



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère De l'Enseignement Supérieur et De la Recherche Scientifique



UNIVERSITE ABBES LAGHROUR -KHENCHELA

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

DEPARTEMENT : BIOLOGIE MOLECULAIRE ET CELLULAIRE

MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du diplôme de

Master académique

FILIERE : BIOLOGIE

OPTION: MICROBIOLOGIE

Thème :

**Distribution et dynamique temporelle
des cyanobactéries du réservoir
Cheffia, Wilaya d'El Tarf**

Présenté par :

- GHADJEMIS Billal
- TOUATI Alima

Jury de soutenance :

Présidente : Mme. DEROUICHE Fouzia M.C.B Université Abbès Laghrou Khenchela
Directrice : Mme. BENREDJEM Lamia M.A.A Université Abbès Laghrou Khenchela
Examinatrice : Mme. BOUTARFA Soumia M.A.A Université Abbès Laghrou Khenchela

Promotion : Juin 2017

**Le travail a été réalisé au niveau du : laboratoire pédagogique de Microbiologie, Université Abbess
Laghrou Khenchela et du laboratoire de contrôle de qualité BIOLAB Annaba**



Remerciements

Avant tout, on remercie, Dieu tout puissant de nous avoir donné le courage, la force, la volonté et la patience pour réaliser ce travail.

Au terme de ce modeste travail, nous tenons à remercier infiniment et avec gratitude notre encadreur Mademoiselle BENREDJEM Lamia qui a accepté de nous encadrer et de diriger ce travail. Nous la remercions pour sa patience, son aide très précieuse et ses corrections sérieuses.

Nous remercions également Mme DEROUICHE Fouzia d'avoir accepter de présider le jury de soutenance.

Un grand merci à Mme BOUTARFA Soumia qui nous a fait l'honneur de juger notre travail.

Nos remerciements vont aussi à tous nos enseignants de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de l'Université Abbès Laghrour Khenchela qui nous ont soutenu et nous ont aidé dans ce travail, surtout Mr. ABER Mohamed.

Un grand merci à toutes les personnes qui ont bien voulu répondre à nos questions particulièrement au personnel des laboratoires pédagogiques de la Faculté des SNV.

Et enfin nous tenons à remercier toutes les personnes qui de près ou du loin ont contribué à la réussite de ce modeste travail.

A toutes et à tous MERCI.

Dédicaces

Je dédie ce travail

*A Mon adorable mère pour son soutien et ses encouragements: Merci
maman*

*Mon cher frère Fateh pour ses sacrifices, ses conseils et son
encouragement*

Mes sœurs Hakima, Bouchra, Hadjer

Toute ma famille , petits et grands

À Mademoiselle Benrdjam Lamia

A mes chères ami (e)s : Rofaida, Wahiba, Soumia, Ferial

Mes collègues de la promotion Microbiologie Appliquée 2017

ALIMA

Je dédie ce travail à mes parents.

ma sœur Nadia , Mes frères

et à ma fiancée Rokia.

Mes amies : Abderazek, Achraf, Miloud, Nacer, Aymen.

A tous mes camarades de promotion

BILLAL



Résumé

Depuis quelques années, l'eutrophisation croissante des rivières et des retenues se traduit par des phénomènes de proliférations d'algues.

Notre travail a été effectué sur des échantillons d'eau d'un réservoir d'intérêt socio-économique dans l'Est Algérien, le réservoir Cheffia (EL-Tarf). Ainsi, des prélèvements ont été effectués depuis Juin 2016 jusqu'au Novembre 2016. L'étude a porté sur la recherche et l'identification des cyanobactéries et sur l'évaluation de la dynamique temporelle des différents genres des cyanobactéries au niveau du site d'étude en fonction de quelques paramètres physico-chimiques du milieu (température, nitrates et phosphore). L'observation des caractères morphoanatomiques des cyanobactéries nous a permis d'identifier 5 genres : *Microcystis*, *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Aphanocapsa* et *Lyngbia*. Les résultats de l'évaluation du nombre des cyanobactéries récoltées montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées en été pendant le mois d'Aout et les valeurs les plus faibles en Octobre. L'analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes des densités des cyanobactéries montrent qu'il y a une corrélation positive significative avec la T° et les concentrations de nitrate dont les valeurs du coefficient de corrélation (r) sont respectivement, 0.601 et 0.924.

Mots clés : Cyanobactéries, réservoir Cheffia, dynamique temporelle, paramètres physico-chimique, eutrophisation.

Distribution and temporal dynamic of cyanobacteria of the Cheffia reservoir, Wilaya of El Tarf

Abstract

Eutrophication in recent years, has grown up in rivers and reservoirs as a result of the phenomena of algal blooms.

Our work was carried out at the level of Cheffia reservoir (EL-Tarf). However, samples have been taken from June 2016 to November 2016. The study focused on the research and identification of cyanobacteria and on the evaluation of the temporal dynamic of the different genus of Cyanobacteria in function of the physicochemical parameters of the environment (temperature, Nitrates and phosphorus). Observation of the morphoanatomic characteristics of the cyanobacterium allowed us to identify 5 genera *Microcystis*, *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Aphanocapsa* and *Lyngbia*. The results of the evaluation of the number of cyanobacteria collected show that the highest values are recorded in summer during the month of August and the lowest value in October.

Correlation analysis of the physicochemical parameters and average densities of Cyanobacteria show a significant positive correlation (r) with the temperature (0,601) and the concentration of nitrate (0,924).

Key word: cyanobacteria, Cheffia reservoir, temporal dynamic, physico-chemical parameters, eutrophication.

توزيع و ديناميكية الزمنية بكتيريا الزرقاء في سد الشافية ولاية الطارف

في السنوات الأخيرة، الإثراء الغذائي المتزايد من الأنهار والخزانات يؤدي إلى تكاثر الطحالب. تم تنفيذ عملنا في () في () حيث جمعنا عينات شهرية من يونيو 2016. 2016. وركزت الدراسة على البحث والتعرف على البكتيريا الزرقاء وتقييم ديناميكية الزمانية من أنواع مختلفة من البكتيريا الزرقاء في موقع الدراسة على المعايير الفيزيوكيميائية () وتعداد البكتيريا الزرقاء. وقد سمح مشاهدة الخصائص التشريحية للطحالب الزرقاء المتحصل عليها من التعرف على 05 (*Planktothrix* *Limnothrix* *Microcystis*): (*Lyngbia* *Aphanocapsa*) وتشير نتائج تقييم عدد البكتيريا الزرقاء التي تم جمعها أعلى قيمة في الصيف خلال شهر أغسطس وانخفاض القيمة في تشرين الأول.

ية : البكتيريا الزرقاء, الخصائص الفيزيائية والكيميائية, في , الديناميكية الزمنية, المغذيات.

Table des matières

Titre	Page
Liste des abréviations	I
Liste des figures	III
Liste des tableaux	IV
Introduction	01
Chapitre I : Synthèse bibliographique	
1. L'eau	03
1.1. L'importance de l'eau	03
1.2. Eutrophisation des eaux douces	03
1.2.1. Définition	03
1.2.2. Causes de l'eutrophisation	04
1.2.3. Conséquences de l'eutrophisation	05
2. Les Cyanobactéries	07
2.1. Généralités	07
2.2. Structure des cyanobactéries	09
2.3. Diversité morphologique et écologique	11
2.4. Caractéristiques uniques des Cyanobactéries	13
2.4.1. Pigments photosynthétiques	13
2.4.2. Migrations verticale et horizontale	14
2.4.3. Dormance	16
2.4.4. Prédation	17
2.4.5. Compétition	17
2.4.6. Multiplication	18
2.5. Classification des Cyanobactéries	19
3. Les paramètres de croissances des Cyanobactéries	21
3.1. Paramètres abiotiques	21
3.1.1. La Température	21
3.1.2. La Lumière	22
3.1.3. Le pH	22
3.1.4. La turbidité	22
3.1.5. L'Oxygène dissout	22
3.1.6. La profondeur	23
3.1.7. Les teneurs en sels nutritifs (phosphore et azote)	23
a) Phosphore	23
b) azote	24
3.2. Paramètres biotiques	24
3.2.1. Le Zooplancton	25
4. Les proliférations de cyanobactéries	25
4.1. Effets indésirables des proliférations des Cyanobactéries	25
4.1.1. Impact écologique lié aux fortes densités	25
4.1.2. Impact sur le cadre de vie et les usages anthropiques de l'eau	26
4.1.3. Production de toxines	26
5. Les cyanotoxines	26
5.1- Les hépatotoxines	27
5.1.1- Microcystines	28

Liste des abréviations

Adda :	acide (2S, 3S, 8S, 9S)-3-amino-9-méthoxy-2-6-8-triméthyl-10-phényldéca-4,6-diénoïque
ADN :	acide désoxyribonucléique
Alal :	Alanine
CYN :	Cylindrospermopsine
CYP :	cytochrome
D-MeAsp :	D-érythro-b-méthyl-D-acide aspartique
Glu :	glutamine
GSH :	glutathion
HPT :	hépatotoxines
Ind/l :	Individus par litre
K⁺ :	Potassium
l :	leucine
L :	litre
m :	mètre
Masp :	mannose-associated serine protease
MC- LR :	microcystine- LR
MC :	microcystis
MCs :	microcystines
Mdha :	N-methyldihydroalanine
mg :	milligramme
mg/l :	milligramme par litre

ml :	millilitre
N :	Azote
N/P :	azote/phosphore
Na⁺ :	sodium
NH⁴⁺ :	ammonium
NO³⁻ :	nitrate
O₂ :	Oxygène
P :	Phosphore
PAR :	photosynthetically available radiation
pH :	potentiel hydrogène
PO₄ :	phosphate
PP1 :	Proteine Phosphatase type 1
PP2A :	Proteine Phosphatase type 2A
PSPs :	Paralytic Shellfish Poisons
PT :	phosphore total
R :	arginine
STX :	saxitoxines
T° :	température
TTX :	térodotoxine
UV :	ultraviolet
µl :	Micro-litre
µm :	micro- mètre

Liste des figures

Figure	Titre	Page
Figure 1	Cycle et effets de l'eutrophisation	06
Figure 2	Arbre phylogénique de la vie	08
Figure 3	Structure d'une cyanobactérie	10
Figure 4	Structure coccoïde des Cyanobactéries.	11
Figure 5	Principaux plans d'organisation des cyanobactéries.	13
Figure 6	Dessin schématique de la distribution potentielle des cyanobactéries dans un lac stratifié selon les saisons adaptée de	16
Figure 7	Structure chimique de la microcystine-LR	28
Figure 8	Structure chimique de la nodularine.	29
Figure 9	structure chimique de la cylindrospermopsine	30
Figure 10	photos satellites du barrage Cheffia	33
Figure 11	Filet à plancton	34
Figure 12	Photographies présentant les différentes étapes du prélèvement de l'échantillon	35
Figure 13	caractéristiques physico-chimiques des eaux du réservoir Cheffia durant la période de Juin à Novembre 2016	39
Figure 14	Distribution temporelle des cyanobactéries (Oued cheffia; Juin 2016- Novembre 2016)	41
Figure 15	corrélation entre la température et la densité des Cyanobactéries (Oued cheffia; Juin 2016- Novembre 2016)	42
Figure 16	corrélation entre le nitrate et la densité des Cyanobactéries (Oued cheffia; Juin 2016-Novembre 2016)	42
Figure 17	corrélation entre l'orthophosphate et la densité des Cyanobactéries (Oued cheffia; Juin 2016- Novembre 2016)	43

Liste des Tableaux

Tableau	Titre	Page
Tableau 1	Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques	20
Tableau 2	Cyanobactéries reconnues pour produire des hépatotoxines	27
Tableau 3	Cyanobactéries reconnues pour produire des neurotoxines	32



Introduction

Introduction

En Algérie, plusieurs retenues de barrages et de lacs naturels évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante de cyanobactéries potentiellement toxiques (**Bouaïcha, 2002**).

L'eutrophisation des lacs et des réservoirs se classe parmi les paramètres de pollution des eaux les plus répandus. Au cours des 20 dernières années, le terme "eutrophisation" a été employé pour décrire l'enrichissement des plans d'eau par l'apport artificiel et indésirable de substances nutritives favorisant le développement végétal (**Semaoune, 2008**). Cependant, le terme d'eutrophisation est couramment utilisé pour désigner un plan d'eau caractérisé par une prolifération intense d'algues et de macrophytes qui s'accumulent. Cette accumulation de matière végétale peut entraîner des altérations de la qualité de l'eau et entraver l'utilisation de cette ressource vitale pour l'homme (**Bernard, 2001**).

L'activité humaine par l'introduction des éléments nutritifs comme le phosphore (sous forme d'Orthophosphates) ou l'azote (sous forme d'ammonium, de nitrate ou de nitrite) dans le milieu marin ou lacustre, provoquent souvent un changement au niveau de la diversification des algues. On constate en effet l'évolution d'une communauté de micro algues ou cyanobactéries riche en espèces (**Henderson-Sellers & Markland, 1990**).

Le risque le plus connu du développement des cyanobactéries est la production des toxines : hépatotoxines, neurotoxines et dermatotoxines. L'intoxication de l'Homme et des animaux par des cyanobactéries toxiques se fait soit, directement par l'ingestion des micro-algues, soit de manière indirecte par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire contaminée (**Skulberg et al., 1993**).

Ce travail a pour objectifs :

- l'identification des différents genres de cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia, wilaya d'El-Tarf ;

- la détermination de la distribution temporelle des cyanobactéries au niveau de ce réservoir ;
- l'étude de l'évolution des cyanobactéries en fonction de quelques paramètres physicochimiques (température, phosphore et nitrate).



Chapitre I
Synthèse bibliographique

1. L'eau

1.1. L'importance de l'eau

L'eau est l'élément essentiel à la vie (l'eau c'est la vie). Elle recouvre plus de 71% de surface de la terre (**Cazenave et al., 2002**). Elle rentre dans toutes les compositions de la matière vivante. Elle est aussi responsable et indispensable à toute activité biologique et chimique. Il n'y a que 2,6 % de l'eau douce sur terre ; moins de 1% est directement accessible, le reste est sous forme de glace. Cette eau est utilisée et souillée dans la nature et devient de plus en plus contaminée par des polluants générés par les activités humaines et ou naturelles (**Kadouche, 2013**)

De toutes les ressources renouvelables de la terre, l'eau douce est celle dont le manque est le plus implacable pour l'humanité. Impossible à remplacer, elle est essentielle à la production des aliments, au développement économique et à la vie elle-même. Sur une planète dont plus des deux tiers sont recouverts d'eau, l'illusion de l'abondance a caché la réalité que l'eau douce et pure sera un bien de plus en plus rare. En effet, seulement 2.5 % de la quantité d'eau disponible sur le globe est douce dont 69 % est bloquée dans les calottes polaires et les glaciers des montagnes ou stockée dans des aquifères trop profonds. Ce stock se renouvelle lentement au rythme des précipitations sur les terre émergées et son approvisionnement devient ainsi de plus en plus difficile, tant en raison de l'accroissement de la population et de son niveau de vie que du développement accéléré des techniques industrielles modernes (**Gadelle, 1995**).

1.2. Eutrophisation des eaux douces

1.2.1. Définition

A l'origine, l'eutrophisation était définie comme un phénomène naturel qui conduit progressivement, à l'échelle des temps géologiques, au comblement des lacs peu profonds et à la formation de marais puis de prairies et de forêts (**Anderson et al., 2002**). Ce comblement est le résultat du processus de vieillissement des lacs qui se produit naturellement sous l'action d'un apport en nutriments et en sédiments généré par l'érosion et le ruissellement (**Carpenter et al., 1998**).

Ce phénomène peut également être grandement accéléré par les activités humaines, auquel cas le comblement intervient en quelques décennies au lieu de plusieurs centaines voire milliers d'années. Cependant, le terme « eutrophisation » a ensuite été

extrapolé à l'enrichissement en nutriments des cours d'eaux, estuaires et milieux marins, même si les conséquences écologiques diffèrent (**Smayda, 2008**).

L'azote et le phosphore sont naturellement des facteurs limitants du développement des organismes photosynthétiques dans les milieux aquatiques. Lorsqu'ils sont apportés en quantités importantes dans le milieu par les activités anthropiques, leur abondance provoque la prolifération des producteurs primaires (algues, cyanobactéries) (**Bartram et Chorus, 1999**).

Les apports en azote et en phosphore dans les milieux aquatiques peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Les sources naturelles d'apports en ces éléments sont : l'érosion continentale, la décomposition bactérienne et les apports atmosphériques (**Van Hullebusch, 2002**). Les sources anthropiques d'apport en nutriments peuvent être diffuses ou ponctuelles. Ces apports sont véhiculés via les eaux souterraines, fluviales ou les dépôts atmosphériques. Les sources ponctuelles tendent souvent à être continues et peu variables dans le temps tandis que les sources diffuses sont plus intermittentes et irrégulières. Ainsi, il est plus facile de contrôler et de mettre en place des systèmes de traitement pour limiter les rejets d'azote et de phosphore dans le milieu aquatique au niveau des sources ponctuelles qu'au niveau des sources diffuses (**Carpenter et al., 1998 ; Smith et al., 1999**). Cependant, ce sont les sources diffuses qui contribuent le plus à la pollution des ressources en eaux.

Plusieurs retenues de barrages et de lacs naturels évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante de cyanobactéries potentiellement toxiques (**Bouaïcha, 2002**).

1.2.2. Causes de l'eutrophisation

Tout facteur qui participe à l'augmentation de la qualité d'éléments nutritifs dans les lacs peut influencer la vitesse d'eutrophisation des lacs. Ces facteurs peuvent être naturels (ruissèlement dans le bassin versant, barrage de castor, etc...) ou anthropiques, comme par exemple :

- épandage d'engrais à des fins agricoles ou horticoles (chimique ou naturels).

- absence de bande riveraine qui favorise l'érosion des berges et limite la
- capacité de rétention des éléments nutritifs provenant du bassin versant (source naturelles et artificielles) et transportés par ruissellement.
- utilisation de produits domestiques contenant des phosphates.
- rejets d'eaux usées industriels, urbains et domestiques (**Hade, 2002**).

1.2.3. Conséquences de l'eutrophisation

L'eutrophisation naturelle à très long terme ainsi que celle, accélérée par l'apport artificiels en nutriments au lac, peuvent causer plusieurs effets indésirables sur l'écosystème aquatique (**Fig. 1**). En voici quelques exemples :

- plus grande abondance de plantes aquatiques et d'algues ;
- dégradation de la qualité de l'eau et accumulation de sédiments ;
- changement dans la biodiversité animales et végétale, favorisant les espèces le mieux adaptées aux nouvelles conditions ou l'implantation de nouvelle espèces au détriment de certaines qui étaient déjà établies ;
- apparition de fleurs d'eau importantes de cyanobactéries (**Hade, 2002**).

Ce qui nous mènent à parler encore plus du phytoplancton et sont cycle de vie et ces enjeux.



Figure 1 : Cycle et effets de l'eutrophisation (CRE Laurentides, 2009).

2. Les Cyanobactéries

2.1. Généralités

Les cyanobactéries sont des organismes procaryotes (**Fig. 2**) photolithotrophes oxygéniques, c'est-à-dire capables d'utiliser l'énergie lumineuse pour produire leur propre matière organique et du dioxygène à partir de dioxyde de carbone et d'eau (**Mur et al., 1999**).

Elles présentent une paroi cellulaire caractéristique des bactéries Gram- avec feuillet de peptidoglycane. Elles se caractérisent également par l'absence de noyau, de plaste et de mitochondrie. Le nombre d'espèces de cyanobactéries est estimé à près de 8000 (**Guiry, 2012**).

En plus de synthétiser de la chlorophylle *a*, les cyanobactéries produisent aussi des pigments accessoires appelés phycobiliprotéines photosynthétiques telles la phycocyanine (pigment bleu), la phycoérythrine (pigment rouge, chez certaines espèces seulement) et l'allophycocyanine (pigment bleu). Grâce à leurs pigments, les cyanobactéries utilisent efficacement la lumière verte, jaune et orange, portion du spectre qui est généralement moins bien exploitée par les autres algues planctoniques (**Mur et al., 1999**). Elles peuvent ainsi survivre lorsque seule la lumière verte est disponible. C'est la forte concentration en phycocyanine, sous certaines conditions, qui rend les cyanobactéries d'une couleur bleuâtre (**Whitton & Potts 2000**).

Leur présence sur Terre depuis plusieurs milliards d'années leur a permis de coloniser une très grande diversité d'écosystèmes, de l'équateur jusqu'aux pôles. Bien qu'elles se développent essentiellement dans les eaux douces, saumâtres ou marines tempérées, elles colonisent aussi des habitats aquatiques extrêmes tels que les sources hydrothermales ou les lacs polaires, mais aussi des habitats terrestres variés (**Mur et al., 1999**).

