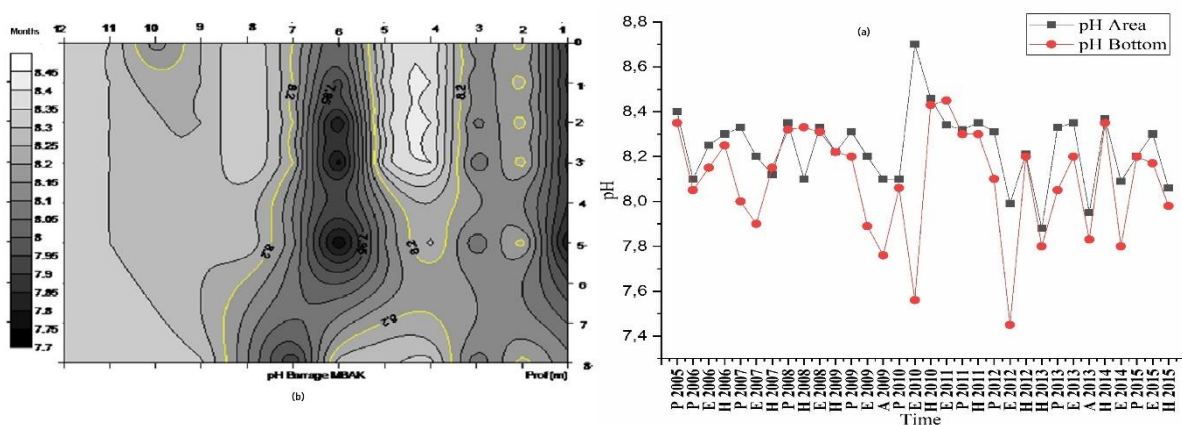


Figure 22: (a) Variation interannuelle de l'oxygène dans le réservoir du MBAK. (b) Profil vertical et diagramme de la variation mensuelle de l'oxygène du réservoir du MBAK.

Le pH est aussi important, étant donné qu'il détermine la vitesse d'un grand nombre des réactions chimiques liées à l'épuration des eaux usées, exemple : la précipitation du phosphore et l'élimination de l'ammoniac au moyen de la volatilisation ; qui sont plus favorisées à pH élevé. Ce paramètre est influencé par l'activité photosynthétique des algues, la teneur en acide carbonique dissous et la décomposition de la matière organique.

En général, Le pH des eaux de surface reste toujours alcalin, les valeurs obtenues varient généralement entre 7,45 et 8,7 (Figure 22.a). Il se situe dans la gamme des valeurs maximales admissibles (VMA). (Valeur minimale). En surface, la valeur la plus faible 7,88 est observée en hiver 2013 et la valeur maximale 8,7 a été observée en été 2010. Cependant, le pH diminue de la surface au fond pour atteindre 7,45 (valeur la plus faible mesurée en été 2012), alors que la valeur maximale 8,45 est obtenue en été 2011. Ces valeurs se situent toutes dans la gamme VMR (ONEP, 1989). Les écarts du pH entre surface et fond sont plus élevés en été qu'en période printanière et hivernale avec une baisse moyenne de 0,80 et 0,2 respectivement.

Cette répartition du pH pourrait s'expliquer par l'activité photosynthétique des algues des eaux de surface et la minéralisation des eaux du fond par les bactéries. L'augmentation du pH résulte uniquement de l'activité photosynthétique des algues vertes. Une forte activité des algues permet une forte assimilation du CO<sub>2</sub> des eaux, qui entraîne, à son tour, le déséquilibre du système tampon des carbonates et augmente le niveau de pH des eaux.

Les données recueillies permettent d'apprécier l'existence d'un état de stratification du pH, selon la profondeur et la saison (Figure 22.b). Les variations mensuelles montrent une stratification à partir du mois janvier jusqu'au mois de juillet avec les valeurs les plus levées en été et automne.

Cette répartition du pH pourrait s'expliquer par l'activité photosynthétique des algues des eaux de surface et la minéralisation des eaux du fond par les bactéries. L'augmentation du pH résulte uniquement de l'activité photosynthétique des algues vertes. Une forte activité des algues permet une forte assimilation du CO<sub>2</sub> des eaux, qui entraîne, à son tour, le déséquilibre du système tampon des carbonates et augmente le niveau de pH des eaux. (Ihnken et al. 2014 ; Labrecque et al. 2012).

### **6.2.3 Oxygène dissous**

L'oxygène dissous est l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de la température de l'eau, la pression atmosphérique et la salinité.

La valeur de l'oxygène dissous mesurée à un moment donné résulte en fait d'un équilibre entre les apports d'oxygène au milieu et sa consommation (Zhang et al. 2010). Une valeur de l'oxygène dissous inférieur à 3 mg/l dans l'eau douce signifie une pollution intense (Patil Shilpa, 2012).

L'oxygène dissous est l'un des plus importants éléments déterminant la qualité des eaux pour la vie aquatique. La valeur de l'oxygène dissous mesurée à un moment donné résulte en fait d'un équilibre entre les apports d'oxygène au milieu et sa consommation (Zhang et al., 2010). Une valeur de l'oxygène dissous inférieure à 3 mg/l dans l'eau douce signifie une pollution intense (Patil Shilpa, 2012). La concentration de cet élément est liée à deux phénomènes majeurs :

- Les échanges gazeux entre l'air et l'eau dus aux facteurs physiques et chimiques, qui conditionnent la dissolution de l'oxygène atmosphérique.
- L'activité biologique, la production qui a pour origine la photosynthèse et la consommation par la respiration des organismes et les oxydations bactériennes (Tifnouti, 1989 ; El Hamouri et al. 1995).

Les valeurs de l'Oxygène dissous enregistrées en surface et au fond oscillent respectivement entre un maximum de l'ordre de 12 mg/l et 10,5 mg/l en hiver 2009 (Figure 23) et un minimum de l'ordre de 5 mg/l en hiver 2012 et 0 mg/l en été 2013.

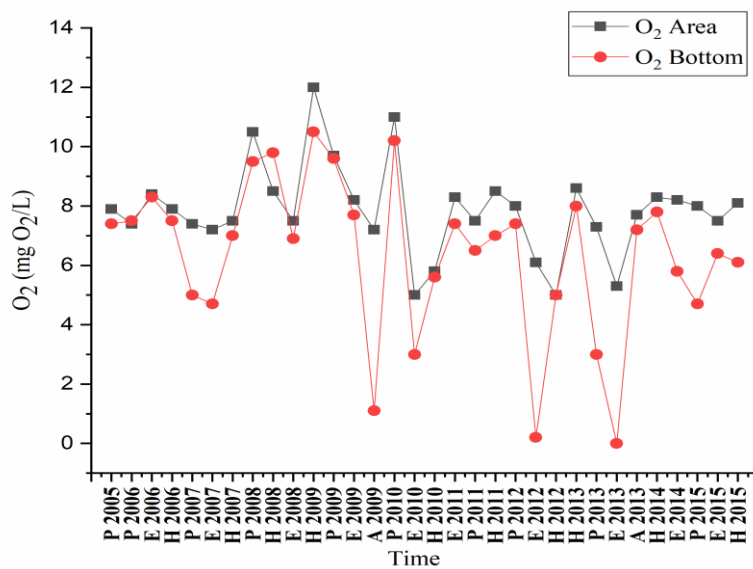


Figure 23: Variation interannuelle de l'oxygène dissous dans le réservoir du MBAK.

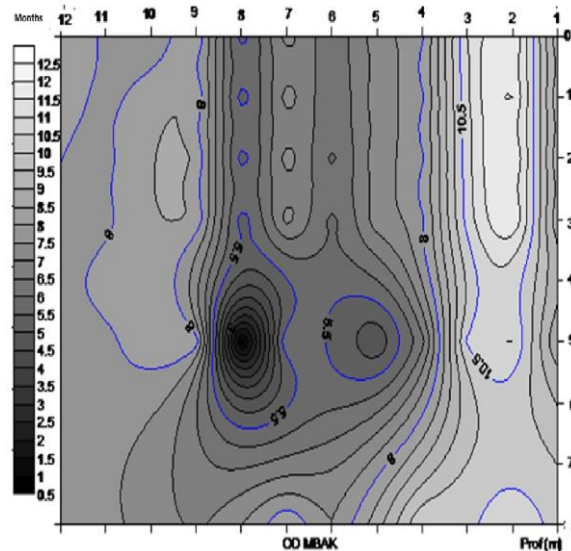


Figure 24: Profil vertical et diagramme de la variation mensuelle de l'oxygène du réservoir du MBAK.

Pour les eaux de fonds, les teneurs sont marquées par deux états :

- 1- Etat d'anoxie : en majorité durant les saisons estivales et automnales.
- 2- Etat de bonne oxygénation principalement en saisons hivernales dont les pics peuvent atteindre 12 mg/l (cas des hivers 2009 ; 2011 et 2013).

Le profil vertical de l'oxygène se caractérise par un brassage hivernal, permettant une réoxygénation partielle du fond avec des concentrations en oxygène dissous de 10,50 et 8 mg O<sub>2</sub>/l respectivement entre janvier et mars (Figure 24). Une réduction de la réoxygénation s'amorce dans la colonne d'eau pour atteindre en mois de juin et août une valeur de 5,5 mg O<sub>2</sub>/l au fond, cette situation caractérise l'ensemble des couches superficielles en relation avec l'usage excessive de l'O<sub>2</sub> par les organismes aquatiques et l'oxydation bactérienne (Tifnouti, 1989 ; El Hamouri et al. 1995). L'analyse détaillée du profil verticale montre qu'en période hivernale, l'ensemble de la colonne d'eau n'est totalement homogène qu'au cours d'un seul mois janvier ; avec des taux en oxygène dissous moyens 10,50 mg/l. Cette observation suggère que l'interface eau-sédiment du lac est quasi-anoxique, mais que l'hypolimnion détient une quantité suffisante d'oxygène dissous en période estivale. Or le mélange du réservoir est particulièrement important pour fournir de l'oxygène aux eaux profondes et de transporter les nutriments de l'hypolimnion vers l'épilimnion (Yankova et al. 2017 ; Duvil et al. 2018).

Par ailleurs, une étude récente a montré que les niveaux d'oxygène étudiés d'eau de surface et d'eau profonde, sur 45 148 échantillons prélevés dans 393 lacs tempérés, ont baissé en moyenne

de 5,5% et de 18,6% respectivement. Notre étude estime que le principal facteur de cette perte d'oxygène dans les eaux de surface est l'augmentation globale de la température qui diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Alors que pour les eaux profondes, l'augmentation de la stratification thermique, en intensité et en durée, conduit à une diminution des concentrations d'oxygène dans les couches profondes des barrages (Jane et al. 2021). Notamment, l'eutrophisation au niveau des eaux profondes dont la décomposition de la matière organique a contribué à consommer de l'oxygène (Yan et al. 2015)

A partir du printemps s'amorce une baisse dans les couches profondes à partir de la profondeur de 6 m qui s'accélère pour atteindre les couches superficielles durant la saison estivale (6-7 m) (zone aphotique) et atteignant une phase anoxique à partir des profondeurs élevées, en continuation jusqu'au début de l'automne pour connaître un début de réoxygénation des couches profondes à partir du mi-automne. Il est évident que la demande en oxygène à l'interface eau-sédiment est très importante et susceptible d'expliquer le développement en profondeur des conditions anoxiques dans ce type d'écosystèmes aquatiques. Ainsi, l'oxygénation de la couche inférieure de la colonne va profondément affecter la forme, la quantité et la disponibilité des nutriments.

Ce déficit en oxygène témoigne d'une grande biodégradation en profondeur. L'écart moyen d'oxygénation surface-fond est important. On note parfois que la stratification n'est pas stable (cas du mois de mai), due probablement au brassage occasionné par les vents (Firoozi et al. 2020) ou des opérations de vidange (Zbierska et al. 2015). La transparence de l'eau joue un rôle prépondérant dans la stratification de l'oxygène dissous. En effet, les taux élevés de matière organique sédimentant au fond des réservoirs, il est évident que la demande en oxygène à l'interface eau-sédiment est très importante. Ceci pourrait expliquer le développement des conditions anoxiques en profondeur dans ce type d'écosystèmes aquatiques. (Pawar et al. 2020 ; Winton et al. 2019 ; Liu et al. 2021 ; Boehrer et al. 2008). D'autre part, l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous dans le réservoir de Stanca-Costesti a montré de grandes variations corrélées principalement avec l'évolution de la température de l'eau (Dumitran et al. 2020).

La thermocline ainsi constituée forme une barrière qui empêche le transit de l'eau bien oxygénée de l'épilimnion vers l'hypolimnion. Cela est due, d'une part, au déficit accru en oxygène au fur et à mesure que l'oxygène dissous dans l'eau de l'hypolimnion est consommé et d'autre part, à la richesse en éléments nutritifs au niveau de l'épilimnion qui constitue un

milieu très favorable au développement des phytoplanctons au début de l'été. La production de ces phytoplanctons dans les couches superficielles est due à la pénétration de la lumière qui, en présence de matières nutritives, entraîne une sédimentation excessive de détritux, qui permet d'engendrer la désoxygénation de l'hypolimnion où s'établissent des conditions d'anaérobiose qui ont tendance à remonter très haut dans la colonne d'eau particulièrement en saison estivale.

Plusieurs travaux (Benzha et al. 2009), ont démontré que la mobilisation du phosphore peut être affectée par l'oxygène dissous. Le phosphore devient alors disponible pour les végétaux aquatiques qui utilisent les surplus pour proliférer, ce qui entraînerait également une augmentation de la matière organique à décomposer.

### 6.2.4 Oxydabilité

L'oxydabilité est une mesure similaire à la DCO, utilisée dans le cas de faible concentration en matière organique ( $DCO < 40 \text{ mg/l d'O}_2$ ), l'oxydant requis est le permanganate de potassium. La DCO (demande chimique en oxygène) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant, le bichromate de potassium (Taradat, 1992).

L'oxydabilité permet d'estimer la concentration des substances organiques par la quantité d'oxygène qu'elles pourraient enlever à un oxydant dans de bonnes conditions. Les composés organiques interviennent en tant que substances nutritives mais ils diminuent la concentration du milieu en oxygène dissous (Lagauterie et Leroux, 1977).

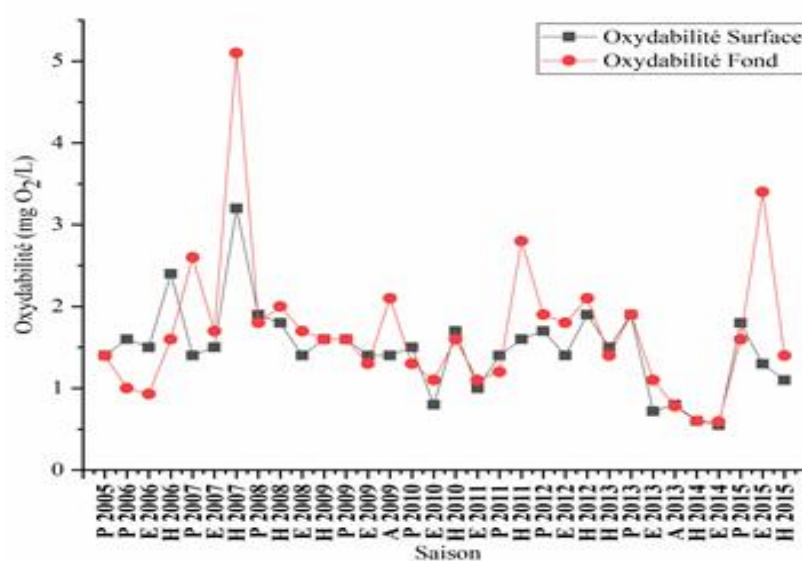


Figure 25: La Variabilité interannuelle de l'oxydabilité dans la retenue de réserve MBAK.

Ce paramètre constitue un des paramètres importants pour déterminer le degré de la pollution en matières organiques d'un système hydrique.

Globalement les valeurs relevées sont faibles (excellente selon les normes de la qualité des eaux de surfaces. Les maximas enregistrés en surface et au fond sont de 5.1 mg/l et 3.2 mg/l respectivement en hiver 2007 (Figure 25). Les minimas sont de l'ordre de 0.55 mg/l en surface et 0.59 mg/l en fond durant la période d'été 2014. L'évolution interannuelle est très irrégulière en relation avec l'instabilité des conditions hydrologiques qui caractérisent ce milieu. Les valeurs moyennement élevées coïncideraient probablement avec la photosynthèse estivale des biomasses algales et zooplanctonique très active.

### 6.2.5 Turbidité de l'eau, Matières en suspension et résidus secs

Pour la turbidité, les valeurs du fond sont plus importantes que celles relevées en surface. La valeur maximale est de 220 NTU relevée en hiver 2012 au fond et 50 NTU en printemps 2012 au surface (Figure 26), tandis que les plus faible (11 NTU) au fond et 3.3 NTU ont été obtenues en automne 2013.

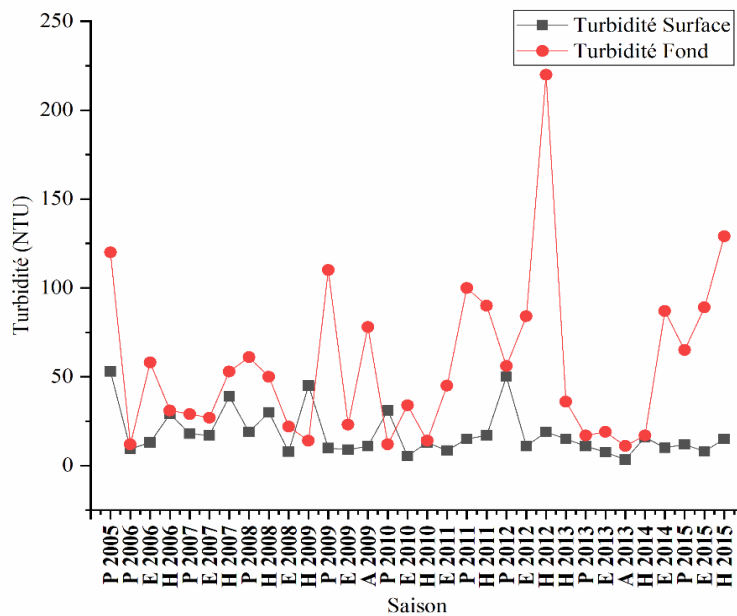


Figure 26: La variabilité interannuelle de la turbidité de la retenue de réserve MBAK.

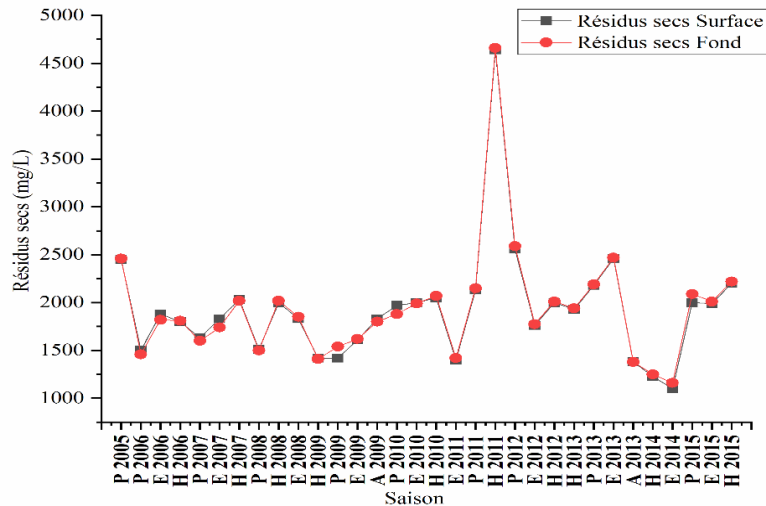


Figure 27: La variabilité interannuelle des résidus secs de la retenue de réserve M.B.A.K.

Pour les résidus secs toutes les valeurs enregistrées dépassent 300 mg/l, donc l'eau de la retenue de barrage est bien minéralisée (Figure 27). Pour les résidus secs, deux niveaux d'appréciation peuvent être soulignés :

- Des valeurs élevées particulièrement pour la période de printemps 2011 et 2012 où des teneurs supérieures à 2100 mg/l en surface et en profondeur ont été enregistrées,
- Des valeurs en général inférieures à 1900 mg/l pour l'ensemble des observations en surface et au fond.

En effet, la comparaison de cette variabilité avec les apports en eaux qu'à connu cette retenue en eau montre une corrélation négative entre ces deux paramètres. A faible débit les résidus montrent des valeurs importantes et vice versa. Ceci suggère que la nature des résidus est essentiellement organique liée aux développements de la productivité du lac (zooplancton-phytoplancton).

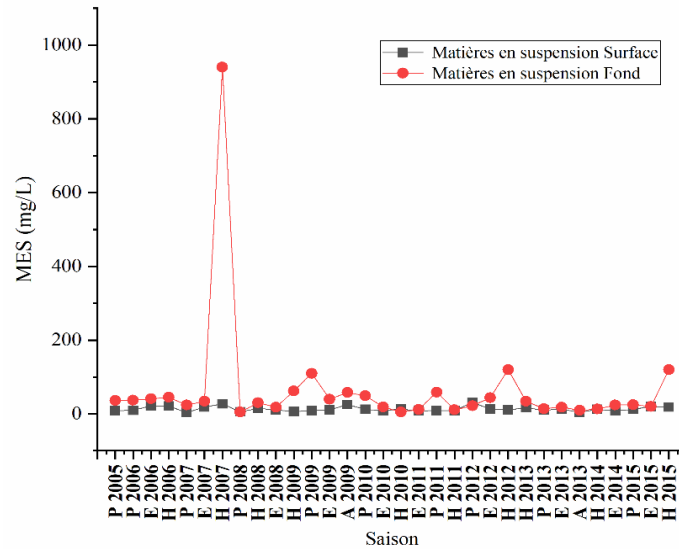


Figure 28: La variabilité interannuelle de la matière en suspension de la retenue de réserve MBAK.

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau, elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1984).

Les valeurs enregistrées pour les MES dans le lac varient de 3,4 mg/l (printemps 2007) à 27 mg/l (hiver 2007) en surface et de 5 mg/l (printemps 2008) à 940 mg/l (hiver 2007) au fond (Figure 28).

Cependant, les pics observés le long de cette période coïncident avec la période hivernale et estivale, donc restent liés soit aux apports exogènes en phase humide soit au développement phytoplanctonique dans les couches superficielles en phase chaude.

### 6.2.6 Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant électrique. Elle reflète le degré de minéralisation de l'eau et est fortement influencée par la géologie du socle rocheux et la nature des dépôts de surface sans aucune indication sur leur nature. On peut classer la productivité des eaux en fonction de leur conductivité : très peu productives (10 à 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), moyennement productives (50 à 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ou très productives (150 à 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Deegan, et al. 2007).

De même qu'une conductivité élevée traduit soit des pH anormaux, soit le plus souvent une salinité élevée (Bremond, 1979).

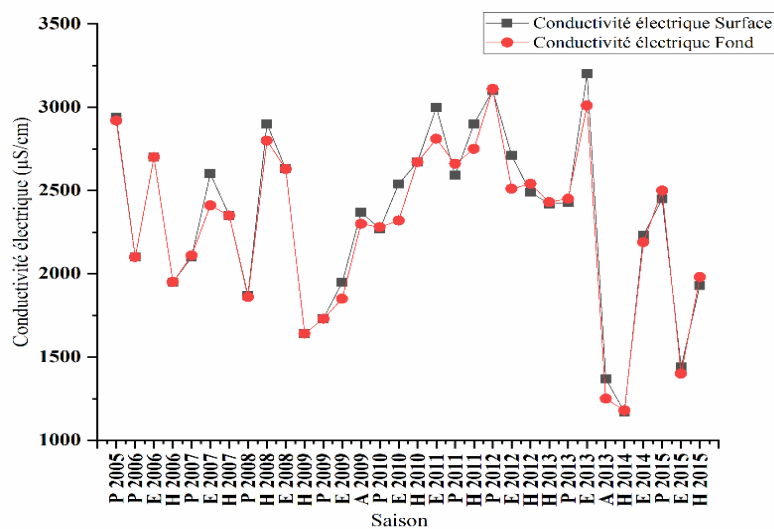


Figure 29: Evolution interannuelle de la conductivité en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en surface et au fond de MBAK.

Les données de conductivité du barrage révèlent une minéralisation très importante ( $> 1170-1180 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) particulièrement durant la période 2011 et 2013 avec cependant (Figure 29), un écart entre la surface et le fond est très faible. Selon Ryding et Rast (1994), un écart inférieur à  $80 \mu\text{S}/\text{cm}$  est peu significatif et permet à un seul point de fournir une description réaliste de la qualité des eaux. A noter que toutes les valeurs relevées se situent dans la gamme VMR.

En effet, cette augmentation subite peut être un indice d'une libération de minéraux par la décomposition de la matière organique au fond. Cependant, la conductivité semble conditionner par le taux de remplissage, l'évaporation n'est plus compensée par les apports latéraux

Les valeurs de conductivité plus élevées ont été observées pendant la saison hivernale en raison du processus d'érosion dans le bassin.

En effet des différences saisonnières de dilution/concentration semble avoir un impact sur ce paramètre tels que la conductivité et les nitrates (Chanudet et al. 2016).

Une similitude de variation entre la surface et le fond est à noter. Selon Del Degan et al. (2007), les eaux de barrage MBAK sont très productives. De ce fait, le passage d'un état trophique à un autre est basé sur la conversion du degré d'apport nutritionnel et de la productivité du réservoir (Odagiri et al. 2020).

### 6.2.7 Phosphore total

Le phosphore est souvent un élément limitant d'une production végétale et joue un rôle significatif dans le processus d'eutrophisation d'un réservoir (Brown et al. 2000 ; Kisand, 2005 ; Hsieh et al. 2006 ; Pratt et Shilton, 2009 ; Kawasaki et al. 2010). La source originelle de cet élément est strictement géologique, il est très adsorbé sur les particules d'argiles de la colonne d'eau, ce qui réduit sa disponibilité pour les algues et les macrophytes. Mais l'apport de sels nutritifs et surtout le phosphore, notamment issus des rejets des eaux usées par les cours d'eau, explique la forte productivité des algues. Mais à de fortes concentrations dans les eaux, il provoque une croissance importante de la végétation réduisant ainsi la transparence des eaux et donc l'eau devient turbide. Le phosphore joue ainsi un rôle significatif dans le processus d'eutrophisation d'un réservoir. C'est un élément limitant de la croissance algale dans les eaux douces (Correll, 1998 ; Li et al. 2013). L'accroissement des flux de phosphore dans les eaux de surface résulte de l'intensification de la pression démographique et des activités agricoles dans les bassins versants (Sayad et al., 2009 ; Toumi et al., 2016).

Donc le phosphore constitue l'élément clé impliqué dans les processus d'eutrophisation, il est le facteur limitant principal de la production primaire dans la plupart des milieux d'eau douce sous la forme dissoute d'orthophosphates (Aissa et Jerbi, 2015). L'excès de phosphore induit des nuisances liées à une croissance excessive du phytoplancton ainsi que des algues épiphytes et benthiques (Jarvie et al. 2004).

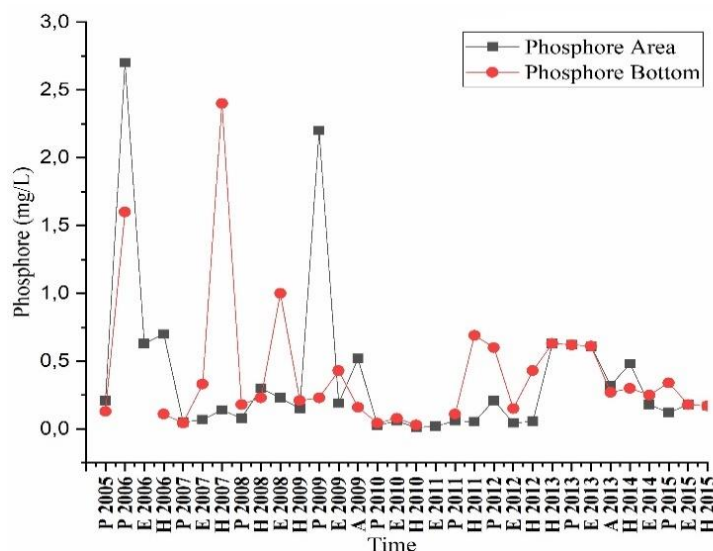


Figure 30: Evolution interannuelle du phosphate total en surface et au fond de MBAK.

Les concentrations maximales relevées du phosphore total (PT) sont de l'ordre de 2,7 mg/l (printemps 2006) en surface et de 2,40 mg/l (hiver 2007) au fond (Figure 30). Pour le reste des relevés, elles ne dépassent pas 1 mg/L. Excepté les prélèvements de 2005 ; 2006 et 2009, les concentrations en phosphore sont nettement plus élevées au fond qu'à la surface ce qui démontre que l'activité bactérienne dans l'hypolimnion est moins intense.

Si les concentrations en phosphore total dans le barrage se maintiendront aux environs de la charge actuelle et pour autant qu'il n'y ait pas de longues périodes avec un mauvais brassage des eaux et une anoxie prolongée des eaux du fond. Ceci provoquerait un fort relargage du phosphore du sédiment (diminution de la constante de sédimentation) qui pourrait faire basculer le barrage vers un état hyper-eutrophe et une forte érosion et la disponibilité d'un important stock de particules mobilisables dans le bassin-versant font que la charge solide de l'oued Nekkour est considérable.

L'accumulation de phosphore soluble par la libération de nutriments dans la couche de l'hypolimnion dépend de la concentration en oxygène, la décomposition microbienne, la température hypolimnétique, et de la profondeur de la thermocline (Benateau et al. 2019 ; Pitoi et al. 2019 et Dumitran et al. 2020). Cependant, le taux de remplissage en eau intensifie le mélange vertical de l'eau, déplaçant le phosphore du fond (hypolimnion) vers l'épilimnion (Dumitran et al. 2020).

### **6.2.8 Composés azotés**

Éléments essentiels de l'eutrophisation, les nitrates témoignent presque toujours d'apports extérieurs. En effet, la production endogène de nitrate par les bactéries via la nitrification conduit rarement à enrichir les eaux par les matières azotées (Raimbault et al. 2011). Ces ions sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (Gaujour, 1995). Dans les eaux, la quantité des nitrates maximale admissible est fixée à 50 mg/l (Coulais, 2002).

Les teneurs en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), qui représentent l'essentiel de l'azote total, montrent des variations saisonnières importantes et cycliques. Elles sont relativement élevées en période hiverno- printanière en relation avec la bonne oxygénation de l'eau conjuguée à l'importance des apports liquides. Ces teneurs respectent les normes de la qualité de l'eau (classe excellente) (<10 mg/l).

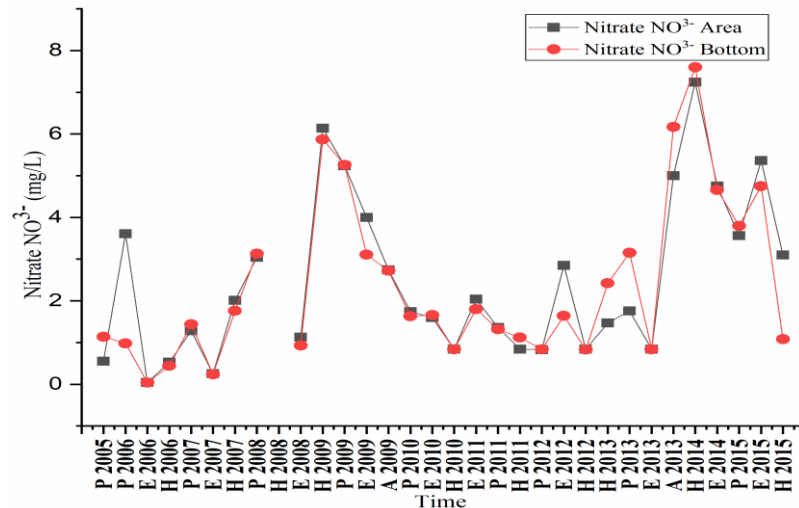


Figure 31: Evolution interannuelle des nitrates en surface et au fond de la retenue d'eau de M.B.A.K.

Le nitrate, ayant un impact sur le statut trophique, il connaît une faible variabilité à l'exception de quelques pics où nous avons relevé une valeur de 0,04 mg/l en été 2006 au fond et en surface. Par contre les maximas sont enregistrés respectivement 7,24 mg/l en hiver 2014 et 5,87 mg/l en hiver 2009 au fond et en surface (Figure 31). Globalement les teneurs du fond sont similaires que celles de surface. D'une manière générale, cette évolution est liée à l'importance des processus hydrologiques, biologiques ayant lieu dans cette retenue de barrage.

En effet, l'importance de la dénitrification au fond (Bonin et al. 1989), les faibles apports allochtones et l'assimilation algale entraîneraient l'épuisement de cet élément dans la colonne d'eau en période estivale. Les nitrates constitueraient en cette période, le facteur limitant de la production algale au niveau de la retenue.

Cette augmentation des teneurs au fond du lac est simultanée à la baisse des teneurs des NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et l'oxygène dissous. La désoxygénation des couches profondes est accompagnée du relargage d'azote ammoniacal et organique des sédiments (Barroin, 2003). Les pics de l'azote ammoniacal au fond des lacs seraient également le résultat de la dégradation bactérienne des biomasses algales après leur sédimentation au fond.



simultanément et sont présentes dans les détritiques organiques soumis aux processus biologiques naturels (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (Walkley & Black, 2003).

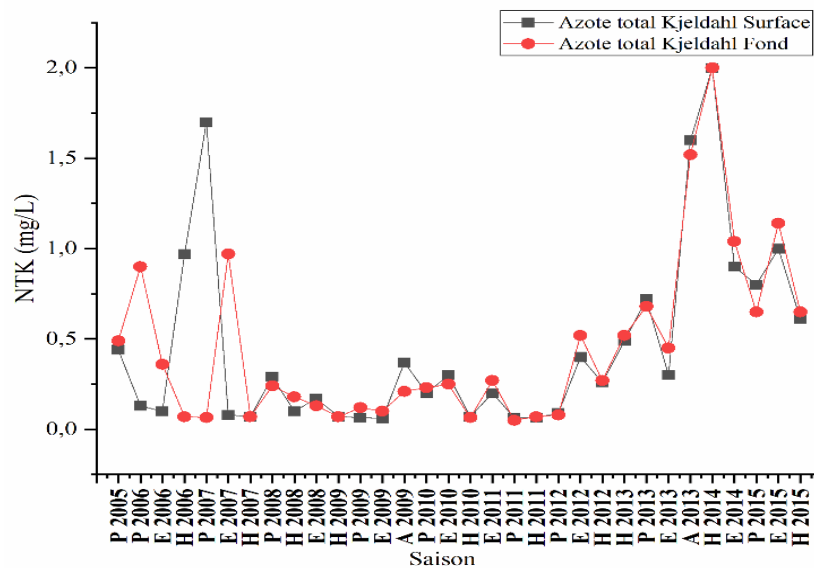


Figure 33: Evolution interannuelle de l'azote Kjeldahl en surface et au fond de la retenue d'eau.

Les teneurs en azote total Kjeldahl sont très variables. En surface les valeurs maximales 2 mg/l et 1,7 mg/l ont été enregistrées respectivement en hiver 2014 et en printemps 2007 alors, que dans les autres saisons étaient faibles (Figure 33). Elles ne dépassent pas 0,9 (< 0,9 mg/l). Au fond, une concentration importante (1,52 mg/l) a été noté durant l'automne 2013 par contre dans les autres mois sont faibles (< 1,04 mg/l). L'écart surface-fond n'est pas très important sauf pendant la période 2006-2007. Les teneurs en azote total Kjeldahl sont très faibles et fluctuent généralement entre 0 et 1,6 mg/l dans les eaux de barrage. Ces faibles concentrations résultent du phénomène d'oxydation des formes réduites de l'azote en nitrates et nitrites (Mama, 2010).

### 6.2.9 Charge en cations et en anions

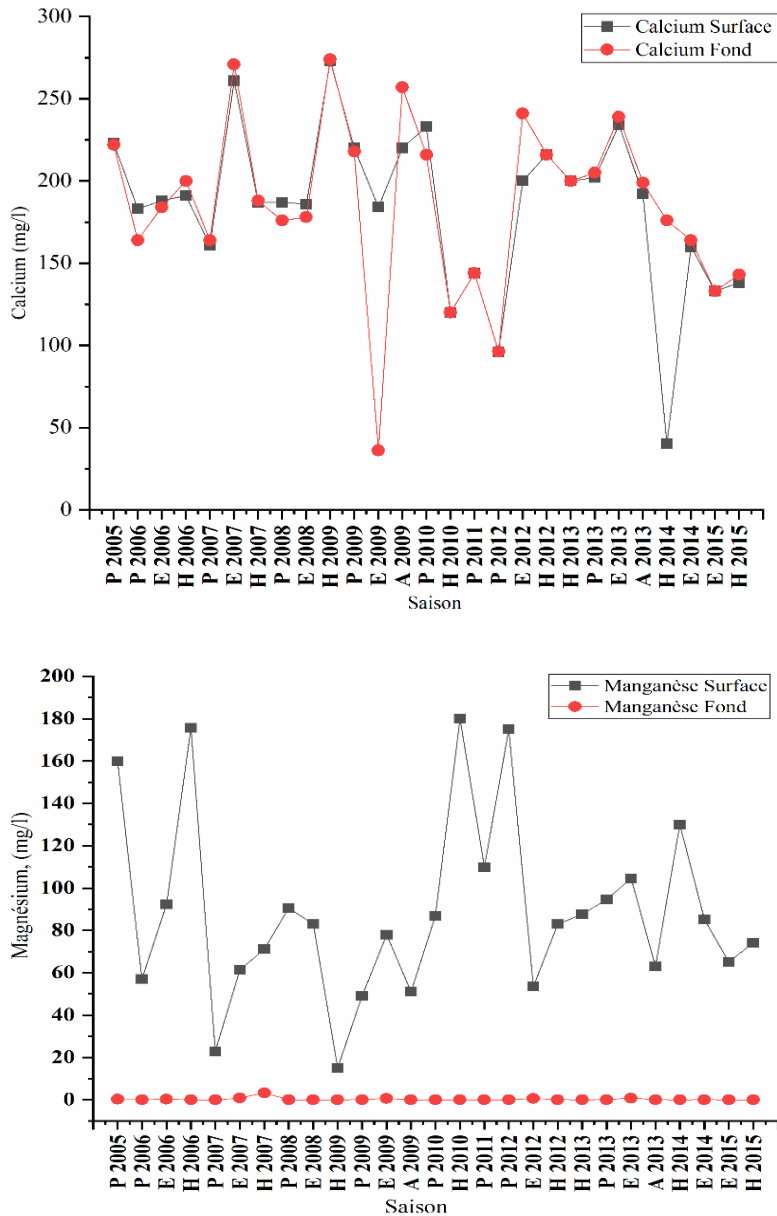


Figure 34: Evolution interannuelle de la dureté calcique et magnésienne de la retenue en eau MBAK.

La dureté totale de l'eau est la mesure du calcium et du magnésium dans l'eau, ces deux éléments combinés forment du carbonate du calcium. En effet le calcium joue un rôle essentiel dans un lac, lorsqu' il est abondant il mène vers une dystrophisation du milieu (Chouba et al. 1996). Quant au magnésium c'est un élément absorbé par les racines des plantes, il joue un rôle lié à la production d'énergie dans les plantes, c'est un composant avec l'azote de la chlorophylle donc il intervient lors de la photosynthèse, mais en excès il donne une saveur amère à l'eau (Sari, 2014).

Dureté totale (Figure 34), globalement les eaux du fond sont légèrement plus calciques que les eaux de surfaces. A l'exception de quelques pics, l'évolution est similaire. Les valeurs varient entre 36,1 mg/l (été 2009) et 274 mg/l (hiver 2009) au fond et 40,1 mg/l (hiver 2014) et 273 mg/l (hiver 2009) mg/l en surface.

L'ensemble des valeurs indiquent que les eaux du lacs sont moyennement dures. Cela indique que le lac a une sensibilité modérée à l'acidification. Pour le magnésium les seules données dont nous disposons indiquent une régularité des teneurs en profondeur et en surface sans aucune grande tendance. Les valeurs varient entre 15 et 175,7 mg/l (hiver 2009 et hiver 2006 respectivement) à la surface et 0,02 et 0.87 mg/l (printemps 2006 ; 2008 et été 2007 respectivement) au fond.

A l'exception de quelques pics en été 2009 au fond et hiver 2014 en surface, l'évolution de la dureté calcique présente des fluctuations qui varient en fonction de l'évolution temporelle. L'ensemble des valeurs indiquent que les eaux du lac ont une dureté moyenne, et ceci révèle que le lac a une sensibilité modérée à l'acidification (Figure 34).

L'évolution du sodium et du potassium est représentée dans la figure 35. Les variations des teneurs en sodium relevées en surface et au fond sont similaires avec cependant une nette dominance du potassium par rapport au sodium. Cette évolution semble celle de la conductivité et montre l'influence de ces paramètres particulièrement le sodium dans la charge ionique des eaux de la retenue de barrage de MBAK.

Les valeurs de sodium varient entre 10 et 408 mg/l (printemps 2005 et printemps 2012 respectivement) à la surface et 137 et 392 mg/l (hiver 2014 et printemps 2012 ; été 2013) respectivement) au fond.

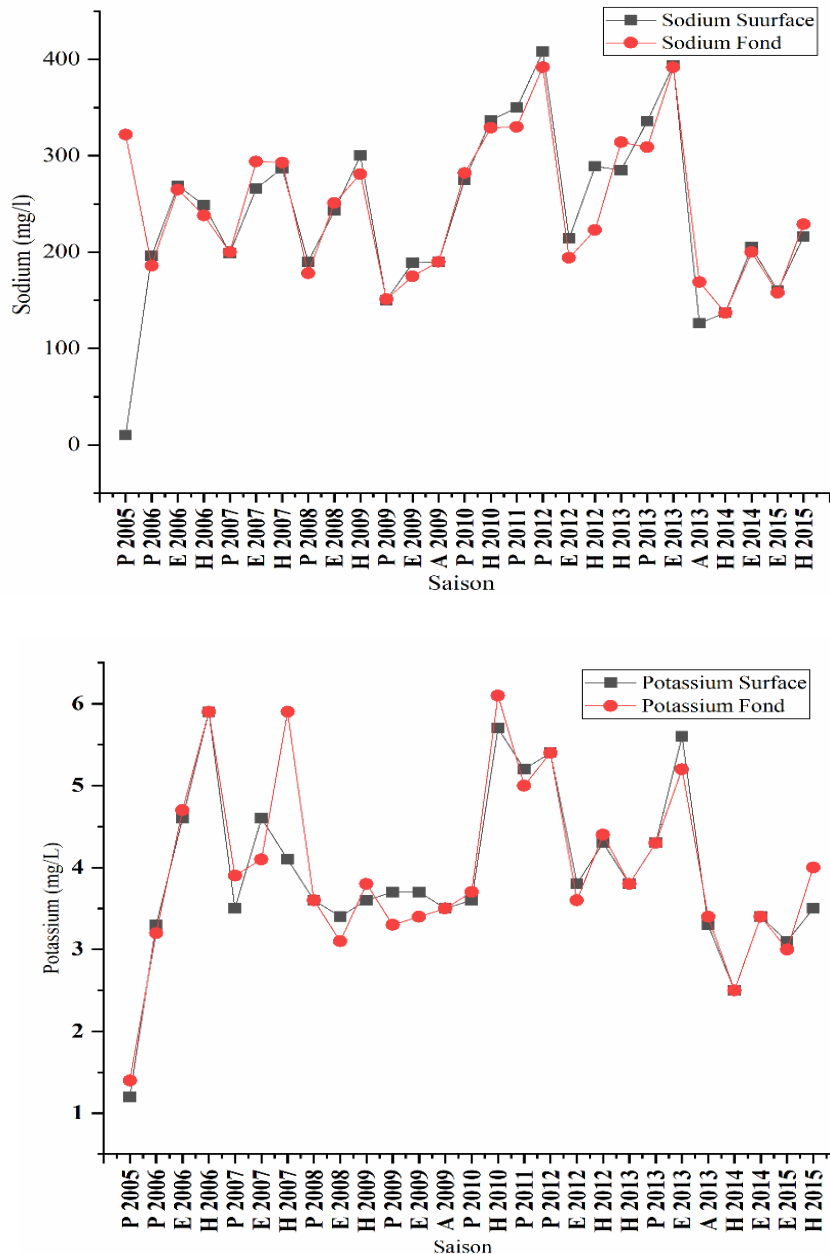


Figure 35: Evolution saisonnière du sodium et potassium dans les eaux du barrage MBAK.

