

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة عمار ثليجي بالأغواط
UNIVERSITE AMAR TELIDJI LAGHOUAT
كلية العلوم
FACULTE DES SCIENCES
قسم البيولوجيا
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

En vue de l'obtention du diplôme de Master LMD

Domaine: Sciences de la Nature et de la Vie

Filière: Ecologie et Environnement

Option: Ecologie végétale ; steppes et oasis

Présenté par

BELARBI Fatima Zohra

FILAH Oumelkheir

THÈME

Contribution à l'étude de la biodiversité des Cyanobactéries dans le Barrage de Brézina - El Bayadh

Devant le jury :

Présidente : Mme. ALAYAT Moufida Saoucen- MAA-Université Amar Telidji.

Examineur : Dr. CHAIBI Rachid- MCB- Université Amar Telidji.

Promoteur: Mr. BOUMEDDIENE Mohamed Abdelmadjid- Université Amar Telidji.

Co-promotrice : M^{elle} ABDESSELAM Amira- Enseignante vacataire- Université Amar Telidji.

Année Universitaire : 2016/2017

Dédicaces

*Je rends grâce à Allah le tout puissant qui m'a permis
d'arriver à ce but,*

Et de réaliser ce modeste travail que je dédie à :

*La lumière de ma vie, mes très chers parents qui ont toujours
été à mes côtés, qui m'ont soutenu et encouragé et qui, sans
leurs amours, leurs compréhensions, leurs conseils et leurs
tolérances, je n'aurais jamais pu atteindre mes objectifs.*

*A mes Chers frères et sœur: Hadj Aissa, Mohamed
Lazhari et Marwa qui m'ont accompagné et Pour
l'affection et l'amour que je leur porte.*

*A Toute ma famille sans exception. A tous mes amis
Et mes collègues de la promotion master 2 écologie
végétale 2016/2017*

*B. Nesrine, M. Nesrine, B. Ihssan, M. Fatima,
O. Yasmine, T. Ibtissam et Ma binôme Filah Oumelkheir.
Et tous ceux de la faculté des sciences
D'Amar Teliidji.*

*Et à toutes les personnes qui ont participé
À la réalisation de ce travail.*

Fatima Zohra



Dédicaces

Je rends grâce à Allah le tout puissant qui m'a permis d'arriver à ce but,

Et de réaliser ce modeste travail que je dédie à :

À LA MEMOIRE DE MON PÈRE

Je dédie ce modeste travail à l'esprit de mon très cher père Mustapha, décédé trop tôt et qui m'a toujours poussé et motivé dans mes études. Le premier et le dernier homme de ma vie, source d'amour, d'affection, de générosité et de sacrifices, tu étais toujours là près de moi pour soutenir, m'encourager et me guider avec tes précieux conseils .que ce travail soit le témoignage des sacrifices que tu n'as cessé de déployer pour mon éducation et mon instruction. J'aurais d'ailleurs espéré que tu sois maintenant présent en ce moment de ma vie. J'aurais tant aimé que tu puisses lire ces quelques lignes et savoir combien je suis fière d'être ta fille.

Que Dieu tout puissant ait pitié de ton âme et t'accorde sa sainte miséricorde.

À MA TRÈS CHERE MÈRE

Source de ma vie, d'amour et de tendresse qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi. Tu m'as toujours aidé par tes conseils et tes sacrifices.

Puisse Dieu, te préserver et t'accorder santé, bonheur et longue vie.

À mes chers Frères : Ahmed El Madani, Abdelmalek, Mohamed Imad EL Dine, et mon unique sœur Amina qui m'a vraiment aidé.

À mes amies proches Nesrine M, Ihssane, Fatima M, Ibtissem, Nesrine B, Yasmin.

Et Ma binôme Belarbi Fatima Zohra

À mes enseignants et tous mes amis de la promotion 2016 /2017 de Master Ecologie végétale et environnement steppes et Oasis

À mes encadreur : qui ont cru en moi et n'ont jamais hésité à m'aider tout au long de ce travail

À tous ceux que j'aime

Filali Oumelkheir

Remerciements

A l'issue de ce travail, nous voulons d'abord remercier Allah pour nous avoir guidé et donné la force, le courage et la patience pour mener à terme ce travail.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude et sincères remerciements à notre promoteur Mr. BOUMEDDIENE Mohamed Abdelmadjid, et Co-promotrice Melle. ABDESSELAM Amira, pour avoir accepté de diriger ce travail et pour tous les conseils, les orientations et l'aide qu'ils nous ont fournis.

Nous remercions aussi Mme ALAYAT Moufida Saoucen pour avoir présidé le jury.

Nous remercions vivement le Chef de Département de Biologie, Mr. CHAIBI Rachid pour son soutien durant tout le cursus universitaire et aussi pour avoir bien voulu examiner ce travail.

Nous ne pouvons mettre de remercier tous les enseignants du Département de Biologie qui, par leur dévouement, nous ont assuré une formation de qualité. Nous adressons nos remerciements les plus distingués au directeur du Barrage de Brézina, Mr. BKHAITIA Djilali ainsi que tout le staff pour toute l'aide, l'accompagnement et les conseils qu'ils nous ont apporté.

Sans oublier les ingénieurs et techniciens des laboratoires pédagogiques, Départements de Biologie et Agronomie-Université Amar Telidji, qui nous faciliter les analyses et les manipulations au laboratoire.

Pour finir, Nous remercions tous ceux qui, de près ou de loin, nous ont apporté de l'aide et de l'encouragement.

Fatima Zohra et Oumelkheir

Table des matières

Dédicace

Remerciements

Table des matières

Résumés.....	I
Liste des figures.....	II
Liste des tableaux	III
Liste des abréviations.....	IV
Introduction.....	01

CHAPITRE 01 : ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 .Généralités sur les cyanobactéries	03
1.2 . Morphologie et ultra structure des cyanobactéries.....	03
1.2.1. Morphologie générale	03
1.2.2. Ultra structure des cyanobactéries.....	05
1.3. Caractéristiques des cyanobactéries.....	08
1.3.1. Les pigments photosynthétiques.....	08
1.3.2. La Migrations verticale et horizontale.....	09
1.3.3. La dormance.....	10
1.3.4. La résistance à la prédation	10
1.3.5. La Compétition.....	11
1.3.6. La Multiplication.....	11
1.4. Habitat des cyanobactéries	11
1.5. Facteurs de croissances des cyanobactéries.....	12
1.5.1. Les facteurs abiotiques.....	12
1.5.2. Les facteurs biotiques.....	15
1.6. Répartition géographiques des cyanobactéries potentiellement toxique	15
1.7. Classification des cyanobactéries.....	17
1.8. Le phénomène d'eutrophisation.....	18
1.9. Les efflorescences de cyanobactéries.....	19
1.10. Les Métabolites secondaires des cyanobactéries.....	19
1.10.1. Les toxines des cyanobactéries.....	20
1.11. Impacts et nuisances liés aux cyanobactéries.....	21
1.11.1. Impact sur l'environnement et le cadre de vie.....	21
1.11.2. Impact sur les animaux.....	22

Table des matières

1.11.3. Impact sur les végétaux.....	22
1.11.4. Impact sur la Santé humaine.....	23
1.11.5. Impacts économiques.....	24
1.12. Moyens de lutte contre les cyanobactéries toxiques.....	24
1.12.1. Traitement chimique.....	25
1.12.2. Traitement mécanique.....	26
1.12.3. Traitement biologique.....	27

CHAPITRE 02: MATERIEL ET METHODES

2.1. Présentation générale de la zone d'étude	28
2.1.1. Situation géographique de la commune de Brézina- wilaya d'El Bayadh.....	28
2.1.2. Caractérisation bioclimatiques de la zone d'étude.....	29
2.2. Choix et description du site d'étude.....	34
2.2.1. Choix du site d'étude (Barrage de Brézina)	34
2.2.2. Description du Barrage de Brézina.....	34
2.2.3. Caractéristiques physiques.....	35
2.3. Présentation du matériel utilisé.....	36
2.4. Méthodes d'échantillonnage.....	36
2.4.1. Choix des stations et fréquences d'échantillonnage.....	36
2.4.2. Techniques de prélèvements des échantillons	38
2.5. Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques sur terrain.....	39
2.6. Méthodes des dosages réalisés au laboratoire.....	40
2.7. Etude de la biodiversité phytoplanctonique.....	41
2.8. Exploitation des résultats.....	43
2.8.1. Les indices de structure et d'organisation.....	43
2.8.2. Les indices de diversité des peuplements.....	43

CHAPITRE 03 : RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Caractéristiques physicochimiques des eaux du Barrage de Brézina.....	45
3.1.1. La température.....	46
3.1.2. Le potentiel d'hydrogène (pH)	46
3.1.3. L'oxygène dissous (O ₂)	47
3.1.4. La conductivité électrique.....	48
3.1.5. La Salinité.....	49
3.1.6. La Transparence.....	50

Table des matières

3.1.7. Total Des Solides Dissous (TDS)	51
3.1.8. Les nitrates (NO ₃ ⁻).....	52
3.1.9. Les nitrites (NO ₂ ⁻).....	53
3.1.10. L'ammonium (NH ₄ ⁺).....	54
3.1.11. Les orthophosphates (PO ₃ ⁻).....	55
3.2. Caractérisation biologique des eaux du Barrage Brézina.....	55
3.2.1. La chlorophylle-a.....	55
3.2.2. Etude de la biodiversité phytoplanktonique dans le Barrage de Brézina.....	56
Conclusion et perspectives	68
Références bibliographiques	69
Annexes	

RESUME

Titre : Contribution a l'étude de la biodiversité des cyanobactéries dans le Barrage de Brézina - El Bayadh

La majorité des écosystèmes aquatiques évoluent vers l'eutrophisation favorisant ainsi la croissance des plantes aquatiques ou autres producteurs primaires tels que les cyanobactéries. Cette étude a pour objectifs d'étudier la biodiversité en Cyanobactéries ainsi que la qualité physicochimique de l'eau du Barrage de Brézina (Wilaya d'El Bayadh). Pour ce, des prélèvements de l'eau du barrage mensuels ont été effectués au niveau à partir de trois (03) stations en mois de Mars et Mai 2017. Les dosages des paramètres physicochimiques (température, pH, oxygène dissous, transparence, conductivité électrique, salinité, TDS, Nitrates, Nitrites, Orthophosphates et Ammonium) et biologique (Chlorophylle-*a*) ont indiqué une bonne qualité de l'eau. L'observation microscopique des échantillons fixés nous a permis de recenser de 29 genres de phytoplancton repartis en 19 ordres, 23 familles et 8 classes qui sont : Bacillariophycées, Chlorophycées, Euglenophycées, Dinophycées, Zygnematophycées, Tribouxiophycées, Coscinodiscophycées et Cyanophycées dominées par cette dernière. La classe des Cyanobactéries a compté 08 genres dont six (06) sont potentiellement toxiques : Aphanizomenon, Cyndrospermopsis, Oscillatoria, Phormidium, Gomphosphaeria et Coelosphaerium.

Mots clé : *écosystèmes aquatiques, Cyanobactéries, biodiversité, Barrage de Brézina, potentiellement toxique, paramètres physicochimiques.*

ABSTRACT

Title: Contribution to the study of the biodiversity of Cyanobacteria in the Brézina dam, El-Bayadh

The majority of aquatic ecosystems evolve towards eutrophication thus favoring the growth of aquatic plants or other primary producers such as Cyanobacteria. This study aims to investigate the biodiversity of Cyanobacteria and the physicochemical quality of the water of the Brézina dam (El-Bayadh). For that, monthly dam water samples were taken from three (03) stations during March and May 2017. Measurements of physicochemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen, transparency, electrical conductivity, salinity, TDS, Nitrates, Nitrites, Orthophosphate and Ammonium) and biological one (Chlorophyll-*a*) indicated good water quality. The microscopic observation of the fixed samples allowed us to list 29 kinds of phytoplankton distributed in 19 orders, 23 families and 8 classes which are: Bacillariophycées, Chlorophycées, Euglenophycées, Dinophycées, Zygnematophycées, Tribouxiophycées, Coscinodiscophycées and Cyanophycées which are dominated by the last. The class of Cyanobacteria counted 08 genera of which six (06) are potentially toxic: Aphanizomenon, Cyndrospermopsis, Oscillatoria, Phormidium, Gomphosphaeria and Coelosphaerium.

Keywords: *Aquatic ecosystems, Cyanobacteria, biodiversity, Brézina dam, potentially toxic, physicochemical parameters.*

المخلص

العنوان: المساهمة في دراسة التنوع البيولوجي للطحالب الزرقاء في سد بريزينا - البيض

إن معظم الأنظمة الإيكولوجية المائية تتطور نحو الإثراء الغذائي وبالتالي تعزيز نمو النباتات المائية أو غيرها من المنتجين الأوائل مثل الطحالب الزرقاء. تهدف هذه الدراسة إلى معرفة التنوع البيولوجي من حيث البكتيريا الزرقاء وكذا الخصائص الفيزيوكيميائية و نوعية المياه سد بريزينا (ولاية البيض). لهذا السبب، تم أخذ عينات من مياه السد من ثلاث محطات وذلك خلال شهري مارس وماي 2017. أظهرت نتائج تحليل المياه: درجة الحرارة، ودرجة الحموضة، الأوكسجين المذاب، والشفافية، والناقلية الكهربائية، والملوحة، TDS، النترات، النتريت، الفوسفات والأمونيوم (اليخضور- أ) أن نوعية المياه حسنة. لقد سمحت لنا الملاحظة المجهرية للعينات بالتعرف على 29 جنسا من العوالق المائية النباتية مقسمة إلى 19 رتبة، 23 عائلة و 8 اصناف و هي : Bacillariophycées, Chlorophycées, Euglenophycées, Dinophycées, Zygnematophycées, Tribouxiophycées, Coscinodiscophycées و Cyanophycées. يسيطر عليها عددا هذا الأخير. لقد احصينا 08 أنواع ضمن صنف Cyanophycées أي صنف الطحالب الزرقاء حيث ستة (06) منها لديها قدرة سميّة و هي : Aphanizomenon ، Cyndrospermopsis ، Oscillatoria ، Phormidium و Gomphosphaeria و Coelosphaerium.

الكلمات المفتاحية : *الأنظمة الإيكولوجية المائية، الطحالب الزرقاء، التنوع البيولوجي، سد بريزينا، ذات قدرة سميّة، الخصائص الفيزيوكيميائية.*

Figures	Titres	Pages
Figure 01	Morphologie des cyanobactéries potentiellement toxiques les plus Fréquemment rencontrées	04
Figure 02	Vue microscopique des trois types cellulaires d'une Cyanobactérie du genre Anabaena.	05
Figure 03	Structure des cyanobactéries	08
Figure 04	Exemples de localisation des cyanobactéries dans un lac profond	10
Figure 05	Localisation de lacs contaminés par des cyanobactéries productrices de Toxines en Afrique	17
Figure 06	Schéma de l'effet des cyanotoxines sur les différents organismes de l'environnement.	21
Figure 07	Situation géographique de la commune de Brézina-wilaya El-Bayadh	29
Figure 08	Variations mensuelles moyennes de la Température [2001-2016]	30
Figure 09	Evolution des précipitations moyennes mensuelles [2001-2016]	31
Figure 10	Diagramme Ombrothermique de la région d'étude [2001 – 2016]	32
Figure 11	Climagramme d'Emberger de la région de Brézina	33
Figure 12	Barrage de Brézina	35
Figure 13	Localisation des stations d'échantillonnage	37
Figure 14	Schéma représentatif d'un filet à plancton	38
Figure 15	Multi-paramètre CONSORT C50	39
Figure 16	Mesure de la transparence par disque de Secchi	39
Figure 17	Schéma synthétique de la technique d'identification et de comptage des cyanobactéries.	42
Figure 18	Variations spatiotemporelles de la température de l'eau	46
Figure 19	Variation spatiotemporelle du pH	47
Figure 20	Variation spatiotemporelle de la Teneur en oxygène dissous	48
Figure 21	Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique dans le Barrage de Brézina.	49
Figure 22	Variation spatiotemporelle de la salinité dans le Barrage de Brézina	50
Figure 23	Variation spatiotemporelle de la transparence dans le Barrage de Brézina.	51
Figure 24	Variation spatiotemporelle du total des Solides dissouts dans le Barrage de Brézina	52

Figure 25	Variation spatiotemporelle des concentrations en nitrates dans du Barrage de Brézina	53
Figure 26	variation spatiotemporelle des concentrations en nitrites dans le Barrage de Brézina	53
Figure 27	Variation spatiotemporelle des concentrations en ammonium dans le Barrage Brézina	54
Figure 28	Variation spatiotemporelle des concentrations des orthophosphates dans le Barrage de Brézina	55
Figure 29	Variations spatiotemporelle de la chlorophylle-a de au niveau de Barrage de Brézina	56
Figure 30	Photos des genres des cyanobactéries recensés	59
Figure 31	Distribution des classes de phytoplancton dans le Barrage Brézina en mois de Mars	60
Figure 32	Distribution des classes de phytoplancton dans le Barrage de Brézina en mois de Mai	60
Figure 33	Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage Brézina dans la station 1	61
Figure 34	Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage de Brézina dans la station 2	61
Figure 35	Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage Brézina dans la station 3	62
Figure 36	Distribution des Ordres de Cyanobactéries au niveau de Barrage de Brézina	63
Figure 37	Distribution des Familles de Cyanobactéries au niveau de barrage Brézina	63
Figure 38	Distribution des Genres cyanobactériens dans le Barrage Brézina	64
Figure 39	Répartition Spatiotemporelle des Genres de Cyanobactéries au niveau du Barrage de Brézina	65
Figure 40	Abondance relative des genres de Cyanobactéries dans le Barrage de Brézina	65
Figure 41	Richesse générique moyenne en Cyanobactéries dans le Barrage de Brézina	66

Liste des Tableaux

N°	Titre	Page
Tableau 01	Correspondance des deux systèmes de classification des cyanobactéries, I.C.B.N. et I.C.N.B.	18
Tableau 02	Description des différentes catégories de cyanotoxines et leurs effets associés.	20
Tableau 03	Températures mensuelles moyennes dans la région de Brézina [2001-2016]	31
Tableau 04	Précipitations mensuelles moyennes dans la station de Brézina [2001-2016]	31
Tableau 05	Tableau récapitulatif des produits chimiques et matériel utilisé	37
Tableau 06	Méthodes et principes de dosage des paramètres physico-chimiques	41
Tableau 07	Résultats de la chlorophylle-a et des paramètres physico-chimiques du moi de mars.	46
Tableau 08	Résultats de la chlorophylle-a et des paramètres physico-chimiques du moi de mai.	46
Tableau 09	Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé	59

<i>Abréviation</i>	<i>Signification</i>
ADN	Acide Désoxyribo Nucléique
ANBT	Agence Nationale des Barrages et Transferts
APC	Allophycocyanine
BMAA	β-N-méthylamino-L- alanine
C.E.A.E.Q	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale, Quebec
C/F/DAF	Clarification/ floculation/ flottation à air dissoute
Chl <i>b - c</i>	Chlorophylle-b et caroténoïdes
Chl-<i>a</i>	chlorophylle-a
Cond.	Conductivité électrique
DAF	flottation à air dissoute
DPSB	Direction de la Programmation et Suivi du Budget
GAC	Le charbon actif en grains
Gr	Grossissement
ICBN	Code International de Nomenclature Botanique
ICNB	Code International de Nomenclature des Bactéries
Ind /l	Individus par litre
LPS	Lipo-Poly-Saccharides
Max	Maximales
MCYST-LR	Variante de Microcystine avec les acides aminés Leucine (L) et Arginine (A)
Min	Minimales
Moy	Moyennes
ms/cm	Milli siemens par centimètre
N	Azote
N /P	Rapport Azote sur phosphore
NaClO	Hypochlorite de sodium
NH₄⁺	Ammoniac
NO₂-	Nitrites
NO₃-	Nitrates
O₂	Oxygène dissous
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PAC	charbon actif en poudre
PC	Phycocyanine

Liste des Abréviations

PE	Phycoérythrine
pH	Potentiel Hydrogène
PHA	Polyhydroxyalcanoates
PO₄³⁻	Ortophosphates
ppm	Partie par million
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
S	Richesse générique totale
S‰	Salinité en millième
S1	Station 1
S2	Station 2
S3	Station 3
Sm	Richesse générique moyenne
TDS	Total des solides dissous
UV	Ultra - Violet
W.H.O	World Health Organisation

Introduction

Les eaux de surface occupent la plus grande partie du globe terrestre. Cependant, environ 98% de ces eaux forment les océans et les mers. Les 2% restant constituent les eaux continentales représentées par les fleuves, les rivières, les lacs, les étangs... etc. (Woni, 2014).

A cause de leurs utilisations multiples, les eaux continentales attirent et concentrent de nombreuses populations actives qui en retour doivent veiller à leur gestion et à leur pérennité. Face à l'explosion démographique actuelle, on se rend compte que les ressources en eau douce sont épuisables, et que les activités humaines représentent l'une des causes majeures du stress des écosystèmes aquatiques (Vasquez et Favila, 1998; Dokulil et al., 2000; Tazi et al., 2001).

En Algérie, plusieurs retenues de barrages et de lacs naturels évoluent rapidement vers l'eutrophisation qui est définie comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes aquatiques ou autres producteurs primaires (le phytoplancton), ces éléments sont souvent sous forme azotée et phosphorée (Wetzel et Likens, 2000).

Dans les eaux continentales, le phytoplancton constitue la base de la chaîne trophique. Il peut former des efflorescences (bloom) suite à la prolifération d'une ou de quelques espèces dans des conditions hydro-climatiques et nutritives favorables (Rolland, 2009)

La classe des cyanobactéries est parmi les classes phytoplanctoniques les plus redoutables. En effet, les efflorescences de cyanobactéries potentiellement toxiques sont souvent à l'origine de problèmes écologiques, économiques et de santé publique (Chorus et Bartram, 1999) et aussi d'intoxications de l'Homme et des animaux soit, directement par l'ingestion des micros algues, soit de manière indirecte par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire contaminée (Skulberg et al., 1993).

Les cyanobactéries sont des microorganismes procaryotes aquatiques qui présentent à la fois des caractéristiques provenant des bactéries et des algues (Garrity et al., 2001). Les cyanophycées regroupent environ 120 genres et 1500 espèces toutefois, seuls 22 genres comprenant 40 espèces sont à l'origine d'efflorescences toxiques (Duy et al., 2000).

Ces micro-algues ont été signalées en Algérie dans plusieurs retenues d'eau naturelles soient elles ou artificielles (Nasri et al., 2004 ; Abdesselam et Kenfech, 2007 ; Ghedadbia, 2012 ; Abdesselam, 2012).

La retenue du Barrage de Brézina est un vaste plan d'eau d'origine artificielle située dans la Wilaya El-Bayadh, Commune de Brézina. Son eau est destinée en grande partie à l'irrigation (**DSPB, 2015**). Les conditions climatiques de la Wilaya d'El-Bayadh sont connues pour être particulièrement rudes. De plus, la commune de Brézina se situant plus vers le Sud, elle appartient à l'étage climatique saharien (**dz.freemeteo.com**).

D'où l'intérêt de notre étude qui porte sur l'étude de la biodiversité des cyanobactéries dans le barrage de Brézina. Ce dernier constitue un habitat intéressant à investiguer compte tenu du climat régissant et de l'importance socioéconomique et écologique du barrage. Il est important de noter aussi que cette étude est une première contribution.

Cette étude a pour objectifs principaux :

- Caractérisation physico-chimique des eaux du barrage ;
- Etude de la biodiversité phytoplanktonique en général et cyanobactérienne en particulier.

Pour cela, après une présentation du contexte et des objectifs tracés, le présent document s'articulera sur trois chapitres principaux. Le premier concernera un recueil bibliographique sur les cyanobactéries, le deuxième va regrouper une étude climatique de la Commune de Brézina ainsi que les différentes méthodes et techniques adoptées pour la réalisation de ce travail. Dans le troisième chapitre seront présentés les résultats obtenus. Le document sera clôturé par une conclusion et des perspectives.

1.1. Généralités sur les Cyanobactéries

Apparues il y a 3,8 milliards d'années (**Leclercq, 2009**), les Cyanobactéries sont sans doute géologiquement parmi les êtres les plus anciens (**Schopf, 2000**). Elles forment le premier maillon de la chaîne alimentaire, en réalisant la synthèse des substances organiques à partir d'éléments minéraux. Leur rôle dans le cycle de carbone de la biosphère est considérable et l'on admet que la quantité de CO₂ qu'elles transforment en matière organique par photosynthèse est supérieure à celle puisée dans l'atmosphère par l'ensemble des végétaux terrestres (**Bourelly, 1985**).

Les Cyanobactéries constituent une des classes les plus importantes parmi les peuplements phytoplanctoniques présents dans les eaux douces (**Carmichael, 1994 ; Chorus et Bartram, 1999 ; Pitois et al., 2000**).

Aussi appelées cyanophycées, ils contiennent un pigment qui leur confère une couleur bleu-vert (de grec *cyano*, « cyan » = bleu) (**Garrity et al., 2001**). Ils synthétisent plusieurs types de pigments qui sont : La chlorophylle-*a*, les caroténoïdes et des phycobiliprotéines (pigments accessoires) tels que l'allophycocyanine (APC), la phycocyanine (PC) et la phycoérythrine (PE). Bien que la plupart des Cyanobactéries apparaissent bleu-vert à cause de la phycocyanine, certaines sont rouges ou brunes à cause de la phycoérythrine (**Lavoie et al., 2007**).

Bien qu'ils soient des algues, les Cyanobactéries sont classées du point de vue systématique dans le règne des Bactériacées (**Garrity et al., 2001**).

Cependant, elles possèdent à la fois des caractéristiques provenant des bactéries (absence de noyau et d'organites intracellulaires) et des algues (présence de chlorophylle-*a* et de phycobiliprotéines et leur capacité à réaliser la photosynthèse) (**Web.09**). Les Cyanophycées regroupent environ 120 genres et 1500 espèces dont 22 genres comprenant 40 espèces sont à l'origine d'efflorescences toxiques (**Duy et al., 2000**).

1.2. Morphologie et ultra-structure des Cyanobactéries

1.2.1. Morphologie générale

Les Cyanobactéries présentent une très vaste gamme d'organisation morphologique, de taille variable de moins de 2 à 40 µm. Certains sont unicellulaires sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, isolés ou en colonies, de forme irrégulière, sphérique, globuleuse, lobée, quadratique ou plane (**Bourelly, 1985**). Les formes pluricellulaires filamenteuses peuvent être uni- ou plurisériées (une ou plusieurs

séries de cellules jointives) avec ou sans gaine de polysaccharides (on parle alors respectivement de filaments et de trichomes), avec ou sans ramifications (vraies ou fausses). Un mucilage peut entourer les colonies, les trichomes et les filaments et présenter des contours nets ou diffluent et une coloration plus ou moins marquée (Fig. 01) (Prescott et al., 1995 ; De Reviere, 2003).