Les cyanobactéries possèdent une longue histoire évolutive (**Woese, 1987**). Une des raisons de l'abondance des cyanobactéries dans de nombreux habitats peut être liée à cette caractéristique. La composition changeante en métaux dans l'environnement terrestre initial pourrait avoir influencé l'évolution de facteurs de résistance à ces nouveaux métaux et de protéines permettant leur utilisation. La tolérance aux faibles concentrations d'O₂ est encore très répandue chez les cyanobactéries et le sulfure libre

est toléré par certaines souches à des niveaux très supérieurs à ceux tolérés par les algues eucaryotes (**Padan & Cohen, 1982**).

Une autre caractéristique de certaines souches est leur forte tolérance aux radiations des UV-B et UV-C (**Holm-Hansen et al., 1993**), caractéristique qui a été très importante pour l'évolution des cyanobactéries. L'adaptation aux faibles lumières et aux faibles concentrations ambiantes en nutriments sont des facteurs importants qui ont mené à la dominance des picocyanobactéries aujourd'hui, aussi bien en terme de biomasse que de production, dans les eaux limitées en nutriments qui caractérisent les vastes zones centrales des océans (**Waterbury et al., 1986**) et quelques grands lacs (**Hawes, 1990**).

En milieu aquatique, on distingue les cyanobactéries planctoniques, c'est-à-dire en suspension dans la colonne d'eau, des cyanobactéries benthiques qui se développent fixées sur les sédiments. Les espèces planctoniques se développent dans l'ensemble de la colonne d'eau ou à un niveau bien précis. Dans ce cas, les proliférations sont le plus fréquemment observées à la surface où elles forment des agrégats flottants appelés « fleurs d'eau », « écumes » ou encore « mousses ». De façon moins fréquente, ces phénomènes peuvent survenir en profondeur (entre 10 et 15 m) en fonction des disponibilités en nutriments et en énergie lumineuse (**AFSSA-AFSSET, 2006**).

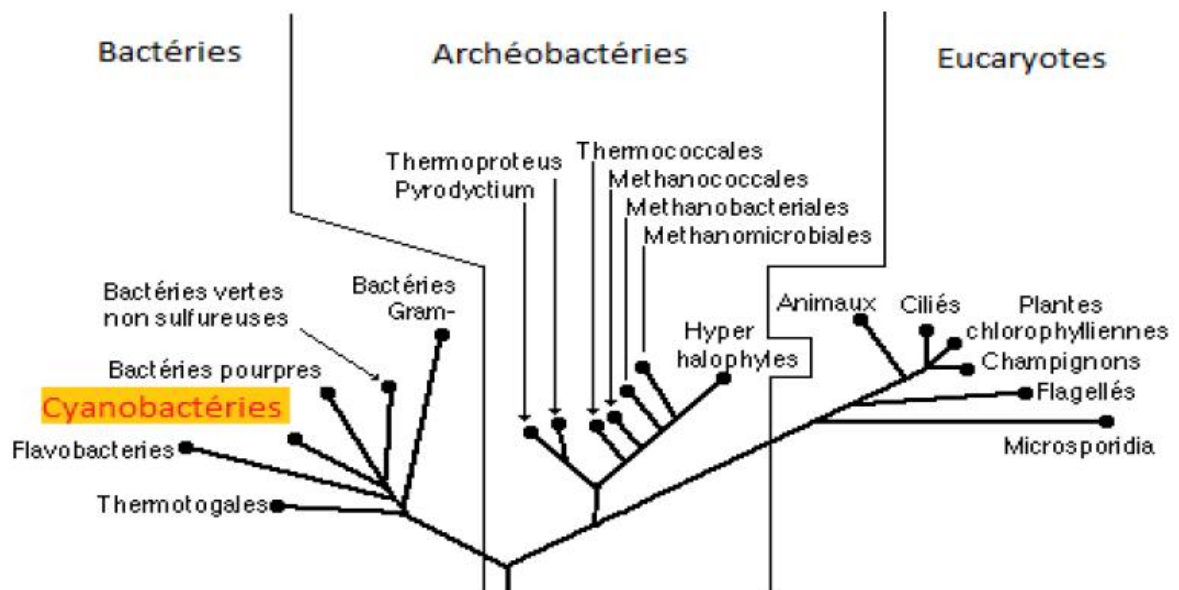


Figure 2 : Arbre phylogénétique de la vie (Woese, 1993)

2.2. Structure des cyanobactéries

Les cyanobactéries ont une organisation monostructurale très peu évoluée. Elle est de type « algue » (ni tige, ni racine, ni feuille). C'est un thalle, d'où le nom de thallophyte (**Silvano, 2005**).

L'organisation des thalles de cyanobactéries est caractérisée par une grande variété (**Fig. 3**). Les formes les plus simples sont unicellulaires, sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, nues ou entourées d'une gaine mucilagineuse homogène ou stratifiée. Plus complexes sont les colonies, agrégats de cellules (aux formes identiques à celles décrites précédemment) au nombre généralement variable, non jointives, enrobées dans un mucilage commun. La forme des colonies est très diversifiée, allant de la structure monostomatique (colonie plane à une seule couche de cellules) à la structure amorphe (nombreuses cellules dans un mucilage commun sans contour défini), en passant par les formes cubiques, sphériques, linéaires (**Valérie, 2006**).

Les thalles les plus élaborés sont organisés sur le modèle filamentueux unisériel (une seule série de cellules jointives) ou plurisériel (plusieurs séries de cellules jointives), non ramifié ou de vraies ou fausses ramifications, sans gaine ou avec gaine mucilagineuse homogène ou stratifiée.. La gaine, constituée de polysaccharides, est incolore ou colorée (jaune, orangé, rouge...). (**Valérie, 2006**).

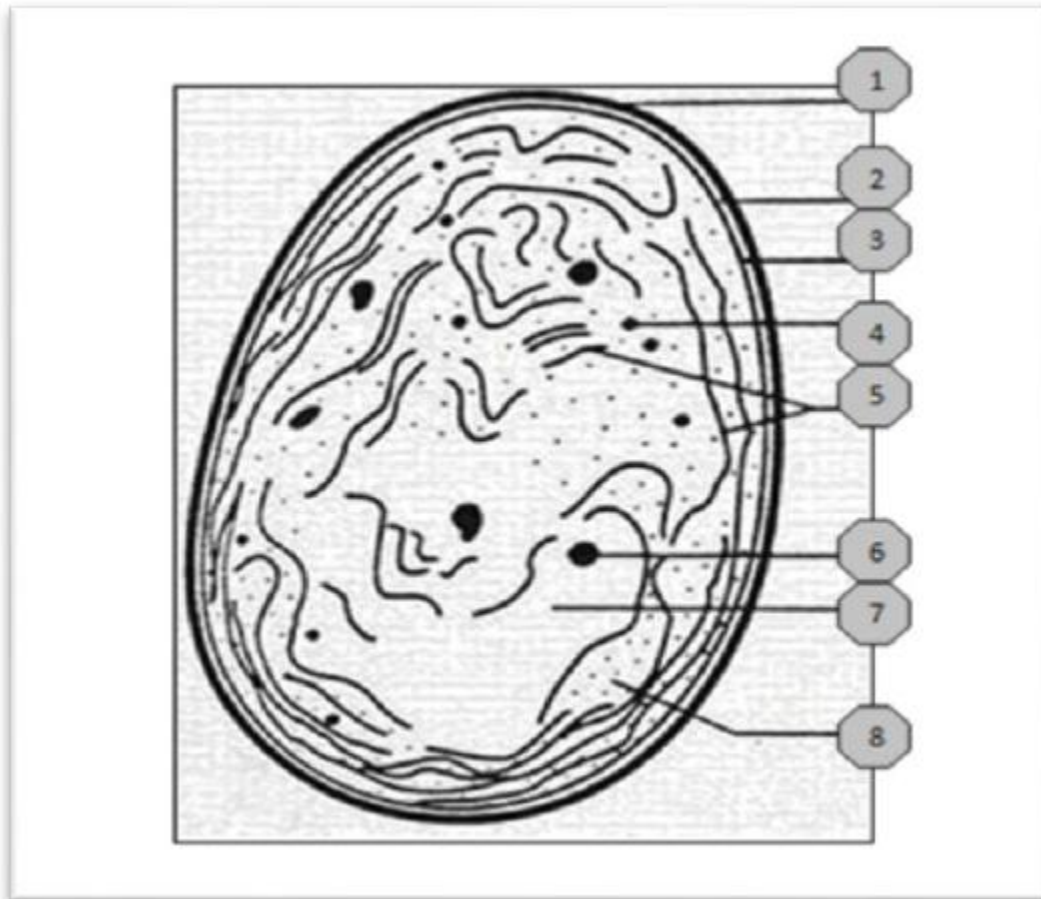


Figure 3 : Structure d'une cyanobactérie (www.futura-science.com)

1- Enveloppe, 2- Paroi cellulaire, 3- Membrane plasmique, 4- gouttelettes lipidiques, 5- Membrane internes contenant les pigments chlorophylliens, 6- Corps protéique, 7- Corps nucléaire ou nucléoïde (matériel génétique), 8- Hyaloplasme avec ribosomes.

Le thalle a une structure soit coccoïde, soit filamenteuse. La structure coccoïde correspond à un thalle formé soit d'une cellule unique dite solitaire ou libre, en bâtonnet (exemple : *Synechococcus*, figure 4-C) ou sphérique (exemple : *Synechocystis*, figure 4-B), soit de plusieurs cellules agrégées dites coloniales (*Chroococcus*, figure 4-D) (Silvano, 2005).

Le filament, qui n'est autre qu'une file de cellules, est souvent entouré d'une gaine plus ou moins mucilagineuse. Dépourvu de cette gaine, il est appelé trichome (Silvano, 2005).

Si le trichome est seul dans sa gaine, le filament est unisériel. Si plusieurs filaments sont présents dans la même gaine, le filament est dit multisériel. Cette

organisation filamenteuse peut évoluer au cours de la croissance en fonction de l'environnement ; le filament peut, par exemple, perdre sa gaine. (Silvano, 2005).

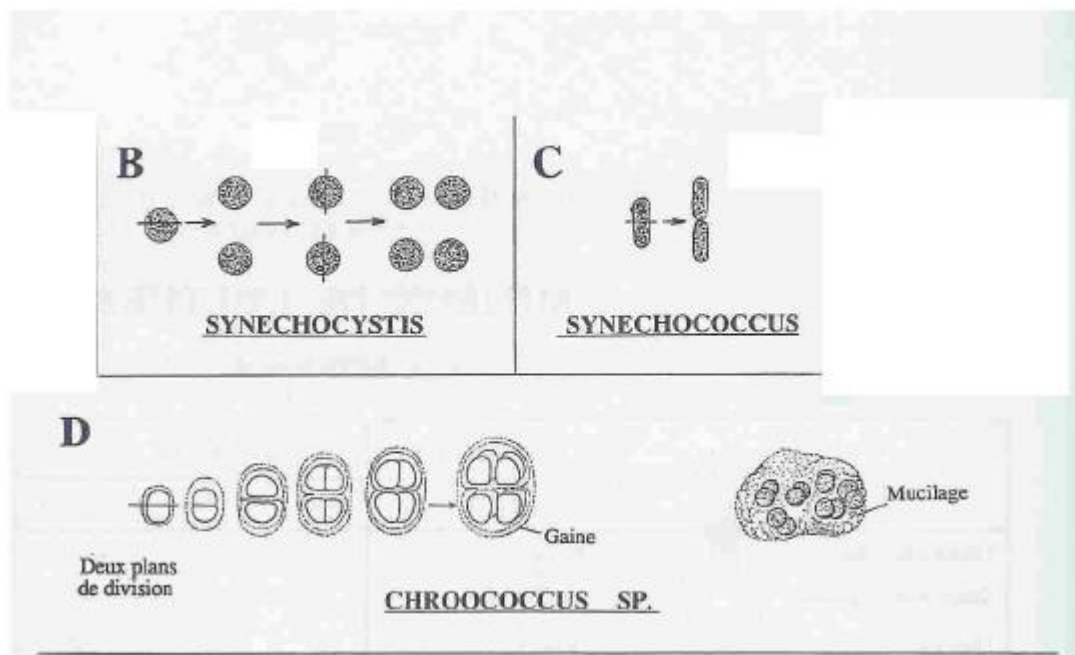


Figure 4 : Structure coccoïde des Cyanobactéries (CODOMIER, 1993)

2.3. Diversité morphologique et écologique

Les cyanobactéries présentent une très grande diversité morphologique (Fig. 5). Elles peuvent être unicellulaires (*Chroococcus*) ou filamenteuses (*Anabaena*) et on les trouve soit sous forme isolée (*Synechococcus*) soit regroupées en colonies (*Schizothrix*) (Isabelle, 2003). Les différentes espèces de cyanobactéries sont généralement distinguées par leurs caractéristiques morphologiques : longueur et largeur des cellules, couleur, forme de l'apex, localisation des granules, présence de gaine, couleur de la gaine, etc. Les cyanobactéries sont toutefois polymorphes et varient en fonction des conditions environnementales, ce qui rend l'identification de l'espèce parfois difficile (Lavoie *et al.*, 2007).

Au sein des cyanobactéries, les groupes des Nostocales et des Stigonematales peuvent produire des cellules spécialisées nommées hétérocystes et akinètes dont les rôles respectifs sont de faire face à la limitation en azote et aux conditions environnementales défavorables :

Les hétérocystes, à paroi épaisse et au contenu homogène faiblement coloré. Leur forme est sphérique, cylindrique, voire conique. Leur position dans le trichome est

soit intercalaire, soit terminale à l'une des extrémités seulement ou aux deux, ou encore latérale (pédicellée). Les hétérocystes sont généralement solitaires mais peuvent aussi apparaître en paire et, plus rarement, en série. La présence, dans les hétérocystes, de la nitrogénase leur confère la capacité de fixer l'azote moléculaire dissous dans l'eau pour le transformer en azote assimilable par la cellule. Les hétérocystes ne sont présents que chez certaines formes filamenteuses et, ce, seulement lorsque les conditions écologiques nécessaires à leur formation sont réunies (**Valérie, 2006**).

Les akinètes sont des cellules généralement plus grandes que les cellules végétatives et les hétérocystes. Leur paroi est très épaisse et peut être colorée et ornementée. Leur contenu apparaît rempli de gros granules sphériques ou polyédriques. Leur teneur en ADN est plus importante, de même que celles de la cyanophycine (réserve protéique) et du glycogène (réserve de glucides). Les akinètes sont des cellules de repos, capables de résister à des conditions écologiques très défavorables et qui, après retour à une situation environnementale normale, peuvent germer et redonner un thalle. Les akinètes n'existent que dans certaines structures filamenteuses. Ils sont solitaires ou disposés en série dans le trichome, en position intercalaire ou subterminale, adjacente ou éloignée des hétérocystes (**Valérie, 2006**).

La différenciation d'une cellule végétative en akinète est conditionnée par de nombreux facteurs abiotiques tels que la lumière, la température et les nutriments. (**Sutherland, et al., 1979**) et (**Nichols & Adams, 1982**) ont ainsi pu mettre en évidence que de faibles intensités lumineuses induisaient la différenciation des akinètes chez les genres *Anabaena* et *Nostoc*. *A contrario* la formation d'akinètes chez le genre *Cylindrospermopsis* semble être inférée à des intensités lumineuses élevées (**Moore, et al., 2005**). De plus, la qualité de la lumière jouerait également un rôle important dans la différenciation de ces spores. Cependant, là encore, les conclusions diffèrent, les longueurs d'onde favorisant la différenciation semblent être liées au genre considéré puisque la lumière verte stimule ce mécanisme chez l'espèce *Gleotrichia echinulata* alors que la lumière rouge activerait la différenciation des akinètes d'*Anabanea circinalis* (**Thompson et al., 1992**).

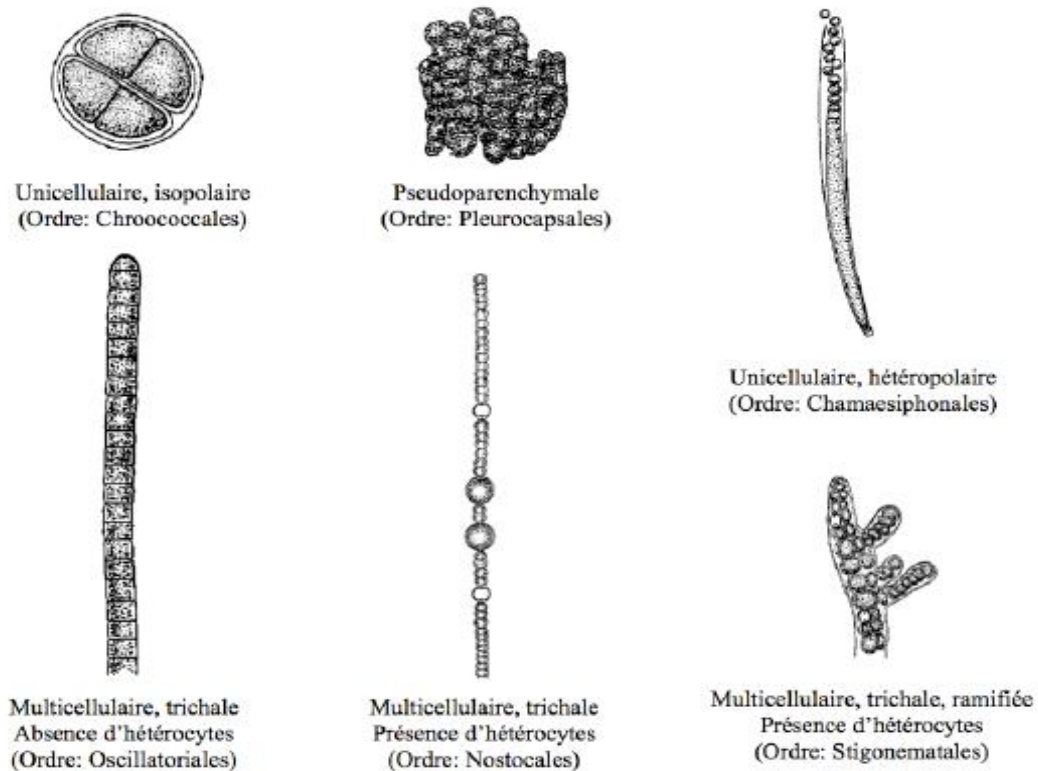


Figure 5 : Principaux plans d'organisation des cyanobactéries (Adapté de Mur *et al.*, 1999)

2.4. Caractéristiques uniques des cyanobactéries

2.4.1. Pigments photosynthétiques

Les cyanobactéries utilisent un ensemble de stratégies qui leur a permis de coloniser tous les écosystèmes d'eau douce. D'abord, elles présentent une pigmentation diversifiée qui assure une efficacité photosynthétique élevée et une capacité à soutenir la production photosynthétique nette à une faible intensité lumineuse. Ce sont les phycobiliprotéines qui confèrent cet avantage aux cyanobactéries, comparativement à la plupart des algues, en leur permettant d'exploiter le rayonnement solaire disponible (PAR, *Photosynthetically Available Radiation* ou lumière visible, 400-700 nm) sur une plus grande étendue de longueurs d'ondes (Lavoie *et al.*, 2007).

Une caractéristique importante des cyanobactéries est leur capacité à modifier la composition des pigments-protéines dans leurs complexes photosynthétiques (*light harvesting complexes*), ce qui leur donne une couleur différente selon les longueurs

d'ondes auxquelles elles croissent (**Grossman *et al.*, 2001**). La forme des cellules et la taille des colonies peuvent également influencer l'absorption de la lumière par les différentes espèces de cyanobactéries (**Vincent, 1989**).

Les cyanobactéries ont également développé différentes stratégies de protection contre les rayons ultraviolets (UV) et le rayonnement excessif. Par exemple, elles synthétisent des composés qui agissent comme un écran solaire (mycosporine-like amino acids) et d'autres pigments qui sont photo protecteurs (caroténoïdes) car ils éliminent les molécules oxydantes résultant du rayonnement excessif. Elles possèdent également des mécanismes efficaces de réparation des composantes cellulaires endommagées par les fortes radiations solaires (par ex., l'ADN) (**Vincent & Quesada, 1993**).

Bien que les cyanobactéries n'atteignent pas les taux de croissance maximums observés chez les algues vertes, leur taux de croissance est plus élevé en conditions de faible intensité lumineuse que celui des algues. Cette dernière caractéristique pourrait expliquer pourquoi les cyanobactéries développent souvent des fleurs d'eau dans les milieux eutrophes, où la lumière est souvent réduite (**Bartram *et al.*, 1999**).