### 6.2.9.1 Chlorures

Les chlorures sont des éléments très solubles, leurs concentrations naturelles dans les eaux de surfaces dépendent de la composition chimique du socle rocheux, du climat et de la proximité de la mer (Zhou & Smith, 2001). Ces sels ne sont pas toxiques pour les organismes aquatiques ni pour l'homme, mais ils peuvent influencer l'équilibre osmotique de l'eau, et donner à l'eau consommable une saveur salée désagréable dès 100 mg /l (Gumy et Alencastro,2001).

Le même schéma que précédemment est à relever :

- Des charges en chlorures importantes au fond durant printemps 2008 et le printemps 2010 qui classent ces eaux dans la qualité « bonne à moyenne » (normes marocaine) (Figure 36)
- Une charge moyenne à faible pour durant la période d'automne 2013 et d'hiver 2015 des observations (qualité excellente selon la norme).

Les variations saisonnières témoignent de la stabilité de ce paramètre dans la colonne d'eau. En effet, la comparaison de la cinétique des chlorures avec celle des apports en eaux ne montre pas de bonne corrélation entre ces deux paramètres et témoigne de l'origine endogène de ses sels.

Les valeurs de Chlorure varient entre 112 et 679 mg/l (printemps 2005 et printemps 2013 respectivement) à la surface et 110 et 544 mg/l (printemps 2005 et printemps 2012 respectivement) au fond.

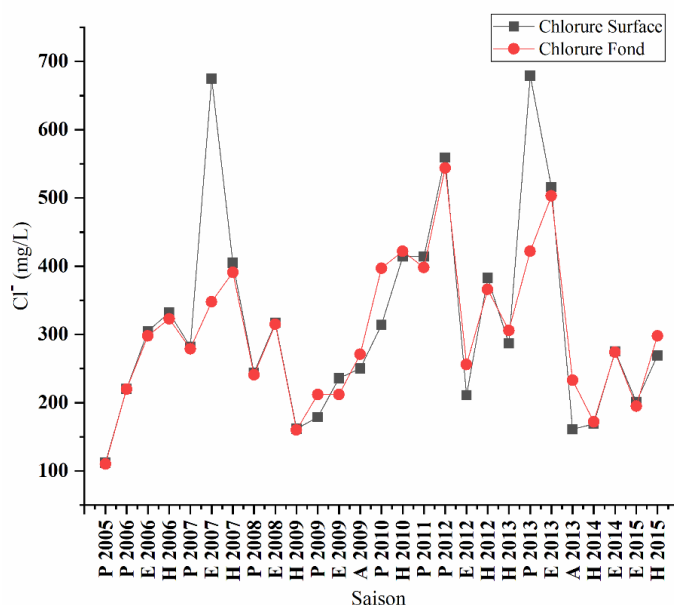


Figure 36: Evolution saisonnière des chlorures dans les eaux de la retenue de barrage MBAK.

### 6.2.9.2 Sulfates

Les sulfates sont les formes dissoutes les plus répandues dans les eaux naturelles, elles ont essentiellement deux origines : géochimique et atmosphérique. Le sulfate qui se dissout dans l'eau provient de certains minéraux en particulier du gypse, où apparaît à partir de l'oxydation de minéraux sulfureux, la limite supérieure admise dans l'eau potable est 250 mg/l. Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraînent une production importante de sulfures qu'on retrouve dans les eaux de pluies (Ghazali et al., 2013).

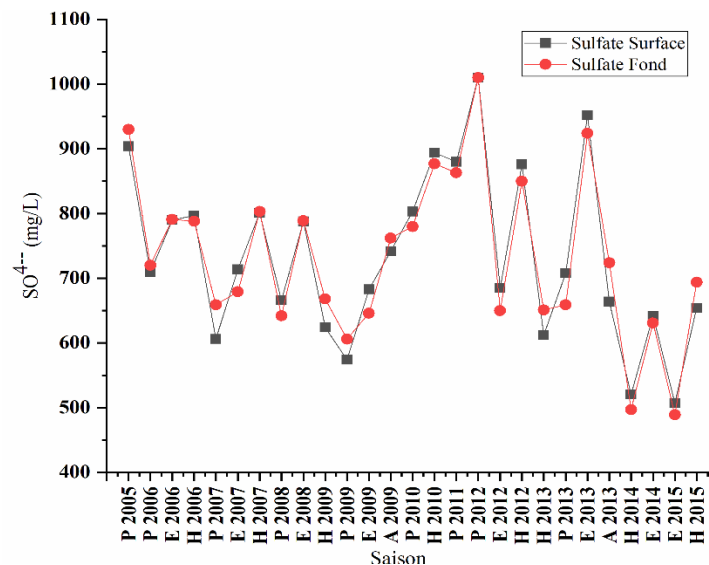


Figure 37: Evolution saisonnière du sulfate dans les eaux de la retenue de barrage MBAK.

Les teneurs mesurées en sulfates sont perturbées dans la qualité de l'eau. Leurs variations interannuelles se caractérisent par une charge en sulfates un peu élevée durant la phase de printemps 2012 et été 2013 (Figure 37). Pour le reste les teneurs classent les eaux dans une classe critique avec cependant une légère tendance à l'augmentation de leur teneur pour passer de 507 mg/l en été 2015 à 1010 mg/l en printemps 2012 des eaux de surface et 489 et 1010 mg/l (été 2015 et printemps 2012) au fond. Ces mesures dont nous disposons indiquent une irrégularité des teneurs en profondeurs et en surfaces avec une grande tendance (une qualité très mauvaise).

### 6.2.9.3 Fer et Manganèse

Le fer (Fe) et le manganèse (Mn) sont des éléments métalliques présents dans de nombreux type de roches. Ces deux éléments sont également fréquents dans l'eau et sont indispensables, en petites quantités, à tous les organismes vivants (Lopoukhine, 2012). Par contre leur présence

en haute concentration dans l'eau potable peut générer chez le consommateur des désagréments tels que des colorations ou des goûts et odeurs désagréables. Même si une faible concentration en fer et manganèse ne peut pas occasionner de problèmes pour le consommateur (Dewost, 2016).

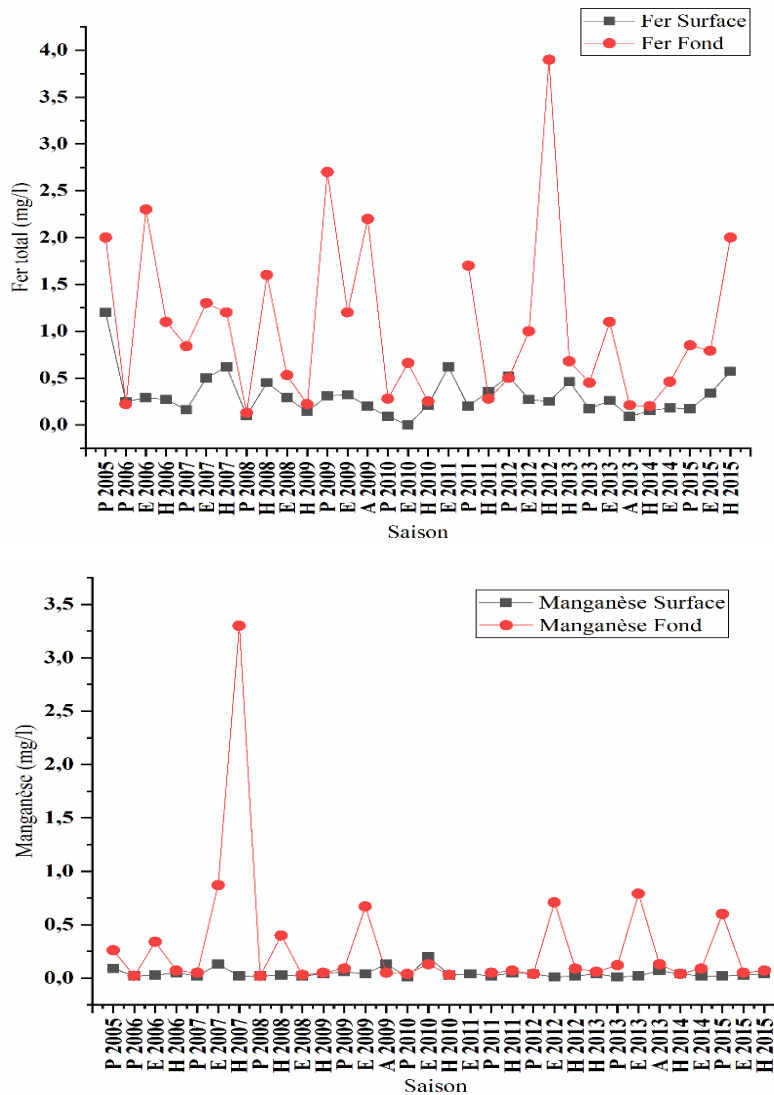


Figure 38: Evolution saisonnière du Fer et du Manganèse dans les eaux de la retenue du barrage MBAK.

Les teneurs moyennes du Fer varient de 0,09 mg/l (automne 2013) à 1,20 mg/l (printemps 2005) en surface et de 0,13 mg/l (printemps 2008) à 3,90 (hiver 2012) au fond du lac (Figure 38). Les valeurs importantes ont été relevées en période humide dont les teneurs maximales sont observées systématiquement au fond du lac. Par contre, toutes les valeurs enregistrées en surface ne dépassent pas les valeurs guides.

Pour le manganèse, le phénomène de saisonnalité est plus marqué particulièrement au fond (Figure 38) dont les valeurs oscillent entre 0,02 mg/l (printemps 2006) et 3,3 mg/l (hiver 2007). Au niveau de la surface, les teneurs du manganèse varient entre 0.01 mg/l (printemps 2010 ; 2013 et l'été 2012) et 0,13 mg/l (été 2007).

L'augmentation des teneurs s'amorce en été pour atteindre leurs maximums en fin d'automne et ceci pour l'ensemble du cycle. Cette situation coïncide avec les conditions de chute de l'oxygène au fond du lac (conditions d'anoxie). En effet, en cette période, on enregistre, simultanément à la diminution des teneurs en oxygène dissous, une augmentation des concentrations en Fe et Mn des couches profondes du lac (phénomène de relargage du Fer par les sédiments du fond).

Les variations spatio-temporelles montrent des teneurs plus faibles en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux, des concentrations plus élevées dans les eaux du fond par rapport à celles de surface et un gradient croissant en fonction du nombre de jours après une crue (Niazi et al. 2005a).

La variation spatio-temporelle de ce métal montre que ces teneurs augmentent en période estivale au fond du lac, donc les teneurs importantes ne coïncident pas avec les périodes de forts apports en eau au barrage, ce qui suggère, comme pour le cas du fer, le zinc et le fluor, qu'une grande partie de cet élément au niveau des eaux du lac ont une origine principalement endogène et non un apport par lessivage des bassins versants. En surface Les concentrations varient très peu et évoluent d'une façon relativement homogène dans la colonne d'eau.

Les charges élevées en phosphore, Fer et manganèse enregistrées au niveau du barrage, sont expliquées simultanément aux phénomènes du relargage de sédiments fins. En effet, cette teneur élevée dans un réservoir eutrophe soutient un niveau accru de la production primaire jusqu'à la limitation de l'azote (Shekha et al. 2017). Il a été noté pour l'hiver 2012, une teneur extrêmement élevée du fer en fond (3,9 mg/l), mais nous pensons qu'il s'agit soit d'une contamination du prélèvement ou d'un problème analytique puisque les teneurs des campagnes qui suivent cet événement sont normales.

La variation des concentrations du Mn en fonction des conditions hydrologiques, relevée dans le bilan de masse estimée dans les 10 premiers centimètres par Niazi et al. (2005), est expliquée par les effets des changements climatiques sur les conditions hydrologiques du lac et les propriétés physico-chimiques de l'eau.

En effet, l'accentuation de la sécheresse qu'a connue le pays et par conséquent la rareté des apports de l'oued Nekkour, ont favorisé la mobilisation de Mn et sa diffusion à partir des eaux interstitielles provoquant ainsi la contamination des eaux de la retenue et la mobilisation d'éléments chimiques stockés dans les sols ou les sédiments en réponse aux changements nécessairement anthropiques - de l'environnement (Stigliani et al. 2012).

En effet, lorsque le réservoir est stratifié, une augmentation du Mn et du fer dans l'hypolimnion du Lac coïncide avec des concentrations d'oxygène plus faible, ce qui a été démontrée dans l'étude (Munger et al. 2017). Ainsi, le réapprovisionnement en oxygène entraîne une certaine oxydation du Mn et du Fe dans l'épilimnion, afin d'atteindre une homogénéisation verticale de l'oxygène par un brasage et des opérations de vidange, ce qui a été confirmée par (Munger et al. 2016). Autrement, les concentrations de Mn et de Fe sont considérablement plus faibles pendant la période de stratification (Munger et al. 2017). Autres études similaires, concernant d'autres réservoirs, ont observé des concentrations élevées du Fer pendant l'hiver et le printemps en raison de l'augmentation des apports en eau (Giles et al. 2016 ; Hongve, 1997).

#### 6.2.9.4 Fluorure

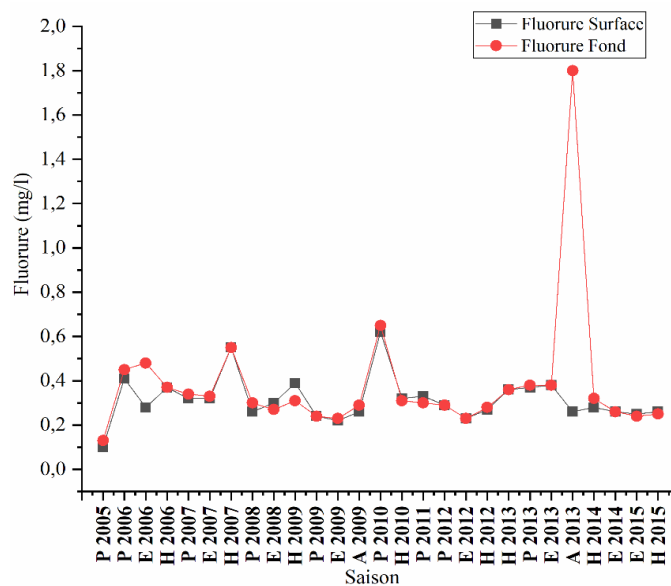


Figure 39: Evolution saisonnière du fluorure des eaux de la retenue du barrage MBAK.

Pour le fluorure, les variations sont relativement importantes durant la phase 2013 où nous avons enregistré la valeur maximale de 1,8 mg/l qui se considère la valeur maximale enregistrée dans la période d'étude (Figure 39). A l'exception de la période 2005 où on note une valeur

faible de l'ordre (0,1 mg/l) pour le reste elles sont toutes importantes. Malgré les variations interannuelles importantes, toutes les valeurs classent les eaux dans la classe 1 « Excellente ».

Néanmoins cette présence est appréciable au vu des valeurs relevées et pose la question de l'origine des fluorures dans ce lac. En effet, Les fluorures se retrouvent dans l'environnement à la fois naturellement (à travers l'érosion des roches et les émissions volcaniques par exemple) et suite à certaines activités humaines (comme l'exploitation minière et le traitement du phosphate naturel, la fabrication d'aluminium ou encore la fluoration de l'eau de boisson. En absence de toute activité humaine seule l'effet naturel serait à l'origine de cette présence dans le lac.

#### **6.2.10 Métaux lourd et Eléments traces**

On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm<sup>3</sup> (Senat, 2009). Les éléments traces sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux est inférieure à 0.1 % (Baize, 1997). Certains des éléments traces sont des métaux (ETM) (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb...), présents en très faibles quantités dans le sol, l'eau, l'air et les êtres vivants, c'est pour cela qu'on les qualifie parfois de métaux à l'état de traces ou d'oligo-éléments. Certains de ces éléments métalliques sont essentiels à l'homme en quantité infime, notamment le fer, le cuivre, le manganèse, le zinc, le cobalt, l'iode, le molybdène, le sélénium, le chrome et l'étain. Cependant, tous sont toxiques et quelques-uns sont même cancérigènes à fortes concentrations.

Les ETM sont présents dans tous les compartiments de notre environnement, mais en général en quantités très faibles, ce sont des éléments naturels présents dans l'air, l'eau et les sols. Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique. Certains éléments traces métalliques sont indispensables à faible teneur au déroulement des processus biologiques, cependant d'autres peuvent devenir toxiques (plomb ou mercure par exemple...). En effet, l'impact de ces substances sur l'environnement est complexe, tant leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes, tant aussi les phénomènes de synergie sont possibles et les déclenchements des effets complexes (Devauchelles, 2002).

Les ETM suivent dans la nature des cycles depuis la réserve géochimique, en passant par la végétation et les animaux (Alloways et Ayres, 1997). Les activités anthropiques constituent un

facteur fondamental qui interfère dans ces cycles, les accélère et augmente par voie de conséquence leurs teneurs dans l'écosystème en question.

#### **6.2.10.1 Zinc, Cuivre et de Baryum**

Les concentrations moyennes des différents métaux étudiés représentées demeurent relativement faibles. Elles sont toutes inférieures aux valeurs guides de la catégorie A1 de la Grille de classification des eaux utilisées pour la production de l'eau potable (voir Annexes).

Les teneurs enregistrées pour le zinc, le cuivre et le baryum, sont relativement très faible par rapport aux valeurs maximales admissibles. Ces concentrations varient en surface de 0,009 à 0,06 mg/l pour le zinc ; de 0,0085 à 0,04 mg/l pour le cuivre et de 0,01 à 0,08 mg/l pour le baryum. En profondeur les teneurs de ces métaux varient de 0,008 à 0,2 mg/l pour le zinc, de 0,008 à 0,05 mg/l pour le cuivre, et de 0,028 à 0,26 mg/l pour le baryum avec cependant des pics et une variabilité saisonnière importante (Figure 40).

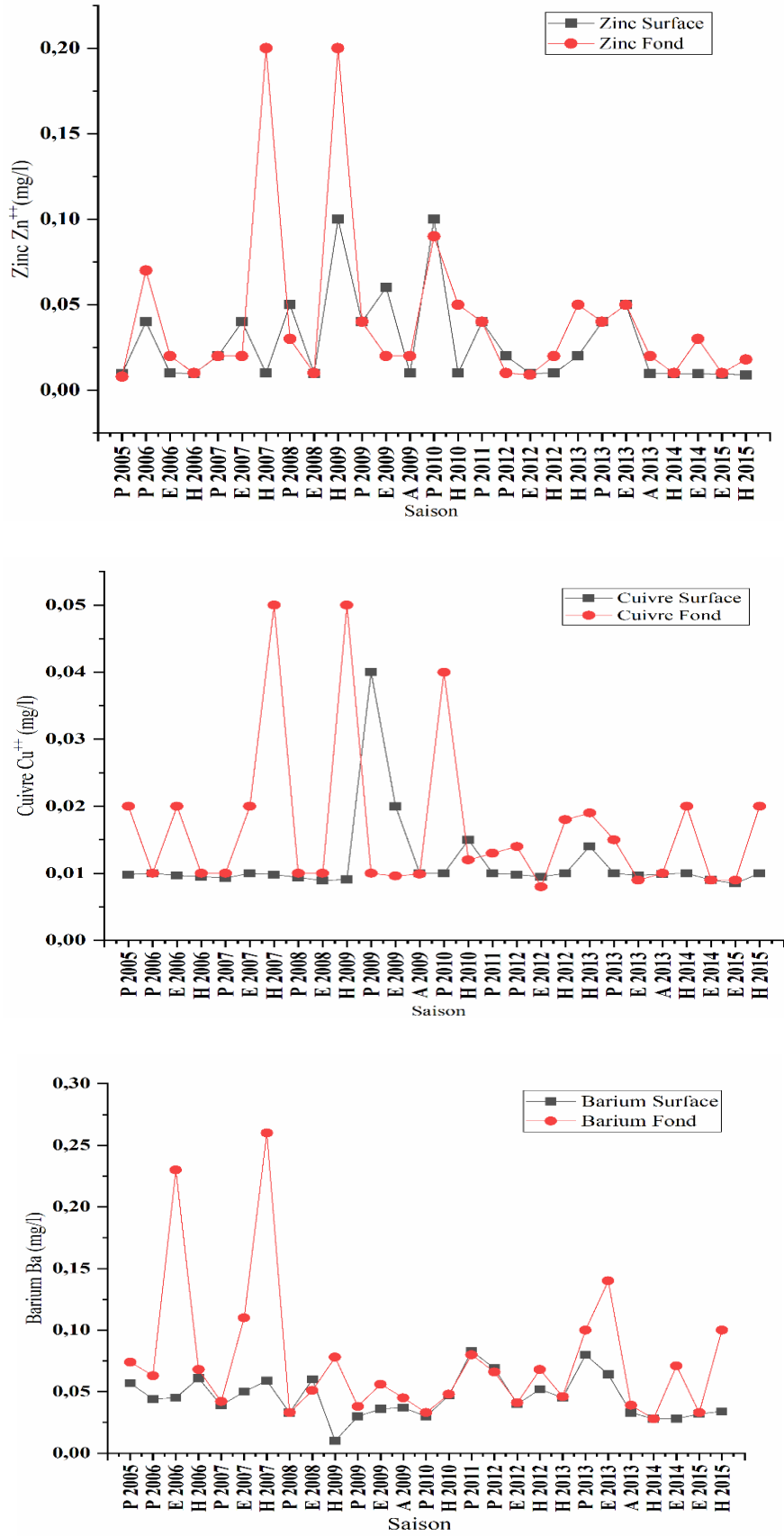


Figure 40: Variations saisonnières des teneurs de Zinc, de Cuivre et de baryum (mg/l) en surface et au fond de la retenue.

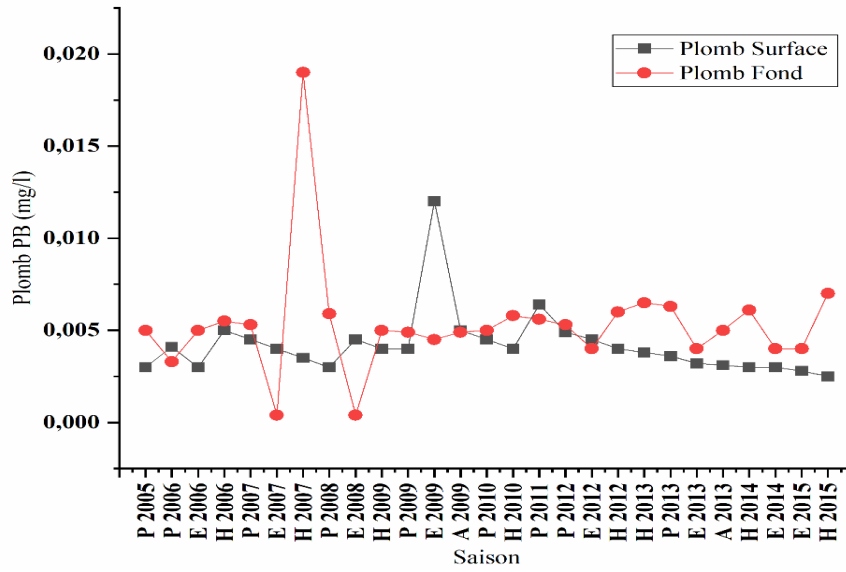


Figure 41: Variations saisonnières des teneurs de Plomb (mg/l) en surface et au fond de la retenue.

Pour le Plomb, les valeurs tournent autour de 0,05 mg/l proche de la VG qui est de 0,05 mg/l (Figure 41). Les valeurs relevées en surfaces sont similaires à celles du fond sauf en période de l'année 2007 et entre l'été 2012 et l'hiver 2015.

### 6.2.10.2 Chrome et Cadmium

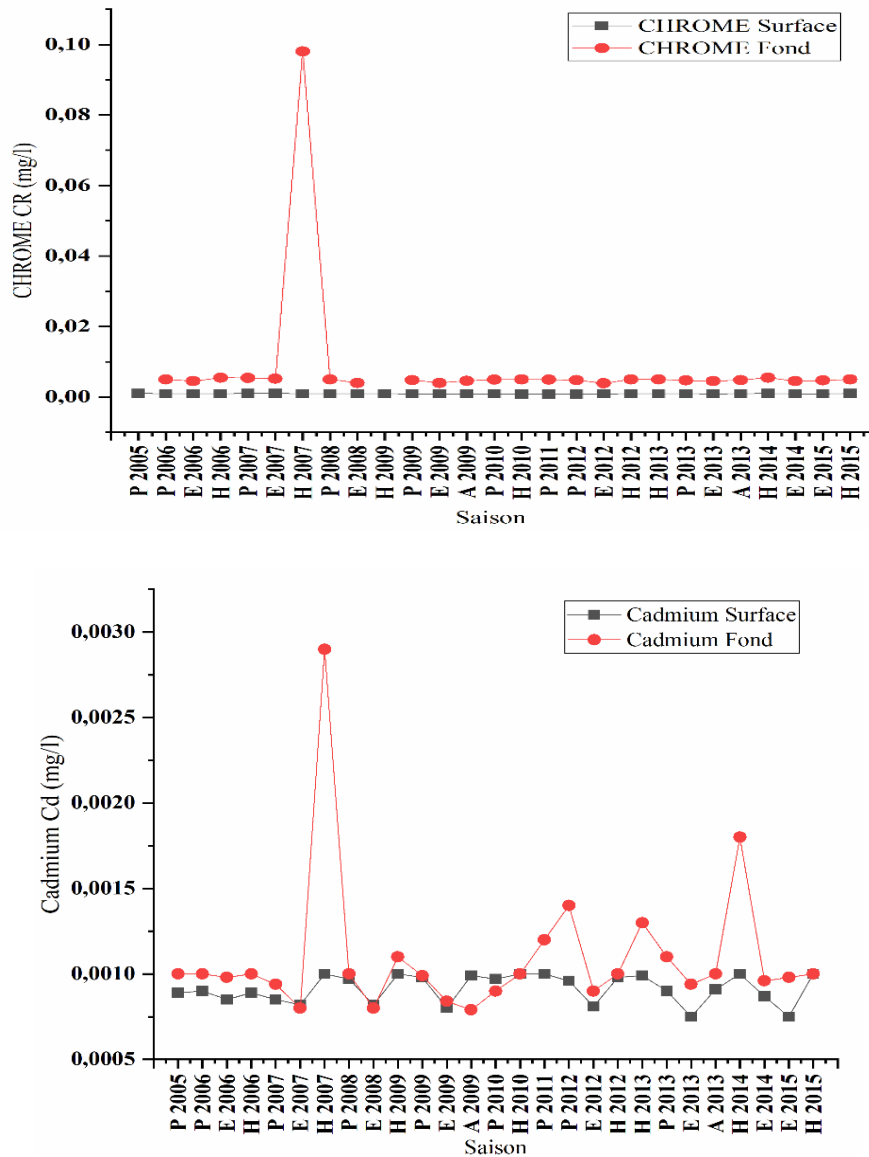


Figure 42: Variations saisonnières du chrome et cadmium dans les eaux de la retenue MBAK.

L'évolution spatio-temporelle de ces métaux montre qu'en générale les teneurs augmentent en période estivale. Les concentrations varient très peu et évoluent d'une façon relativement homogène dans la colonne d'eau. Cependant, les teneurs importantes ne coïncident pas avec les périodes de forts apports en eau au barrage, ce qui suggère qu'une grande partie de ces éléments au niveau des eaux de la retenue de barrage ont une origine principalement endogène et non un apport par lessivage des bassins versants.

L'évolution interannuelle de ces éléments à l'exception du fluor montre qu'en 2007, les teneurs augmentent aussi bien en profondeur qu'en surface du lac. En effet, en temps venteux, la remise en suspension des sédiments déposés au fond de la retenue entraînerait ces métaux dans la colonne d'eau. Comme le chrome et le cadmium, les teneurs sont trop faibles par rapport aux valeurs guides ( $\leq 50$  pour le chrome et  $< 3$  pour cadmium), les valeurs extrêmes enregistrées sont de 0,001 mg/l respectivement en printemps 2005 et hiver 2007 en surface, ainsi 0,098 et 0,0029 en hiver 2007 au fond (Figure 42).

Les concentrations varient très peu et évoluent d'une façon relativement homogène dans la colonne d'eau. En effet, en temps venteux, la remise en suspension des sédiments déposés au fond du lac entraînerait ces métaux dans la colonne d'eau.

### 6.2.10.3 Aluminium et de Silicate

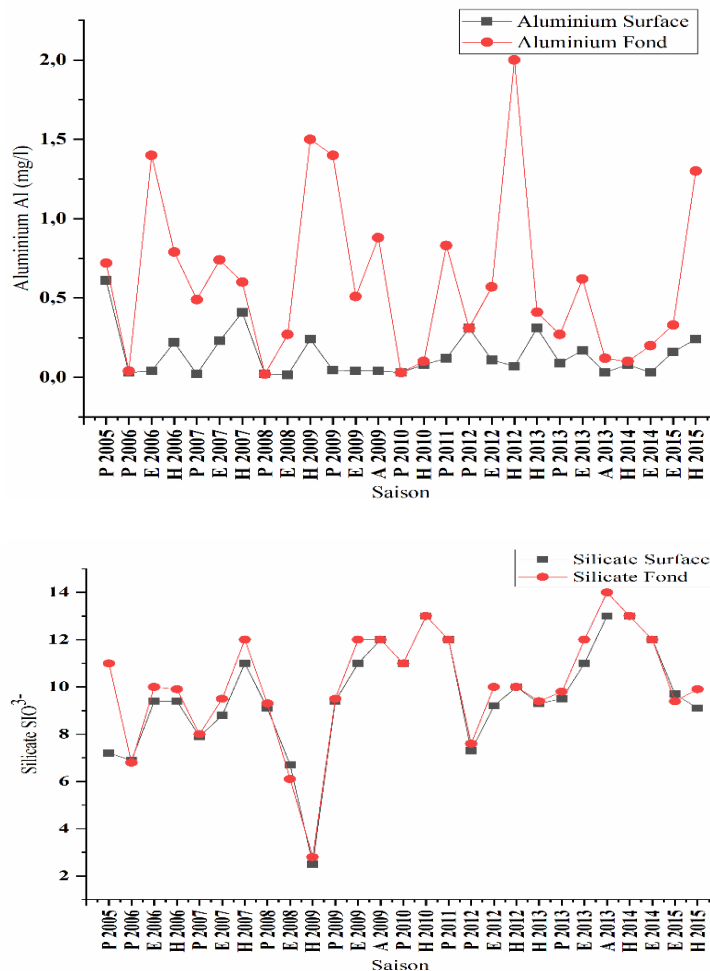


Figure 43: Variations saisonnières d'Aluminium et de Silicate dans les eaux de la retenue MBAK.

Le même schéma s'observe pour le Silicate, éléments moins toxiques que les précédents ; une variation saisonnière et interannuelle sont importantes qui restent toujours dans la classe « moyenne » de la qualité des eaux de surface.

La variation spatio-temporelle montre que les teneurs augmentent en période estivale au fond de la retenue de barrage, donc ces teneurs importantes ne coïncident pas avec les périodes de forts apports en eau au barrage, ce qui suggère, comme pour le cas du fer, le zinc et le fluor, qu'une grande partie de cet élément au niveau des eaux du lac ont une origine principalement endogène. En surface Les concentrations varient très peu et évoluent d'une façon relativement homogène dans la colonne d'eau.

L'aluminium présente aussi un dépassement des valeurs limites admissible pour la plupart des compagnes en surface et au fond avec des valeurs très élevées enregistrées au fond. Les valeurs varient entre 0,03 à 0,61 mg/l en surface et entre 0,02 à 1,4 mg/l au fond (VMA= 0,05 mg/l) avec cependant des pics et une variabilité saisonnière importante (Figure 43).

Pour l'aluminium, les variations saisonnières sont importantes. La teneur de la silice enregistrée est assez élevée, c'est un élément qui est capable de précipiter souvent avec le fer, Mn et phosphate, quand à l'aluminium il est peu soluble dans des milieux réductifs à l'inverse de Fer et Mn. Dans les eaux naturelles il est sous forme libre ( $Al^{+++}$ ), complexes minéraux ( $Al(OH)^{++}$ ,  $Al(OH)^{+2}$ , ...), complexes organiques, et dans les débris minéraux. A pH neutre à légèrement alcalin (comme le cas de la retenue de barrage MBAK), il est principalement sous ces deux dernières formes. Bien qu'il ne soit pas un élément nutritif l'Aluminium s'accumule dans les couches profondes durant la période de stagnation (période de stratification) ce qui explique quelques valeurs importantes enregistrées durant la période estivale.

Les éléments nutritifs de nature de silice sont consommés dans la zone euphotique, si bien que leur concentration va chuter jusqu'à une concentration qui va limiter la croissance algale.

En phase humides, les particules et les débris minéraux apportés par les affluents en contact avec la couche anaérobie, se dégagent de leur charge en fer et en Mn (solubilisation). La silice et l'aluminium plus ou moins se gonflent et ralentissent leur vitesse de précipitation.

En d'autres termes la variation saisonnière de ces deux éléments est conditionnée par divers facteurs physiques et chimiques tels que les précipitations, présence de matière organique et minérale, l'oxygénation du milieu, etc. Il est de ce fait difficile de cerner leur évolution dans

les lacs. Néanmoins cette présence soulève les risques à long terme à cause du processus de bioaccumulatif de cet élément.

### 6.3 Statut Trophique

#### 6.3.1 Chlorophylle (a) et la transparence

La chlorophylle a est un pigment indispensable à la photosynthèse des algues. Bien que le contenu cellulaire en chlorophylle varie en fonction de l'espèce phytoplanctonique et de son état physiologique, la chlorophylle a est un marqueur universel qui permet de bien représenter la biomasse phytoplanctonique du milieu. Son évolution dans les eaux superficielles est essentiellement saisonnière car le développement phytoplanctonique est tributaire des variations de l'énergie lumineuse, du stock des sels nutritifs, de la stabilité des masses d'eaux et de l'intensité du broutage par le zooplancton (Daniel et Le Goff, 2002).

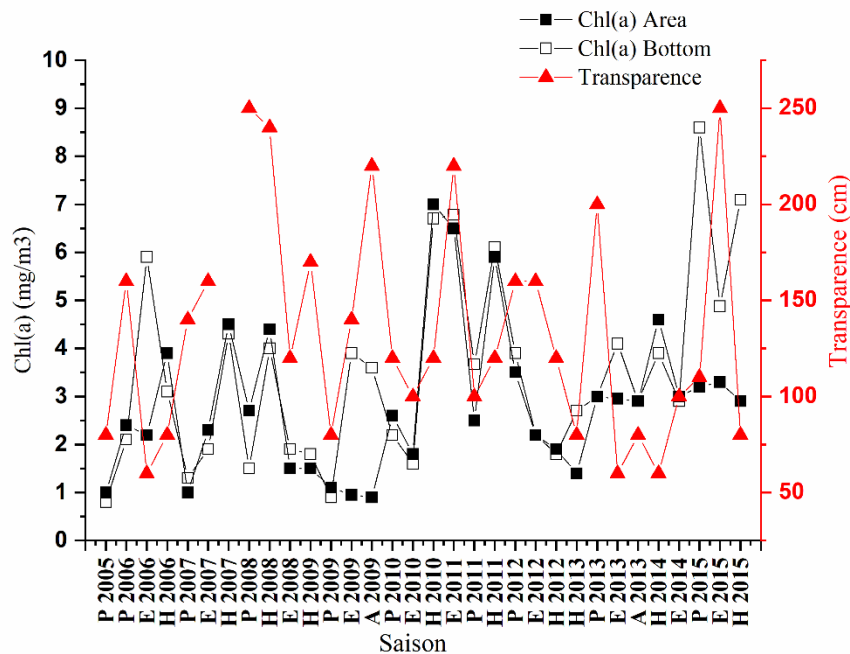


Figure 44: La variation saisonnière de la chlorophylle (a) et la transparence de la retenue de MBAK.

La concentration en chlorophylle a est évoquée par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Ménesguen et al., 2001). La chlorophylle (a) est un indicateur de la densité algale, pour cela elle est considérée comme un excellent indicateur de l'état trophique d'un plan d'eau.

L'évolution interannuelle de la transparence est marquée par une variabilité saisonnière très marquée durant la période 2008/2009. Les plus fortes valeurs (250 cm) ont été enregistrées aux

saisons du printemps 2008 et de l'été 2015 (Figure 44). En effet, la comparaison des profils de variations de la chlorophylle (a) avec celle de la transparence montre une certaine corrélation à l'exception de quelques points. Ceci suggère que la productivité du barrage est le facteur responsable de cet état non pas les crues hivernales et automnales très chargés en matière en suspension.

La transparence de l'eau varie d'une façon irrégulière et dépend des cycles hydrologiques mais surtout de la productivité phytoplanctonique et algale.

En effet, les variations saisonnières montrent que les eaux du barrage sont faiblement transparentes particulièrement en Hiver et relativement transparentes en été et en automne.

Conformément à notre étude, La transparence est corrélée à l'augmentation de la densité du phytoplancton indiquant une teneur plus élevée en chlorophylle (a) (Shekha et al. 2017).

En effet, les variations saisonnières montrent que les eaux du barrage sont faiblement transparentes particulièrement en Hiver et relativement transparentes en été et en automne.

Dans notre suivi, l'évolution annuelle de la chlorophylle (a) montre deux pics observés respectivement en hiver 2010 et en hiver 2011. La valeur de la concentration moyenne annuelle la plus faible est enregistré en automne 2009 (0,8 mg/m<sup>3</sup>) (Figure 44) ; cette valeur place les eaux du barrage dans la classe excellente de la grille des normes marocaines, et le reste des valeurs range les eaux du barrage dans la classe bonne.

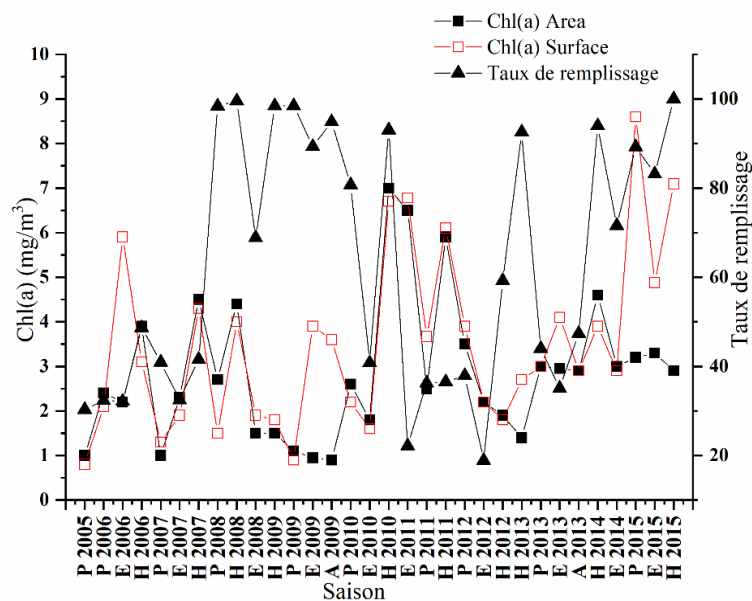


Figure 45: La variation saisonnière de la chlorophylle (a) et le taux de remplissage de la retenue de M.B.A.K.

Ce niveau élevé de chlorophylle a reflété la présence d'une importante biomasse phytoplanctonique et un enrichissement de la colonne d'eau en sels nutritifs. L'analyse des séries de données a révélé une tendance à la baisse significative et plus ou moins stable dans les mesures de chlorophylle a (Figure 45), suggérant ainsi une stabilité dans la productivité du plan d'eau. Cette absence de tendance est du reste en accord avec l'absence de changement observé pour les concentrations de phosphore.

La transparence de l'eau joue un rôle prépondérant dans la stratification de l'oxygène dissous. En effet, les taux élevés de matière organique sédimentant au fond des réservoirs, il est évident que la demande en oxygène à l'interface eau-sédiment est très importante. Ceci pourrait expliquer le développement des conditions anoxiques en profondeur dans ce type d'écosystèmes aquatiques. (Pawar & Zambare, 2020 ; Winton et al. 2019 ; Liu et al. 2020 ; Bohrer, 2008). D'autre part, l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous dans le réservoir de Stanca-Costesti a montré de grandes variations corrélées principalement avec l'évolution de la température de l'eau (Dumitran et al. 2020).

La production de ces phytoplanctons dans les couches superficielles est due à la pénétration de la lumière qui, en présence de matières nutritives, entraîne une sédimentation excessive de débris, qui permet d'engendrer la désoxygénation de l'hypolimnion où s'établissent des conditions d'anaérobiose qui ont tendance à remonter très haut dans la colonne d'eau particulièrement en saison estivale.

L'évolution interannuelle est marquée par une variabilité saisonnière très importante durant toute la période étudiée (2005-2015). La plus forte concentration ;  $7 \text{ mg/m}^3$  en surface et  $8.6 \text{ mg/m}^3$  en fond ont été obtenues respectivement en hiver 2010 et en printemps 2014 et les plus faibles sont de l'ordre de  $0.9 \text{ mg/m}^3$ . Par ailleurs, ce niveau élevé de chlorophylle (a) enregistré pourrait résulter d'une activité phytoplanctonique et d'enrichissement de la colonne d'eau en sels nutritifs. L'analyse globale de données montre une stabilité de la productivité du plan d'eau. Cette absence de tendance est due à l'absence du changement observé pour les concentrations de phosphore.

Par ailleurs, la concentration en chlorophylle(a) dans le réservoir était plus faible pendant la période de stratification, probablement en raison de la limitation des nutriments et des flux d'eau intenses liés principalement par un faible taux de remplissage, responsables des teneurs élevées

de chlorophylle(a) observées. Ce qui a été constatées au niveau de deux réservoirs au Brazil (Coulliette & Noble, 2008).

En outre, le niveau de chlorophylle(a) dans l'eau peut varier en raison de la turbidité et d'autres facteurs sans rapport avec la croissance des algues. Les valeurs les plus élevées de chlorophylle(a) correspondaient à des transparences plus faibles. La forte corrélation directe entre le phosphore total et la chlorophylle(a) présentée permet d'appuyer cette conclusion. (Cloutier & Sanchez, 2007).

### 6.3.2 Statut trophique

L'indice de Carlson (1977) (*Trophic State Index* ou *TSI*) s'appuie sur le fait que, le degré d'eutrophisation d'un barrage est en fonction de l'accroissement de la concentration des éléments nutritifs, notamment le phosphore. Généralement, l'augmentation de la concentration de phosphore entraîne une élévation de la quantité d'algues microscopiques, comme le révèlent les mesures du paramètre de chlorophylle (a), et une diminution de la transparence.

Dans le tableau 11 suivant sont reportés les valeurs moyennes des trois paramètres considérés dans l'indice à savoir transparence (Secchi), chlorophylle a et PT et leur TSI :

Tableau 11: La moyenne de TSI, l'indice moyen et le statut de PT, Transparence et chl (a).

	<u>Transparence (m)</u>	<u>Phosphore total (µg/L)</u>	<u>Chlorophylle (µg/L)</u>	<b><u>TSI</u></b>
<u>Moyenne</u>	<u>1,24</u>	<u>394</u>	<u>3,11</u>	
<b><u>TSI</u></b>	<u>57</u>	<u>90,23</u>	<u>41,68</u>	<u>62,97</u>
<b><u>Statut</u></b>	<u>Eutrophe</u>	<u>Eutrophe</u>	<u>Mésotrophe</u>	<u>Eutrophe</u>

Selon le diagramme ci-dessous calculé pour une moyenne sur 10 ans, le phosphore total suggère un statut eutrophe tandis que la biomasse de chlorophylle (a) obtenu révèle un statut mésotrophe.

Même constatation est à relever par le calcul selon le diagramme suivant :

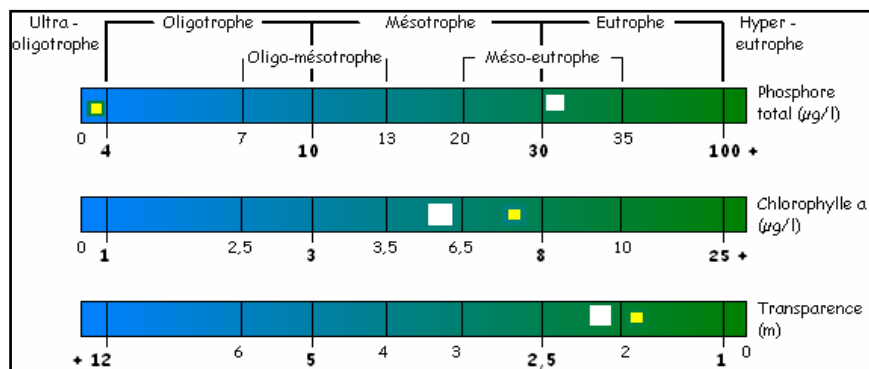


Figure 46 : Diagramme du statut trophique de la retenue de barrage MBAK.