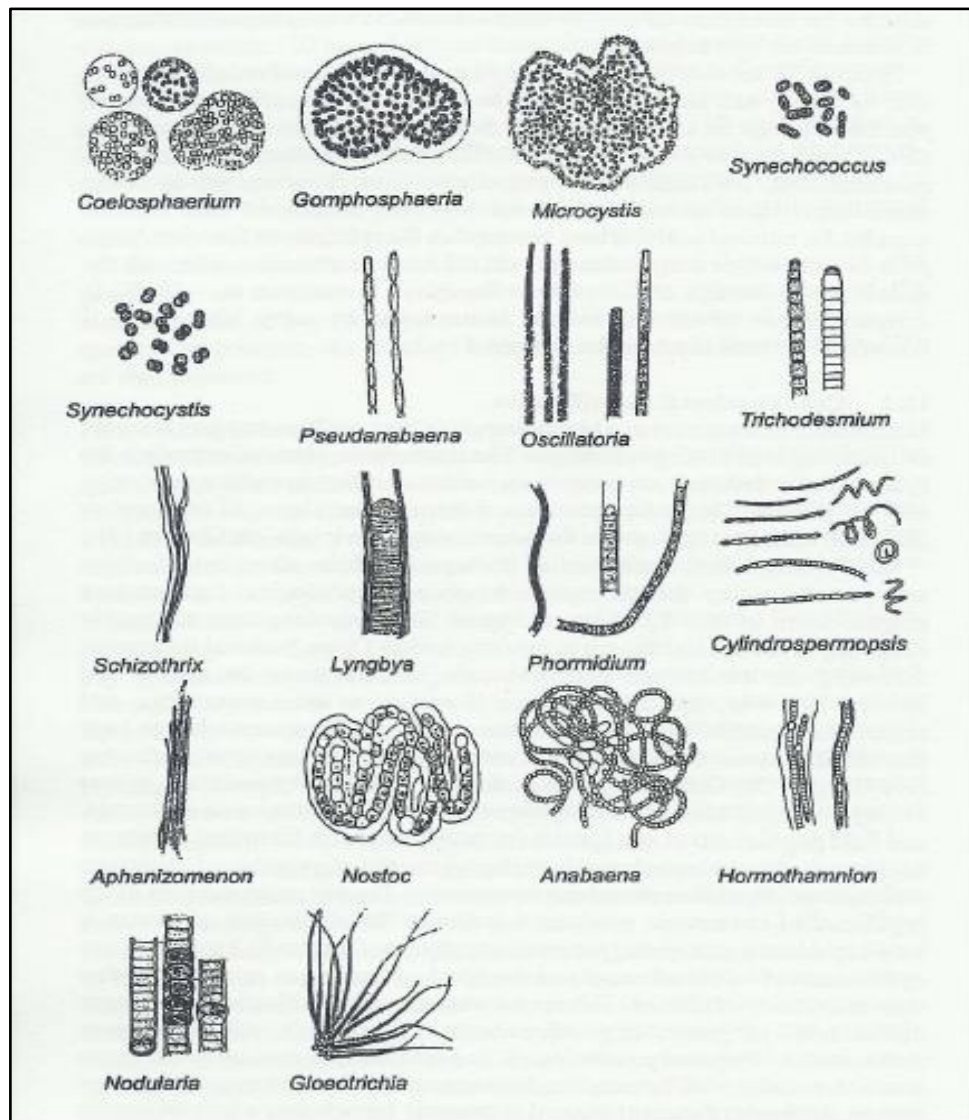


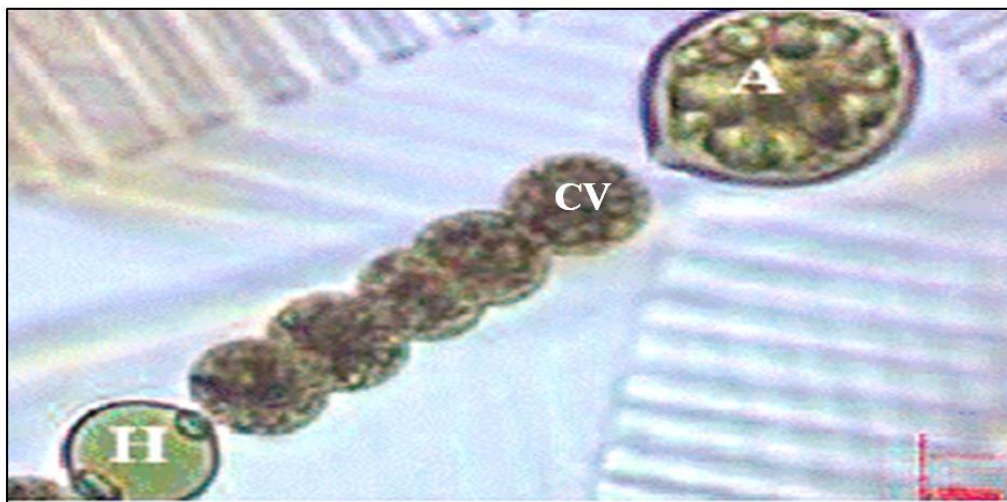
Figure 01 : Morphologie des cyanobactéries potentiellement toxiques les plus fréquemment rencontrées (Lawton et al., 1990).

Chez les Cyanobactéries, on note la présence de trois types de cellules :

- a. *Les cellules végétatives* : Au contenu peu différencié (en microscopie photonique) sauf lorsqu'elles renferment des vacuoles gazeuses, organites très réfringents,

responsables de la flottabilité et du déplacement dans la colonne d'eau (Komàrek *et al.*, 2003). Elles présentent des couleurs très diverses, conséquence des teneurs respectives en pigments photosynthétiques tels que la chlorophylle-*a* (vert), la phycocyanine (bleu), la phycoérythrine (rouge) et en substances helioproctrices (Whittonet Potts, 2000).

- b. Les hétérocytes* : observés chez certaines formes filamenteuses, ce sont des cellules de taille plus importante que les cellules végétatives, qui présentent une paroi épaisse et paraissent vide en microscopie photonique. Ils se présentent sous forme sphérique, cylindrique ou conique. Les espèces qui possèdent ces structures sont capables d'une autotrophie vis-à-vis de l'azote (Wolk, 1996).
- c. Les Akinètes* : observées également chez certaines formes filamenteuses, elles sont généralement reconnues par leur grande taille par rapport aux cellules végétatives et aux hétérocytes. Ce sont des cellules à parois épaisses et à contenu rempli de gros granules sphériques ou polyédriques (Meekset *et al.*, 2002). Elles sont capables de résister à la dessiccation et au froid et réapparaissent pour former des filaments ou des thalles dans les conditions qui leur sont favorables (Coute et Bernard, 2001).



A : akinète, H : hétérocyte, CV : cellule végétative

Figure 02 : Vue microscopique des trois types cellulaires d'une cyanobactérie du genre *Anabaena* (web. 09)

1.2.2. Ultra-structure des Cyanobactéries

De l'extérieur vers l'intérieur, la cellule cyanobactérienne contient essentiellement :

- a. La gaine* : constituée de polysaccharides, est située à l'extérieur de la paroi. Elle est fibrillaire. Son rôle est de protéger les cellules de la dessiccation mais aussi de

favoriser la mobilité des trichomes par glissement à l'intérieur de la gaine (**Coute et Bernard, 2001**).

- b. La paroi :** Elle est complexe, composée de plusieurs couches dont la membrane externe qui possède une structure voisine de celle des bactéries Gram négatif (**Abbayes et al., 1978 ; Bourrelly, 1985**). La présence de pores ou de perforations dans la couche peptidoglycanique de la paroi des Cyanobactéries filamenteuses fut mise en évidence en 1955 par Metzner. Leur rôle est de faciliter les échanges entre les cellules du filament (perforations transversales) et le milieu extérieur (pores de jonction, pores intercalaires). D'autre part, la disposition et le nombre de ces pores ou perforations est un bon critère pour la détection systématique (**Silvano, 2005**).
- c. Protoplasme et matériel génétique :** Beaucoup de structures protoplasmiques rencontrées chez les bactéries se retrouvent chez les Cyanobactéries. Le protoplasme central (centroplasma) contient des fibrilles d'ADN qui ne sont pas associées à des protéines basiques (les histones). Ce centroplasma est aussi appelé nucléoplasme (**Silvano, 2005**).

La quantité d'ADN dans une cyanobactérie unicellulaire varie de $1,6.10^9$ à $8,6.10^9$ daltons, valeurs comparables à celles du génome des bactéries (1.10^9 à $3,6.10^9$ daltons). Les ribosomes sont distribués dans le cytoplasme, mais particulièrement concentrés autour des fibrilles d'ADN. Ils ont un diamètre de 10 à 15 nm (**Fogg et al., 1973**). Le protoplasme périphérique ou chromatoplasme est composé de thylacoïdes (lamelles photosynthétiques) associés à des phycobilisomes (contenant les phycobiliprotéines) et à des granules de glycogène (**Silvano, 2005**).

d. Le cytoplasme et les inclusions :

Le cytoplasme renferme différents types d'inclusions. On peut citer :

- **Les carboxysomes :** sont des corps polyédriques placés au centre de la cellule. Ils contiennent l'enzyme fixant le CO₂, c'est-à-dire la rubilose 1,5 diphosphate carboxylase/oxygénase. La photosynthèse des Cyanobactéries est semblable à celle des plantes supérieures (**Silvano, 2005**).
- **Glycogène:** Le glycogène est produit grâce à une activité photosynthétique importante. En manque d'azote, le glycogène est stocké sous forme de granules qui vont être ensuite utilisées comme source d'énergie ; Les grains de glycogène (granules de polyglycane) sont placés entre les thylacoïdes dans les cellules en pleine activité photosynthétique puisqu'ils sont le résultat de la photosynthèse (**Castenholz et Waterbury, 1989**).

- **Les granules de cyanophycine:** sont des inclusions de grande taille composées de protéines stockées sous forme de polypeptides, ces granules sont composées essentiellement d'arginine et d'acide aspartique sous forme de L-acide aspartique (**Prescott et al., 1995**).
 - **Polyphosphate :**(granules de volutine) sont sphériques et semblables aux corps lipidiques des cellules eucaryotes en microscopie électronique. Ils stockent les phosphates et sont absents chez les cellules jeunes en pleine croissance ou chez les cellules croissant dans un milieu pauvre en phosphates. Par contre, ces granules de polyphosphates sont abondants dans les cellules âgées (**Silvano, 2005**).
 - **Globules lipidiques :** Les globules lipidiques ou granules β sont composées de polymères d'acides gras du type polyhydroxyalcanoates (PHA). Les globules lipidiques sont des granules sphériques ou allongés à membrane simple dont le contenu est constitué d'acides gras, de stérols et d'alcools tri-terpéniques. Ces granules correspondent à des réserves de carbone et d'énergie (**Oliver et Ganf, 2000**).
- e. **Les vacuoles à gaz :** Une vacuole gazeuse est composée de vésicules à gaz ou de tubes cylindriques creux à bouts coniques. Elle permet à l'algue bleue de flotter et elle peut se rencontrer dans le cytoplasme de toutes les Cyanobactéries à l'exception des espèces de la famille des Chamaesiphonacées, algues bleues exclusivement benthiques. La membrane délimitant ces vacuoles gazeuses est assez rigide et n'est pas de nature lipoprotéique : elle n'est constituée que de protéines disposées en spirale autour de la vésicule. Elle est imperméable à l'eau et perméable aux gaz. Son contenu est gazeux à la pression d'une atmosphère et doit rester toujours en équilibre avec le milieu environnant. La régulation de la position des Cyanobactéries dans la colonne d'eau par l'intermédiaire de vacuoles gazeuses est l'une de leurs caractéristiques spécifiques (**Oliver et Ganf, 2000**). (**Reynolds, 1992**), trouvent que ces mécanismes leur permettent d'exploiter les gradients opposés de lumière et de sels nutritifs qui peuvent apparaître lors de stratification. Selon (**Leitão et Couté, 2005**), elles se produisent en général chez les cellules adultes ou âgées et sont peu nombreuses dans les cellules jeunes.

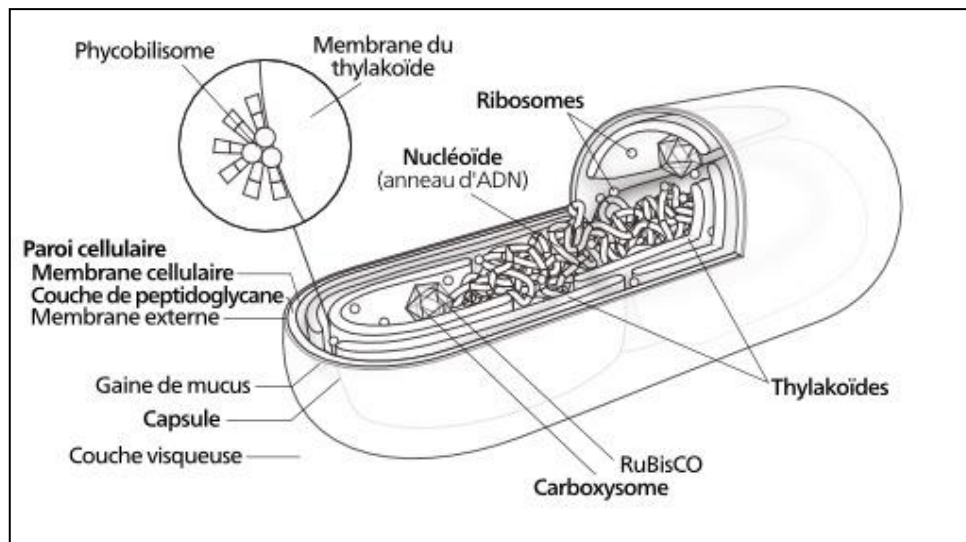


Figure 03 : Structure des Cyanobactéries (Web. 05)

1.3. Caractéristiques des Cyanobactéries

Les Cyanobactéries utilisent un ensemble de stratégies qui leur ont permis de coloniser tous les écosystèmes d'eau douce. Elles possèdent en effet, des caractéristiques qui leur permettent de se reproduire ou de s'accumuler plus rapidement que les autres types d'algues. Elles peuvent coloniser la plupart des écosystèmes terrestres et aquatiques d'eaux douce, saumâtres et salée. La grande capacité d'adaptation dont dispose certaines espèces leur permet de proliférer dans des conditions extrêmes (Grossman *et al.*, 2001). On cite parmi ces caractéristiques :

1.3.1. Les pigments photosynthétiques

Les Cyanobactéries possèdent des caractéristiques communes aux algues, dont les pigments phycobiliprotéines photosynthétiques telles que la phycocyanine et l'allophycocyanine (pigments bleu), la phycoérythrine (pigment rouge, présent chez certaines espèces seulement) et 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).

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).

1.3.2. La migration verticale et horizontale

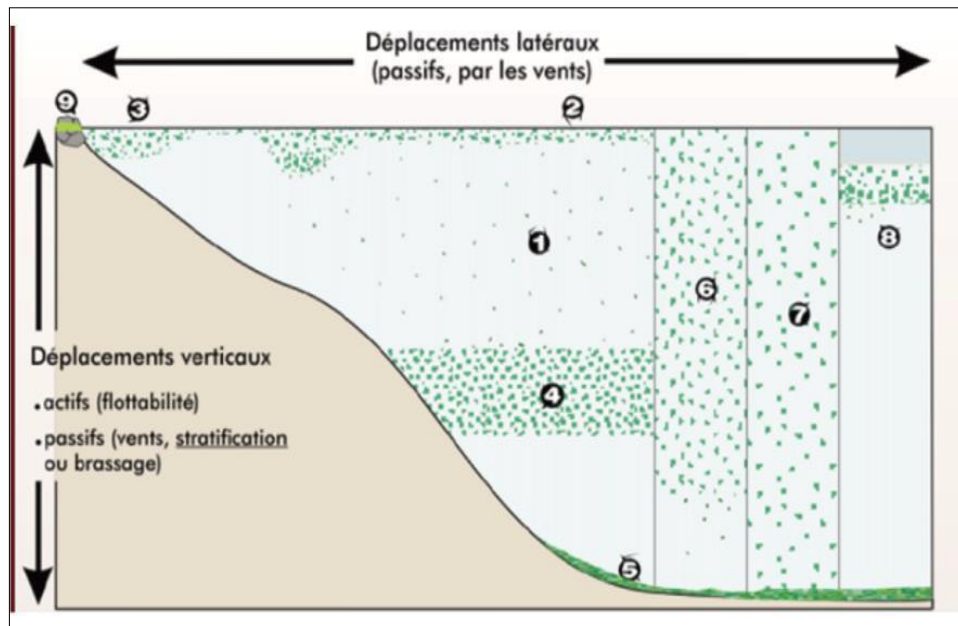
En condition relativement calme, certaines espèces de Cyanobactéries ont la capacité de migrer verticalement dans la colonne d'eau de façon active, cette capacité est appelée « flottabilité ». Elle permet aux Cyanobactéries de se placer à la profondeur où les conditions telles que la quantité de phosphore ou l'intensité de la lumière sont optimales. Plus les eaux du milieu aquatique sont claires, plus les Cyanobactéries sont susceptibles de migrer sur une plus grande épaisseur de la colonne d'eau à partir de la surface. **(Blais, 2002a)**. 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 **(Ghedadbia, 2012)**.

Elles sont souvent observées le matin alors qu'elles disparaissent en après-midi **(Oliver et Ganf, 2000)**. Cette caractéristique est importante à considérer dans l'élaboration d'un plan d'échantillonnage. 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) **(Ganf et Oliver, 1982)**.

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 et Ganf, 2000)**.

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 **(Ishikawa, 2002)**.

La Figure 4 illustre neuf exemples de distribution de Cyanobactéries dans un lac profond. Certaines distributions peuvent être visibles à l'œil nu à partir de la surface alors que d'autres ne le sont pas.



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.

Figure 04:Exemples de localisation des Cyanobactéries dans un lac profond (Matte-Savard, 2005)

1.3.3. La 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 (cellules aux parois épaisses contenant des réserves) 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 (Ghedadbia, 2012).

1.3.4. La résistance à la 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 physionomie, 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. Ainsi, même si durant certaines périodes, leur taux de croissance est similaire ou inférieur aux algues, la perte par la prédation étant faible ou nulle, les Cyanobactéries montrent de fortes augmentations de biomasse lorsque les conditions leurs sont favorables. 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**).

1.3.5. La compétition

Les Cyanobactéries sont adaptées à une multitude de conditions environnementales particulièrement extrêmes. Il n'est donc pas surprenant qu'elles aient été parmi les premiers organismes à coloniser la Terre et qu'elles soient encore aujourd'hui très compétitives et parfois dominantes. Tous les facteurs de croissance rendent les Cyanobactéries très compétitives, surtout à la fin de l'été lorsque la stratification est fréquente et les nutriments en déficit dans le milieu. Cependant, toutes les espèces de Cyanobactéries ne possèdent pas ces aptitudes de façon égale et les stratégies d'adaptation au milieu sont variables selon les espèces et les conditions environnementales (**Vincent, 1989**).

Leurs taux de croissance plus lents sont alors compensés par la forte prévalence des populations une fois qu'elles sont établies (**Mur et al., 1999**), et par leur capacité à modifier l'environnement aquatique à leur avantage (**Ghedadbia, 2012**).

1.3.6. La multiplication

La multiplication des Cyanobactéries est uniquement végétative asexuée (voie mitotique ou fission binaire) ou par la formation de spores (nanocystes, endospores, akinètes). Chez les formes filamenteuses, les trichomes se brisent au niveau des nécriidies (cellules dégénérantes), des hétérocystes, ou en donnant des fragments pluricellulaires, les hormogonies (mini filaments mobiles) (**Castenholz et Waterbury, 1989**).

1.4. Habitat des Cyanobactéries

Les Cyanobactéries se sont révélées d'une extrême plasticité écologique. Elles sont ubiquistes colonisant ainsi des biotopes terrestres et aquatiques (**Fogg et al., 1973**). Elles prolifèrent dans l'eau douce, saumâtre et salée. Quelques espèces sont recensées dans les eaux thermales tandis que d'autres tolèrent les basses températures des lacs arctiques et

antarctiques (**Skulberg, 1996**). Elles colonisent aussi les sols humides, les parties internes des sols arides, la partie superficielle des roches aériennes (épilithiques) ou leur partie profonde (endolithiques). Certaines espèces vivent en association avec des animaux comme des protozoaires, des éponges ou des ascidies (endozoïques), ou avec des végétaux comme des fougères aquatiques ou des angiospermes (endophytiques) (**Couté et Bernard, 2001**). Elles peuvent encore vivre en symbiose avec des champignons et des algues vertes comme dans le cas des lichens. Elles peuvent être planctoniques, vivant dans la colonne d'eau, ou benthique, fixées ou très proches des divers substrats (roches, coraux, algues, animaux) ou se développent même à l'intérieur des sédiments (**Mur et al., 1999 ; Couté et Bernard, 2001**).

Le développement des Cyanobactéries et la formation de fleurs d'eau ainsi que leur distribution 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 densités de Cyanobactéries ainsi que leurs métabolites secondaires (**Park et al., 1993 ; Thébault et Lesne, 1995**).

1.5. Facteurs de croissance des Cyanobactéries

1.5.1. Les facteurs abiotiques

Les Cyanobactéries sont très présentes dans les milieux aquatiques et surplombent même les autres classes phytoplanctoniques (algues vertes, Diatomées, etc.). 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**).

- a. **La température** : La température est parmi les facteurs les plus importants qui permettent à une espèce donnée d'apparaître ou d'atteindre un développement maximal (**Gayral, 1975**). Les Cyanobactéries pouvant former des colonies sont favorisées par une température de l'eau variant entre 15 et 30°C tout dépendant des espèces. Ces températures ont un effet direct sur leur métabolisme et leur taux de croissance (**Carmichael et al., 1990**).

Sachant que les Cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures élevées autour de 25°C (**Robarts et Zohary, 1987**), bien qu'elles soient capables de tolérer et de survivre à des températures bien plus basses dans les régions polaires (**Briand, 2001**).

- b. La lumière* : C'est un autre facteur important pour la croissance des Cyanobactéries. Une intensité lumineuse moyenne associée à une bonne oxygénation de l'eau peut être favorable à une croissance en masse de Cyanobactéries (**Skulberg et al., 1984**). **Watanabe et Oishi (1985)** considèrent qu'une faible intensité lumineuse est un facteur primordial pour la production de toxines par les Cyanobactéries. Ils ont montré également que la production de ces toxines par les Cyanobactéries était inhibée par la baisse de l'intensité lumineuse.
- Les cellules cyanobactérienne sont capables d'ajuster le fonctionnement de leur appareil photosynthétique en fonction de l'éclairement. En effet, dans des conditions expérimentales de laboratoire, il a été montré que la capacité des Cyanobactéries à utiliser une large bande spectrale tout en privant les autres espèces de ces radiations lumineuses, contribue à leur compétitivité (**Walsby et al., 1997 ; Huisman et al., 1999**).
- c. Le potentiel Hydroxyde du milieu (pH)* : L'augmentation de la biomasse relative des Cyanophytes et des chlorophytes est favorisée par des pH plutôt 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 (**Botes et al., 1984**). Le pH et le carbone inorganique dissous évoluent lors des efflorescences de Cyanobactéries. Cependant, on assiste généralement à de fortes valeurs de pH lors de leur croissance et des diminutions importantes en carbone inorganique dissous, généralement défavorables pour les autres communautés phytoplanctoniques (**Shapiro, 1997**).
- d. La turbidité de l'eau plus transparence* : 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 (**Barron et May, 1966**). De ce fait, 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 et Gregorich, 2000 ; Duy et al., 2000**).
- e. La transparence* : La transparence, propriété optique des eaux d'un lac, est souvent estimée moyennant le disque de Secchi. Elle varie considérablement en fonction de l'abondance des particules en suspension (argile, limon, ...), du phytoplancton et des bactéries (**Reynolds, 2004**). La transparence de l'eau est utilisée aussi pour la

détermination de la zone euphotique, domaine de réalisation de la photosynthèse. En effet, la zone euphotique s'étend conventionnellement de la surface jusqu'à une profondeur de pénétration de la lumière correspondant à 1% de l'énergie lumineuse incidente (**Padisak, 2004**). Selon **Landner et Wahlgreen (1986)**, la zone euphotique est estimée en multipliant la distance de disparition du disque de Secchi par 2,56.

- f. La teneur en sels minéraux* : L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels à la croissance des Cyanobactéries mais sont généralement limitées dans l'eau (**Wetzel et Likens, 2000**). Un apport de ces éléments est habituellement associé à une croissance du phytoplancton (**Schindler et al., 1973 ; Watson et al., 1997**). L'azote n'est pas un facteur limitant pour la croissance et la prolifération des Cyanobactéries. D'ailleurs, certaines espèces peuvent utiliser des nitrates et d'autres assimilent l'azote atmosphérique (**Chorus et Bartram, 1999**).

Par contre, 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 et Soucisse, 1999**).

Les Cyanobactéries peuvent se développer dans des eaux carencées en azote lorsque le rapport entre la concentration en azote et en phosphore (N/P) devient inférieur à une valeur seuil de 4,5 (**Chorus, 1995**). Fréquemment, les efflorescences de Cyanobactéries sont liées à de fortes concentrations ponctuelles en phosphore et en azote (**Chevalier et al., 2001**).

- g. L'oxygène dissout* : L'oxygène est présent dans l'eau sous forme dissoute ou gazeuse. A une température donnée et à une pression donnée, il existe une quantité maximale d'oxygène sous forme dissoute. C'est la teneur en O₂ pour laquelle l'eau est saturée à 100%. La présence de l'oxygène dans l'eau est le fait de la diffusion de l'air dans l'eau à partir de la surface et surtout de l'activité photosynthétique (**Dabadie, 1992**). D'après **Valyron (1989)**, dans un milieu contenant beaucoup d'algues et peu de consommateurs d'oxygène (bactéries, zooplancton, poissons), la teneur en O₂ varie au cours de la journée, minimale le matin, elle peut atteindre ou dépasser les 100% de saturation le soir.

1.5.2. Les facteurs biotiques

a. *Le zooplancton* : Les Cyanobactéries présentent généralement une pauvre source de nutrition pour le zooplancton et souvent sont sélectivement évitées. Leurs populations peuvent donc augmenter par rapport à d'autres algues plus digestes. (Ferrao-Filho et al., 2002).

Certaines Cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter leur consommation par le zooplancton. Hormis une libération de composés chimiques, voire toxiques, leur association en colonies ou leur forme en filaments ne permettent pas au zooplancton de réaliser leurs mécanismes de filtration ou de broutage (Lampert, 1987 ; Bouvyet al., 2001).

b. *La Chlorophylle-a* : La chlorophylle-a (chl-a) mérite une attention particulière en raison de l'importance de ce pigment dans la photosynthèse. En effet, la chl-a est le seul pigment capable de produire de l'énergie chimique, nécessaire à la fixation du carbone, à partir de l'énergie lumineuse. Les chlorophylles b, c, les caroténoïdes et les phycobiliprotéines ne peuvent que transférer leur énergie à la chl-a. Les caroténoïdes jouent aussi un rôle important dans le mécanisme de photo-protection des cellules. L'importance des pigments accessoires par rapport à la concentration de chl-a varie beaucoup selon les caractéristiques de la lumière de l'habitat. Il en va de même pour la quantité de chl-a qui est très variable d'un type d'algue à un autre et qui dépend du régime lumineux auquel il est acclimaté (Lavoie et al., 2007).

1.6. Répartition géographiques des Cyanobactéries potentiellement toxiques

La répartition des Cyanobactéries d'eau douce à potentiel toxique s'étend à tous les continents, l'Afrique et l'Asie ne sont pas épargnées. Des cas d'intoxication de bétail par des cyanotoxines hépatotoxiques sont décrits en Afrique, ainsi qu'un cas d'intoxication d'un rhinocéros blanc par *Microcystis aeruginosa* (Soll et al., 1985). D'un point de vue écologique, le genre *Microcystis* est caractérisé par une grande ubiquité et une large répartition géographique (Ibelings et al., 2003; Murphy et al., 2003).

En Amérique du Nord, de nombreux cas d'intoxication de bétail sont relatés, dans les conditions naturelles et expérimentales. En 1987, Galeyet al. y ont décrit des cas de mortalités de bétail et ont suspecté *M. aeruginosa* d'être responsables d'hépatotoxicoses chez des vaches laitières. Cette cyanobactérie avait contaminé l'eau de boisson des animaux.

En Europe, les efflorescences toxiques constituent un problème d'importance croissante (Codd et al., 1989), elles sont apparues en Scandinavie (Finlande, Norvège, Suède, Danemark), en Europe de l'Est (Pologne, Hongrie, Tchécoslovaquie), en France et dans les pays proches: Allemagne, grande Bretagne, Hollande, Italie et Portugal (Carmichael, 1989 ; Lawton et al., 1990).

Dans les bassins français, les Cyanobactéries ont été répertoriées depuis longtemps. Les genres *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabena*, *Aphanizomenon* et *Cylindrospermopsis* se développent très souvent dans les grands cours d'eau (Hennion et Rivasseau, 1995).