2.4.2. Migrations verticale et horizontale

En condition relativement calme, plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent migrer verticalement dans la colonne d'eau grâce à leurs vacuoles gazeuses (structure présente chez plusieurs espèces). Elles peuvent ainsi profiter de la lumière en surface durant le jour, et migrer en profondeur dès la fin de la journée afin d'en exploiter les nutriments qui s'y trouvent souvent en plus grande concentration. En effet, l'absence d'oxygène à la surface des sédiments peut entraîner la remise en suspension du phosphore séquestré et le rendre disponible (**Nürnberg, 1984 ; Carpenter *et al.*, 1999**). Ainsi, les fleurs d'eau sont souvent observées le matin alors qu'elles disparaissent en après-midi (**Oliver & Ganf, 2000**). Cette caractéristique est importante à considérer dans l'élaboration d'un plan d'échantillonnage (**Lavoie *et al.*, 2007**).

Les cyanobactéries peuvent également ajuster leur position dans la colonne d'eau lorsque l'éclairement est trop élevé, évitant ainsi des dommages causés par un excès de lumière (en particulier les rayons ultraviolets). Le potentiel de migration des cyanobactéries s'étend au delà de la zone photique et de la thermocline. Lors d'une

expérience réalisée au lac Okaro en Nouvelle- Zélande, les colonies de grande taille de *Microcystis* pouvaient migrer à une vitesse de 50 m par jour (**Walsby & McCallister, 1987**).

Les cyanobactéries régulent leur flottaison en fonction des conditions environnementales, soit en modifiant le taux de formation de vacuoles gazeuses par rapport à la croissance cellulaire, soit en modifiant l'accumulation d'hydrates de carbone et de protéines lors de la photosynthèse (**Oliver & Ganf, 2000**). La production de vacuoles gazeuses, lorsqu'il y a abondance de lumière, d'azote et de phosphore, est suffisante pour contrevenir à l'augmentation de la densité cellulaire causée par l'accumulation d'hydrates de carbone (**Brooks & Ganf, 2001**). L'accumulation de réserves de granules de phosphates influence aussi la flottaison des cellules en modifiant leur densité. L'azote est un facteur limitant la régulation de la flottaison des cyanobactéries à vacuoles gazeuses puisqu'il est une composante essentielle à la synthèse de leurs vacuoles (**Oliver & Ganf, 2000**).

La forme de la colonie influence également sa flottabilité. Par exemple, les colonies de *Microcystis aeruginosa* ayant un diamètre inférieur à 20 µm ont un pouvoir de migration très limité, alors que les colonies jusqu'à 1600 µm de diamètre peuvent se transporter verticalement sur une distance de 10 m trois fois par jour (**Cronberg & Annadoter, 2006**).

En plus de la migration « active » sur le plan vertical, les cyanobactéries subissent également une migration « passive » horizontale due au vent ou aux mouvements des masses d'eau (**Fig. 6**).

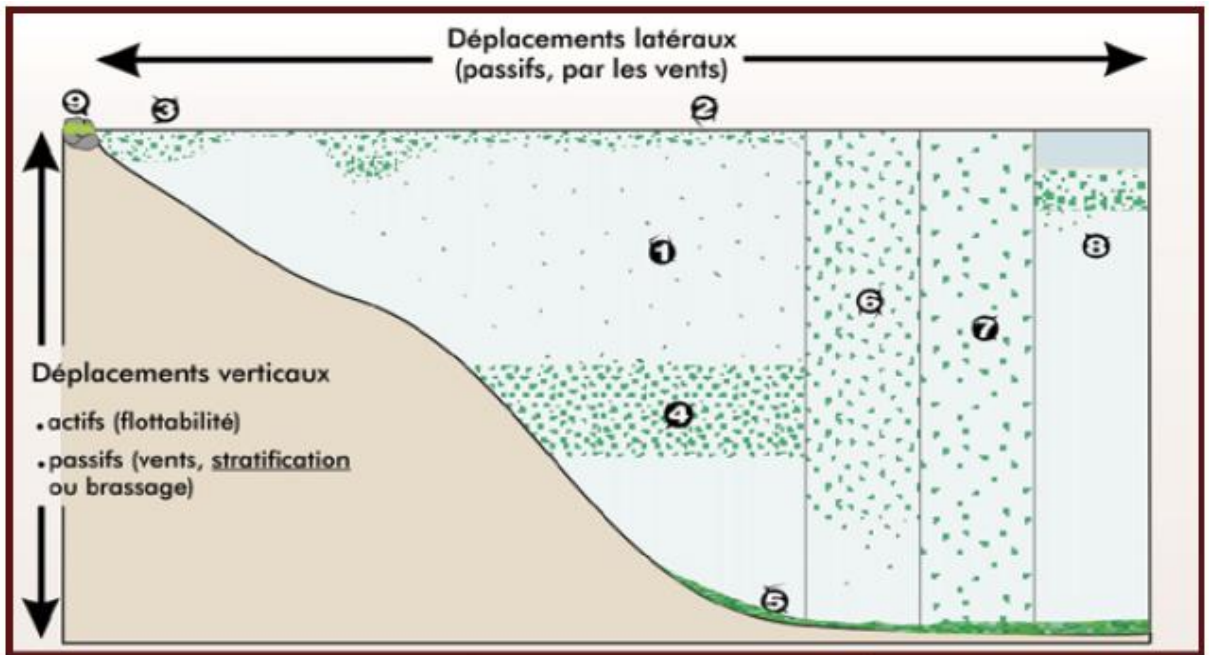


Figure 6. Dessin schématique de la distribution potentielle des cyanobactéries dans un lac stratifié selon les saisons adaptée de (Lindholm *et al.*, 1989).

1. Dispersion dans la couche d'eau supérieure. 2. Fleur d'eau accumulée en surface sous la forme d'une écume lors d'une journée calme. 3. Ecume de surface accumule près du rivage ou dans une baie en raison du vent. 4. Fleur d'eau dans la couche d'eau intermédiaire (habitat préféré pour certaines espèces). 5. Accumulation de cyanobactéries sur les sédiments.

6. Dispersion sur toute la portion supérieure de la colonne d'eau durant le début du brassage automnal des eaux. 7. Dispersion sur toute la colonne d'eau durant le plein mélange des eaux au printemps (lorsque le lac « cale ») et à l'automne (lorsque les eaux refroidissent).

8. Concentration sous la couche de glace. 9. Dépôt d'écume sur le rivage pouvant résulter d'une baisse du niveau des eaux du plan d'eau ou bien pouvant avoir été apporté par les vagues.

2.4.3. Dormance

Lorsque les conditions du milieu ne sont plus favorables à leur prolifération, les cyanobactéries ont la capacité d'entrer en dormance en attendant un environnement meilleur. Cet état de dormance est possible grâce à la formation de spores ou akinètes ou à une modification des cellules végétatives (Mur *et al.*, 1999). Les akinètes peuvent

ainsi survivre dans les sédiments durant l'hiver et même durant plusieurs années en consommant leurs réserves d'hydrates de carbone par respiration ou Fermentation. Les cellules qui remontent vers la surface après la dormance sont unicellulaires ou en colonies de très petite taille (**Lavoie et al., 2007**).

2.4.4. Prédation

Les cyanobactéries ne sont pas la source de nourriture préférée du zooplancton. En effet, en plus de la production de toxines, les cyanobactéries peuvent sécréter des substances allélopathiques qui tendent à cibler directement les brouteurs et qui peuvent altérer leur physiologie, induire des réactions d'évitement ou causer leur mortalité (**Smayda, 1997**). Les cyanobactéries évitent également la prédation par le zooplancton en se groupant en colonies trop volumineuses pour être ingérées. La pression par la prédation peut toutefois maintenir plus courte la longueur des filaments de certaines espèces de cyanobactéries, et ainsi réduire la formation d'hétérocystes (qui dépend de la longueur des filaments; **Chan et al., 2004**).

2.4.5. Compétition

En plus d'avoir développé diverses stratégies afin de maximiser leur taux de croissance, les cyanobactéries réussissent à contrer leurs pertes par broutage. Un des moyens employé est l'excrétion de toxines (il n'est pas encore clair si les toxines sont l'objet d'une production primaire ou un produit secondaire du métabolisme (**Carmichael, 1994**). Elles produisent aussi des composés chimiques (stratégie d'*Anabaena flosaquae*) qui donnent un « mauvais goût » pour le zooplancton, ce qui redirige la pression de broutage vers les autres espèces du phytoplancton telles que les chlorophytes (**Porter, 1973**). Ainsi, les cyanobactéries connaissent un taux de filtration réduit par les cladocères par rapport aux chlorophytes (**Clark, 1978; Porter & Orcutt, 1980; Lampert, 1981**). Cette stratégie non seulement réduit leurs pertes, mais favorise leur croissance par une diminution de leurs compétiteurs.

La formation de colonies assure aussi une protection contre le broutage, les dimensions atteintes empêchant l'ingestion par le zooplancton.

2.4.6. Multiplication

La reproduction des cyanobactéries est uniquement asexuée et elle repose sur une simple multiplication végétative (voie amitotique ou fission binaire) ou sur la formation de spores (nanocystes, endospores, akinètes). Chez les formes filamenteuses, les trichomes se brisent au niveau des nécridives (cellules dégénérantes), des hétérocystes, ou en donnant des fragments pluricellulaires, les hormogonies (**Marion, 2009**).

Le cycle de vie des algues et cyanobactéries *in situ* est relativement complexe, dépend de l'espèce considérée et se caractérise par une alternance de phases de repos (notamment sous forme de spores ou de colonies benthiques, fixées aux sédiments) et d'activité (sous forme de cellules végétatives). La **germination** correspond au processus par lequel les cellules au repos (akinètes) deviennent actives (excystement). Le **recrutement** est la phase pendant laquelle les cellules quittent les sédiments et retournent en suspension au sein de la colonne d'eau (**Rengefors et al., 2004**). Cependant, les périodes de blooms sont les plus couramment étudiées et donc les plus documentées même s'il est maintenant couramment admis que les phases de repos jouent un rôle important dans la formation des blooms (**Head et al., 1999 ; Hense & Beckmann, 2006**).

- **Processus de germination**

Les spores « dormantes » au sein des sédiments constituent un inoculum pour la période de croissance suivante. En effet, il existe une relation entre l'importance des blooms d'été, la formation d'akinètes et la formation de blooms au cours de l'année suivante (**Hense & Beckmann, 2006**). Les facteurs influençant le processus de germination des spores semblent être la présence de nutriments, de lumière et la température (**Rengefors et al., 2004 ; Karlsson-Elfgren et al., 2004**). Cependant, l'impact de ces facteurs ainsi que l'influence de la salinité ou de la dessiccation varient selon les espèces de même que les besoins en lumière en termes d'intensité ou de longueurs d'onde disponibles (**Huber, 1985 ; Baker & Bellifemine, 2000**).

- **Processus de recrutement**

Les sédiments peu profonds semblent être la plus grande réserve d'inoculum pour les blooms de phytoplancton. En effet, même si les zones plus profondes présentent potentiellement une réserve d'inoculum aussi importante que les zones littorales, le recrutement ne s'opère pas à partir de ces zones où les conditions environnementales ne sont pas favorables. Des études menées en laboratoire et à l'échelle du site ont montré que la présence de lumière, le brassage des sédiments et des températures élevées (conditions retrouvées en zones peu profondes) sont les facteurs les plus importants du déclenchement du processus de recrutement (**Rengefors et al., 2004 ; Karlsson-Elfgren et al., 2004**). Le brassage des sédiments (remise en suspension par procédés physiques ou par activité des organismes vivants) permet aux cellules enfouies trop profondément d'être à nouveau exposées à la lumière, à la surface des sédiments. De plus, le brassage permet le relargage dans l'eau de nutriments essentiels pour la croissance du phytoplancton, ce qui peut donc contribuer à stimuler le processus de recrutement (**Rengefors et al., 2004**).

2.5. Classification des cyanobactéries

A ce jour, la classification des cyanobactéries dépend à la fois du Code International de Nomenclature Botanique (**I.C.B.N, Mc Neill et al., 2006**) et du Code International de Nomenclature des Bactéries (**I.C.N.B, Lapage et al., 1992**) (**tab. 1**). Dans la nomenclature botanique, les cyanobactéries appartiennent toutes à la classe des cyanophycées qui est divisée en quatre ordres (*Chroococcales*, *Nostocales*, *Oscillatoriales*, *Stigonématales*), eux-mêmes divisés en familles regroupant environ 150 genres et 2000 espèces (**Marion, 2009**)

Le code de nomenclature bactériologique est basé sur des études comparatives entre souches axéniques en culture. Cette classification prend en compte la morphologie mais aussi les caractéristiques physiologiques, biochimiques et génétiques (**Rippka & Herdman, 1992**). Pour les bactériologistes, ces microorganismes sont des bactéries photo-autotrophes et elles sont appelées cyanobactéries dans le *Bergey's Manual* (**Garrity et al., 2001**). Les apports de la biologie moléculaire à la systématique et à la phylogénie devraient permettre à terme la définition d'une taxonomie des cyanobactéries stable et universelle.

Les différences entre les systèmes de classification botaniques et bactériologiques résident essentiellement aux niveaux taxonomiques les plus fins (espèces), et récemment, une tentative de faire converger ces deux approches a été proposée (Hoffmann 2005, Hoffmann *et al.*, 2005).

Tableau 1. Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques (I.C.N.B, Lapage *et al.*, 1992) et botaniques (I.C.B.N, Mc Neill *et al.*, 2006)

CLASSIFICATION BACTERIOLOGIQUE	CLASSIFICATION BOTANIQUE
<p>Sous-section I unicellulaires ou coloniales, multiplication par fission binaire et/ou formation d'exospores</p>	<p><i>Chroococcales</i> unicellulaires ou coloniales</p>
<p>Sous-section II unicellulaires ou coloniales, multiplication par fissions multiples (baeocytes) ou en combinaison par fission binaire</p>	
<p>Sous-section III filamenteuses unisériées, non hétérocystées, sans ramification, à division cellulaire perpendiculaire à l'axe du trichome</p>	<p><i>Oscillatoriales</i> filamenteuses unisériées, non hétérocystées</p>
<p>Sous-section IV filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), à division cellulaire dans un seul plan</p>	<p><i>Nostocales</i> filamenteuses, pas de ramification vraie, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes)</p>
<p>Sous-section V filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), présentant des ramifications, à division cellulaire dans plusieurs plans</p>	<p><i>Stigonematales</i> filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), présentant des ramifications</p>

3. Les paramètres de croissances des cyanobactéries

Le développement des cyanobactéries et la formation de fleurs d'eau sont influencés par divers facteurs physiques, chimiques (abiotiques) et biologiques (biotiques); dont les effets combinés ont pour conséquence de très grandes fluctuations aussi bien saisonnières qu'annuelles des niveaux de cyanobactéries et de leurs métabolites secondaires (**Park et al., 1993 ; Thébault & Lesne, 1995**). En raison des effets combinés de ces facteurs, les niveaux de cyanobactéries et de leurs toxines peuvent subir de très grandes fluctuations d'une année à l'autre (**Park et al., 1993**). **Ouattara et al., en 2001** constatent que les variations des paramètres physico-chimiques enregistrées dans les différentes stations d'études semblent peu influencer la densité du phytoplancton, Elle apparaît plutôt déterminée par le régime hydrologique de la rivière.

3.1. Paramètres abiotiques

Les cyanobactéries sont présentes et surplombent même les autres microorganismes (algues vertes, diatomées...). Elles sont caractérisées par une croissance massive du printemps jusqu'au début de l'automne. La croissance des cyanobactéries dépend d'abord de la température, de la lumière ainsi que de la présence de sources inorganiques d'azote et de phosphore (**Mur et al., 1999 ; Haider et al., 2003**). Elles prolifèrent dans une eau dont la température est comprise entre 15°C et 30°C (**Skulberg et al., 1984 ; Carmichael et al., 1990**), les plus hautes favorisant habituellement un développement plus rapide (**Carmichael et al., 1990**), un pH plutôt basique (compris entre 6 et 9) avec des concentrations assez importantes en azote et en phosphore, une bonne oxygénation, une intensité lumineuse pas très forte et une faible profondeur (**Skulberg et al., 1984 ; Carmichael et al., 1990**).

3.1.1. La Température

La température est au nombre des facteurs les plus importants qui permettent à une espèce donnée d'apparaître, d'atteindre un développement maximal, enfin de disparaître à des époques de l'année bien déterminées (**Gayral, 1975**). Les cyanobactéries prolifèrent à une température, comprise entre 15°C et 30°C (**Carmichael**

et al., 1990), sachant que les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures élevées autour de 25°C; (Robarts & Zohary, 1987),

3.1.2. La Lumière

Les cyanobactéries sont généralement des photoautotrophes stricts. Il est donc essentiel qu'elles puissent détecter et répondre à la fois à la qualité et à l'intensité de la lumière (van Liere & Walsby, 1982). Ces micro-organismes croissent mieux en présence d'une lumière d'intensité modérée bien qu'ils puissent tolérer des niveaux faibles de lumière (Carmichael *et al.*, 1990 ; Mur *et al.*, 1999), la forte luminosité d'été étant habituellement photo-inhibitrice (Skulberg *et al.*, 1984 ; Carmichael *et al.*, 1990 ; Mur *et al.*, 1999). Les cyanobactéries sont capable de croître à de très faibles intensités lumineuses en raison de plus faibles exigences énergétiques des cellules (Richardson *et al.*, 1983).

3.1.3. Le pH

L'augmentation de la biomasse relative des Cyanophytes et des chlorophytes est favorisée par des pH acides (Tiffany, 1951). En revanche, un pH entre 6 et 9 avec des concentrations assez importantes en azote, une bonne oxygénation et une intensité lumineuse pas très forte et une faible profondeur favorisent le développement des cyanobactéries (Bote, 1984). Le pH et le carbone inorganique dissous évoluent lors des efflorescences de cyanobactéries, avec généralement de fortes valeurs de pH lors de leur croissance et donc des diminutions importantes en carbone inorganique dissous, généralement défavorables pour les autres communautés phytoplanctoniques (Shapiro, 1997).

3.1.4. La turbidité

Qui est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes, présente elle aussi un facteur limitant de cette prolifération microbienne (MC Barron *et al.*, 1966).

3.1.5. L'Oxygène dissout

Les cyanobactéries étant des producteurs primaires, l'oxygène constitue leur déchet métabolique principal. La présence d'une grande quantité de phytoplancton et/ou de cyanobactéries peut donc entraîner une production considérable d'oxygène dans

l'eau et augmenter l'oxygène dissous en surface (**Huot, 2009**). En revanche, la décomposition des cyanobactéries ainsi que leur respiration nocturne peuvent causer un déficit en oxygène en profondeur (**Blais, 2002**). Les périodes de fortes densités phytoplanctoniques ne sont pas associée à une saturation en oxygène (**Ouattara et al., 2001**).

3.1.6. La profondeur

L'augmentation de la profondeur fait diminuer la biomasse relative des Chromophytes (de 61 à 27 %) mais fait augmenter celle des Cyanophytes (de 10 à 24 %) (**Dia & Reynaud, 1982**).

3.1.7. Les teneurs en sels nutritifs (phosphore et azote)

Les teneurs en sels nutritifs, en azote et en phosphore, sont des éléments essentiels de croissance mais sont généralement limitées dans l'eau (**Wetzel & Likens, 2000**). Fréquemment, les efflorescences de cyanobactéries sont liées à de fortes concentrations ponctuelles en phosphore et en azote.

a) Phosphore

Les cyanobactéries peuvent se reproduire en abondance dans les plans d'eau, notamment s'ils sont surchargés de phosphore (**Chevalier et al., 2001**), sa présence sera déterminante quant à l'apparition de fleurs d'eau (**Carmichael et al., 1990 ; Mur et al., 1999 ; Kaebernick & Neilan, 2001**).

La lithosphère est la source ultime de tout le phosphore de la biosphère. Bien que l'apatite soit l'un des minéraux primaires les plus facilement altérés, le phosphore est parmi les minéraux les moins biodisponibles (**Nabih, 2013**).

Le phosphore apporté aux milieux aquatiques peut, selon sa concentration et les caractéristiques du milieu, s'accumuler en quantité élevée dans les sédiments (**Benzizoune et al., 2004**). En général, le phosphore dans l'eau est sous forme inorganique particulaire et soluble, et sous forme organique. La présence de phosphore est essentielle pour la croissance et la prolifération des cyanobactéries, ils l'utilisent sous forme d'orthophosphates, le phosphore est identifié comme étant la substance critique puisqu'il est habituellement, l'élément limitant en milieu aquatique dulcicole (**Prairie & Soucisse, 1999**).

Un léger enrichissement des eaux en phosphore total (125 mg/l de PT) et en orthophosphates (25 mg/l de PO₄) coïncide avec le développement des blooms à cyanobactéries. En réalité, la faible profondeur de la colonne d'eau, associée aux vents quasi-permanents qui règnent au niveau d'une retenue, favoriseraient largement la resuspension des sédiments fortement enrichis en phosphore (**Piersen & Weyhenmeyer, 1994 ; Derraz, 1995**).

b) azote

La forme d'azote dans les eaux de surface dépend de plusieurs facteurs qui sont : le pH, la concentration d'oxygène dissous et les communautés biologiques présentes. Toutes les formes d'azote libérées dans les eaux de surface peuvent se transformer en nitrates sous l'action des bactéries (**Bouaïcha, 2001**).