L'indice TSI de la transparence de la retenue correspond au statut trophique eutrophe (selon le diagramme). L'indice pour le phosphore total suggère aussi un statut eutrophe tandis que l'indice de la biomasse de chlorophylle (a) obtenu révèle un statut mésotrophe. Cependant l'indice moyen qui est de 62,97 classe le lac en situation eutrophe (Figure 46).

En résumé, le statut trophique du lac correspond à un stade eutrophe. Cette conclusion s'appuie sur les trois indices qui montrent une transparence faible des eaux, une biomasse phytoplanctonique moyenne et des concentrations importantes en phosphore total.

Cependant, l'approche de l'état trophique du lac-réservoir MBAK basée sur la moyenne générale de la chlorophylle a et selon la classification de Vollenweider (1968), le classe dans la catégorie de lacs Mésotrophe (Tableau 12).

Tableau 12: Classification du barrage MBAK selon Vollenweider (1968).

Catégorie trophique	Chlorophylle a
Ultra-oligotrophique	< 1
Oligotrophique	< 2,5
<b>Mésotrophique</b>	<b>2,5-8</b>
Eutrophe	8-25
Hypereutrophe	> 25

Néanmoins cet état trophique n'est qu'une situation moyenne qui peut changer selon la saison.

### 6.3.3 Dynamique de l'eutrophisation

L'approche graphique de l'ACP des paramètres étudiés ou Analyse en Composantes Principales fait partie des analyses descriptives multivariées, elle permet d'analyser des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité en trouvant un nouvel ensemble de variables plus petit que l'ensemble des variables initiales, qui néanmoins contient la plupart de l'information (Guerrien, 2003 ; Simenov et al. 2003). Les composantes principales sont obtenues par diagonalisation de la matrice des corrélations bivariées, cette diagonalisation définit un ensemble de valeurs propres dont l'observation pour chaque composante permet de déterminer le nombre de graphique à examiner (Menció & Mas- Pla, 2008). La phase finale de l'ACP consiste en une représentation graphique qui permet d'avoir un aperçu des résultats que les expressions numériques ne fournissent pas. L'ACP est l'une des techniques dont l'avantage est d'identifier et de relier les différents facteurs (ou sources) aux effets observés dans les systèmes aquatiques. Il fait partie des outils de gestion des ressources en eau permettant des solutions rapides aux problèmes de pollution des systèmes hydrologiques (Felipe- Sotelo et al. 2007 ; Menció & Mas-Pla, 2008 ; Ouyang, 2005 ; Shrestha & Kazama, 2007 ; Swaine et al. 2006 ; Vega et al. 1998).

La typologie de l'eutrophisation a montré une tendance saisonnière entre les onze variables (Température de l'eau, OD, CE, Chl (a), Transparence, PT, Turb,  $\text{NO}^{3-}$ , N, Fe et Mn), les valeurs propres de l'ACP dans la carte factorielle sont représentées dans la figure 45. Les codes des variables ayant une forte corrélation et leurs coordonnées sont représentés au niveau du tableau 13.

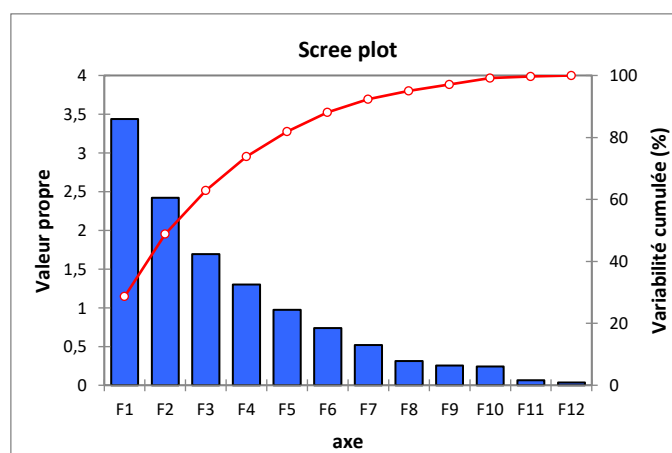


Figure 47 : Répartition de l'inertie entre les axes de l'ACP.

La répartition des valeurs propres montre que le plan factoriel, constitué des composantes C1 et C2, représente **45,14 %** de de la variabilité totale et permet d'établir la typologie globale de l'analyse multivariée (Figure 47).

Les graphes issus de l'analyse multivariée, mettent en évidence des regroupements, des oppositions et des tendances directionnelles. Le cercle de corrélation qui illustre la distribution (Figure 47) des variables selon les deux composantes principales définit une typologie temporelle déterminant la progression hydro-trophique du lac.

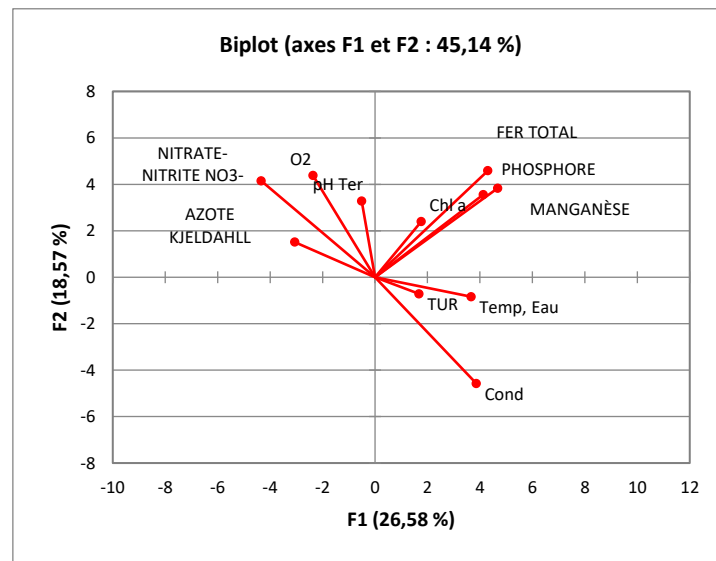


Figure 48: Cercle de corrélation des variables de l'ACP.

La composante C1 exprime 26,58 % de la variance, elle est corrélée du côté positif à la température, le phosphore de l'eau et le manganèse, et du côté négatif à l'azote kjeldahl et le nitrate. Pour la composante C2 qui exprime 18,57 % de la variance, elle est liée du côté positif à l'oxygène dissous, chlorophylle (a) et le pH et négativement à la conductivité (Figure 48).

Tableau 13: Correlation matrix (Pearson (n)) of PPC.

Variable	Chl (a)	T° Eau	pH	CE	OD	Tur	AZOTE	NO <sup>3-</sup>	PT	Fe	Mn
Chl (a)	1										
T° Eau	0,331	1									
pH	0,283	-0,252	1								
CE	-0,114	0,128	-0,058	1							
OD	-0,077	<b>-0,357*</b>	<b>0,488*</b>	<b>-0,370*</b>	1						
Tur	0,020	0,059	0,043	0,144	-0,102	1					
AZOTE	-0,082	-0,154	-0,173	<b>-0,377*</b>	-0,038	-0,137	1				
NO <sup>3-</sup>	-0,028	-0,297	0,023	<b>-0,776*</b>	0,286	-0,157	<b>0,482*</b>	1			
PT	0,332	0,244	0,127	0,185	0,084	0,028	-0,105	-0,235	1		
Fe	0,072	0,185	0,037	0,047	0,037	0,153	-0,143	-0,073	<b>0,515*</b>	1	
Mn	0,107	0,286	-0,077	0,114	-0,135	0,072	-0,110	-0,106	<b>0,513*</b>	<b>0,911*</b>	1

Starred values (\*) are significantly different from 0 at the alpha=0.05 significance level.

L'examen de la matrice de corrélation entre variables révèle la présence : D'un premier ensemble de variables, constitué de descripteurs, bien corrélés entre eux, il s'agit du : pH/OD, PT/Fe, PT/Mn et Fe/Mn (Tableau 13).

Les résultats obtenus (tableau 13 et la figure 49.A) permettent une première approche typologique des différentes variables selon leurs affinités et leurs regroupements sur les deux premières composantes principales à partir de leur contribution. Les deux premiers axes déterminent 45,14% de l'information totale (26,58% pour l'axe 1 et 18,57 pour l'axe 2).

Dans le premier plan factoriel Axe 1\*2, l'état qualitatif 1 (EQ1) est surtout déterminé par le phosphore (0.629), le fer (0.65) et le manganèse (0.713) couplés à la température de l'eau (0.55) et la conductivité (0.53), opposé au nitrate (-0.66). Il définit ainsi un gradient de minéralisation de gauche à droite qui se traduit par une augmentation du fer, manganèse, phosphore total, la conductivité et une réduction des éléments azotés (figure 49.B).

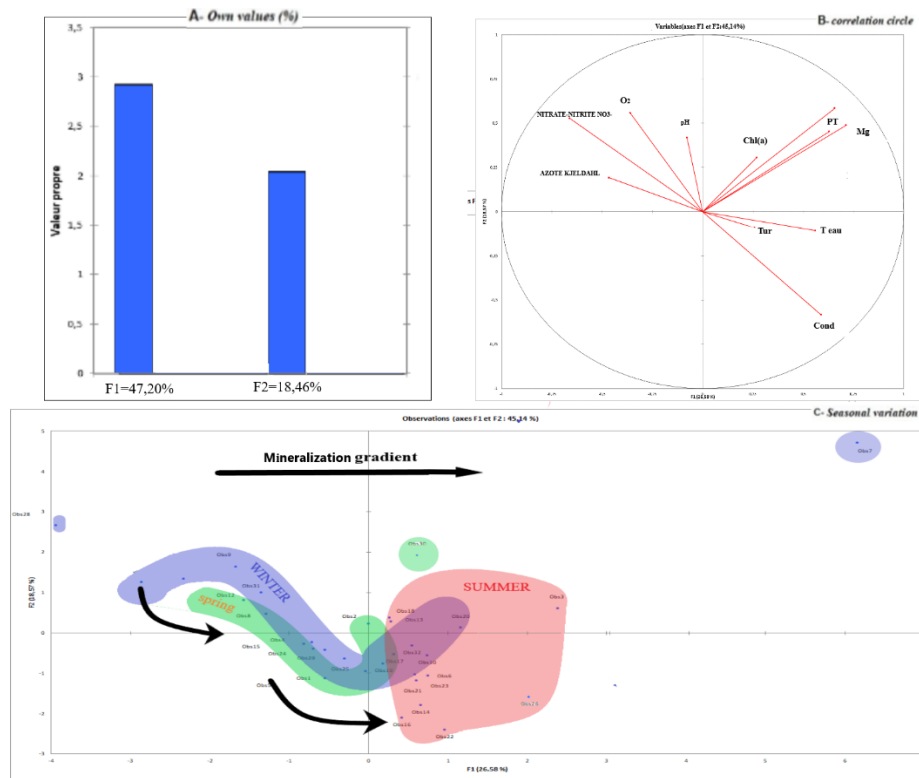


Figure 49: Graphical approach to PCA :  
 A : Distribution of the inertia between the axes.  
 B : Correlation circles of variables.  
 C : Factual map of the campaigns.

La variation de cette minéralisation apparaît d'avantage lié au relargage du fer, manganèse et phosphore par des sédiments liés en relation avec l'oxygène dissous qui présente un état hypoxique au niveau des couches profondes.

L'analyse globale permet de définir une typologie dominée par l'individualisation de deux groupes de saisons nettes à savoir hiver (H)/printemps et l'été (E) (Figure 49.C), qui ont une tendance dominante et déterminante vue l'importance des changements ayant lieu pendant l'évolution temporelle des saisons. Par rapport à la saison de l'automne, l'évolution ne suit pas une tendance particulière.

L'état qualitatif 2 (EQ2) a une importance moindre, par un passage d'un pôle riche en élément azotés particulièrement la nitrate en relation avec une bonne oxygénation et une faible minéralisation. Au niveau de ce pôle, nous constatons une présence significative des éléments (Fer, Mn et phosphore) et leurs remises en suspension en relation avec un état d'anoxie enregistrés au niveau des couches profondes. Entre les deux pôles, il y a une situation intermédiaire marquée par une qualité moyenne des eaux du barrage.

La typologie globale a été marquée par une individualisation d'un état particulier observé durant l'hiver 2007 et qui se caractérise par une très forte minéralisation, cet état présente une très forte minéralisation des eaux liée à la présence d'éléments chimiques tels que le fer, le manganèse et le phosphore total. Cette situation particulière est corrélée à un apport exogène et à un lessivage des terrains agricoles avec un hiver pluvieux. Durant cette période, l'analyse globale est en corrélation avec le facteur de taux de remplissage, mais l'accent est mis sur l'influence prépondérante de ce dernier sur le conditionnement hydro-trophe du barrage et souligne l'intérêt de la surveillance de ce facteur, afin de définir un seuil critique qui conditionne la qualité des eaux de barrage et son impact socio-économique.

Selon la typologie, un changement de la qualité moyenne tout au long du gradient saisonnier, notamment d'un état moyen enregistré en 2005 à un état concentré en 2007.

Au bilan, l'étude des traceurs chimiques et biologiques permet de qualifier le barrage monomictique chaud, dont l'état trophique a montré une variation saisonnière très marquée du phosphore total, de la chlorophylle (a), de la conductivité, de la transparence, et du nitrate en relation avec le taux de remplissage.

Le régime de stratification et de mixage de la température montre deux états d'eau du fond, un état d'anoxie dans la période estivale et automnale et un autre état d'une bonne oxygénation durant la période hivernale. Les paramètres du phosphore total et de la transparence au disque de Secchi classent le barrage dans un état eutrophe, tandis que la chlorophylle (a) le classe dans un état mésotrophe. Généralement le statut trophique du barrage MBAK correspond à un état eutrophe.

En effet, l'état trophique relevé évolue entre la mésotrophie et l'eutrophie semble influencé par le taux de remplissage, en question l'importance de ce dernier dans la modification de la qualité de l'eau et par conséquent le coût de traitement d'eau potable à apprendre dans ces situations climatiques et hydrologiques similaires.

Cette étude confirme en outre le rôle de l'approvisionnement en eau dans le conditionnement de la qualité de l'eau des lacs. Par conséquent, l'évolution de l'état trophique du barrage MBAK semble être principalement déterminée par les fluctuations des conditions climatiques dans un pays à climat aride, à l'instar de plusieurs barrages au Maroc, comme Sehla, Smir (El Ghachtoul et al. 2005), et El kansra (Berrada et al. 2000).

Cette étude montre également l'importance et l'utilité des techniques d'analyse multivariée comme approche fiable pour obtenir des informations sur la variabilité spatio-temporelle de l'état trophique et pour identifier les variables qui conditionnent cet état, comme dans le cas de plusieurs études menées au niveau d'autres barrages (Cherbi et al. 2008 ; Bouzid-Lagha & Djelita, 2012 ; Mouissi & Alayat, 2016).

#### **6.4 Peuplement phytoplanctonique**

Le phytoplancton occupe, dans l'écosystème aquatique, une position trophique primordiale et constitue, de ce fait, un élément capital de son fonctionnement. Toute variation de ce compartiment de base entraîne des variations de l'ensemble du réseau trophique. Les fluctuations importantes de la distribution, la composition et l'abondance des populations algales sont régies par des facteurs physiques, chimiques et biologiques caractérisant le milieu (Elghrib et al. 2012).

Le phytoplancton joue plusieurs rôles primordiaux dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème bassin d'épuration. L'écologie de ce premier maillon de la chaîne alimentaire a été étudiée depuis longtemps. L'une des sources importantes d'énergie et de matière en ce milieu aquatique est la production algale phototrophe. Son rôle essentiel c'est la production de l'oxygène par effet direct et l'augmentation du pH par effet indirect. La source d'azote minéral utilisée préférentiellement par les algues pour la production autotrophe est l'ion  $\text{NH}_4$  (Pourriot et al. 1982 ; Reynolds, 1984). La principale source d'acquisition de l'énergie s'effectue par phototrophie chez ces organismes, à partir de la lumière (photosynthèse = processus d'absorption des sels minéraux et du carbone sous forme de  $\text{CO}_2$  et de rejet d'oxygène sous l'effet de la lumière). Les organismes qui se procurent l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur reproduction en combinant des modes de nutrition autotrophe et phagotrophe sont qualifiés de « mixotrophes » (Stickney et al. 2000).

Le phytoplancton participe au transfert de matière vers les compartiments trophiques supérieurs. Il est souvent préférentiellement brouté par le zooplancton comparé aux bactéries (Knoechel & Blair Holtby, 1986 ; Porter, 1993). La structure de sa population (abondance, taille des cellules algales) peut être contrôlée par la pression de broutage effectuée par le zooplancton (Lampert et al. 1986).

Etant donné leur importance écologique, comme étant un maillon indispensable de la chaîne trophique, les études de la dynamique et la répartition du phytoplancton, principalement dans

les milieux à climat chaud, sont assez nombreuses et bien documentées (Loudiki, 1990 ; Cherifi, 1992 ; Hasnaoui, 1992 ; Loudiki et al. 1994 ; Moncef et al. 1994 ; Bouhaddioui, 1997 ; Sbiyyaa, 1998 ; Cherifi, 2001 ; Sabour, 2002). Outre leurs intérêts taxonomique et écologique fondamentaux, ces recherches s'inscrivent dans le cadre de la connaissance de la structure, du fonctionnement et de l'évolution des lacs réservoirs sous climat chaud.

Les eaux douces et particulièrement les eaux de surface, qui représentent une ressource vitale pour l'homme, sont menacées par des pollutions diverses, d'origine anthropique. Le phytoplancton réagit à ces altérations et peut être considéré comme un indicateur de la dégradation de la qualité des eaux continentales, proposé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) comme élément de qualité biologique. La prolifération du phytoplancton a un impact direct sur les écosystèmes aquatiques entraînant des modifications de la diversité et de la dynamique des populations. En outre, certaines espèces, dont les cyanobactéries, sont susceptibles de synthétiser des toxines à l'origine d'intoxications plus ou moins graves, représentant des risques importants pour la santé humaine et animale (Chorus et Bartram, 1999). Les usages de l'eau peuvent ainsi être limités par ces contaminations.

Pour se développer, le phytoplancton, a besoin de lumière, de sels minéraux (nitrate, phosphore, silicate, potassium...), d'oligo-éléments (magnésium, fer...) et de CO<sub>2</sub>. Ainsi, son existence est étroitement liée aux conditions qui règnent dans son milieu : température et turbidité (degré d'opacité) de l'eau, précipitations, ensoleillement, pollution, etc. Par conséquent, à l'échelle d'une année, les densités de phytoplancton présentent une grande variabilité saisonnière. Le phytoplancton se développe préférentiellement au printemps et à l'automne, lorsque les conditions sont optimales. La tendance actuelle montre que ce rythme annuel est de moins en moins respecté en raison de l'évolution du milieu (excès d'apports en nutriments, réchauffement climatique).

#### **6.4.1 Distribution du peuplement de phytoplancton saisonnière**

La chlorophylle a est le pigment chlorophyllien majoritaire impliqué dans ce processus. Le phytoplancton se situe le plus souvent dans la couche supérieure éclairée des masses d'eau, dite zone euphotique dont la limite inférieure correspond à la profondeur recevant 1% de la lumière incidente. Si les organismes phytoplanctoniques représentent seulement 1% de la biomasse des organismes photosynthétiques sur Terre, ils assurent 45% de la production primaire (Chisholm 2008 ; Behrenfeld et al. 2001). Ils sont ainsi à la base de la chaîne trophique pélagique (Azam et Malfatti, 2007) et sont également responsables de la production d'une part essentielle de

l'oxygène atmosphérique, et constituent une véritable pompe à dioxyde de carbone (Gammon, 1986).

Le présent travail vient compléter l'étude réalisée sur le phytoplancton de la retenue du barrage MBAK et contribuera à l'amélioration de nos connaissances sur les interactions environnement– ressource au sein de cette retenue. Il s'agit d'analyser l'impact des paramètres biotiques et abiotiques sur la variabilité temporelle des populations du phytoplancton.

#### 6.4.1.1 Saison d'Eté

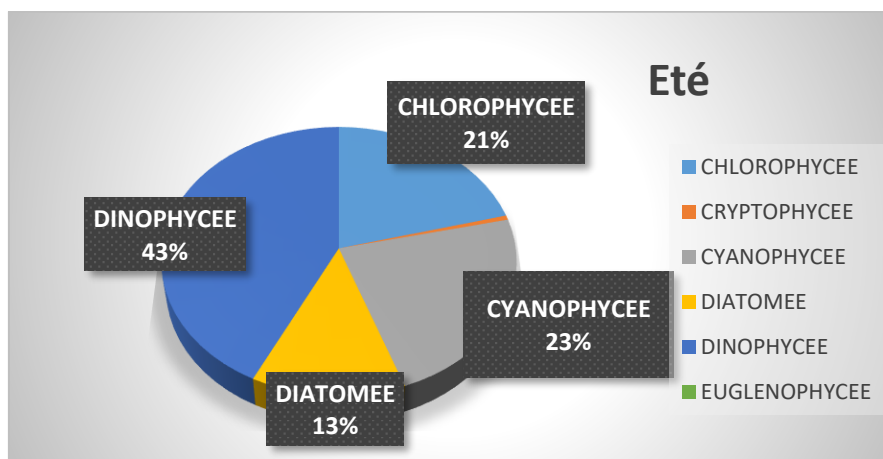


Figure 50 : Composition des différentes classes de Phytoplancton en été de barrage MBAK.

En été, la composition du peuplement du phytoplanctonique présente une diversité spécifique importante avec une dominance de dinophycée et une coexistence de trois classes (chlorophycée, cyanophycée et diatomée), particulièrement un nombre total minimale enregistré des diatomées en comparaison avec les autres saisons (Figure 50). La plupart des études mentionnent des densités élevées durant la période estivale (Berland & Lassus, 1997) ce qui expliquerait probablement sa présence durant l'été avec des densités en comparaison avec l'hiver. Il est important de noter que certains facteurs comme la stratification des masses d'eau (Lassus et al. 1988) favorisent son développement.

L'appauvrissement en nutriments ralentit alors la croissance des algues consommables. La composition phytoplanctonique s'oriente alors vers des taxons qui utilisent les concentrations de phosphore élevées dans l'hypolimnion et d'autres qui fixent l'azote atmosphérique alors que les diatomées sont limitées par les faibles concentrations en silice.

### 6.4.1.2 Saison d'Automne

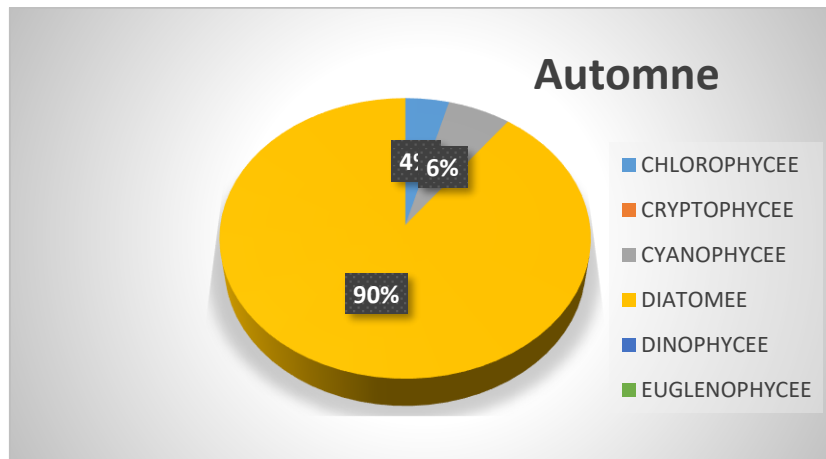


Figure 51: Composition des différentes classes de Phytoplancton en automne.

L'automne est marqué aussi par la dominance des taxons de genres des diatomées représentant de 90% du peuplement, contrairement à la saison précédente, cette saison a connu une chute radicale des chlorophycées et des cyanophycées qui représentaient respectivement 4% et 6% (Figure 51). En effet, une diminution de la richesse spécifique marquée lors de cette période, due à une capacité faible des taxons à supporter des conditions environnementales.

### 6.4.1.3 Saison d'Hiver

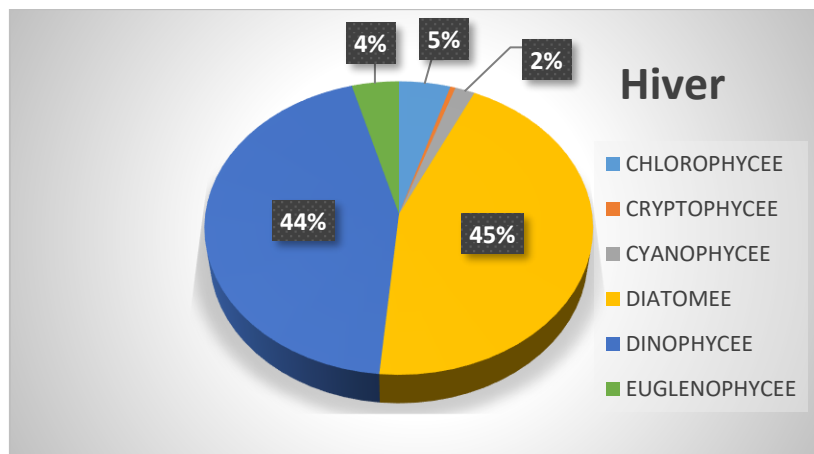


Figure 52: Composition des différentes classes de Phytoplancton en hiver.

L'hiver se caractérise par une codominance des diatomées et des dinophycées avec une valeur de l'ordre de 45% et une constante stable des chlorophycées et des cyanophycées (Figure 52). En effet, une augmentation de la richesse spécifique des différentes classes et une réapparition

des euglenophycées avec une valeur observée plus élevée en printemps. En hiver, la disponibilité en éléments nutritifs résultant du brassage et l'augmentation de l'intensité lumineuse favorisent la croissance du phytoplancton (essentiellement les diatomées et les cryptophytes).

#### 6.4.1.4 Saison de printemps

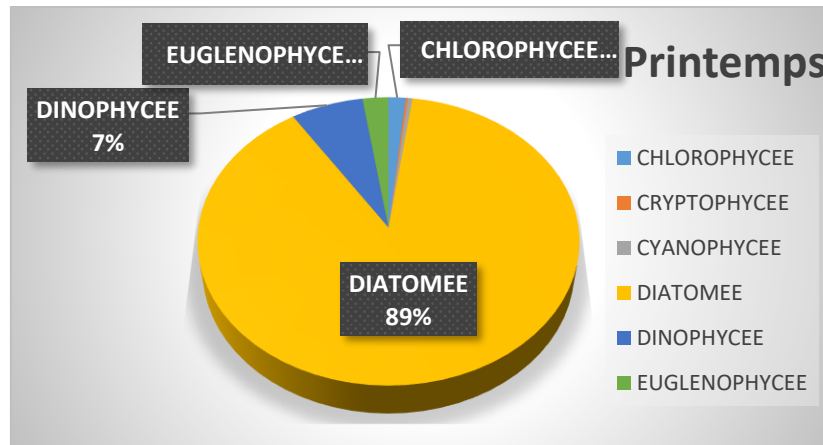


Figure 53: Composition des différentes classes de Phytoplancton en printemps.

Durant le printemps, le peuplement était dominé essentiellement par les diatomées, représentant environ 89% du peuplement. Cependant cette saison est marquée surtout par une abondance importante du peuplement. Par contre, une présence ponctuelle réduite des dinophycées, chlorophycées et des euglenophycées avec des effectifs faibles de l'ordre de 11% de l'effectif du peuplement (Figure 53).

Par conséquent, A cause du broutage par le zooplancton, la biomasse du phytoplancton diminue rapidement jusqu'à de très faibles concentrations. C'est ainsi qu'une phase dite des eaux claires se met en place et persiste jusqu'à ce que des espèces algales non consommables apparaissent en quantité suffisante. Les éléments nutritifs sont reminéralisés via le broutage et sont accumulés durant la phase des eaux claires.

#### 6.4.2 Composition du peuplement de phytoplancton

Le peuplement phytoplanctonique du lac MBAK est représenté par une liste de 37 taxons appartenant à six classes différentes, cette composition phytoplanctonique est similaire à plusieurs lacs étudiés au Maroc sauf une différenciation de la présence unique de quelques taxons tel que *Ankistrodesmus falcatus* et *Ankyra judai* (Berrada et al. 2000 ; Sbiyyaa ,1997 ;

Sadani et al. 2004). L'inventaire réalisé au niveau de ce lac révèle une richesse phytoplantonique très importante (voir tableau 14). Les classes les plus représentées en taxons sont les chlorophycées, suivies des diatomées puis les cyanophycées.

Tableau 14 : Inventaire des taxons phytoplanctoniques dénombrés dans la retenue de barrage MBAK.

**CHLOROPHYCEES**

*Ankistrodesmus falcatus*  
*Ankyra judai*  
*Botryococcus braunii*  
*Chlorella sp*  
*Closterium sp*  
*Coelastrum reticulatum*  
*Cosmarium leave*  
*Elakatothrix gelatinosa*  
*Oocystis crassa*  
*Oocystis lacustris*  
*Pediastrum duplex*  
*Pediastrum sp*

**DIATOMEES**

*Cocconeis sp*  
*Coscinodiscus sp*  
*Cyclotella sp*  
*Girosigma sp*  
*Gomphonema sp*  
*Melosira granulata*  
*Navicula sp*  
*Nitzschia acicularis*  
*Nitzschia sp*  
*Synedra sp*

**DINOPHYCEES**

*Scenedesmus bijugatus*  
*Scenedesmus obliquus*  
*Scenedesmus quadricauda*  
*Tetraedron minimum*

*Ceratium*  
*hirundinella*  
*Peridinium cinctum*  
*Peridinium sp*

**EUGLENOPHYCEES**

*Euglena sp*  
*Phacus sp*

**CRYPTOPHYCEES**

*Cryptomonas sp*

**CYANOPHYCEES**

*Chroococcus sp*  
*Chroococcus turgidus*  
*Lynngbya limnetica*

**6.4.3 La structure du peuplement de phytoplancton**

La communauté phytoplanctonique du Barrage MBAK a été étudiée à travers un suivi qualitatif (richesse spécifique) et quantitatif (Nombre de taxon, biomasse) durant une période de neuf ans de 2006 à 2015. La diversité spécifique paraît très variable selon les années, on note surtout la disparition totale des euglénophycées et des cryptophycées depuis printemps 2007 suivie de la disparition des dinophycées d'été 2009 à l'hiver 2013, on relève également une forte chute des

diatomées et les cyanophycées lors des dernières années d'étude contrairement à ce qui étaient enregistrées en cours des quatre premières années, par contre une présence permanente des chlorophycées et une augmentation de leur nombre au niveau de l'année 2015 (Figure 54). La figure présente un suivi de la dynamique temporelle du peuplement phytoplanctonique qui est très variable en cours de la succession des années. Globalement, les variations sont assez importantes. Elle est très importante durant la période 2006/2009 et très faible entre 2010 et 2015. On note la disparition des euglenophycées et des cryptophycées durant une longue période 2009-2015, ainsi une stagnation marquante des chlorophycées, diatomées.

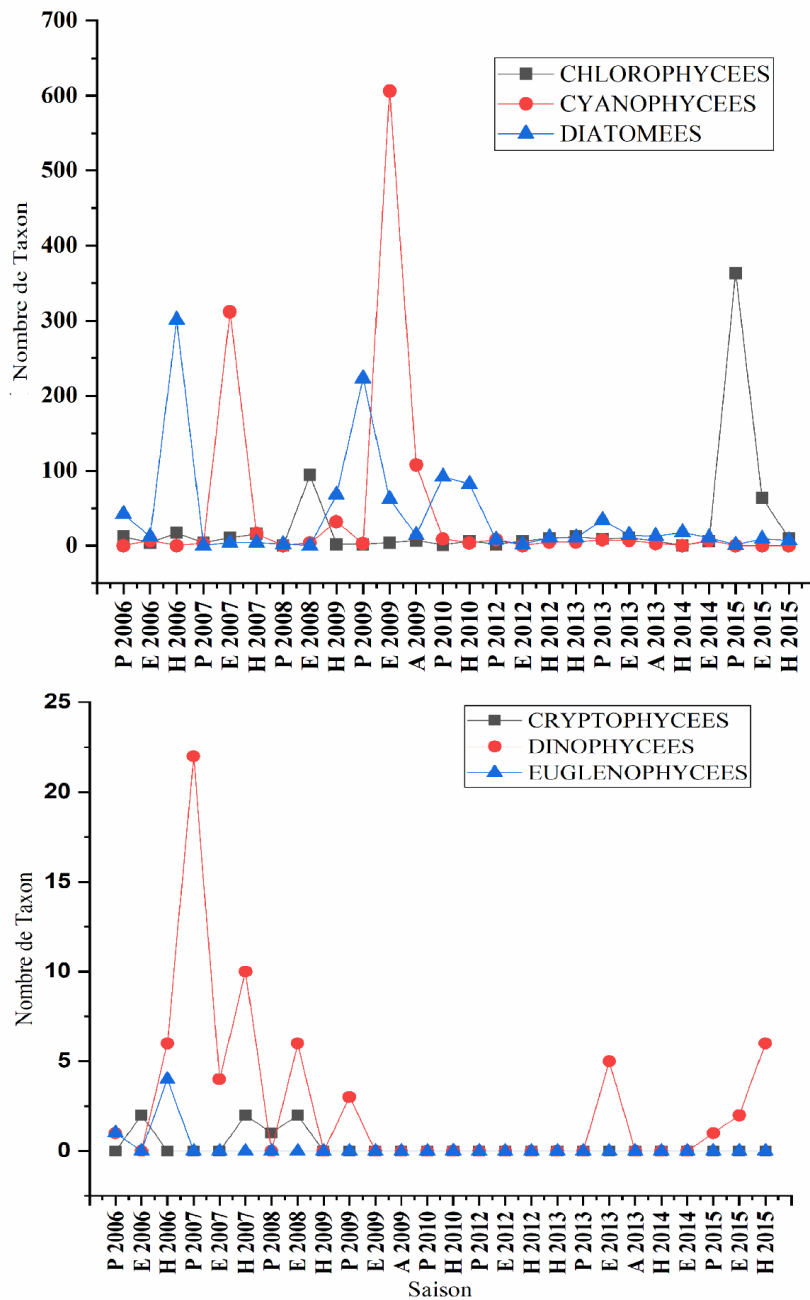


Figure 54 : Evolution des taxons phytoplanctoniques dans la retenue d'eau MBAK.

La répartition interannuelle de la biomasse des différentes classes inventoriées est très hétérogène et présente des variations saisonnières et interannuelles très importantes, mis à part de l'année 2012 au 2014 où nous avons noté une absence de toutes les espèces et une résistance des taxons de diatomées et de dinophycées avec un effectif très faible, la succession algale est très apparente.

L'évolution saisonnière de la biomasse totale montre une variabilité importante des classes phytoplanctoniques entre les saisons avec une compétitivité très élevée et accompagnée par un

changement des paramètres environnementaux. En effet les diatomées représentaient une biomasse totale appréciable relativement aux dinophycées (Figure 55). Par conséquent, des grands taxons non consommables et des diatomées apparaissent alors, accompagnées par de petites espèces consommables. La réduction automnale de la pression de prédation par les poissons permet le développement d'une communauté zooplanctonique constituée de grandes espèces.

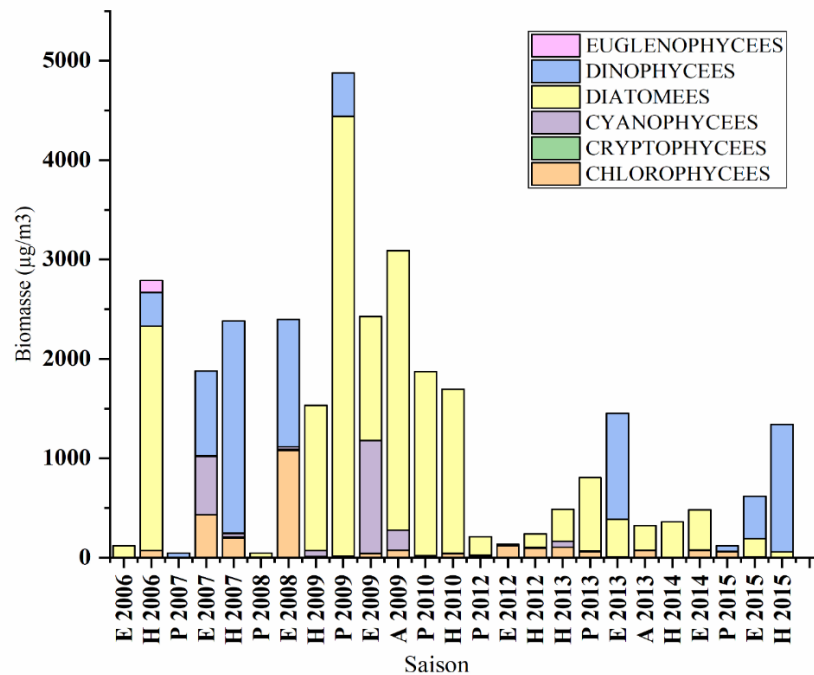


Figure 55: Evolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique des différentes classes dans la retenue d'eau de MBAK.

La répartition interannuelle de la biomasse des différentes classes d'algues inventoriées (Figure 55) est très hétérogène et présente des variations saisonnières et interannuelles très importantes. Elle est dominée en biomasse par la classe des diatomées. Plusieurs pics ont été relevés dont les plus importants sont enregistrés en 2003/2009. Elle est dominée en biomasse par la classe des Diatomées qui présentent plusieurs pics relevés dont les plus importants sont enregistrés en 2006 et 2009. Généralement, les diatomées sont le groupe le mieux représenté en biomasse durant toute la durée du cycle d'observation suivi par les dinophycées bien présents en hiver 2007. L'enrichissement des eaux en nutriments et la réduction des températures de l'eau favoriseraient ces poussées de ces taxons.

Une forte biomasse observée des chlorophycées en été 2008 a entraîné une diminution d'oxygène dissous en surface par une prolifération rapide qui causent des hypoxies ou des anoxies et une concentration élevée en phosphore qui a permis une poussée importante au développement de ce taxon.

### 6.4.3.1 Abondance et la fréquence relative

Tableau 15 : Abondance et la fréquence relative des classes recensées à la retenue de barrage MBAK.

<i>Phytoplankton</i>	Printemps		Eté		Autumn		Hiver	
	RF %	RA %	RF %	RA %	RF %	RA %	RF %	RA %
<b>CHLOROPHYCEES</b>	C	+	O	++	O	+	C	+
<b>CRYPTOPHYCEES</b>	R	+	A	+	--	--	R	+
<b>CYANOPHYCEES</b>	R	+	C	+++	O	+++	R	+
<b>DIATOMEES</b>	O	+++	C	+	O	++	O	+++
<b>DINOPHYCEES</b>	R	+	R	+	--	--	A	+
<b>EUGLENOPHYCEES</b>	R	+	--	--	--	--	R	+
	RS(06)		RS(05)		RS(03)		RS(06)	

RA, abondance relative (+++ : RA>21%, ++ : RA=20-11%, + : RA=10-1%)

RF, O: Omnipresent: RF% = 100%; C: Constant: 75% ≤RF%<100; R: Régulier: 50≤RF%<75; A: Accessories: 25≤RF%<50, 50; R: Rare: 0≤RF%<25.

L'abondance relative et la fréquence de chaque classe étudiée du 2006 au 2015 de quatre saisons ont été calculés par le biais d'une matrice constituée de 36 relevés. La récolte représentant la période d'étude est constituée de 37 taxons appartenant à six classes différentes qui ont été échantillonnées au cours de trois fois par saison.

Les taxons de phytoplankton recensées dans la retenue de barrage MBAK montrent des préférences pour certaine saison. Cette dernière préférentielle constitue, alors des conditions privilégiées où elles y sont abondantes. Sur ce contexte, l'analyse de la distribution des abondances des taxons montre une nette différence entre les saisons (Tableau 15).

Au cours de notre période d'étude, un changement de la composition et de la distribution d'abondance a été remarqué ; la classe de diatomées montre une plus forte abondance en cours de deux saisons en Hiver ; printemps avec des valeurs importantes (82,24 % ; 82,89 %) et contrairement aux cyanophycées en été et en automne.

L'abondance des cryptophycées est très faible en cours des trois saisons (Hiver, printemps et été) qui ne dépasse pas 1% et une absence totale de cette classe en automne, tel que la classe des dinophycées et particulièrement une abondance minoritaire (inférieur à 3%) en hiver et en printemps. Pour les euglenophycées, des abondances moins importantes (inférieur à 1,1%) en hiver et en printemps avec une absence totale en été et en automne.

La classification des taxons en fonction de leur fréquence permet de mieux situer le degré d'attachement de ces taxons aux conditions du milieu, en particulier aux conditions de perturbation naturelle ou anthropique. En adoptant les fréquences établies par Dajoz (1985), nous constatons que le peuplement récolté en printemps renferme une classe constante (Diatomées), une classe constante (Chlorophycées), deux classes régulières (Cyanophycées et Dinophycées) et deux classes rares (Euglenophycées et Cryptophycées).

En ce qui concerne les phytoplanctons récoltés en été, une classe omniprésente (Chlorophycées), deux classes constantes (Diatomées et Cyanophycées), une classe régulière (Dinophycées) et une classe (Cryptophycées). Alors que trois classes sont omniprésentes (Chlorophycées, cyanophycées et Diatomées) en automne.

Pour l'hiver, les fréquences des taxons calculées sont une classe omniprésente (Diatomées), une classe constante (Chlorophycées), une classe régulière (Cyanophycées), une classe accessoire (Dinophycées), et deux classes rares (Cryptophycées et Euglenophycées).

#### **6.4.3.2 L'indice de diversité**

L'utilisation de cet indice permet de déterminer le niveau de structure du peuplement. En effet, deux peuplements peuvent présenter un même indice de diversité mais des richesses taxonomiques différentes donc des niveaux de structure différents. Plus l'indice de régularité est élevé (entre 0 et 1), plus le peuplement est équilibré, le maximum étant de 1 pour une équi-répartition parfaite des taxons.

Les différents indices de diversité actuellement utilisés permettent d'étudier la structure des peuplements en faisant référence ou non à un cadre de variation temporelle concrète. La façon

dont les individus sont répartis entre les différentes espèces (Daget, 1979) permet de comparer la diversité intra et inter-habitat pour tenter de comprendre les mécanismes de maintenance de la diversité des espèces et leurs conservations selon les conditions environnementales rencontrées (température, oxygène dissous, conductivité, apport en eau, etc.). Les auteurs des différents indices existants se sont fondés sur le principe selon lequel, dans un milieu non perturbé, les communautés sont relativement diversifiées (richesse spécifique élevée et uniformité de distribution). Les stress qui surviennent (Taux de remplissage, état trophique.) ont en général pour conséquence la réduction de la diversité spécifique et les conditions de vie deviennent difficiles pour certains taxons. Différents descripteurs ont été retenus pour la caractérisation de la structure du peuplement à savoir, la diversité de shannon-Weiner ( $H'$ ), l'équitabilité de Pielou ( $J$ ) et l'indice de Margalef ( $D$ ).

Tableau 16: Variations saisonnières des indices de diversité calculées de la retenue de barrage MBAK.

	<b>Indice de Shannon</b>	<b>Indice de Simpson</b>	<b>Indice Pielou</b>	<b>indice Margalef</b>
<b>Printemps</b>	0,45	0,19	0,27	0,89
<b>Eté</b>	0,3	0,65	0,74	0,67
<b>Automne</b>	0,33	0,56	0,22	0,69
<b>Hiver</b>	0,38	0,6	0,61	0,95

L'étude de ces différents indices de diversité entre les saisons de prospection, montre que les échantillons récoltés en printemps et en hiver sont plus riches et plus diversifiés en espèces que les échantillons récoltés en été et en automne (Tableau 16).

D'après Bournaud et Keck (1980), l'indice de Shannon-Weaver présente l'avantage d'avoir été le plus fréquemment employé dans les études d'écologie et de fournir une indication globale de l'importance relative des différents taxons.

Les deux saisons été et hiver présentent des scores relativement élevés des indices de diversité ( $H'$ ) de Shannon et de Pielou ( $J$ ) et qui sont respectivement de 0.3 ; 0.74 en été et 0,38 ; 0.61.

Alors que les échantillons d'automne et de printemps sont plus important que pour l'indice de Shannon, par rapport au premier avec des scores respectivement  $H'=0.33$  ;  $J=0.22$  et  $H'=0.45$  ;

$J=0.27$ . L'indice de Margalef qui est basé sur la relation entre le nombre d'espèce et le nombre total d'individus observés, enregistre une variation indépendante des autres indices, il présente des valeurs élevées en printemps et en hiver respectivement 0.89 et 0.95 tandis que les deux autres saisons ont des valeurs proches de l'ordre de 0.68. Ce qui montre qu'il existe une hétérogénéité entre les saisons particulièrement entre printemps/hiver et été/automne.