Selon des travaux réalisés en Afrique, le genre *Microcystis* est principalement le plus responsable des efflorescences toxiques des Cyanobactéries dans les plans d'eau.

Différents congénères de microcystines associés à des efflorescences sans intoxication ont également été mis en évidence au Kenya (Krienitz et al., 2002, 2003 ; Ballot et al., 2003, 2004) ainsi qu'en Algérie (Nasri et al., 2004), en Égypte (Za et al., 2003), au Maroc (Oudra et al., 2000, 2002) et en Afrique du Sud (Harding et al., 1995). Des intoxications de huit (08) flamants roses ont été associées à l'anatoxine-*a* synthétisée par *Arthrospira fusiformis* au Kenya (Ballot et al., 2004). Cette dernière neurotoxine a également été identifiée dans cinq autres lacs kenyans sans être pour autant reliée à une espèce prédominante ou à l'intoxication d'animaux (Krienitz et al., 2002, 2003 ; Ballot et al., 2003, 2004).

En Afrique, différents types de plans d'eau sont décrits comme contaminés par des Cyanobactéries potentiellement toxiques, depuis les grands lacs comme le lac Victoria, aux petits lacs naturels peu profonds d'origine volcanique (lacs Sonachi et Simbi, Kenya, réserve ornithologique), des lacs artificiels comme le lac de barrage de Lalla Takarkoust au Maroc (tourisme) ou le lac Zeekoewlei (Afrique du Sud) peu profond, hyper eutrophe et très anthropisé (Berger, 2006).

En Algérie, des contaminations par des efflorescences cyanobactériennes ont été signalées dans plusieurs retenues d'eau (lacs, barrages, lagunes et oueds). En effet, Nasri et al. en (2004) ont signalé la présence de blooms toxiques de Cyanobactéries prédominés par *Microcystis sp.* au niveau du lac Oubeïra- Est algérien.

Dans ce même lac qui est considéré comme étant un site RAMSAR, il a été signalé la mort de tortues de deux espèces, *Emys orbicularis* et *Mauremys leprosa* suite à une exposition un bloom toxique à *Microcystis* dont la concentration en microcystines était de 1.12 mg équivalents MCYST-LR /g (Nasri et al., 2008).

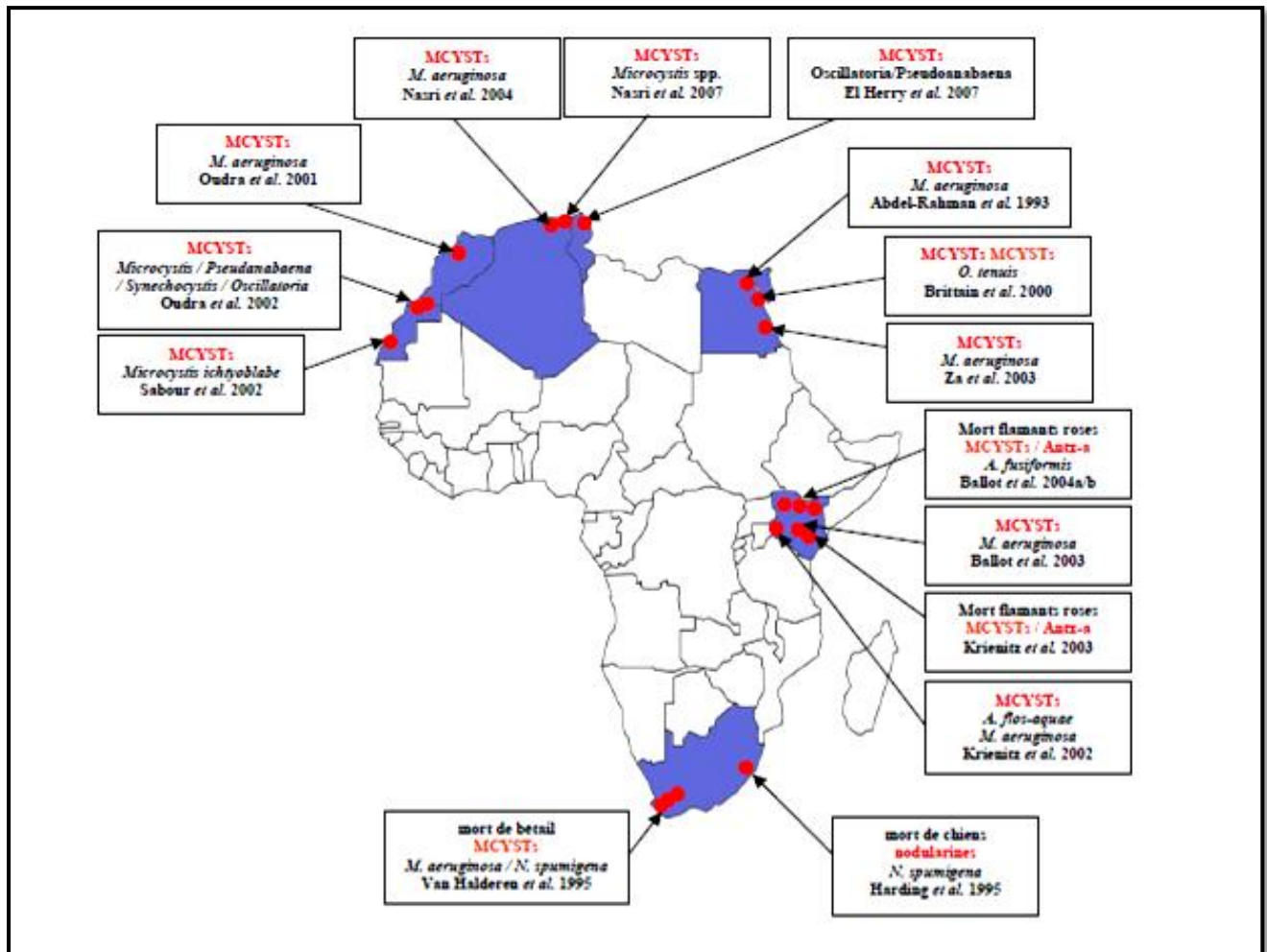


Figure 05 : Localisation de lacs contaminés par des Cyanobactéries productrices de Toxines en Afrique (Berger, 2006)

1.7. Classification des Cyanobactéries

La correspondance entre la classification de ces organismes dans le code international de nomenclature botanique ICBN (Greuter et al., 1994) et celle du code international de nomenclature des bactéries ICNB (Sneath, 1992). L'approche botanique s'appuie sur des critères morphologiques (dimensions cellulaires, forme des colonies) et physiologiques tels que la composition en pigments, la présence de vésicules à gaz, la composition en substances de réserve, la paroi cellulaire ou encore la présence de cellules différenciées (hétérocytes et/ou akinètes) et le mode de multiplication. L'approche bactériologique est basée sur les caractères physiologiques et génotypiques de cultures pures (Tab. 01) (ELHerry, 2008).

Tableau 01:Correspondance des deux systèmes de classification des Cyanobactéries, I.C.B.N. et I.C.N.B.(Couté et Bernard, 2001)

	ICBN	ICNB
Règne	Végétale	Bactérien (<i>Eubacteria</i> , Woese, 1987)
Embranchement ou phylum	Cyanophytes / <i>Cyanophyta</i>	Gracilicutes / <i>Gracilicuta</i>
Classe	Cyanophycées/ <i>Cyanophyceae</i>	Oxyphotobacteries / <i>Oxyphotobacteria</i> Prochlorophytes / <i>Prochlorophyta</i> Cyanobactéries/ <i>Cyanobacteria</i>
Ordre (ICBN)/ Section (ICNB)	Chroococcales	Section I Individus unicellulaires ou coloniaux, à multiplication par fission binaire et/ ou formation d'exospore.
	Pleurocapsales	Section II Individus coloniaux (protothalles) à multiplication par fission multiple donnant des baeocyte.
	Oscillatoriales	Section III Formes filamenteuses unisériées, non hétérocystées, sans ramification, à divisions cellulaire perpendiculaires à l'axe du trichome.
	Nostocales	Section IV Formes filamenteuses à différenciation cellulaire (hétérocystes, akinètes) et à divisions cellulaires dans un seul plan.
	Stigonematales	Section V Formes filamenteuses à différenciation cellulaire (hétérocystes, akinètes) présentant des ramifications (vraies ou fausses), à divisions cellulaires dans plusieurs plans.

1.8. Le phénomène d'eutrophisation

Le terme eutrophisation provient des mots grecs « eu » et « trophe » qui signifient respectivement « bien » et « nourriture ». C'est un processus naturel très lent, par lequel les

plants d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs (notamment du phosphore et de l'azote), ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années (Dodd *et al.*, 2000).

L'eutrophisation anthropique (ou encore l'eutrophisation culturelle) a suscité un très grand intérêt auprès de la communauté scientifique. Ce phénomène accélère d'une façon drastique l'évolution d'un écosystème aquatique vers un état eutrophe, stimulant la formation des fleurs d'eau (blooms) (Ghadouani *et al.*, 2003; Paerl *et al.*, 2008; Conley *et al.*, 2009). L'origine derrière cet état trophique est l'enrichissement, en particulier en azote et en phosphore issus de l'érosion du bassin versant ou du lessivage des engrais d'origine agricole (Pitois *et al.*, 2001), conduisant généralement à une dominance des Cyanobactéries (Watson *et al.*, 1997; Jacoby *et al.*, 2000; Paerl et Huisman, 2009).

1.9. Les efflorescences de Cyanobactéries

Dans les conditions environnementales qui leur sont favorables, les Cyanobactéries connaissent des phases de prolifération massive, aussi qualifiée d'efflorescence ou de bloom. Ces proliférations se traduisent par la production, sur une courte période de temps (quelques jours), d'une biomasse importante et par une forte diminution de la diversité spécifique dans le compartiment phytoplanctonique puisqu'une ou deux espèces deviennent alors très largement dominantes (Ghedadbia, 2012).

Elles peuvent provoquer une coloration de l'eau qui dépendra des pigments majoritairement présents dans l'espèce dominante, les proliférations sont le plus souvent observées à la surface où elles forment des agrégats flottants appelés « fleurs d'eau », « écumes » ou « mousses » (Francis, 1878).

1.10. Les Métabolites secondaires des Cyanobactéries

Les Cyanobactéries contiennent un grand nombre de métabolites secondaires, composés non essentiels pour leur croissance et leur reproduction. Ces derniers incluent des peptides, des macrolides et des glycosides (Patterson *et al.*, 1994 ; Namikoshi et Rinehart, 1996). De nombreux travaux ont montré que ces composés possèdent diverses activités biologiques : antivirales, antifongiques (Patterson *et al.*, 1994), cytotoxiques (Carmichael, 1994), inhibitrices de protéines phosphatases (Honkanen *et al.*, 1991), antinéoplasiques (Patterson *et al.*, 1991) et allélopathiques (Pushparaja *et al.*, 1999). Cependant, certains de ces métabolites secondaires sont reconnus responsables d'empoisonnement d'animaux et de troubles chez les populations humaines (Carmichael

et Falconer, 1993 ; Falconer, 1996, 1999 ; Kuiper-Goodman *et al.*, 1999 ; Hitzfeld *et al.*, 2000).

1.10.1. Les toxines des Cyanobactéries

Certaines espèces sont connues pour leur capacité à produire des toxines, essentiellement intracellulaires (hormis les cylindrospermopsines qui sont extracellulaires), libérées dans le milieu en cas de lyse par algicide ou sénescence cellulaire qui les fait éclater (Codd *et al.*, 1989 ; Kenefick *et al.*, 1993). Carmichael (1994) ainsi que Falconer (1996) ont classé les cyanotoxines en deux groupes principaux :

- Le premier rassemble les toxines responsables d'empoisonnements mortels, où l'on peut distinguer les hépatotoxines à potentiel cancérigène et les neurotoxines.
- Le second groupe comprend les cytotoxines, qui ne présentent pas un impact important sur la santé publique.

Le caractère toxique et non toxique d'une même espèce peut varier entre les différentes souches et entre les clones d'une même culture. De plus, la même souche est susceptible de produire plusieurs toxines. L'expression ou la non-expression de ce gène dépendrait des conditions environnementales (Carmichael, 1992) (*Tab. 02*).

Tableau 02: Description des différentes catégories de cyanotoxines et leurs effets associés. (Bouaïcha, 2001).

	Dermatotoxines	Hépatotoxines	Neurotoxines
Exemples	- Lyngbyatoxine - LPS (LipoPoly-Saccharides divers)	- Microcystines - Nodularine - Cylindrospermopsine	- Saxitoxines (ex.:PSP) - Anatoxines - BMAA : β -N-méthylamino-L- alanine
Exemples Espèces associées	Oscillatoria Planktothrix	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Pseudanabaena
Modes d'action	Fixation sur les membranes cellulaires	Inhibition de la synthèse protéique en se liant à l'enzyme phosphatase des cellules du foie.	Perturbation de la transmission nerveuse
Effets	Allergies cutanées : inflammations, démangeaisons, irritations,	Hépatotoxicité hémorragique, fibrose, cytolyséhépatique, tumeur au foie et au tube digestif	Maux de tête, malaises, vomissements, diarrhées, paralysie

1.11. Impacts et nuisances liés aux Cyanobactéries

Les efflorescences massives des Cyanobactéries présentent des effets négatifs sur le plan environnemental, économique et de santé publique.

1.11.1. Impact sur l'environnement et le cadre de vie

Les efflorescences de Cyanobactéries sont souvent associées à une modification de l'aspect de la ressource par une coloration inhabituelle (bleue, rouge ou verte), des irisations en surface et/ou des masses d'écume se déplaçant au gré des vents. Cela est accompagné également par une nuisance olfactive lors de la décomposition de la prolifération (Carmichael, 1993).

On peut assister aussi à une augmentation du pH à cause de l'intense activité photosynthétique. Après leur mort, elles génèrent une diminution du taux d'oxygène utilisé par les bactéries lors de la dégradation d'une grande biomasse de Cyanobactéries (Paerl et al., 2001).

La toxicité potentielle de certaines espèces cyanobactérienne envers les autres espèces qui constituent la population reste le problème le plus préoccupant (Fig. 06) (Carmichael, 1993).

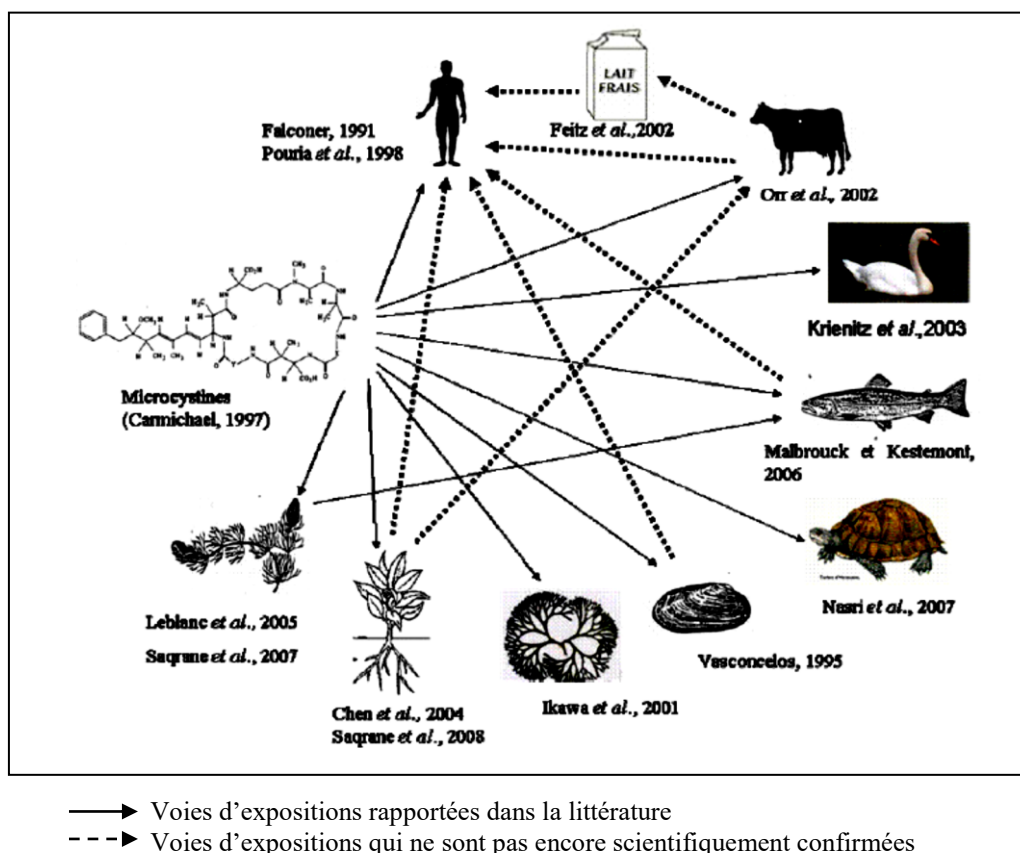


Figure 06: Schéma de l'effet des cyanotoxines sur les différents organismes de l'environnement (Saqrane et al., 2008)

1.11.2. Impact sur les animaux

Les cyanotoxines peuvent être bioaccumulées par les organismes vivants dans les différents tissus et à différentes concentrations, en fonction de l'abondance des blooms à Cyanobactéries dans le milieu naturel (Amorim et Vasconcelos, 1999 ; Malbrouck et al., 2003). Ainsi, les recherches en écotoxicologie des Cyanobactéries sont actuellement orientées vers l'étude de la bioaccumulation et la possibilité de leur biotransfert dans la chaîne trophique en raison des risques sanitaires potentiellement impliqués suite à la consommation des produits aquatiques (poissons, fruits de mer, etc.) contaminés (Kotaket al., 1996; Thostrup et Christoffersen, 1999).

D'après la littérature, plus de 80 incidents liés à la toxicité des Cyanobactéries signalées depuis 1878 dans les cinq continents du monde. Ces intoxications animales atteignent surtout le bétail, les moutons, les chiens, les oiseaux et les poissons (Codd et al., 1989 ; Henriksen et al., 1997 ; Zimba et al., 2001). Les toxines mises en cause sont à parts égales, les neurotoxines et les hépatotoxines. Des expositions chroniques et subchroniques aux hépatotoxines favorisent l'apparition de tumeurs chez les animaux (Carmichael et Falconer, 1993).

Les intoxications se sont manifestées également sur la croissance, le développement et la reproduction de plusieurs espèces de zooplancton et de crustacés (Vasconcelos, 1999). Ainsi que des perturbations nettes dans le développement embryonnaire des alevins de poissons (Oberemm et al., 1999) et même des troubles physiologiques notamment cardiaques chez certains poissons, comme la truite (Best et al., 2001).

1.11.3. Impact sur les végétaux

Comme la plupart des organismes aquatiques, les plantes aquatiques sont aussi confrontées à l'exposition aux cyanotoxines. Il a été remarqué que l'abondance et la diversité des macrophytes connaissent une nette réduction en présence de blooms de Cyanobactéries (Casanova et al., 1999). Ceci a été expliqué par les changements dans les conditions environnementales liées à la prolifération massive des Cyanobactéries, qui se résument dans la réduction de la lumière et de l'oxygène et l'acidification du milieu. Cependant, d'autres travaux ont montré que le facteur le plus déterminant durant l'apparition des Cyanobactéries, est la libération des cyanotoxines, qui peuvent persister même après le déclin du bloom. Cependant, les études faisant références à la phytotoxicité des Cyanobactéries en milieu aquatique sont encore à leur début (Romanowska-Duba et Tarczynska, 2002).

Il a été également démontré que les hépatotoxines, libérées dans le milieu suite à la lyse cellulaire, peuvent s'accumuler et inhiber l'activité photosynthétique des plantes supérieures aquatiques (Codd et al., 1989).

D'après Hamyas et al. en 2003, une concentration en microcystine-LR, comprise entre 3-30µg/l, provoque des effets négatifs sur l'activité de l'enzyme désoxyribonucléase sur *Sinapisalba* (moutarde blanche). Une concentration de 22µg/ml occasionne l'apparition de nécroses au niveau des cotylédons de la même plante.

Il a été noté une inhibition de la croissance des racines et des feuilles de *Lepidium sativum* (Cresson alénois) ainsi qu'une diminution du poids frais de la plante suite à une exposition à une concentration de 10µg/ml (Gehring et al., 2003).

Une inhibition de la germination et de la croissance des jeunes plantules de *Brassicnapus L.* (colza) et *Oryzasativa L.* (riz) ainsi qu'un stress oxydatif ont été notés par Chen et al. (2004). D'autre part, Saqrane et al. (2008) a remarqué une perturbation de l'assimilation des éléments nutritifs chez *Lens esculenta* (lentilles), *Zeamays* (maïs) et *Triticum durum* (blé dur).

Plus récemment, il a été rapporté que l'exposition de *Lycopersicum esculenta var 6108* (tomate industrielle) à un bloom de Cyanobactéries à dominance de *Microcystis sp.* à différentes concentrations induit une inhibition de la germination, un retard de la croissance des plantules, déformations (disparitions totale des feuilles et des systèmes racinaires), flétrissement des fruit et diminution du rendement ainsi que des nécroses apicales au niveau des fruits (Abdesselam, 2012).

1.11.4. Impact sur la Santé humaine

Il existe plusieurs voies d'exposition humaine à ces toxines (Chorus et Bartram, 1999). Carmichael (2001) a rapporté que les voies les plus importantes sont à travers : l'eau potable, l'hémodialyse, les activités récréatives et la consommation de suppléments diététiques à base de Cyanobactéries. La recherche en écotoxicologie des Cyanobactéries a accordé, durant cette dernière décennie, un intérêt particulier à l'interaction plantes-Cyanobactéries. Codd et al. (1999) a démontré pour la première fois la persistance de la microcystine-LR et *Microcystis aeruginosa* sur les feuilles de la laitue (*Lactuca sativa*) irriguée par aspersion de l'eau contenant les cellules de *Microcystis* toxique pendant dix jours. Nombreux travaux, dont celui de Elhiney et al. (2001) ont confirmé que les plantes terrestres peuvent accumuler ces toxines dans leurs tissus et par conséquent le risque qu'implique leur consommation sur la santé humaine.

Les microcystines et les nodularines sont des promoteurs de tumeurs, elles sont soupçonnées d'être impliquées dans la promotion du cancer chez les êtres humains (Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992; Fujiki et Suganuma, 1999; Song *et al.*, 1999; Pitoi *et al.*, 2000; Chorus, 2001).

L'absorption de faibles doses d'hépatotoxines par ingestion accidentelle d'eau de boisson contaminée a été à l'origine de symptômes liés à une hépatite, des lésions rénales et intestinales : nausées, vomissements, céphalées, maux d'estomac, douleurs abdominales, hépatomégalie douloureuse, perte urinaire de sang, constipation suivie d'une diarrhée profuse sanglante, nécessitant souvent une hospitalisation (Falconer, 1996). De plus, une consommation régulière de faibles doses de toxines favorisent l'apparition de troubles chroniques du foie et du tube digestif avec une nécrose, une fibrose cellulaire progressive et une infiltration leucocytaire des tissus endommagés (Carmichael, 1994 ; Falconer, 1996). Cependant, de fortes doses d'hépatotoxines sont responsables d'une hépatotoxicose hémorragique qui peut provoquer des troubles graves ou la mort (Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992 ; Jochimsen *et al.*, 1998 et Pouria *et al.*, 1998).

I.10.5. Impacts économiques

La qualité de l'eau constitue un enjeu primordial dans le secteur économique, Elle est importante pour tous les usages humains et agricoles, de l'irrigation à l'abreuvement et besoins domestiques. L'utilisation des eaux contaminées par les cyanotoxines dans l'irrigation, implique des effets négatifs sur les processus de germination et de croissances des plantes cultivées (Gehring *et al.*, 2003 ; Saqrane *et al.*, 2007) et diminue considérablement leur rendement (Abdesselam, 2012). Ainsi, des pertes économiques très importantes sont induites et suite à ces réductions de la productivité et du rendement des récoltes.

D'autre part, la toxicité des Cyanobactéries peut affecter significativement la qualité des produits aquacoles ainsi que le rendement dans la pisciculture, conchyliculture, etc. (Nasri, 2006).

1.12. Moyens de lutte contre les Cyanobactéries toxiques

L'OMS suggère des valeurs guides pour les eaux récréatives qui sont présentées en trois niveaux:

- **Niveau 1:** représente des effets mineurs et/ou faible probabilité d'effets sur la santé: 20.000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 10 µg de chl-*a*/l avec dominance de Cyanobactéries.

- **Niveau 2**: représente une probabilité modérée d'effets sur la santé: 100.000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 50 µg de chl- *a*/l avec dominance de Cyanobactéries.
- **Niveau 3**: représente un risque élevé d'effet sur la santé: présence d'écumes de Cyanobactéries (**W.H.O, 2003**).

Dans les milieux naturels aquatiques une diminution de la densité des Cyanobactéries et de leurs toxines peut être favorisée par différentes techniques, cependant l'élimination des cellules cyanobactériennes sans les endommager a été et continue à être un problème dans les stations de traitement de l'eau (**Teixeira et Rosa, 2005**).

1.12.1. Traitement chimique

Les méthodes traditionnelles utilisées pour contrôler les blooms d'algues incluent l'utilisation du sulfate de cuivre et de l'urée (**Sakamoto et al., 1998**). A faibles concentrations en cuivre (de 5 à 10 µg/l), la fixation d'azote par les Cyanobactéries est réduite, ce qui en résulte en la quasi élimination des Cyanobactéries. Cependant ce traitement est relativement inefficace pour les Cyanobactéries non fixatrices d'azote (**Mcknight et al., 1983**).

D'après (**Prepas et al., 1990**) de fortes concentrations de chaux (250 mg/l) éliminent à la fois les algues et le phosphore des lacs hypereutrophiques. Cependant, ce traitement est inefficace à plus faibles doses (17 mg/l).

Bernazeau et al. (1995) ont rapporté que dans une usine de traitement, 92% d'anatoxine- a à une concentration de 24 µg/l (sachant que 10 µg/l est le maximum attendu dans la nature) a été éliminé après 60 secondes d'exposition à l'ozone (à raison de 0,11 mg/l). Une post- ozonation serait plus efficace pour éliminer les toxines d'après **Hennion et Rivasseau(1995)**.

Un traitement par 1 mg/L de chlore (pH compris entre 3 et 9) ou par 1 mg/L d'hypochlorite de sodium (NaClO) (pH<8) a permis de détruire 98% des microcystines et 95% des nodularines après 30 mn de contact (**Nicholson et al., 1994**).

Le charbon actif peut être employé, soit en poudre (PAC), soit en grains (GAC). Ce traitement permet d'éliminer 90 à 98 % des toxines avec un dosage de l'ordre de 10 à 20 mg/l (**Web. 07**). L'efficacité du charbon actif en poudre (PAC) a été démontrée par plusieurs auteurs (**Himberg et al., 1989 ; Hruday et al., 1999 ; Newcombe et Nicholson, 2004 ; A.F.S.S.E., 2006**).

Des études antérieures effectuées par **Donati et al.** en **1993** ont montré qu'une meilleure qualité de charbon actif en poudre à une dose de 25 mg/l permettait d'éliminer 98% de microcystine-LR dissoute à une concentration initiale de 50µg/l. Cependant, l'élimination par le charbon actif est plus efficace lorsqu'il est suivie d'une filtration rapide sur sable (**Falconer et al., 1989**).

Il a été également démontré que le charbon actif en poudre (PAC) à 15mg/l, avec une efficacité de réduction des cyanotoxines de 99,98% suite un bloom survenu dans le Barrage Cheffia avec une densité 5340 colonies de *Microcystis*/l et une concentration de 29µg équivalent microcystine-LR/l. L'efficacité du charbon actif est attribuée à la propriété d'adsorption de sa surface en plus de sa très faible porosité. Toutefois, il reste un traitement relativement coûteux (**Nasri et al., 2007**).