La fixation d'azote atmosphérique moléculaire est l'apanage des cyanobactéries hétérocystées. La capacité de fixer l'azote atmosphérique leur confère un avantage lorsque l'azote inorganique devient l'élément limitant dans la colonne d'eau. De plus les cyanobactéries ont une préférence pour l'azote sous forme d'ammonium (N-NH⁴⁺) alors que le nitrate (N-NO³⁻) est la forme préférentielle des cellules eucaryotes du phytoplancton (**Blomqvist et al., 1994**). Ils peuvent aussi se développer dans des eaux carencées en azote lorsque le rapport entre la concentration en azote et celle en phosphore devient inférieur à une valeur seuil de 4,5 (**Chorus, 1995**).

3.2. Paramètres biotiques

La prolifération des cyanobactéries est induite par l'augmentation dans les eaux eutrophes, d'éléments nutritifs tels que les nitrates et le phosphore qui proviennent des activités urbaines et agricoles (**Dawson, 1998 ; Bouaïcha, 2001**), en outre le rejet des substances nutritives inorganiques, provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales ou d'activités agricoles, est susceptible de favoriser la prolifération des algues microscopiques et celle des cyanobactéries (**Coote & Gregorich, 2000 ; Duy et al., 2000**).

3.2.1. Le Zooplancton

Les cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter d'être consommées par le zooplancton. Elles sont capables de libérer des composés chimiques qui leur procureraient un « mauvais goût » (**Martin, 2004**). Leur association en colonies trop grandes pour passer à travers les mécanismes de filtration des brouteurs leur permettraient d'être préservées (**Lampert, 1987**). Ces mécanismes, en plus de les protéger, leur assureraient un avantage compétitif envers les autres groupes du phytoplancton car ceux-ci subiraient une plus grande pression de broutage (**Lampert, 1987**).

4. Les proliférations de cyanobactéries

Les blooms de surface (ou efflorescences) peuvent se former en 2 jours et se maintenir entre une et plusieurs semaines (**Paerl et al., 2001**). En région tempérée, ils ont généralement lieu pendant la période estivale (**Brient et al., 2004**). Ils disparaissent souvent lorsque les conditions changent (brassage des eaux, diminution de l'intensité lumineuse) en fin de période estivale. Parfois, des efflorescences apparaissent et disparaissent à plusieurs reprises selon les épisodes de refroidissements et de vents. Même si les blooms constituent un phénomène naturel, leur fréquence et leur sévérité sont augmentées par l'eutrophisation, souvent liée aux activités anthropiques (rejet d'intrants, d'adjuvants mousseux et autres) dans les bassins versants. De plus, le réchauffement climatique semble agir comme un catalyseur favorisant les proliférations des cyanobactéries partout dans le monde (**Paerl & Huisman, 2008**).

4.1. Effets indésirables des proliférations des cyanobactéries

4.1.1. Impact écologique lié aux fortes densités

Les proliférations de cyanobactéries entraînent une augmentation de la turbidité des eaux et par suite, la mort des plantes aquatiques représentant un habitat pour de nombreuses espèces. Elles provoquent également une perturbation des réseaux trophiques aquatiques car elles prolifèrent au détriment des autres organismes photosynthétiques (**Zurawell et al., 2005**). Lors de la dégénérescence des blooms, elles entraînent une diminution de la teneur en oxygène de l'eau menaçant la faune. De façon globale, les êtres vivants (plantes, animaux) sont toujours moins nombreux dans les

endroits où prolifèrent des cyanobactéries (**Wear & Gardner, 2001**) posant un problème majeur pour la santé des écosystèmes.

4.1.2. Impact sur le cadre de vie et les usages anthropiques de l'eau

La présence de cyanobactéries en forte densité peut gêner les activités nautiques en raison de colorations inhabituelles de l'eau (bleue, rouge ou verte) associées à des nuisances olfactives et des masses d'algues se déplaçant au gré des vents. Elle provoque également des perturbations du fonctionnement des procédés de traitement des eaux d'alimentation (colmatage des filtres, consommation accrue en réactifs de traitement) et une dégradation de la qualité des eaux de consommation insuffisamment traitées (présence de toxine et/ou métabolites odorants) (**Chorus & Bartram, 1999**).

4.1.3. Production de toxines

Les proliférations de cyanobactéries entraînent de plus en plus souvent des problèmes de santé publique en raison de la production de toxines par certaines souches. Chaque espèce présente à la fois des souches non toxiques et des souches toxiques capables de produire un ou plusieurs types de toxines (**Wiegand & Pflugmacher, 2005 ; Leflaive & Ten-Hage, 2007**).

5. Les cyanotoxines

Les cyanotoxines sont des toxines naturelles qui présentent une grande diversité de structures chimiques et de mécanismes toxiques (**Sivonen & Jones, 1999**). Les cyanotoxines sont principalement libérées à l'extérieur de la cellule lors de la sénescence et de la lyse cellulaire. La lyse cellulaire peut entre autre être causée par les attaques virales (cyanophages ou cyanovirus naturellement présents en milieux aquatique), ou les algicides (**Suttle, 2000**).

Les toxines de cyanobactéries sont généralement classées selon leur mode d'action : les hépatotoxines (foie), les neurotoxines (système nerveux) et les dermatotoxines (peau). Elles peuvent également être catégorisées selon leur structure chimique (microcystines, cylindrospermopsines, anatoxines, saxitoxines, etc.) ou selon leur type de molécules (alkaloides, lipopolysaccharides, polycétides et peptides) (**Suttle, 2000**). Les cyanotoxines les plus communes appartiennent au groupe des microcystines (MC). Ces peptides cycliques sont principalement produits par les genres *Anabaena*,

Anabaenopsis, *Nostoc*, *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Nodularia*, les trois derniers étant les plus toxiques (Haider *et al.*, 2003).

5.1. Les hépatotoxines

Impliquées dans de nombreux cas d'intoxication, ce groupe de toxines est fréquent dans les proliférations de cyanobactéries (Van Apeldoorn *et al.*, 2007). Les hépatotoxines (HPT) agissent principalement sur le foie, mais d'autres organes peuvent également être atteints tels les intestins et les reins (Sivonen & Jones, 1999). Les hépatotoxines caractérisées chimiquement sont les microcystines, les nodularines et la cylindrospermopsine (Tab. 2) (Iavoie *et al.*, 2007).

Tableau 2. Cyanobactéries reconnues pour produire des hépatotoxines (Chorus & Bartram, 1999 ; Duy *et al.*, 2000 ; Yoo *et al.*, 1994).

Type d'hépatotoxines	Espèces
Cylindrospermopsine	<i>Aphanizomenon ovalisporum</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Umezakia natans</i>
Microcystines	<i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena lemmermannii</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Anabaenopsis milleri</i> <i>Aphanizomenon flos aquaeb</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis viridis</i> <i>Microcystis wesenbergii</i> <i>Nostoc rivulare</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) acutissima</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) agardhii/rubescens</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) limosa</i>
Nodularine	<i>Nodularia spumigena</i>

5.1.1. Microcystines

Les microcystines (MCs) sont des peptides cycliques de sept acides aminés, cinq acides aminés non protéiques et deux acides aminés protéiques. Ces deux derniers, situés aux positions 2 et 4, permettent de différencier les MCs, en utilisant la nomenclature qui désigne chaque acide aminé par une lettre unique (**Jaiswal *et al.*, 2008**). Par exemple, la MC-LR contient les acides aminés leucine (L) à la position 2 et arginine (R) à la position 4. La MC-LR, qui présente une toxicité élevée sur souris, est la toxine la plus fréquemment détectée dans les écosystèmes.

La formule générale des MCs est un cycle de [D-Ala1 -X 2 -D-Me-Asp3 -Z 4 -Adda5 -D-Glu6 -Mdha7] où X et Z sont des acides aminés L (**Fig. 7**). Jusqu'à présent, 75 variantes structurales ont été caractérisées (**Svrcek & Smith, 2004**).

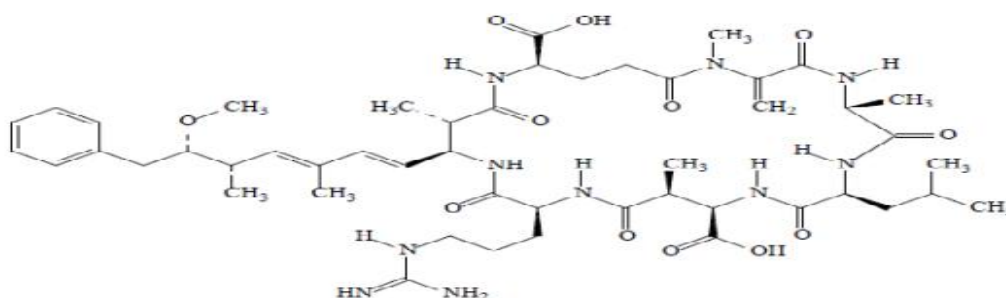


Figure 7 : Structure chimique de la microcystine-LR (**Funari & Testai, 2008**).

- **Mécanismes de la toxicité**

Les MCs se lient à des protéines phosphatases à sérine/thréonine, essentiellement les PP1 et PP2A, en établissant des liaisons covalentes dans le cytoplasme entre leur résidu Mdha (N-méthyl-dihydroalanine) et les cystéines 273 et 226 des sous-unités catalytiques de ces enzymes (**MacKintosh *et al.*, 1990 ; Runnegar *et al.*, 1995 ; Bagu *et al.*, 1997**). L'inhibition de ces enzymes entraîne une modification de l'état de phosphorylation de nombreuses protéines. Il en résulte des effets divers et en particulier :

- une perte de l'intégrité du cytosquelette (altération du micro filaments, des filaments intermédiaires et des microtubules), et en conséquence une nécrose ;

• une apoptose des hépatocytes mais aussi des cellules glomérulaires et tubulaires proximales (Eriksson *et al.*, 1990 ; Eriksson *et al.*, 1992 ; Khan *et al.*, 1996 ; McDermott *et al.*, 1998 ; Fischer & Dietrich, 2000 a ; Fischer *et al.*, 2000 b ; Hooser, 2000 ; Lankoff *et al.*, 2003). Cette atteinte des hépatocytes conduit à une hémorragie hépatique importante pouvant entraîner la mort (Dawson, 1998).

5.1.2. Les nodularines

Cette toxine a une structure moléculaire similaire aux microcystines (Fig. 8) et elle est produite par une seule espèce (Tab. 2). Ses effets physiologiques sont semblables à ceux des microcystines; elle est cependant plutôt rare et peu persistante dans l'environnement (Rinehart, 1988).

- Mécanismes de la toxicité

Les études de toxicité ont été menées principalement sur la nodularine-R. Comme les MCs, la nodularine agit en inhibant des phosphatases à sérine/thréonine (PP1 et PP2A essentiellement), même si les potentialités d'inhibition sont différentes (Yoshizawa *et al.*, 1990). À la différence des MCs, la toxine n'établit pas de liaison covalente avec les phosphatases (Goldberg *et al.*, 1995 ; Bagu *et al.*, 1997).

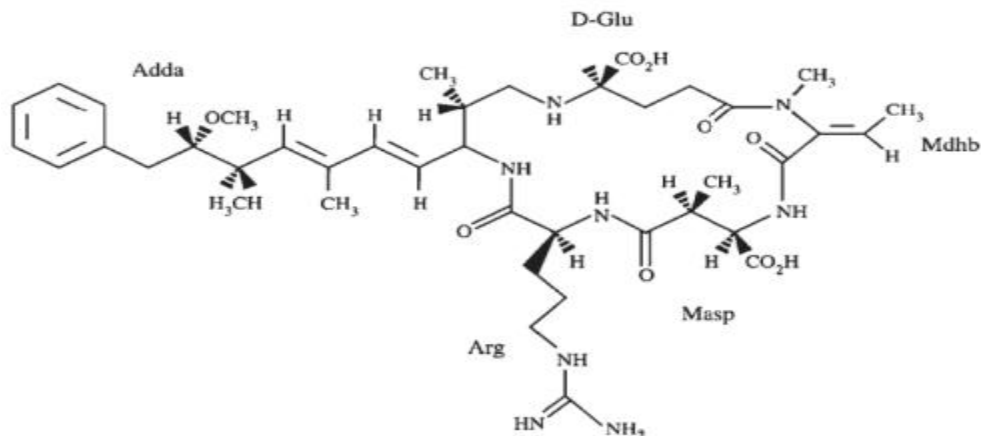


Figure 8 : Structure chimique de la nodularine (Funari & Testai, 2008).

5.1.3. Cylindrospermopsine

La cylindrospermopsine (CYN) (**Fig. 9**) (C₁₅H₂₁N₅O₇S) est un alcaloïde possédant une unité guanidine cyclique. Elle est synthétisée par *Cylindrospermopsis raciborskii* qui apparaît souvent dans les eaux tropicales (**Hawkins et al., 1985**). Elle agit principalement sur le foie via l'inhibition de la synthèse protéique (**Terao et al., 1994 ; Hawkins et al., 1997**). Cette toxine est également un agent mutagène connu (**Falconer & Humpage, 2000**).

- Mécanismes de la toxicité

La toxicité par les CYN résulte en quatre changements pathologiques au niveau du foie: inhibition de la synthèse des protéines, l'accumulation de gouttelettes de graisse et la mort cellulaire. La toxicité est due à l'inhibition du glutathion (GSH) et de la synthèse des protéines, ainsi que l'inhibition du cytochrome P450 (CYP450) (**Mihali et al., 2008**).

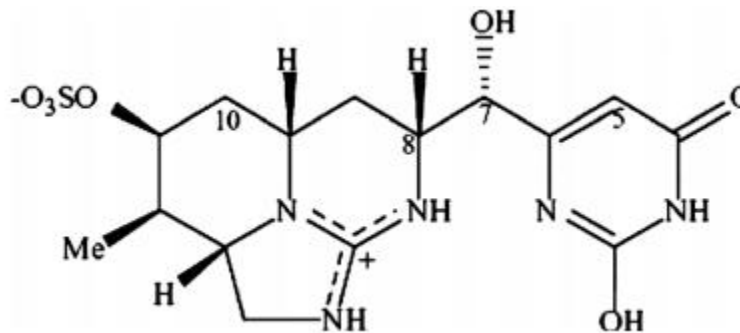


Figure 9 : structure chimique de la cylindrospermopsine (**Funari & Testai, 2008**)

5.2. Les neurotoxines

Les neurotoxines des cyanobactéries agissent principalement sur le système nerveux. On en compte au moins trois types (**Tab. 3**), dont la plus connue est l'anatoxine a qui est surtout retrouvée en Amérique du Nord (**Rapala & Sivonen, 1998; WHO, 1998**). La saxitoxine et la néosaxitoxine sont des molécules principalement synthétisées par des dinoflagellés du genre *Gonyaulax* (algues microscopiques marines). Les neurotoxines agissent en bloquant les canaux ioniques permettant le transport actif primaire dans la paroi cellulaire (notamment la pompe à sodium) (**Codd et al, 1999**).

5.2.1. Les anatoxines

Les trois anatoxines les plus étudiées sont l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s) et l'homoanatoxine. L'anatoxine-a et l'homoanatoxine-a sont des alcaloïdes, des amines secondaires, avec un faible poids moléculaire (165 et 179 Da, respectivement). L'anatoxine-a et l'homoanatoxine-a sont des agonistes puissants des récepteurs musculaires et neuronaux d'acétylcholine nicotinique. La toxine se lie d'une façon irréversible aux récepteurs d'acétylcholine nicotinique provoquant l'ouverture des canaux sodiques et un flux constant d'ions de sodium à la cellule. La stimulation excessive des cellules musculaires se produit à la suite d'une dépolarisation membranaire. Quand les muscles respiratoires sont atteints, le manque d'oxygène dans le cerveau peut conduire à des convulsions et finalement à la mort de l'individu par asphyxie aiguë (**Dittmann *et al.*, 2006**).

5.2.2. Les saxitoxines et leurs dérivés

Les saxitoxines (STX) sont des cyanotoxines de types alcaloïdes et induisant des effets neurotoxiques. Elles sont aussi nommées PSPs (Paralytic Shellfish Poisons) car elles sont aussi produites par des microorganismes marins (Dinoflagellés) (**Mihali & Kellmann, 2009**).

Les saxitoxines (STX) et leurs dérivés ont une action pharmacologique similaire à la tétrodotoxine (TTX) en agissant par blocage de la transmission nerveuse par liaison avec le site 1 des canaux Na^+ voltage dépendant, qui traversent la membrane plasmique de nombreuses cellules excitables (nerfs, fibres de muscles squelettiques et la plupart des fibres musculaires cardiaques). Lorsqu'une dépolarisation appropriée de la membrane cellulaire a lieu, le canal change de conformation et permet ainsi le passage du sodium du milieu extracellulaire vers l'intérieur de la cellule. La repolarisation s'effectue par transport inverse des ions K^+ . Les saxitoxines et leurs dérivés bloquent les canaux sodium sans affecter les canaux potassium, provoquant un ralentissement ou l'abolition de la propagation du potentiel d'action. Tous les analogues sont considérés occuper le même site du récepteur mais les affinités diffèrent largement selon les structures des toxines et les isoformes des canaux (**Shimizu, 2000**).

Tableau 3. Cyanobactéries reconnues pour produire des neurotoxines **D'après Chorus et Bartram (1999) ; Duy et al (2000) ; Yoo et al (1995).**

Type de neurotoxines	Genres ou espèces
Anatoxine-a	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena solitaria planctonica</i> <i>Anabaena spiroides var. crassa</i> <i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Aphanizomenon sp.</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) sp.</i>
Anatoxine-a(s)	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena lemmermanni</i>
Saxitoxine et néosaxitoxine	<i>Ababaena circinalis</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Lyngbya wollei</i>

5. 3. Les molécules à effets irritants

Les effets irritants des molécules provenant des cyanobactéries sont peu documentés. Des cyanotoxines à effets irritants ou allergiques ont été identifiées en milieux marin et saumâtre : il s'agit de l'aplysiatoxine, de la débromoaplysiatoxine et de la lyngbyatoxine (Mynderse *et al.*, 1977 ; Cardellina *et al.*, 1979). La présence de ces toxines en eau de mer provoque, chez le baigneur, des allergies et des irritations sévères, connues sous le nom de «démangeaison du baigneur». Ces toxines se sont également révélées être de puissants promoteurs de tumeurs (Fujiki *et al.*, 1990). En revanche, en eau douce, aucune de ces toxines n'a été identifiée jusqu'à nos jours.



Chapitre II
Matériel et Méthodes

1. Présentation de site d'étude

Le barrage de Cheffia se trouve sur l'oued Bounamoussa, situé à 50 km à l'est de la ville d'Annaba, (Nord-est de l'Algérie) (**Fig. 10**). Le barrage a une capacité de 170 millions de m³ et permet de conserver jusqu'à 140 millions de m³. Le volume régulier par an est d'environ 95 millions de m³ dont 61 millions de m³ sont destinés à l'irrigation de l'agriculture et 34 millions de m³ destinés aux besoins industriels et humains (**Soumati et al., 2005**).

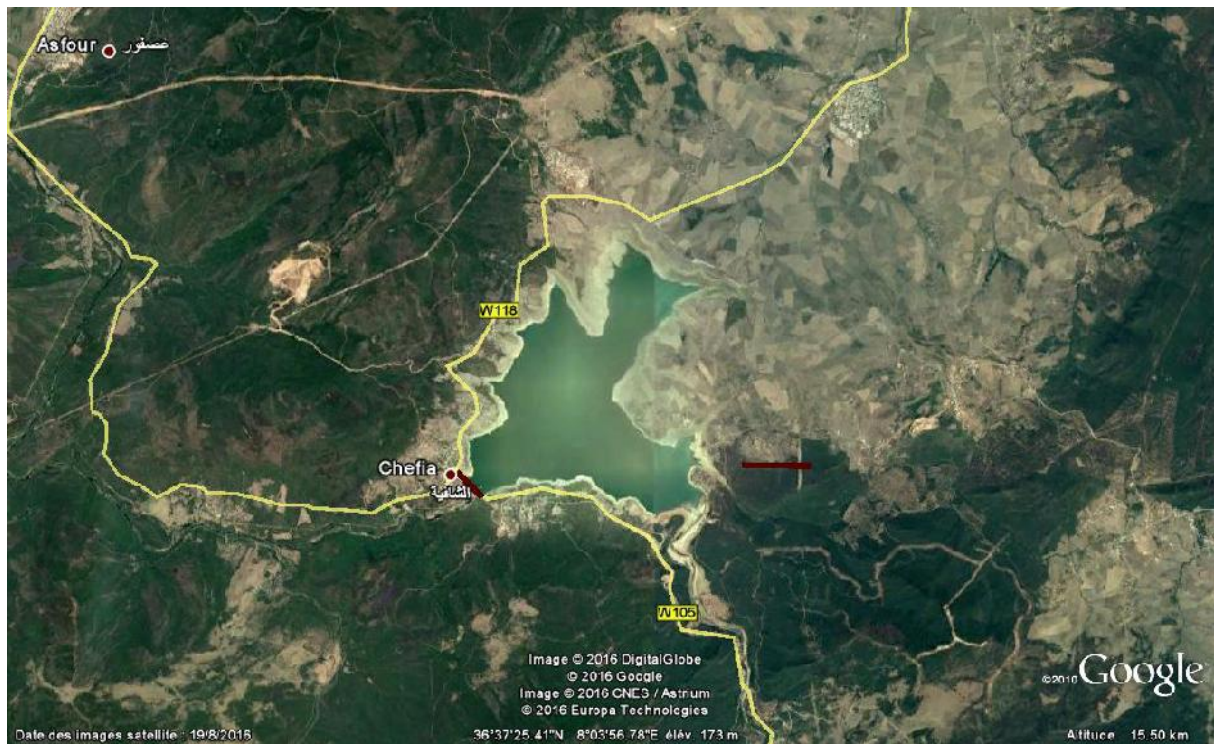


Figure 10 : photos satellite du barrage Cheffia (**Google Earth, 2017**).