Les valeurs faibles de l'indice de Shannon calculées coïncident avec la dominance nette des cyanophycées en automne et des diatomées en printemps. Contrairement, les valeurs les plus élevées sont enregistrées en été et en hiver montrent des valeurs d'abondance plus ou moins des taxons recensés qui montrent une bonne représentation.

Afin d'obtenir une mesure de la diversité objective et rendre compte de la disproportionnalité de la répartition des taxons par classe, il serait conseillé d'utiliser un indice hétérogène qui prend en compte le nombre des individus. Cependant l'indice de Simpson accorde très peu d'importance aux espèces rares et on a constaté ici une forte proportion d'espèces avec peu d'individus. La richesse spécifique est également une possibilité mais ne mettra pas en évidence la dominance de certaines espèces (Elle fait l'hypothèse d'une équivalence entre espèces).

L'indice de Simpson ( $D'$ ) fondé sur la probabilité que deux taxons sélectionnés au hasard et indépendamment dans une même population appartiennent à la même classe. La majorité des valeurs de cet indice calculé des saisons tendent vers une valeur de 1, ce qui indique une diversité minimale du peuplement phytoplanctonique. Alors que le printemps, l'indice de Simpson tend vers 0, montre une diversité maximale de la communauté du phytoplancton.

Concernant la saison de printemps, malgré le fait qu'il apparaisse avec une richesse spécifique élevées et une présentation non équilibrée entre les taxons, mais il présente un indice de Margalef important

Les méthodes de bio-évaluation se basent sur l'étude d'organismes vivants aux milieux aquatiques, ces organismes sensibles sont désignés sous le terme d'indicateurs biologiques ou de bioindicateurs. Diverses études ont montré que les phytoplanctons constituent un matériel favorable dans les études écologiques, notamment dans l'estimation de la qualité biologique des eaux. Ils se caractérisent par leur grande valeur bioindicative vis-à-vis subies par les cours d'eau, du fait qu'ils contiennent une forte proportion de taxons ayant des exigences écologiques strictes (Alba-Tercedor & Picaso-Munz 1995).

L'inventaire des taxons réalisé au cours de notre période étude constitue une base de données importante des régions semi arides. Car il couvre une évaluation sur une longue période de neuf ans présentés par des saisons, et qui est considéré comme le plus représentative de la retenue de barrage MBAK. Une faible diversité et abondance de quelques classes (Cryptophycées et euglenophycées) dû principalement à l'anthropisation, l'apport en eau, la faible pluviosité et aux températures estivale élevées ; ce qui conduit à l'augmentation des périodes de sécheresse, ainsi, la longueur de la saison sèche a été reconnue comme un facteur important dans la détermination de la diversité biologique dans cette retenue de barrage.

Ces taxons présentent des variations de l'abondance le long du temps étudié. L'évolution temporelle de l'abondance et de la richesse spécifiques des populations recensées et leurs variations par rapport aux autres retenues d'eau, montre une réduction et des perturbations de ces facteurs. Les effets des perturbations sur les organismes peuvent s'expliquer par taxon ou par le peuplement dans son ensemble et en développant différentes techniques d'étude de l'état d'un milieu (Casalduero, 2001). L'analyse des abondances a montré que les cyanophycées et diatomées en alternance sont les plus dominants respectivement en été ; automne et printemps ; hiver, qui prennent des positions inverses dans les deux périodes. La classe des chlorophycées a été déjà signalées dans ce travail comme des eurytopes et eurythermes à grande valence écologique. La présence d'une grande disponibilité de nutriments comme le phosphore, celui-ci constitue le principal facteur qui contrôle la poussée importante des Chlorophycées surtout lorsque les conditions de lumière et de température sont également adéquates dans les eaux de la retenue (Sane, 2006). Pour la croissance moins importante des cyanophycées, elle ne peut être expliquée que par les faibles teneurs en N prélevées dans le lac, cet élément constitue donc le facteur clé limitant pour la prolifération et le maintien de leur poussée comme dans le cas de plusieurs lacs eutrophes (Xu et al. 2010).

Dans une faible valeur de réserve en eau, une forte mortalité du phytoplancton était encore plus élevée que celle de Chl (a). Muylaert et al. (2000) ont montré que le phytoplancton fluvial a diminué après l'importation d'un apport en eau où il a été remplacé par des populations autochtones.

Le barrage présentait également la plus faible concentration en oxygène dissous. Même après une amélioration considérable de la qualité de l'eau (Van Damme et al. 2005 ; Cox et al. 2009), la période estivale présente encore sporadiquement des minima d'oxygène pendant les périodes chaudes, en raison d'un rapport production/respiration (Cox et al. 2009).

La majorité des données bibliographiques relatives aux thèmes des perturbations et leurs impacts sur la distribution temporelle sur la structure des phytoplanctons concordent sur le fait que l'anthropisation, le réchauffement de l'eau, les apports en eau peuvent avoir des effets immédiats dramatiques sur la communauté de phytoplancton dont leur richesse spécifique et leur biomasse diminuent à l'instant où s'est produite la perturbations (Robinson & Minshall 1986).

#### **6.4.4 Relation Phytoplancton-Zooplancton**

Le passage de l'échelon primaire à l'échelon secondaire de la pyramide trophique a une importance toute particulière puisque c'est de ce premier transfert d'énergie que dépend, dans une large mesure la quantité d'énergie qui sera disponible aux échelons supérieurs qui sont exploités par la pêche. Apparemment, la cause du rapport direct est évidente : le zooplancton abonde au moment où le phytoplancton lui offre une riche nourriture. Ceci se produit Souvent dans les lacs chauds où la présence d'une thermocline permanente empêche le mélange vertical et où le phytoplancton n'est jamais très riche présentant de faibles variations saisonnières ; il en est alors de même pour le zooplancton herbivore.

Dans les lacs, où la brièveté de la saison favorable fait que le maximum d'abondance du phyto et du zooplancton sont souvent presque synchrones, le pic d'abondance du phytoplancton précède de très peu le maximum du zooplancton. On admet que le rapport direct phyto/zooplancton filtreur est l'indice d'un écosystème équilibré, assurant un transfert d'énergie optimal d'échelon primaire à l'échelon secondaire (Pérès, 1976). Mais ceci n'est toujours pas clair et les causes multiples induisent trois théories en présence : L'exclusion animale, les différences de durée des cycles, le broutage intense des végétaux par le zooplancton filtreur. Les faits qui plaident en faveur de la deuxième théorie sont les plus évidents et les plus acceptables. En effet, l'accroissement d'une population phytoplanctonique lorsque les conditions sont favorables, est très rapide, puisqu'il est assuré par simple division des cellules, alors que celui des groupes zooplanctoniques est beaucoup plus lent puisque, dans les meilleures conditions, la succession des générations est de l'ordre de 4 à 6 semaines.

#### **6.5 Peuplement de Zooplancton**

Les retenues du barrage, représentent une part importante des réserves hydriques destinées à l'agriculture, à l'approvisionnement en eau potable et au développement de la pêche et de l'aquaculture (Boudjadja et al. 2003 ; Bacha et al. 2007 ; Kara, 2012). Cependant, les réserves

en eau des écosystèmes à climat semi-aride qui se distinguent par des caractéristiques hydrologiques, physico-chimiques et biologiques particulières (Loudiki, 1990 ; Cherifi et al. 2002 ; Cherbi et al. 2008). Ils sont impactés par des sécheresses prolongées et des fluctuations importantes des apports en eau partant du déséquilibre de l'écosystème dans sa globalité (Al Faidy et al. 1999 ; Rojo et al. 2000 ; Sadani et al. 2004). Parmi les facteurs biologiques qui sont affectés, les populations de zooplancton sont l'une des composantes les plus sensibles du système trophique aquatique (Platt et al. 2003 ; Berger et al. 2010), car elles sont déterminantes par leur rôle trophique dans le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes aquatiques, contribuant au transfert de l'énergie fixée par les autotrophes aux niveaux trophiques supérieurs (Haberman, 1998). Ils représentent également la source de protéines la plus importante pour les poissons et les invertébrés prédateurs (Balvay, 1990 ; Nogrady et al. 1995 ; Piasecki et al. 2004 ; Brassard, 2009).

Parallèlement à ce rôle, les espèces zooplanctoniques sont connues comme des organismes sentinelles et des indicateurs de pollution, et sont donc importantes pour la biosurveillance de la qualité de l'eau (Ejsmont-Karabin, 2012 ; Gazonato Neto et al. 2014 ; Haberman et Haldna 2014 ; Tasevska et al. 2017).

En effet, selon plusieurs études, les crustacées sont d'importants brouteurs d'algues et de détritus (Balayla et Moss, 2004), qu'ils participent de manière importante au recyclage des nutriments dans les écosystèmes aquatiques (Hudson et al. 2014 ; Urabe et al. 2002). La relation entre la composition et l'abondance des Cladocères, et l'état trophique du lac a fait l'objet de nombreuses études à travers le monde (Neves et al. 2003 ; Hart, 2011 ; De Bie et al. 2007 ; Ganie et al. 2021). Les rotifères constituent la composante structurelle et fonctionnelle nécessaire de ces communautés pélagiques, et une partie importante du zooplancton d'eau douce (Tasevska et al. 2012). Leur composition spécifique peut être utilisée comme un indicateur de l'état trophique des barrages (Maemets, 1983 ; Bērziņš et Pejler, 1989 ; Duggan et al. 2001 ; Wen et al. 2011).

A l'échelle de l'Afrique du Nord, des travaux ont étudié les populations zooplanctoniques des lacs de barrage situés dans des zones subhumides (Cherbi et al. 2008 ; Errahmani et al. 2015) et arides (Hamil et al. 2021), et Hamaidi et al. (2010) ont étudié le zooplancton de quatre lacs de barrage. D'autre part, Bidi-Akli et al. (2014) se sont intéressés à l'étude de la dynamique temporelle du zooplancton et des effets des paramètres biotiques et abiotiques sur leurs populations. Au Maroc, bien que des données de recherche similaires soient rares, peu d'études hydrobiologiques ont été réalisées sur le zooplancton dans les lacs réservoirs comme : Le

réservoir Lalla Takerkoust (Tifnouti, 1993), Le réservoir Hassan I (Benzekri, 1992), Le réservoir El Kansra (Fqih Berrada et al. 2000), Le réservoir Mansour Eddahbi (Sadani, 2005) et au niveau de Zima et Sedd-El-Messjoun (Saadi, 1994 ; 2002).

la présente étude s'intéresse pour la première fois, la dynamique temporelle des zooplanctons sur une période importante par l'analyse d'une base de données de cette communauté à travers laquelle ce travail consiste à déterminer l'évolution de la composition et de l'abondance des espèces par l'utilisation des divers indices écologiques, et l'évaluation des effets des variables environnementales saisonnières de neuf ans consécutives (2005 au 2015) sur la structure et la distribution temporelle de la communauté zooplanctonique de la retenue du barrage de MBAK.

### **6.5.1 Composition du peuplement de zooplancton**

L'analyse des peuplements de la retenue du barrage de MBAK permet de décrire la composition spécifique et la distribution de la communauté zooplanctonique.

Au total, 16 taxons zooplanctoniques ont été inventoriés en cours de cette période d'échantillonnage (Neuf ans), dont huit groupes d'espèces de crustacées et huit espèces de rotifères. La distribution du zooplancton varie en fonction du temps, la variation saisonnière indique une richesse spécifique élevée en été (RS=15), dont 08 espèces de crustacées et sept espèces de rotifères et faible en automne (RS=5), dont quatre espèces de crustacées et une espèce de rotifères.

En général, les crustacées sont présents durant l'année sauf quelques taxons absents en automne et en hiver. Tandis que les rotifères sont moins abondants en printemps, en été et moins présents en automne, en hiver. En général, les crustacées constituent le groupe abondant dans ce barrage.

Sur le nombre d'individu, les taxons de rotifères dominants sont *asplancha* en printemps et en hiver, *keratella cochlearis* en été et une dominance totale du *polyarthra* sp en automne. Autrement, les taxons de crustacées dominants sont *bosmina* et *acanthocyclops* en printemps ; *ceriodaphnia*, *copépodes* et *daphnia* en automne ; *ceriodaphnia* et *copépodes* en hiver avec une dominance importante de *ceriodaphnia* en été.

La dominance des taxons *bosmina* et *acanthocyclops* en période printanière pourrait s'expliquer par ses préférences en températures (Aoujdad et al. 2004). Par ailleurs Rehman (2016) considèrent que ces espèces sont thermophobes dont leur fréquence de présence diminuent encours d'automne et d'hiver à raison des températures basses. Contrairement à nos résultats,

dans la zone semi-aride, Feniova et al. (2019) rapportent la prédominance de *bosmina* et de *diaphanosoma*.

Tableau 17 : Liste des taxons de zooplancton récoltés au MBAK.

<b>Crustacés</b>	<b>Spring</b>		<b>Summer</b>		<b>Autumn</b>		<b>Winter</b>	
	<b>RF</b>	<b>RA</b>	<b>RF</b>	<b>RA</b>	<b>RF</b>	<b>RA</b>	<b>RF</b>	<b>RA</b>
<i>Acanthocyclops</i> (Mirabdullayer,2004)	C	+++	C	++	A	+++	F	+
<i>Bosmina sp</i> (Muller,1776)	F	+++	O	+	--	--	R	+
<i>Calanoides</i> (Sars 1903)	R	++	O	++	--	--	--	--
<i>Ceriodaphnia sp</i> (Muller 1785)	C	++	F	+++	A	+++	F	+++
<i>Copepodes, stades naupliens</i>	A	+	C	+	A	+++	C	+++
<i>Daphnia sp</i> (Muller,1785)	A	+	F	+	F	+++	F	++
<i>Diaphanosoma sp</i> (Korinek, 1981)	O	+	R	+	--	--	--	--
<i>Neolovenula alluaudi</i> (Guerne & Richard,1890)	--	--	R	+	--	--	R	+
		<u><b>RS(07)</b></u>		<u><b>RS(08)</b></u>		<u><b>RS(04)</b></u>		<u><b>RS(06)</b></u>
<b>Rotifères</b>		<b>Spring</b>		<b>Summer</b>		<b>Autumn</b>		<b>Winter</b>
<i>Asplanchna sp</i> (Gerne,1888)	R	+++	--	--	--	--	O	+++
<i>Brachionus sp</i> (Herman,1783)	O	++	O	+++	--	--	--	--
<i>Conochilus sp</i> (Ehrebberg,1834)	--	--	R	--	--	--	--	--
<i>Hexarthra</i> (Barho,1959)	O	++	R	++	--	--	--	--
<i>Keratella cochlearis</i> (Gusse,1851)	O	+	O	+++	--	--	--	--
<i>Keratella quadrata</i> (Muller,1786)	R	++	R	+	--	--	--	--
<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg,1834)	O	++	R	+	--	--	O	+++
<i>Polyarthra sp</i> (Idelson,1925)	--	--	R	++	F	++++	O	+++
		<u><b>RS(06)</b></u>		<u><b>RS(07)</b></u>		<u><b>RS(01)</b></u>		<u><b>RS(03)</b></u>

RF, relative frequency (A), abundant with RF = 100-81% ; C, common with RF=80-61% ; F, frequent with RF=60-41% ; O, occasional with RF=40-21% ; R, rare with RF=20-0%). RA, relative abundance (+++ with RA>21%, ++ with RA=20-11%, + with RA=10-1%).

Le niveau d'abondance des taxons observés est lié à leur niveau de constance. Les taxons omniprésents sont celles qui sont les plus abondantes lorsque les taxons accessoires sont moins abondants (Tableau 17), (Cherbi et al. 2008).

La variation temporelle de la richesse spécifique peut être expliquée par la variabilité nutritionnelle, reproductive et la variabilité des paramètres abiotiques du milieu. Les espèces rotifères se concentrent dans des zones différentes et présentent de ce fait des variations dans leur répartition tant horizontale et verticale (Pourriot, 1997). La présence simultanée du genre *brachionus* avec une abondance importante est une bonne indication de la nature eutrophique d'un système aquatique (Hereu et al. 2020). D'autre étude a révélé une grande diversité d'espèces dans des zones présentant un niveau élevé d'eutrophisation (Hamil et al. 2021). Ceci corrobore les résultats de notre étude.

L'utilisation des indices de diversité peut être alors une approche permettant d'estimer la qualité biologique et écologique d'un écosystème à travers la structure de la communauté (Bandeira, 2013). C'est également une méthode permettant d'estimer le niveau de pollution d'un environnement (Washington, 1984 ; Ravera, 2001).

Dans la mesure où l'utilisation d'un indice numérique unique pour décrire la structure d'une communauté et la qualité écologique d'un écosystème simplifie sa diversité réelle, la littérature propose différents indices pour étudier la diversité du plancton dans les écosystèmes aquatiques (Travers, 1971 ; Patrick, 1973 ; Shafer & Labadie, 1973 ; Frontier, 1976 ; Rosenberg, 1976 ; Shaw & Holmes, 1983 ; De Pauw et al. 1992 ; Guerold, 2000 ; Beaugrand et al., 2002 ; Bandeira et al., 2013).

### 6.5.2 Distribution temporelle du peuplement de zooplancton

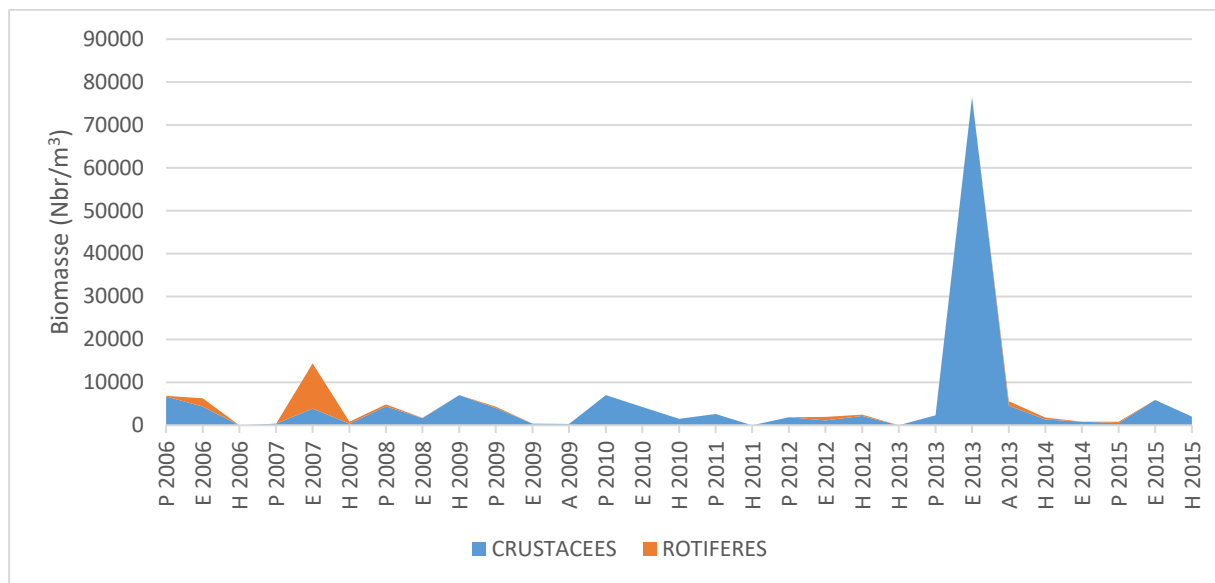


Figure 56 : La distribution saisonnière interannuelle des biomasses de crustacés et de rotifères de MBAK.

Les Rotifères et les Crustacés, qui sont les éléments les plus courants du zooplancton d'eau douce, jouent un rôle important et complexe dans la dynamique trophique des écosystèmes aquatiques. Les rotifères jouent le rôle d'intermédiaires entre les producteurs primaires et secondaires car ils participent au transfert de carbone entre le réseau alimentaire microbien et la chaîne alimentaire dite classique (Porter et al. 1988 ; Shao et al. 2006). Les crustacés se nourrissent d'un large éventail d'organismes, du phytoplancton et des protozoaires au petit zooplancton, et contribuent à la nutrition des invertébrés prédateurs (Lair, 1990) et des poissons planctonophages (Brooks et Dodson, 1965). L'écologie des crustacés et leur sensibilité aux pressions environnementales varient selon les groupes et les espèces ; par exemple, le rapport entre les copépodes, les calanoïdes, les cladocères et les copépodes cyclopoïdes est considéré comme un bon indicateur des conditions trophiques dans les lacs (Gannon et Stemberger 1978). Le rôle particulier des rotifères et des crustacés dans l'écologie des lacs et leur sensibilité aux changements environnementaux font de ces groupes un modèle biologique approprié pour étudier les changements dans les écosystèmes aquatiques. De plus, la pente de la réponse des communautés de zooplancton aux changements environnementaux est spécifique à chaque espèce, ce qui se traduit par des modèles de dominance différents.

La comparaison entre les crustacés et les rotifères est un bon facteur décrivant les changements temporels et dimensionnels des communautés zooplanctoniques (Figure 56) ; d'autant plus que

les changements dans l'abondance du zooplancton, lorsque chaque groupe est considéré séparément, n'ont pas montré de régularités dans cette retenue de barrage MBAK.

Nous avons remarqué que les crustacées ont été favorisés au détriment de rotifères dans le processus d'eutrophisation, l'opération inverse (augmentation des rotifères au détriment de la densité des Crustacées). Toutefois, une tendance similaire a été observée dans le lac Rogozno (Adamczuk et al. 2015).

La biomasse des rotifères est faiblement représentée en cours de la période d'étude, exclusivement une présence importante accompagnée d'une biomasse faible des crustacées. En effet, la biomasse totale n'est pas stable et moins représentée.

L'étude a montré des changements significatifs des biomasses totales avec un développement des crustacées par rapport aux rotifères tout au long de la période d'étude et la mise en œuvre comment la biomasse totale de la communauté distincte du zooplancton change selon le processus d'eutrophisation

L'étude des variations naturelles révèle que les biomasses de zooplancton sont plus élevées en printemps comparativement à l'été, qu'elles ont tendance à diminuer au fil des ans dans cette retenue d'eau, alors qu'elles semblent augmenter avec les années à la période estivale.

### **6.5.3 Variations saisonnières du Zooplancton**

Toutefois le cycle hydrologique qui comprend une phase froide hivernale et une phase chaude estivale, séparée par une intersaison printanière, induit un cycle annuel régulier du zooplancton. Ce dernier présente des variations saisonnières considérables tant du point de vue de la composition que du point de vue de la biomasse, montrant ainsi une certaine analogie au cours des années successives. Il est ainsi possible d'établir un modèle écologique qui donne la composition probable du zooplancton pour les différentes périodes de l'année.

Les variations saisonnières de la densité et de la composition du zooplancton sont très prononcées. Le plancton est plus riche entre avril et juin pour l'ensemble des régions et pour toutes les années d'observation ; alors qu'en septembre et octobre le plancton est le plus pauvre. Il existe des années où le zooplancton se développe en automne. Si l'on considère la moyenne générale pour toutes les années d'observation, on constate que les mois d'avril, mai et juin sont les plus riches avec des moyennes supérieures à la moyenne annuelle.

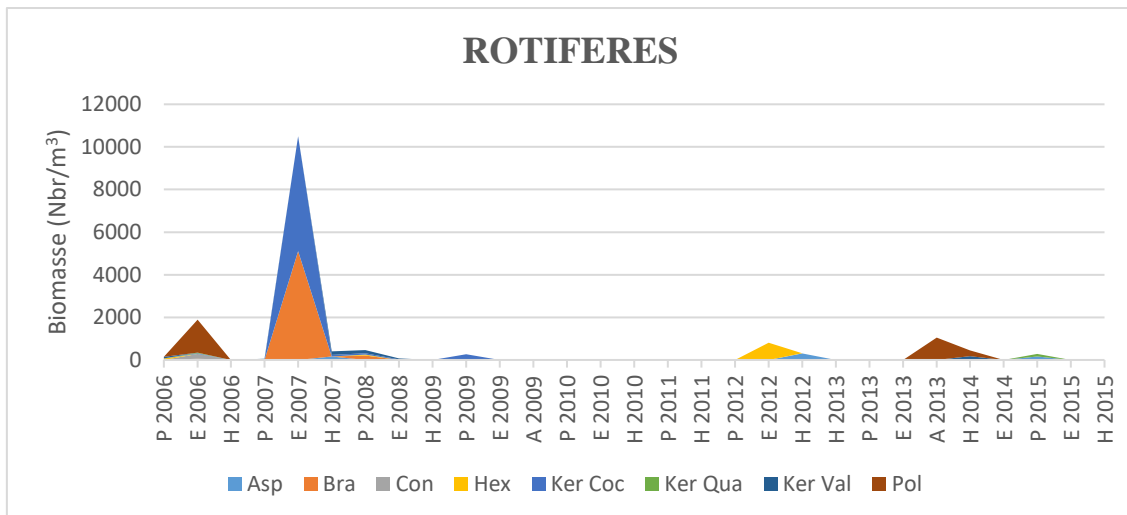


Figure 57: L'évolution saisonnière interannuelle de la biomasse de rotifères de MBAK.

L'évolution saisonnière de la biomasse des rotifères a montré des coexistences de quelques taxons, par exemple *Brachionus* et *Keratella cochlearis* qui montrent une dominance totale en été 2007 (Figure 57). La variation des biomasses des espèces de rotifères est liée à des changements modérés se sont produits. Cependant une absence observée des rotifères entre l'été 2009 et le printemps 2012. Autrement, le taxon de *polyarthra* a été observé intégralement en été 2006 et en automne 2013, mais le taxon *Hexarthra* a été enregistré uniquement en été 2012.

Les changements des paramètres de la retenue de barrage sont bien marqués dans l'influence des communautés zooplanctoniques, notamment *K. cochlearis* qui réagit de manière particulièrement positive à l'eutrophisation (par exemple, en raison de l'augmentation de la concentration de phosphore), particulièrement bien à l'eutrophisation (Vijverberg et Boersma, 1997).

Généralement, la biomasse des rotifères est faiblement présentée dans notre période d'étude, et que la valeur élevée a été observés dans des lacs eutrophisants (Adamczuk et al. 2015).

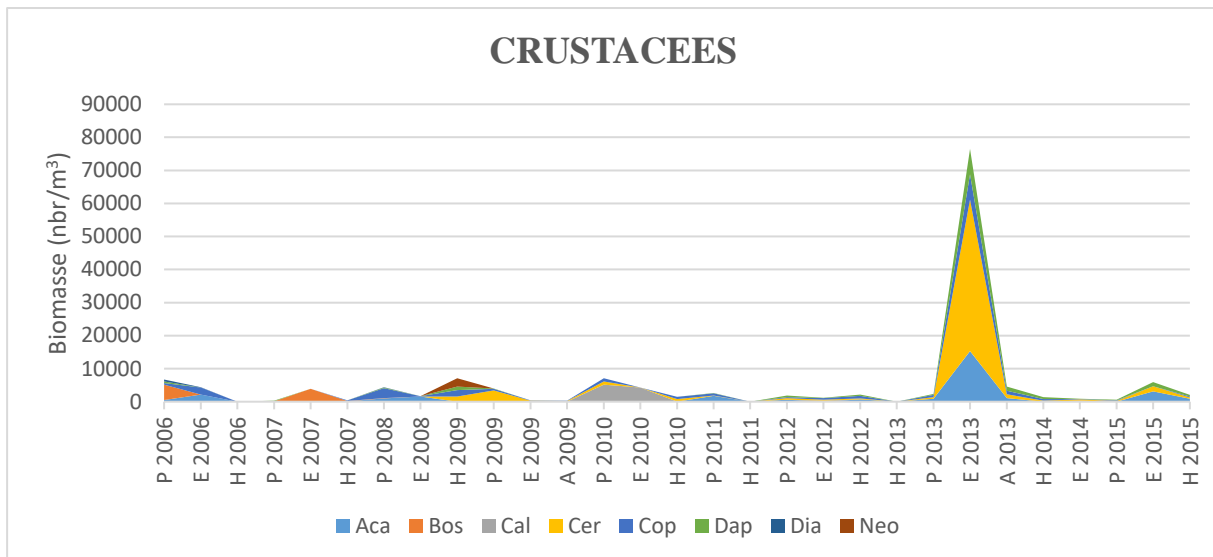


Figure 58 : L'évolution saisonnière interannuelle de la biomasse de crustacées de MBAK.

La structure de la dominance des crustacées, tout comme pour les rotifères, montre des codominances des espèces au cours de plusieurs périodes, tel que les taxons *Calanoides*, *Ceriodaphnia* et *Copépodes* en printemps et été 2010 (Figure 58). Pendant les dernières décennies, une augmentation de la biomasse *Acanthocyclops*, *Ceriodaphnia*, *Copépodes* et *Daphnia* en été 2013 et en été 2015. Cependant la biomasse des crustacées deviennent importante entre les deux saisons printemps et été par contre, cette valeur est très faible en hiver et en automne.

Une nette augmentation des taxons *Acanthocyclops*, *Ceriodaphnia*, *Copépodes* et *Daphnia* au détriment des taxons de *Calanoides*, *Diaphanosoma sp*, *bosmina* a été observée, suggérant ainsi un changement dans la structure de dominance des assemblages de crustacées à gros et à petits corps au fil du temps. *Neolovenula alluaudi* a été observé uniquement en hiver 2009. En effet, une diminution de la biomasse des copépodes durant notre période d'étude, tandis que les crustacées sont relativement plus abondants dans les eaux eutrophes ce qui explique un changement de l'état trophique de la retenue de barrage. Des changements dans les communautés zooplanctoniques ont été observés aux confluences de certains tributaires. Ces changements semblent plutôt associés à des changements d'abondance que de composition taxonomique.

Pour le crustacée, Très peu de taxons apparaissent en faible nombre pendant la saison froide, alors que la majorité des espèces sont très abondantes entre mai et novembre (Lakkis et Novel-Lakkis,1985). Il en est de même pour beaucoup d'autres groupes tel que les cladocères qui

forment des essaims denses pendant la période chaude, les copépodes qui persistent toute l'année avec des variantes chez des espèces estivales et d'autres hivernales.

La biomasse importante des taxons ne prouve pas non plus une meilleure survie meilleur taux de survie des copépodes. Autrement certains taxons peuvent s'éteindre ou passer sous le seuil de détection, mais la biomasse totale peut rester inchangée., mais l'abondance totale peut rester relativement inchangée comme observés dans les études Arnott et al. 1999 ; Yu et al. 2008.

Le rétablissement de l'état trophique du lac révèle des mesures des nutriments, de l'oxygène et de la transparence a été également confirmée par la dynamique du zooplancton, y compris l'augmentation significative de la biomasse des rotifères qui a entraîné favorisant ce groupe par rapport aux crustacées. Cette analyse semble être un bon indicateur des conditions trophiques dans les Grands Lacs laurentiens (Gannon et Stemberger 1978). Le statut des nutriments, les ressources permettant le développement des producteurs secondaires et les communautés biotiques qui en résultent (Baldwin & Mitchell, 2000 ; Franklin et al., 2008).

La composition des espèces de zooplancton change souvent dans les lacs en réponse aux perturbations environnementales (Malley et al. 1988 ; Arnott et al. 1999). Ils ont montré des symptômes d'instabilité et d'unification dans les communautés de zooplanctonique comme le montre la diminution du nombre d'espèces et l'augmentation de la similarité des taxons.

L'étude de Margalef (1958) a donné naissance au concept très répandu selon lequel que plus le niveau d'eutrophisation d'un lac est faible, plus la structure des communautés animales aquatiques est complexe. Notre étude prouve que la biomasse de zooplancton est étroitement liée au degré de variabilité des conditions environnementales rencontrées au fil du temps dans les lacs qui ont connu les plus forts changements dans la chimie de l'eau.

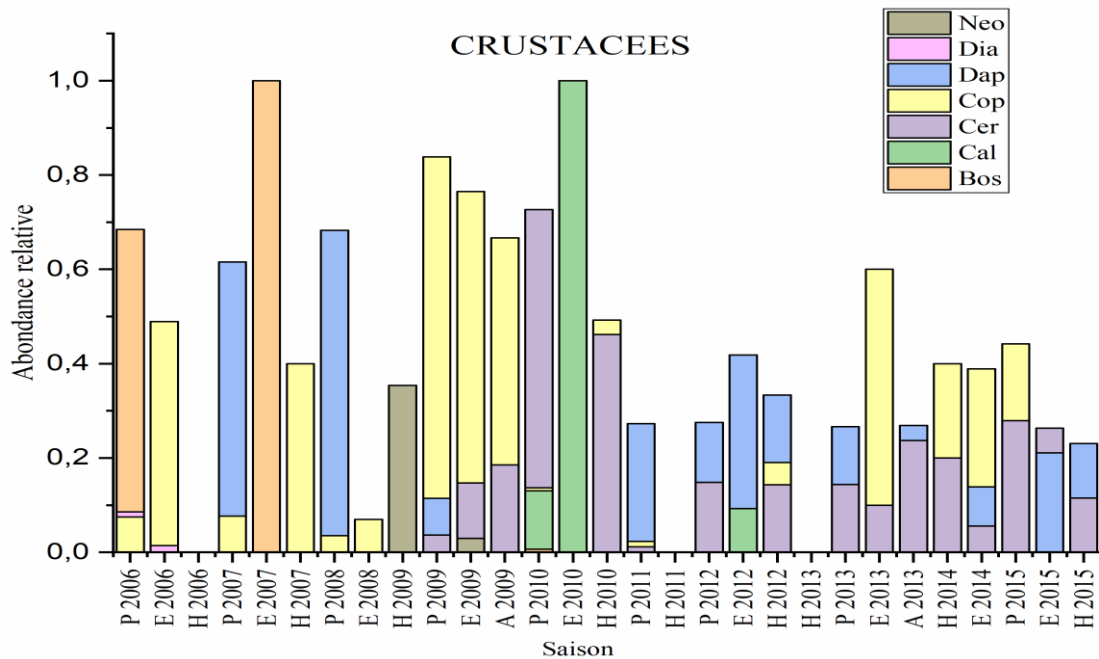


Figure 59 : L'évolution saisonnière de l'abondance relative de crustacées de MBAK.

Le graphique d'abondance relative de crustacées montre bien que l'évolution saisonnière interannuelle des taxons de zooplancton les plus abondants au cours d'une même année présentent une forte hétérogénéité entre les années d'étude (Figure 59). Le profil interannuel d'évolution est quasi antinomique, mais différent d'une année à l'autre ce qui explique la signature annuelle. Le profil d'évolution présente toutefois certaines particularités et ceci de la même manière chaque année, à savoir la présence de maxima très marqués encours de l'année principalement en raison d'une forte augmentation de la population.

Les espèces les plus dominantes entre les saisons chez les Crustacées : *Daphnia sp*, *Copepodes*, *stades naupliens* et *Ceriodaphnia*. L'abondance moyenne intersaisons des crustacés montre des taxons favorisés avec des valeurs très élevées par rapport aux autres taxons existants encours de la variation des paramètres environnementaux. Autrement, on note qu'il n'y a pas une distribution régulière d'abondance de ces taxons (Figure 59).

La présence des maximas importants des abondances de quelques taxons tel que *bosmina* et *calanoide* en été peuvent être interprétées de la manière que ces taxons étant omnivores, dès que l'abondance des autres espèces de zooplancton prend de l'importance, le développement de s'en trouve favorisé, et ceci davantage que les autres espèces omnivores, car elle est plus

tolérante à la saison estivale. Une grande proportion du zooplancton évolue chaque année de manière coordonnée.

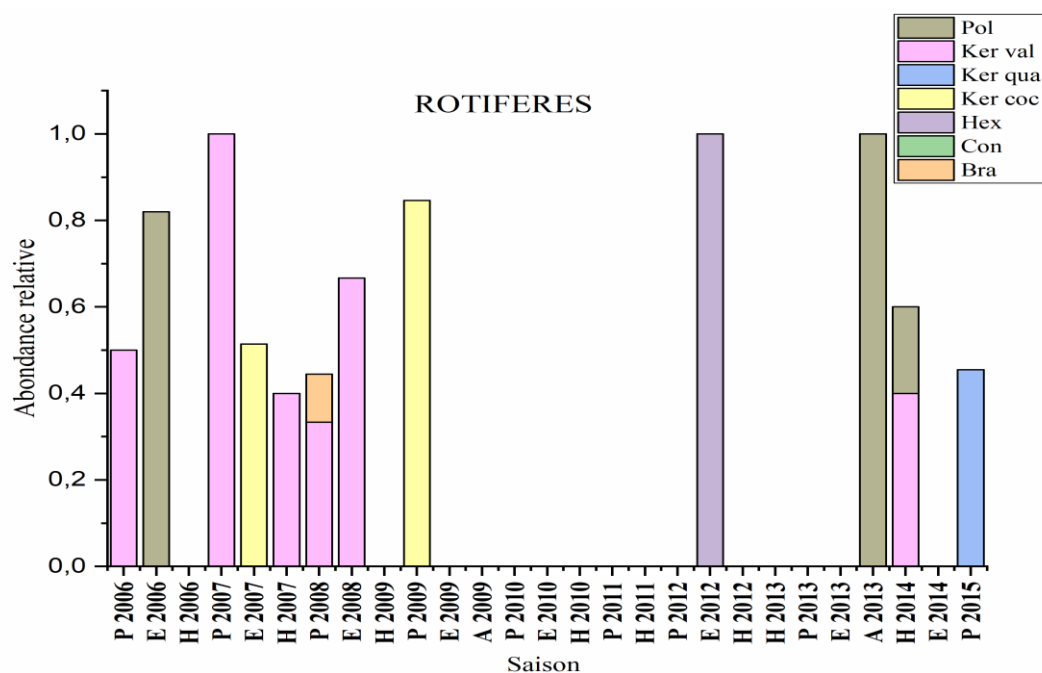


Figure 60 : L'évolution saisonnière de l'abondance relative de rotifères de MBAK.

Pour les rotifères l'abondance relative entre les saisons est faible. Parmi le taxon le plus important nous avons *Keratella valga* et *Polyarthra sp.* La tendance à la stabilité générale des abondances est perturbée entre 2009-2012 et 2012-2013 avec l'absence totale des taxons de rotifères (Figure 60).

Certaines études montrent que les variables environnementales influencent fortement à la fois l'abondance et la distribution du zooplancton (Adamczuk, 2020 ; Mieczan et al. 2013). Les communautés de zooplancton sont connues pour dépendre de facteurs abiotiques tels que l'hydrologie et les facteurs physiques et chimiques (Ferrari et al. 1989 ; Thorp et al. 1994 ; Marneffe et al. 1996 ; Basu & Pick, 1997 ; Kim & Joo, 2000 ; Kimmel & Roman, 2004 ; Dodson et al. 2005 ; Mialet et al. 2011). L'influence des processus biotiques est également reconnue : prédation (Stibor, 1992 ; Akopian et al. 1999, 2002 ; Shurin, 2001), mais aussi processus ascendants, puisque le zooplancton est contrôlé par la disponibilité et la qualité de la nourriture (Stemberger & Gilbert, 1985 ; Giani, 1991 ; Walz, 1997 ; Nejstgaard et al. 2001). Les zooplanctons sont des suspensivores avec divers degrés de capacité de sélectivité (Allan et al., 1977 ; DeMott, 1986 ; Knisely & Geller, 1986 ; Kirk, 1991).

Les conditions hydrologiques sont considérées comme un facteur important pour le développement du zooplancton : en particulier le taux de remplissage peut être un facteur limitant pour la croissance du phytoplancton et du zooplancton (Saunders & Lewis, 1988 ; Baranyi et al. 2002 ; Lair, 2006). Selon Saunders (1988), les vitesses de courant supérieures à 0,4 m sec<sup>-1</sup> ne permettent pas le développement du plancton. Cependant, les systèmes à faible débit présentent des temps de résidence suffisants pour le développement du plancton en été (Saunders & Lewis, 1988).

En conséquence, la conductivité était le principal facteur négatif de la biomasse du zooplancton. La rareté des taxons de rotifères observés s'est également traduite par une biomasse nettement plus faible que les crustacées.

La composition du zooplancton a également montré l'importance de la saisonnalité, principalement influencée par les différences de température et de concentration en oxygène, et en Chl (a) en printemps et en été. Les abondances de crustacés élevées étaient associées en été, mais les températures plus élevées ont eu un impact significatif sur la biomasse du zooplancton, sauf pour les cladocères. Ainsi, La concentration en oxygène, enregistrée en automne était, de manière quelque peu contre-intuitive, un facteur négatif pour la biomasse totale de zooplancton. Dans notre étude, la concentration en oxygène n'a jamais été inférieure à 5 mg l<sup>-1</sup>, ce qui pourrait expliquer l'absence d'effets néfastes sur les communautés zooplanctoniques puisque le seuil d'hypoxie est généralement considéré à 2 mg l<sup>-1</sup> enregistrée en cours du printemps (Roman et al. 1993 ; Vanderploeg et al. 2009 ; Ekau et al. 2010).

Dans le Zeescheldt, Mialet et al. (2010, 2011) ont montré que les crustacées peut se développer dans le bief d'eau douce lorsque la concentration en oxygène est supérieur à 4 mg. l<sup>-1</sup>. Il est donc probable que, sous des concentrations en O<sub>2</sub> non limitantes, d'autres facteurs prévalent comme moteurs de l'abondance et de la composition du zooplancton. Cependant, dans nos résultats, la concentration en O<sub>2</sub> était un prédicteur négatif, suggérant que le zooplancton était favorisé par de faibles concentrations en O<sub>2</sub> ou par d'autres facteurs, associés aux concentrations en oxygène.

Cette discussion pourrait s'expliquer par la possibilité que des concentrations en oxygène faibles mais non létales puissent modifier les interactions trophiques et avoir en particulier des effets sur les prédateurs, comme l'ont démontré Breitburg et al. (1997). Les poissons sont plus sensibles que le zooplancton à l'hypoxie, et il a par exemple été observé que le zooplancton du

lac Erie (USA) peut utiliser la zone hypoxique comme refuge pour éviter la prédation (Vanderploeg et al. 2009). Also, plusieurs des espèces de rotifères présentes dans l'Escaut sont connues pour être tolérantes aux faibles concentrations en oxygène (Bērziņš & Pejler, 1989).

Les concentrations élevées de Chl (a) ont particulièrement favorisé le développement des rotifères, qui sont connus pour être principalement contrôlés par des processus ascendants, et fortement dépendants des ressources alimentaires. Leur taux de croissance peut augmenter fortement et rapidement dans des conditions de forte concentration de nourriture (Hansen et al. 1997 ; Walz, 1997). Cependant, Chl (a) n'était pas un prédicteur pour les autres groupes de zooplancton. Les copépodes étaient plutôt favorisés par la matière organique et donc peut-être aussi par sa partie détritique. Le zooplancton ne mangera évidemment pas délibérément des particules inorganiques, mais peut être gêné dans sa sélection de nourriture organique (vivante ou morte). Les analyses de la nutrition ont montré que cette dernière était un moteur positif pour les cyclopoïdes et un moteur négatif pour les calanoïdes.

La communauté zooplanctonique, constituée principalement de calanoïdes, est connue comme une espèce typique des environnements estuariens turbides (Castel & Feurtet, 1989 ; Castel & Veiga, 1990 ; Escaravage & Soetaert, 1993 ; Soetaert & Van Rijswijk, 1993 ; Gasparini et al., 1999 ; Sautour et al. 2000 ; Tackx et al. 2003 ; Winkler et al. 2003 ; David et al. 2005 ; Devreker et al. 2010). Il a été démontré que cette espèce est capable de sélectionner le phytoplancton dans les conditions turbides qui prévalent dans la zone saumâtre de l'Elbe (Allemagne) et de l'estuaire de l'Escaut (Gasparini et al. 1999 ; Tackx et al. 2003). L'abondance des calanoïdes dans les eaux douces a récemment augmenté suite à l'amélioration de la qualité de l'eau, parallèlement à la diminution de l'abondance des cyclopoïdes (Mialet et al. 2010 ; 2011 ; Chambord et al. 2016). La présente étude confirme donc le développement de ces taxons observés dans ces études précédentes.

Les résultats ci-dessus mettent en évidence l'apport en eau soumis à différentes variables physiques et chimiques et conditions trophiques, influençant les communautés zooplanctoniques. Cependant, il provoque des perturbations qui ont un impact important sur ces dernières (Rice et al. 2001 ; 2006 ; Kiffney et al. 2006 ; Thorp et al. 2006). De toute évidence, l'impact de la situation hydrologique sur les communautés de zooplancton dépend fortement du taux de remplissage et de réserve en eau. Puisque ces deux facteurs varient dans le temps, et contribuent à la dynamique et à la structure de la communauté.