Les méthodes chimiques qui fournissent des résultats immédiats, par exemple algicides chimiques, ont suscité moins d'attention récemment, principalement en raison de leurs effets nuisibles sur d'autres organismes et le dégagement expédié de microcystines (**Chorus et Bartram, 1999; EPA of China, 2000**).

1.12.2. Traitement mécanique

La clarification primaire implique la sédimentation (s) ou la flottation à air dissoute (DAF) des algues floculées. La technique de traitement conventionnel d'eau potable inclue la coagulation (c), la floculation (f) et la sédimentation (s) (**Zabel, 1985; Awwa, 2000**).

La C/F/DAF repose sur le dégagement des bulles d'air qui vont s'attacher aux floques de Cyanobactéries induisant ainsi leur remontée vers la surface de l'eau, où elles vont être par la suite enlevées (**Eckenfelder, 2000**). Cette technique permet d'éliminer les cellules de Cyanobactéries sans les endommager c'est-à-dire sans libération des toxines dans l'eau (**Vlaski et al., 1996; Vlaski et al., 1997**).

Quelques études rapportent des efficacités d'élimination des cellules de *Microcystis* entre 58% et 90% par le traitement conventionnel et ont prouvé qu'un tel procédé n'était pas efficace pour l'élimination des toxines extracellulaires (**Falconer et al., 1989; Chow et al., 1999; Hruday et al., 1999**).

La C/F/DAF est généralement plus efficace que la C/F/S en raison de la tendance des Cyanobactéries à flotter (**Zabel, 1985; Awwa, 2000**). D'autre part, (**Yan et Jameson, 2004**) ont rapporté des efficacités élevées de l'élimination de *Microcystis aeruginosa* et d'*Anabaena circinalis* par la DAF.

La filtration constitue une étape particulièrement efficace dans l'élimination des Cyanobactéries ayant échappées à la clarification. Le rendement global de l'élimination des algues en sortie de la clarification- filtration est de l'ordre de 90 à 95 % (**Web. 07**).

Les traitements mécaniques sont presque inapplicables aux grandes surfaces d'eaux naturelles en raison de leur coût élevé. Cependant, les méthodes de restaurations biologiques et écologiques agissent mieux dans des secteurs pas trop grands (**Gu, 1992; Sengco et al., 2001**).

1.12.3. Traitement biologique

Une technique très prometteuse consiste à employer les argiles naturelles, non-toxiques et peu coûteuses pour flocculer et enlever les cellules d'algues (**Anderson, 1997; Sengcoet Anderson, 2004**). Des argiles tels que la montmorillonite et la kaolinite ont été rapportés comme les flocculants les plus efficaces avec le plus bas chargement de 0,25 g/l pour une efficacité d'élimination de 90% (**Han et Kim, 2001 ; Sengco et Anderson, 2004**).

Walsh et al. (1998) ont rapporté qu'une exposition à la lumière solaire et à de faibles concentrations en fer réduisait la concentration totale des composés volatiles de l'odeur désagréable causée par les Cyanobactéries. Des traitements à l'UV ont donné de bons résultats pour la dégradation des microcystines (**Tsuji et al., 1995**). **Chorus & Bartram(1999)** ont rapporté que la demi- vie de dégradation de l'anatoxine- a sous une intensité lumineuse importante était d'environ 1- 2 heures.

2.1. Présentation générale de la zone d'étude

2.1. 1. Situation géographique de la commune de Brézina- wilaya d'El Bayadh

Notre étude a été menée à la wilaya d'El Bayadh (Sud-ouest de l'Algérie) et plus précisément la commune de Brézina.

La wilaya d'El Bayadh s'étend sur une superficie de 71 697 Km² soit 3% du territoire national. Elle est répartie en 08 Dairas regroupant 22 Communes. Géographiquement, la wilaya est comprise entre les parallèles 30° 42' et 34°28' de l'altitude Nord et entre les méridiens de longitude de 0°24' à l'Ouest fuseau 30 et 2°16' à l'Est fuseau 31. Elle est limitée au Nord par Saida et Tiaret, à l'Est par Laghouat et Ghardaïa, à l'Ouest par Sidi Bel Abbés et Naâma, au Sud-ouest par Béchar et au Sud-est par Adrar (**D.S.P.B, 2015**)

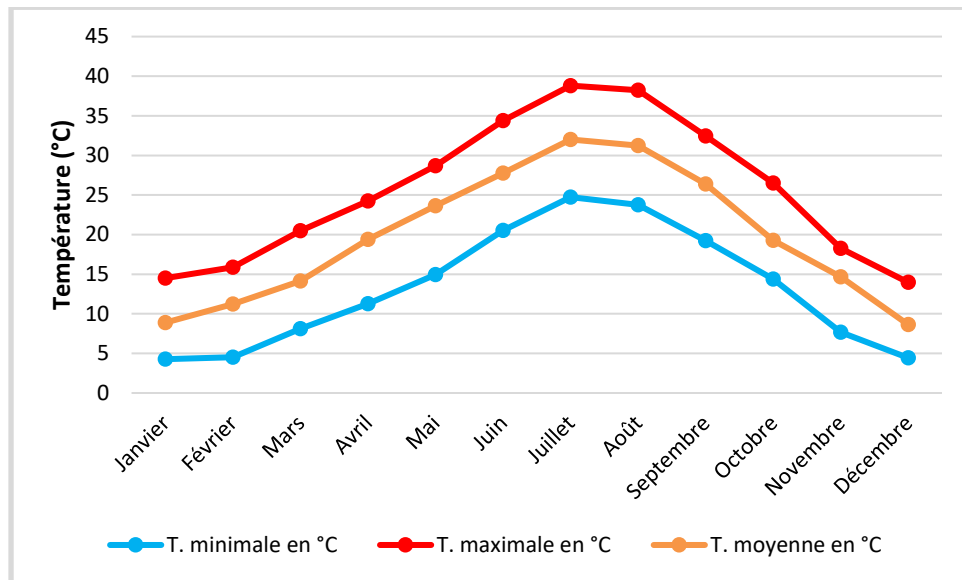
Elle fait partie intégrante de la région de la haute plaine steppique du Sud-Ouest de l'Algérie, Ce territoire est marqué par l'aridité qui s'accroît du nord au sud. Il présente trois (03) grandes zones au point de vue d'occupation du sol, soit du Nord vers le Sud :

- Au Nord, les hautes plaines: 15.124 km²
- Au Centre, l'Atlas saharien : 12.868 km²
- Au Sud la zone présaharienne : 42.591 km² est composée de trois (03) communes : El Abiodh Sidi-cheikh, Bnoud, et Brézina (**Abàigar et al., 2009**).

La commune de Brézina est située dans la région du bassin versant de l'oued Seggueur (**3 680 km²**) et à **80 km** au sud d'El Bayadh, et implanté sur le versant sud de l'Atlas Saharien dans la gorge de Kheneg Laouria où se joignent les Oueds Mellah et EL Rhoul pour former l'Oued Seggueur qui est situé à 1000 m d'altitude dans un reg, un désert de pierre (*Fig. 07*) (**ANBT**).

Tableau 03. Températures mensuelles moyennes dans la région de Brézina [2001-2016]

Mois	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Dec	Moy
Max°C	14.52	15.88	20,49	24,24	28.67	34.39	38.81	38.28	32.45	26.52	18.26	13.96	25.53
Min°C	4.27	4.51	8.11	11.26	14.96	20.50	24.73	23.78	19.23	14.38	7.66	4.43	13.15
Moy°C	8.88	11.23	14.13	19.37	23.65	27.77	32.01	31.25	26.38	19.27	14.67	8.63	19.77

**Figure 08 :** Variations mensuelles moyennes de la Température [2001-2016]

Le tableau 03 ainsi que la figure 08 montrent des fluctuations importantes des températures d'un mois à un autre et d'une saison à une autre. La plus haute température maximale a été enregistrée en mois de juillet (38.81°C). Tandis que la plus basse température minimale a été enregistrée en mois de janvier (4.27°C). Cela confirme que la région de Brézina est caractérisée par un hiver relativement froid et un été très chaud. Toutefois, l'automne et le printemps restent relativement chauds avec des températures variant entre (14.13°C et 26.38°C).

b. Précipitations

A partir des données climatiques journalières, nous avons calculé les précipitations mensuelles moyennes et les précipitations totales. Elles sont présentées numériquement dans le tableau 04 et représentées graphiquement dans la figure 09.

Tableau 04. Précipitations mensuelles moyennes dans la station de Brézina [2001-2016]

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc	Total
P(mm)	5.33	7.54	11.39	10.20	6.77	2.30	3.84	8.36	28.09	25.42	20.94	7.89	138.08

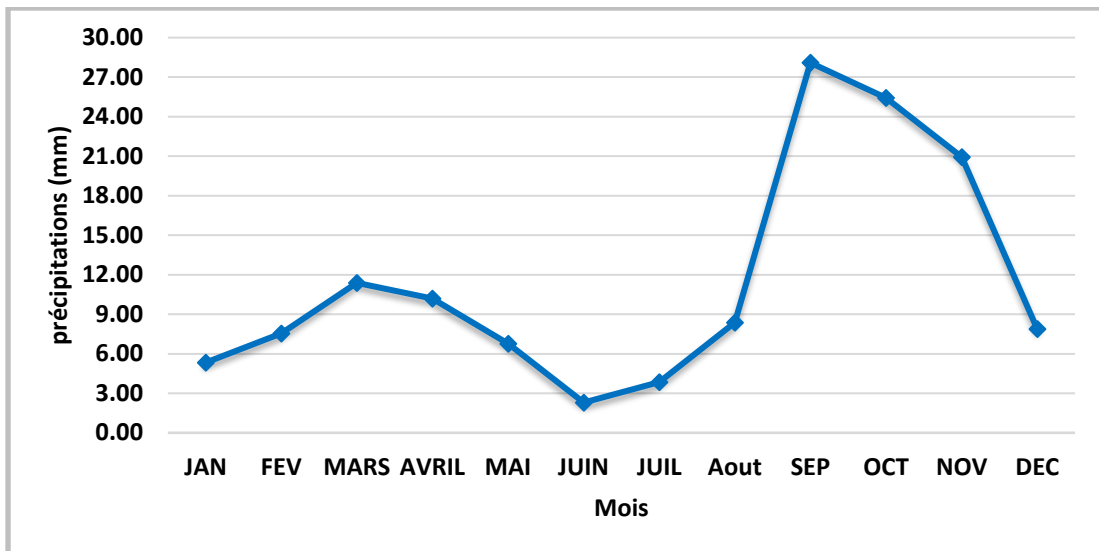


Figure 09. Evolution des précipitations moyennes mensuelles [2001-2016]

Nous avons remarqué que les précipitations totales étaient de 138.08 mm par an. La saison automnale se distingue par les précipitations les plus élevées variant entre 20.94 mm et 28.09 mm, ces valeurs sont toutefois considérées comme faibles. Le reste de l'année, les précipitations n'ont pas dépassé une valeur de 11.39 mm avec un minimum de 2.3 mm en mois de juin.

c. Synthèse climatique

La synthèse climatique de la zone d'étude a été effectuée sur la base d'un diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen et d'un climagramme d'EMBERGER.

c-1. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

C'est un diagramme qui propose une relation entre deux facteurs essentiels, la température et la pluviométrie d'une région donnée. D'après **Gaussen (1953)** un mois est sec lorsque les précipitations en millimètres sont inférieures ou égales au double de la température moyenne mensuelle en degrés Celsius ($2P \leq T$).

Le diagramme Ombrothermique de la station de Brezina révèle que la station est caractérisée par une période sèche qui s'étale durant toute l'année (*Fig. 10*).

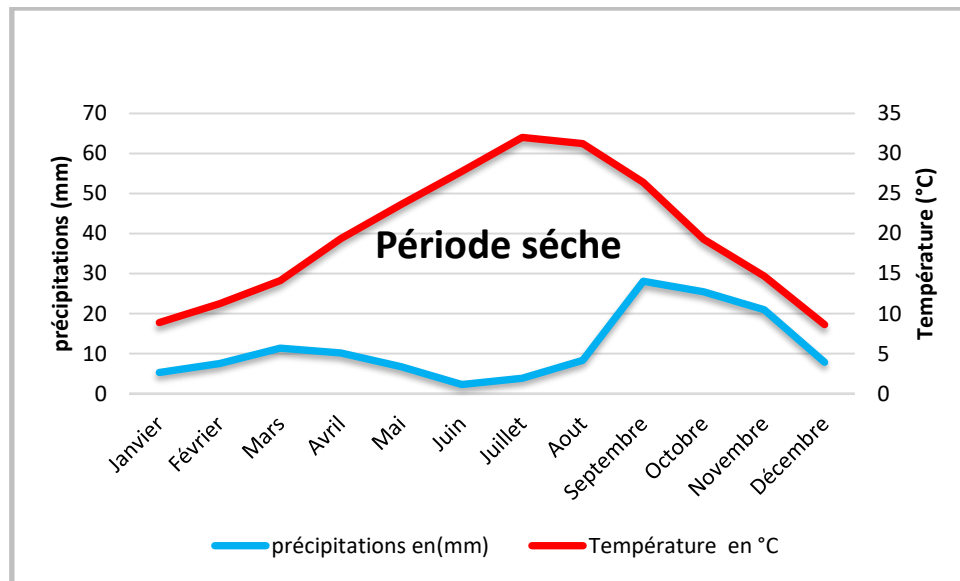


Figure 10 : Diagramme ombrothermique de la région d'étude [2001 – 2016]

Le diagramme ombrothermique de la région de Brézina indique une période sèche s'étendant du mois de janvier au mois de décembre. Ceci peut être expliqué par les faibles précipitations coïncidant avec les températures assez élevées durant presque toute l'année.

c-2. Climagramme d'EMBERGER

Le système d'Emberger permet la classification des différents climats méditerranéens (Dajoz, 2003). Cette classification fait intervenir deux facteurs essentiels, d'une part la sécheresse représentée par le quotient Pluvio-thermique Q2 en ordonnées et d'autre part la moyenne des températures minimal du mois le plus froid en abscisses. Il est défini par la formule simplifiée suivante (Stewart, 1969).

$$Q2 = 3,43P / (M - m)$$

Q2 : Quotient Pluviothermique d'EMBERGER

P : pluviométrie annuelle en mm

M : température moyenne des max de mois le plus chaud en °C.

m : température moyenne des minimums du mois le plus froid en °C.

Le quotient pluviothermique est d'autant plus élevé que le climat est plus humide (**Dajoz, 2003**). Cet indice n'est vraiment établi que pour la région méditerranéenne et qu'en fonction de la valeur de ce coefficient on distingue les zones suivantes :

Humides pour : $Q > 100$;

Tempérées pour : $100 > Q > 50$;

Semi arides pour : $50 > Q > 25$;

Arides pour : $25 > Q > 10$;

Désertiques pour : $Q < 10$.

Après calculs, nous avons obtenu un $Q_2 = 13.71$. La température minimale moyenne du mois le plus froid est de 4.2°C .

La superposition du Q_2 et de la température moyenne minimale du mois le plus froid indique que la région de Brézina appartient à l'étage bioclimatique saharien, à hiver doux (Fig.11).

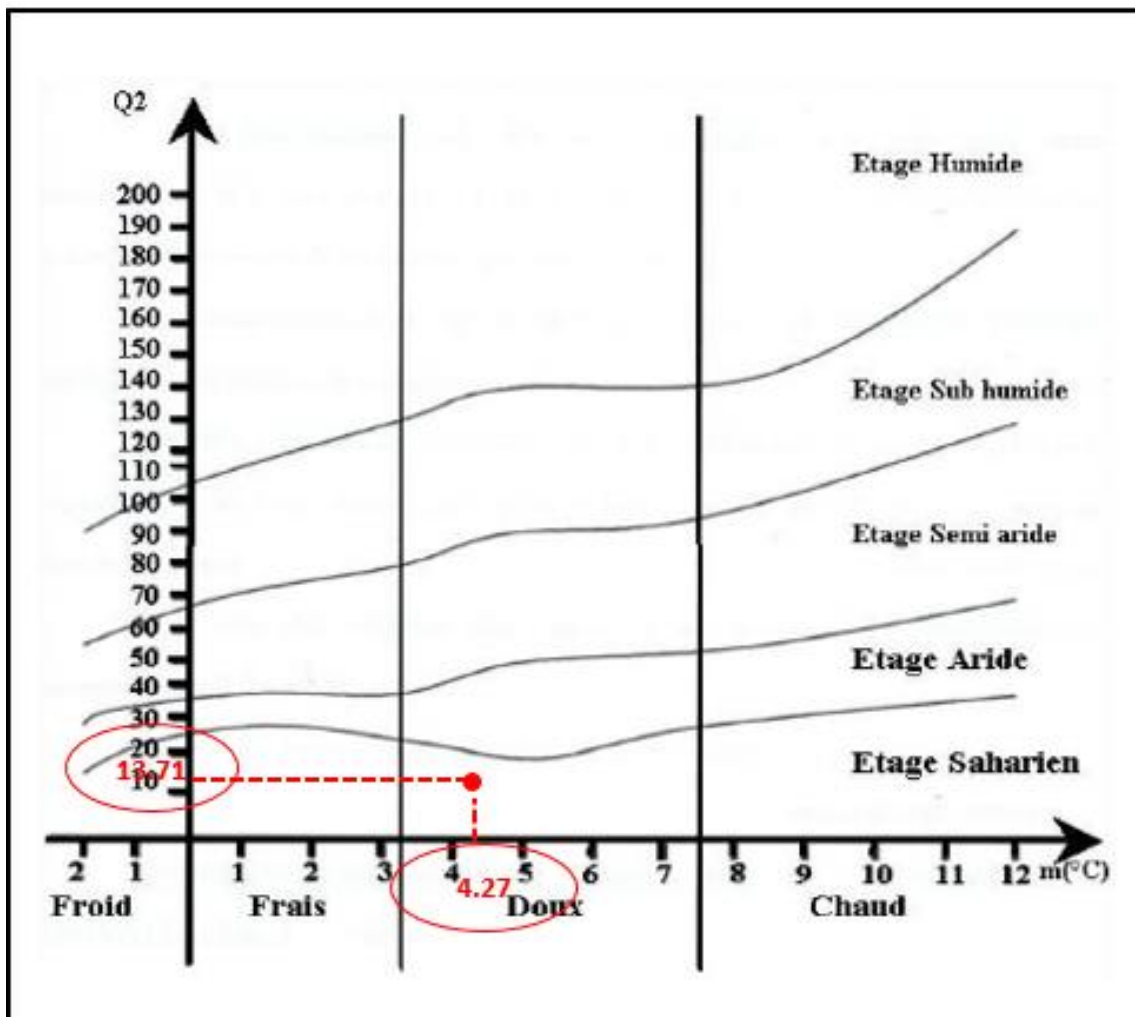


Figure 11 : Climagramme d'Emberger de la région de Brézina

2.2. Choix et description du site d'étude

2.2.1. Choix du site d'étude (Barrage de Brézina)

Nous nous sommes intéressés à étudier la biodiversité du phytoplancton et en particulier les Cyanobactéries, et ce au niveau du Barrage de Brézina. Ce Barrage constitue une réserve d'eau importante pour la wilaya d'El Bayadh. Son eau destinée majoritairement à l'irrigation, il a un intérêt socioéconomique pour la wilaya et ses environs.

D'un point de vue écologique, le Barrage de Brézina est considéré comme un biotope regorgeant d'êtres vivants (animaux, végétaux, microorganismes, algues, etc.) dont la vie et les relations sont régies par des conditions environnementales un peu particulières. En effet, la wilaya d'El Bayadh est connue pour avoir un contraste saisonnier, à savoir un été très chaud et un hiver très froid. Cela fait du Barrage de Brézina un site très intéressant pour l'étude des Cyanobactéries.

2.2.2. Description du Barrage de Brézina

Le Barrage de Brézina (Kheng Larouia), comme son nom l'indique est localisé dans la commune de Brézina. Il a été achevé en 2002, il a une capacité d'environ $122,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ et d'une superficie de 800 km^2 à savoir 1180 ha . La mobilisation est de $11,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ dont $7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ destiné pour l'irrigation du périmètre de Dayet El Bagra (946 ha) et $4,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour l'irrigation de la palmeraie de Brézina (174 ha) et pour le périmètre de Sabaa (60 ha) (*Fig. 12*).

L'eau est amenée du barrage par une conduite de 1200 mm de diamètre dont:

- 800 mm passe au périmètre de Dayet El Bagra avec un débit de 795 L/s .
- 700 mm passe à la palmeraie (174 ha) avec un débit de 468 l/s (**Djellouli, 2016**).



Figure 12 : Barrage de Brézina (Originale, 2017)

2.2.3. Caractéristiques physiques

a. Géologie

Le substratum de la majeure partie du site est constitué de couche clastiques sénoniennes et du Mésozoïque inférieur. Elles sont composées de grès et de siltstone. Le long du secteur aval du fond du barrage Brézina, une couche de gypse avec siltstone y est intercalée.

Au sud de ces couches clastiques sénoniennes, à l'aval de la retenue, suit de manière concordante une bande de couches calcaires du cénomanien et du Turonien. Au cours de la formation tectonique, les couches du substratum ont été entrecoupées par les failles (Benslimane et *al.*, 2014).

b. Hydrographie et hydrologie

Le bassin versant réellement récepteur des eaux pluviales s'étend sur 3600Km², alors que la superficie totale du bassin versant de l'Oued Segueur est de 8900Km². L'oued Segueur prend sa source plus au Nord, au niveau d'El Bayadh, pour le nom d'oued Ghassoul puis sous le nom de Mouillah en recevant des affluents variables comme Oued Rahoul avant d'atteindre la région de Brézina où il est appelé Oued Segueur. Son parcours est de 160 Km. La nappe de l'oasis de Brézina est alimentée par l'Oued Segueur (Yamani, 2005).

2.3. Présentation du matériel utilisé

Tableau 05: tableau récapitulatif des produits chimiques et matériel utilisé

Matériel utilisé sur terrain	Matériel utilisé au laboratoire
Filet à plancton	Microscope optique
Multi-paramètres de terrain de type CONSORT C50	Cellules Neubauer (profondeur du puits 0.1 mm)
Disque de Secchi	Appareil photos numérique
Glacière	Centrifugeuse
Appareil photo de terrain	Tubes coniques à centrifuger
Flacons stériles en verre ombré de 100 ml	Micropipette
Flacons stériles de 1L	
Produits chimiques et Réactifs	
Formaldéhyde à 35%	Lugol

2.4. Méthodes d'échantillonnage

2.4.1. Choix des stations et fréquences d'échantillonnage

Nous avons adopté une stratégie d'échantillonnage s'appuyant sur plusieurs paramètres à savoir la direction du vent qui influence grandement la répartition des Cyanobactéries, les bras morts où se regroupent généralement les Cyanobactéries par l'action des vents et aussi les affluents qui pourraient éventuellement enrichir les eaux du barrage en éléments nutritives et contribuer à l'eutrophisation.

Nous avons envisagé à priori dix (10 stations d'échantillonnages, réparties sur toute la surface du barrage et choisies selon les critères susmentionnés. Malheureusement, les contraintes rencontrées sur le terrain, à savoir l'éloignement du site, la difficulté d'accès aux rives et l'indisponibilité une barque à moteur, ne nous ont permis d'accéder qu'à trois (03) stations (*Fig. 13*).

Nous avons effectué deux sorties sur terrain pendant la saison printanière, en dates du 18/03/2017 et du 23/05/2017.

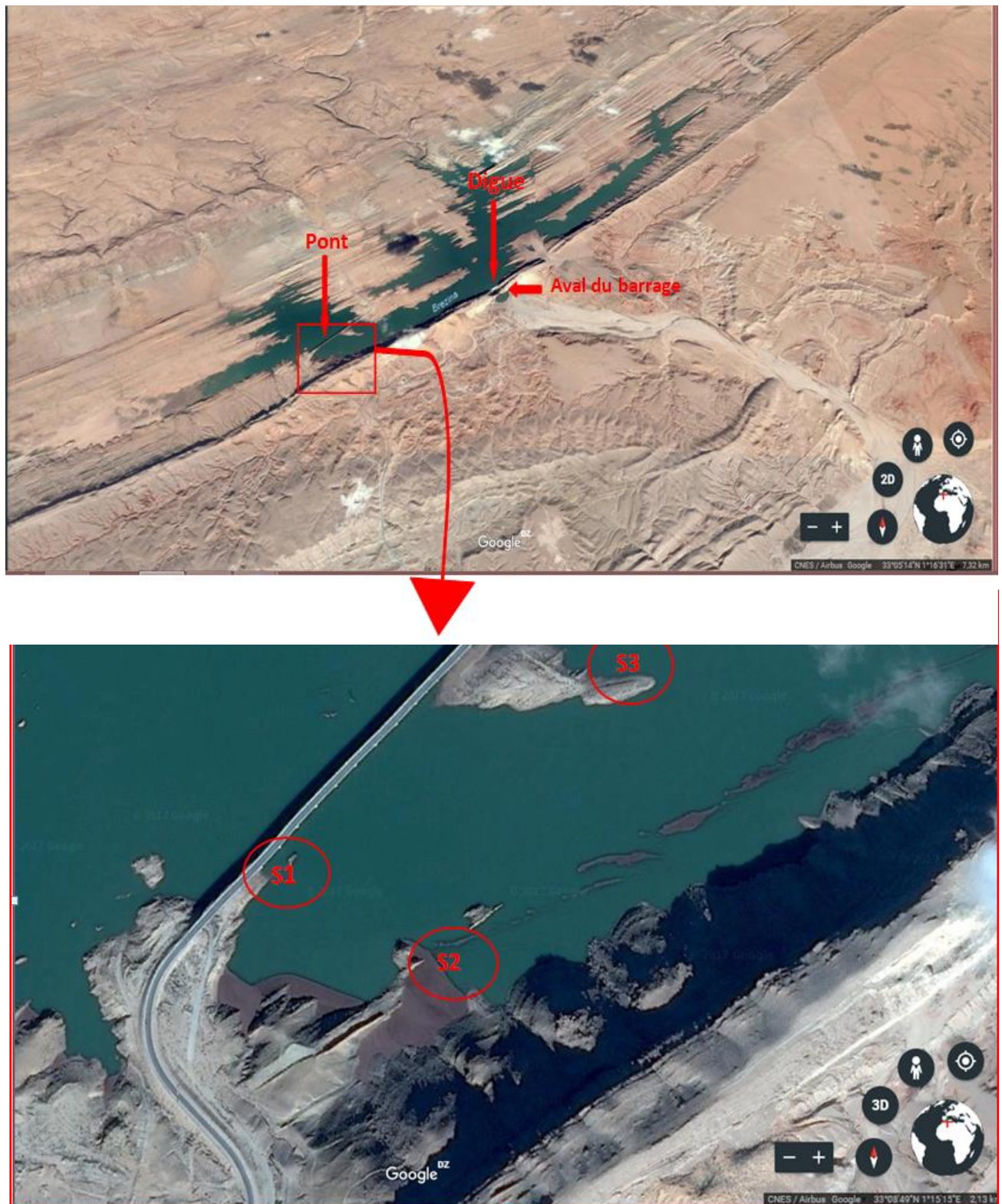


Figure 13 : Localisation des stations d'échantillonnage (Google Earth, 2017) .

2.4.2. Techniques de prélèvement des échantillons

a. *Echantillons destinés à l'étude de la biodiversité phytoplanctonique*

Afin d'obtenir des données d'ordre qualitatives et quantitatives des Cyanobactéries, nous avons utilisés une des techniques de récolte standardisées qui consiste à :

- Filtrer 50 l d'eau brute au moyen d'un filet à planctons (*Fig .14*)
- Récupérer 100 ml de l'eau qui s'est concentrée dans le filet dans une bouteille ombrée (opaque) et étiquetées (date de la récolte, nom de la station d'étude et le point de prélèvement) ;
- Ajouter immédiatement 5 ml de formaldéhyde à concentration initiale de 35%, cette opération sert à fixer et conserver les échantillons en bon état.