2. Prélèvement

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée (**Rodier et al., 2009**).

Le prélèvement d'eau de surface est réalisé avec une bouteille en plastique en raison des facilités qu'elles présentent pour le transport et la possibilité de leur usage unique étant donné leur faible coût (**Dorion et al., 2013**).

La technique de prélèvement :

- Filtrer 50 l d'eau brute au moyen d'un filet à plancton de 20 μm de maille (**Fig. 11**)
- Prélever 100 ml du filtrat et le verser dans une bouteille ombrée de 125 ml;
- Ajouter immédiatement 5 ml de formol à concentration finale de 5 % afin d'éviter la prolifération des microorganismes vivants.

Les flacons sont gardés à l'abri de la lumière pour conserver les pigments photosynthétiques avant l'estimation quantitative des genres de Cyanobactéries présent (**Nasri, 2001**).

Parallèlement, on prend un litre d'eau de surface à l'aide d'un flacon en verre d'un litre pour le dosage des paramètres physicochimiques.

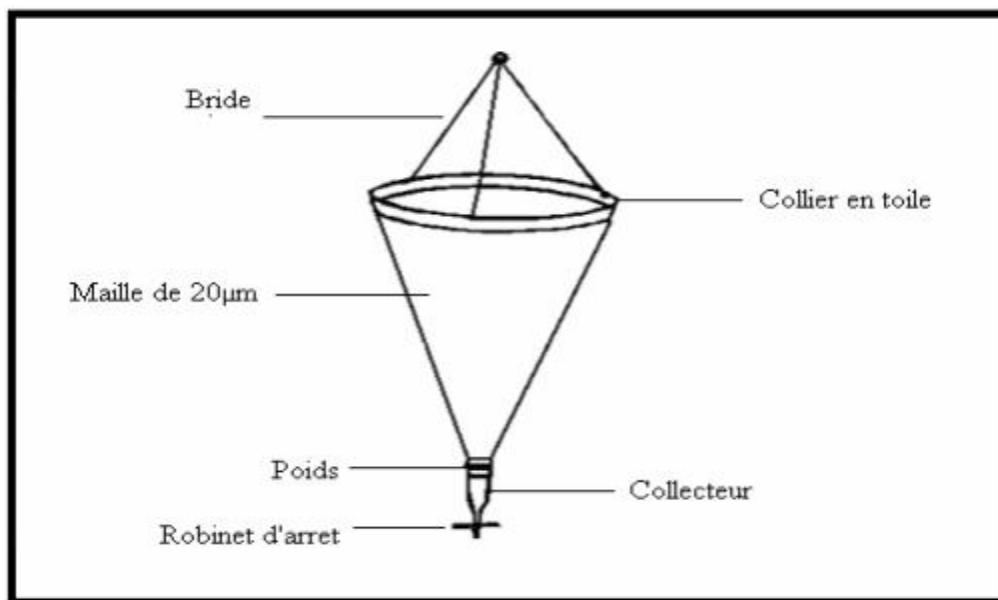
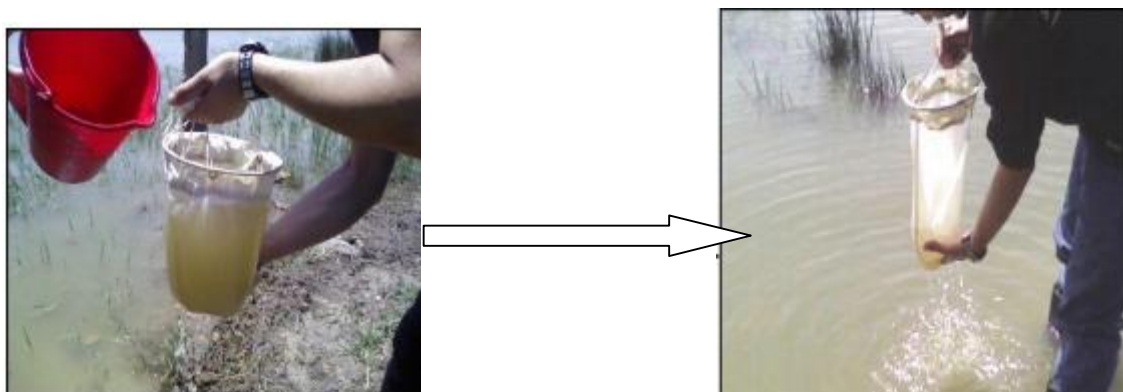
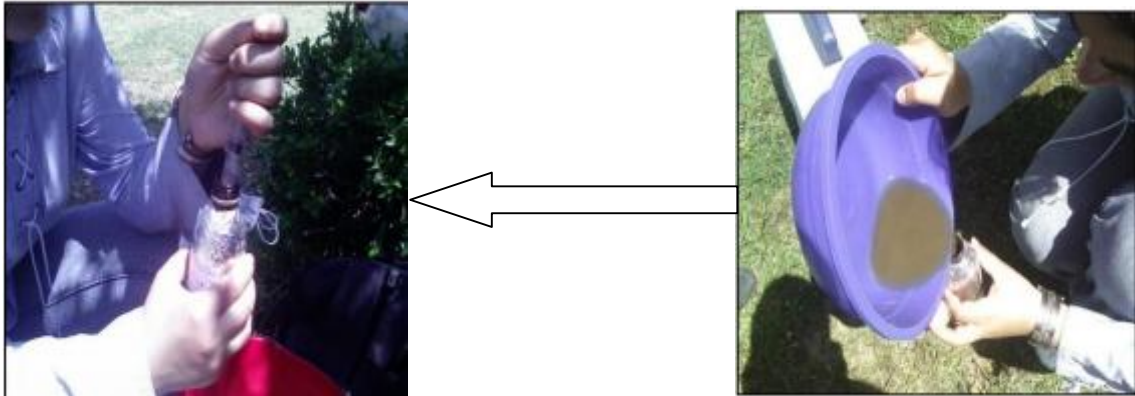


Figure 11 : Filet à plancton



1- Filtration



2- Fixation et stockage

Figure 12 : Photographies présentant les différentes étapes du prélèvement de l'échantillon

3. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

La température de l'eau est mesurée *in situ* au moment du prélèvement à l'aide d'un multiparamètre de terrain type « Consort C535 ». L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran.

Pour les prélèvements réservés au dosage des paramètres des deux éléments, nitrates et phosphates, 500 ml d'eau sont filtrés sur Whatman GF/C (0.45 μm).

Dosage de nitrate

➤ Principe

Cette technique est basée sur la réaction des nitrates avec le diméthyl-2.6phénol en présence des acides sulfuriques et phosphoriques, avec production du nitro-4 diméthyl-2.6 phénol de couleur rose crevette. La durée de la réaction est d'environ 10 minutes. Cette coloration est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 324 nm (Rodier, 1978).

➤ **Mode opératoire**

- Dans une fiole de 50 ml introduire : 02 ml de l'échantillon, 14 ml du réactif acides, 02 ml de la solution Diméthyl-2.6 phynol.
- Laisser reposer 10 mn.
- en présence des nitrates dans l'échantillon la couleur vire vers le rose crevette,
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon, à la longueur d'onde de 324 nm

Dosage du phosphore

➤ **Principe**

Selon **Rodier en 1978**, en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique.

Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates, le développement de la coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

➤ **Mode opératoire**

- Vérifier le pH de l'échantillon qui doit être compris entre 2 et 7, l'ajuster si nécessaire,
- Introduire 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique puis poursuivre comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage,
- Tenir compte de la valeur lue pour le témoin,
- Se reporter à la courbe d'étalonnage.

➤ **Expression des résultats**

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en milligrammes pour la prise d'essai.

4. Identification des Cyanobactéries

Afin d'observer les échantillons sous le microscope, une goutte du matériel fixé a été prélevée à l'aide d'une pipette Pasteur, puis déposée entre lame et lamelle. Cette dernière est placée sous le microscope optique (**x 10**) puis (**x 40**) afin d'être observée.

L'identification a été réalisée selon les clés de détermination de (**Bourrely, 1985; Anagnostidis & Komàrek, 1988,1990 ; Chretiennot-Dinet, 1990 ; Komarek, 1991 ; Coute, 1995 ; Watanabe, 1996 ; Komàrek et al., 2003 ; Komàrek & Komàrkova, 2003 ; Couté & Bouvy, 2004 ; Komàrek & Anagnostidis, 1986, 1989 ; 1998,2005**), Ainsi que différents ouvrages et publications traitant la taxonomie du phytoplancton, tels que : **Trégouboff et Rose (1978) ; Straub (1984), Nezan et al., (1997) ; Hansen et al., (2001) ; Pierre (2001) ; Straub et al., (2004) ; Bafu (2007)**. Les critères morphologiques étudiés sont les suivants :

- L'organisation du thalle (filamenteux, colonial, cellule isolé), sa forme (sphérique, cubique, amorphe, régulière, étirée, clathrée, droite, coudée, spiralée...);
- Les types cellulaires rencontrés (cellules végétatives, hétérocytes, akinètes), leur forme (sphérique, cylindrique, ellipsoïdale...);
- La présence d'un mucilage ou d'une gaine et ses caractéristiques (couleur, visibilité, aux contours nets ou diffluent, lamellés, homogènes...).

5. Dénombrement

Le dénombrement des cellules de cyanobactéries a été effectué sous microscope optique après le dépôt entre lame et lamelle d'une goutte de 1 µl prélevée à l'aide de micropipette à partir d'un échantillon homogénéisé.

Sous microscope optique à l'objectif (**x10**) pour observer les colonies de cyanobactéries puis à (**x40**) pour leur identification, on fait un parcours horizontal sur toute la longueur de la lamelle en se décalant nettement sur sa largeur afin qu'il n'y ait pas de chevauchement. Pour chaque prélèvement on fait le comptage de 5 lames (**Champiat & Larpent, 1998**).

6. Etude statistique

Nous avons utilisé le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson pour étudier l'influence des paramètres physico-chimiques sur le développement des cyanobactéries. Ainsi, le calcul des corrélations entre le nombre des cyanobactéries et les différents paramètres physico-chimiques est réalisé sur Excel.



Chapitre III
Résultats et Discussion

1/- Résultats

1.1/- Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

Les paramètres physico-chimiques ont été choisis en fonction des facteurs favorisant la prolifération des cyanobactéries. Ces mesures ont été effectuées durant la période de Juin 2016 à Novembre 2016 au niveau du réservoir Cheffia, wilaya d'El-Tarf.

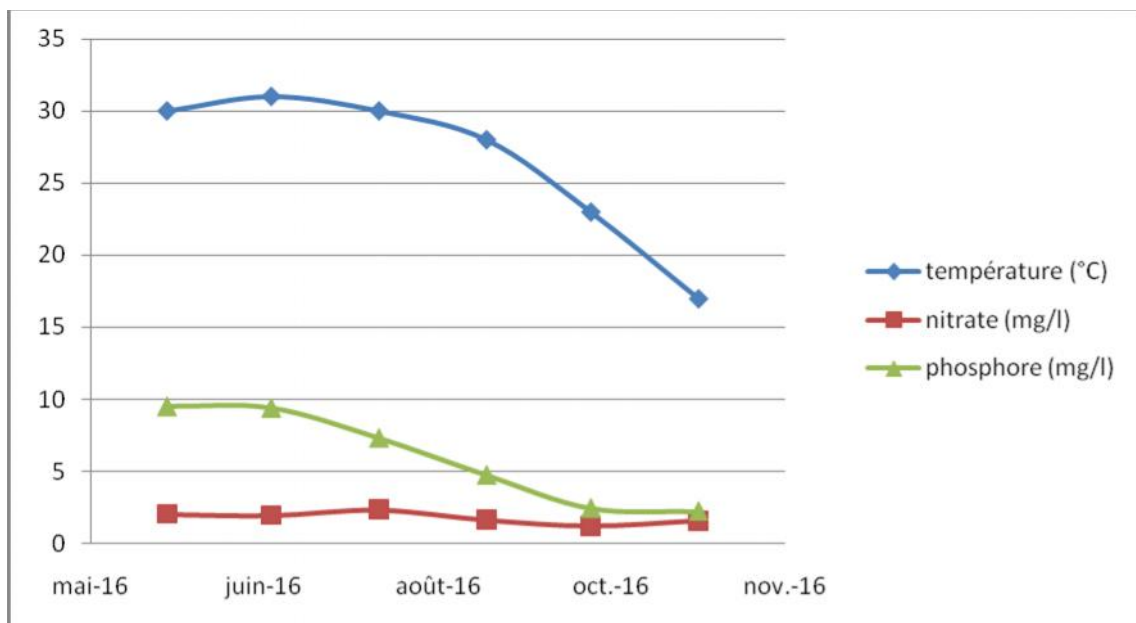


Figure 13 : caractéristiques physico-chimiques des eaux du réservoir Cheffia durant la période de Juin à Novembre 2016

Les résultats montrent des variations des paramètres physico-chimiques (Température, Nitrate, Phosphore) en fonction du mois. La Température est presque constante de Juin à Aout puis elle diminue entre Octobre à Novembre. Le nitrate est presque constant durant tous les mois. Le phosphore est presque constant de Juin à Juillet puis diminue entre Aout à Novembre.

1.2/- Identification générique des cyanobactéries

Des prélèvements d'eau brute ont été effectués chaque mois durant la période de Juin 2016 à Novembre 2016 au niveau du réservoir Cheffia. Après observation au microscope optique avec camera des échantillons prélevés, nous avons pu identifier 5 genres :

- les genres : *Microcystis*, *Aphanocapsa* sont de forme cellulaire et se présente en colonies (ou en amas) ;
- les genres : *Lyngbia*, *Planktothrix* et *Limnothrix* sont de formes filamenteuses ou trichomes.

L'identification a été basée sur des critères morphologiques tels que :

- la forme des cellules (filamenteuse, coloniale, largeur, longueur) ;
- les enveloppes mucilagineuses ;
- la coloration, pigmentation ;
- la présence ou non de structures cellulaires caractéristiques « akinètes, hétérocystes et vacuoles gazeuses ».

a. Le genre *Microcystis*

Les cellules sphériques sont groupées en colonies grâce à une gelée. Elles sont réparties plus ou moins régulièrement dans toute la gelée. Les colonies ont des formes très variées à mucilage incolore (**Annexe III**).

b. Le genre *Lyngbia*

Les trichomes droits ou irrégulièrement contournés, parfois hélicoïdaux, sont simples, entourés d'une gaine ferme ou diffluite, incolore ou colorée. Les filaments sont solitaires, libres ou fixés, ou réunis en masse (**Annexe III**).

c. Le genre *Planktothrix*

Cellules sont de forme cylindrique et plutôt courtes, trichomes en général rectilignes, solitaires dépourvu de gaine mucilagineuse. Absence des akinètes et des hétérocystes (**Annexe III**).

d. Le genre *Limnothrix*

Trichomes solitaires, dépourvus de gaine mucilagineuse. Ils sont droits ou flexueux (**Annexe III**).

e. Genre *Aphanocapsa*

Les cellules sphériques sont groupées en colonies irrégulières Mucilage incolore, fin, diffluent ou limité. Les cellules sont sans enveloppes mucilagineuses propres (**Annexe III**).

1.2.1/- Distribution temporelle des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia au cours de la période Juin 2016-Novembre 2016

D'après la Figure 14, on peut voir que le nombre des cyanobactéries le plus élevé est enregistré au cours des mois de Juin et d'Aout. En revanche la fréquence la plus faible est enregistrée au cours du mois d'Octobre.

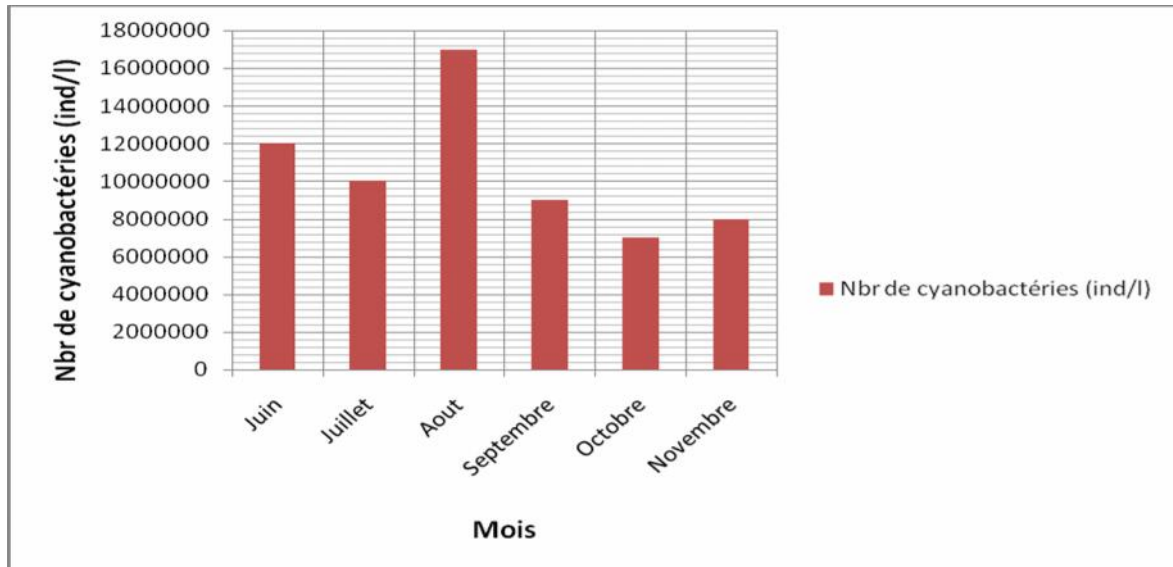


Figure 14 : Distribution temporelle des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia durant la période de Juin à Novembre 2016

L'estimation de la densité mensuelle moyenne globale des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia (fig. 14), révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, Les valeurs maximales, 17×10^6 ind/l, sont observées au cours du mois d'Aout. Les valeurs marquées au cours des mois de Juin et Juillet sont les moyennes, 12×10^6 ind/l et 10×10^6 ind/l, respectivement. En revanche, les valeurs minimales sont relevées au cours du mois d'Octobre (7×10^6 ind/l).

1.3/- Etudes statistiques

1.3.1 /- Corrélation entre la température et la densité des cyanobactéries

L'estimation de la corrélation entre la température et la densité des cyanobactéries, nous permet de constater qu'il existe une corrélation positive significative ($r=0.601$) (fig. 15).

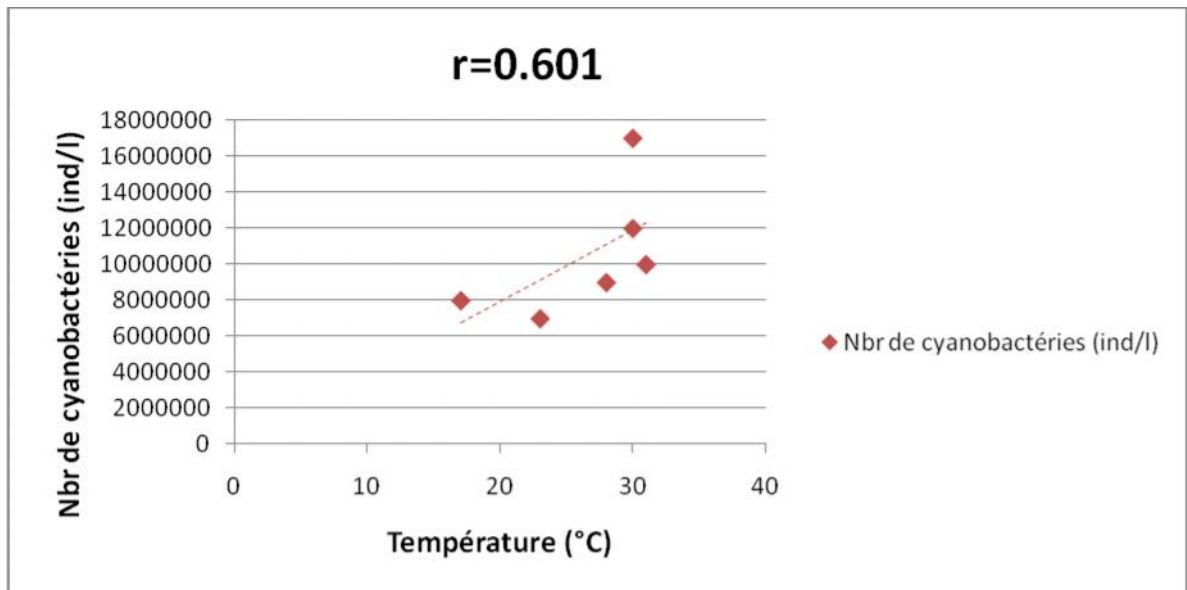


Figure 15: corrélation entre la température et la densité des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia

1.3.2/- Corrélation entre la teneur en nitrate et la densité des cyanobactéries

Le coefficient de corrélation ($r=0.924$) calculé entre le nombre des cyanobactéries et la concentration des nitrates, montre une corrélation positive significative entre ces deux éléments (fig. 16).