La biomasse totale du zooplancton résultante en été a atteint son maximum, malgré des concentrations en oxygène faibles mais non limitatives dans ce barrage. Il est clair que sous de telles concentrations non limitantes d'O<sub>2</sub>, les conditions trophiques favorables (concentrations élevées de la matière organique et/ou de Chl (a)) sont des facteurs importants pour la distribution temporelle de la biomasse zooplanctonique dans cette retenue de barrage.

#### **6.5.4 Les indices de diversité**

D'après Frontier (1976), Washington (1984) et Lévêque (2001), le concept de diversité d'une communauté recouvre deux aspects fondamentaux : le nombre d'espèces S et la régularité, c'est à dire, la façon plus ou moins égale ou inégale avec laquelle les individus N, pour un certain nombre d'espèces données, sont répartis entre eux. Le principal défi de trouver un indice susceptible de relier ces deux composantes de la diversité.

L'un des principaux problèmes avec les indices de diversité, c'est que les composants sont interdépendants et sont souvent en concurrence les uns avec les autres. Les indices de diversité essaient ainsi de mettre en adéquation les données sur l'abondance avec le nombre d'espèces d'une communauté en un seul nombre à partir duquel la structure de la communauté peut théoriquement être appréhendée.

La diversité des espèces devrait être une fonction du nombre d'espèces et de la « distribution » ou « répartition » de l'abondance de ces espèces. Il est possible pour la diversité de croître, tandis que le nombre d'espèces diminue si la répartition augmente. La diversité dans cette définition devient un aspect de la structure de la communauté dans laquelle les espèces rares sont structurellement sans d'importance. La diversité peut être également appelée « indice écologique » ou « diversité des espèces ».

Mais si un indice de diversité est un paramètre de structure de la communauté, comment est-il relié à des fonctions de la communauté telles que la stabilité ? Un grand débat sur la relation de la diversité à la stabilité est toujours en cours actuellement. Intuitivement, on pourrait penser que les systèmes les plus diversifiés sont les plus stables.

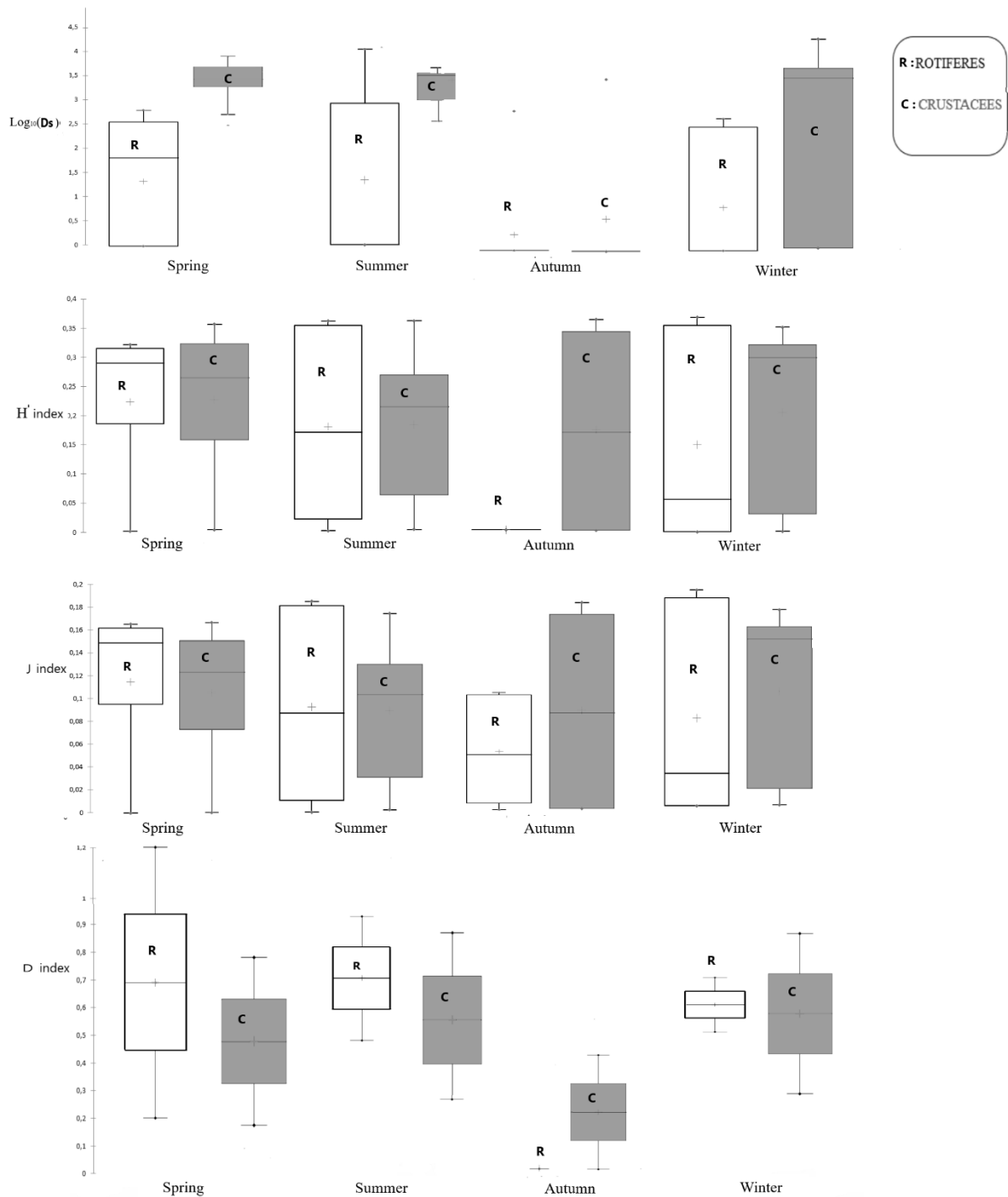


Figure 61 : Box plots des variations saisonnière des indices de diversité calculées et de densité de zooplancton de MBAK.

Les résultats des indices de la diversité (Shannon-Wiener H'), de richesse (Margalef D), de régularité (Pielou J) et de la biomasse de quatre saisons de la retenue du barrage MBAK sont présentés dans la figure 61.

Les valeurs moyennes totales de l'indice H' de rotifères (1.78; 1.43; 1.2 et 0) et de crustacés (1.78; 1.47; 1.63 et 1.38) sont respectivement de printemps ; été ; hiver et automne. Cependant, les valeurs totales de la richesse de margalef (D) de rotifères (1.17; 0.95; 0.72 et 0) et de crustacés (0.79; 0.9; 0.89 et 0.53 (Figure 61). Le calcul des moyennes de la régularité de piélou (J) de rotifères (0.91; 0.73; 0.61 et 0) et de crustacé (0.85; 0.7; 0.78 et 0.66) sont respectivement de printemps, été, hiver et automne (Figure 61). Les biomasses moyennes totales de rotifères sur le même ordre sont 205 ; 2654 ; 289 et 522 ind/l mais des crustacés sont 3334 ; 11007 ; 1608 et 2438 individu/l.

Pendant notre période d'étude, les fluctuations saisonnières des rotifères et des crustacés sont significatives sur la base des indices de shannon et de l'équitabilité de piélou ont révélé une grande instabilité dans la structure de la communauté.

Les indices de la diversité des rotifères sont élevés pendant le printemps et l'été suggérant ainsi une bonne distribution des populations entre les espèces et la valeur enregistrée en hiver prouve l'absence temporaire de certains taxons (*Brachionus*, *conochilus*, *hexathra*, *keratella cochlearis* et *keratella quadra*), en effet elle révèle en automne à une valeur nulle montrant une absence de la diversité de la population durant cette période d'étude, ceci est bien apprécié avec l'indice de régularité (J), qui met en évidence un déséquilibre du milieu et la mauvaise distribution des taxons en cours de l'année.

La faible valeur de régularité de rotifères enregistrée en hiver est due à l'abondance relative élevée du taxon *asplancha* et *polyarthra*, comme indiqué précédemment par Devaraju (2015) et Sehili (2020). Par contre, les crustacés sont enregistrés en automne, qui est expliquée par une codominance des taxons récoltées (*Acanthocyclops*, *ceriodaphnia*, *copépode* et *daphnia*).

Une différence de l'indice de Shannon et de richesse spécifique entre les périodes d'échantillonnage (printemps et hiver) est observée de l'ordre de 0.58 des rotifères et de l'ordre de 0.15 des crustacées, ceci indique donc que la structure de la communauté n'est pas touchée par la qualité du milieu mais, elle varie en fonction du changement des paramètres physico-chimique entre les saisons. Sachant que la dynamique des crustacés est plus sensible que celle des rotifères à ce changement (Milan et al. 2017). Cependant, les faibles valeurs des indices de diversité pendant l'automne et l'hiver chez les rotifères, expliquées par un faible nombre d'espèces récoltées.

Nous remarquons que l'indice de piélou oscille en fonction de l'évolution temporelle. En printemps, le peuplement des crustacés et des rotifères est en équilibre ( $J > 0.8$ ), cependant en été et en hiver, l'indice des crustacés est entre 0.65 et 0.8, ce qui montre que le peuplement est en légère déséquilibre, contrairement aux rotifères qui sont en déséquilibre en hiver. En effet, les valeurs élevées ont été enregistrées en printemps et en été, reflétant une distribution équitable des taxons. A l'inverse en automne et en hiver sont expliquées par la présence de certains taxons prédominants due aux conditions environnementales dominantes favorisant le développement de ces zooplanctons, et qui ont une abondance relative élevée (Lalitha, 2021). Nos résultats sont cohérents avec ceux Tasevska et al. (2017)

La très forte densité des crustacées au printemps explique la faible valeur de l'indice de margalef D, ce qui est en accord avec l'étude de Smaoune et al. (2020) et contrairement à ce qui a été observé en Asie (Xiong et al. 2003 ; Qian et al. 2007 ; Chen et al. 2012), qui ont montré que l'eutrophisation peut réduire la diversité et la régularité des espèces. Selon Garcia-Chicote et al. (2019), la composition du zooplancton dans les réservoirs avec un état trophique élevé peut être mieux expliqué par la présence de quelques espèces adaptées aux environnements stressants.

### **6.5.5 Variations saisonnières des taxons de zooplancton**

*Acanthocyclops* est présente tout au long de l'année, avec une abondance importante en été où sa densité globale est notée à 44% (Figure 62), La densité saisonnière varie de 63 ind/l en hiver au 577 ind/l en été. En cours, du printemps et d'automne, les valeurs sont au tour respectivement 522 et 124 ind /l.

*Ceriodaphnia* est moins abondante en hiver (Figure 62), mais très fortement présente en été où elle représente 66 % de sa densité globale, cette espèce présente des densités moyennes saisonnières de 270, 1023, 176 ind/l respectivement en printemps, été et hiver.

*Daphnia* est fortement présente en été et en hiver où elle enregistre 66 % de sa densité globale (37% et 29% respectivement), la densité moyenne saisonnière en printemps est 122 ind/l (Fig 3.c), tandis que cette valeur est très faible en automne (68 ind/l).

Les *copépodes* atteignent le maximum de densité en printemps (380 ind/l), qui connaît une diminution continue en été et en automne (252 et 218 ind/l) (Fig.3.d) jusqu'à une faible densité moyenne en hiver (65 ind/l).

Contrairement, la densité d'*aplancha* est maximum en hiver (60% de sa densité globale) et une valeur de l'ordre de 156 ind/l en printemps, mais elle est absente en été et en automne (Figure 62).

*Polyarthra*, comme un taxon de rotifère, sa densité est très élevée en été (54% de sa densité globale), par contre sa valeur diminue en fonction de l'évolution saisonnière jusqu'à une absence en printemps (Figure 62).

Les proportions saisonnières des autres taxons de rotifères varient selon l'ordre suivant : automne < hiver < printemps < été.

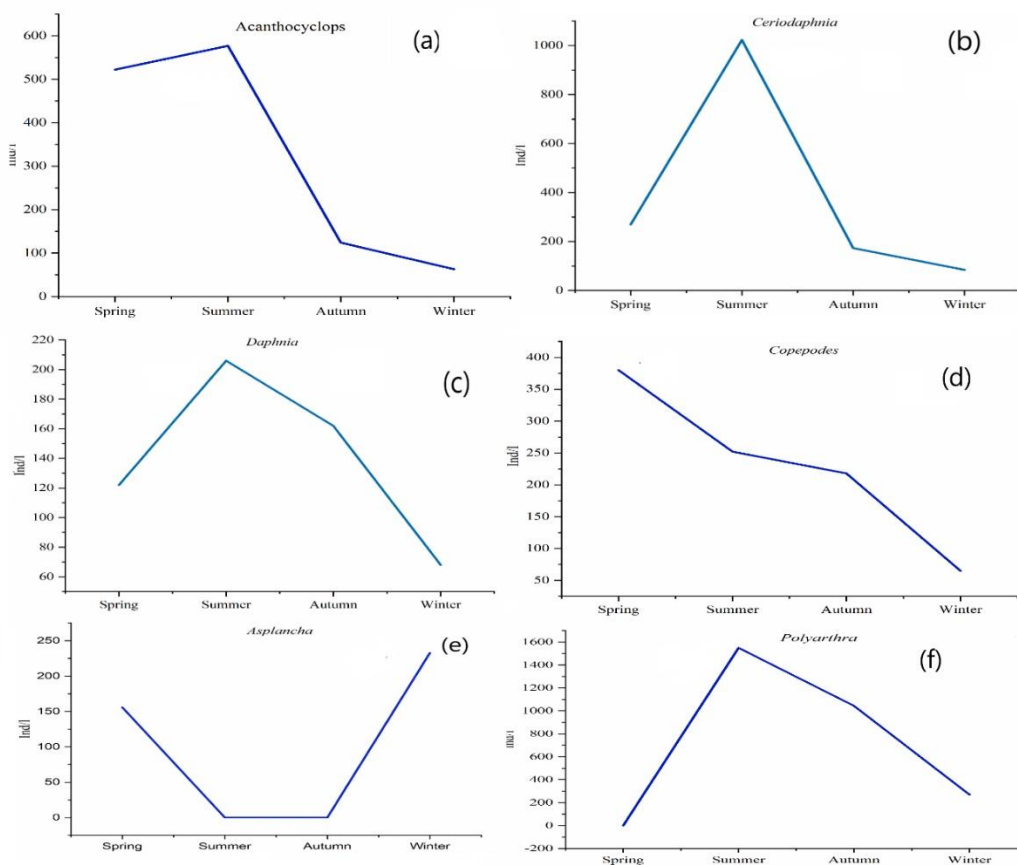


Figure 62 : Variation saisonnière des taxons de zooplancton de MBAK.

### 6.5.6 Corrélation entre les facteurs biotiques et abiotique

La biomasse du zooplancton et les facteurs environnementaux de l'eau de la retenue ont été étudiés, et cette corrélation entre la biomasse et les facteurs environnementaux a été réalisée à

l'aide de l'analyse de corrélation de Pearson semblablement aux travaux de recherche (Ju et al. 2019).

Les corrélations linéaires simples entre les variables abiotiques et biotiques sont présentées dans le tableau 18. *Acanthocyclops* est corrélé positivement avec le nitrate et la conductivité électrique ( $p < 0.05$ ), et négativement avec le pH, l'oxygène dissous et la turbidité ( $p < 0.0001$ ). A l'inverse, *bosmina* montre une corrélation négative avec l'oxygène dissous, la conductivité électrique et la température ( $p < 0.0001$ ), mais positivement avec la turbidité.

Cal montre une corrélation négative avec le pH, l'oxygène dissous et le phosphate total ( $p < 0.0001$ ) et positivement corrélée avec *bosmina* ( $p < 0.05$ ). La corrélation des *copépodes* est négativement avec la température, la matière en suspension et la chlorophylle (a) ( $p < 0.0001$ ). Le taxon *diaphanosoma* est positivement corrélé avec le pH, le nitrate et la turbidité ( $p < 0.05$ ) et négativement avec la matière en suspension et les espèces *calanoide* et *ceriodaphnia* ( $p < 0.0001$ ).

*Neolovenula* est fortement corrélée négativement avec le phosphore total, la chlorophylle (a), et particulièrement aux taxons *keratella cochlearis* et *keratella valga*. Ainsi l'*asplanchna* est négativement avec le pH, l'oxygène dissous et principalement le phosphore total ( $p < 0.0001$ ), tandis qu'elle est positivement corrélée avec les taxons *bosmina*, *ceriodaphnia* et *daphnia* ( $p < 0.05$ ). *Brachionus* est négativement corrélée avec la conductivité électrique et l'espèce *daphnia*. Autrement, *hexarthra* est négativement corrélée avec *ceriodaphnia* et *daphnia*, contrairement à l'*acanthocyclops* ( $p < 0.05$ ). Le comportement des espèces du genre de *keratella* est différent dans ce barrage, on trouve que *Keratella cochlearis* est en corrélation négative avec le nitrate, chlorophylle (a) et avec deux taxons *ceriodaphnia* et *daphnia*. En plus, *keratella quadrata* est négativement corrélée avec le nitrate, le phosphore total, *daphnia* et *hexarthra*. Ensuite, *keratella valga* est en relation négative avec la température, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, la matière en suspension et *keratella quadrata* ( $p < 0.0001$ ). *Polyarthra* est positivement corrélée avec la chlorophylle (a) et avec la *Keratella cochlearis* ( $p < 0.05$ ) et négativement avec la température et avec *bosmina* ( $p < 0.0001$ ).

Nous pouvons dire que certains paramètres écologiques sont responsables de la distribution de la communauté de zooplanctons, à savoir la température, le pH, l'apport en eau, l'oxygène dissous, le phosphore et le nitrate. La plupart des taxons montrent une préférence pour les eaux minéralisées riche en matière organiques et eutrophes.

## Etude Expérimentale- Résultats et Discussions

Tableau 18 : Matrice de corrélation (Spearman)

Variables	Temp	CE	pH	Water (FR)	OD	MES	PT	Nitrate	Turb	Chl(a)	Aca	Bos	Cal	Cer	Cop	Dap	Dia	Neo	Asp	Bra	Con	Hex	Ker Coc	Ker Qua	Ker Val	Pol	
Temp	1																										
CE	<.0001	1																									
pH	<.0001	<.0001	1																								
Water (FR)	<.0001	0,302	<.0001	1																							
OD	<.0001	<.0001	<.0001	0,305	1																						
MES	<.0001	0,358	<.0001	0,165	<.0001	1																					
PT	<.0001	-0,215	0,322	<.0001	<.0001	-0,287	1																				
Nitrate	0,017	0,054	-0,253	0,538	0,280	<.0001	<.0001	1																			
Turb	<.0001	0,092	0,022	0,172	0,138	0,052	0,054	<.0001	1																		
Chl(a)	<.0001	0,035	0,255	<.0001	0,007	0,296	<.0001	<.0001	0,058	1																	
Aca	0,287	0,049	<.0001	<.0001	-0,141	<.0001	-0,001	0,022	<.0001	<.0001	1																
Bos	0,054	<.0001	<.0001	<.0001	-0,240	<.0001	0,211	<.0001	0,280	0,136	-0,189	1															
Cal	<.0001	0,059	<.0001	<.0001	-0,095	-0,091	<.0001	<.0001	-0,013	<.0001	<.0001	0,033	1														
Cer	<.0001	0,292	<.0001	0,408	0,360	0,075	<.0001	0,517	<.0001	<.0001	0,111	<.0001	<.0001	1													
Cop	-0,098	0,199	0,003	0,089	0,105	-0,148	0,307	0,136	0,072	-0,011	0,257	0,062	0,026	0,149	1												
Dap	-0,203	<.0001	-0,193	0,168	0,118	<.0001	<.0001	0,482	-0,148	0,058	0,402	-0,220	-0,278	0,456	0,204	1											
Dia	0,104	<.0001	0,020	<.0001	<.0001	<.0001	0,445	0,005	0,048	-0,072	0,234	0,347	-0,115	<.0001	0,487	0,047	1										
Neo	0,035	<.0001	<.0001	0,296	0,338	<.0001	<.0001	0,345	0,126	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0,360	<.0001	0,080	<.0001	1									
Asp	<.0001	0,382	<.0001	0,017	<.0001	0,244	<.0001	<.0001	0,288	0,146	<.0001	0,050	<.0001	0,020	<.0001	0,036	<.0001	<.0001	1								
Bra	0,134	<.0001	0,110	<.0001	<.0001	<.0001	0,481	<.0001	0,153	<.0001	<.0001	0,245	<.0001	<.0001	0,192	<.0001	0,486	<.0001	<.0001	1							
Con	0,249	<.0001	0,000	<.0001	0,204	<.0001	0,169	<.0001	0,011	<.0001	0,092	<.0001	<.0001	<.0001	0,272	<.0001	0,513	<.0001	<.0001	0,433	1						
Hex	0,103	<.0001	-0,152	<.0001	<.0001	<.0001	0,300	0,205	<.0001	<.0001	0,049	0,332	0,230	<.0001	0,371	0,143	0,653	<.0001	<.0001	0,180	<.0001	1					
Ker Coc	0,217	-0,103	0,093	<.0001	<.0001	<.0001	0,244	<.0001	0,175	<.0001	0,019	0,320	<.0001	<.0001	0,054	<.0001	0,327	<.0001	0,086	0,813	0,303	0,086	1				
Ker Qua	0,033	0,065	<.0001	<.0001	0,204	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0,041	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0,188	<.0001	0,323	<.0001	0,354	0,258	0,694	<.0001	0,149	1			
Ker Val	0,031	<.0001	0,227	0,022	<.0001	<.0001	0,058	0,209	0,215	0,060	0,101	0,459	<.0001	<.0001	0,187	0,079	0,440	<.0001	0,077	0,068	<.0001	0,420	0,318	<.0001	1		
Pol	<.0001	<.0001	<.0001	0,010	0,333	<.0001	0,089	0,123	<.0001	0,022	0,143	<.0001	<.0001	0,193	0,275	0,263	0,158	<.0001	<.0001	0,100	0,452	-0,135	0,001	0,271	0,094	1	

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,0001$

Tableau 19: Les paramètres physico-chimique de la retenue en eau MBAK.

paramètres	Printemps				Été				Automne				Hiver			
	Min	Max	Moy	$\sigma$	Min	Max	Moy	$\sigma$	Min	Max	Moy	$\sigma$	Min	Max	Moy	$\sigma$
Temp (°C)	13.30	25.00	19.80	3.40	25.00	31.60	26.99	1.91	14.90	25.80	20.35	5.45	14.10	28.90	18.59	4.85
CE( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	21.00	1233.00	266.11	353.92	23.00	271.00	133.78	101.64	137.00	237.00	187.00	50.00	29.00	267.00	187.89	71.54
pH	8.10	8.35	8.26	0.09	7.99	8.70	8.27	0.19	7.95	8.10	8.02	0.075	7.88	8.46	8.22	0.17
OD(mg/L)	1.50	11.00	7.53	2.44	5.00	8.40	7.04	1.20	7.20	7.70	7.45	0.250	5.00	12.00	7.97	1.85
MES	3.40	31.00	10.99	7.84	4.00	20.00	11.44	5.07	4.30	25.00	14.65	10.35	6.00	27.00	13.83	5.73
PT (mg/L)	0.12	2.70	0.89	0.87	0.18	0.68	0.42	0.21	0.32	0.52	0.42	0.100	0.14	0.90	0.47	0.25
NO <sup>3</sup> (mg/L)	0.83	5.24	2.53	1.39	0.25	5.36	2.35	1.84	2.74	5.00	3.87	1.130	0.53	7.24	2.57	2.34
Turb	5.00	31.00	14.47	7.16	1.00	17.00	8.86	4.28	3.30	11.00	7.15	3.850	13.00	45.00	23.11	11.08
Chl(a) (mg/L)	1.00	3.50	2.44	0.81	0.95	3.30	2.24	0.72	0.90	2.90	1.90	1.000	1.40	7.00	3.73	1.86
TR(%)	32,38	98,47	63,74	27,08	18,90	89,30	53,33	24,01	40,00	94,85	69,25	17,62	36,50	100,00	73,81	25,18

Tableau 20 : Test de Kruskal-Wallis

K (Valeur observée)	217,226
K (Valeur critique)	15,507
DDL	8
p-value	<0,0001
alpha	0,05

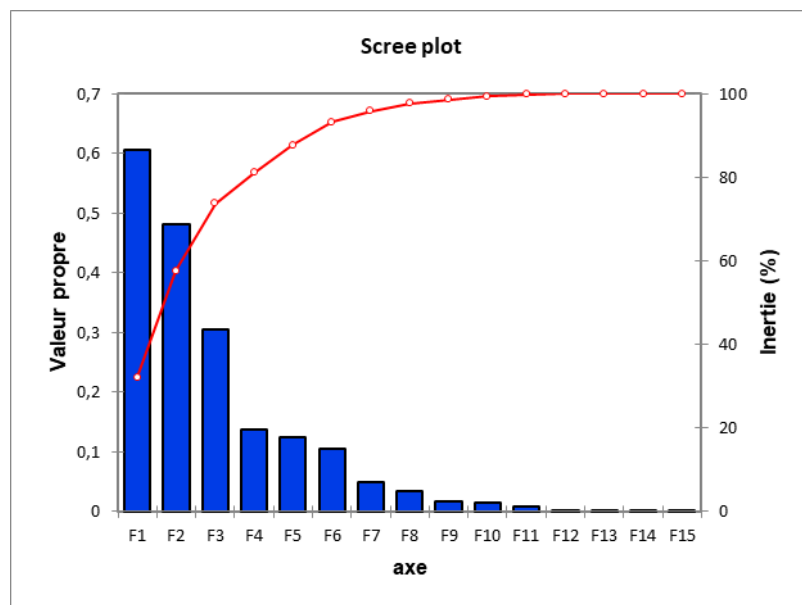


Figure 63: Répartition de l'inertie entre les axes de L'ACC entre les paramètres abiotiques et les taxons de zooplanctons.

### 6.5.7 Dynamique du peuplement de zooplancton

Dans l'analyse canonique des correspondances ACC, trois axes ont été retenus (Axe 1, axe 2 et axe 3). Une grande partie (72,26 %) de la variation totale de la communauté zooplanctonique est expliquée par les facteurs abiotiques et biotiques, et qui montrait une forte relation de la communauté et les variables environnementales (Figure 63).

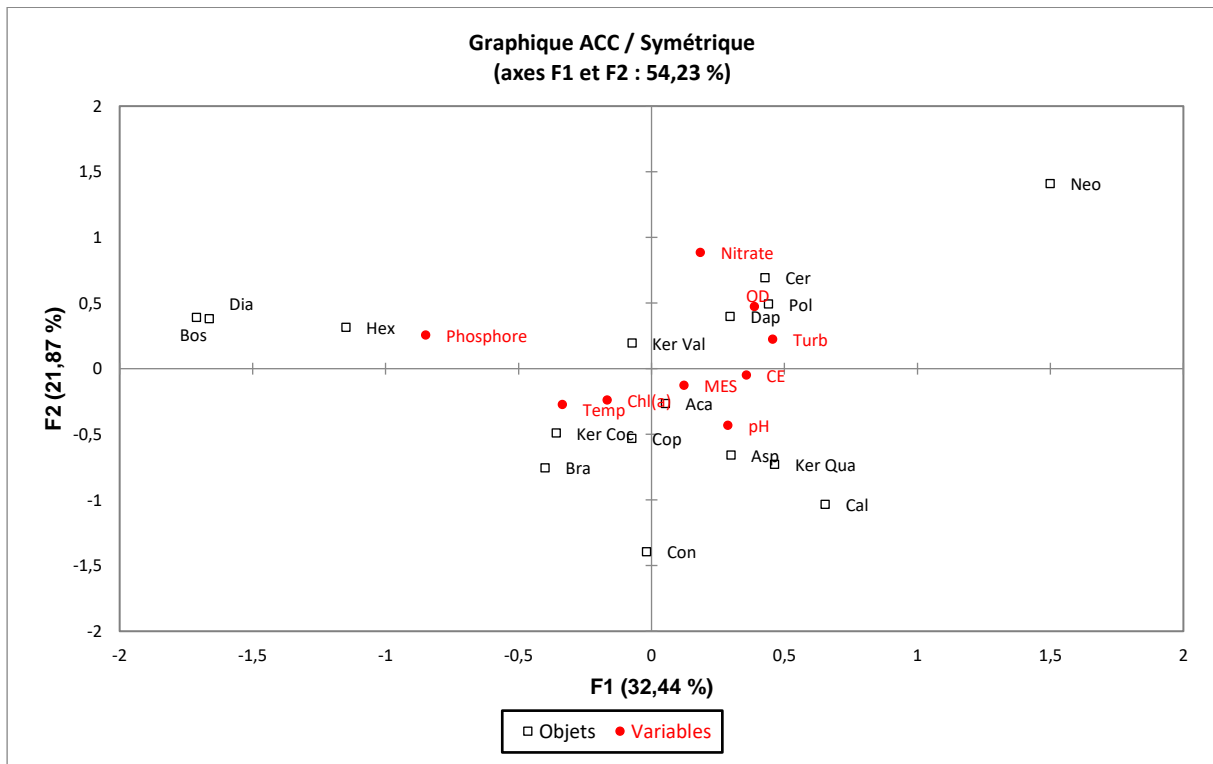


Figure 64 : Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les espèces de zooplancton et les paramètres physicochimiques.

Le premier axe factoriel (F1) explique (32,44%) de la variance espèce-environnement et représente un gradient d'eutrophisation, cet axe a été fortement associé aux taxons *bosmina*, *diaphanosoma* et *hexarthra*, à la concentration du phosphore et à la température qui sont corrélées négativement (Figure 64), contrairement à la conductivité qui est associée positivement avec cet axe. Saler et Alis, (2016) ont considéré *bosmina* comme un indicateur du processus d'eutrophisation, et cela renforce l'existence d'une corrélation forte de ce taxon avec un état trophique élevés dans notre analyse. Ainsi *diaphanosoma* est capable de survivre dans les lacs à forte densité de cyanobactéries (Kerfoot et Kirk, 1991) et dans des milieux à forte teneur en matière solides (Dejen et al. 2004).

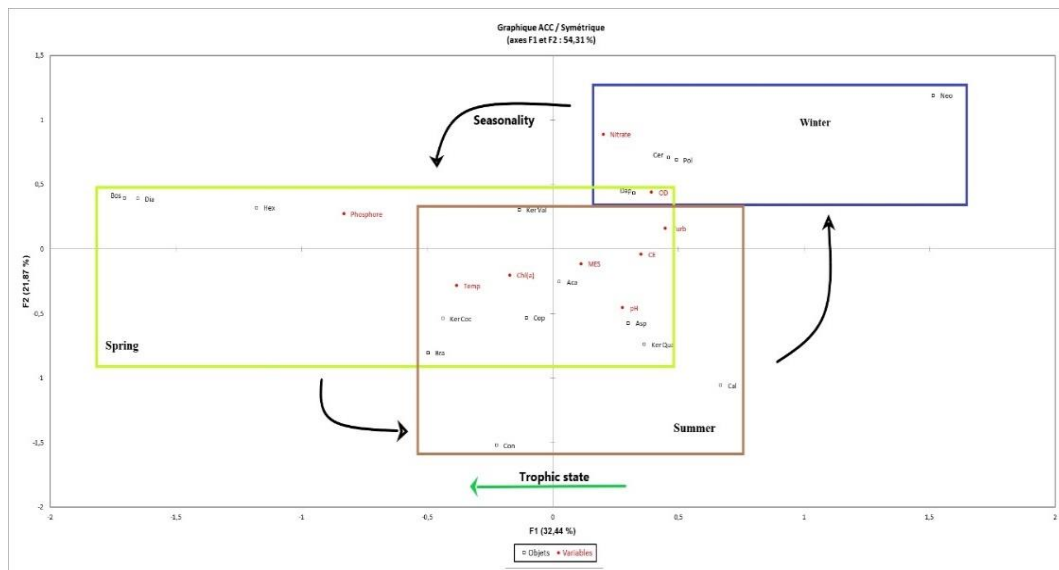


Figure 65: Analyse canonique des correspondances (ACC) entre les espèces de zooplancton et les paramètres physicochimiques.

*Acanthocyclops*, Aca ; *Bosmina* sp, Bos ; *Calanoides*, Cal ; *Ceriodaphnia* sp, Cer ; *Copepdes*, Cop ; *Daphnia* sp, Dap ; *Diaphanosoma* sp, Dia ; *Neolovenula alluaudi*, Neo ; *Asplanchna*, Asp ; *Brachionus* sp, Bra ; *Conochilus*, Con ; *Hexarthra*, Hex ; *Keratella cochlearis*, Ker coc ; *Keratella quadra*, Ker qua ; *Keratella valga*, Ker val ; *Polyarthra* sp, Pol.

Il est également noté que le phosphore est négativement corrélé avec l'oxygène, le nitrate, la conductivité et le pH, mais positivement corrélé avec la température de l'eau. Les taxons *bosmina*, *diaphanosoma* et *hexarthra* ont été associées à une concentration élevée du phosphore, tandis que les taxons *ceriodaphnia*, *polyarthra*, *daphnia*, *neolovenula* ont été associés à une valeur élevée de l'oxygène dissous, de nitrate et une forte turbidité (Figure 64).

Le deuxième axe présente 21,87% de la variance totale qui représente principalement un gradient de la saisonnalité avec un enrichissement d'élément azoté durant la période humide. Les taxons *neolovenula*, *ceriodaphnia*, *polyarthra*, *daphnia* présentent une préférence pour la saison humide qui sont positivement corrélés à cet axe (Figure 65). Leur distribution est due à la valeur élevée du nitrate, une teneur d'oxygène importante et une forte turbidité pendant l'hiver accompagnée d'un apport en eau important (Figure 65). En effet, en hiver l'abondance des invertébrés aquatiques est liée à l'élévation du niveau d'eau des barrages qui entraîne la submersion des zones littorales favorisant la distribution des nutriments et l'éclosion des œufs au repos (Dejen et al. 2004 ; Mergeay et al. 2006), et que ce régime hydrologique et la dynamique de l'eau sont connus par leurs actions dans le processus de ventilation et de dissolution de l'oxygène (Makhoukh et al. 2011 ; Sadani et al. 2004, Rossetti et al. 2004). Les taxons *keratella quadra*, *asplanchna* et *calanoides* demandent un milieu alcalin, riche en

matière en suspension et une conductivité moyenne qui s'opposent avec les taxons de copépodes, en plus de ces taxons *keratella cochlearis* et *Brachionus* qui constituent un groupe commun entre les deux saisons été et printemps et présentent une large tolérance d'interaction de ces paramètres environnementaux. Autrement, les taxons *brachionus*, *keratella cochlearis*, *keratella valga* et les *copépodes* préfèrent des températures élevées et une valeur de Chl(a) importante.

Selon Sehili et al. (2020), *brachionus* est une espèce estivale et préfère les eaux alcalines et les températures chaudes. En effet, la température est considérée comme un facteur limitant pour le développement de ces taxon (Lazareva & Bolotov, 2013). *keratella quadra* a une large distribution géographique dans les zones eutrophes (Balvay, 1989) et thermophiles (Inaotombi et al. 2016). Doukhandji & Arab (2017) ont considéré que cette espèce est tolérante à une large gamme de température et de conditions de minéralisation.

Dans le diagramme d'ordination de l'ACC, *Conochilus*, une espèce de rotifères a une distribution purement estivale avec un milieu alcalin, une température élevée et une faible teneur en nitrate. Le troisième axe présente 17.95% de la variance totale, les taxons *acanthocyclops*, *daphnia* et *polyathra* sont corrélé négativement avec cet axe, et positivement pour *neolovenula alluaudi*, indiquant une large tolérance à la matière en suspension, la turbidité, la chlorophylle (a), qui conditionnent la distribution de ces taxons. Garcia-Chicote et al. (2018) considèrent *polyarthra* comme un indicateur de mésotrophe et d'autres auteurs la considèrent dans les systèmes oligotrophes et eutrophes (Sługocki et al. 2021).

Pendant la période printanière, les crustacées étaient positivement corrélés avec la conductivité, la transparence (SD) et l'azote total. Alors que les Rotifères ont démontré une forte corrélation avec la turbidité, le pH, la température et le phosphore total en été et en automne, et les Cladocères étaient corrélés avec la profondeur de l'eau. Il y avait des corrélations négatives de la chlorophylle a et les Copépodes pendant l'hiver. Ces résultats ont été approuvés par Ju et al. (2019) sur les relations fortes des zooplanctons avec les caractéristiques physico-chimiques.

# CONCLUSION GENERALE

## 7 Conclusion et Perspectives

Au bilan, l'étude des traceurs chimiques et biologiques permet de qualifier le barrage monomictique chaud, dont l'état trophique a montré une variation saisonnière très marquée du phosphore total, de la chlorophylle (a), de la conductivité, de la transparence, et du nitrate en relation avec le taux de remplissage.

Le régime de stratification et de mixage de la température montre deux états d'eau du fond, un état d'anoxie dans la période estivale et automnale et un autre état d'une bonne oxygénation durant la période hivernale. Les paramètres du phosphore total et de la transparence au disque de Secchi classe le barrage dans un état eutrophe, tandis que la chlorophylle (a) le classe dans un état mésotrophe. Généralement le statut trophique du barrage MBAK correspond à un état eutrophe.

En effet, l'état trophique relevé évolue entre la mésotrophie et l'eutrophie semble influencé par le taux de remplissage, en question l'importance de ce dernier dans la modification de la qualité de l'eau et par conséquent le coût de traitement d'eau potable à apprendre dans ces situations climatiques et hydrologiques similaires.

L'analyse saisonnières et verticale de l'évolution des différents paramètres dans ce barrage ont permis de conclure ces principales caractéristiques tant qualitatives que quantitatives tels que :

- ❖ Une forte minéralisation des eaux, une surcharge ionique (Fe et Mn) couplée à une teneur de phosphate élevée du barrage ont été enregistrées en été.
- ❖ Réduction des teneurs en oxygène dissous avec installation de stratification estivale et anoxie totale en profondeur pendant une certaine période de l'année en variation avec le taux de remplissage.
- ❖ La dénitrification rapide, favorisée par une réduction d'oxygène dissous en surface et en fond dans le cas d'une masse d'eau faible, contrairement au comportement de la concentration du phosphate.
- ❖ La réduction de la masse d'eaux favorise une augmentation marquante des teneurs du phosphate et d'éléments traces (fer et manganèse) résultant du relargage élevé du sédiment.

La typologie et le schéma du fonctionnement de ce barrage mise en évidence par une analyse a permis d'approcher le modèle de fonctionnement dominé par l'individualisation de plusieurs états qualitatifs selon la saison et les apports latéraux (Hiver 2007).

L'analyse ACP a montré une individualisation de deux groupes de saisons nettes à savoir hiver (H)/printemps et l'été (E), qui ont une tendance dominante et déterminante vue l'importance des changements ayant lieu pendant l'évolution temporelle des saisons. Ainsi, une corrélation avec le facteur de taux de remplissage, accentuée sur l'influence prépondérante de ce dernier sur le conditionnement hydro-trophe du barrage et souligne l'intérêt de la surveillance de ce facteur, afin de définir un seuil critique qui conditionne la qualité des eaux de barrage et son impact socio-économique.

L'abondance des taxons phytoplanctoniques et zooplanctoniques varie de façon significative dans la variation saisonnière. Cette étude a révélé des abondances substantielles de plancton sur l'ensemble de l'évolution temporelle. Les résultats démontrent la capacité de cette communauté à se développer en cours de la variation interannuelle, avec des abondances comparables à celles observées dans certains milieux lenticques. La répartition du zooplancton suit une évolution quasi-similaire à celle du phytoplancton, avec des pics d'abondance bien marquée au niveau de quelques taxons. Mais les modes de répartition des crustacées et des rotifères différent les uns des autres, notamment le gradient décroissant des rotifères pourrait être relié à celui-ci des matières en suspension. Les taxons de rotifères à régime microfiltreur sont stimulés par les taux élevés de matière nutritive

Une classification hiérarchique basée sur les communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques a permis d'identifier les différentes distributions temporelles successives principalement liées au gradient de la saisonnalité et à l'influence de l'apport en eau.

Ainsi cette retenue de l'eau caractérisée par les températures et concentrations en oxygène les plus élevées, et par des concentrations en chlorophylle a également importantes. Les crustacées sont dominants par rapport aux rotifères pendant les différentes saisons dans cette zone. Les concentrations en Matière Organique et Inorganique importantes, et les plus fortes concentrations en chlorophylle a permettent aux crustacées qui ont toujours présents, mais les variations d'abondance des rotifères sont bien marquées dans l'évolution de temps avec des moyennes faibles. Cette zone, caractérisée par une concentration relativement élevée en

phytoplancton est caractérisée par une biomasse zooplanctonique importante, ce qui confirme son importance fonctionnelle. Deux périodes sont bien distinguées dans notre étude :

- La période estivale se caractérise d'une forte diversité en phytoplancton avec des abondances moyennement élevées accompagnées d'une présence diversifiée des taxons de crustacées et de rotifères. Les apports alloctones chargés en matières en suspension et en éléments nutritifs, interfèrent dans cette richesse spécifique et dans la régulation des abondances. Ainsi, un bon développement du phytoplancton expliqué par le fait que cette période offre une bonne transparence et une bonne minéralisation.
- La période hivernale se caractérise par un changement marquant de l'abondance des classes phytoplanctoniques associé à un changement de composition taxonomique du zooplancton.

Des changements dans les communautés zooplanctoniques ont été observés aux confluences de variations saisonnières. Ces changements semblent plutôt associés à des changements d'abondance que de composition taxonomique. La saison de printemps peut donc être considéré comme une succession de « Functional Process » (Thorp et al., 2006), présentant des conditions différentes pour les communautés zooplanctoniques.

L'étude de la distribution des taxons a permis de mettre en évidence une variation temporelle saisonnière. La structure de la communauté des zooplanctons a été influencée par les facteurs environnementaux locaux. Certaines espèces ont indiqué leur préférence pour les conditions extrêmes. L'utilisation d'analyses des paramètres physico-chimiques de l'eau et la détermination d'indices ont été suffisantes pour caractériser la distribution des taxons de zooplancton dans la retenue de barrage de MBAK.

La dynamique saisonnière a été caractérisée par (i) des maximas et des minimas dans les densités totales généralement pendant le printemps et l'été ; (ii) des espèces individuelles atteignant des densités maximales et minimales pendant différentes saisons ; (iii) l'importance de la variation saisonnière dans la diversité des taxons ; (iiii) le régime hydrologique de la retenue de barrage maintient l'abondance de la population zooplanctonique alors que la diversité de ces dernières est influencée.

L'utilisation d'indices basés sur la communauté zooplanctonique reste un outil efficace pour le suivi et l'évaluation de l'eutrophisation des réservoirs d'autant plus que cette méthode est peu coûteuse.

L'utilisation de l'analyse des corrélations canoniques (ACC) a montré que la structure des zooplanctons est influencée par des facteurs environnementaux locaux. Certaines espèces comme celles du genre *bosmina*, *diaphanosoma*, *calanoides*, *neolovenula allaudi* ont montré leur préférence aux conditions extrêmes. L'utilisation d'indices biotiques est fortement recommandée pour l'évaluation de l'état trophique des réservoirs pour une meilleure gestion des ressources en eau.

La biodiversité est l'une des caractéristiques importantes pour la surveillance des écosystèmes. La mesure des indices de diversité fournit des informations importantes sur la structure de l'écosystème du zooplancton.

# REFERENCES

# BIBLIOGRAPHIQUES

## 8 Références bibliographiques

Abdallaoui A. 1998. Contribution à l'étude du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments et de leur influence sur les phénomènes d'eutrophisation et de pollution. Cas du bassin versant de l'Oued Beht et de la retenue de barrage El Kansra. Thèse de Doctorat, Université Moulay Ismail. Faculté des Sciences de Meknès. (2) : 90 p.

Abouzaid M. EL Abassi M. 1987. Évolution de la qualité de l'oued Sebou en amont immédiat de la ville de Fès. *Eau et développement Revu Maroc Eau* ; 4 : 54–9 p.

Abouzaid H. & Echihabi L. 1995. Drinking water quality and monitoring in North Africa : the Moroccan experience. *Science of the total environment*, 171(1-3) : 29-34 p.

Abouzeid A.Z.M. 2008. Physical and thermal treatment of phosphate ores—an overview. *International journal of mineral processing*, 85(4) : 59-84 p.

Adamczuk M. Mieczan T. Tarkowska-Kukuryk M. & Demetraki-Paleolog A. 2015. Rotatoria–Cladocera–Copepoda relations in the long-term monitoring of water quality in lakes with trophic variation (E. Poland). *Environmental Earth Sciences*, 73(12) : 89-96 p.