On peut accessoirement ajouter quelques gouttes de Lugol dans l'échantillon. Ce fixateur a l'avantage d'être peu onéreux, non toxique et facilite la sédimentation pour l'opération de comptage et de détermination. Toutefois, ça ne permet pas le stockage à très long terme (*Coté et al., 2002*).

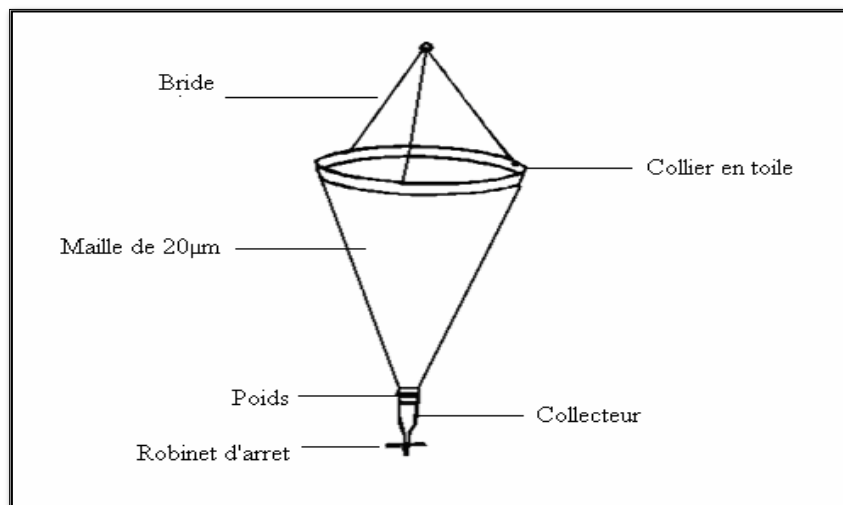


Figure 14: Schéma représentatif d'un filet à plancton (*Ghedadbia, 2012*)

b. *Echantillons destinés au dosage des paramètres physico-chimiques*

A chaque station, une bouteille d'une capacité d'un litre est remplie par l'eau de surface (entre 0 et -20cm de la surface de l'eau). Cet échantillon étiqueté est immédiatement mis dans une glacière afin de ralentir les réactions et conserver les échantillons en bon état avant d'entamer le dosage des paramètres physicochimiques au laboratoire (Nitrates, Nitrites, Ammonium, Orthophosphates) ainsi que la chlorophylle-a.

2.5. Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques sur terrain

Au moment de l'échantillonnage, nous avons mesuré quelques paramètres physicochimiques qui influencent la croissance des Cyanobactéries. Il s'agit La Température de l'eau (°C), la salinité (S%), le pH, conductivité électrique (Cond. mS.cm-1), Total des Solides Dissous (TDS), et oxygène dissout (en % et en ppm). Ceci a été effectué à l'aide d'un multi-paramètre de terrain de type CONSORT C50 (Fig. 15).



A : Solution à calibrage. **B** : Sonde à oxymètre. **C** : Sonde à pH.
D : sonde du conductimètre. **E** : Ecran du multi- paramètre

Figure 15 : Multi-paramètre CONSORT C50 (Originale, 2017).

La transparence en mètre est estimée à l'aide d'un disque de Secchi composé d'un fil gradué et attaché à un disque peint en noir et en blanc, fabriqué en métal plein et dont le diamètre est de 20 cm. La transparence correspond à la profondeur de disparition du disque (Fig. 16).



Figure 16 : Mesure de la transparence par disque de Secchi (Originale, 2017)

2.6. Méthodes des dosages réalisés au laboratoire

Nous avons dosé la chlorophylle-*a*, l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-) et les orthophosphates (PO_4^{3-}) au niveau du laboratoire d'analyse des sols et des eaux « Horizon », localisé à Annaba. Pour ce, il était nécessaire de transporter les échantillons dans une glacière afin qu'ils soient analysés dans les 24 heures qui suivent l'échantillonnage. A défaut, les échantillons peuvent être conservés au congélateur en attendant le dosage.

Les méthodes utilisées sont toutes spectrophotométriques. Le tableau 06 regroupe les méthodes et les principes de dosage de ces paramètres.

Tableau 06: Méthodes et principes de dosage des paramètres physico-chimiques

Paramètres mesurés	Norme de la méthode	Principe de la méthode
Ammonium (NH_4^+) (mg/l)	Réaction chimique conforme aux méthodes normés (DIN 38406-ES)	Les ions ammonium réagissent avec le chlore pour donner le chloramine, lequel réagit en présence d'un catalyseur en milieu d'alcalin avec des phénols pour donner des colorants indophenoliques bleus.
Nitrates (NO_3^-) (mg/l)	Spectrophotométrie (DIN 38405-D9-2)	Les ions nitrate seront réduits on nitrites dans un acide, les ions nitrites réagissent avec l'acide sulfanilique (R1) et le 1-naphtylamine (R2) pour former un colorant azoïque rouge.
Nitrite (NO_2^-) (mg /l)	Spectrophotomètre (DIN EN 26777-D10)	Les nitrites réagissent avec la sulfanimide et la N-(1-naphtyl)-éthylénediamine pour donner un colorant rouge violet.
Orthophosphates (PO_4^{3-}) (mg/l)	Réaction chimique conforme aux méthodes normées (DIN EN ISO 6878-D11)	Les ions phosphate réagissent avec le molybdate d'ammonium (R1) pour former de l'acide phosphomolybdique lequel sera réduit par l'ascorbate de sodium (R2) en bleu de molybdène.
Chlorophylle- <i>a</i> (mg /m3)	Méthode de Lorenzen (1967) spectrophotométrie	L'extraction se fait par un solvant organique (acétone ou méthanol à 90%). L'extraction dure 24 heures à 4°C. l'absorbance est mesuré avant et après acidification au Hcl (1%) à 665 nm et 750 nm.

2.7. Etude de la biodiversité phytoplanctonique

Les échantillons préalablement filtrés à l'aide du filet à plancton et fixés au formaldéhyde sont amenés au laboratoire afin d'être analysés.

La technique d'identification du phytoplancton repose tout d'abord sur la sédimentation des cellules. Pour cela, nous avons combiné deux méthodes de sédimentation ; une sédimentation par l'ajout de quelques gouttes de lugol suivie par une centrifugation (*Fig. 17*).

L'idéal est d'ajouter le lugol jusqu'à obtenir une couleur orangée (mais pas brun foncé). D'une manière générale, on ajoute huit (08) gouttes dans 100 ml d'échantillon ou plus en fonction de l'acidité du milieu (**Druart et Rimet, 2008**).

Afin d'éviter l'éclatement des cellules et/ou la dissociation des formes coloniales, nous avons baissé le nombre de tours à 300 tours/minutes pendant 15 minutes (**Chorus et Bartram, 1999**).

Le surnageant obtenu est séparé du culot à l'aide d'une pipette tout en évitant de troubler l'échantillon centrifugé. Le culot, qui ne doit pas dépasser un volume de 0,1 ml, est ensuite récupéré et déposé sur une cellule de numération de type Neubauer (profondeur du puit 0,1 mm).

Nous avons effectué un balayage sur toute la surface de la cellule Neubauer avec l'objectif d'un microscope optique à différents grossissements (x40, x100 et x400), et ce en fonction de la taille des espèces rencontrées (*Fig. 17*).

A titre préventif et afin de s'assurer que toutes les cellules ont sédimenté, nous avons également observé le surnageant au microscope optique. Effectivement, cette méthode a des limites conditionnées par la présence de vésicules gazeuses chez plusieurs genres de Cyanobactéries. Ses organites leur confèrent la possibilité de flotter à la surface de l'eau et résister éventuellement à la sédimentation. Cependant, nous n'avons noté aucune fuite dans les surnageants.

Nous avons procédé à l'identification des genres phytoplanctoniques afin de ressortir la proportion de la classe des Cyanobactéries par rapport à la biomasse phytoplanctonique. Nous avons accédé à la base de données « Algaebase », mondialement connue, pour l'identification et la classification de tous les genres recensés.

Algaebase est une base de données globale sur les espèces de tous les groupes d'algues du monde qu'ils soient terrestres, d'eau douce, salée ou saumâtre (**Web. 03**).

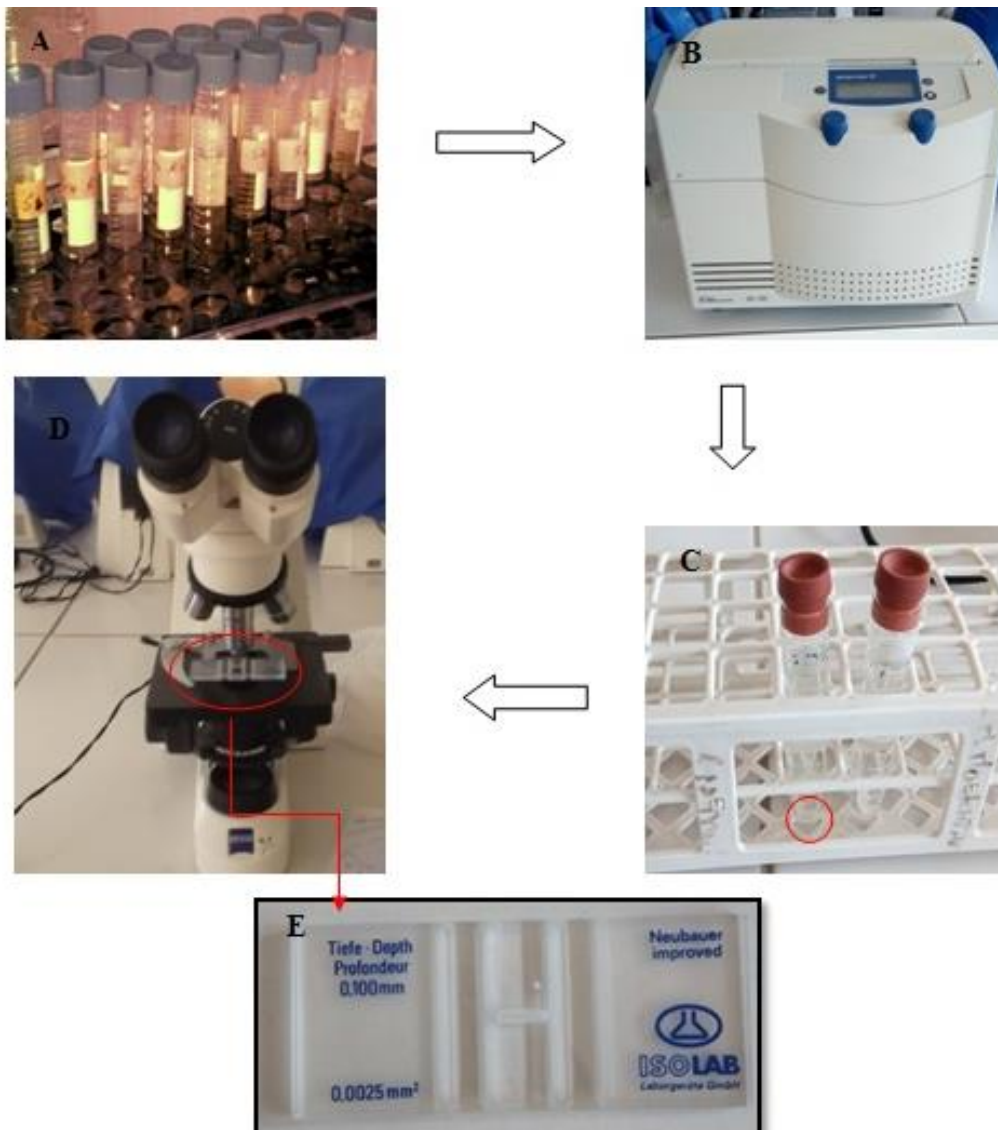
Le calcul de la densité moyenne pour chaque prélèvement se fait en prenant en considération la méthode d'échantillonnage qui repose sur la filtration de 50 litres d'échantillon brute. Le volume centrifugé est également pris en compte. Après calculs nous avons obtenu la formule suivante :

$$DM = X/5 \text{ (Individus/L)}$$

Où :

X: Moyenne des densités dans les trois répétitions

DM : Densité moyenne



A: Sédimentation par lugol, **B**: Centrifugation à 300 tr/min pendant 15 min, **C** : Récupération du culot, **D** : Observation microscopique, **E** : Cellule de numération Neubauer

Figure 17: Schéma synthétique de la technique d'identification et de comptage des Cyanobactéries (Originale, 2017)

2.8. Exploitation des résultats

Les résultats obtenus ont été représentés graphiquement. Nous avons tout d'abord exposé les résultats correspondant à la caractérisation physico-chimique du milieu, et ce durant la période d'étude. Par la suite, nous avons représenté et interpréter les résultats relatifs à l'étude de la biodiversité phytoplanctonique et particulièrement cyanobactérienne, tout en mettant l'accent sur les genres de Cyanobactéries potentiellement toxiques.

Afin d'évaluer la biodiversité, nous avons calculé quelques indices écologiques. Il important de noter que nous utiliserons ici le terme genre au lieu d'espèce étant donné que nous nous sommes limité aux genres dans l'identification du phytoplancton. Ceci est dû à la difficulté d'identifier les espèces par une simple observation microscopique. L'identification spécifique du phytoplancton et des Cyanobactéries particulièrement requière généralement une caractérisation moléculaire.

Du fait de l'étroitesse de la période d'étude ainsi que le nombre réduit des relevés, nous sommes contenté de calculer les indices écologiques suivants :

2.8.1. Les indices de structure et d'organisation

➤ Fréquence en nombre (abondance relative)

La fréquence centésimale (F_c), représente l'abondance relative et correspond au pourcentage d'individus d'un genre (i) par rapport au total des individus recensés (N) d'un peuplement. Elle peut être calculée pour un prélèvement ou pour l'ensemble des prélèvements d'une biocénose (**Dajoz, 2003**).

$$F_c = \frac{ni}{N} \times 100$$

2.8.2. Les indices de diversité des peuplements

La diversité des peuplements vivants s'exprime généralement par la richesse spécifique totale qui est le nombre total (S) d'espèces dans un biotope et la richesse moyenne (S_m) qui est la moyenne du nombre d'espèces observées dans une série de prélèvements. Elle peut être également représentée par des indices différents.

a. Richesse générique totale

Par définition ; la richesse totale (S) est le nombre de genres rencontrés au moins une seule fois au terme de N relevés effectués. L'adéquation de ce paramètre à la richesse réelle est bien entendu d'autant meilleure que le nombre de relevés est plus grand (**Blondel, 1979**).

b. Richesse générique moyenne

La richesse générique moyenne (S_m) est utile dans l'étude de la structure des peuplements. Elle est calculée par le nombre moyen de genres présents dans un échantillon (**Ramade, 1984**).

$$S_m = \frac{\text{nombre total de genres recensés lors de chaque relevé}}{\text{nombre de relevés réalisés}}$$

3.1. Caractéristiques physicochimiques des eaux du Barrage de Brézina

Les résultats des analyses physicochimiques de l'eau du Barrage de Brézina sont représentés graphiquement ci-dessous. Ils englobent pour chaque paramètre les trois stations et les deux mois de prélèvement (mars et mai). Les tableaux des résultats détaillés sont présentés dans les tableaux 07 et 08.

Tableau 07 : Résultats de la chlorophylle-a et des paramètres physico-chimiques du moi de mars.

Date du prélèvement	18-03-2017		
Stations	S1	S2	S3
Paramètres			
T° Eau (°C)	16.1	16.1	14.1
Salinité ‰	0.5	0.5	0.5
Conductivité (µs/cm)	0.96	0.97	0.98
PH	8.10	8.06	8.11
Oxygène dissous %	180.06	188.6	191.04
Oxygène dissous ppm	18.13	19.29	19.07
TDS (g/l)	0.52	0.52	0.52
Transparence de Secchi (cm)	96	106	115
Nitrate (mg/l)	24	25	25
Nitrite (mg/l)	0.09	0.07	0.08
Orthophosphate (mg/l)	0.9	0.7	0.6
Ammonium	0.26	0.28	0.26
Chlorophylle a (Chl-a) (mg /m3)	0.0176	0.0106	0.0125

Tableau 08 : Résultats de la chlorophylle-a et des paramètres physico-chimiques du moi de mai.

Date du prélèvement	23-05-2017		
Stations	S1	S2	S3
Paramètres			
T° Eau (°C)	26.3	26.9	27.2
Salinité ‰	0.5	0.5	0.5
Conductivité (µs/cm)	0.97	1	0.98
PH	8.12	8.04	8.08
Oxygène dissous %	147.9	145.5	193.2
Oxygène dissous ppm	19.75	19.82	19.2
TDS (g/l)	0.54	0.54	0.54
Transparence de Secchi (cm)	104	146	119
Nitrate (mg/l)	25	21	21
Nitrite (mg/l)	<0.003	<0.003	0.003
Orthophosphate (mg/l)	1.6	2.4	2.2
Ammonium	0.16	0.14	0.15
Chlorophylle a (Chl a) (mg /m3)	0.0056	0.0047	0.0044

3.1.1. La température

La Figure 18 présente les variations spatiotemporelle de la température durant la période d'étude et dans stations de prélèvement.

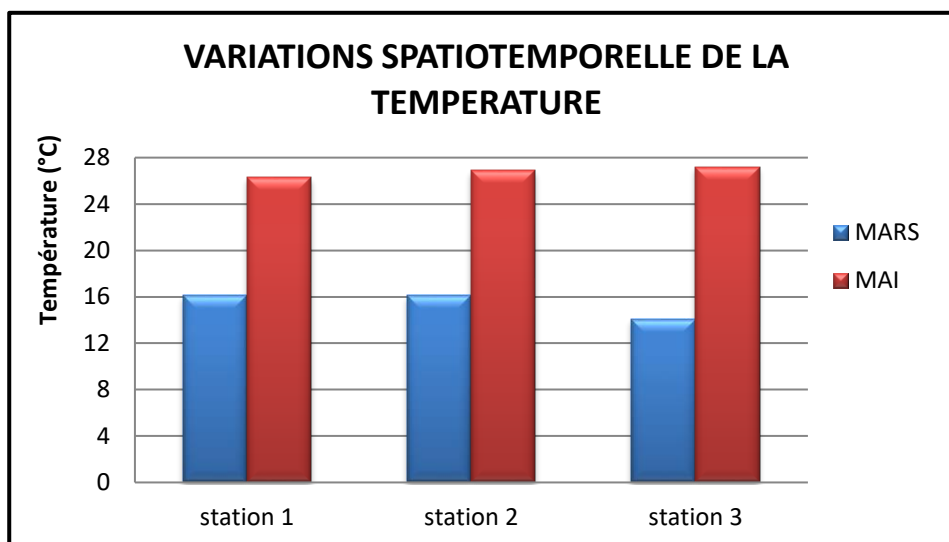


Figure 18 : Variations spatiotemporelles de la température de l'eau

Cet histogramme montre une certaine homogénéité des températures de l'eau entre les trois stations. En mois de mars, nous avons noté une légère baisse de la température dans la station 3 (14,1°C). Ceci pourrait être dû au fait que nous avons effectué l'échantillonnage tard dans l'après-midi. Cependant, nous remarquons un certain écart des températures entre les deux relevés avec un maximum de 16,1°C en mois de mars et 27,2°C en mois de mai.

La Température de l'eau constitue un paramètre physique très important pour les études limnologiques. En effet, celle – ci joue un rôle primordial dans la solubilité des sels et surtout des gaz, mais aussi dans la détermination de la conductivité électrique et du potentiel hydrogène (Rodier, 1996 ; Pokory et kvèt, 2004). Elle influence de ce fait les processus biologique et physiologique de nombreux organismes aquatiques (reproduction, croissance, etc.) et intervient particulièrement dans la régulation de la structure et des modalités des successions des peuplements phytoplanctoniques (Padisàk, 2004)

3.1.2. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons H⁺ contenus dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (Ezzaouaq, 1991 ; El Bliidi et al., 2003 ; Himmi et al., 2003).

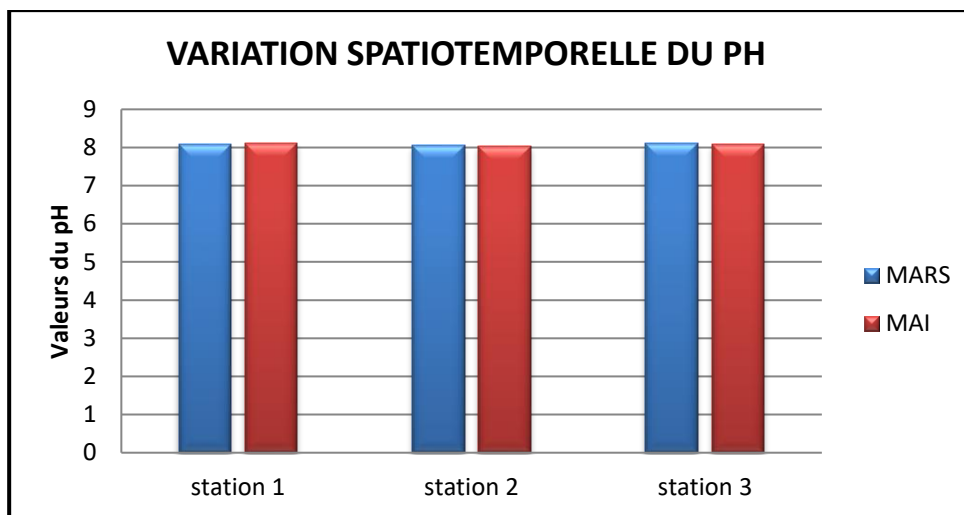


Figure 19 : Variation spatiotemporelle du pH

La Figure 19 présente la variation spatiotemporelle des valeurs de pH de l'eau dans le Barrage de Brézina durant la période d'étude. Nous avons constaté que dans les trois stations et les deux relevés, l'eau était plutôt alcaline et les valeurs de pH varient entre 8,04 et 8,12.

Les eaux douces présentent des valeurs de pH assez variable en fonction de l'heure de la journée, la température, d'insolation, de l'intensité lumineuse et des processus physiologique et biologiques (**Dussart, 1992**). En effet, la photosynthèse tend à augmenter le pH alors que la respiration et la fermentation tendent à l'abaisser. Par ailleurs, le pH peut être influencé par les apports naturels et anthropiques riches en nutriments et en micropolluants organiques. Le pH de l'eau dépend également de la géologie, de la géochimie des roches et de l'activité biologique des sols du bassin versant (**Hade, 2002**).

3.1.3. L'oxygène dissout (O₂)

La teneur en oxygène dissout est un paramètre important qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques (**Web. 04**).

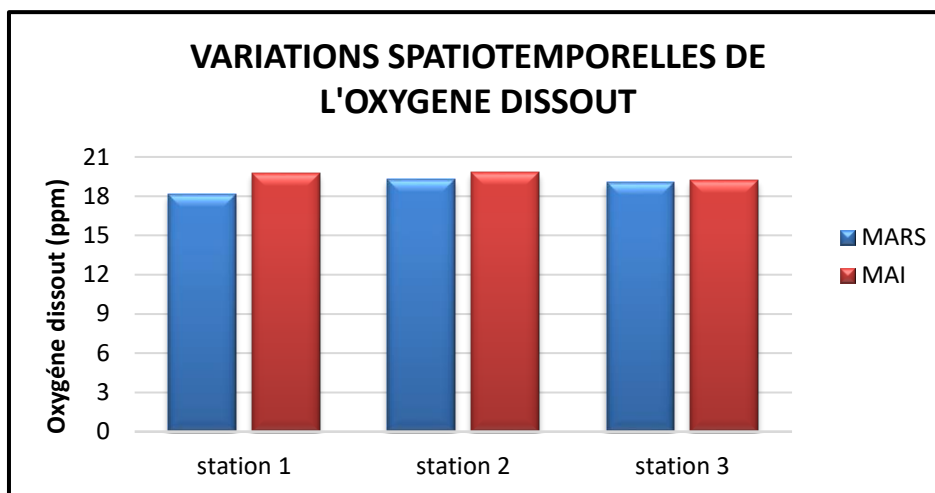


Figure 20: Variations spatiotemporelles de la Teneur en oxygène dissout

La Figure 20 montre que les concentrations en oxygène dissout sont assez homogènes. En effet, les teneurs en O_2 dissout en mois de mars varient entre 18,13 et 19,29 ppm. En mois de mai, la teneur en O_2 dissout atteint un maximum de 19,82 ppm. Ces concentrations mesurées en partie par million (ppm) correspondent à des taux de saturation en oxygènes dissout supérieurs à 100%, variant de 145,5% à 193,2%, cela veut dire que le multi-paramètre a indiqué une super-saturation du milieu en oxygène dissout.

L'Oxygène dissout provient en priorité de l'activité photosynthétique et éventuellement des échanges à l'interface air – eau, favorisés par l'action des vents, des pluies et des apports. C'est un paramètre affectant la distribution, la composition spécifique et l'abondance de la communauté biologiques (**Barroin, 1995**).

3.1.4. La conductivité électrique

La conductivité d'une solution est la mesure de la capacité des ions à transporter l'électricité. La figure 21 expose graphiquement les résultats relatifs à ce paramètre.

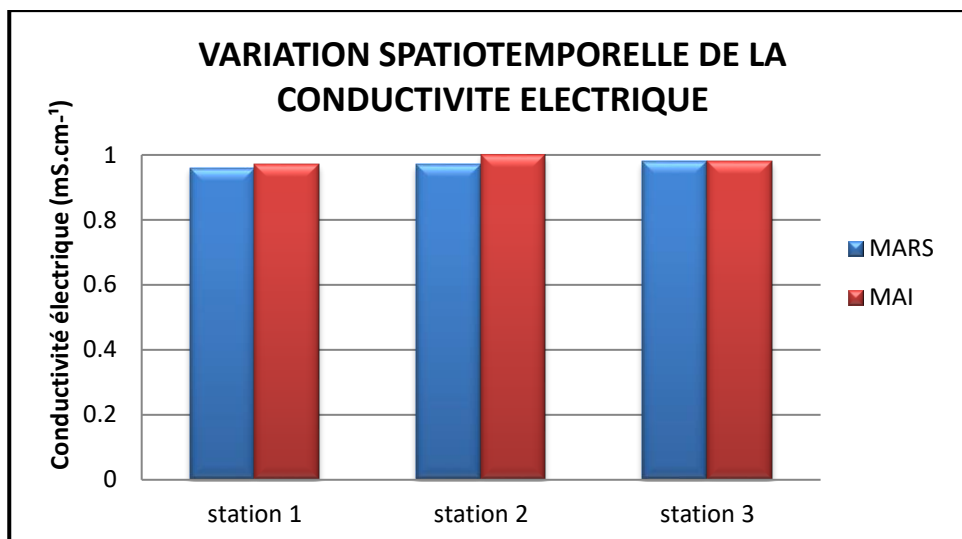


Figure 21: Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique dans le Barrage de Brézina

En consultant la figure 21, il s'avère que pour la conductivité électrique aussi l'eau est assez homogène que ce soit dans le temps ou dans l'espace. Tous les échantillons présentent une charge ionique faible ne dépassant pas 1 ms/cm.

La Conductivité électrique varie en fonction de la température. Elle est liée à la nature et à la concentration des substances dissoutes. En général, les minéraux sont de bons conducteurs contrairement à la matière organique qui elle conduit peu (C.E.A.E.Q., 2015).

La plus part du temps, la conductivité a une origine naturelle due au lessivage des terrains. Ce lessivage entraîne naturellement la dissolution d'un certain nombre de sels minéraux. Elle peut également avoir pour origine l'activité humaine causée par les effluents agricoles, industriels ou domestiques qui contiennent des sels contribuant eux aussi à l'accroissement de la conductivité (Ogutu et al., 1997 ; Eggermont et Verschuren, 2003 ; Branchu et al., 2005).

Cela explique bien nos résultats. Le Barrage de Brézina étant mis en service qu'en 2002 et étant très peu confronté à l'anthropisation, son eau est très peu minéralisée. Cependant, des mesures de la conductivité dans des saisons qui favorisent le lessivage des substances donnerait plus d'informations sur la nature ionique des eaux du Barrage.