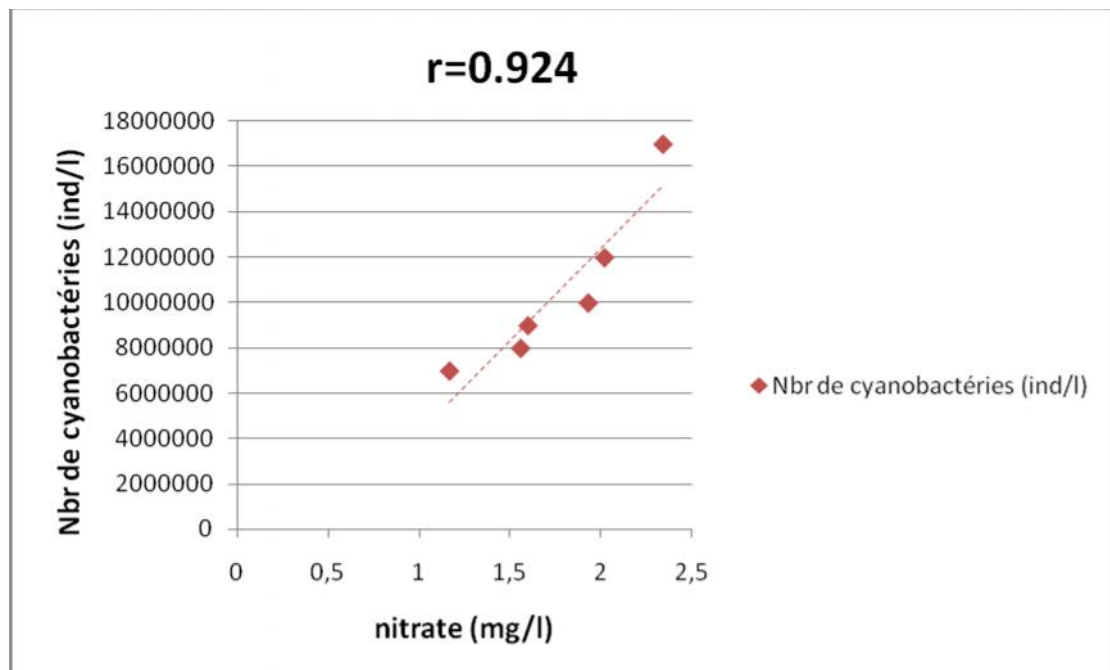


Figure 16: corrélation entre le nitrate et la densité des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia

1.3.3/- Corrélation entre la concentration du phosphore et la densité des cyanobactéries

Un coefficient de corrélation de -0.583 nous permet de constater qu'il n'existe pas une corrélation significative entre la densité des cyanobactéries et la teneur en phosphore (fig. 17).

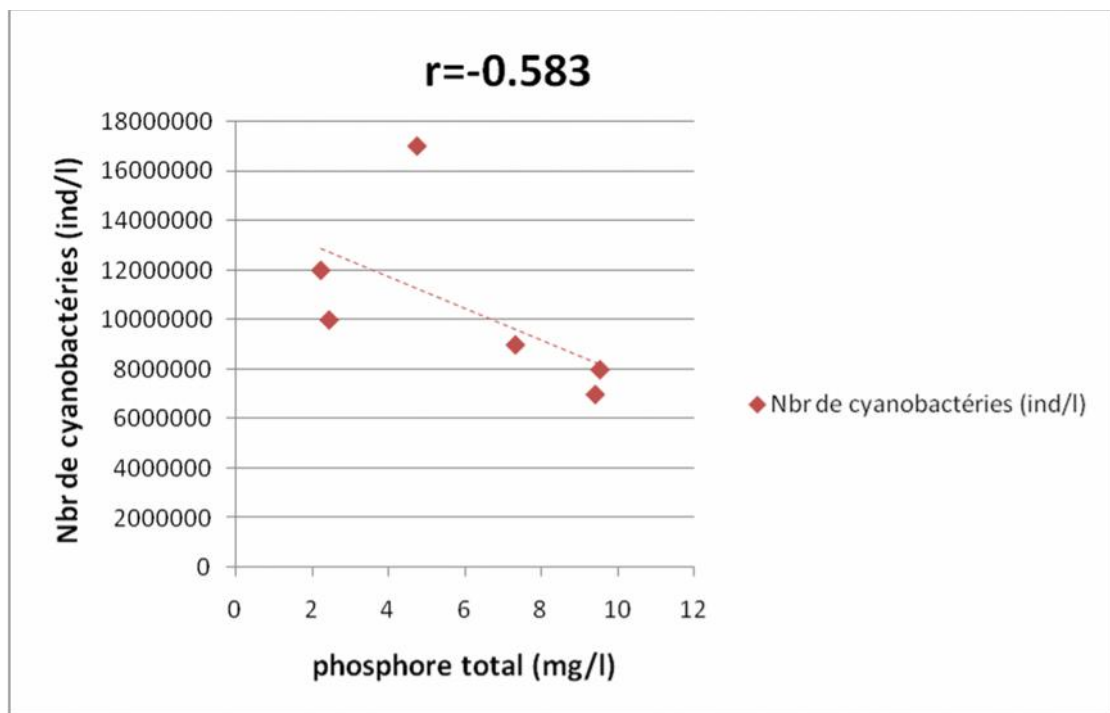


Figure 17: corrélation entre la teneur en phosphore et la densité des cyanobactéries

2. Discussion

La prolifération des cyanobactéries est favorisée par certains facteurs environnementaux à savoir une température élevée de l'eau entre 15°C et 30°C (Carmichael *et al.*, 1990), un pH entre 6 et 9 (Bote, 1984), le taux des nutriments, en particulier le phosphore et le nitrate (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000).

L'analyse des principaux paramètres physico-chimiques de l'eau du réservoir Cheffia révèle que les valeurs maximales de température des eaux sont enregistrées durant le mois de Juillet (31°C).

Nos données sont confortées par les résultats de certains auteurs qui rapportent que les cyanobactéries prolifèrent dans une eau dont la température est comprise entre 15 et 30°C (Skulberg *et al.*, 1984 ; Carmichael *et al.*, 1990 ; Nasri, 1999; Menail, 2000 ; Matmed, 2000 ; Bensdira, 2000 ; Boualleg & Kouachi, 2001 ; Amissi & Yahiaoui, 2001 ; Nasri, 2001 ; Boulesnane & Chaibi, 2002 ; Gouasmia, 2003 ;

Chaibi, 2004 ; Bensafia, 2005 ; Manamani, 2007 ; Ghazali et al., 2008 ; Nasri et al., 2007 et Ouarts et al., 2011).

L'identification générique des Cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia à décelé l'existence de 5 genres parmi lesquels *Aphanocapsa* et *Microcystis* représentent la quasi-totalité, et selon **Nasri (2001)** cela est dû essentiellement à la capacité de chaque genre à s'adapter aux différentes conditions environnementales. Ce qui explique les différences qui peuvent apparaître dans la dynamique temporelle des cyanobactéries sous différentes latitudes et régions du monde.

En effet, nos résultats ont montré que la prolifération la plus importante de ces genres était observée durant les mois de Juin, Juillet, Aout et Novembre où les conditions ont été favorables à leur développement. Ceci concorde avec les résultats de **Bouaïcha (2002)** qui a affirmé que les mois de développement massif des cyanobactéries est souvent Aout, Juin et Juillet. Cependant on remarque que le nombre des cyanobactéries est élevé en Aout et Juin ce qui ne peut être expliqué que par un optimum de croissance des cyanobactéries à des températures élevées autour de 25°C (**Robarts & Zohary, 1987**).

Pearl (1997), Sellner (1997), Wasmund (1997) et Hennion (1999) ont constaté que les cyanobactéries se caractérisent par une croissance massive dans une forte concentration en nitrates (2.34 mg/l).

Les teneurs maximales, en nitrates, relevées dans le réservoir Cheffia sont nettement inférieures à la valeur guide fixée à 5 mg/l pour une eau de qualité excellente par l'agence Algérienne des bassins versants (1999); ceci atteste donc de la bonne qualité de l'eau du réservoir.

Les teneurs en phosphore sont maximales au mois d'Octobre et Novembre (9.42 mg/l, 9.54 mg/l), ceci pourrait s'expliquer par un processus de relargage de cet élément par les sédiments, ce processus est complexe et dépend de plusieurs mécanismes physiques, chimiques et biologiques (**Galvez & Cloutier, 2002 ; Gachter & Muller, 2003**). Les plus faibles teneurs enregistrées en Juin et Juillet sont le résultat de l'assimilation rapide du phosphore (**Somiya et al., 1984**). La basse teneur de cet élément peut être due à un développement massif des cyanobactéries qui auraient consommé le phosphore existant dans le milieu.

La présence de nitrate, nitrite, phosphore caractérise les eaux soumises aux influences dulçaquicoles et agricoles ; leur abondance est en relation avec les apports d'eau douce des oueds.

La distribution temporelle des cyanobactéries au niveau du réservoir Cheffia durant la période de Juin à Novembre 2016 montre que le nombre des cyanobactéries pendant les mois chauds est plus élevé que le dans les mois froids.

Les résultats de l'analyse statistique des données montrent que la densité des cyanobactéries du réservoir Cheffia est corrélée aux mois d'Aout et Juin (lesquelles enregistrent les densités les plus élevées) ; à une température qui varie de 17 à 31°C et à une concentration de Nitrate qui varie entre 1.17 et 2.34 mg/l. Nos résultats ont montré qu'il n'y a pas de corrélation significative entre la concentration du phosphore et le nombre des cyanobactéries, par contre il y a une corrélation positive entre la température et la teneur en nitrate avec le nombre des cyanobactéries. **Ghedadbia (2008)** a rapporté que dans le lac Tonga (Parc National d'El Kala), il y a des corrélations positives très hautement significatives entre la densité des Cyanobactéries et la T°, oxygène dissout et Nitrate. **Sehili (2008)** a constaté des corrélations significatives entre la densité des cyanobactéries et les nitrates dans la lagune EL Mellah (Parc National d'El Kala).

A graphic of a scroll with a vertical strip on the left side and a horizontal strip on the right side, both with rounded ends. The word "Conclusion" is written in a large, bold, italicized, outlined font across the horizontal strip. The scroll is positioned in the center of the page.

Conclusion

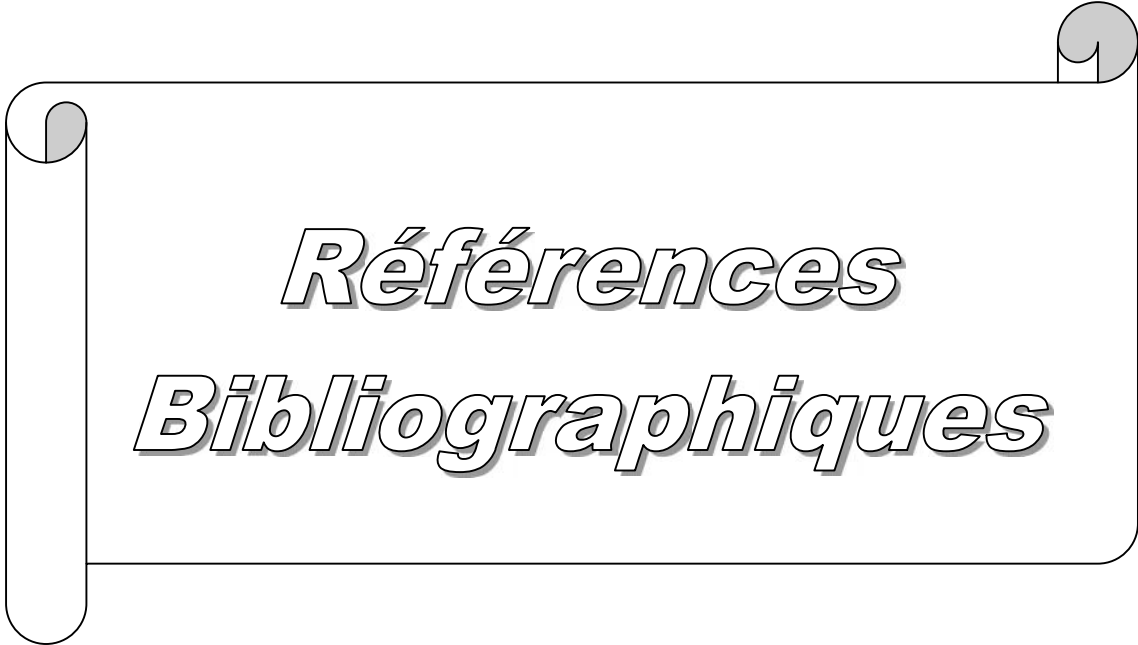
Conclusion

L'analyse des résultats obtenus dans ce travail a permis de tirer les conclusions suivantes :

- nous avons identifié 5 genres : *Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Lyngbia*, *Planktothrix* et *Limnothrix* ;
- les variations des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés, nous permettent de conclure que le réservoir Cheffia présente une température, dont les variations sont fonction du mois, ainsi que des eaux plus ou moins riches en phosphore et en nitrate ;
- l'analyse de l'évolution de la densité des cyanobactéries a montré une nette variation en fonction du temps. En effet, pendant les mois d'Aout et Juin, les peuplements de cyanobactéries présentent des densités importantes, alors que durant les mois froids (Octobre et Novembre) la charge de densité a considérablement diminué ;
- l'analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes des densités des cyanobactéries montrent qu'il n'y a pas de corrélation significative entre la densité des cyanobactéries et le phosphore, par contre il y a une corrélation positive significative avec la T° et les concentrations de nitrate dont les valeurs du coefficient de corrélation (r) sont respectivement, 0.601 et 0.924.

Cependant, la prolifération des cyanobactéries est liée à plusieurs paramètres physico-chimiques : les teneurs élevées en phosphates déversées dans les plans d'eau accélèrent l'eutrophisation et il est communément acquis que le phosphore est le facteur limitant le développement des cyanobactéries. Mais ce ne sont pas les seules cibles responsables de cette croissance ; la température comprise entre 15 et 30°C est favorable au développement des cyanobactéries ainsi qu'une concentration de nitrate qui varie entre 1.17 et 2.34 mg/l.

La plupart des genres identifiés dans ce réservoir sont reconnus par leur potentiel toxique, ils sont capables de synthétiser des hépatotoxines dont l'effet cancérigène a été démontré. Ainsi, ce travail doit être complété par la détermination des métabolites toxiques secrétés par ces microorganismes, la fiabilité des systèmes de traitement et de gestion de l'eau dans l'élimination des cyanobactéries ou de leurs métabolites toxiques ainsi que leurs effets sur la santé vu que ce réservoir est utilisé pour l'approvisionnement en eau potable.



Références
Bibliographiques

Références bibliographiques

Afssa A., 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leur toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives, 232 p.

Amissi L. & Yahyaoui., 2001. Distribution spatio-temporelle des cyanoprocaryotes recensés dans le lac Oubeira, 51p

Anagnostidis K. & Komarek J., 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3- Oscillatoriales. *Algol. Stud.*,p. 50-53, 327-472.

Anagnostidis K. & Komarek J., 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 - Stigonematales. *Algol. Stud.*,vol. 59 ,p. 1-73

Anderson D.M., Glibert P.M., Burkholder J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries.* vol. 25,p. 704–726.

Bafu B.F.U., 2007. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Kieselgen Stufe F (Flächendeckend).

Bagu J.R., Sykes B.D., Craig M.M. & Holmes C.F., 1997. A molecular basis for different interactions of marine toxins with protein phosphatase-1. Molecular models for bound motuporin, microcystins,okadaic acid, and calyculin A. *J. Biol. Chem.* Vol. 272 , n° 8 ,p. 5087-5097.

Baker P.D. & Bellifemine D., 2000. Environmental influences on akinete germination of *Anabaena circinalis* and implications for management of cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia*,vol. 427, p.65–73.

Bartram I., Carmichael WW., Chorus I., Jones G., Skulberg OM.,1999. "Introduction", p. 1-14, dans I. CHORUS et J. BARTRAM (éd.), *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*, London, New York, E & FN Spon.

Bensafia L., 2005. Les peuplements des cyanobactéries de deux plans d'eau douce (Lac Oubeira, Tanga). Inventaire et dynamique spatio-temporelle. Mémoire de magister en science de la mer, option : Aquaculture. Université d'Annaba.

- Bensdira E., 2000.** Les cyanoprocaryotes dans le barrage de hammam Dbegh. Approche taxonomique et distributions spatio- temporelle. Diplôme d'ingénieur d'état en aquaculture. Université d'Annaba, 31p
- Benzizoune S., Nassali H. & Srhiri A., 2004.** Etude de la cinétique d'adsorption du phosphore en solution sur les sédiments du lac Fouarat au Maroc, Larhyss Journal, ISSN. 1112-3680, n° 03,p. 171-184.
- Bernard B., 2001.** Agence de l'Eau réalisatrice de l'étude : Agence Rhône-Méditerranée – Corse, «Aide à la Décision pour le Traitement des Plans d'Eau, Etude sur l'Eau en France» 2001.
- Blais S., 2002.** La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Mississquoi en 2001. Agrosol, vol. 13, n° 2, p. 103.
- Blomqvist P., Pettersson A. & Hyenstrand P., 1994.** Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. Arch. Hydrobiol.,vol. 132,p. 141-164.
- Botes D.P., Tuinman A.A., Wessels P.L., Viljoen C.C., Kruger H., Williams D.H., Santikarn S., Smith R. J., & Hammond S. J., 1984.** The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. J. Chem. Soc. Perkin Trans. I, p. 2311-2318.
- Bouaïcha N., 2001.** Impact sanitaire des toxines de Cyanobactéries en milieu d'eau douce. Revue française des laboratoires, N° 836. P. 39-46.
- Bouaïcha N., 2002.** La ruée vers l'eau en Algérie, Maroc et Tunisie. Université Paris -Sud, UFR de Pharmacie / Laboratoire Santé Publique-Environnement.p. 1- 2.
- Boualleg C. & Kouachi N., 2001.** Ecobiologie des cyano procaryotes récoltés dans le barrage d'Ain Dalia (Souk Ahras). Diplôme d'ingénieur d'état en aquaculture. Université d'Annaba.
- Boulesnane N. & Chaïbi R., 2002.** Les cyanophycées dans un plan d'eau douce : Le lac Oubeira ; Inventaire et dynamique. Mémoire d'ingénieur d'états en sciences des mers, option en Aquaculture. Université d'Annaba, 60p

- Bourelly P., 1985.** Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Les algues bleues et rouges. Eugléniens, Péridiniens et cryptomonadines. Société. Nouvelle éditions Boubée ,p. 606-607.
- Brient L., Legeas M., Leitao M., Peigner P., 2004.** Etude interrégionale Grand Ouest sur les cyanobactéries en eau douce. Rapport DASS/DRASS des régions Basse Normandie, Bretagne et Pays de Loire, 80 p.
- Brookes J.D. & Ganf G.G., 2001.** "Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light", *Journal of Plankton Research*, vol. 23, p. 1399-1411.
- Cardellina J.H., Marner F.J. & Moore R.E., 1979.** Seaweed dermatitis, structure of lyngbyatoxin A. *Science* ,vol. 204,p. 193-195.
- Carmichael W.W., Mahmood N.A., Hyde E. G, 1990.** Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae) In marine toxins:origin, structure and molecular pharmacology.Sherwood hall and gary Strichartz. Eds: ACS symposium, série 418, American chemical society. Washington ,p. 87-106.
- Carmichael W.W., 1994.** The toxins of cyanobacteria. *Sci. Am*, vol. 270, n°1,pp78-86.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H., 1998.** Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*vol. 8,p. 559-568.
- Carpenter S.R., Ludwig D., & Brock W.A., 1999.** "Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change", *Ecol. Appl.*, vol. 9, p. 751-771.
- Cazenave A. & Nerem S., 2002.** Redistributing earth's mass. *Science*,p. 297,783- 784.
- Chaibi R., 2004.** Caractéristiques physico-chimiques et évaluation du milieu trophique d'un écosystème lagunaire : Lagune El-Mallah. Mémoire de magister en écologie animale. Université d'Annaba.
- Champiat D & Larpent J.P., 1998.** *Biologie des eaux. Méthodes et techniques* ,p. 34- 36, 39, 243.