Adamczuk M. Pawlik-Skowrońska B. & Solis M. 2020. Do anthropogenic hydrological alterations in shallow lakes affect the dynamics of plankton ? *Ecological Indicators*, 114, 106312.

AFNOR. 2004. Qualité de l'eau : détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). XP. Association Française de Normalisation. T 90-350 p.

Aissa N. Jerbi G. 2015. Eutrophisation et dynamique du phosphore et de l'azote en Seine : un nouveau contexte suite à l'amélioration du traitement des eaux usées. *Biochimie, Biologie Moléculaire*. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.

Akopian M. J. Garnier & R. Pourriot 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river : structure of the populations and influence of fish predation. *Journal of Plankton Research* 21 : 85–97 p.

Akopian M. J. Garnier & R. Pourriot 2002. Cinétique du zooplancton dans un continuum aquatique : de la Marne et son réservoir à l'estuaire de la Seine. *Comptes Rendus Biologies* 325, (8) : 07–18 p.

Alaoui M. 2013. Water sector in Morocco : Situation and perspectives. *Journal of Water Resources and Ocean Science*, 2(5) : 08-14 p.

Alba-Tercedor J. & Picazo-Munoz J. 1995. Relationships between the distribution of mayfly nymphs and the water quality in the Guadalquivir river basin (Southern Spain). In : *Current directions in research on Ephemeroptera*, L.D. Corkum and J.J.H. Coborowski (Eds.). Canadian Scholar'press inc. Toronto : 41-54 p.

Alcaraz M, Calbet A, Estrada M, Marrasé C, Saiz E, Trepas I. 2007. Physical control of zooplankton communities in the Catalan Sea. *Progress in Oceanography* 74(2) : 94-112 p.

Ali-Dinar H. M. Ebert G. & Ludders P. 1999. Growth, chlorophyll content, photosynthesis and water relations in guava (*Psidium guajava* L.) under salinity and different nitrogen supply. *Gartenbauwissenschaft*, 64(2) : 84 p.

Allan J.D. Richman S. Heinle D.R. & Huff R. 1977. Grazing in juvenile stages of some estuarine calanoid copepods. *Marine Biology* 43(3) : 17–31 p.

Alloway B. & Ayres D.C. 1997. Chemical principles of environmental pollution. CRC press.

Alonso M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. *Fauna Iberica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

Al Faïdy B. Fahde A. & Devaux J. 1999. Contribution à l'étude du phénomène d'eutrophisation d'une retenue sous climat semi aride (réservoir Daourat), Maroc, *Actualité scientifique sécheresse*, 10 (3) : 13–120 p.

Al-Taani A.A. El-Radaideh N.M. & Al Khateeb W.M. 2018. Status of water quality in King Talal Reservoir Dam, Jordan. *Water Resources*. 45(4) : 03-14 p.

Aminot A. Guillaud J.F. & Le Guellec A.M. 1990. Suivi à long terme des apports des matières organiques et nutritives par les effluents urbains de Morlaix, IFREMER DRO, EL 90-30 : 42 p.

Andersen V. Gubanova A. Nival P. Ruellet T. 2001a. Zooplankton community during the transition from spring bloom to oligotrophy in the open NW Mediterranean and effects of wind events. 2. Vertical distributions and migrations. *Journal of Plankton Research* 23(2) : 43-61 p.

Andersen V. Nival P. Caparroy P. Gubanova A. 2001b. Zooplankton community during the transition from spring bloom to oligotrophy in the open NW Mediterranean and effects of wind events. 1. Abundance and specific composition. *Journal of Plankton Research* 23(2) : 27-42 p.

Anderson D.M. Glibert P.M. Burkholder J.M. 2002. Harmful algal blooms et eutrophication : Nutrient sources, composition, et consequences. *Estuaries* 25(7) : 04-26 p.

Anderson D.M. Cembella A.D. Hallegraeff G.M. 2012. Progress in Understanding Harmful Algal Blooms : Paradigm Shifts et New Technologies for Research, Monitoring, et Management, in : Carlson, C.A., Giovannoni, S.J. (Eds.), *Annual Review of Marine Science*, 4(1) :43-76 p.

Anneville O. Kaiblinger C. Tadonléléké R.D. Druart J.C. et Dokulil M.T. 2008. Contribution of Long-Term Monitoring to the European Water Framework Directive Implementation. *Proceedings of Taal 2007 : The 12th World Lake Conference*. Sengupta, M. et Dalwani, R. (eds). 22-31 pp.

Ansari A.A. Singh G.S. Lanza G.R. & Rast W. 2010. Eutrophication : causes, consequences and control (Vol. 1). Springer Science & Business Media.

Anthony J.L. & Downing J.A. 2003. Physical impacts of wind and boat traffic on Clear Lake, Iowa, USA. *Lake and Reservoir Management*, 19(1) : 1-14 p.

Anton J. & Schleiss H.P. 2011. Les barrages - Du projet à la mise en service. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR). *Traité de Génie Civil de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne*. 17(7) : 14 p.

Aoujdad R. Maqboul A. Driouich A. Rhiat M. Labioui H. & Fadli M. 2014. Biodiversity and seasonal dynamics of the cladoceran community in the wetlands of the Gharb and Loukkos plains in Morocco. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 4(2) : 04-10 p.

Arias A. Saiz E. Tiselius P. & Calbet A. 2020. Trophic interactions and diel feeding rhythms of microzooplankton in a productive Swedish Fjord. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7-8) : 2718-2728 p.

Arnott S.E. Yan N. Keller W. & Nicholls K. 2001. The influence of drought-induced acidification on the recovery of plankton in Swan Lake (Canada). *Ecological Applications*, 11(3) : 47-63 p.

Arnott S.E. & Yan N.D. 2002. The influence of drought and re-acidification on zooplankton emergence from resting stages. *Ecological applications*, 12(1) : 38-53 p.

Arrebei N. Sabir M. Naimi M. Chikhaoui M. Raclot D. 2019. Reconstitution des données historiques et diagnostic de l'état actuel des aménagements antiérosifs dans le bassin versant Nekor. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires* 7(7) : 13-22 p.

Asadian N. Chamani A. & Abolhasani M.H. 2020. The trophic status of the Zayandeh River dam lake in the spring and summer, 2017. *International Journal of Aquatic Biology*, 8(3) : 09-15 p.

Azam F. Fenchel T. Field J. G. Gray J. S. Meyer-Reil L. A. & Thingstad F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine ecology progress series*, (2) :57-63 p.

Azam F. & Malfatti F. 2007. Microbial structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, 5(10), 82-91 p.

Bacha M. & Amara R. 2007. Les poissons des eaux continentales d'Algérie. Étude de l'ichtyofaune de la Soummam. *Cybium*, 31(3) : 51-58 p.

Bacroume S. 2016. Modélisation de l'état trophique du barrage Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc). Thèse de Doctorat de la Faculté des sciences Rabat : 37 p.

Bacroume S. Garras S. Barcha S. E. Bellaouchou A. et Fekhaoui M. 2016. Exploration des relations de la chlorophylle (a) et de la turbidité avec les paramètres physico\_chimiques dans le lac réservoir Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc). *Journal of Materials and Environmental Science*. 7 (1) : 205-209 p.

Baize D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed. Inra. Versailles, 408 p.

Balayla D.J. & Moss B. 2004. Relative importance of grazing on algae by plant-associated and open-water microcrustacea (Cladocera). *Archiv fur Hydrobiologie*, 161(2) : 99-124 p.

Baldwin D.S. & A.M. Mitchell 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river–floodplain systems : a synthesis. *Regulated rivers : research & management* 16 (4) : 57–67 p.

Balvay G. 1989. Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 2(4) : 39-53 p.

Balvay G. & Laurent M. 1990. Evolution quantitative à long terme des rotifères au cours de l'eutrophisation du Lac Léman. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 52(2) : 62-75 p.

Bandeira B. 2013. Ecologie des communautés zooplanctoniques au sein de deux écosystèmes littoraux méditerranéens : traitement des séries temporelles (Doctoral dissertation, Université de Toulon).

Bandeira B. Jamet J.L. Jamet D. Ginoux J.M. sous presse 2013. « Mathematical Convergences of Biodiversity Indices » *Ecol. Indic.* 6 pp.

Banase K. 1995. Zooplankton : pivotal role in the control of ocean production : I. Biomass and production. *ICES Journal of marine Science*, 52 (3-4) : 65-77 p.

Baranyi C. Hein T. Holarek C. Keckeis S. & Schiemer F. 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system : effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47(3) : 73- 82 p.

Barber R.T. 2007. Picoplankton do some heavy lifting. *Science* 315(7) : 77-78 p.

Barbault R. 1993. Une approche écologique de la biodiversité. *Natures Sciences Sociétés*, 1(4), 22-29 p.

Barbault R. 1995. Le concept d'espèce-clé de voûte en écologie de la restauration : clé... ou impasse ? *Natures Sciences Sociétés*, 3 :19-28 p.

Barnett A.J. Finlay K. & Beisner B.E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities : towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52(7) : 96-113 p.

Barraqué, B. 2001. Les enjeux de la Directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne. *Flux*, (4), 70-75 p.

Barroin G. 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 48(48) : 13-25 p.

Barton A.D. Greene C.H. Monger B.C. & Pershing A. J. 2003. The Continuous Plankton Recorder survey and the North Atlantic Oscillation : interannual-to multidecadal-scale patterns of phytoplankton variability in the North Atlantic Ocean. *Progress in Oceanography*, 58(2-4) : 37-58 p.

Barton A.D. Irwin A.J. Finkel Z.V. & Stock C.A. 2016. Anthropogenic climate change drives shift and shuffle in North Atlantic phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(29) : 64-69 p.

Basu B.K. & Pick F.R. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19 (2) : 37–53 p.

Beaugrand G., Reid P.C., Ibanez F., Lindley J.A., Edwards M., 2002. Reorganization of 258 North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science* 296(16) : 92–94 p.

Beaugrand G. Brander K.M. Lindley J.A. Souissi, S. & Reid P.C. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature*, 426(6) : 61-64 p.

Beaugrand G. Reid P.C. 2003. « Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon linked to climate » *Glob. Change Bio. L* 9(8) : 01-17 p.

Beaugrand G. 2005. « Monitoring pelagic ecosystems using plankton indicators » *ICES J Mar Sci* 62(3) : 33-38 p.

Beaugrand G. Edwards M. & Legendre L. 2010. Marine biodiversity, ecosystem functioning, and carbon cycles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (10) : 20-24 p.

Beaugrand G. & Kirby R.R. 2010. Climate, plankton and cod. *Global Change Biology*, 16 (1) : 68-80 p.

Behrendt H. Kornmilch M. Opitz D. et al. 2002. Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. *Reg Environ Chang* 3 :107-117 p. Doi : 10.1007/s10113-002- 0042-3.

Behrenfeld M. J. Hu Y. Hostetler C.A. Dall'Olmo G. Rodier S.D. Hair J.W. & Trepte, C.R. 2013. Space-based lidar measurements of global ocean carbon stocks. *Geophysical Research Letters*, 40(16) : 55-60 p.

Belghiti M.L. Chahlaoui A., Bengoumi A. 2013. Caractéristiques physicochimique des eaux de certains puits utilisés comme source d'eau potable en milieu rural dans la région de Meknès (Maroc). *Larhyss Journal*. 14 : 21-36 p.

Benateau S. Gaudard A. Stamm C. Altermatt F. 2019. Climate change and freshwater ecosystems : impacts on water quality and ecological status. Federal Office for the Environment (FOEN) and Eawag, Zurich, 110 pp.

Benzha F. Hilali A. & Zidane F. 2009. Hydrogéochimie des retenues de barrage Imfout, Daourat et Sidi Maâchou (Maroc) Hydrogeochemistry of reservoirs of Imfout, Daourat and Sidi Maâchou dams (Morocco). *Environmental technology*, 30(9) : 69-83 p.

Benzyane M. Aafi A. Sbay H. El Antry S. Yassine M. Ilmen R. et Ghailoule D. 2010. Les écosystèmes naturels marocains et les changements climatiques. La résilience écologique à l'épreuve. *Centre de recherche forestière*. 82(4) : 25-6 p.

Benzekri M.A. 1992. Qualité des eaux du lac réservoir Hassan I (Maroc) : Hydrochimie et dynamique pluriannuelle du zooplancton. Thèse de Doctorat Univ. Cadi Ayyad Marrakech.

Ben Aakame R. 2015. Caractérisation hydro-chimique, toxicologique et évaluation des risques sanitaires des eaux souterraines de la région de Sidi-Kacem (Maroc) Thèse de Doctorat de la Faculté des sciences Rabat. 223 p.

Berdalet E. Fleming L.E. Gowen R. Davidson K. Hess P. Backer L.C. Moore S.K. Hoagland P. Enevoldsen H. 2016. Marine harmful algal blooms, human health et wellbeing : challenges et opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96 : 61-91 p.

Berger S.A. Diehl S. Stibor H. Trommer G. & Ruhlenstroth M. 2010. Water temperature and stratification depth independently shift cardinal events during plankton spring succession. *Global Change Biology*, 16(7) : 54-65 p.

Berland B. & Lassus P. 1997. Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises : écologie, écophysiole, toxicologie (No. 13). Editions Quae.

Berline L. Siokou-Frangou I. Marasovic I. Vidjak O. Fernandez De Puellas ML, Mazzocchi M.G. Assimakopoulou G. Zervoudaki S. Fonda U.i S, Conversi A, Garcia-Comas C, Ibanez F, Gasparini S, Stemmann L, Gorsky G. 2012. « Intercomparison of six Mediterranean zooplankton series ». *Progr. Oceanogr.* 97-100 : 76-91 p.

Berrada D. Berrada F. Benzekri A. Jabry E. 2000. Evolution saisonnière des peuplements phytoplanctoniques dans le lac-réservoir El Kansera (Maroc), en relation avec certains paramètres abiotiques et biotiques, *Hydroecol. Appl.* 12 (1-2) : 07-31 p.

Bethoux J.P. Gentili B. Morin P. Nicolas E. Pierre C. & Ruiz-Pino D. 1999. The Mediterranean Sea : a miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic. *Progress in Oceanography*, 44(1-3) : 31-46 p.

Bērziņš B. & Pejler B. 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia* 183 (1) : 65-72 p.

Bidi-Akli S. Arab A. and Samraoui B. 2014. Spatio-temporal variation of zooplankton in the dam of the Zeralda hunting reserve (Algeria). *Review of ecology (land and life)*, 69 (2) : 14-24 p.

Bihanic F.L.C. Clérandeau Menach K.L. Morin B. Budzinski H. Cousin X. & Cachot J. 2014. Developmental toxicity of PAH mixtures in fish early life stages. Part II : adverse effects in Japanese medaka. *Environmental Science and Pollution Research* 21(13) : 32-43 p.

Billen G. Garnier J. Ficht A. & Cun C. 2001. Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, 24(6) : 77-93 p.

Billen G. Garnier J. Némery J. et al. 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Sci Total Environ* 375 :80-97 p.

Binzer A. Guill C. Rall B.C. Brose U. 2016. Interactive effects of warming, eutrophication and size structure : impacts on biodiversity and food-web structure. *Global Change Biology* 22(1) : 20-27 p.

Bjorkstedt E. P. Rosenfeld L. K. Grantham B. A. Shkedy Y. & Roughgarden J. 2002. Distributions of larval rockfishes *Sebastes* spp. Across nearshore fronts in a coastal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series*, 242(2) : 15-28 p.

- Blanchot J. Andre J.M. Navarette C. Neveux J. Radenac M.H. 2001. Picophytoplankton in the equatorial Pacific : vertical distributions in the warm pool et in the high nutrient low chlorophyll conditions. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 48 :297-314 p.
- Blandin P. 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17(2) : 5-7 p.
- Boehrer B. & Schultze M. 2008. Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2).
- Boehrer B. Fukuyama R. Chikita K. 2008. Stratification of very deep, thermally stratified lakes. *Geophysical Research Letters* 35(16) : L16405.
- Boesch D.F. 2019. Barriers and bridges in abating coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, 6(1) : 23 p.
- Bonin P. Gilewicz M. Bertrand J.C. 1989. Effects of oxygen on each step of denitrification on *Pseudomonas nautica*. *Canadian Journal of Microbiology* 35(11) : 61-64 p.
- Bonnet S. Berthelot H. Turk-Kubo K. Cornet-Barthaux V. Fawcett S. Berman-Frank I. ... & Capone D. G. 2016. Diazotroph derived nitrogen supports diatom growth in the South West Pacific : a quantitative study using nanoSIMS. *Limnology and Oceanography*, 61(5) : 49-62 p.
- Boudjadja A. Messahel M. & Pauc H. 2003. Ressources hydriques en Algérie du Nord. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 16(3) : 85-104 p.
- Bouhaddioui B. Slama K.B. Gharbi S. & Boudabous A. 2002. Epidemiology of clinical and environmental *Pseudomonas aeruginosa* strains. *Annals of microbiology*, 52(3), 23-36 p.
- Boulinier T. Nichols J.D. Sauer J.R. Hines J. E. & Pollock K. H. 1998. Estimating species richness : the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*, 79(3) : 18-28 p.
- Bouloud A. Foutlane A. Bourchich L. 2001. Eutrophisation des retenues de barrages et production de l'eau potable. *Revue H.T.E.* 119 : 21-24 p.
- Bouraoui F. Grizzetti B. 2011. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Sci Total Environ* 409 :4899-916. Doi : 10.1016/j.scitotenv.2011.08.015.
- Bourrelly P. 1985. Les algues d'eau douce : Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines (Vol. 3). Editions Boubée.
- Bouزيد-Lagha S. Djelita B. 2012. Study of eutrophication in the Hamman Boughrara Reservoir (Wilaya de Tlemcen, Algeria). *Hydrological Sciences Journal* 57(1) :86-101 p.
- Bowes M.J. Smith J.T. Neal C. et al. 2011. Changes in water quality of the River Frome (UK) from 1965 to 2009 : Is phosphorus mitigation finally working ? *Sci Total Environ* 409(34) :18-30 p.
- Boxshall G.A. & Halsey S.H. 2004. An introduction to copepod diversity. Ray Society.

- Braud A. Bringay S. Cernesson F. Dolques X. Fabrègue M. et al. 2014. Une expérience de constitution d'un système d'information multi-sources pour l'étude de la qualité de l'eau. Atelier SI et Environnement. Conférence Inforsid. 15 p.
- Bradford-Grieve J.M. 2002. Colonization of the pelagic realm by calanoid copepods. *Hydrobiologia*, 485 (2) : 23-44 p.
- Brassard B.W. Chen H.Y. & Bergeron Y. 2009. Influence of environmental variability on root dynamics in northern forests. *Critical Reviews in Plant Science*, 28(3) : 79-97 p.
- Breitburg D.L. T. Loher C.A. Pacey & A. Gerstein, 1997. Varying effects of low dissolved oxygen on trophic interactions in an estuarine food web. *Ecological Monographs* 67 (5) : 89–107 p.
- Bremond R.C.P. 1979. Les paramètres de la qualité des eaux. 2 édition, Ministère de l'Environnement et du cadre de vie.
- Bright D.I. et Walsby A.E. 1999. The relationship between critical pressure and width of gas vesicles in isolates of *Planktothrix rubescens* from lake Zurich. *Microbiology*. 145(27) : 69- 75 p.
- Brink K.H. Jones B.H. Van Leer J.C. Mooers C.N.K. Stuart D.W. Stevenson M.R. RDugdale.C. Heburn G.W. 1980. Physical and biological structure and variability in an upwelling center off Peru near 158S during March 1977, in F.A. Richards (Ed.), Coastal upwelling, American Geophysical Union, Washington, DC, (4) : 73–95 p.
- Bron J.E. Frisch, D. Goetze E. Johnson, S.C. Lee C.E. & Wyngaard G.A. 2011. Observing copepods through a genomic lens. *Frontiers in Zoology*, 8 : 1 p.
- Brooks J.L. & Dodson S. I. 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton : The effect of a marine planktivore on lake plankton illustrates theory of size, competition, and predation. *Science*, 150(3692) : 28-35 p.
- Brown C.D. Hoyer M.V. Bachmann R.W. and Canfield D.E. 2000. Nutrient-chlorophyll relationships : an evaluation of empirical nutrient–chlorophyll models using Florida and northern temperate lake data. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 57(15) : 74–83 p.
- Brussaard C.P.D. 2004. Optimization of procedures for counting viruses by flow cytometry. *Applied and Environmental Microbiology*. 70(15) : 06-13 p.
- Burrows M.T. Schoeman D.S. Richardson A.J. Molinos J.G. Hoffmann A. Buckley L.B. et al. 2014. Geographical limits to species-range shifts are suggested by climate velocity. *Nature*, 507(4) : 92-95 p.
- Burkholder J.M. Glibert P.M. Skelton H.M. 2008. Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful Algae* 8 : 77-93 p.
- Bütler R., & Schlaepfer R. 2004. Spruce snag quantification by coupling colour infrared aerial photos and a GIS. *Forest Ecology and Management*, 195(3) : 25-39 p.
- Bzioui M. Rapport National 2004. Les Ressources en eau au Maroc. In *Water- Africa* : 94 p.

Cadotte M.W. Cardinale B. J. & Oakley T. H. 2008. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(44) : 12-17 p.

Caggins A.J. Tuckwell K.D. Byrne R.E. 1979. An investigation of the heavy metal content of the water and sediments in a reservoir supplying drinking water to a major mining center. *Environ Sci Technol* ; 13(12) : 1-5 p.

Cailleaud K. Forget-Leray J. Souissi S. Hilde D. LeMenach K. & Budzinski H. 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoida, copepoda). Part 1 : PCBs and PAHs. *Chemosphere*, 70(2) : 70-80 p.

Calbet A. & Landry M.R. 1999. Mesozooplankton influences on the microbial food web : direct and indirect trophic interactions in the oligotrophic open ocean. *Limnology and Oceanography*, 44(13) : 70-80 p.

Calbet A. Garrido S. Saiz E. Alcaraz M. & Duarte C. M. 2001. Annual zooplankton succession in coastal NW Mediterranean waters : the importance of the smaller size fractions. *Journal of Plankton research*, 23(3) : 19-31 p.

Canter-Lund H et Lund J.W.G. 1995. *Freshwater Algae : Their microscopic world explored*. Biopres Limited, Bristol.

Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes 1. *Limnology and oceanography*, 22(2) : 61-69 p.

Carpenter S. R. Caraco, N. F. Correll D. L. Howarth R.W. Sharpley A. N. & Smith V. H. 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3) : 59-68 p.

Carty S. 2003. Dinoflagellates. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Casalduero F.G. 2001. Integrated systems : “Environmentally clean” aquaculture. Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms. Zaragoza : CIHEAM, (1) : 39-45 p.

Castel J. & Feurtet A. 1989. Dynamics of the copepod *Eurytemora affinis* hirundoides in the Gironde estuary : origin and fate of its production. *Scientia Marina* (Barcelona) 53(5) : 77–84 p.

Castel J. & Veiga J. 1990. Distribution and retention of the copepod *Eurytemora affinis* hirundoides in a turbid estuary. *Marine Biology* 107(1) : 19–28 p.

Catalán I.A., Tejedor A., Alemany F. & Reglero P. 2011. Trophic ecology of Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* larvae. *Journal of Fish Biology*, 78(15) : 45-60 p.

Chambord S. Maris T. Colas F. Van Engeland T. Sossou A. C. Azémar F. Le Coz M., Cox T. Buisson L. Souissi S. Meire P. & Tackx M. 2016. Mesozooplankton affinities in a recovering freshwater estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 177 : 47–59 p.

- Chanudet V. Guédant P. Rode W. Godon A. Guérin F. Serça D. Deshmukh C. Descloux S. 2016. Evolution of the physico-chemical water quality in the Nam Theun 2 Reservoir and downstream rivers for the first 5 years after impoundment. *Hydroécologie Appliquée* 19 : 27-61 p.
- Chardy P. & Glémarec M. 1977. Évolution dans le temps des peuplements des sables envasés en baie de Concarneau (Bretagne). In *Biology of Benthic Organisms* 65-72 p.
- Charlier R.H Morand P. Finkl C.W Thys A. 2007. Green Tides on the Brittany Coasts. *Environ Res Eng Manag* 3 :52-59 p.
- Cherbi M. Lek-Ang S. Lek S.e Arab A. 2008. Distribution of zooplankton in lakes with a Mediterranean climate. *Comptes Rendus Biologies* 331(9) :92-102 p.
- Cherifi A. Dakka M.A. & Toureille A. 1992. The validation of the thermal step method. *IEEE transactions on electrical insulation*, 27(6) : 52-58 p.
- Cherifi O. & Loudiki M. 2002. Variations de la structure trophique du lac-réservoir oligotrophe Bin El Ouidane (Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 15(1) : 93-108 p.
- Cherifi M. Hazourli S. & Ziati M. 2009. Initial water content and temperature effects on electrokinetic removal of aluminium in drinking water sludge. *Physics Procedia*, 2(3), 21-30 p.
- Chiba S. Batten S. Martin C. S. Ivory S. Miloslavich P. & Weatherdon L.V. 2018. Zooplankton monitoring to contribute towards addressing global biodiversity conservation challenges. *Journal of Plankton Research*, 40(5) : 09-18 p.
- Chisholm S.W. Olson R.J. Zettler E.R. Goericke R. Waterbury J.B. 1988. A novel free living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. *Nature*, 334(6180) : 40-43 p.
- Chisholm K. Cook A. Bower C.e & Weinstein P. 2008. Risk of birth defects in Australian communities with high levels of brominated disinfection by-products. *Environmental health perspectives*, 116(9) : 67-73 p.
- Chorus E. I. Bartram J. Burch M. & Drikas M. 1999. Remedial measures.
- Chouba L. Mastouri A. & El Abed A. 1996. Etude de la contamination des écosystèmes du large des îles Kerkennah par les métaux lourds (Cd, Pb, Cu et Hg).
- Çinar M.E. Katagan T. Öztürk B. Bakir K. Dagli E. Açık S. ... & Bıtlıs B. 2012. Spatio-temporal distributions of zoobenthos in soft substratum of Izmir Bay (Aegean Sea, eastern Mediterranean), with special emphasis on alien species and ecological quality status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7) : 57-77 p.
- Cloern J.E. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems : A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34(1) : 27-68 p.
- Cloern J. E. Abreu P. C. Carstensen J. Chauvaud L. Elmgren R. Grall J. ... & Yin K. 2016. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine–coastal ecosystems. *Global change biology*, 22(2) : 13-29 p.

- Cloutier R.G. & Sanchez M. 2007. Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada : monitoring and recommendations. *Water Quality Research Journal*, 42(4) : 52-68 p.
- Colyer C.L. Kinkade C.S. Viskari P.J. et Landers J.P. 2005. Analysis of cyanobacterial pigments and proteins by electrophoretic and chromatographic methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 382(5) : 59-69 p.
- Correll D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters : A review. *Journal of environmental quality*, 27(2) : 61-66 p.
- Costanza R. Arge R. De Groot R. Faber S. Grasso M. Hannon B. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital.
- Costalago D. Palomera I. & Tirelli V. 2014. Seasonal comparison of the diets of juvenile European anchovy *Engraulis encrasicolus* and sardine *Sardina pilchardus* in the Gulf of Lions. *Journal of Sea Research*, 89 : 64-72 p.
- Coulliette A.D. & Noble R.T. 2008. Impacts of rainfall on the water quality of the Newport River Estuary (Eastern North Carolina, USA). *Journal of Water and Health*, 6(4) : 73-82 p.
- Coulais J.M. 2002. Qualité des eaux et normes de potabilité en deux serves. Édition. Des ateliers.
- Cox T.J.S. Maris T. Soetaert K. Conley D.J. Van Damme S. Meire P. et al. 2009. A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication : the Schelde case study. *Biogeosciences* 6 (29) : 35–48 p.
- Cózar A. Bergamino N. Mazzuoli S. Azza N. Bracchini L. & Dattilo A.M. 2007. Relationships between wetland ecotones and inshore water quality in the Ugandan coast of Lake Victoria, *Wetlands Ecol Manage* 15 (6) : 99-107 p.
- Daouda M. 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du Lac Noköue (Bénin), Thèse de Doctorat de l'université Limoges, 177 p.
- Dajoz R. 1985. Linné, un précurseur de l'écologie. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 54(8) : 53-64 p
- Daniel A. LE Goff R. 2002. Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie ; Octobre 2000-Septembre 2001.
- Danilov R. Ekelund N.G.A. 1999. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. *Sci. Total Environ.* 234 : 15–21 p.
- David V. Sautour B. Chardy P. Leconte M. 2005. « Long-term changes of zooplankton variability in a turbid environment » *The Gironde estuary (France)*. *Estuar. Co. She. Sc.* 64(1) : 71-84 p.
- Davidson K. Gowen R.J. Harrison P.J. Fleming L.E. Hoagland P. Moschonas G. 2014. Anthropogenic nutrients et harmful algae in coastal waters. *Journal of Environmental Management* 146(2) : 06-16 p.

- Davis J.C. 1984. *Statistics and data analysis in geology*. 2e édition, WILEY (éditeur), New-york, états-unis : 550 p.
- Davison W. 1981. The supply of iron and manganese to an anoxic lake basin. *Nature* ; 290 : 41-32 p.
- DeMott W.R. 1986. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. *Oecologia* 69(3) : 34–40 p.
- Deegan B.M. White S.D. & Ganf G.G. 2007. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Aquatic Botany*, 86(4) : 09-15 p.
- Dejen E. Vijverberg J. Nagelkerke L. A. & Sibbing F.A. 2004. Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation to turbidity and other environmental factors in a large tropical lake (L. Tana, Ethiopia). *Hydrobiologia*, 513(1) : 39-49 p.
- Devauchelle N. 2002. Bilans de santé des organismes et des écosystèmes marins. Quels signaux biologiques mesurer ?
- De Bie T. Declerck S. Martens K. De Meester L. & Brendonck, L. 2007. A comparative analysis of cladoceran communities from different water body types : patterns in community composition and diversity. In *Pond Conservation in Europe*. Springer, Dordrecht. 19-27 p.
- De Vargas C. Audic S. Henry N. Decelle J. Mahé F. Logares R. ... & Velayoudon, D. 2015. Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, 348(6237), 1261605.
- Derraz M. 1995. Etude de l'eutrophisation de la retenue de barrage El Kansera (Maroc). Caractéristiques physicochimiques, biodisponibilité du phosphate sédimentaire, écophysologie de *Microcystis* et relation des blooms avec les paramètres environnementaux. Thèse de Doctorat ès-Sciences. Université Moulay Ismaïl, Meknès, 19 p.
- Derwich E. Beziane Z. Benaabidate L. Belghyti D. 2008. Evaluation de la qualité des eaux de surface des oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *Larhyss Journal*.7 : 59-77 p.
- Descamps-Julien B. Gonzalez A. 2005. Stable coexistence in a fluctuating environment : An experimental demonstration. *Ecology* 86 (28) : 15-24 p.
- Devreker D. Souissi S. Molinero J.C. Beyrend-Dur D. Gomez F. & Forget-Leray J. 2010. Tidal and annual variability of the population structure of *Eurytemora affinis* in the middle part of the Seine Estuary during 2005. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89(2) : 45–55 p.
- De Smet W.H. 1996. Rotifera 4 : The Proalidae (Monogononta). In Nogrady T, Dumont HJ (eds.), *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World* 9. SPB Academic, The Hague, The Netherlands.
- De Pauw N. Ghetti P.F. Manzini D.P. Spaggiari D.R. 1992. Biological assessment methods for running waters. In Newman, P.J., Piavaux, M.A., Sweeting, R.A. (Eds.), *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Communities, Bruxelles, 17–48 p.

De Puellas M.L.F. Alemany F. & Jansá J. 2007. Zooplankton time-series in the Balearic Sea (Western Mediterranean) : variability during the decade 1994–2003. *Progress in Oceanography*, 74 (2-3) : 29-54 p.

Dimane F. Haboubi K. Hanafi I. El Himri A. Aridaloussi K. 2017. Impact des facteurs de pollution sur la qualité des eaux de la zone aval de la vallée de l'oued Nekor (Al-Hoceima, Maroc). *European Scientific Journal* 13(3) :43-60 p.

Dodds W.K, Jones J.R, Welch E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state : Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res* 32(14) :55- 62 p.

Dodson S.I. Lillie R.A.& Will-Wolf S. 2005. Land Use, Water Chemistry, Aquatic Vegetation, and Zooplankton Community Structure of Shallow Lakes. *Ecological Applications* 15 (11) : 91–98 p.

Domaizon I., Viboud S. et Fontvieille D. 2003. Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy - importance of mixotrophy. *FEMS Microbiology Ecology*. 46(3) : 17-29 p.

Doney S.C. 2006. Plankton in a warmer world. *Nature*, 444(7120) : 95-96 p.

Doukhandji N. & Arab A. 2017. The spatio-temporal distribution of rotifers in a dam in a saharan climate region (Foum El Gherza, Algeria). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 72(2), : 68-76 p.

Drinkwater K.F. Beaugrand G. Kaeriyama M. Kim S. Ottersen G. Perry R.I. Pörtner H. O. Polovina J.J. Takasuka A. 2010. « On the processes linking climate to ecosystem changes » *Jo. Of Mar. Syst.* 79(3) : 74–88 p.

Duan Z. Sun R. Liu R. & Zhu C. 2007. Accurate thermodynamic model for the calculation of H<sub>2</sub>S solubility in pure water and brines. *Energy & Fuels*, 21(4) : 56-65 p.

Dudgeon D. Arthington A.H. Gessner M.O. Kawabata Z.I. Knowler D.J. Lévêque C. ... & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity : importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2) : 63-82 p.

Duggan I.C. Green J.D. Shiel R.J. 2001. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia* 446(447) : 55–64 p.

Dumitran G.E. Vuta L. I. Popa B. & Popa F. 2020. Hydrological Variability Impact on Eutrophication in a Large Romanian Border Reservoir, Stanca–Costesti. *Water*, 12(11) : 65 p.

Dussart B. 1966. Copépodes de la faune benthique du Léman. *Vie et Milieu*, (2) :83-102 p.

Dussart B.H. & Defaye D. 2001. Introduction to the Copepoda. Backhuys.

Duvil R. Beutel M. W., Fuhrmann B. Seelos M. 2018. Effect of oxygen, nitrate and aluminum addition on methylmercury efflux from mine-impacted reservoir sediment. *Water Research* 144 (7) :40-51 p.

D'Ortenzio F. & Ribera d'Alcalà M. 2009. On the trophic regimes of the Mediterranean Sea : a satellite analysis. *Biogeosciences*, 6(2) : 39-48 p.

Edwards M. & Richardson A.J. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(8) : 81-84 p.

Einsle U. 1996. *Cyclops heberti* n. sp. and *Cyclops singularis* n. sp., two new species within the genus *Cyclops* ('strenuus-subgroup')(Crust. Copepoda) from ephemeral ponds in southern Germany. *Hydrobiologia*, 319(3) : 67-77 p.

El Ghachtoul Y. Mhamidi M. A. Gabi H. 2005. Eutrophication of the Smir and Sehla reservoirs (Morocco) : causes, consequences and tools to aid in wate management. *Revue des sciences de l'eau* 18 :75-89 p.

Elghrib H. Somoue L. Elkhiaati N. Berraho A.r Makaoui A. Bourhim N. ... & Ettahiri O. 2012. Distribution du phytoplancton dans les zones d'upwelling de la côte atlantique marocaine située entre les latitudes 32° 30' N et 24° N. *Comptes Rendus Biologies*, 335(8) : 41-54 p.

Eggleton J. & K.V. Thomas 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International* 30(9) : 73–80 p.

Ejsmont-Karabin J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators : rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2) : 39-150 p.

Ekau W.H. Auel H.O. Pörtner & D. Gilbert 2010. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences* 7 (16) : 69–99 p.

El Hamouri B. Jellal J. Outabiht H. Nebri B. Khallayoune K. Benkerroum A. ... & Firadi R. 1995. The performance of a high-rate algal pond in the Moroccan climate. *Water Science and Technology*, 31(12) : 67-74 p.

Elouahli A. Barcha S.E. Sammoudi R. & Fekhaoui M. 2022. Trophic status and impact of the filling rate on eutrophication of the MBAK dam. *AAAL Bioflux*, 15(2) : 8-13p.

El ouali Lalami A. Merzouki M. El Hillali O. Maniar S. Ibsouda Koraichi S. 2011. Pollution des eaux de surface de la ville de Fès au Maroc : Typologie, origine et conséquences. *Larhyss Journal*. 9 : 55-72 p.

Errahmani B. Hamaidi-Chergui M.F. and Hamaidi M.S. 2015. Physico-chemical parameter variability relative to seasonal dynamics and community structure of plankton in the Boukourdane Lake dam (Algeria). *Applied ecology and environmental research.*,13 (11) : 21-39 p.

Escaravage V.L. & Soetaer K.E.R. 1993. Estimating secondary production for the brackish Westerschelde copepod population *Eurytemora affinis* (Poppe) combining experimental data and field observations. *Cahiers de Biologie Marine* 34 (2) : 01–14 p.

Ettl H. 1978. Xanthophyceae. Ettl H. Gerloff, J. et Heynig, H. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

Ettl H. 1983. Chlorophyta I (Phytomonadina). Ettl H. Gerloff, J. Heynig, H. et Mollenhauer D. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

Ettl H. et Gärtner G. 1988. Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales).

Falkowski P.G. Katz M. E., Knoll A. H. Quigg A. Raven J.A. Schofield O. & Taylor, F.J.R. 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*, 305(5682), 54-60 p.

Felipe-Sotelo M. Andrade J. M. Carlosena A. Tauler R. 2007. Emporal characterisation of river waters in urban and semi-urban areas using physico-chemical parameters and chemometric methods. *Analytica Chimica Acta* 583(12) :28-37 p.

Feniova I. Sakharova E. Karpowicz M. Gladyshev M.I. Sushchik N.N. Dawidowicz P. ... & Dzialowski A. 2019. Direct and indirect impacts of fish on crustacean zooplankton in experimental mesocosms. *Water*, 11(10) : 20-90 p.

Fernández de Puelles ML, Alemany F, Jansá J. 2007. Zooplankton time-series in the Balearic Sea (Western Mediterranean) : Variability during the decade 1994–2003. *Progress in Oceanography* 74(3) : 29-54 p.

Fernández de Puelles M. L. et J.C. Molinero. 2008. « Decadal changes in hydrographic and ecological time-series in the Balearic Sea (western Mediterranean), identifying links between climate and zooplankton ». *ICES, J. Mar. Sc.* 65(3) : 11–17 p.

Ferrari I. A. Farabegoli & R. Mazzone 1989. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hydrobiologia* 186–187 (2) : 01–08 p.

Feuchtmayr H., Moran R. Hatton K., Connor L., Heyes T. Moss B. Harvay I., Atkinson D. 2009. Global warming and eutrophication : effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46(7) : 13-23 p.

Field C.B., Behrenfeld M.J., Randerson J.T., Falkowski P. 1998. Primary production of the biosphere : Integrating terrestrial et oceanic components. *Science* 281(2) : 37-40 p.

Figueroa R.I., Garcés E., Massana R. et Camp J. 2008. Description, host-specificity, and strain selectivity of the dinoflagellate parasite *Parvilucifera sinerae* sp. nov. (Perkinsozoa). *Protist*. 159(5) : 63-78 p.

Firoozi F. Roozbahani A. & Massah Bavani A. R. 2020. Developing a framework for assessment of climate change impact on thermal stratification of dam reservoirs. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(4), 95-110 p.

Fisher T.R. Harding L.W. Ward L.G. 1988. Phytoplankton. Nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 27 : 61-93 p.

Floury M. Delattre C. Ormerod S.J. Souchon Y. 2012. Global versus local change effects on a large European river. *Sci Total Environ* 441(2) : 20-29 p.

Foutlane A. Bouloud A. & Ghedda K. 1997. Restauration de la qualité des eaux des retenues de barrages. IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences, 243(2) : 87-98 p.

Flössner D. 1972. Kiemen-und Blattfüßer, Branchiopoda-Fischläuse, Branchiura : Krebstiere, Crustacea. na.

Fqih Berrada D. Berrada R. Benzekri A. et Jabry E. 2000. Seasonal evolution of phytoplanktonic communities in relation to abiotic and biotic parameters in El Kansera lakeresevoir (Morocco).

Frangoulis C. Christou E. & Hecq J. 2004. Comparison of marine copepod outfluxes : Nature, rate, fate and role in the carbon and nitrogen cycles. *Advances in marine biology*, 47(3) : 53-109 p.

Franklin P.M. Dunbar & P. Whitehead 2008. Flow controls on lowland river macrophytes : A review. *Science of the Total Environment* 400 (3) : 69–78 p.

Friedrich G., Pohlmann M. 2009. Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica* 39 :14-39 p.

Frink CR, Waggoner PE, Ausubel JH 1999. Nitrogen fertilizer : Retrospect and prospect. *Proc Natl Acad Sci* 96 :1175-1180. Doi : 10.1073/pnas.96.4.1175.

Fromentin J.M. & Planque B. 1996. Calanus and environment in the eastern North Atlantic. II. Influence of the North Atlantic Oscillation on *C. finmarchicus* and *C. helgolandicus*. *Marine Ecology Progress Series*, 134 (1) : 11-18 p.

Frontier S. 1976. Utilisation des diagrammes rang-fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *J. Rech. Océanogr.* I, 35–48 p.

Gabel F. Garcia X.F. Schnauder I. & Pusch M.T. 2012. Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology*, 57(12) : 25-35 p.

Galloway J. N., & Cowling E. B. 2002. Reactive nitrogen and the world : 200 years of change. *AMBIO : A Journal of the Human Environment*, 31(2) : 64-71 p.

Gammon J.R. & Simon T.P. 2000. Variation in a great river index of biotic integrity over a 20-year period. In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. Springer, Dordrecht 91-104 p.

Ganf G.G. Heaney S.I. et Corry J. 1991. Light absorption and pigment content in natural populations and cultures of a non-gas vacuolate cyanobacterium *Oscillatoria bourrellyi* (= *Tychomema bourrellyi*). *Journal of Plankton Research*. 13(11) : 01-21 p.

Ganie A.A. & Dar A.A. 2021. Water Switched Reversible Thermochromism in Organic Salt of Sulfonated Anil. *Crystal Growth & Design*, 21(5), 14-23 p.

Gannon J. E. & Stemberger R.S. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 16-35 p.

García-Chicote J. Armengol X. & Rojo C. 2019. Zooplankton species as indicators of trophic state in reservoirs from Mediterranean river basins. *Inland Waters*, 9(1) : 13-23 p.

Garrad, P. N., & Hey, R. D. 1987. Boat traffic, sediment resuspension and turbidity in a broadland river. *Journal of hydrology*, 95(3-4) : 89-97 p.

Garras S. Bacroume S. Rahouti M. Fekhaoui M et Barcha S. 2015. Modeling total phosphorus behavior in the Smir lake reservoir (Tetouan, Morocco). *Revue Journal of Materials and Environmental Science. J. Mater. Environ. Sci.* 6 (6) : 84-91.

Garras S. Bacroume S. Rahouti M. Barcha S.E. Bellaouchou A. Fekhaoui M. 2016. The Development of a Mathematical Approach Towards Predicting Turbidity in the Smir lake Reservoir (Tetouan, Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science. J. Mater. Environ. Sci.* 7 (3) : 28-34 p.

García-Chicote J. Armengol X. & Rojo C. 2018. Zooplankton abundance : a neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, 69 (4) : 6-14 p.

García-Comas C., Stemmann L., Ibanez F., Berline L., Mazzocchi M.G., Gasparini S., Picheral M., Gorsky G. 2011. Zooplankton long-term changes in the NW Mediterranean Sea : Decadal periodicity forced by winter hydrographic conditions related to large-scale atmospheric changes ? *Journal of Marine Systems* 87(2) : 16-26 p.

Gasparini S. Castel J. & Irigoien X. 1999. Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems* 22 (2) : 95–105 p.

Gaujour D. 1995. La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire. 2eme édition Lavoisier. P : 49.

Gaulke A.K., Wetz M.S., Paerl H.W. 2010. Picophytoplankton : A major contributor to planktonic biomass et primary production in a eutrophic, river-dominated estuary. *Estuarine Coastal et Shelf Science* 90 : 45-54 p.

Gazonato Neto A. J. Silva L.C.D. Saggio, A. A., & Rocha O. 2014. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, 14.

Germain H. 1981. Flore des diatomées : eaux douces et saumâtres. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris.

Ghazali D. & Zaid A. 2013. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (Région de Meknès-Maroc). *LARHYSS Journal* P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782, (12).

Giani A. 1991. Implications of phytoplankton chemical composition for zooplankton production : experimental evidence. *Oecologia* 87(4) : 09–16 p.