3.1.5. La Salinité

La Figure 22 présente la variation temporelle de la salinité dans le Barrage de Brézina durant la période de Mars et Mai 2017.

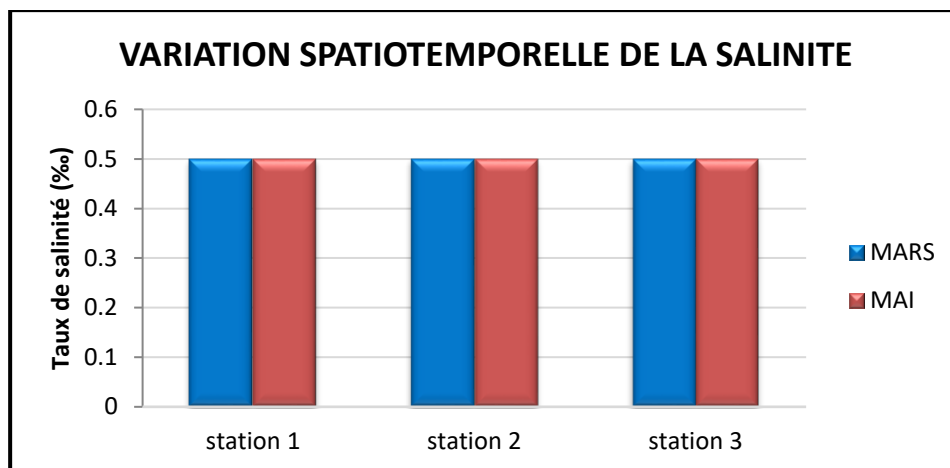


Figure 22: Variation spatiotemporelle de la salinité dans le Barrage de Brézina

Nos résultats indiquent un taux de salinité très faible pour tous les échantillons qui se traduit par valeur fixe de 0,5‰ qui correspond à 0,5 mg/l.

Le degré de salinité permet de classer l'eau selon les catégories suivantes : Eau douce ($S‰ < 0,5$ g/l), eau douce à saumâtre (0,5 à 5 g/l), eau saumâtre à salée (18 à 30 g/l) et eau salée ($S‰ > 30$ g/l) (**Hecker et al., 1996**).

La salinité est directement liée au rapport évaporation/précipitation. Cette constatation est prouvée par les travaux de **Hacini et al., (2008)** sur les variations de la salinité selon la température et l'évaporation.

Ce paramètre chimique important peut influencer plusieurs propriétés de l'eau tels que la conductivité, la densité ou le point de congélation. Elle intervient aussi dans la sélection des organismes vivants d'un hydrosystème (**Fathalli, 2012**).

3.1.6. La Transparence

La transparence est un paramètre qui exprime le degré de limpidité de l'eau. Autrement dit, il nous permet de savoir si notre eau est riche ou pas en particules solide en suspension (phytoplancton, particule de sol, etc.). Les relevés de la transparence pour toutes les stations sont exposés dans la figure 23.

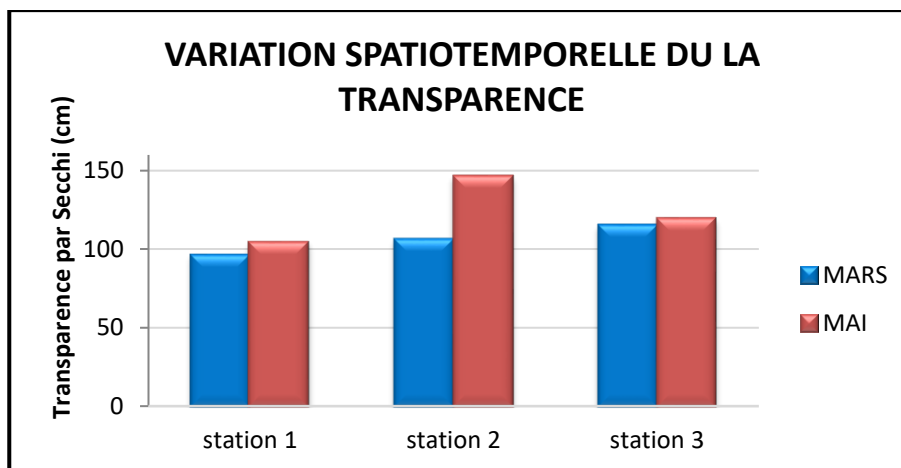


Figure 23: Variation spatiotemporelle de la transparence dans le Barrage de Brézina

Durant l'échantillonnage, nous avons remarqué que l'eau était plutôt limpide. Ce qui a été confirmé par la mesure de la transparence par disque de Secchi. En effet, la valeur la plus faible a été mesurée dans la station 01 en mois de mars (96 cm). L'eau du Barrage était la moins turbide en mois de mai, en particulier dans la station 02 (146 cm).

La diminution de la transparence de l'eau est souvent associée d'une part à l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs et d'autre part, à l'apparition d'efflorescences algales (bloom) (Conley et al., 2009). Ceci correspond à nos résultats relatifs à la caractérisation physicochimique de l'eau du barrage qui s'est avérée de bonne qualité physicochimique.

Lorsque la transparence se maintient entre 30 et 60 cm, on considère que la densité de plancton est correcte pour assurer une bonne production piscicole (Billard et Marie, 1980 ; Wurtz-Arlet, 1980 ; Boyd, 1982). En effet, quoique ça ne soit pas intensif, le Barrage de Brézina est également exploité par les pêcheurs.

3.1.7. Total Des Solides Dissous (TDS)

TDS signifie total des solides dissous et représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau (Web. 10). Nous présentons les résultats de TDS dans la Figure 24, et ce pour les échantillons récoltés dans les 03 stations durant les mois de mars et mai.

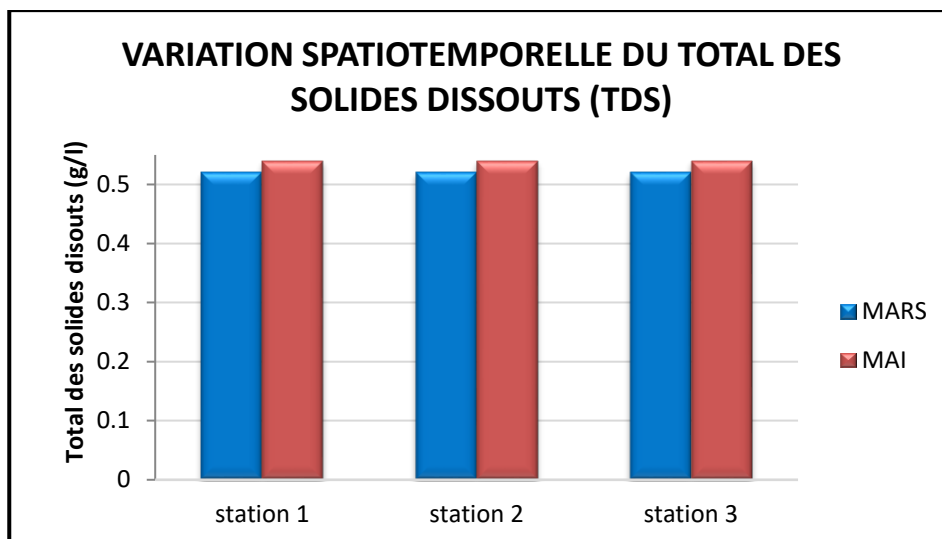


Figure 24 : Variation spatiotemporelle du total des Solides dissouts dans le Barrage de Brézina

Nous avons pu noter que durant la période d'étude, les échantillons prélevés dans les trois stations ne présentent pas des taux élevés de TDS. Les valeurs sont de 0.52 g/l en mois de mars et de 0.54 g/l en mois de mai.

Le TDS est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Les sels inorganiques communs trouvés dans l'eau incluent le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium qui sont tous des cations et des carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates qui sont tous des anions. Ces minéraux peuvent provenir d'un certain nombre de source naturelle autant que suite aux activités humaines (**Web. 10**). Quoiqu'elle soit destinée à l'usage agricole, l'eau du Barrage de Brézina s'avère de bonne qualité et répond à la norme de potabilité régie par l'OMS pour le TDS.

3.1.8. Les nitrates (NO_3^-)

Les concentrations en nitrates dans les échantillons récoltés durant la période d'étude sont présentées dans la figure 25.

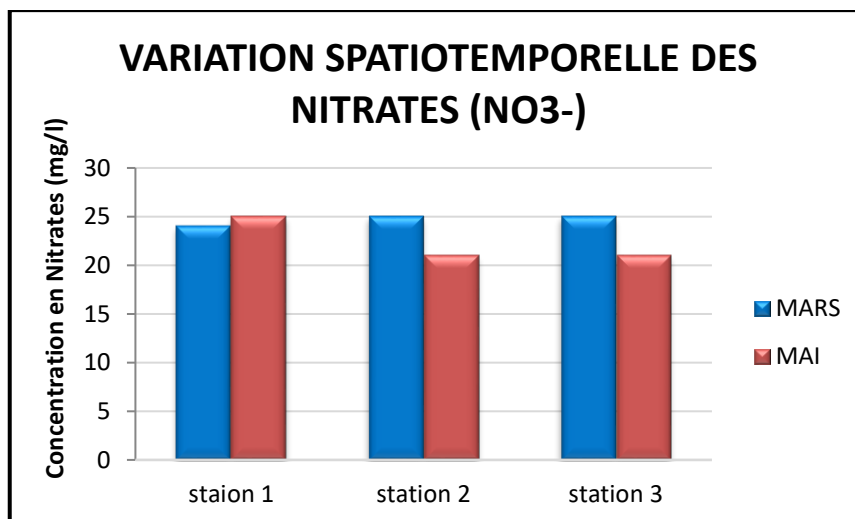


Figure 25: Variation spatiotemporelle des concentrations en nitrates dans le Barrage de Brézina

Nos résultats indiquent une légère variabilité entre les stations et les mois. Les concentrations en nitrates étaient les plus élevés en mois de mars dans les stations 2 et 3 et en mois de mai dans la station 1 avec une valeur de 25 mg/l.

Dans les écosystèmes lacustres, les teneurs en nitrates dépendent généralement de celles des tributaires, alors que leur évolution durant les périodes de stagnation est surtout fonction de l'activité biologiques (Fathalli, 2012). D'après Rodier (1996), toutes les formes d'azote organiques ou minérales sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologiques.

Les nitrates sont relativement peu utilisés par le phytoplancton, l'absorption de ce composé représente seulement un tiers (32%) de l'absorption totale bien que les nitrates constituent l'essentiel du stock d'azote minéral disponible (L'Helguen et al., 1993).

3.1.9. Les nitrites (NO₂⁻)

Les concentrations en nitrites sont présentées graphiquement dans la figure 26.

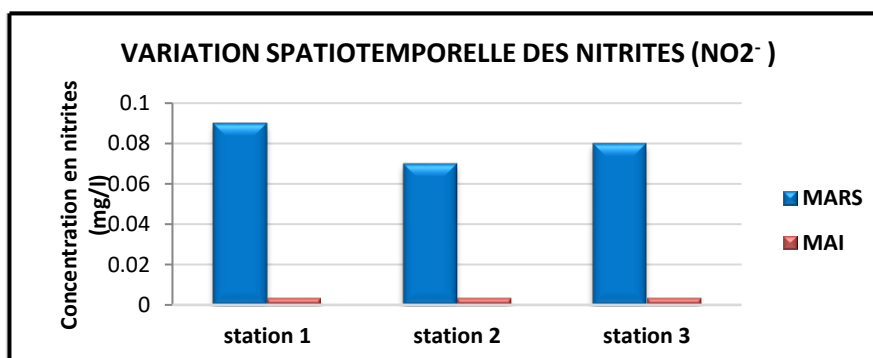


Figure 26: variation spatiotemporelle des concentrations en nitrites dans le Barrage de Brézina

Suite au dosage des nitrites, nous avons noté que la concentration en nitrites enregistrée pendant le mois de mars sont les plus élevées et varient entre (0.07mg/l et 0.09mg/l). Nous avons également remarqué une baisse considérable en mois de mai pour atteindre des valeurs inférieures à 0,01 mg/l.

Dans certaines conditions, quand il n’y a pas assez d’oxygène, le nitrate (NO₃⁻) peut se convertir en nitrite. Par conséquent, beaucoup de sources de nitrate peuvent également constituer des sources de nitrite Le nitrite est une forme d’azote intermédiaire. En effet, elle peut à son tour se convertir en ammonium (NH₄⁺). L’ammonium, dans les milieux bien oxygénés devient une source de nitrite puis de nitrate (**Web. 08**). Ceci peut expliquer le fait les concentrations en nitrites dans les eaux du Barrage de Brézina sont relativement faibles (inférieures à 1 mg/l).

3.1.10. L’ammonium (NH₄⁺)

Les résultats de l’ammonium de l’eau du barrage Brézina dans les différentes stations de prélèvement et à différents périodes (Mars et Mai 2011) sont exprimés dans la Figure 27.

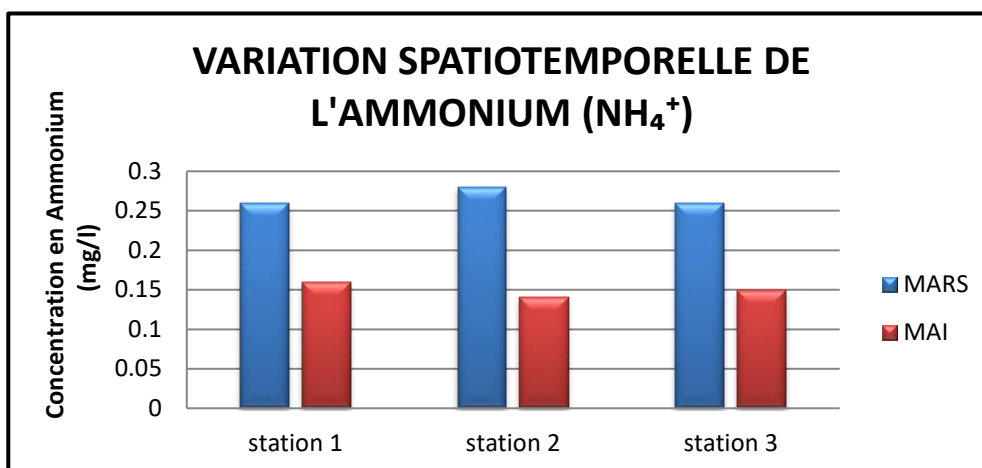


Figure 27: Variation spatiotemporelle des concentrations en ammonium dans le Barrage Brézina

Nous remarquons que les concentrations en ammonium sont les plus élevées en mois de mars. La valeur maximale est de 0,28 mg/l dans la station 2. Nous avons noté une baisse des concentrations en mois de mai pour atteindre un minimum de 0,14 mg/l dans la même station.

Les teneurs en ammonium dans les eaux du Barrage de Brézina sont considérées comme étant faibles. De plus, nous avons pu constaté, après la superposition des résultats relatives aux trois formes d’azote minéral (NO₃⁻, NO₂⁻ et NH₄⁺), qu’il y a une cohérence et un équilibre dans le cycle de l’azote. Ceci indique que le milieu n’a pas été confronté à

une pression anthropique.

3.1.11. Les orthophosphates (PO_4^{3-})

L'orthophosphate est une forme ionique d'un composé du phosphore sous la formule PO_4^{3-} . La figure 28 expose les concentrations de cet élément pour les échantillons récoltés.

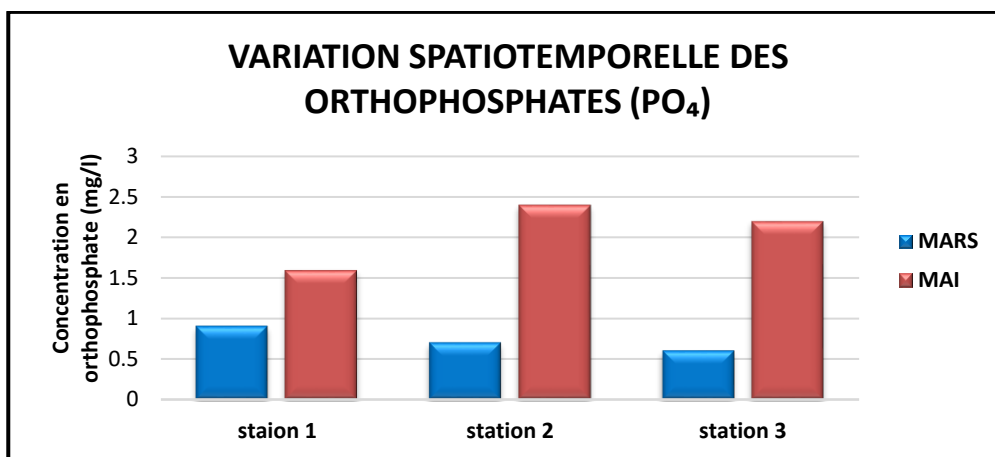


Figure 28: Variation spatiotemporelle des concentrations des orthophosphates dans le Barrage de Brézina

Les teneurs en orthophosphates sont relativement faibles dans tous les échantillons et ne dépassent pas 2,5mg/l en mois de mai dans la station 2. Les 3 stations en mois de mai, les concentrations sont les plus élevées. Tandis qu'en mois de mars, les valeurs sont plus faibles en mois de mars avec un minimum de 1,6 mg/l dans la station 3.

Les orthophosphates n'existent qu'en petite quantité à l'état libre mais ils sont recyclés très rapidement, surtout dans les lacs oligotrophes. Leur concentration dans les écosystèmes aquatiques est conditionnée surtout par la nature lithologique du bassin versant, le pH du milieu et le bilan de sa consommation et de l'excrétion par les organismes vivants (**Pourriot et Meybek, 1995**).

3.2. Caractérisation biologique des eaux du Barrage Brézina

3.2.1. La chlorophylle-*a*

La chlorophylle-*a* est un pigment photosynthétique qui se trouve chez presque tout le phytoplancton. Il est donc dosé dans le but d'estimer la biomasse phytoplanctonique. La Figure 29 met en évidence les concentrations de la chlorophylle-*a*, dosée au cours de la période de Mars et Mai 2017 sur les trois stations du Barrage Brézina.

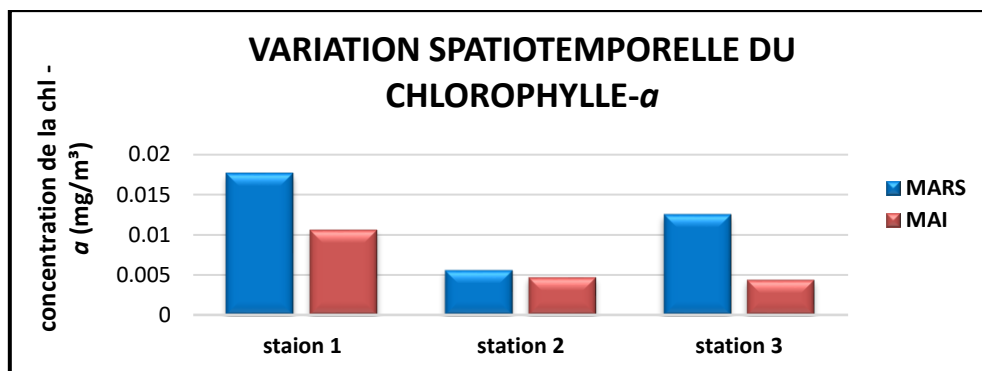


Figure 29: Variations spatiotemporelle de la chlorophylle-*a* de au niveau de Barrage de Brézina

Bien que le dosage de la chlorophylle-*a* a montré ne variabilité entre les mois et les stations, toutes les concentrations sont considérées comme étant faibles. Les concentrations maximales pour les trois stations sont (0.0176, 0.0106, 0.0125 mg/m³) respectivement pendant le mois de Mars. En revanche, les concentrations minimales pour les trois stations pendant le mois de Mai sont (0.0056 -0.0047- 0.0044 mg/m³) seulement.

Les concentrations élevées en chlorophylle-*a* dans le Barrage de Brézina coïncident généralement avec les densités phytoplanctoniques totales. Cependant, ceci ne s'applique pas dans la station 2, où les concentrations de la chlorophylle-*a* sont presque similaires dans les deux mois. Alors que la densité totale en phytoplancton est nettement supérieure en mois de mars.

Nos résultats concordent avec ceux de **Sabour en 2002** qui rapporte que les maximales de la chlorophylle-*a* ne coïncident pas toujours avec ceux de la biomasse microalgale et que le rapport chlorophylle-*a* / biomasse est nettement influencé par les modifications de la composition taxonomique du peuplement phytoplanctonique, par leur état physiologique, leur densité, l'heure de la journée du prélèvement, etc.

3.2.2. Etude de la biodiversité phytoplanctonique dans le Barrage de Brézina

a. Inventaire des genres de phytoplancton recensés

La connaissance de la composition taxonomique des peuplements constitue une source d'informations nécessaire (**Karr, 1991**). En effet, la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques permet d'établir de véritables outils de diagnose et d'évaluation de pollution (**Descy & Coste, 1990**).

L'observation au microscope optique des échantillons prélevés nous a permis d'identifier 29 genres, appartenant à 23 familles, 19 ordres et 8 classes qui sont: les Euglenophycées, les Bacillariophycées, les Cyanophycées, les Coscinodiscophycées, les

Chlorophycées, les Dinophycées, les Zygnematophycées, les Tribouxioophycées (Tab.09). Les photographies de tous les genres phytoplanctonique observés sont présentées en annexe.

Cependant, l'étude menée par **Halimi et Takhi (2017)** sur Oued Bekhdech-Sidi Makhoulf (Laghout), a montré que les peuplements phytoplanctoniques durant la période qui s'étend de décembre 2016 à avril 2017, étaient composés de 25 genres, appartenant à 19 familles, 16 ordres et 5 classes qui sont : Les Euglenophycées, les Diatomophycées, les Cyanophycées, les Chlorophyceae et les Dinophyceae. Et ce, avec une dominance des Diatomophycées et des Dinophycées.

Kermoula en 2015, a recensé deux classes phytoplanctoniques au niveau d'Oued Taadhmit et du Barrage de Tadjmout. Il s'agit des Cyanophycées et des Diatomées. Ils regroupent 10 genres phytoplanctoniques dans le Barrage de Tadjmout et 11 genres au niveau d'Oued Taadhmit.

Tableau 09 : Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé.

Classes	Ordres	Familles	Genre	S1	S2	S3
Euglenophycées	Euglenales	Euglenophyceae	Euglena	P	P	P
		Phacaceae	Phacus	P	P	P
Bacillariophycées	Bacillariales	Bacillariaceae	Nitzschia	P	P	P
	Naviculales	Naviculaceae	Navicula	P	P	P
			Gyrosigma	P	P	A
			Caloneis	P	P	P
		Pinulariaceae	Pinnularia	P	P	A
	Cymbellales	Cymbellaceae	Cymbella	P	P	P
	Fragillariales	Fragillariaceae	Synedra	P	P	P
Surirellales	Surirellales	Cymatopleura	P	A	P	
Cyanophycées	Nostocales	Aphanizomenonaceae	Aphanizomenon*	P	P	P
			Cylindrospermopsis *	P	P	A
	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria*	P	P	P
			Phormidium*	P	P	P
	Spirulinales	Spirulinaceae	Spirulina	A	A	P
	Chroococcales	Gomphosphaeriaceae	Gomphosphaeria *	P	P	P
		Microcystaceae	Gloeocapsa	P	P	P
Synechococcales	Coelosphaeriaceae	Coelosphaerium*	A	P	P	
Cocinodiscophycées	Melosiriales	Melosiriaceae	Melosira	A	P	P
Chlorophycées	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Scenedesmus	P	P	P
			Desmodesmus	P	P	P
			Coelastrum	P	P	P
		Hydrodictyceae	Pediastrum	P	P	P
Dinophycées	Gonyaulacales	Ceratiaceae	Ceratium	P	P	P
	Peridinales	Peridiniaceae	Peridinium	P	P	P
Zygnematophycées	Desmidiales	Desmidiaceae	Staurastrum	P	P	P
	Zygnematales	Zygnemataceae	Spirogyra	A	A	P
Tribouxiophycées	Chlorellales	Chlorellaceae	Chlorella	P	P	P
	Tribouxiophycées ordo incertae sedis	Tribouxiophycées incertae sedis	Crucigenia	P	P	P

P : genre présent ; A : genre absent ; (*) : genre potentiellement toxique

Sur le plan taxonomique, la classe des Cyanophycées regroupe les proportions les plus importantes avec 08 genres, 6 familles et 5 ordres avec la classe des Bacillariophycées qui représentée par 07 genres repartis en 06 familles et 05ordres, suivi par la classe des

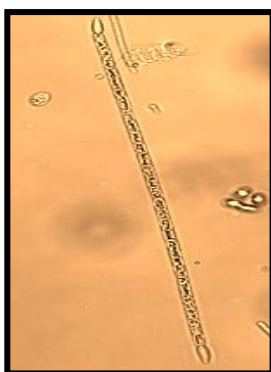
chlorophycées qui regroupe 04 genres appartenant à 02 familles et 01 ordre uniquement (Tab.09).

b. Aspect morphologique des genres recensés cyanobactériens

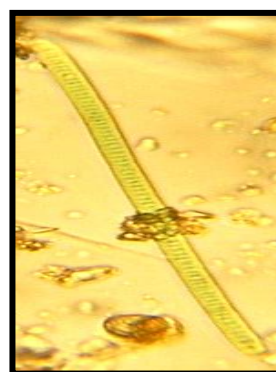
b-1. Les genres potentiellement toxiques



*Aphanzomenon sp.**



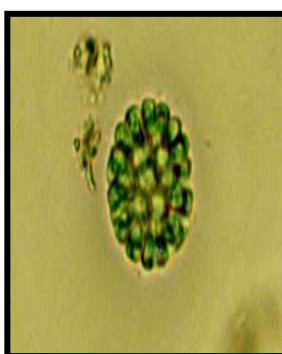
*Cylandrospermopsis sp.**



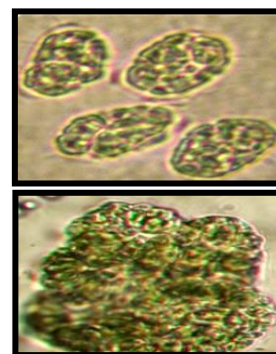
*Oscillatoria sp.**



*Phormidium sp.**

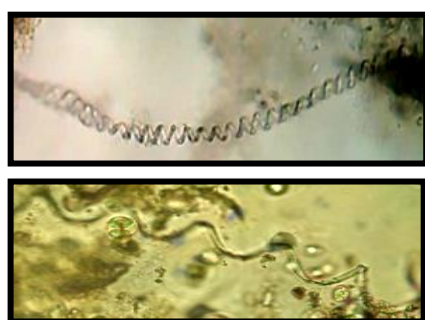


*Coelosphaerium sp.**

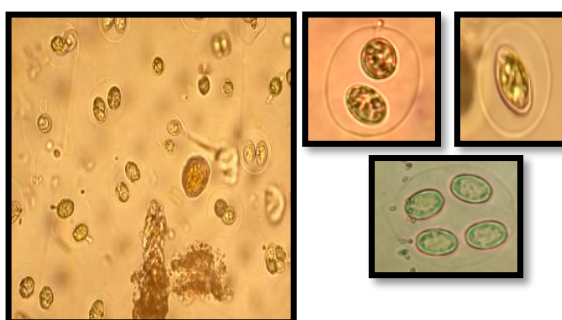


*Gomphosphaeria sp.**

b-2. Les genres non potentiellement toxiques



Spirulina sp.



Gloeocapsa sp.

Figure 30: photos des genres des cyanobactéries recensés

c. Etude quantitative et distribution du phytoplancton

c-1. Distribution des classes phytoplanctoniques recensées

Nous avons, en premier lieu, calculé les densités pour chaque classe phytoplanctonique en mois de mars (Fig. 31) puis en mois de mai (Fig. 32). Ensuite, nous avons aussi ressortie les pourcentages en densité pour les 3 stations séparément (Fig33, 34 et 35). Et ce, afin connaître la classe dominante à travers le temps et l'espace.