Chan F., Pace m.L., Howarth R.W., & Marino R.M., 2004. "Bloom formation in heterocystic nitrogen-fixing bacteria: The dependence on colony size and zooplankton grazing", *Limnology and Oceanography*, vol 49, p. 2171-2178.

Chevalier P., Pilote R. & Leclerc J.-M., 2001. Risque à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) toxiques et de microcystines dans trois bassins versants du Sud-Ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent, Unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151 p.

Chorus I. & Bartram J., 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management. Taylor & Francis. 416 p.

Chorus I., 1995. Problems caused by algal metabolites- off- flavours, toxin and allergen: how can restoration oh eutrophic waters remedy them? In abstracts of the symposium eutrophication, causes, consequences and remediation, Porto. 21-23 may 1995,p. 14- 16.

Chretiennot-Dinet M.J., 1990. Atlas du phytoplancton marin, V. III, eds.CNRS. Paris,120 p.

Clark N.V., 1978. The food of adult copepods from Lake Kainji, Nigeria. *Freshw. Biol.*vol.8 ,p. 321-326.

Codd GA., Ward C.J., Beatie K.A. & Bell S.G., 1999. Widening perceptions of the occurrence and significance of cyanobacterial toxins. Dans : Peschek, GA, W Löffelhardt et G Schmetterer, éditeurs, *The phototrophic procaryotes*, Kluwer Academic/PlenumPublishers, p. 623-632.

Codomier L., 1993. Cyanobactéries toxiques: les hépatotoxines, Thèse de Doctorat, Ecole nationale vétérinaire, Toulouse , 192p.

Coote D.R. & Gregorich L.J., 2000. In: Chevalier P., Pilote R., Leclerc J.M., 2001. In: Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent. Unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'université Laval) et institut national de santé publique. 151p.

Coute A. & Bouvy M., 2004. A new species of the genus *Cylindrospermopsis*, *C. acuminatocrispa* spec. nova (Cyanophyceae, Nostocales) from Ingazeira reservoir, Northeast Brazil. *Algological Studies*, vol. 113, p.57-72.

Coute A., 1995. Diversité chez les micro-algues ,p. 20-24.

CRE Laurentides 2009: L'eutrophisation p.3, Disponible sur <http://www.troussdeslacs.org/pdf/trouses> (consulté le 22/03/2017)

Cronberg G. & Annadotter H., 2006. Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology, International Society for the Study of Harmful Algae and the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation, 106 p.

Dawson R.M., 1998. The toxicology of microcystins, *Toxicon* ,vol. 36, p. 953-962.

Derraz M., 1995. Étude de l'autorisation de dollars une de barrage El Kensera (Maroc). Caractéristique physico-chimiques, biodisponibilité du phosphate segmentaire écophysiologie de *Microcystis* est relation des Blue de avec les paramètres environnementaux. Thèse d'état *es science* à la Faculté de Meknès, 120 p.

Dia A. & Reynaud P. A., 1982. Le phytoplancton du lac de Guiers : approche qualitative et quantitative. *Cah. O.R.S.T.O.M., sér., Biol., n°45, vol.1982 ,p.35-47.*

Dittmann E. & Wiegand C., 2006. cyanobacterial toxins-Occurrence, biosynthesis and impact on human affairs .*Molecular Nutrition & Food Research vol. 50,p. 7-17.*

Dorion I., Néron S., Blais S. & Sinotte M., 2013. Protocole d'observations et d'échantillonnage pour les plans d'eau. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 37p

Duy T.N., Lam P.K.S., Shaw G.R. & Connell DW., 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Environ. Contam.Toxicology. vol 163,p.113-186.*

Eriksson J.E., Toivela D., Meriluto J.A.O., Karaki H., Han Y.G. & Harstshorne D., 1990. Eriksson J.E., Brautigam D.L., Vallee R., Olmsted J., Fujiki H. & Goldman R.D., 1992. Cytoskeletal integrity in interphase cells requires protein phosphatase activity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA vol 89 , n° 22, p. 11093 - 11097.*

- Falconer I. & Humpage A.R., 2000.** Preliminary evidence for in vitro tumour initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing cylindrospermopsin. *Environ. Toxicol.* vol. 16 , p.192-195.
- Fischer W.J., Hitzfeld B.C., Tencalla F., Eriksson J.E., Mikhailov A. & Dietrich D.R., 2000 b.** Microcystin-LR toxicodynamics, induced pathology and immunohistochemical localization in livers of blue-green algae exposed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicol. Sci.* vol. 54 , n° 2, p. 365- 373.
- Fisher W.J. & Dietrich D.R., 2000 a.** Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (*Cyprinus carpio*). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* vol. 164 ,p. 73–81.
- Fugiki H., Suganuma M., Suguri H., Yoshizawa S., Takagi K., Nakayasu M., Ojika M., Yamada K., Yasumoto T., Moore R. E. & Sugimura T., 1990.** New tumor promoters from marine natural products. In: *Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology*, Hall, S. & Strichartz, G. (Ed), American Chemical Society, Washington D.C., vol. 418 ,p.232-240.
- Funari E. & Testai, E., 2008.** Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 38, n° 2, p. 97-125.
- Gachter R. & Muller B., 2003.** Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography*, vol. 48 ,p. 929-933.
- Gadelle F., 1995.** Le monde manquera-t-il bientôt d'eau Science et changements planétaires Sécheresse. Vol 6. n° 1. P. 9-14.
- Galvez-Cloutier R., 2002.** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur environnement*, vol. 35, no 6 ,p. 18-37.
- Garrity G.M., Boone D.R., & Castenholz R.W., 2001.** *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. 2nd. ed. Vol. 1: The Archea and the deeply branching and phototrophic bacteria. Springer Verlag.
- Gayral P., 1975.** Les algues : Morphologies, Cytologie, Reproduction, Ecologie-ed : DOIN, Paris, p.12, 49, 52.

Ghedadbia M.,2008. La Contribution à l'identification générique des Cyanobactéries potentiellement toxiques et l'étude de leurs paramètres de croissance : Cas du Lac Tonga Mémoire de magister en science de la nature, option : Ecologie et environnement. Université d'Annaba.

Goldberg J., Huang H.B., Kwon Y.G., Greengard P., Nairn A.C. & Kuriyan J., 1995. Three dimensional structure of the catalytic subunit of protein serine/threonine phosphatase-1. *Nature*, vol. 376 , n° 543 ,p. 745-753.

Grossman A.R., Bhaya D., & HE Q., 2001. "Tracking the Light Environment by Cyanobacteria and the Dynamic Nature of Light Harvesting", *The journal of biological chemistry*, vol. 276, p. 11449-11452.

Guiry M.D., 2012. How Many Species of Algae Are There *J. Phycol.* p. 48, 1057–1063.

HADE A., 2002. Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides, 360 p.

Haider S., Naithani V., Viswanathan P. N. & Kakkar P., 2003. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere* ,vol. 52, p. 1-21.

Hansen G., Turquet J., Quod J.P., Ten Hage L., Lugomela C., Kyewalyanga M.,Hurbungs M., Wawiye P., Ogongo B., Tunje S. & Rakotoarinjanahary H., 2001. Potentially Harmful Microalgae of the Western Indian Ocean. *Manuals and Guides*,vol. 41,p. 5-79.

Hawes I., 1990. *Eutrophication and végétation development in maritime Antarctic lakes.* In Kerry KR and Hempel G (eds) *Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation.* Springer- Verlag, Berlin .p. 83-90.

Hawkins P.R., Chandrasena N.R., Jones GJ., Humpage A.R. & Falconer I.R., 1997. Isolation and toxicology of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake, *Toxicon* vol. 35 , p. 341-346.

Hawkins P.R., Runnegar M.T.C., Jackson A.R.B. & Falconer I., 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya and Subba Raju isolated from a domestic supply reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.*vol. 50, p. 1292-1295.

- Head R.M., Jones R.I., Bailey-Watts A.E., 1999.** An assessment of the influence of recruitment from the sediment on the development of planktonic populations of cyanobacteria in a temperate mesotrophic lake. *Freshw. Biol.* vol. 41, p. 759–769.
- Hendersons-Sellers B. & Markland H.R., 1990.** Decaying lakes; the origin and control of eutrophication.
- Hennion M. C., 1999.** La chimie au service de l'environnement. *Pour la Science*, n° 266, décembre 1999., P. 83-84.
- Hense I. & Beckmann A., 2006.** Towards a model of cyanobacteria life cycle-effects of growing and resting stages on bloom formation of N₂-fixing species. *Ecol. Model.* vol. 195, p.205–218.
- Hoffmann L., 2005.** Nomenclature of Cyanophyta/Cyanobacteria: roundtable on the unification of the nomenclature under the Botanical and Bacteriological Codes. *Arch.Hydrobiol.* vol. 117 ,p.13-29
- Holm-Hansen O., Lubin D. & Heibling E. W., 1993.** Ultraviolet radiation and its effect on organisms in aquatic environments. In: YoungAR, BjornLO, Moan J, and Nultsch W (eds) *Environmental IIV Photohology* ,p. 319-425.
- Hooser S.B., 2000.** Fulminant hepatocyte apoptosis in vivo following microcystin-LR administration to rats. *Toxicol. Pathol.* vol. 28 , n° 5 ,p. 726-733.
- Huber A.L., 1985.** Factors affecting the germination of akinetes of *Nodularia spumigena* (Cyanobacteriaceae). *Appl. Environ. Microbiol.* vol. 49, p.73–78.
- Huot Y.,2009.** Optimization of variable fluorescence measurements of phytoplankton communities with cyanobacteria. *Photosynthesis research*, vol. 112, n° 1 ,p.30
- Isabelle M., 2003.** Mécanismes moléculaires de la réponse aux stress environnementaux chez la Cyanobactérie marine *prochlorococcus*, Thèse de Doctorat, Université de RENNES 1, 11p
- Jaiswal P., Singh P.K. & Prasanna R., 2008.** Cyanobacterial bioactive molecules - An overview of their toxic properties. *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 54, n° 9, p.701-717.

- Kadouche S., 2013.** Utilisation des biometriaux dans le traitement des eaux, Thèse de doctorat, Université Tizi-Ouzou, Algérie,174p.
- Kaebnick M. & Neilan B.A., 2001.** Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiol Ecol.* p. 35, 1-9.
- Karlsson-Elfgren I., Rengefors K., Gustafsson S., 2004.** Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom-forming cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. *Freshw. Biol.*vol. 49, p. 265–273.
- Khan S.A., Wickstrom M.L., Haschek W.M., Schaeffer D.J., Ghosh S. & Beasley V.R., 1996.** Microcystin-LR and kinetics of cytoskeletal reorganization in hepatocytes, kidney cells, and fibroblasts. *Nat. Toxins* vol. 4 , n° 5, p. 206-214.
- Komarek J. & Anagnostidis K., 1986.** Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2. Chroococcales. *Archivfür Hydrobiologie Supplementband – Algological Studies*,vol.p. 43, 157-226.
- Komarek J. & Anagnostidis K., 1989.** Modern approach to the classification system of cyanophyte 4–Nostocales. *Algological Studies*, vol.56 ,p. 247-345.
- Komarek J. & Anagnostidis K., 1998.** Cyanoprokaryota. Teil Chroococcales,548p
- Komarek J. & Anagnostidis K., 2005.** Cyanoprokaryota II. Teil. Oscillatoriales. In B. Budel, G. Gartner, L. Krienitz et M. Schagerl (eds.), *Susswasserflora von Mitteleuropano*, Elsevier, Heidelberg, vol. 19, n° 2, p.759.
- Komarek J., 1991.** A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Algological studies*,vol. 64, p.115-127.
- Komarek J., Komarkova J. & Kling H., 2003.** Filamentous cyanobacteria. In *Freshwater alga of North America*. Elsevier (ed.), USA ,p. 117-196.
- Lampert W., 1981.** Toxicity of the blue-green *Microcystis aeruginosa*: Effective defense mechanism against grazing pressure by *Daphnia*. *Int. Ver. Theor. Angew.Limnol. Verh*,vol. 21,p. 412-427.
- Lampert W., 1987.** Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zeal. J.Mar. Fresh. Res.*vol. 21, p. 483-490.

Lankoff A., Banasik A., Obe G., Deperas M., Kuzminski K., Tarczynska M., Jurczak T. & Wojcik A., 2003. Effect of microcystin-LR and cyanobacterial extract from Polish reservoir of drinking water on cell cycle progression, mitotic spindle, and apoptosis in CHO-K1 cells. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* vol 189 , n° 3, p. 204-213.

Lapage S.P., Sneath P.H.A., Lessel E.F., Skerman V.B.D., Seeliger H.P.R., Clark WA., 1992. International Code of Nomenclature of Bacteria, 1990 revision. American Society for Microbiology, Washington D.C, USA. 199 p.

Lavoie I., Laurion I., Warren A., et Vincent W.F., 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. INRS rapport n° 916, 120 p.

Leflaive J., Ten-Hage L., 2007. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwat. Biol.* Vol. 52, p. 199-214.

Lindholm T., Eriksson J. E., & Meriluoto J. A. O., 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems – examples from a eutrophic lake on Aland, south west Finland. *Water Research*, vol. 23, p. 481-486.

MacKintosh C., Beattie K.A., Klumpp S., Cohen P., & Codd G. A., 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS letters*, vol. 264, n° 2 ,p. 187-192.

Manamani R., 2007. Niveau trophique et efflorescences des cyanobacteries dans le barrage d'Ain Dalia (Souk Ahras). Mémoire de magister en science de la mer, option : biologie et physiologie des organismes marins.

Marion S., 2009. Variations spatiotemporelles dans la dynamique, la diversité génétique et le potentiel toxique de populations de *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) dans plusieurs écosystèmes aquatiques du centre de la France, Thèse de Doctorat, Université de Savoie, France, p.8,10

Martin B., 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification. *Mémoire de Maîtrise en Biologie. Faculté des sciences et de génie, Université Laval*, p. 139

Matmed A., 2000. Les cyano procaryotes dans le Tonga : Identification générique et étude de leur distribution. Diplôme d'ingénieur d'état en aquaculture. Université d'Annaba.

MC Barron E.J. & May V., 1966. Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green alga *Anacystis cyanea* (Kuetz) Dr. and Dail. Aust. Vet. J., vol. 42 ,p. 449-153.

Mc Dermott C.M., Nho C.W., Hoaward W. & Holton B., 1998. The cyanobacterial toxin, Microcystin-LR, can induce apoptosis in a variety of cell types, *Toxicon* 36. p. 1981-1996.
Mc barron E. J & May V, 1966. Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green algae. *Anacystis cyanea* (Kutz). *Aust. V et J*, vol. 42, p. 449-456 .

McNeill J., Barrie FR., Burdet HM., Demoulin V., Hawksworth DL., Marhold K., Nicolson DH., Prado J., Silva PC., Skog JE., Wiersema JH., Turland NJ., 2006. International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code). *Regnum Vegetabile*, 146p
A.R.G.Gantner Verlag KG.

Menail H., 2000. Micro-algues toxiques dans le lac Oubeira. Approche taxonomique et suivi de la population micro-algale. Mémoire d'ingénieur d'état en aquaculture. Université d'annaba.

Mihali T.K., Kellmann R., Muenchhoff J., Barrow K.D., Neilan B.A., 2008. Characterization of the gene cluster responsible for cylindrospermopsin biosynthesis, *Appl Environ Microbiol.* vol. 74, p. 716-722.

Mihali T.K., Kellmann R., Neilan B.A., 2009. Characterisation of the paralytic shellfish toxin biosynthesis gene clusters in *Anabaena circinalis* AWQC131C and *Aphanizomenon* sp. NH-5. *BMC Biochem.* vol. 10 ,p. 8.

Moore D., O'Donohue M., Garnett C., Critchley C., & Shaw G., 2005. Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria). *Freshwater Biology*, vol. 50, p. 345-352.

Mur L. R., Skulberg O. M. & Utkilen H., 1999. Cyanobacteria in the environment. In Chorus I. & Bartram J. (eds), *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*, Spon, London, UK. p. 12-111.

Mynderse J.S., Moore R. E., Kashiwagi M. & Norton T.R., 1977. Antileukemia activity of the Oscillatoriaceae, isolation of debromoaplysiatoxin from Lyngbya. *Science*, vol. 196, p. 538-540.

- Nabih Z., 2013.** Apport de la chimiométrie pour l'analyse et l'interprétation de quelques paramètres physicochimiques influençant la répartition des métaux lourds, des éléments nutritifs et des anions dans les eaux de l'oued de bouregreg, Chimie Physique Générale des Matériaux, Nano- Matériaux et Environnement, Université Mohammed V - Agdal Rabat, p. 22, 129.
- Nasri A.B., 1999.** Etude de la biodiversité des Cyanobactéries et leurs toxines dans un milieu d'eau douce: Lac Oubéira. *Mémoire de Magister. Université d'Annaba.*
- Nasri H., 2001.** Etude de la dynamique spatio-temporelle et des paramètres de croissance des cyanobactéries toxiques. Dans un milieu d'eau douce (cas du barrage chéffia), thèse de magister. Univ d'Annaba, 78p.
- Nezan E., Piclet G. & Grossel H., 1997.** Guide pratique du Réseau National de Surveillance du phytoplancton.
- Nichols J & Adams D., 1982.** Akinetes. The biology of cyanobacteria,(Carr NG WB),p. 387-412. Blackwell Scientific, Oxford.
- Nürnberg G. K., 1984.** "The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia", *Limnology and Oceanography*, vol. 29, n° 1, p. 111-124.
- Oliver r.L. & Ganf G.G., 2000.** Freshwater blooms, p. 149-194, dans WHITTON B.A., & POTTS M. (éd.), *The Ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Ouarts A., Saoudi A. & Chekireb D., 2011.** Etude des efflorescences toxiques a cyanobactéries dans le barrage Mexa, Algérie. *Rev. Microbiol. Ind. Santé et Environnement*, vol 5, no 1, p. 81-100.
- Ouattara A., Podoor N., & Gouréne G., 2001.** Etudes préliminaires de la distribution spatiotemporelle du phytoplancton dans un système fluvio-lacustre africain (Bassin Bia ; Côte d'Ivoire). *Hydroécologie, Appliquée*, vol. 13, p. 113-132.
- Padan E. & Cohen Y., 1982.** Anoxygenic photosynthesis. In : Carr NG and Whitton BA (eds) *The biology of Cyanobacteria*. Blackwell, Oxford, and University of Clifornia Press, Berkeley,p. 215-235.

Paerl H.W., Fulton R.S., Moisander P.H., Dyble J., 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. Review article. *The Scientific World* 1, p. 76-113.

Paerl H.W., Huisman, J., 2008. Blooms like it hot. *Science* 320, 57-58.

Park H.D., Watanabe M.F., Harada K.I., Nagai H., Suzuki M., Watanabe M., & Hayashi H., 1993. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. Toxins*, vol. 1, p. 353 -360.

Pierre J.F., 2001. Bulletin de l'academie lorraine des sciences : catalogue des algues (du Nord –Est de la France et des régions attenantes,p. 45-46.

Piersen D.C. & Weyhenmeyer G.A., 1994. High resolution measurements of sediment resuspension above an accumulationbottom in a stratified lake. *Hydrobiologia*, vol. 284, p. 43-57.

Porter K.G. & Orcutt J.D., 1980. Nutritional adequacy, manageability and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue-green algae for *Daphnia*. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp.* vol. 3, p. 268-281.

Porter K.G., 1973. Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. *Nature*, vol. 244,p.179-180.

Prairie Y. & Soucisse A., 1999 in: Chevalier P., Pilote R., Leclerc J.M., 2001 in: Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois. 151p.

Rapala J. & Sivonen K., 1998. Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Micro. Ecol.*, vol. 36 ,p. 181-192.

Rengefors K., Gustafsson S., Ståhl-Delbanco A., 2004. Factors regulating the recruitment of cyanobacterial and eukaryotic phytoplankton from littoral and profundal sediments. *Aquat. Microb. Ecol.* vol. 36, p. 213–226

Richardson K., Beardall J., & Raven J.A., 1983. Adaptation of unicellular algae to irradiance: An analysis of strategies. *New Phytologist*, vol. 93, p. 157-191.

Rinehart K.L., Harada K.I., Namikoshi M., Chen C., Harvis C.A., Munro M.H.G., Blunt J.W., Mulligan P.E., Beasley V.R., Dahmem A.M. & Carmichael W.W., 1988. Nodularin, microcystin and the configuration of Adda. *J. Am. Chem. Soc.*, vol. 110 ,p. 8557-8558.