GIEC 2007. « Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Éds. Pachauri, R.K. et Reisinger, A.] ». GIEC, Genève, Suisse, 103 pages.

Giles C.D. Isles P.D. Manley T. Xu Y. Druschel G.K. Schroth A.W. 2016. The mobility of phosphorus, iron, and manganese through the sediment-water continuum of a shallow

eutrophic freshwater lake under stratified and mixed water-column conditions. *Biogeochemistry* 127(1) :15-34 p.

Gilbert D. Amblard C. Bourdier G. & Francez A.J. 1998. The microbial loop at the surface of a peatland : structure, function, and impact of nutrient input. *Microbial ecology*, 35(1), 83-93 p.

Giménez Casalduero F. 2001. Biondicators. Tools for the impact assessment of aquaculture activities on the marine communities. C

Gleason F.H., Kagami M., Lefèvre E. et Sime-Ngando T. 2008. The ecology of chytrids in aquatic ecosystems : roles in food web dynamics. *Fungal Biological Review*. 22 : 17-25 p.

Gleick P.H. 1986. Methods for evaluating the regional hydrologie impacts of global climatic changes. *Journal of hydrology*, 88 : 97-116 p.

Glibert P.M., Allen J.I., Bouwman A.F., Brown C.W., Flynn K.J., Lewitus A.J., Madden C.J. 2010. Modeling of HABs et eutrophication Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems* 83(2) : 62-75 p.

Goberville E. 2010. Evolution décennale des zones côtières : Forçages climatiques, forçages anthropiques. Thesis, Université Bordeaux 1. 317 pp.

Goberville E., Beaugrand G., & Edwards M. 2014. Synchronous response of marine plankton ecosystems to climate in the Northeast Atlantic and the North Sea. *Journal of Marine Systems*, 129(1) : 89-102 p.

Gosselain V., Viroux L., & Descy J. P. 1998. Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers ? *Freshwater Biology*, 39(1) : 9-24 p.

Goterman H.L. 1995. Toxicité cinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome, le cuivre et le zinc (Doctoral dissertation, Thèse de 3ème cycle. Univ. De Claude Bernard, Lyon, 125 p.

Grenouillet G., Pont D., Olivier J.M. 2000. Habitat occupancy patterns of juvenile fishes in a large lowland river : interactions with macrophytes. *Arch für Hydrobiol* 149(3) :07-26 p.

Griffitt, R. J., Luo, J., Gao, J., Bonzongo, J. C., & Barber, D. S. 2008. Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry : An International Journal*, 27(9) : 72-78 p.

Grime J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, New York. 222 pp.

Group T. M. de Madron X. D. Guieu C. Sempéré R. Conan P. Cossa D. ... & Verney R. 2011. Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Progress in Oceanography*, 91(2) : 97-166 p.

Grosjean P., Picheral M., Warembourg C., Gorsky G. 2004. Enumeration, measurement and identification of net zooplankton samples using the ZOOSCAN digital imaging system. *ICES Journal of Marine Science* 61(5) : 18-25 p.

Grover J.P. 1997. *Resource competition*. Springer Science & Business Media.

Guerold F. Boudot J.P. Jacquemin G. Vein D. Merlet D. & Rouiller J. 2000. Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (NE France). *Biodiversity & Conservation*, 9(6) : 67-83 p.

Guerold F. 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water research*, 34(2) : 87-92 p.

Guerrien M. 2003. The value of Principal Component Analysis (PCA) for social science research. *Cahiers des Amériques latines* 43(1) : 81-92 p.

Gumy D. & De Alencastro L.F. 2001. Origine de la pollution du Léman par le chlorure. *Commission internationale de la protection des eaux du Léman, 2000(ARTICLE)*, 261-278 p.

Haberman R. 1998. *Mathematical models : mechanical vibrations, population dynamics, and traffic flow*. Society for Industrial and Applied Mathematics.

Haberman J. & Haldna M. 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes : long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, 73(2).

Hadjrabia-Melboucy N et Bouhadeh M. 2007. Carte de prévision des zones de dépôts dans une retenue de barrage. 18ème Congrès Français de Mécanique. Faculté de Génie Civil, USTHB, Bab-Ezzouar. 6 p.

Hamaidi F. Defaye D. et Semroud R. 2010. Copepoda of Algerian fresh waters : checklist, new records, and comments on their biodiversity. *Crustaceana.*, 83(1) : 01-26 p.

Hasnaoui B. 1992. *Chênaies du Nord de la Tunisie : Ecologie et régénération* (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 1).

Häder D. P., Williamson C. E., Wängberg S. Å., Rautio M., Rose K. C., Gao K., ... & Worrest R. 2015. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 14(1) : 08-26 p.

Hallegraeff G.M. 1993. A Review Of Harmful Algal Blooms Et Their Apparent Global Increase. *Phycologia* 32 : 79-99 p.

Hamil S. Bouchelouche D. Arab S. Alili M. Baha M. & Arab A. 2021. The relationship between zooplankton community and environmental factors of Ghrib Dam in Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(34) : 92-102 p.

Hansen B., Wernberg-Møller T. & Wittrup L. 1997. Particle grazing efficiency and specific growth efficiency of the rotifer *Brachionus plicatilis* (Muller). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 215(2) : 17-33 p.

Hansen A.N. & Visser A.W. 2016. Carbon export by vertically migrating zooplankton : an optimal behavior model. *Limnology and Oceanography*.

Hardenbicker P., Rolinski S., Weitere M., Fischer H. 2014. Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. *Int Rev Hydrobiol* 99 :326-334 p.

Hart R.C. 2011. Zooplankton biomass to chlorophyll ratios in relation to trophic status within and between ten South African reservoirs : Causal inferences, and implications for biomanipulation. *Water SA*, 37(4) : 13-22 p.

Hartmann J., Jansen N., Kempe S., Dürr H.H. 2007. Geochemistry of the river Rhine and the Upper Danube : recent trends and lithological influence on baselines. *J Environ Sci Sustain Soc* 1 : 39-46 p.

Hays G.C. Richardson A.J. Robinson C. 2005. « Climate change and marine plankton » *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 20(6) : 37-44 p.

Heath M. & Loug, R. 2007. A synthesis of large-scale patterns in the planktonic prey of larval and juvenile cod (*Gadus morhua*). *Fisheries Oceanography*, 16(1): 69-85 p.

Heisler J., Glibert P.M., Burkholder J.M., Anderson D.M., Cochlan W., Dennison W.C., Dortch, Q., Gobler C.J., Heil C.A., Humphries E., Lewitus A., Magnien R., Marshall H.G., Sellner K., Stockwell D.A., Stoecker D.K., Suddleson M., 2008. Eutrophication et harmful algal blooms : A scientific consensus. *Harmful Algae* 8 : 3-13 p.

Hereu C.M. Arteaga M.C. Galindo-Sánchez C.E. Herzka S.Z. Batta-Lona P.G. & Jiménez-Rosenberg S.P. 2020. Zooplankton summer composition in the southern Gulf of Mexico with emphasis on salp and hyperiid amphipod assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(5) : 65-80 p.

Herman A.W., Beanlands B., Phillips E.F. 2004. The next generation of Optical Plankton Counter : the Laser-OPC. *Journal of Plankton Research* 26(11) :35-45 p.

Hilton J, O'Hare M, Bowes M.J, Jones J.I. 2006. How green is my river ? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci Total Environ* 365 :66-83 p. Doi : 10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.

Holmes N 1996. The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status : review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the national Rivers Authority.

Hongv D. 1997. Cycling of iron, manganese, and phosphate in a meromictic lake. *Limnology and Oceanography*, 42(4), 35-47 p.

Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning : A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 : 3-35 p.

Hsieh C.D. Yang W.F and Wang W.C. 2006. Simulations of sediment yield and phosphorus yield from a watershed in Taiwan, China. *International Journal of Sediment Research*. 21 (4) : 61–71 p.

Hu C. Li D. Chen C. Ge J. Muller-Karger F.E. Liu J. ... & He M.X. 2010. On the recurrent *Ulva prolifera* blooms in the Yellow Sea and East China Sea. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 115(C5).

Hudson J.M. Steinberg D.K. Sutton T.T. Graves J.E. & Latour R.J. 2014. Myctophid feeding ecology and carbon transport along the northern Mid-Atlantic Ridge. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 93 (1) : 04-16 p.

Hulme M. 1996. Recent climatic change in the world's drylands. *Geophysical research Letters*, vol. 23(1) : 61-64 p.

Humes A.G. 1994. How many copepods ? *Hydrobiologia*, 292 : 1-7 p.

Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Res* 52(2) : 97-106 p.

Hutchinson G. E. 1957. *A Treatise on limnology*, 1, 243.

Hutchinson G.E. 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, 37-45 p.

Hutchinson G.E. 1967. *A Treatise on Limnology. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton (Volume II)*. John Wiley and Sons, New York.

Ibelings B.W., Debruin A., Kagami M., Rijkeboer M., Brehm M. et Van Donk E. 2004. Host parasites interactions between freshwater phytoplankton and chytrid fungi (Chytridiomycota). *Journal of Phycology*. 40(4) : 37-53 p.

Iglesias-Rodriguez, M.D., Schofield, O.M., Batley, J., Medlin, L.K. et Hayes, P.K. 2006. Intraspecific genetic diversity in the marine coccolithophore *Emiliania huxleyi* (Prymnesiophyceae) : The use of microsatellite analysis in marine phytoplankton population studies. *Journal of phycology*. 42(5) : 26-36 p.

Ihnken S. Beardall J. Kromkamp J.C. & Figueroa F. L 2014. Light acclimation and pH perturbations affect photosynthetic performance in *Chlorella* mass culture. *Aquatic Biology*, 22 : 95-110 p.

Inaotombi S. Gupta P.K. & Mahanta P.C. 2016. Influence of abiotic factors on the spatio-temporal distribution of rotifers in a subtropical lake of western Himalaya. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(2) : 1-15 p.

IPCC .2001. *Climate Change 2001. Synthesis Report* (ed. By R. T. Watson and the Core Writing Team). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Istvánovics V., Honti M. 2012. Efficiency of nutrient management in controlling eutrophication of running waters in the Middle Danube Basin. *Hydrobiologia* 686 :55-71 p.

Jabbar A. 2014. *Mémoire en vue de l'obtention de la licence professionnelle tourisme rural et culturel : L'ancienne Médina de Casablanca : une Richesse Culturelle et Touristique diversifiée mal exploitée*. Université Hassan II Mohammedia. 100 p.

Jackson B.M, Browne C.A., Butler A.P, et al. 2008. Nitrate transport in Chalk catchments : monitoring, modelling and policy implications. *Environ Sci Policy* 11 :125-135 p. Doi : 10.1016/j.envsci.2007.10.006.

Jane S.F. Hansen G.J. Kraemer B.M. Leavitt P.R. Mincer J.L. North R.L. ... & Rose K. C. 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*, 594(7861) : 66-70 p.

Janjua M.Y. Ahmad T. & Akhtar N. 2009. Limnology and trophic status of Shahpur dam reservoir, Pakistan. *The Journal of Animal & Plant Sciences*, 19(4) : 24-73 p.

Jarvie H. P., Sharpley A. N. Spears B. Buda A.R. May L. & Kleinman P.J. 2013. Water quality remediation faces unprecedented challenges from “legacy phosphorus”.

Jax K. 2005. Function et "functioning" in ecology : what does it mean ? *Oikos* 111(6) : 41-48 p.

Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., et al. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshw Biol* 50(17) : 47-71 p.

Jeppesen E., Nøges P., Davidson T. A., Haberman J., Nøges T., Blank K., ... & Amsinck S. L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes : a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676(1) : 79-97 p.

Jin J. Wells S.A. Liu D. Yang G. Zhu S. Ma J. Yang Z. 2019. Effects of water level fluctuation on thermal stratification in a typical tributary bay of Three Gorges Reservoir, China. *PeerJ* 7 : e6925.

John D.M. 1994. Alternation of generations in algae : its complexity, maintenance and evolution. *Biology Review*. 69(2) : 75-91 p.

Johnson R.H. 1917. Eugenic aspect of sexual immorality : Those Affected Are Inferior In Eugenic Quality and the Decrease of Their Racial Contribution Is Directly a Gain Rather Than Loss—Social Hygiene Therefore Opposed to the Eugenic Movement<sup>1</sup>. *Journal of Heredity*, 8(3) : 21-22 p.

Jónasdóttir S.H., Visser A.W., Richardson K. & Heath M.R. 2015. Seasonal copepod lipid pump promotes carbon sequestration in the deep North Atlantic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(1) : 22-26 p.

Ju F. Beck K. Yin X. Maccagnan A. McArdell C.S., Singer H. P. ... & Bürgmann H. 2019. Wastewater treatment plant resistomes are shaped by bacterial composition, genetic exchange, and upregulated expression in the effluent microbiomes. *The ISME journal*, 13(2) : 6-20 p.

Karadirek I. E. Kara S. Yilmaz G. Muhammetoglu A. & Muhammetoglu H. 2012. Implementation of hydraulic modelling for water-loss reduction through pressure management. *Water Resources Management*, 26(9) : 55-68 p.

Karsenti E., Acinas S.G., Bork P., Bowler C., De Vargas C., ..., Jamet J.L., ... Stemmann L., et al. 2011. « A Holistic Approach to Marine Eco-systems Biology » *Public Library of Science Biology (PLoS Biology)* 9 : 10 : 1-5 p.

Kaup E. 2005. Development of anthropogenic eutrophication in lakes of the Schirmacher Oasis. Antarctica. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie : Verhandlungen* 29(2) : 78-82 p.

- Kawasaki N. Ogata F. and Tominaga H. 2010. Selective adsorption behavior of phosphate onto aluminum hydroxide gel. *J. Hazard. Mater.* 181(5) : 74–79 p.
- Kelly M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res* 32 :236-242. Doi : 10.1016/S0043-1354(97)00157-7.
- Kelly M.G, Whitton B.A. 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384 :55-67 p.
- Kemmou S. 2011. Variations saisonnières et mobilité potentielle du phosphore sédimentaire de la retenue de barrage Al Massira (Maroc). Thèse de Doctorat de la Faculté des sciences Rabat : 23 p.
- Kerfoot W.C., & Kirk K.L. 1991. Degree of taste discrimination among suspension-feeding cladocerans and copepods : Implications for detritivory and herbivory. *Limnology and Oceanography*, 36(6) : 07-23 p.
- Kiffney P.M. Greene C.M. Hall J.E. & Davies J.R. 2006. Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 (25) : 18–30 p.
- Kim H.W. & Joo G.J. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river : a case study of the Nakdong River (Korea). *Hydrobiologia* 438 (1) : 71–84 p.
- Kimmel D.G. & M.R. Roman 2004. Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay, USA : influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series* 267 : 71–83 p.
- Knisely K. & W. Geller 1986. Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* 69 : 86–94 p.
- Knoechel R. & Blair Holtby, L. (1986). Construction and validation of a body-length-based model for the prediction of cladoceran community filtering rates. *Limnology and Oceanography*, 31(1), 1-16 p.
- Kjørboe T. & Sabatini, M. 1994. Reproductive and life cycle strategies in egg-carrying cyclopoid and freespawning calanoid copepods. *Journal of Plankton Research*, 16(13) : 53-66 p.
- Kjørboe T. 2011. What makes pelagic copepods so successful ? *Journal of Plankton Research*, 33(5) : 77-85 p.
- Kirby R. R., G. Beaugrand, Lindley J. A., Richardson A. J., Edwards M., Reid P. C. 2007a. « Climate effects and benthic–pelagic coupling in the North Sea » *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 330 : 31–38 p.
- Kirby, M. E., Lund, S. P., Anderson, M. A., & Bird, B. W. 2007b. Insolation forcing of Holocene climate change in Southern California : a sediment study from Lake Elsinore. *Journal of Paleolimnology*, 38(3), 95-17 p.

Kirby R.R. & Beaugrand G. 2009. Trophic amplification of climate warming. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 276(4) : 95-103 p.

Kirk K.L. 1991. Inorganic particles alter competition in grazing plankton : the role of selective feeding. *Ecology* 9 : 15–23 p.

Kisand A. 2005. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi. *Hydrobiologia*. 54(7) : 33–39 p.

Kobayashi T., Shiel R. J., Gibbs P., & Dixon P. I. 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River : comparison of community structure with other rivers. *Hydrobiologia*, 377(1) : 33-45 p.

Kofoed C.A. 1909. On *Peridinium steinii* Jörgensen, with a note on the nomenclature of the skeleton of the Peridinidae. *Archiv für Protistenkunde*. 16 : 25-47 p.

Komárek J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris 148(2) : 81-97p.

Koste W and Voigt M. 1978. Die Radertiere Mitteleuropas. In *Rotatoria*, Vol. 2. Gebrüder Borntraeeger : Berlin.

Kugrens P. et Clay B.L. 2003. Cryptomonads. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Labrecque L.I. & Milne G.R. 2012. Exciting red and competent blue : the importance of color in marketing. *Journal of the Academy of Marketing Science*, 40(5) : 11-27 p.

Labry C., Herbland A., Delmas D. 2002. The role of phosphorus on planktonic production of the Gironde plume waters in the Bay of Biscay. *Journal of Plankton Research* 24 : 97-117 p.

Lafforgue, L. 1994. D-stukas de Drinfeld (Doctoral dissertation, Paris 11).

Lafforgue, M., Walker, D., & Simmons, J. 1993. Hanningfield Lake : Functioning and restoration processes. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie : Verhandlungen*, 25(2) : 62-67 p.

Lafgren S. Bostrom B. 1989. Interstitial water concentrations of phosphorus, iron and manganese in a shallow, eutrophic swedish lake - implications for phosphorus cycling. *Water Res* ; 23(11) : 15-25 p.

Lagauterie P. & Leroux P. 1977. Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, (2) : 27-42 p.

Lahlou A. 1990. Envasement du barrage Mohamed Ben Abdelkrim Al Khattabi et lutte antiérosive du bassin versant montagneux situé à l'amont. *IAHS Publication* 194(2) : 43-52 p.

Lair N. & Gay C. 1990. Fresh-water zooplankton ecology of kerguelen islands. 3. lake studer-2-population-dynamics of pseudoboeckella-volucris kiefer and daphniopsis-studeri ruehe. In *Annales des sciences naturelles-zoologie et biologie animale*. 65 rue camille

desmoulins, cs50083, 92442 issy-les-moulineaux, france : elsevier france-editions scientifiques medicales elsevier. 11(2) : 93-105 p.

Lair N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems : aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications*, 22(5) : 67-93 p.

Lalitha H. & Ramakrishna S. 2021. Studies on the diversity of phytoplanktons and their seasonal variation in kunigal tank, tumkur district, karnataka. *Uttar pradesh journal of zoology*, (5) : 55-70 p.

Landry M.R., Barber R.T., Bidigare R.R., Chai F., Coale K.H., Dam H.G., Lewis M.R., Lindley S.T., McCarthy J.J., Roman M.R., Stoecker D.K., Verity P.G., White J.R. 1997. Iron et grazing constraints on primary production in the central equatorial Pacific : An EqPac synthesis. *Limnology et Oceanography* 42(4) : 05-18 p.

Lakkis S. & Zeidane R. 1987. Les Corycaeidae (copepoda, cyclopoidea) des eaux libanaises : observations faunistiques et écologiques. *Journal of plankton research*, 9(1) : 15-25 p.

Lampert W. Fleckner W. Rai H. & Taylor B.E. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase 1. *Limnology and oceanography*, 31(3) : 78-90 p.

Lassus P. 1988. Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les côtes européennes.

Laurentides C.R.E., 2009. L'eutrophisation, 4p. Pourriot R. & Meybeck M. 1995 *Limnologie générale*, Masson Edition, (9) : 56 p.

Lavaniegos B.E. & Ohman M.D. 2007. Coherence of long-term variations of zooplankton in two sectors of the California Current System. *Progress in Oceanography*, 75(1) : 42-69 p.

Lazareva V.I. & Bolotov S.E. 2013. Analysis of coexistence of the recent invader *Diaphanosoma orghidani* Negrea with the aboriginal species *D. brachyurum* (Lievin) (Crustacea, Cladocera) in the Rybinsk reservoir. *Russian journal of biological invasions*, 4(3) : 61-73 p.

Lewandoska-Andralojc A., Polyansky D. E., Wang C. H., Wang W. H., Himeda Y., & Fujita E. 2014. Efficient water oxidation with organometallic iridium complexes as precatalysts. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 16(24) : 76-87 p.

Lévêque C. Mounolou J.C. 2001. « Biodiversité. Dynamique biologique et conservation ». Ed. Dunod, Paris, (2) : 48 p.

Li W.K.W. 1994. Primary Production Of Prochlorophytes, Cyanobacteria, Et Eukaryotic Ultraphytoplankton - Measurements From Flow Cytometric Sorting. *Limnology et Oceanography* 39(1) : 69-75 p.

Li Z. Ren W. Liu X. & Xie L. 2013. Distributed consensus of linear multi-agent systems with adaptive dynamic protocols. *Automatica*, 49(7) : 86-95.

Licandro P, Conversi A, Ibanez F, Jossi J. 2001. « Time series analysis of interrupted longterm data set (1961-1991) of zooplankton abundance in Gulf of Maine (northern Atlantic, USA) » *Oceanol. Acta* 24(4) : 53-46 p.

Litchman E., Ohman M.D. & Kiørboe T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35(4) : 73-84 p.

Liu M. Zhang Y. Shi K. Zhang Y. Zhou Y. Zhu M. ... & Liu M. 2020. Effects of rainfall on thermal stratification and dissolved oxygen in a deep drinking water reservoir. *Hydrological Processes*, 34(15) : 87-99 p.

Liu C. Wang S. Wang L. Liu X. Zhou H. Li B. Du Y. 2021. Characteristics and driving factors of thermal stratification evolution in Daheiting Reservoir. *E3S Web of Conferences* 261 :04010.

Longhurst A. R., & Harrison W. G. 1989. The biological pump : profiles of plankton production and consumption in the upper ocean. *Progress in Oceanography*, 22(1) : 47-123 p.

López-Ibáñez M. Prasad T. D. & Paechter B. 2008. Ant colony optimization for optimal control of pumps in water distribution networks. *Journal of water resources planning and management*, 134(4) : 37-46 p.

Lopoukhine N. Crawhall N. Dudley N. Figgis P. Karibuhoye C. Laffoley D. ... & Sandwith T. 2012. Protected areas: providing natural solutions to 21st Century challenges. *SAPIEN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, (5.2).

Loreau M. Naeem S. Inchausti P. Bengtsson J. Grime J.P. Hector A. Hooper D.U. Huston M.A. Raffaelli D. Schmid B. Tilman D. Wardle D.A. 2001. Ecology - Biodiversity et ecosystem functioning : Current knowledge et future challenges. *Science* 294(8) : 04-08 p.

Loudiki M. 1990. Etude limnologique d'un hydrosystème récemment aménagé dans la région de Marrakech (Maroc) : apports du bassin versant, hydrochimie, algues et macrophytes (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 3).

Loudiki M. Cazaubon A. & Hasnaoui M. 1994. Dynamique pluriannuelle d'une population d'*Aulacoseira granulata* Sim. var. *angustissima* (Müller) (Bacillariophyceae centrale) dans le lac-réservoir Hassan I (Maroc). *Ecologia Mediterranea*, 20(1), 09-20 p.

Maavara T. Chen Q. Van Meter K. Brown L.E. Zhang J. Ni J. & Zarfl C. 2020. River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(2) : 03-16 p.

Mackas D., Greve W., Edwards M., Chiba S., Tadokoro K., Eloire D. et al. 2012. Changing zooplankton seasonality in a changing ocean : Comparing time series of zooplankton phenology. *Progress in Oceanography*, 97 : 31-62 p.

Maemets A. 1983. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiologia* 104 (3) :57-61 p.

Magazine-géo 2014. Magazine géographique électronique du Maroc [http://magazine-geo.blogspot.com/2014/12/blog-post\\_53.html](http://magazine-geo.blogspot.com/2014/12/blog-post_53.html).

Makhoukh M. Sbaa M. Berrahou A. & Van Clooster M. 2011. Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782, (9) : 6-11 p.

Malchow H., Hilker F. M., Petrovskii S. V., & Brauer K. 2004. Oscillations and waves in a virally infected plankton system : Part I: The lysogenic stage. *Ecological Complexity*, 1(3), 11-23 p.

Malley D.F. Chang P.S.S. Findlay D.L. & Linsey G.A. 1988. Extreme perturbation of the zooplankton community of a small Precambrian Shield lake by the addition of nutrients: With 6 figures and 1 table in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 23(4) : 37-47 p.

Maloufi S., Catherine A., Mouillot D., Louvard C., Couté A., Bernardr C., & Troussellier M. 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper  $\beta$ -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61(5) : 33-45 p.

Mama D. 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac NOKOUE (BENIN).

Marcon E. 2015. Mesures de la biodiversité (Doctoral dissertation, AgroParisTech).

Margalef R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3 : 36–71 p.

Marneffe Y. Descy J.P. & Thomé J.P. 1996. The zooplankton of the lower river Meuse, Belgium : seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. *Hydrobiologia* 319 : 1–13 p.

Marquis E., Niquil N., Delmas D., Hartmann H.J., Bonnet D., Carlotti F., Herbland A., Labry C., Sautour B., Laborde P., Vezina A., Dupuy, C. 2007. Inverse analysis of the planktonic food web dynamics related to phytoplankton bloom development on the continental shelf of the Bay of Biscay, French coast. *Estuarine Coastal et Shelf Science* 73(2) : 23-35 p.

Marselina M. & Burhanudin M. 2017. Trophic Status Assessment of Saguling Reservoir, Upper Citarum Basin, Indonesia. *Air, Soil and Water Research*, 10, 1178622117746660.

Marty J., Pinel-Alloul B., & Carrias J. 2002. Effet de la prédation et des nutriments sur les réseaux microbiens planctoniques. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 15(1) : 37-49 p.

Marty J.C., & Chiavérini J. 2010. Hydrological changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean, DYFAMED site) during 1995–2007 and biogeochemical consequences. *Biogeosciences*, 7(7) : 17-28 p.

Matson P. A., Parton WJ, Power a G, Swift MJ 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* (80- ) 277 :504-509. Doi : 10.1126/science.277.5325.504 p.

May L., & Bass J. A. 1998. A study of rotifers in the River Thames, England, April–October, 1996. In *Rotifera VIII : A Comparative Approach*. Springer, Dordrecht. 51-57 p.

Mayot N., Matrai P. A., Arjona A., Bélanger S., Marchese C., Jaegler T., ... & Steele, M. 2020. Springtime export of Arctic sea ice influences phytoplankton production in the Greenland Sea. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 125(3), e2019JC015799.

Mazzocchi M.G. Christou E.D. Di Capua I. De Puelles M.L.F. Fonda-Umani S. Molinero J.C. Nival P. Siokou-Frangou I. 2007. « Temporal variability of *Centropages typicus* in the Mediterranean Sea over seasonal-to-decadal scales » *Prog Oceanogr* 72(2) : 14-32 p.

Mazzocchi M. G., Licandro P., Dubroca L., Di Capua I., & Saggiomo V. 2011. Zooplankton associations in a Mediterranean long-term time-series. *Journal of Plankton Research*, 33(8) : 63-81 p.

Mazzocchi M. G., Siokou I., Tirelli V., Bandelj V., de Puelles M.F., Örek Y. A., ... & Kurt T.T. 2014. Regional and seasonal characteristics of epipelagic mesozooplankton in the Mediterranean Sea based on an artificial neural network analysis. *Journal of Marine Systems*, 135 : 64-80 p.

McGowan J.A. Bograd S.J. Lynn R.J. & Miller A.J. 2003. The biological response to the 1977 regime shift in the California Current. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography*, 50(14-16) : 67-82 p.

McQueen D. J., Post J. R., & Mills E. L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(8) : 71-81 p.

Menden-Deuer S., & Kiørboe T. 2016. Small bugs with a big impact : linking plankton ecology with ecosystem processes. *Journal of Plankton Research*, 38(4) : 36-43 p.

Menció A. & Mas-Pla J. 2008. Assessment by multivariate analysis of groundwater-surface.

Menesguen, A., Aminot, A., Belin, C., Chapelle, A., Guillaud, J. F., Joanny, M., ... & Souchu, P. 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France.

Mergeay J. Verschuren D. & Meester L.D. 2006. Invasion of an asexual American water flea clone throughout Africa and rapid displacement of a native sibling species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1603) : 39-44 p.

Meybeck M. De Marsily G. Fustec E. 1998. La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Paris, Elsevier 7 : 07-10 p.

Ménesguen A. 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.01 – janvier 2001.

Meybeck M. 2002. Riverine quality at the Anthropocene : Propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquatic Sciences*, 64(4), 76-93 p.

Meybeck M. 2003. Global analysis of river systems : from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences*, 358(1440), 35-55 p.

Mhamdi M.A. Aleya L. & Devaux J. 1994. Phosphorus exchanges between sediment and water in trophically different reservoirs. *Water Research*, 28(9) : 71-80 p.

Mialet B. Azémar F. Maris T. Sossou C. Ruiz P. Lionard M. Van Damme S. Lecerf A. Muylaert K. Toumi N. Meire P. & Tackx M. 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88(1) : 16–24 p.

Mialet B. Gouzou J. Azémar F. Maris T. Sossou C. Toumi N. ... & Tackx M. 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(1) : 47-57 p.

Mieczan T. Adamczuk M. & Nawrot D. 2013. Effect of water chemistry on the planktonic communities and relationships among food web components across a freshwater ecotone. *Archives of Biological Sciences*, 65(4) : 91-04 p.

Milan M. Bigler C. Tolotti M. & Szeroczyńska K. 2017. Effects of long term nutrient and climate variability on subfossil Cladocera in a deep, subalpine lake (Lake Garda, northern Italy). *Journal of Paleolimnology*, 58(3) : 35-51 p.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being : biodiversity synthesis*.

Ministère délégué chargé de l'Eau 2014. *Système national d'évaluation de la qualité des eaux. Etat de la qualité des ressources en Eaux au Maroc* : 45p.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE Laurentides). 2016. *Protocole de mesure de la transparence de l'eau, 3e édition*, Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550- 75374-2 (PDF) 9 p.

Mitra A. Flynn K.J. Tillmann U. Raven J.A. Caron D. Stoecker D.K. ... & Lundgren V. 2016. Defining planktonic protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition : incorporation of diverse mixotrophic strategies. *Protist*, 167(2) : 06-20 p.

Moatar F, Birgand F, MeyBeck M, Faucheux C, Raymond S. 2009. Incertitudes sur les métriques de qualité des cours d'eau (médianes et quantiles de concentrations, flux, cas des nutriments) évaluées à partir de suivis discrets. *La houille blanche*. 3 : 68-76 p.

Molinero J.C, Ibanez F, Nival P, Buecher E, Souissi S. 2005. North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnol oceanograph* 50 :1213-1220 p.

Molinero J.C, Ibanez F, Souissi S, Buecher E, Dallot S, Nival P. 2008. Climate control on the long-term anomalous changes of zooplankton communities in the Northwestern Mediterranean. *Global Change Biology* 14 :11-26 p.

Molinero J.C. Ibanez F. Souissi S. Chifflet M. Nival P. 2005. « Phenological changes in the Northwestern Mediterranean copepods *Centropages typicus* and *Temora stylifera* linked to climate forcing » *Oecol* 145(6) : 40–49 p.

Moloney C.L., Field J.G., 1989. General allometric equations for rates of nutrient uptake, ingestion, and respiration in plankton organisms. *Limnol Oceanogr* 34 :1290-1299 p.

Møller E.F. 2005. Sloppy feeding in marine copepods : prey-size-dependent production of dissolved organic carbon. *Journal of Plankton Research*, 27 : 27-35 p.

Moncef M. Malki M. Fahde A. & Devaux J. 1994. Mesure de l'intensité et de la sélectivité du bronzage zooplanctonique diurne et nocturne sur le peuplement physoplanctonique de la retenue Al Massira (Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 7(1) : 3-22 p.

Moss B., Backer T., Stephen D., Williams A., Balayla D., Beklioglu M. & Carvalho L., 2005. Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment : Deviations from the norm *Freshwater biology*, 50(16) : 87-105 p.

Moss B. Kosten S. Meerhoff M. Battarbee R.W. Jeppesen E. Mazzeo N. ... & Scheffer M. 2011. Allied attack : climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1(2) : 01-05 p.

Mostajir B.C. Amblard E. Buffan-Dubau R. De Wit R. Lensi & T. Sime-Ngando 2012. Les réseaux trophiques microbiens des milieux aquatiques et terrestres. *Presses Universitaires de Pau et des Pays de l'Adour*. 28 p.

Morote E., Olivar M.P., Bozzano A., Villate F. & Uriarte I. 2011. Feeding selectivity in larvae of the European hake (*Merluccius merluccius*) in relation to ontogeny and visual capabilities. *Marine Biology*, 158(13) : 49-61 p.

Mounjid J. Cohen N. Fadlaoui S. Belhouari A. Oubraim S. 2014. Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau merzeg (periurbain de Casablanca, maroc). *Larhyss Journal*. 18 : 31-51 p.

Mouissi S. Aalayat H. 2016. Use of Principal Component Analysis (PCA) for the PhysicoChemical Characterization of the Waters of an Aquatic Ecosystem : Case of Lake Oubéira (Extreme Algerian). *Journal of Materials and Environmental Science* 7(6) :14-20 p.

Mriouah D. 1982. Élaboration des débits liquide et solubles de l'oued Nekkour à la station de Tamellaht. *Rapport*. Rabat : Direction de l'Hydraulique.

Munger Z.W. Carey C.C. Gerling A.B. Hamre K.D. Doubek J.P. Klepatzki S.D. McClure R.P. Schreiber M.E. 2016. Effectiveness of hypolimnetic oxygenation for preventing accumulation of Fe and Mn in a drinking water reservoir. *Water Research* 106 :1-14 p.

Munger Z.W. Shahady T.D. Schreiber M.E. 2017. Effects of reservoir stratification and watershed hydrology on manganese and iron in a dam-regulated river. *Hydrological Processes* 31(8) : 22-35 p.

Mur L.R., Skulberg O.M. and Utkilen H. 1999. Cyanobacteria in the environment. In: Chorus, I. and Bartram, J. Eds. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London. 15-40 p.

Murphy K. J. & Eaton J. W. 1983. Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *Journal of Applied Ecology*, 13-29 p.

Muylaert K. Sabbe K. & Vyverman W. 2000. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(5), 73-87 p.

Naumann E. 1919. Nagra synpunkte angaende plantons okologi. Med. Sarskilde hansyn till phytoplankton. *Sven Bot Tidskr* 13(1) : 29-58 p.

Nadifi K. 1998. Ressource en eau du Maroc, Séminaire Echelles et modèles de gestion de l'eau du bassin du Haouz au Bassin occidental de la Méditerranée. Faculté des Sciences Semlalia de Marrakech.

Nassri I. 2013. Etude physico-chimique, métallique et bactériologique des eaux de sources de la région Rabat-Salé-Zemour-Zaer (Maroc). Thèse de Doctorat de la Faculté des sciences Rabat. 174 p.

Negrea S. & Hurdugan-Irimia O. 1983. Conspect of the Cladoceran species (Crustacea, Branchiopoda) identified in the poorly known urban Tineretului Lake (Bucharest, Romania). *Romanian Journal of Aquatic Ecology*, 1, 23-38 p.

Nejstgaard J.C. Naustvoll L.J. & Sazhin A. 2001. Correcting for underestimation of microzooplankton grazing in bottle incubation experiments with mesozooplankton. *Mar Ecol Prog Ser* 221 : 59–75 p.

Neves I. F. Rocha O. Roche K.F. & Pinto A.A. 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology*, 63 (3) : 29-43 p.

Niazi S. 1994. Comportement géochimique du fer et du manganèse dans un hydrosystème aménagé : Lac du barrage Mohamed Ben Abdelkrim El Khattabi (Maroc). Impact sur la qualité des eaux. Thèse 3e cycle, université Mohamed V Rabat, n° 1211.

Niazi S., Snoussi M., Foutlane A., 2005a. Impact des aléas climatiques sur la qualité des eaux d'un hydrosystème aménagé en zone semi-aride : cas du bassin-versant du Nekkour (Maroc) 16 (3) : 83-117 p.

Niazi A., Ghasemi J., & Yazdanipour A. 2005b. PARAFAC decomposition of three-way kinetic-spectrophotometric spectral matrices based on Phosphomolybdenum blue complex chemistry for nitrite determination in water and meat samples. *Analytical letters*, 38(14) : 77-92 p.

Nicholas R. & Baker S. 1998. Recovery of mycoplasmas from animals. *Mycoplasma protocols*, 37-43 p.

Nisbet M. & Verneaux J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* EDP Sciences Vol. 6, No. 2(1) : 61-90 p.

Noges P., Noges T., Ghiani M., Sena F., Fresner R., Friedl M., & Mildner J. 2011. Increased nutrient loading and rapid changes in phytoplankton expected with climate change in stratified South European lakes : sensitivity of lakes with different trophic state and catchment properties. *Hydrobiologia*, 667(1) : 255-270 p.

Nogrady T, Pourriot R, Segers H. 1995. Rotifera : Notommatidae and Scaridiidae. In : H. J. Dumont & T. Nogrady (eds.), *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. vol. 3, SPB Academic. Publ., Amsterdam, 248 p.

Nogrady T. & Segers H. 2002. Rotifera 6 : Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18/HJ Dumont (ed.). -Backhuys, 02.-26 p.

Not F., Valentin K., Romari K., Lovejoy C., Massana R., Tobe K., Vaultot, D. et Medlin L.K. 2007. Picobiliphytes : A marine picoplanktonic algal group with unknown affinities to other eukaryotes. *Science*. 5809 :253-255 p.

Not F., del Campo J., Balague V., de Vargas C., Massana R. 2009. New Insights into the Diversity of Marine Picoeukaryotes. *Plos One* 4.

Novotny, V., 1995. Non point Pollution and Urban Stormwater Management. CRC Press.

Novotny, V., 1999. Diffuse pollution from agriculture - a worldwide outlook. *Water Science and Technology* 39 : 1–13 p.

Nowaczyk A. 2011. Communautés métazooplanctoniques de la zone épipelagique de deux environnements contrastés, le plateau des Kerguelen et la mer Méditerranée : caractérisation, distribution spatiale et rôle dans l'écosystème. Université de la méditerranée, Marseille.

Nowaczyk A, Carlotti F, Thibault-Botha D, Pagano M. 2011. Distribution of epipelagic metazooplankton across the Mediterranean Sea during the summer BOUM cruise. *Biogeosciences* 8 : 2159-2177 p.

Nowaczyk M.J. & Irons M.B. 2012. Smith–Lemli–Opitz syndrome : phenotype, natural history, and epidemiology. In *American Journal of Medical Genetics Part C : Seminars in Medical Genetics*. Hoboken : Wiley Subscription Services, Inc., A Wiley Company. 160 (4) : 50-62 p.

Nozaki H. 2003. Flagellated Green Algae. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Nykänen M. & Sarmaja-Korjonen K. 2007. Findings of *Alona protzi* Hartwig 1900 (Branchiopoda : Anomopoda. Chydoridae) in Finland. *Studia Quaternaria*, 73-77 p.

O'Brien E. Nakyazze J. Wu H. Kiwanuka N, Cunningham W. Kaneene J. B. & Xagorarakis I. 2017. Viral diversity and abundance in polluted waters in Kampala, Uganda. *Water research*, 127 : 41-49 p.

OCDE (OECD) 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164 pp.

Odagiri M. Cronin A.A. Thomas A. Kurniawan M.A. Zainal M. Setiabudi W. et al. 2020. Achieving the sustainable development goals for water and sanitation in Indonesia – results from a five-year (2013-2017) large-scale effectiveness evaluation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 230 :113584.

Odum E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia. (574 pp.).

Odum E.P. & Barrett G.W. 1971. Fundamentals of ecology. Philadelphia : Saunders. 3 : 5p.

Ohman M.D. 1990. The demographic benefits of diel vertical migration by zooplankton. *Ecological Monographs*, (2) : 57-81 p.

Olrik K. 1994. Phytoplankton ecology : determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea. Danish Environmental Protection Agency, Denmark.

ONEP (Office national de l'eau potable) 1989. Mise au point de traitement d'El Hoceima. Rabat : Laboratoire de contrôle de la qualité des eaux.

ONEP 1991. Intervention of the " ONEP" [Office National de l'Eau Potable, National Office of Drinking Water] in the rural centers]. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Veterinaires* 19(74-75) : 23-31 p.

ONEP, 1996. Rapport sur la lutte contre l'eutrophisation des lacs-reservoirs marocains, Maroc, Rapport scientifique n°20, 16 p.

O'Reilly C.M. Sharma S., Gray D.K. & Zhang, G. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42(24) :10-73 p.

Ott D.W. et Oldham-Ott C.K. 2003. Eustigmatophyte, Raphidophyte and Tribophyte Algae. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Ouyang Y. 2005. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research* 39(26) : 21-35 p.

Padisak J., Reynolds C.S. et Sommer U. 1993. Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology. *Developments in Hydrobiology* 81. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 199 pp.

Padisak J. 2004. Phytoplankton. In: O'Sullivan, P.E. and Reynold, C.S Eds. *The Lakes Handbook* (Vol. 1). Blackwell Publishing. (2) : 51-38 p.

Padisak J., Borics G., Grigorszky I. et Soróczyki-Pinter E. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive : the assemblage index. *Hydrobiologia*. 553 : 1-14 p.

Paerl, H. W., R. S. Fulton, P. H. Moisander, & J. Dyble, 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *The Scientific World Journal* 1 : 76–113 p.

Palmstrom, N. S., R. E. Carlson, & G. D. Cooke, 1988. Potential links between eutrophication and the formation of carcinogens in drinking water. *Lake and Reservoir Management* 4 : 1–15 p.

Parmesan C. & Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421 : 37-42 p.

Parmesan C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13(18) : 60-72 p.

- Pannard A., Bormans M. et Lagadeuc Y. 2007a. Short-term variability in physical forcing in temperate reservoirs : effects on phytoplankton dynamics and sedimentary fluxes. *Freshwater Biology*. 52 : 12-27 p.
- Pannard A., Bormans M. et Lagadeuc Y. 2007b. Phytoplankton species turnover controlled by physical forcing at different time scales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65 : 47-60 p.
- Park M.G., Yih W. et Coats D.W. 2004. Parasites and Phytoplankton, with special emphasis on dinoflagellates infections. *Journal of Eukaryotic Microbiology*. 51 : 145-155.
- Partensky F., Hess W.R., Vaultot D. 1999. *Prochlorococcus*, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 63(1) : 06-27 p.
- Patil Shilpa G. Chonde Sonal G. Jadhav Aasawari S. and Raut Prakash D. 2012. Impact of Physico-Chemical Characteristics of Shivaji University lakes on Phytoplankton Communities, Kolhapur, India, *Research Journal of Recent Sciences*, 1(2). : 56-60 p.
- Patrick R. 1973. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. In *Biological methods for the assessment of water quality*. ASTM International.
- Paugy D. & Lévêque C. 2018. Le lac Victoria : Un écosystème bouleversé par l'Homme. *Archives contemporaines*.
- Pawar R.S. & Zambare N.S. VM W. & DB, P. 2020. A REVIEW OF EUTROPHICATION.
- Peres J. M. 1978. Vulnérabilité des écosystèmes méditerranéens à la pollution. *Ocean Management*, 3(3-4) : 05-17.
- Perry A.L., Low P.J., Ellis J.R. & Reynolds J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308(19) : 12-15 p.
- Philippeau R. 1986. Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales ? *Lavoisier*.
- Piasecki W. Goodwin A.E. Eiras J.C. & Nowak B.F. 2004. Importance of Copepoda in freshwater aquaculture. *Zoological studies*, 43(2) : 93-105 p.
- Pielou E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13(1) : 31-44 p.
- Picard V., & Lair N. 2005. Spatio-temporal investigations on the planktonic organisms of the Middle Loire (France), during the low water period : biodiversity and community dynamics. *Hydrobiologia*, 551(1) : 69-86 p.
- Picheral M., Guidi L., Stemmann L., Karl D.M., Iddaoud G., Gorsky G. 2010. The Underwater Vision Profiler 5 : An advanced instrument for high spatial resolution studies of particle size spectra and zooplankton. *LIMNOLOGY and OCEANOGRAPHY : METHODS* 8 (4) :62-73 p.