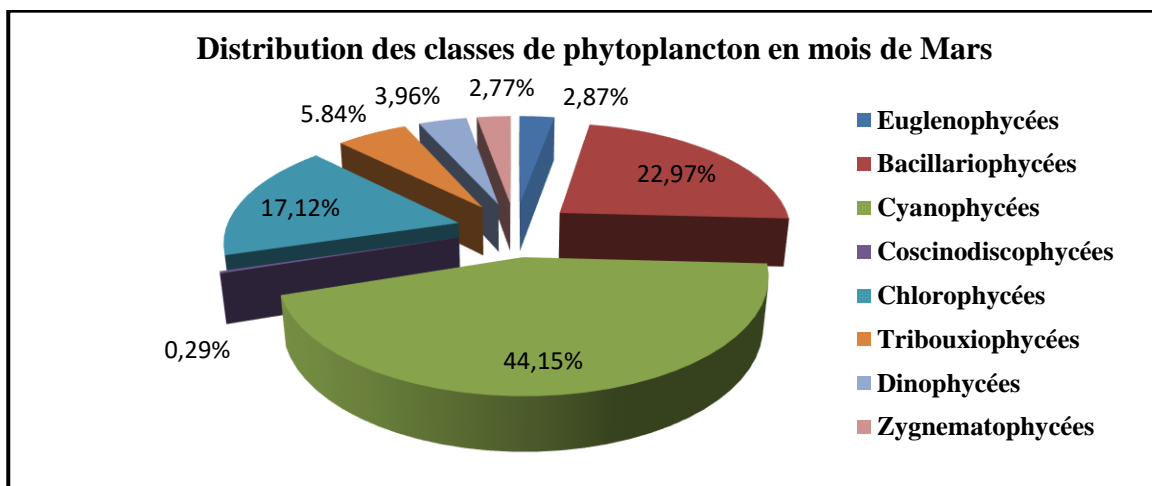


Figure 31: Distribution des classes de phytoplancton dans le Barrage Brézina en mois de Mars

La Figure 31 montre que la classe des Cyanophycées domine avec 44,15%, suivie par la classe des Bacillariophycées et celle des Chlorophycées avec 22,97% et 17,12% respectivement. Les cinq classes restantes se sont présentées en mois de mars avec de faibles pourcentages.

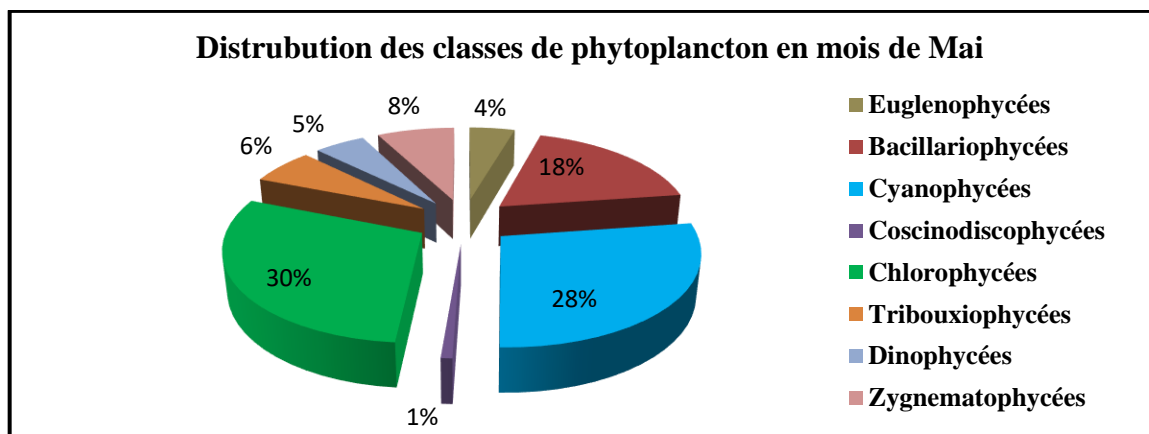


Figure 32: Distribution des classes de phytoplancton dans le Barrage de Brézina en mois de Mai

La Figure 32 montre, qu'en mois de mai, les classes des Chlorophycées et des Cyanophycées dominent en densité avec (30 et 28 %) respectivement, suivies de la classe des Bacillariophycées avec (18%). Quant aux autres classes, elles ne sont présentes que par de faibles pourcentages.

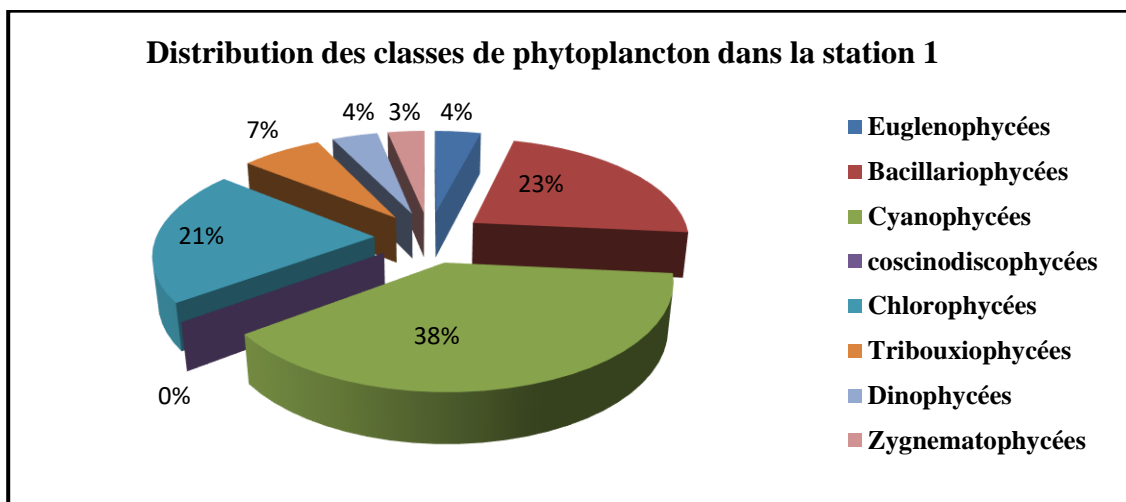


Figure 33: Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage Brézina dans la station 1

Les résultats dans la figure 33, montrent que la classe des Cyanophycées est prédominante dans la station 1. Elle représente en effet, 38% de la biomasse phytoplanctonique. Les bacillariophycées et les chlorophycées occupent également une bonne partie du phytoplancton (23% et 21% respectivement).

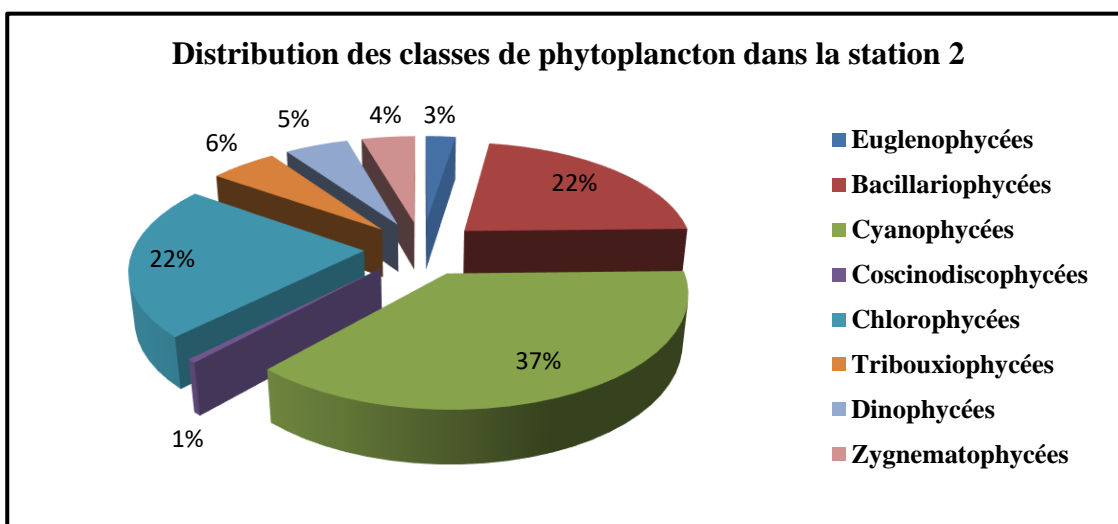


Figure 34: Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage de Brézina dans la station 2

Ces résultats montrent que dans la station 2, c'est la classe des Cyanophycées qui domine aussi (37%). Suivie par les deux classes des Bacillariophycées et des

Chlorophycées avec 22% pour chacune.

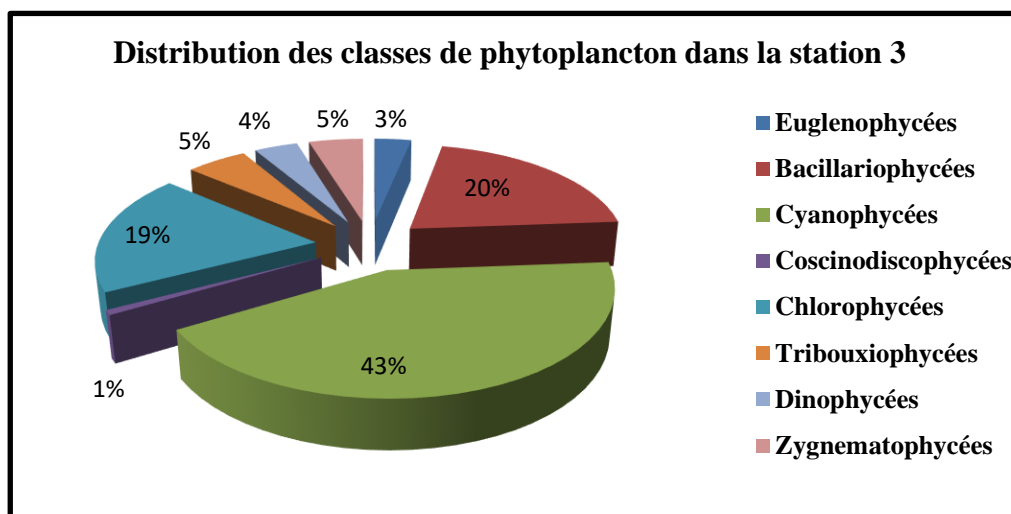


Figure 35: Distribution des classes de phytoplancton au niveau de Barrage Brézina dans la station 3

Dans la station 3, les Cyanophycées dominent également les autres classes et avec un pourcentage plus élevé (43%). C'est aussi les Bacillariophycées et les Chlorophycées qui la suivent avec 20% et 19%. Les classes restantes ne représentent que de très faibles pourcentages.

La prolifération des Cyanobactéries est favorisée par certains facteurs environnementaux à savoir une température élevée de l'eau (entre 15°C et 30°C), pH alcalin (entre 6 et 9) (Carmichael *et al.*, 1990), le taux des nutriments, en particulier le phosphore, le nitrate et l'ammoniaque (Chorus & Bartram, 1999 ; Duy *et al.*, 2000) et une bonne oxygénation de l'eau (Skulberg *et al.*, 1984). Ce qui explique la prédominance de cette classe dans les trois stations.

Nous pouvons aussi remarquer que la distribution des classes est pratiquement similaire dans le temps et dans l'espace. Cela peut s'expliquer par le fait que les prélèvements ont été faits durant la même saison (printemps). De plus, l'échantillonnage, en raison de contraintes de terrain, a été effectué à partir de points assez proches.

c-2. Distribution des Cyanobactéries

Nous allons exposer les résultats relatifs à l'étude de la biodiversité au sein de la classe des Cyanophycées. Dans la Fig. 36, sera présentée la distribution des ordres de Cyanophycées en mois de mars et mai 2017. La distribution des familles dans la Fig. 37 et celles des genres de Cyanobactéries est représentée dans la Fig.38.

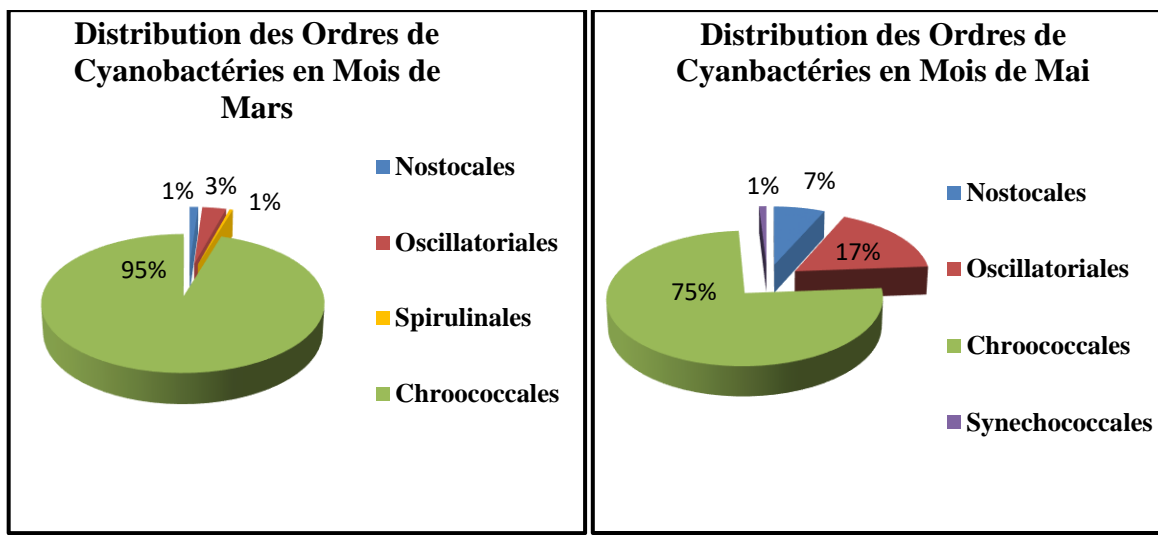


Figure 36: Distribution des Ordres de Cyanobactéries au niveau de Barrage de Brézina

La figure 36 montre que l’ordre des Chroococcales prédomine durant toute la période d’étude avec 95% en mois de mars et 75% en mois de mai. Les spirulinales apparaissent uniquement en mois de mars et ne représente que 1% de la biomasse cyanobactérienne. Les synechococcales apparaissent en mois de mai avec 1% de la population.

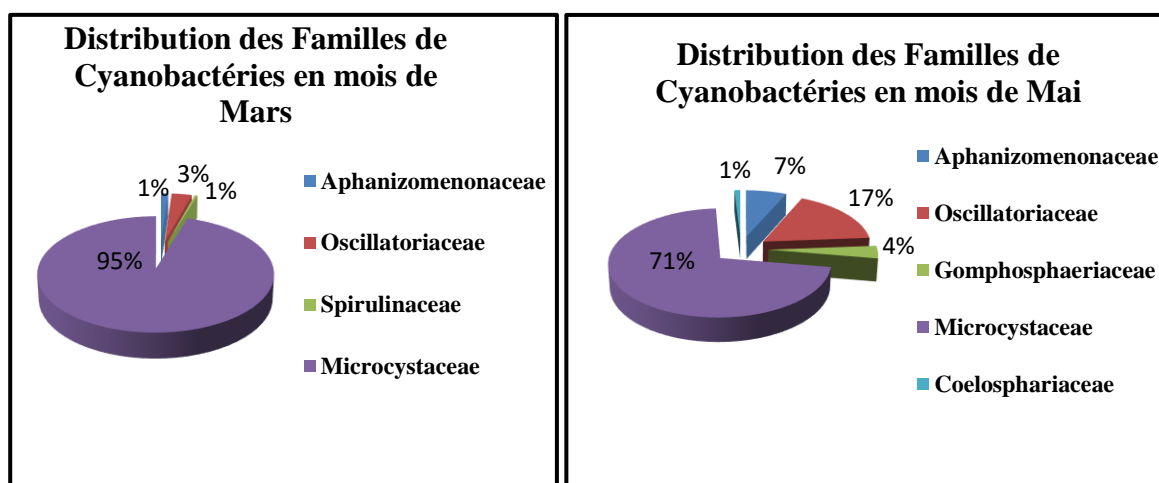


Figure 37: Distribution des Familles de Cyanobactéries au niveau de barrage Brézina

Les Microcystaceae appartiennent à l’ordre des Chroococcales et dominent les autres familles à 95% en mois de mars et à 71% en mois de mai. La densité des Aphanizomenonaceae a légèrement augmenté à travers le temps (de 1% à 7%). La famille des Oscillatoriaceae a par contre atteint un pourcentage de 17% en mois de mars. Nous avons pu noter l’apparition avec de très faibles pourcentage la famille des Spirulinaceae en mois de mars et celles des Gomphosphaeriaceae et des Coelosphaeriaceae en mois de mai.

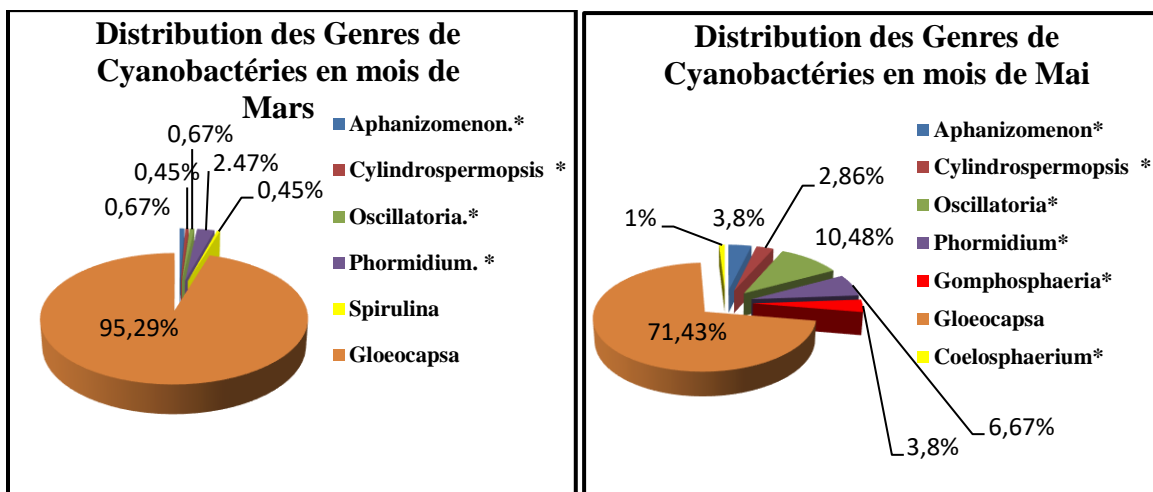


Figure 38: Distribution des Genres cyanobactériens dans le Barrage Brézina

Les résultats dans la figure 38 montrent que le genre *Gloeocapsa* est majoritaire durant la période d'étude. En effet, il domine avec 95,29% en mois de mars et avec 71,43% en mois de mai. Ce genre n'est pas connu pour être toxique. Quoique les autres genres se présentent avec de faibles pourcentages, six (06) d'entre eux sont potentiellement toxiques. Le genre *Spirulina* est apparu uniquement en mois de mars avec un pourcentage très faible (0,45%). Ce genre n'est pas toxique et qui est connu pour ses vertus nutritionnelles étant très riche en protéines.

c-3. Répartition spatiotemporelle des Cyanophycées

Afin de déterminer les genres dominants entre les mois et les stations de prélèvement, nous avons établi le graphe suivant (Fig.39).

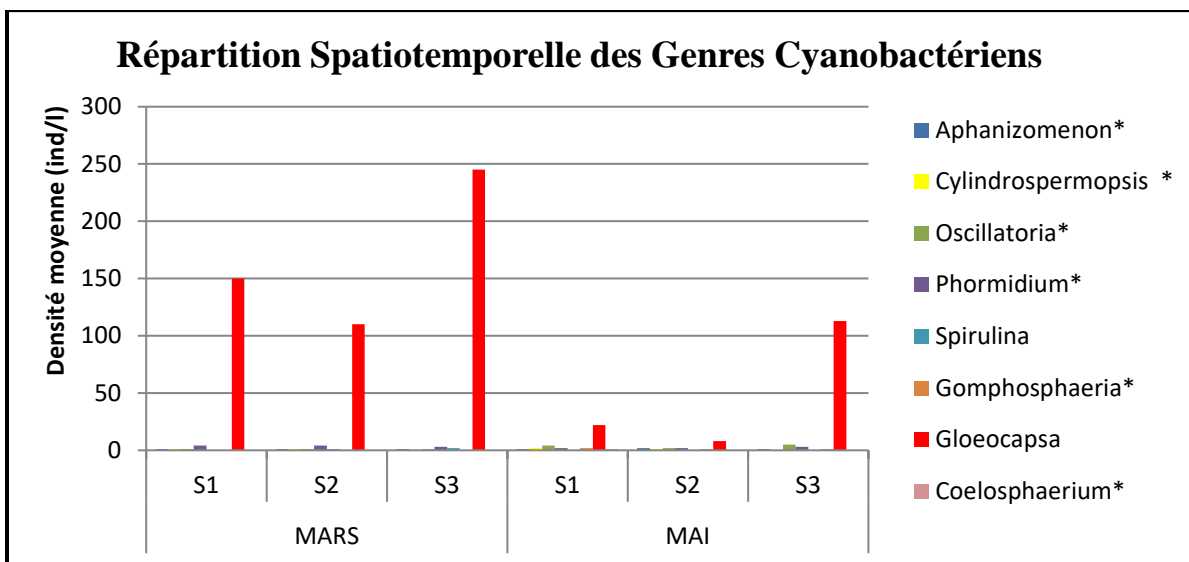


Figure 39 : Répartition Spatiotemporelle des Genres de Cyanobactéries au niveau du Barrage de Brézina

Le genre *Gloeocapsa* est visiblement dominant en densité en mars et mai et dans les 3 stations d'échantillonnage. Leur densité atteint son maximum dans la station 3 durant le mois de mars (245 ind/l). Dans la station 2 en mois de mai ce genre reste dominant mais n'est présent qu'avec une densité de 8 ind/l. Les sept autres genres ne sont présents qu'avec de très faibles densités variant entre 0 et 5 ind/l.

c-4. La fréquence en nombre des genres cyanobactériens (Abondance relative)

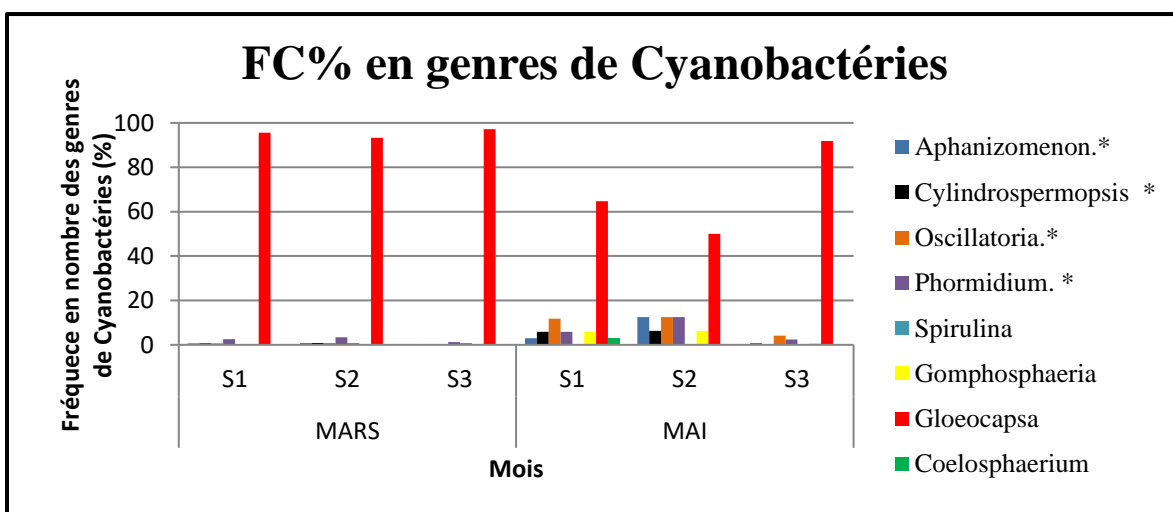


Figure 40 : Abondance relative des genres de Cyanobactéries dans le Barrage de Brézina

Cet histogramme nous révèle encore une fois que le genre *Gloeocapsa* est le plus abondant dans zone de prélèvement en mois de mars et mai 2017. L'abondance relative

avoisine les 100% en mois de mars pour ce genre. Elle varie de 50% à 92% en mois de mais durant lequel, les autres genres sont peu abondants (0-12.5%).

c-5. La richesse générique moyenne en Cyanobactéries

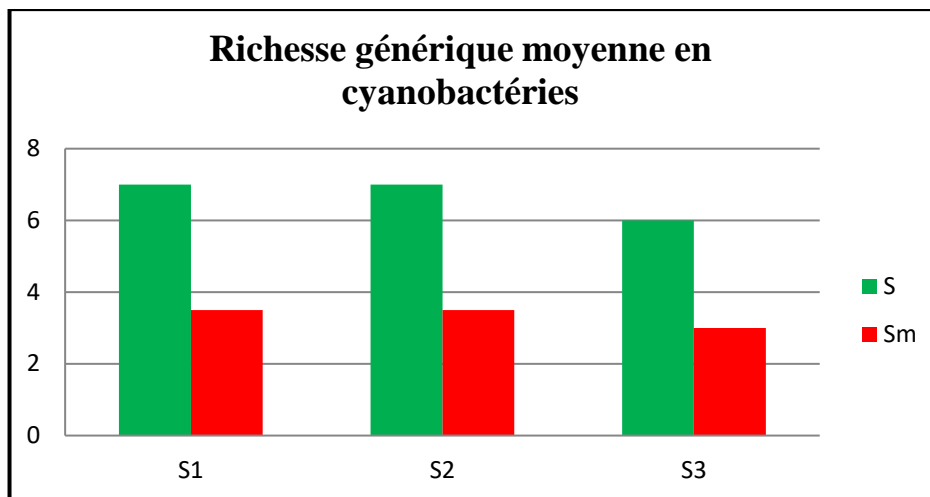


Figure 41 : Richesse générique moyenne en Cyanobactéries dans le Barrage de Brézina

Nous remarquons dans la *Fig.41* que la richesse générique totale (S) ainsi que la richesse générique moyenne (Sm) ne présentent pas de différences entre les stations 1 et 2. Dans la station 3, la richesse générique totale et moyenne sont légèrement plus faibles.

Les cyanobactéries sont des organismes cosmopolites qui ont été signalées dans plusieurs retenues d'eau dans le monde. En Algérie, les cyanobactéries potentiellement toxiques ont été signalés dans plusieurs lacs, oueds et barrages (**Aggoun, 2009 ; Ghedadbia, 2012 ; Kermoula, 2015 ; Abdelaziz, 2012 ; Halimi et Takhi, 2017**).

L'identification générique des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga, Est algérien, a permis de recenser 12 genres parmi lesquels *Oscillatoria* et *Microcystis* sont les plus dominants. Cette classe contribue avec 21% de la biomasse phytoplanctonique (**Ghedadbia, 2012**).

Une étude menée par **Aggoun (2009)** sur le Barrage Koudiet M'daouar, wilaya de Batna, a révélé la présence de 7 genres de cyanobactéries : **Phormidium, Calothrix, Lyngbia, Merismopedia, Spirulina, Aphanothèce, Johannesbaptistia**. Parmi lesquels, les genres **Phormidium, Lyngbia** sont reconnus comme étant potentiellement toxiques.

Les densités des cyanobactéries potentiellement toxiques au niveau du Barrage de

Brézina sont très faibles en saison printanière. De plus, l'eau du barrage s'est avéré d'assez bonne qualité physicochimique. Ceci indique que le barrage n'a pas subi une pression anthropique et un déséquilibre écologique. Surtout que le Barrage de Brézina est loin de tous rejets domestiques ou agricoles possibles.

Cependant, dans la bibliographie, il est mentionné dans plusieurs travaux que les densités de Cyanobactéries sont les plus élevés en automne et en été. Elles diminuent considérablement en hivers et en printemps.