Rippka R., & Herdman M., 1992. Pasteur Culture Collection of Cyanobacterial Strains. In *Axenic Culture, Catalogue and Taxonomic Handbook*. Institut Pasteur, Paris, p. 103.

Robarts R.D. & Zohary T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, vol.21 , p. 391-399.

Rodier J., 1978. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 6^{ème} édition.

Rodier J., Legube B. & Merlet N., 2009. L'analyse de l'eau, Ed. Dunod ,p. 78-1368.

Runnegar M., Berndt N., Kong S.M., Lee E.Y. & Zhang L., 1995 a. In vivo and in vitro binding of microcystin to protein phosphatases 1 and 2A. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 216 (1), 162- 169.lake after drought. *Journal of freshwater Ecology*, vol. 15, n°1 ,p. 65-69.

Sehili N.,2008. Evolution des peuplements phytoplanctoniques au niveau du lac Oubéira Et la lagune El Mellah. Mémoire de magister. Université d'Annaba

Sellner K G., 1997. Physiology, ecology; and toxic properties of marins cyanobacteria blooms. *Limnology and oceanography*, vol. 42, no 5, p. 1089-1104..

Semaoune M ,2008. Etude comparative de l'aération par déstratification et de l'aération hypolimnique : application sur le HALLWIL en Suisse. Mémoire de Magister, Ecole Nationale Supérieure Polytechnique, Algérie,104 p.

Shapiro J., 1997. "The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes", *Freshwater Biology*, vol. 37, p. 307-323.

Shimizu Y., 2000. Paralytic shellfish poisoning: Chemistry and mechanism of action. In *Seafood and freshwater toxins : pharmacology, physiology and detection*. Botana L. D.,NY (ed), p. 151- 172.

- Silvano J.,2005.** Toxicité des Cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages, Thèse de doctorat, Ecole nationale vétérinaire, l'université Claude-Bernard - LYON I ,p. 21-22
- Sivonen K. & Jones G., 1999.** Cyanobacterial toxins. In Toxic Cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London. 416p.
- Skulberg O M., Carmichel W.,Codd G A., 1993 :** Taxonomy of toxic cyanophyceae (cyanobacteria) in : Algal toxins in seafood and drinking water, vol 9,p.145-164.
- Skulberg O.M.,Codd G.A. & Carmichael W.W., 1984.** Toxic blue-green algal blooms in Europe : a growing problem. *Ambio* ,vol. 13, p. 244-247
- Smayda T.J., 1997.** "What is a bloom? A commentary" *Limnology and Oceanography*, vol.42, p. 1132-1136.
- Smayda T.J., 2008.** Complexity in the eutrophication-harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*,vol.8,pp 140–151.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999.** Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut*,vol. 100,p. 179–196.
- Somiya I., Tsuno H. & Masuumoto M., 1984.** Phosphorus release-storage reaction and organic substrate behavior in biological phosphorus removal. *Wat. Res.*,vol. 22,p. 49-58.
- Soumati B., Nasri H., Meddour A., Kadri S. & Loucif N., 2005.** Space-time dynamics and parameters of growth of toxic cyanobacteria in freshwaters in Cheffia dam (north-east of algeria). Ninth International Water Technology Conference, IWTC9 2005, Sharm El-Sheikh, Egypt.
- Straub F.,1984.** Note algologique I : Observation de quelques Diatomées (Bacillariophyceae). Extrait du Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences naturelles,vol. 107 , n° 1,p. 5-9.
- Sutherland JM., Herdman M., Stewart WDP., 1979.** Akinetes of the cyanobacterium *Nostoc PCC 7524*: macromolecular composition, structure and control of differentiation. *Journal of General Microbiology*,vol. 115,p. 273-287.

Suttle C. A., 2000. Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria, p. 563-589, dans B. A. Whitton et M. Potts (éd.), *The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space*, Boston, Kluwer Academic Publishers.

Svrcek C. & Smith D.W., 2004. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 3, n° 3, p. 155-185.

Terao K., Ohmori S., Igarashi K., Ohtani I., Watanabe M.F., Harada K.I., Ito E. & Watanabe M., 1994. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Umezakia natans*. *Toxicon*, vol. 32, p. 833-843.

Thébault L. & Lesne J.P., 1995. Les toxines des cyanobactéries : quels risques pour la santé. *TSM*, vol. 12 ,p. 937-940.

Thompson JN., & Burdon J.J., 1992. Gene-for-gene coevolution between plants and parasites. *Nature*,vol. 360,p. 121-125.

Tiffany L. M., 1951. Ecology of fresh water algae. In: G. M. Smith, ed. *Manual of phycology* *Chronocia Botanica*. Waltham, Massachusett.p. 293-311.

Trégouboff G. & Rose M., 1978. Manuel de Planctonologie Méditerranéenne. Tome I, planches. CNRS

Valérie D., 2006. Etude des Cyanobactéries dans la rivière TARN. INSA ,40 p

Van Apeldoorn M.E., Van Egmond H.P., Speijers G.J.A. & Bakker G.J.I., 2007. Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition and Food Research*, vol. 51, n° 1, p. 7- 60.

Van Hullebusch E., 2002. Contribution à l'étude du devenir, de la mobilité et de l'impact de métaux utilisés pour le traitement de plans d'eau eutrophes : cas de l'aluminium et du cuivre. Thèse de Doctorat, Université de Limoges. Faculté des sciences et techniques.

Van Liere L. & Walsby A. E., 1982. Interactions of cyanobacteria with light. In : Carr NG and Whitton B A (eds) *The biology of Cyanobacteria*. Blackwell, Oxford, and University of California Press, Berkeley, p. 9-47

Vincent W.F. & Quesada A., 1993. Cyanobacterial responses to UV radiation: implications for antarctic microbial ecosystems, p. 111-124, dans S. WEILER et P.A. PENHALE (éd.), *Ultraviolet Radiation in Antarctica: Measurement and Biological Effects*. Washington. American Geophysical Union.

Vincent W.F., 1989. "Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis", *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 32, p. 239-254.

Walsby A.E., & Mccallister G.K., 1987. "Buoyancy regulation by *Microcystis* in Lake Okaro", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 21, p. 521-524.

Wasmund N., 1997. Occurrence of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea in relation to environmental conditions. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, vol. 82, no 2, p. 169-184.

Watanabe M., 1996. Isolation, cultivation and classification of bloom-forming *Microcystis* in Japan. in *Toxic Microcystis*. CRC Press, 262 p.

Waterbury J. B., Watson S. W., Valois F. W. & Franks D. G., 1986. Biological and ecological characterization of the marine unicellular cyanobacterium *Synechococcus*. In *Photosynthetic Picoplankton*, p. 71-120. Edited by T. Platt & W. K. W. Li.

Wear R.G., Gardner J.P.A., 2001. Biological effects of the toxic algal bloom of February and March 1998 on the benthos of Wellington Harbour, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 218, p. 63-76.

Wetzel R. G. & Likens G.E., 2000. *Limnological Analyses* 3rd edition Springer-Verlag. 429 p.

Whitton B.A. & Potts M., 2000. Introduction to the Cyanobacteria. P. 1-11, dans Whitton B.A. & Potts M. (éd.), *The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space*, Boston, Kluwer Academic Publishers.

Who .,1998. Guidelines for safe recreational water environments : coastal and freshwaters. World Health Organization (document pour consultation publique), 283p. Accessible sur l'internet à : www.oms.ch/water_sanitation_health/Recreational_water/eosdraft9814.htm

Wiegand C., Pflugmacher S., 2005. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicol. Appl. Pharmacol*, vol. 203, pp 201-218.

Woese C. R., 1987. Bacterial évolution. *Microbiol Rev.*,vol. 51, p. 221-271.

Woese C.R. & Olsen G.J., 1993. Ribosomal R.N.A. : a key to Phylogeny. *The FASEB Journal*,vol. 7 ,n°1, p.113-123.

Yoo R.S., Carmichael W.W., Hoehn R. C., Hrudey S.H., 1995. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins : A Ressource Guide. American Water Works Association, 229 p.

Yoshizawa S., Matsushima R., Watanabe M.F., Harada K., Ichihara A., Carmichael W.W. & Fujiki H., 1990. Inhibition of protein phosphatases by microcystins and nodularin associated with hepatotoxicity. *J.Cancer Res. Clin.Oncol.* vol. 116 , n° 6 , p. 609-614.

Zurawell R.W., Chen H., Burke J.M., PrepasE.E., 2005. Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *J. Toxicol. Environ. Health* vol. 8 ,p. 1-37.



Annexes

Annexe I : Matériel utilisé

- ❖ Lames et lamelles ;
- ❖ Multi-paramètre type « Consort C535 » ;
- ❖ Microscope optique avec caméra ;
- ❖ Pipettes pasteurs stériles ;
- ❖ Micro-pipettes.

Annexe II :**Dosage des nitrates****➤ Réactifs :**

- Solution de salicylate de sodium à 0,5% à renouveler toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré ($d = 1,84$).
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium :

- Hydroxyde de sodium 400g
- Tartrate double de sodium et de potassium 60g
- Eau distillée 1000ml

Faire dissoudre les sels dans de l'eau. Laisser refroidir et compléter à 1000ml.

A conserver dans un flacon en polyéthylène.

- Solution étalon mère d'azote nitrique à 0,1g/l :

- Nitrate de potassium anhydre 0,722g

- Eau distillée 1000ml
- Chloroforme pour conserver 1ml

- Solution fille étalon d'azote nitrique à 0,005g/l.

Amener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau distillée.

➤ Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement :

Numéro des capsules	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique à 0,005g/l	0	1	2	5	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/L d'azote nitrique	0	0,5	1	2,5	5
Solution de salicylate de sodium (ml)	1	1	1	1	1

Evaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 2 ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau distillée puis 15 ml de solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la

longueur d'onde de 420 nm. Soustraire des densités optiques lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

Dosage du phosphore :

➤ Réactifs :

– Solution d'acide sulfurique ($d = 1,84$) à 15 % environ en volume.

– Solution de molybdate d'ammonium40 g/l.

• Molybdate d'ammonium tétra hydraté20 g

• Eau distillée500 ml

Filtrer si nécessaire, à conserver en flacon de polyéthylène à 4 °C.

– Solution d'acide ascorbique20 g/l :

• Acide ascorbique..... 2 g

• Eau distillée..... 100 ml

À préparer chaque jour.

– Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium à... 2,8 g/L :

• Tartrate double d'antimoine et de potassium..... 0,28 g

• Eau distillée..... 100 ml

– Réactif combiné :

• Solution d'acide sulfurique50 ml

• Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium ...5 ml

• Solution de molybdate d'ammonium15 ml

• Eau distillée100 ml

Conserver le réactif au réfrigérateur à4 °C.

– Solution mère étalon à 50 mg/l de phosphore :

• dihydrogénophosphate de potassium desséché au préalable à l'étuve à 100 °C

.....219,7 mg

• Eau distillée100 ml

Acidifier la solution par 1 ml d'acide sulfurique à 15 % avant d'ajuster le volume.

– Solution fille étalon à 1 mg/L de phosphore.

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau distillée au moment de l'emploi.

➤ Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution étalon de phosphore à 1 mg/L (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	20	19	15	10	5	0
Correspondance en milligrammes de phosphore	0	0,001	0,005	0,010	0,015	0,020

Introduire dans chaque fiole 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter, Puis ajouter 4 ml de réactif, mélangé soigneusement, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectromètre à la longueur d'onde de 700 ou 800 nm en cuve de 1 cm. Construire la courbe d'étalonnage.

Annexe III: les genres identifiés dans le barrage Cheffia

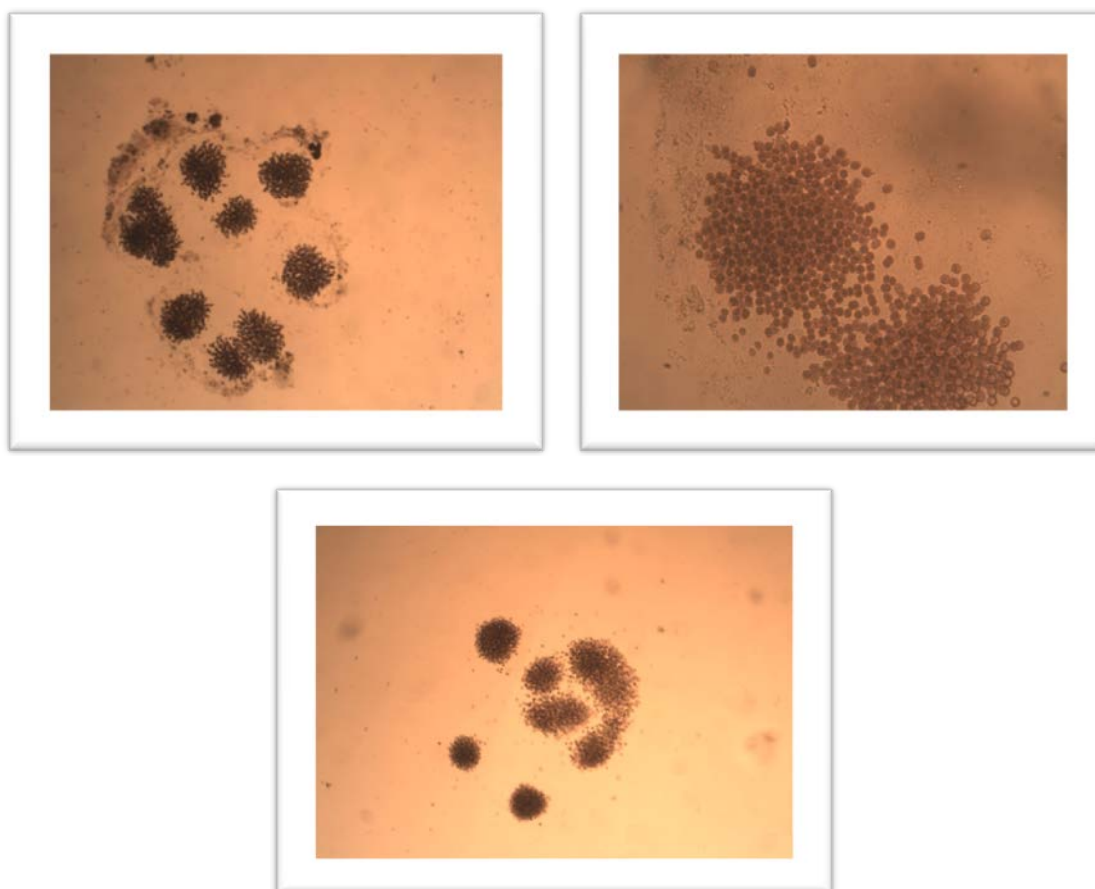


Figure : genre *Microcystis* (G10, G40).

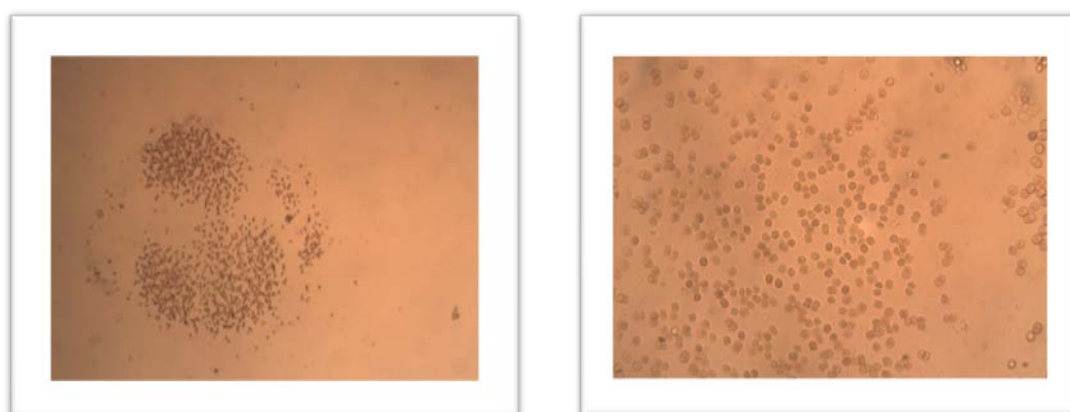


Figure : genre *Aphanocapsa* (G10, G40)

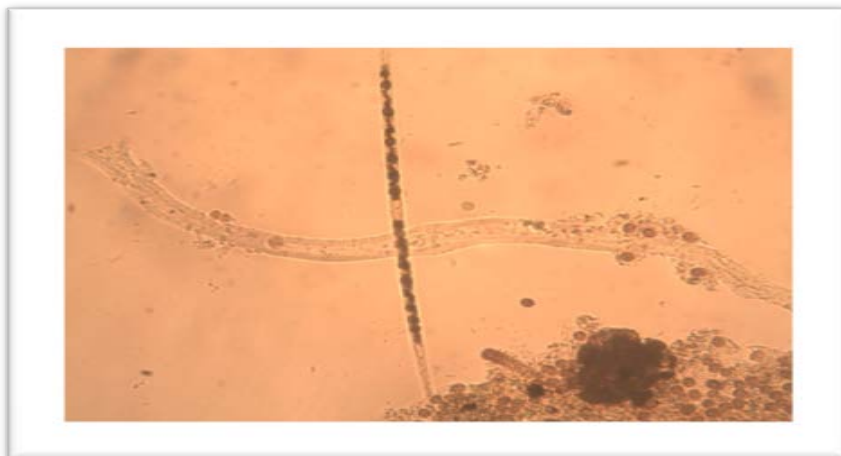


Figure : genre *Limnothrix* (G 40)



Figure : genre *Lyngbia* (G 40)

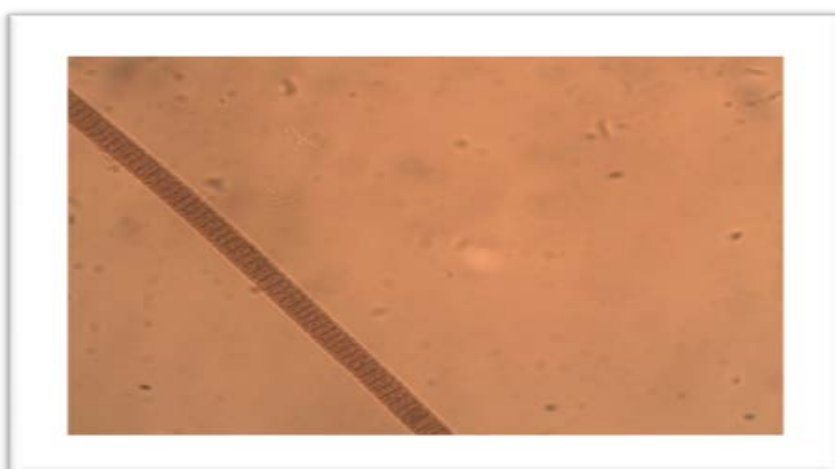


Figure : genre *Planktothrix* (G 40)

Diplôme : Master académique en Microbiologie

Thème : Etude des cyanobactéries du réservoir Cheffia, Wilaya d'El Tarf

Résumé

Depuis quelques années, l'eutrophisation croissante des rivières et des retenues se traduit par des phénomènes de proliférations d'algues.

Notre travail a été effectué sur des échantillons d'eau d'un réservoir d'intérêt socio-économique dans l'Est Algérien, le réservoir Cheffia (EL-Tarf). Ainsi, des prélèvements ont été effectués depuis Juin 2016 jusqu'au Novembre 2016. L'étude a porté sur la recherche et l'identification des cyanobactéries et sur l'évaluation de la dynamique temporelle des différents genres des cyanobactéries au niveau du site d'étude en fonction de quelques paramètres physico-chimiques du milieu (température, nitrates et phosphore). L'observation des caractères morphoanatomiques des cyanobactéries nous a permis d'identifier 5 genres : *Microcystis*, *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Aphanocapsa* et *Lyngbia*. Les résultats de l'évaluation du nombre des cyanobactéries récoltées montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées en été pendant le mois d'Aout et les valeurs les plus faibles en Octobre. L'analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes des densités des cyanobactéries montrent qu'il y a une corrélation positive significative avec la T° et les concentrations de nitrate dont les valeurs du coefficient de corrélation (r) sont respectivement, 0.601 et 0.924.

Mots clés : Cyanobactéries, réservoir Cheffia, dynamique temporelle, paramètres physico-chimique, eutrophisation.

Promotrice: M^{elle} BENREDJEM L. (M.A.A) Univ. Abbés Laghrour Khenchela

Devant le Jury

Présidente: Mme DEROUICHE F. (M.C.B) Univ. Abbés Laghrour Khenchela-

Examinatrice: M^{elle} BOUTARFA S. (M.A.A) Univ. Abbés Laghrour Khenchela

**Le travail a été réalisé au niveau du : laboratoire pédagogique de Microbiologie, Université Abbess
Laghrour –Khenchela- et du laboratoire de contrôle de qualité BIOLAB Annaba.**