- Pinsky M.L., Worm B., Fogarty M.J., Sarmiento J.L. & Levin S.A. 2013. Marine taxa track local climate velocities. *Science*, 341(12) : 39-42 p.
- Pitoy M.M. Ariyani M. Koesmawati T.A. Yusiasih R. 2019. Pyrethroids residues analysis in Indonesian commercial tea by GC-ECD. *AIMS Agriculture and Food* 4(2) :47-57 p.
- Plan S. POL M. CÔTIERS, D., & MÉDITERRANÉENNE, P. L. R. 2004. About TNI.
- Platt T., Denman K. 1977. Organisation in the pelagic ecosystem. *Helgolander Wiss Meeresunters* 30(5) : 75-81 p.
- Platt T. 1978. Spectral analysis of spatial structure in phytoplankton populations. In *Spatial pattern in plankton communities*. Springer, Boston, MA. 73-84 p.
- Platt T. Fuentes-Yaco C. & Frank K.T. 2003. Spring algal bloom and larval fish survival. *Nature*, 423(6938) : 98-199 p.
- Pomerleau C., Sastri A.R. & Beisner B.E. 2015. Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*, 37 : 712-726 p.
- Pomeroy L.R. WILLIAMS P.J. Azam F. & Hobbie J.E. 2007. The microbial loop. *Oceanography*, 20(2) : 28-33 p.
- Pontin RM. 1978. A Key to freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. *Freshwater Biological Association* 38 (03) : 67– 87 p.
- Porter P. S. Ward R.C. & Bell H.F. 1988. The detection limit. *Environmental science & technology*, 22(8) : 56-61 p.
- Porter J.R. 1993. AFRCWHEAT2 : a model of the growth and development of wheat incorporating responses to water and nitrogen. *European Journal of Agronomy*, 2(2) : 69-82 p.
- Pourriot R. Capblancq J. Champ P. & Meyer J.A. 1982. *Ecologie du plancton des eaux continentales* (Vol. 16). Paris : Masson.
- Pourriot R. 1983. Pigmentation, vulnérabilité et stratégies adaptatives du zooplancton d'eau douce. *Bulletin de la Société Zoologique de France* Volume : 108(2) : 23-26 p.
- Pourriot R. Rougier C. & Miquelis A. 1997. Origin and development of river zooplankton : example of the Marne. *Hydrobiologia*, 345(2) : 43-48 p.
- Pratt C. and Shilton A. 2009. Suitability of adsorption isotherms for predicting the retention capacity of active slag filters removing phosphorus from wastewater, *Water Sci. Technol.* 59(16) : 73–78 p.
- Prescott L.M. Harley J.P. et Klein D.A. 2003. *Microbiologie*, 2ème édition. De boeck Université, Bruxelles.
- Prygiel, E., Superville, P. J., Dumoulin, D., Lizon, F., Prygiel, J., & Billon, G. 2015. On biogeochemistry and water quality of river canals in Northern France subject to daily sediment resuspension due to intense boating activities. *Environmental Pollution*, 197(2) : 95-108 p.

Quevedo-Castro A. Bandala E.R. Rangel-Peraza J.G. Amábilis-Sosa L.E. Sanhouse-García A. Bustos-Terrones Y.A. 2019. Temporal and spatial study of water quality and trophic evaluation of a large tropical reservoir. *Environments* 6(6) : 61 p.

Raimbault P. Beker B. Garcia N. Fournier M. Gouze E. 2011. L'étang de Berre, cycle de la matière, production primaire et communautés phytoplanctoniques. Conference Paper · March 2011.

Ramade F. 1981. *Eléments d'écologie : écologie appliquée*. 4ème édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.

Ramade F. 2003. Introductory conference : on the relevance of protected areas for the research on conservation ecology : from fundamentals to applications. *Comptes Rendus Biologies*, 326 : 3-8 p.

Ramondenc S., Madeleine G., Lombard F., Santinelli C., Stemmann L., Gorsky G., & Guidi, L. 2016. An initial carbon export assessment in the Mediterranean Sea based on drifting sediment traps and the Underwater Vision Profiler data sets. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 117(1) : 07-19 p.

Ravera O. 2001. Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants : a review. *Journal of Limnology*, 60(1) : 63-78 p.

Raybaud V, Nival P, Mousseau L, Gubanova A, Altukhov D, Khvorov S, Ibañez F, Andersen V. 2008. Short term changes in zooplankton community during the summer-autumn transition in the open NW Mediterranean Sea : species composition, abundance and diversity. *Biogeosciences* 5(17) :65-82 p.

Ravera O. 2001. Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants : a review. *Journal of Limnology*, 60(1s) : 63-78 p.

Ravera M. 2012. La contribution à l'identification générique des cyanobactéries potentiellement toxiques et l'étude de leurs paramètres de croissance : cas du lac tonga (Doctoral dissertation, Université Badji Mokhter) 25-26 p.

Razouls C., de Bovée F., Kouwenberg J. et Desreumaux. 2016. Diversity and Geographic Distribution of Marine Planktonic Copepods. Available at <http://copepodes.obs-banyuls.fr/en>.

Regier J.C., Shultz J.W. & Kambic R.E. 2005. Pancrustacean phylogeny : hexapods are terrestrial crustaceans and maxillopods are not monophyletic. *Proceedings of the Royal Society of London B : Biological Sciences*, 272 (3) : 95-101 p.

Rehman M. Yousuf A.R. Balkhi M.H. Rather M.I. Shahi N. Meraj M. & Hassan K. 2016. Dredging induced changes in zooplankton community and water quality in Dal Lake, Kashmir, India. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 10(5) : 41-49 p.

Reynolds C.S. 1984. Phytoplankton periodicity : the interactions of form, function and environmental variability. *Freshw. Biol.*, 14(2) : 11-42 p.

Reynolds C.S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Reynolds C.S. 1988. Fonctionnal morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. Dans : Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Sandgren, C.D. (ed) Cambridge University Press, New York : (3) : 88-133 p.

Reynolds C.S. 1992. Eutrophication and the management of planktonic algae : what Vollenweider couldn't tell us. Freshwater Biological Association, ISBN 0-900386-52-5.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. and Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24(4) : 17-28 p.

Reynolds C.S. 2006. Ecology, Biodiversity and conservation. Cambridge University Press.

Riad S. 2003. Typologie et analyse hydrologique des eaux superficielles à partir de quelques bassins versants représentatifs du Maroc. Thèse en cotutelle de Doctorat. Université des sciences et technologies de Lille et Université Ibnou Zohr d'Agadir. 154 p.

Riandey V 2005. Etude de la structure de taille des populations zooplanctoniques dans différents écosystèmes marins. Apports des nouveaux appareils automatisés d'observation, Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée, Marseille.

Riandey V., Champalbert G., Carlotti F., Taupier-Letage I., & Thibault-Botha D. 2005. Zooplankton distribution related to the hydrodynamic features in the Algerian Basin (western Mediterranean Sea) in summer 1997. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 52(11) : 29-48 p.

Rice S.P. Greenwood M.T. & Joyce C. B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58(8) : 24-40 p.

Rice S.P. Johnson M. F. Mathers K. Reeds J. & Extence C. 2016. The importance of biotic entrainment for base flow fluvial sediment transport. Journal of Geophysical Research : Earth Surface, 121(5) : 90-106 p.

Riccardi, N., & Ravera, O. 1989. Unionidae (Molluscs, Lamellibranchiata) used as an environmental indicator of radioactive contamination from the Chernobyl accident. Environmental Technology, 10(3), 47-53 p.

Richard S, Jamet J.L. 2001. « An unusual distribution of *Oithona nana* GIESBRECHT 1892 (Crustacea : Cyclopoida) in a bay : the case of Toulon Bay (France, Mediterranean Sea)» J. Coastal Res. 17(9) : 57-63 p.

Richardson A.J. Shoeman D.S. 2004. « Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic ». Sc. 305(16) : 09-12 p.

Richardson T.L., Jackson G.A. 2007. Small phytoplankton et carbon export from the surface ocean. Science 315(8) : 38-40 p.

Richardson A.J. 2008. In hot water : zooplankton and climate change. ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil, 65 : 279-295 p.

- Robinson C. T. & Minshall G. W. 1986. Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society*, 5(3) : 37-48 p.
- Rodier 1984. *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 8ème édition, Edit. Dunod, Paris. 1365 p.
- Roman M.R. A.L. Gauzens W. K. Rhinehart & J. R. White 1993. Effects of low oxygen waters on Chesapeake Bay zooplankton. *Limnology and Oceanography* 38(16) : 03–14 p.
- Rojo C. Ortega-Mayagoitia E. Rodrigo M.A. & Alvarez-Cobelas M. 2000. Phytoplankton structure and dynamics in a semiarid wetland, the National Park "Las Tablas de Daimiel" (Spain)", *Arch. Hydrob.*, 148(3) : 97-119 p.
- Romagnan J. B., Legendre L., Guidi L., Jamet J. L., Jamet D., Mousseau L., ... & Stemmann L. 2015. Comprehensive model of annual plankton succession based on the whole-plankton time series approach. *PLoS One*, 10(3), e0119219.
- Rosenberg R. 1976. Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos*, 14-27 p.
- Rosenberg B.J. Ermler W.C. & Shavitt I. 1976. A binitio SCF and CI studies on the ground state of the water molecule. II. Potential energy and property surfaces. *The Journal of Chemical Physics*, 65(10) : 42-80 p.
- Rosowski J.R. 2003. Photosynthetic Euglenoids. Dans : *Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.
- Rossetti M.R. González E. Salvo A. & Valladares G. 2014. Not all in the same boat : trends and mechanisms in herbivory responses to forest fragmentation differ among insect guilds. *Arthropod-Plant Interactions*, 8(6) : 93-103 p.
- Ruttner-Kolisko A. 1974. Plankton rotifers biology and taxonomy. *Die Binnengewasser*, 26(1) : 46 p.
- Ryding S.O. & Rast W. 1994. *Le controle de l'eutrophisation des lacs et des reservoirs*. Collection Sciences de l'environnement.
- Ryther, J. H. & Dunstan W.M. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171(10) : 08-13 p.
- Saadi A. Champeau A. 1994. Density, Biomass and production of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda, Calanoida) in a temporary brackish hydrosystem, the Zima Sebkh (Morocco). *Ecologie*, 25(2) : 71-78 p.
- Saadi A. Champeau A. 2002. Hydrobiologie de deux hydrosystèmes temporaires saumâtres : Zima et Sedd El-Messjoun (bassin de la Bahira, Maroc). *Revue des Sciences de L'eau*, 6(3) : 19-33 p.
- Sabour B. Loudiki M. Oudra B. Oubraim S. Fawzi B. Fadlaoui S., & Chlaida M. 2002. Premier rapport sur la prolifération de marées jaunes ichthyotoxiques à *Prymnesium parvum*

Carter (Haptophyceae) dans le lac hypereutrophe Oued Mellah (Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 15(1), 27-42 p.

Sadani M. Ouazzani N. & Mandi L. 2004. Impact de la sécheresse sur l'évolution de la qualité des eaux du lac Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 17(1) : 69-90 p.

Saez A.G. Zaldivar-Riveron A. et Medlin L.K. 2008. Molecular systematics of the Pleurochrysidaceae, a family of coastal coccolithophores (Haptophyta). *Journal of Plankton Research*. 30(5) : 59-66 p.

Saler S. & Aliş N.İ. 2016. Zooplankton composition of Tohma stream (Malatya-Turkey). *Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research*, 2(1) : 30-35 p.

Salsamo N., Morabito G., Buzzi F., Garibaldi L., Simona M. et Mosello R. 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*. 563 (1) : 67-87 p.

Sanders R.W. Porter K.G. et Caron D.A. 1990. Relationship between phototrophy and phagotrophy in the mixotrophic chrysophyte *Poterioochromonas malhamensis*. *Microbial Ecology*. 19(1) : 97-109 p.

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, Sénégal.

Sari H. 2014. Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de la source Attar (Tlemcen), Mémoire de Master en sciences des aliments, Université AbouBekrBelkaid Tlemcen ,59 p.

Sautour B.L.F. Artigas D. Delmas A. Herbland & Laborde P. 2000. Grazing impact of micro and mesozooplankton during a spring situation in coastal waters off the Gironde estuary. *Journal of Plankton Research* 22(5) : 31-52 p.

Sayad L. Houhamdi M. Drouiche N. Mouchara N. 2009. Qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau de l'écosystème lacustre Lac des Oiseaux (wilaya d'ElTarf-site Ramsar). *Proceeding, CIGRE. ENSH, Blida* 36-41 p.

Saunders III, J.F. & Lewis Jr W.M. 1988. Composition and seasonality of the zooplankton community of Lake Valencia, Venezuela. *Journal of Plankton Research*, 10(5) : 57-85 p.

Sbiyyaa B. Loudiki M. & Oudra B. 1998. Capacité de stockage intracellulaire de l'azote et du phosphore chez *Microcystis aeruginosa* Kütz et *Synechocystis* sp.: cyanobactéries toxiques occasionnant des blooms dans la région de Marrakech (Maroc). In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences. 34(3) : 47-57 p.

Schagerl M. et Donabaum K. 2003. Patterns of major photosynthetic pigments in freshwater algae. 1. Cyanoprokaryota, Rhodophyta and Cryptophyta. *Annales de Limnologie*.39 : 35-47 p.

Schanz F. Micheletti S. et Walsby A.E. 1997. Factors leading to the success of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *Phycologia*. 36 (8) : 9-19 p.

Scheffer M. Rinaldi S. Huisman J. & Weissing F. J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium : solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, 491(1) : 9-18 p.

Schindler D.W. & Fee E.J. 1974. Experimental lakes area : whole-lake experiments in eutrophication. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31(5) : 37-53 p.

S.E.E.E. 2010. Secrétariat d'Etat chargé de l'Eau et de l'Environnement. Seconde communication nationale à la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques. 280 p.

Segers H. Dumont HJ. 1995. 102 rotifer species (Rotifera : Monogonota) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with description of three new species. *Hydrobiologia* 316(1) : 83–97 p.

Sehili N. Arif S. Touati H. & Bensouilah M. 2020. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics of Cladoceran community in the Oubeira Lake (Algeria). *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(3) : 93-112 p.

Senat D. 2009. La pollution de la Méditerranée : état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau.

Shafer R. & Gordon R.G. 1973. Quantum scattering theory of rotational relaxation and spectral line shapes in H<sub>2</sub>-He gas mixtures. *The Journal of Chemical Physics*, 58(12) : 22-43 p.

Shao M. Tang X. Zhang Y. & Li W. 2006. City clusters in China : air and surface water pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, (3) : 53-61 p.

Shaw S.W. & Holmes P.J. 1983. A periodically forced piecewise linear oscillator. *Journal of sound and vibration*, 90(1) : 29-55 p.

Shafer J.M. & Labadie J.W. 1978. Synthesis and calibration of a river basin water management model (Doctoral dissertation, Colorado State University. Libraries).

Shaw S.W. & Holmes P.J. 1983. A periodically forced piecewise linear oscillator. *Journal of sound and vibration*, 90(1) : 29-55 p.

Shekha Y. A. Ali L.A.Q. Toma J. J. 2017. Assessment of water quality and trophic status of Duhok Lake dam. *Baghdad Science Journal* 14(2) : 35-42 p.

Shrestha S. Kazama F. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques : A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22(4) : 64-75 p.

Shurin J.B. 2001. Interactive effects of predation and dispersal on zooplankton communities. *Ecology* 82 (34) : 04–16 p.

Shumway, S. E., 1990. A Review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society* 21 : 65–104 p.

Sieburth J. M., Smetacek V., & Lenz J. 1978. Pelagic ecosystem structure : Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions 1. *Limnology and oceanography*, 23(6) : 56-63 p.

Sieracki C.K., Sieracki M.E., Yentsch C.S. 1998. An imaging-in-flow system for automated analysis of marine microplankton. *Marine Ecology Progress Series* 168 :285-296.

Simenov V., Stratis J. A., Samara C., Zahariadis G., Vousta D., Anthemidis A., Sofoniou M., Koumtzis T. 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research* 37(41) : 19-24 p.

Siokou-Frangou I. Christaki U. Mazzocchi M. Montrésor M. d'Alcala M.R. Vaqué D. et al. 2010. Plankton in the open Mediterranean Sea : a review. *Biogeosciences*, 7(15) : 43-86 p.

Sly L.I. Hodgkinson M.C. Arunpairojana V. 1990. The deposition of manganese in a drinking-water distribution system. *Appl Env Microbiol* ; 56(6) : 28-39 p.

Śługocki Ł. Czerniawski R. Kowalska-Górska M. & Teixeira C.A. 2021. Hydro-modifications matter : Influence of vale transformation on microinvertebrate communities (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) of upland rivers. *Ecological Indicators*, 122, 107259 : 5-8 p.

Smaoune G. Hamil S. Doukhandji N. & arab A. 2020. Zooplankton Community Structure of Boughrara Dam Lake (Tlemcen ; Algeria). *Ecosystems, Biodiversity and Eco-development*, 5 : 89-92 p.

Smayda T.J. 1997. Harmful algal blooms : Their ecophysiology et general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology et Oceanography* 42(11) : 37-53 p.

Smetacek V, Zingone A. 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature* 504 :84-89 p. Doi : 10.1038/nature12860.

Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. 1999. Eutrophication : impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ Pollut* 100(1) : 79-96 p.

Smil V.H. 2000. Phosphorus in the natural Environment : Natural Flows and Human Interferences. *Annu Rev Energy Env* 25 :53-88 p.

Smith, V. H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (1) : 26–39 p. Doi : 10.1065/espr2002.12.142.

Soares M.C.S. Marinho M.M. Huszar V.L. Branco C.W. & Azevedo S.M. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs : Research & Management*, 13(4) : 57-69 p.

Soetaert K. & Van Rijswijk P. 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Marine Ecology Progress Series* 97(4) : 7–9 p.

- Solheim A.L. 2005. Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. Version 5. REBECCA Working Group. 105 pp.
- Sommer U., 1985. Comparison Between Steady-State Et Non Steady State Competition - Experiments With Natural Phytoplankton. *Limnology et Oceanography* 30(3) : 35-46.
- Sommer U., Gliwicz Z. M., Lampert W., & Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 106(4), 433-471 p.
- Sorte C.J., Williams S.L. & Carlton J.T. 2010. Marine range shifts and species introductions : comparative spread rates and community impacts. *Global Ecology and Biogeography*, 19 : 303-316 p.
- Sourisseau M., Carlotti F. 2006. Spatial distribution of zooplankton size spectra on the French continental shelf of the Bay of Biscay during spring 2000 and 2001. *Journal of Geophysical Research* 111 :C05S09.
- Soyer M.O. 1970. Les ultrastructures liées aux fonctions de relation chez *Noctiluca miliaris* S.(Dinoflagellata). *Zeitschrift für Zellforschung und mikroskopische Anatomie*, 104(1), 29-55 p.
- Staudinger J. Knocke W.R. & Randall C. W. 1990. Evaluating the Onda mass transfer correlation for the design of packed-column air stripping. *Journal-American Water Works Association*, 82(1) : 73-79 p.
- Starmach K. 1974. Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae. *Flora Slodkowodna Polski*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Steinberg D.K., Cope J.S., Wilson S.E. & Kobari T. 2008. A comparison of mesopelagic mesozooplankton community structure in the subtropical and subarctic North Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography*, 55 : 1615-1635 p.
- Stemberger R.S. & Gilbert J.J. 1985. Body size, food concentration, and population growth in planktonic rotifers. *Ecology* 66 (11) : 51–59 p.
- Stemman L., Boss E., 2012. Plankton and Particle Size and Packaging : From Determining Optical Properties to Driving the Biological Pump. *Annual Review of Marine Science*. 4(2) : 63-90 p.
- Stergiou K.I. & Karpouzi V.S. 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in fish biology and fisheries*, 11(2) : 17-54 p.
- Stewart W.D.P. 1973. Nitrogen fixation by photosynthetic microorganisms. *Annual Review of Microbiology*. 27(2) : 83-116 p.
- Stibor H. 1992. Predator induced life-history shifts in a freshwater cladoceran. *Oecologia* 92 (1) : 62–65 p.

Stickney H.L. Barresi M.J. & Devoto S.H. 2000. Somite development in zebrafish. *Developmental dynamics : an official publication of the American Association of Anatomists*, 219(3), 87-03 p.

Stigliani I. Ravasi D. 2012. Organizing thoughts and connecting brains : material practices and the transition from individual to group-level prospective sensemaking. *Academy of Management Journal* 55(5) : 32-59 p.

Suttle C. A., Fuhrman J. A., & Capone D. G. 1990. Rapid ammonium cycling and concentration-dependent partitioning of ammonium and phosphate : Implications for carbon transfer in planktonic communities. *Limnology and Oceanography*, 35(2) : 24-33 p.

Swaine M. D. Adomako J.K. Ameka G. K. de Graft-Johnston K.A.A. Cheek M. 2006. Forest river plants and water quality in Ghana. *Aquatic Botany* 85(4) :299-308 p.

Tackx M.L.M. Herman P.J.M. Gasparini S. Irigoien X. Billiones R. & Daro M.H 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries : model and field observations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(3) : 05–11 p.

Tang X. Stewart W.K. Huang H. Gallager S.M. Davis C.S. Vincent L. & Marra M. 1998. Automatic plankton image recognition. *Artificial intelligence review*, 12(1) : 77-99 p.

Taradat M.H. 1992. *Chimie des eaux. Première, le griffon d'argile inc, canada.* 537 p.

Tasevska O. Jersabek C.D. Kostoski G. Gušeska D. 2012. Differences in rotifer communities in two freshwater bodies of different trophic degree (Lake Ohrid and Lake Dojran, Macedonia). *Biologia* 67(3) : 65–72 p. <https://doi.org/10.2478/s11756-012-0041-x>.

Tasevska O. Špoljar M. Gušeska D. Kostoski G. Patcheva S. & Veljanoska Sarafiloska, E. 2017. Zooplankton in ancient and oligotrophic Lake Ohrid (Europe) in association with environmental variables. *Croatian Journal of Fisheries : Ribarstvo*, 75(3) : 95-103 p.

Ter Braak C.J. & Smilauer P. 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5).* www.canoco.com.

Thode H.C. 2002. *Testing for normality.* CRC press.

Thorp J.H. A.R. Black K.H. Haag & J. D. Wehr 1994. Zooplankton Assemblages in the Ohio River : Seasonal, Tributary, and Navigation Dam Effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 (16) : 34–43 p.

Thorp J.H. Thoms M.C. & DeLong M.D. 2006. The riverine ecosystem synthesis : biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22(1) : 23–47 p.

Tifnouti A. & Pourri R. 1989. Lagoon-Zooplankton-Cladocerans-Moina micrura- Population dynamics-Morocco. *Hydrobiol. Trop*, 22(3) : 239-250 p.

Tifnouti A. Pourriot R. & 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. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences. 29(1) : 3-13 pp.

Tilman D., Kilham S.S., Kilham P. 1982. Phytoplankton community ecology : the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology et Systematics* Annual Review of Ecology et Systematics. 349-372 p.

Tilman D., Lehman C.L., Thomson K.T. 1997. Plant diversity et ecosystem productivity : Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94 : 1857-1861 p.

Tilman D., Isbell F., Cowles J.M. 2014. Biodiversity et Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, et Systematics*, Vol 45 (45) : 471-493 p.

Tlili A. 2021. Effects of Engineered Nanoparticles on Plant Litter Decomposition in Streams. In *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham 411- 430 p.

Toumi A. Reggam A. Alayat H. Houhamdi M. 2016. Caractérisation physico-chimique des eaux de l'écosystème lacustre : cas du Lac des Oiseaux (Extrême NEAlgérien). *Revue Journal of Materials and Environmental Science*. 7 (1) : 39-47 p.

Travers M. 1971. « Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964 » *Mar. Biol.* 8 (3) : 08-43 p.

Turner J.T. 2002. Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton blooms. *Aquatic Microbial Ecology*, 27 : 57-102 p.

Tymen R. 1997. Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie). 56 p.

Tymen, G., Allanic, N., Sarda, A., Mousseau, P., Plot, C., Madec, Y., & Caltagirone, J. P. 2018. Temperature mapping in a two-phase water-steam horizontal flow. *Experimental Heat Transfer*, 31(4), 317-333 p.

Uitz J., Stramski D., Gentili B., d'Ortenzio F., & Claustre H. 2012. Estimates of phytoplankton class-specific and total primary production in the Mediterranean Sea from satellite ocean color observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(2).

Urabe J. Kyle M. Makino W. Yoshida T. Andersen T. & Elser J.J. 2002. Reduced light increases herbivore production due to stoichiometric effects of light/nutrient balance. *Ecology*, 83(3), 19-27 p.

Valerio C. De Stefano L. Martínez-Muñoz G. & Garrido A. 2021. A machine learning model to assess the ecosystem response to water policy measures in the Tagus River Basin Spain. *Science of the Total Environment* 750 : 141252.

Van Belle J. Barendregt A. Schot P. & Wassen M.J. 2006. The effects of groundwater discharge, mowing and eutrophication on fen vegetation evaluated over half a century. *Applied Vegetation Science* 9(2) : 95-104 p.

Vanderploeg H.A. S.A. Ludsin S.A. Ruberg T.O. Höök S.A. Pothoven S.B. Brandt G. A. Lang Liebig J.R. & Cavaletto J.F. 2009. Hypoxia affects spatial distributions and overlap of pelagic fish, zooplankton, and phytoplankton in Lake Erie. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 381, Supplement : S92–S107 p.

Van Damme S. Struyf E. Maris T. Ysebaert T. Dehairs F. Tackx M. et al. 2005. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands) : results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540, 29–45 p.

Vandromme P.L. Stemmann L. Berline S. Gasparini L. Mousseau F. Prejger O. Passafiume J.M. Guarini G. Gorsky. 2011. « Inter-annual fluctuations of zooplankton communities in the Bay of Villefranche-sur-mer from 1995 to 2005 (Northern Ligurian Sea, France) » *Biogeo.8(11)* : 43–58 p.

Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 : 130–137 p.

Vega M. Pardo R. Barrado E. Debán L. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32(35) : 81–92 p.

Verity P. & Smetacek V. 1996. Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 130 : 277–293 p.

Vignet, C., Devier, M. H., Le Menach, K., Lyphout, L., Potier, J., Cachot, J., ... & Cousin, X. 2014. Long-term disruption of growth, reproduction, and behavior after embryonic exposure of zebrafish to PAH-spiked sediment. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(24) : 13877–13887 p.

Vijverberg J. & Boersma M. 1997. Long-term dynamics of small-bodied and large-bodied cladocerans during the eutrophication of a shallow reservoir, with special attention for *Chydorus sphaericus*. In *Cladocera : the Biology of Model Organisms*. Springer, Dordrecht. (2) : 33–42 p.

Vitousek P.M. Gosz J.R. Grier C.C. Melillo J.M. Reiners W.A. & Todd R.L. 1979. Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems, *Science*, 204(4) : 69–74 p.

Vitousek, P. M., J. D. Aber, R. W. Howarth, G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger, & D. G. Tilman, 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle : Sources and Consequences. *Ecological Applications* 7 : 737–750 p.

Vollenweider R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris Organ Econ Co-operation Dev Tech Rep DAS/CS1/6827 3 : 1–250 p.

Vörösmarty C. J. McIntyre P.B. Gessner M.O. Dudgeon D. Prusevich A. Green P. Glidden S. Bunn S.E. Sullivan C.A. Liermann C.R. & Davies P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467(5) : 55–61 p.

- Walkley A. & Black C.A. 2003. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec. Détermination de la matière organique par dosage du carbone organique dans les sols agricoles : méthode Walkley-Black modifiée, MA.
- Walsby A.E. et Reynolds C.S. 1980. Sinking and floating. Dans Morris, I. (ed). *The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford. 371- 412 p.
- Walsby A.E. Ng G. Dunn C. et Davis P.A. 2004. Comparison of the depth where *Planktothrix rubescens* stratifies and the depth where the daily insolation supports its neutral buoyancy. *New Phytologist*. 162(1) : 33-45 p.
- Walsby A.E. 2005. Stratification by cyanobacteria in lakes : a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytologist*. 168(3) : 65-76 p.
- Walz N. 1997. Rotifer life history strategies and evolution in freshwater plankton communities. In Streit, B., T. Städler & C. M. Lively (eds), *Evolutionary Ecology of Freshwater Animals*. Birkhäuser Verlag, Basel : 19–49 p.
- Wang W. Zhao Y. Bai H. Zhang T. Ibarra-Galvan V. & Song S. 2018. Methylene blue removal from water using the hydrogel beads of poly (vinyl alcohol) -sodium alginate-chitosan-montmorillonite. *Carbohydrate polymers*, 198, (5) : 18-28 p.
- Washington H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18 (6) : 53–94 p.
- Weber CA 1907. *Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands*. *Beibl Bot Jahrb* 90 :19-34 p.
- Weetman D., & Atkinson D. 2004. Evaluation of alternative hypotheses to explain temperature-induced life history shifts in *Daphnia*. *Journal of Plankton Research*, 26(2) : 07-16 p.
- Wen X-L, Xi Y-L, Qian F-P. Zhang G. Xiang X-L. 2011. Comparative analysis of rotifer community structure in five subtropical shallow lakes in East China : role of physical and chemical conditions. *Hydrobiologia* 661 (3) : 03–16 p. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0539-6>.
- Wetzel R.G. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems*. 3rd Edition. Academic Press, London.
- Williams J.W. & Jackson S.T. 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 : 475-482 p.
- Winkler G. Dodson J.J. Bertrand N. Thivierge D. & Vincent W.F. 2003. Trophic coupling across the St. Lawrence River estuarine transition zone. *Marine Ecology Progress Series* 251(5) : 9–13 p.
- Winton R.S. Calamita E. Wehrli B. 2019. Reviews and syntheses : dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences* 16(8) :57-71 p.

Woodward, G., R. Thompson, C. R. Townsend, & A. G. Hildrew, 2005. Pattern and process in food webs : evidence from running waters. In *Aquatic food webs : An ecosystem approach*, 51-66 p.

Woodward G. Perkins D.M. & Brown L.E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems : impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 365(1549) : 93-106 p.

Woolway R. I. & Merchant C. J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nature Geoscience* 12(4) : 271-276 p.

Worden A.Z., Nolan J.K., Palenik B. 2004. Assessing the dynamics et ecology of marine picophytoplankton : The importance of the eukaryotic component. *Limnology et Oceanography* 49 : 168-179 p.

Wu S. L. Chen H. Wang H. L. Chen X. Yang H.C. & Darling S. B. 2021. Solar-driven evaporators for water treatment : challenges and opportunities. *Environmental Science : Water Research & Technology* 7(1) : 24-39 p.

Xiao L. Zhang H.F. Ni P.Z. Xiang H. & Liu X.M. 2007. LA-ICP-MS U–Pb zircon geochronology of early Neoproterozoic mafic-intermediat intrusions from NW margin of the Yangtze Block, South China : Implication for tectonic evolution. *Precambrian Research*, 154(3-4), 21-35 p.

Xu H. Paerl HW. Qin B. Zhu G. Gao G. 2010. Les apports d'azote et de phosphore contrôlent la croissance du phytoplancton dans le lac eutrophique du lac Taihu, en Chine. *Limnol. Oceanogr.* 55(4) : 20-32 p.

Yamaguchi A., Watanabe Y., Ishida H., Harimoto T., Furusawa K., Suzuki S. et al. 2002. Community and trophic structures of pelagic copepods down to greater depths in the western subarctic Pacific (WEST-COSMIC). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49 : 1007-1025 p.

Yan Q. Bi Y. Deng Y. He Z. Wu L. Van Nostrand J.D. et al. 2015. Impacts of the Three Gorges Dam on microbial structure and potential function. *Scientific Reports* 5(1) : 8605.

Yankova Y. Neuenschwander S. Köster O. Posch T. 2017. Abrupt stop of deep water turnover with lake warming : drastic consequences for algal primary producers. *Scientific Reports* 7(1) :13770.

Ye N, Zhang X, Mao Y, et al. 2011. “Green tides” are overwhelming the coastline of our blue planet : taking the world’s largest example. *Ecol Res* 26 :477-485. Doi : 10.1007/s11284-011-0821-8.

Yu Y. Yan Q. & Feng W. 2008. Spatiotemporal heterogeneity of plankton communities in Lake Donghu, China, as revealed by PCR–denaturing gradient gel electrophoresis and its relation to biotic and abiotic factors. *FEMS Microbiology Ecology*, 63(3) : 28-37 p.

Zbierska J. Ławniczak A. E. Zbierska A. 2015. Changes in the trophic status of lake Niepruszewskie (Poland). *Journal of Ecological Engineering* 16(4) :65-73 p.

Zhang J.L. Zheng B.H. Liu L.S. Wang L.P. Huang M.S. Wu G.Y. 2010. Seasonal variation of phytoplankton in the Daning River and its relationships with environmental factors after impounding of the Three Gorges Reservoir : A fouryear study. *Procedia Environmental Sciences*. 2 : 1479–1490 p.

Zhou M., Huntley M.E. 1997. Population dynamics theory of plankton based on biomass spectra. *Marine Ecology Progress Series* 159 :61-73 p.

Zhou H. & Smith D.W. 2001. Advanced technologies in water and wastewater treatment. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 28(S1) : 49-66.

Zhou M. 2006. What determines the slope of a plankton biomass spectrum ? *Journal of Plankton Research* 28 :437-448 p.

Zhu Y., Tande K.S., Zhou M. 2009. Mesoscale physical processes and zooplankton transportretention in the northern Norwegian shelf region. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography* 56 :1922-1933 p.

### **Webographie**

Razouls C., de Bovée F., Kouwenberg J. et Desreumaux N., 2005-2011. - Diversité et répartition géographique chez les Copépodes planctoniques marins. Disponible sur <http://copepodes.obs-banyuls.fr> [Accédé le 06 mai 2011].

## 9 Annexe

Grilles de qualité des eaux de surface au Maroc

		Grille de qualité des eaux de surface (Voir l'arrêté conjoint)					
Paramètres	Unités	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5	
		Excellente	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise	
<b>Organoleptiques</b>							
1	Couleur (échelle Pt)	Mg Pt/L	<20	20-50	50-100	100-200	>200
2	Odeur (dilu à 25°C)		<3	3-10	10-20	>20	
<b>Physico-chimiques</b>							
3	Température	°C	<20	20-25	25-30	30-35	>35
4	PH		6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-9,2	<6,5ou>9,2	<6,5ou>9,2
5	Conductivité à 20°C	us/cm	<750	750-1300	1300-2700	2700-3000	>3000
6	Chlorures (Cl)	mg/l	<200	200-300	300-750	750-1000	>1000
7	Sulfates (SO4)	mg/l	<100	100-200	200-250	250-400	>400
8	MES	mg/l	<50	50-200	200-1000	1000-2000	>2000
9	O2 dissous	mg/l	>7	7-5	5-3	3-1	<1
10	DBO 5	mg/l	<3	3-5	5-10	10-25	>25
11	DCO	mg/l	<30	30-35	35-40	40-80	>80
12	Oxydabilité KMnO4	mg/l	<2	2-5	5-10	>10	-
<b>Substances Indésirables</b>							
13	Nitrates (NO3-)	mg/l	≤10	10-25	25-50	>50	-
14	NTK	mgN/l	≤1	1-2	2-3	>3	-
15	Ammonium	mgNH4/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
16	Baryum	mg/l	≤0,1	0,1-0,7	0,7-1	>1	-
17	Phosphates (PO4-)	mg/l	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-5	>5
18	P total (Pt)	mg/l	≤0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-3	>3
19	Fe total (Fe)	mg/l	≤0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
20	Cuivre (Cu)	mg/l	≤0,02	0,02-0,05	0,05-1	>1	-
21	Zinc (Zn)	mg/l	<0,5	0,5-1	1-5	>5	-
22	Manganèse (Mn)	mg/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-1	>1	-
23	Fluorure (F-)	mg/l	≤0,7	0,7-1	1-1,7	>1,7	-
24	Hydrocarbures	mg/l	≤0,05	0,05-0,2	0,2-1	>1	-
25	Phénols	mg/l	≤0,001	0,001-0,005	0,005-0,01	>0,01	-
26	Détergents anioniques	mg/l	≤0,2	≤0,2	0,2-0,5	0,5-5	>5
<b>Substances toxiques</b>							
27	Arsenic (As)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
28	Cadmium (Cd)	ug/l	≤3	≤3	3-5	>5	-
29	Cyanures (CN-)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
30	Chrome total (Cr)	ug/l	≤50	≤50	≤50	>50	-

31	Plomb (Pb)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
32	Mercure (Hg)	ug/l	≤1	≤1	<1	>1	-
33	Nickel (Ni)	ug/l	≤20	≤20	20-50	>50	-
34	Selenium (Se)	ug/l	≤10	≤10	≤10	>10	-
35	Pesticides par subst	ug/l	≤0,1	≤0,1	≤0,1	>0,1	-
36	Pesticides totaux	ug/l	≤0,5	≤0,5	≤0,5	>0,5	-
37	H.P.A. totaux	ug/l	≤0,2	≤0,2	≤0,2	>0,2	-
<b>Bactériologiques</b>							
38	Coliformes fécaux	/100ml	≤20	20-2000	2000-20.000	>20.000	-
39	Coliformes totaux	/100ml	≤50	50-5000	5000-50.000	>50.000	-
40	Streptoco. Fécaux	/100ml	≤20	20-1000	1000-10.000	>10.000	-
<b>Biologique</b>							
41	Chlorophylle a	ug/l	<2,5	2,5-10	10-30	30-110	>110

Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité globale des eaux de surface  
Eau de rivière

Qualité	O <sub>2</sub> dissous mg/l	DBO5 mg O <sub>2</sub> /l	DCO mg O <sub>2</sub> /l	NH <sub>4</sub> mg NH <sub>4</sub> /l	Pt mg P/l	CF par 100 ml
Excellente	>7	<3	<20	≤0,1	≤0,1	≤20
Bonne	7-5	3-5	20-25	0,1-0,5	0,1-0,3	20-2.000
Moyenne	5-3	5-10	25-40	0,5-2	0,3-0,5	2.000-20.000
Mauvaise	3-1	10-25	40-80	2-8	0,5-3	>20.000
Très mauvaise	<1	>25	>80	>8	>3	-

## Eau de lac

Qualité	O <sub>2</sub> dissous mg/l	Pt mg P/l	PO <sub>4</sub> mg PO <sub>4</sub> /l	NO <sub>3</sub> mg /l	Chl a µg /l
Excellente	>7	<0,1	≤0,2	<10	<2,5
Bonne	7-5	0,1-0,3	0,2-0,5	10-25	2,5-10
Moyenne	5-3	0,3-0,5	0,5-1	25-50	10-30
Mauvaise	3-1	0,5-3	1-5	>50	30-110
Très mauvaise	<1	>3	>5	-	>110

Voir l'arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17octobre2002) définissant la grille de qualité des eaux de

**Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17octobre2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface.**

**Le Ministre de l'Equipement,**

**Bulletin Officiel n° 5062 du Jeudi 5 Décembre 2002**

Vu le décret n° 2-97-787 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif aux normes de **qualité** des **eaux** et à l'inventaire du degré de pollution des **eaux** ;

Après avis du ministre de la santé et du ministre de l'intérieur ;

**Arrêtent :**

**Article Premier :** A compter de la date de publication du présent arrêté conjoint, la grille de qualité des eaux de surface visée à l'article premier du décret n° 2-97-787 susvisé, est fixée pour les eaux de surface au tableau n° 1 joint au présent arrêté.

**Article 2 :** Pour les endroits qui ne subissent pas l'influence de sources de pollutions, la grille simplifiée de qualité des eaux de surface définie dans le tableau n° 2 peut être utilisée.

**Article 3 :** La grille de qualité des eaux de surface distingue cinq classes de qualité.

L'eau de surface en un endroit donné dans une saison donnée est dite de qualité :

- si des échantillons de cette eau prélevés à intervalles réguliers et en un même lieu de prélèvement présentent des valeurs des paramètres comprises à l'intérieur de l'intervalle définissant les limites de la classe 1 pour au moins :

\* 95% des mesures de tous les paramètres confondus ;

\* 90% des mesures pour un paramètre donné ;

- si les valeurs des paramètres non comprises à l'intérieur de l'intervalle définissant les limites de la classe 1 ne dépassent pas la limite de la classe de 50%, exception faite pour la température, le PH, l'oxygène dissous et les paramètres bactériologiques.

**Article 4 :** Le nombre minimal d'échantillons sur la base duquel la qualité de l'eau est appréciée est :

- 12 par an pour les endroits qui subissent l'influence des sources de pollutions, à raison de 1 par mois ;

- 4 par an pour les endroits qui ne subissent pas l'influence de pollutions, à raison de 1 par saison.

**Article 5 :** Tout échantillon sur la base duquel la qualité de l'eau est appréciée doit être un échantillon composite de 24 heures.

Au sens du présent arrêté, on entend par échantillon composite tout mélange de façon intermittente ou continue en proportions adéquates d'au moins six échantillons ou parties d'échantillons et dont peut être obtenue la valeur moyenne du paramètre désiré.

**Article 6 :** Les échantillons prélevés lors des inondations, des pollutions accidentelles et des catastrophes naturelles ne sont pas considérés pour l'appréciation globale de la qualité de l'eau de surface.

**Article 7 :** Les paramètres indicateurs de la qualité de l'eau de surface sont mesurés selon les méthodes normalisées.

**Article 8 :** Les couleurs utilisées pour illustrer la qualité de l'eau de surface sont :

- le bleu pour une eau d'excellente qualité ;
- le vert pour une eau de bonne qualité ;
- l'orange pour une eau de qualité moyenne ;
- le rouge pour une eau de mauvaise qualité ;
- le violet pour une eau de qualité très mauvaise.

**Article 9 :** L'Agence de bassin est chargée de l'application du présent arrêté conjoint qui sera publié au *Bulletin officiel*.

*Rabat, le 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002).*

<p><i>Le ministre de l'équipement, Bouamor Taghouan.</i></p>	<p><i>Le ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement, Mohamed el Yazghi.</i></p>
--	---

Figure 66: Arrêté de Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement du Maroc.

Categori es		A1		A2		A3	
		G	I	G	I	G	I
<b>PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES</b>							
Couleur	Mg Pt/L	<10	20	50	100	50	200
Odeur à 25°C		<3	-	10	-	20	-
<b>PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUE</b>							
Température	°C	20	30	20	30	20	30
pH	PH	6,5-8,5		6,5-9,2	-	6,5-9,2	-
Conductivité à 20°C	µs/cm	1300	2700	1300	2700	1300	2700
Chlorures (Cl-)	mg/L	300	750	300	750	300	750
Sulfates (SO4)	mg/L	200	-	200	-	200	-
Matière en suspension	mg/L	50	-	1000	-	2000	-
O2 dissous	mg/L	7 (90%)	-	5 (70%)	-	3 (50%)	-
DBO5	mg O2/L	3	-	7	-	10	-
DCO	mg O2/L	-	-	25	-	40	-
Oxydabilité KMnO4	mg/L	2	-	5	-	10	-
<b>SUBSTANCES INDUSURABLES</b>							
Bore	mg/L	-	1	-	1	-	1
Ammonium (NH4+)	mg NH4+/L	0,05	0,5	1	1,5	2	4
NTK	mg N/L	1	-	2	-	3	-
Nitrate (NO3-)	mg/L	-	5	-	50	-	50
Phosphore	mg/L	0,4	-	0,7	-	0,7	-
Baryum	mg/L	-	1	-	1	-	1
Cuivre (Cu)	mg/L	-	1	-	2	-	2
Zinc (Zn)	mg/L	-	50	-	5	-	5
Manganèse (Mn)	mg/L	-	0,1	0,1	0,1	1	-
Fer total (Fe)	mg/L	-	0,3	1	2	1	3
Fluorures (F-)	mg/L	0,7	1,5	0,7	1,5	0,7	1,5
Hydrocarbures dissous	mg/L	-	0,05	-	0,2	0,5	1
Phénols	mg/L	-	0,01	-	0,05	-	0,1
Détergents anioniques	mg/L	-	0,5	0	0,5	-	0,5
<b>SUBSTANCES TOXIQUES</b>							
Arsenic(As)	µg/L	-	50	-	50	-	100
Cadmium(cd)	µg/L	1	5	1	>5	-	5
Chrome total(Cr)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Plomb(Pb)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Mercure(Mg)	µg/L	-	1	-	>1	-	1
Sélénium(Se)	µg/L	-	10	-	>10	-	10
Nikel(Ni)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Cyanures(CN)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Pesticides par subst	µg/L	-	0,1	-	>0,1	-	0,1
Pesticides au total	µg/L	-	0,5	-	>0,5	-	0,5
HPA	µg/L	-	0,2	-	>0,2	-	0,2
<b>PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES</b>							
C.fécaux	/100ml	20	-	2000	-	2000	-
C.totaux	/100ml	50	-	5000	-	5000	-
S.fécaux	/100ml	20	-	1000	-	1000	-

Figure 67: La grille de qualité des eaux superficielles utilisées pour la production de l'eau potable. Source : Division du contrôle de la Qualité des Eau, ONEP, Rabat.