Au niveau du lac Tonga et pendant la saison automnale, les peuplements de Cyanobactéries présentent des densités importantes avec une valeur maximale de 1731 Ind/l. Durant la saison hivernale la charge de densité a considérablement diminué avec un minimum de 25 Ind/l. Durant les saisons printanière et hivernale la charge phytoplantonique a considérablement diminué avec un minimum de 748 ind/l. (Ghedadbia, 2012).

Aggoun (2009) a également confirmé que la variation des densités de cyanobactéries au niveau des eaux du lac s'est caractérisée par un développement maximal au mois d'octobre (3025 ind /l).

CONCLUSION

A l'issus de ce travail, nos résultats indiquent que sur le plan physicochimique, l'eau du Barrage de Brézina répond est assez stable et favorable pour le développement, la reproduction et la propagation des espèces phytoplanctoniques.

En effet, l'inventaire de la microflore phytoplanctonique dans la retenue du Barrage Brézina a Permis d'identifier de 29 genres repartis en 19 ordres, 23 familles et 8 classes qui sont : Cyanophycées, Bacillariophycées, Chlorophycées, Euglenophycées, Dinophycées, Zygnematophycées, Tribouxiophycées, Coscinodiscophycées.

Les relevés ont montré par ailleurs une quasi dominance par la classe de Cyanophycées que ça soit durant le mois Mars ou Mai, et cela dans les trois stations (soit 38% pour S1, 37% pour S2 et 43% pour S3).

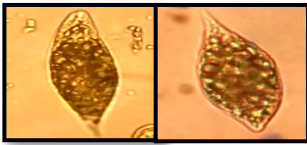
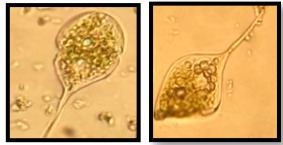
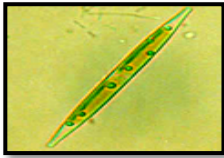
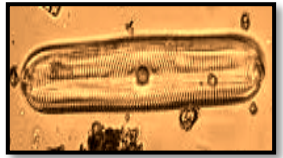


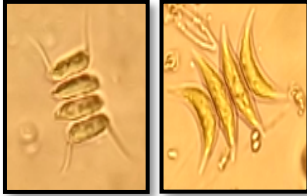



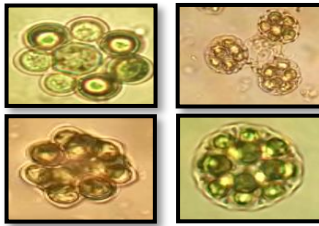

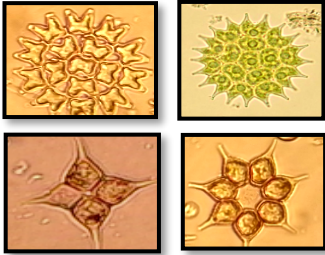
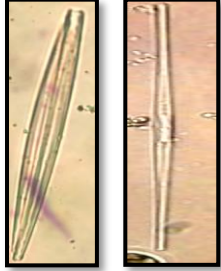
Les cyanobactéries sont représentées par huit (08) genres, dominés par le genre *Gloeocapsa* dans les prélèvements du mois de Mars et Mai ; Il représente 95,29% et 71,43% respectivement de la biomasse cyanobactérienne.

Sur les huit Cyanobactéries répertoriées, six sont signalées par la littérature comme étant potentiellement toxiques. Il s'agit d'Aphanizomenon et *Cylindrospermopsis* de la famille des Aphanizomenonaceae, *Oscillatoria* et *Phormidium* de la famille des Oscillatoriaceae, *Gomphosphaeria* de la famille Gomphosphaeriaceae, *Coelosphaerium* de la famille Coelosphaeriaceae. Ces genres sont potentiellement dangereux en raison des toxines qu'ils peuvent libérer dans l'eau (neurotoxines, dermatotoxines et hépatotoxines). Heureusement, leurs densités restent largement en dessous des la norme posées par l'OMS. Toutefois, le risque est potentiel et pourrait s'avérer important en cas d'activité anthropique accrue.

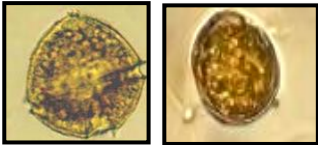

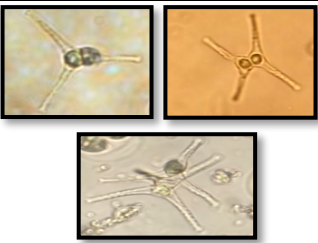
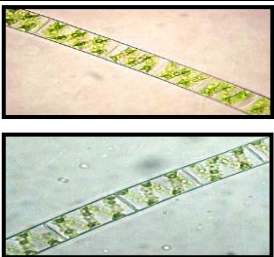
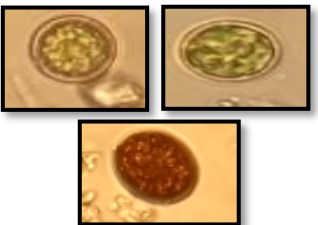

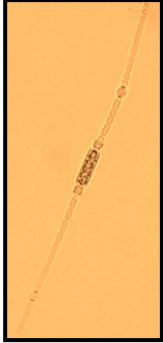
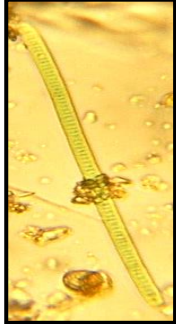


En perspectives, il serait intéressant de compléter ces résultats dans l'avenir par des études spécifiques concernant les cyanobactéries, ainsi que d'autres éléments de la biocénose qui présentent de grands intérêts surtout du point de vue écologique.

Ces recherches devraient être menées sur des périodes plus longues et plus régulières afin d'assurer un suivi rigoureux et de pallier à d'éventuelles perturbation bioécologiques. Il est également très important de balayer toute la surface du barrage afin de mieux comprendre la distribution de ces micro-organismes dan le barrage.

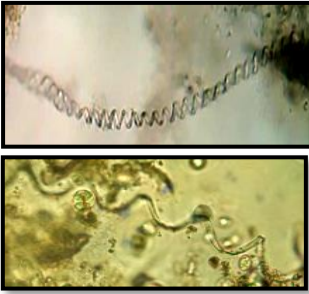

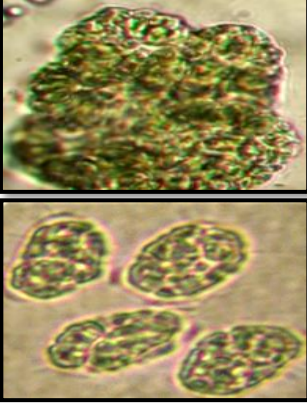
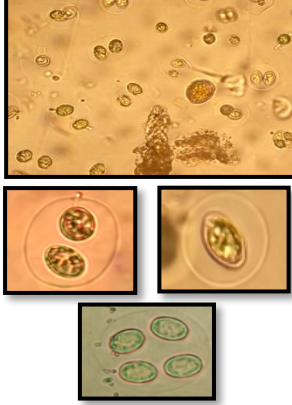
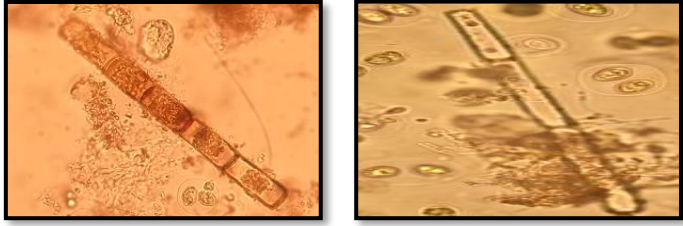
Annexe 01 : photos des genres de phytoplancton recensés

Familles	Photos	Familles	Photos
Euglenophyceae	 <p><i>Euglena sp.</i></p>	Phacaceae	 <p><i>Phacus sp.</i></p>
Bacillariaceae	 <p><i>Nitzschia sp.</i></p>	Pinulariaceae	 <p><i>Pinnularia sp.</i></p>
Cymbellaceae	 <p><i>Cymbella sp.</i></p>	Surirellales	 <p><i>Cymatopleura sp.</i></p>
Scenedesmaceae	 <p><i>Scenedesmus sp.</i></p>	Naviculaceae	 <p><i>Gyrosigma sp.</i></p>
	 <p><i>Desmodesmus sp.</i></p>		 <p><i>Navicula sp.</i></p>
	 <p><i>Coelastrum sp.</i></p>		 <p><i>Caloneis sp.</i></p>
Hydrodictyaceae	 <p><i>Pediastrum sp.</i></p>	Fragillariaceae	 <p><i>Synedra sp.</i></p>

Annexe 01 : photos des genres de phytoplancton recensés

Familles	Photos	Familles	Photos
Peridiniaceae	 <p><i>Peridinium sp.</i></p>	Ceratiaceae	 <p><i>Ceratium sp.</i></p>
Desmidiaceae	 <p><i>Staurastrum sp.</i></p>	Zygnemataceae	 <p><i>Spirogyra sp.</i></p>
Chlorellaceae	 <p><i>Chlorella sp.</i></p>	Tribouxiophycées incertae sedis	 <p><i>Crucigenia sp.</i></p>
Aphanizomenonaceae	 <p><i>Aphanizomenon sp.*</i></p>	Oscillatoriaceae	 <p><i>Oscillatoria sp.*</i></p>
	 <p><i>Cylindrospermopsis sp.*</i></p>		 <p><i>Phormidium sp.*</i></p>

Annexe 01 : photos des genres de phytoplancton recensés

<p>Spirulinaceae</p>	 <p><i>Spirulina sp.</i></p>	<p>Coelosphariaceae</p>	 <p><i>Coelosphaerium sp.*</i></p>
<p>Gomphosphaeriaceae</p>	 <p><i>Gomphosphaeria sp.*</i></p>	<p>Microcystaceae</p>	 <p><i>Gloeocapsa sp.</i></p>
<p>Melosiriaceae</p>	 <p><i>Melosira sp.</i></p>		

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. **Abàïgar T., Belbachir B. et Cano M. (2009).** Proposition d'aménagement et de gestion d'un Centre de gazelles en captivité. Project de Coopération International hispano-algérienne (AECI-MESRS).Bejaia(Algérie).54pp.
2. **Abbayes H., Chadefaud M., Feldmann J., de Ferré Y., Gausson H., Grasse P.P. et Prevot A.R. (1978).** Précis de botanique 1. Végétaux inférieurs, ed. (2).67-93pp.
3. **Abdesselam A. (2012).** Contribution à l'étude de l'impact d'un bloom à cyanobactéries toxiques sur la croissance de la tomate industrielle *Lycopersicum esculentum* L. (Variété 61.08), Mémoire de l'obtention d'un diplôme de Magister. Centre Universitaire d'El Taref.121p.
4. **Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (A.F.S.S.E.T.). (2006).** Rapport sur l'évaluation des risques liés à la présence de Cyanobactéries et de leurs toxines dans leseaux.
5. **Amorim A., Vasconcelos V. (1999).** Dinamics of microcystine in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicon*, 37. 1041-1051p.
6. **ANBT.** Agence Nationale des Barrages etTransferts.
7. **Anderson D.M., 1997.** Turning back the harmful red tide. *Nature* 388, 513 e514p.
8. **AnnadotterH.,CronbergG.,AagrenR.,LandstedtB.,NilssonP.A.etStrobeck S. (1998).** Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia.*, vol (395).77-85p.
9. **AWWA. (2000).** Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies, fifthed., McGraw-Hill, USA.
10. **Ballot A., Krienitz L., Kotut K., Wiegand C., Metcalf J. S., Codd G. A. et Pflugmacher S., (2004).** Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in three alkaline RiftValley lakes of Kenya- Lake Bogoria, Nakuru and Elmeteita. *J. Plankton Res.* (26): 925-935pp.
11. **Ballot A., Pflugmacher S., Wiegand C., Kotut K., Krienitz L., (2003).**Cyanobacterial toxins in lake Baringo, Kenya. *Limnologica* (33):2-9pp.
12. **Barron E.J. et May V. (1966).** Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green algaAnacystic cyanea (Kuetz) Dr. and Dail. *Aust. Vet. J.*,V(42),449-153p.
13. **Benslimane M., Hamidet A., Seddini A. et Mederbel K. (2014).** Utilisation de la télédétection et des SIG pour la modélisation hydrologique de bassin versant de Brezina.14pp.

14. **Benslimane M., Hamimed A., Seddini A., et Mederbal K. (2014).** Utilisation de la télédétection et des sig pour la modélisation hydrologique du bassin versant de Brézina. Laboratoire de recherche sur les systèmes biologiques et la géomatique, Centre universitaire de Mascara, B.P. 763, Mascara 29000:14pp.
15. **Berger C., Couté A., Ba N. G. et Gugger, M. (2006).** Cyanobacterial taxa of the Senegal River system (northern Senegal, West Africa). *Algol. Stud.* (117),1-30pp.
16. **Bernazeau F., Baudin I., Pieronne P., Bruchet A. et Anselme C. (1995).** Traitement des problèmes des toxines générées par les algues. *Tech., Sci. Méthodes*, 10, 747-748p.
17. **Best J.H., Eddy F.B. et Codd G.A. (2001).** Effects of purified Microcystin-LR and cell extracts of Microcystis strains PCC 7813 and CAY 43 on cardiac function in brown trout alevins. *Fish Physiology and Biochemistry*, (24),171-178p.
18. **BILLARD R., MARIE D. (1980).** La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle, In *La pisciculture en étang*, Billard R. Ed., INRA Publ., Paris, p. 107-127.
19. **Blais S. (2002) (a).** La problématique québécoise des cyanobactéries : une préoccupation récente à l'étude. Résumé de la conférence dans *Concrétiser le développement durable : Recherches et réalisations*, Programme final, 6e colloque annuel. Chapitre Saint-Laurent, SRASETAC. Québec.67pp.
20. **Blondel J. (1979).** *Biologie et écologie*. Éd. Masson, Paris,173pp.
21. **Botes D.P., Tuinman A. A., Wessels P.L., Viljoen C. C., Kruger H., Williams D. H., Santikarn S., Smith R. J. et Hammond S. J. (1984).** The structure of cyanoginolin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. Chem. Soc. Perkin Trans. I* :2311-2318p.
22. **Bouaïcha N. (2001).** Impact sanitaire des toxines de Cyanobactéries en milieu d'eau douce. *Revue française des laboratoires*, N° 836.39-46p.
23. **Bourrelly P. (1985).** *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. III. Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens et Cryptogmonadines*. 2ème éd. Soc. Nouv. Ed. Boubée, ed.(Paris), (France).606pp.
24. **Bouvy M., Pagano M. et Troussellier M. (2001).** Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat. Microb. Ecol.* 25 (3) :215-227p.
25. **BOYD C.E. (1982).** *Water quality management for pondfish culture*, Elsevier Scientific Publishing Company, 318p.

26. **Branchu P., Bergonzini L., Benedetti Ambrosi J. P. et Klerkx J. (2005).**
Sensibilité à la pollution méthanique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi). *Revue des Sciences de l'eau, Rev. Sci. Eau* 18/spécial:161-180pp.
27. **Briand J.F. (2001).** Cyanobactéries toxiques : prolifération et production toxinique de deux espèces de la région parisienne, *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Planktotrix agardhii*.
28. **Carmichael W. W. et Falconer I. R. (1993).** Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures, Dans : Falconer, I. *algal toxins in seafood and drinking water*, Academic Press, London.187-209pp.
29. **Carmichael W.W. (1989).** Freshwater Cyanobacteria (blue- green algae) toxins, in natural toxins: characterization, pharmacology and therapeutics. Proceedings of the 9th world congress on Anomalous Plant and microbial toxins, stillwater, Oklahoma, August 1988. C. L. Ownby and G.V Odell ed., Pergamon Press, Oxford, 3-16pp.
30. **Carmichael W.W. (1992).** Cyanobacteria secondary metabolites-The cyanotoxins. *Journal of applied bacteriology*, 72:445-459pp.
31. **Carmichael W.W. (2001).** Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The CyanoHABs. *Human and Ecological Risk Assessment* 7,1393-1407pp.
32. **Carmichael, W.W. (1994).** The toxins of cyanobacteria. *Sci. Am.*270,78-86pp.
33. **Carmichael, W. W., Mahmood, N. A. et Hyde, E. G. (1990).** Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae) In *marine toxins:origin, structure and molecular pharmacology*. Sherwood hall and Gary Strickhartz. Eds: ACS symposium, série 418, American chemical society. Washington.87-106pp.
34. **Casanova M.T., Burch M.D., Brock M.A. et Bond P.M. (1999).** Does toxic *Microcystis aeruginosa* affect aquatic plant establishment? *Environ. Toxicol.*,14, 97-109p.
35. **Chan F., Pace M.L., Howarth R.W. et Marino R.M.(2004).** "Bloom formation in heterocystic nitrogen-fixing bacteria: The dependence on colony size and zooplankton grazing", *Limnology and Oceanography*, vol (49), 2171-2178p.
36. **Chen F., Pace M.L., Howarth R.W. et Marino R.M. (2004).** "Bloom formation in heterocystic nitrogen-fixing bacteria: The dependence on colony size and zooplankton grazing", *Limnology and Oceanography*, vol (49), 2171-2178p.
37. **Chevalier P., Pilote R. et 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, 151pp.

38. **Chorus I. (1995)**. Problems caused by algal metabolites- off – flavours. Toxin and allergen: how can restoration of eutrophic waters remedy them ? in: Abstracts of the symposium eutrophication,causes, consequences and remediation,Porto : 21-23 may 1995:14-16p.
39. **Chorus I. et Bartram, J.(1999)**. Toxic cyanobacteria in water.a guide to public health Chronocia Botanica. Waltham, Massachussets.293-311pp.
40. **Chow C.W.K., Drikas M., House J., Burch M.D. et Velzeboer R.M.A. (1999)**. Theimpact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*, Water Res. 33 (15): 3253-3262p.
41. **Codd G.A., Bell S.G. et Brooks W.P. (1989)**. Cyanobacterial toxins in water. Water Science andTechnology, (4), 499-511p.
42. **Codd G.A., Metcalf J.S. et Beattie K.A. (1999)**. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, 37,1181–1185pp.
43. **ConleyD.J.,PaerIH.W.,HowarthR.W.,BoeschD.F.,SeitzingerS.P.,Havens K. E., Lancelot C. et Likens G. E. (2009)**. Controlling eutrophication by reducing both nitrogen And phosphorus. Science (323), 1014-1015p.
44. **Cooté J.G. et Gregorich (2000)**. 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 fleuves Saint-Laurent. Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'université Laval) et l'institut national de santépublique.151p.
45. **Coute A., Bernard C.(2001)**. Les cyanobactéries toxiques. In Toxines d'algues dans l'alimentation, Frémy, J. M. et Lassus, P, ed. (Ifremer, Brest).21-37pp.
46. **D.P.S.B.** Direction de la Programmation et Suivi du Budget.(2013).
47. **D.S.P. :** Direction de la Santé et de la Population,2015.
48. **Dabadie L. (1992)**.Cultures intensives de microalgues sur lisier de porc performance, contraintes, utilisation de biomasse. D.A.A., E.N.S.A., Montpellier. Dip. DEA., 125p.
49. **Dajoz R.(2003)**. Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris,615pp.
50. **De Reviers B. (2003)**. Biologie et phylogénie des algues, Belin Sup Science. Paris, vol (2).256pp.

51. **Djellouli F. (2016).** Les ressources en eau dans la wilaya d'El Bayadh 'réalité, innovation et développement'. Centre Universitaire Nour Bachir- El Bayadh .155, 174 pp.
52. **Dodd M.J., Dibble S.L., Miaskowski C., MacPhail L., Greenspan D., Paul S.M., Shiba G. et Larson P. (2000).** Randomized clinical trial of the effectiveness of 3 commonly used mouthwashes to treat chemotherapy-induced mucositis. Jul ;90(1).,39-47p.
53. **Druart J.C. et RIMET F. (2008).** Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA: prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA-Thonon, Rapport SHL 283, 96pp.
54. **Duy T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. et Connell, D.W. (2000).** Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. Rev. Environ. Contam. T. V163,113-185pp.
55. **Eckenfelder W.W. (2000).** Industrial Water Pollution Control, third ed., McGraw-HillBook Company, NewYork.
56. **Eggermont H. et Verschuren D. (2003).** Impact of soil erosion in the disturbed tributary drainages on the benthic invertebrate fauna of Lake Tanganyika, East Africa. Biological conservation, 113:99-109pp.
57. **EL Herry S. (2008).** Biodiversité en cyanobactéries toxiques dans la retenue du barrage Lebna (Tunisie). Caractérisations morphologique et moléculaire et évaluation du potentiel toxique des différentes morphoespèces du genre *Microcystis* spp. Isolées des divers plans d'eau en Algérie et en Tunisie. Université paris-sud 11. N°971.10p.
58. **EMBERGER (1955) :** Une classification biogéographique des climats. Rev. Trav. Lab. Europe : a growing problem. Ambio ,(13), 244-247p.
59. **EPA. Environmental Protection Agency of China. (2000).** Chinese environmental annual reports of 2000. Journal of Environmental Protection 7, 1et 6 (inChinese).
60. **Falconer I.R. (1996).** Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. Phycologia, 35,6-11p.
61. **Falconer I.R., Hardy S.J., Humpage A.R., Froschio, S.M., Tozer G.J. et Hawkins P.R. (1999).** Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Cylindrospermopsis raciborskii* in male Swiss Albino mice. Environ. Toxicol. 14: 143-150p.
62. **Falconer I.R., Runnegar M., Buckley T., Huyn T. et Bradshaw T. (1989).** Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms, Journal of American water works association, 81: 102-105p.

63. **Fathalli A., 2012.** Caractérisation moléculaire et étude du potentiel toxique des souches de cyanobactéries isolées à partir des retenues de barrages de la Tunisie : cas de la retenue du Barrage Bir M'cherga. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomique, Université de Cartage. 220p.
64. **Ferrão-Filho A.S., Domingos P. et Azevedo S.M.F.O. (2002).** Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologica* 32(4), 295-308p.
65. **Fogg G.E., Stewart, X.D.P., Fay, P. et Walsby, A.E. (1973).** The blue-green algae. Academic Press. ed. (London and New York). 9-297pp.
66. **Francis G. (1878).** Poisonous Australian Lake. *Nature* 18, 11-12p.
67. **Fujiki H. et Suganuma M. (1999).** Unique features of the okadaic acid activity class of tumor promoters, *J. Cancer Res. Clin. Oncol.* 125: 150-150p.
68. **Galey F.D., Terra R., Walker J., Adaska M., Etchebarne B., Puschner B., Fisher E., Whitlock R.H., Rocke T., Willoughby D. et Tor E. (1987).** Type C botulism in dairy cattle from feed contaminated with a dead cat, *J. Vet. Diagn. Invest.* (12), 204-209pp.
69. **Ganf, G.G. et Oliver R.L. (1982).** "Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified.
70. **Garrity G.M., Castenholz R.W. et Boone D.R. (2001).** Bergey's manual of systematic bacteriology. The Archaea and the deeply branching and phototrophic Bacteria, 2nd edition. Vol. (1), 720p.
71. **Gausson H. et Bagnouls F. (1953).** Dry Season and Xerothermic Index. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, (88), 193-240pp.
72. **Gayral P. (1975).** Les algues : Morphologies, Cytologie, Reproduction, Ecologie-ed : DOIN, Paris, V(12), 49- 52p.
73. **Gehring M.M., Downs K.S., Downing T.G., Naude R.J. et Shephard E.G. (2003).** An investigation into the effect of selenium supplementation on microcystin hepatotoxicity. *Toxicon*, 41, 451-458p.
74. **Ghadouani A., Pinel-Alloul B. et Prepas, E.E. (2003).** Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology* (48), 363-381p.

75. **Ghedadbia M. (2012).** 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. Université Badji Mokhtar-Annaba.142pp.
76. **Greuter W., Barrie F.R., Burdet H.M., Chaloner W.G., Demoulin V., Hawksworth D. L., Jorgensen P.M., Nicholson D.H., Silva P.C., Trehane P. et McNeill J., (1994).** International Code of Botanical Nomenclature. Koeltz Scientific Books, Koenigstein. Regnum Vegetabile, 131, 389p.
77. **Grossman A.R., Bhaya D. et HE Q. (2001).** "Tracking the Light Environment by growing environmental concern. Chemosphere, V52, 1-21pp.
78. **Grossman A.R., Bhaya D. et 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. Lake'', Journal of Ecology, vol. (70), 829-844pp.
79. **Gu J.X. (1992).** The Characters and Applications of Nonmetal Mineral Materials(in Chinese). Wuhan University Publishing Company.125-136p.
80. **HADE A., 2002.** Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides, 360p.
81. **Haider S., Naithani V., Viswanathan P. N. et Kakkar P. (2003).** Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. Chemosphere, V(52),1-21p.
82. **Halimi F. et Takhi Z., 2017.** Le phytoplancton dans les cours d'eau de Laghouat ; inventaire et dynamique ; cas d'oued Bekhdech-Sidi Makhoulf. Mémoire de Master en Ecologie Végétale (Steppes et Oasis)- Université Amar Telidji-Laghouat.
83. **Hamayas M.M., Mâthe C., Molnar E., Vasas G., Grigorszky I. et Borbly G. (2003).** Microcystin-LR alters the growth anthocyanin content and single stranded DNase activities in *Sinapis alba* L. seedlings. *Aquat. Toxicol.*, 62,1-9p.
84. **Han M.Y. et Kim, W. (2001).** A theoretical consideration of algae removal with clays. *Microchemical Journal* 68,157-161p.
85. **Harding W.R., Rowe N., Wessels J.C., Beattie K.A. et Codd G.A. (1995).** Death of a dog attributed to the cyanobacterial (blue-green-algal) hepatotoxin nodularin in South Africa. *J. S. Afr. Vet. Assoc.* 66,256-259pp.
86. **Hennion M.C. et Rivasseau C. (1995).** Toxines des cyanobactéries d'eau douce Identification, Analyse et élimination lors du traitement des eaux. 1. Etude Bibliographique. Rapport d'activité de recherche. Ecole supérieure de physique et de chimie industrielle de la ville de Paris. Laboratoire de Chimie Analytique.

87. **Henriksen P., Carmichael W. W., An J. et Moestrup O. (1997).** Detection of an anatoxin a(s)-like anticholinesterase in natural blooms and cultures of Cyanobacteria / blue green algae from danish lakes and in the stomach contents of poisoned birds. *Toxicon*, (35),901-913p.
88. **Himberg K., Keijola A.M., Hiisvirta L., Pyysalo H. et Sivonen K. (1989).** The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study. *Water Res.*, (23),979-984pp.
89. **Hitzfeld B.C., Hoger S.J. et Dietrich D.R. (2000).** Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environ Health Perspect* 108,113-122p.
90. **Honkanen R.E., Dukelow M., Zwiller J., Moore R.E., Khatara B.S. et Boynton A.L. (1991).** Cyanobacterial nodularin is a potent inhibitor of type 1 and type 2A protein phosphatases. *Mol Pharmacol* 40,577-583p.
91. **Hrudey S., Burch M., Drikas M., Gregory R. (1999).** Remedial measures. In *Toxic Cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London. 416p.
92. **Huisman J., Jonker R.R., Zonneveld C. et Weissing, F.J. (1999).** Competition for light between phytoplankton species: experimental tests of mechanistic theory. *Ecology* (80),211-222p.
93. **Ibelings B.W., Vonk M., Los H.F.J., Van Der Molen D.T., Mooij W.M. (2003).** Fuzzy modeling of cyanobacterial surface water blooms: Validation with NOAA-AVHRR satellite images. *Ecol.Appl.*13:1456-1472p.
94. **Ishikawa (2002).** *Advances in botanical research*. V27,211-256pp.
95. **Jacoby J.M., Collier D.C., Welch E.B., Hardy F.J. et Crayton, M. (2000).** Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (57),231-240p.
96. **Jochimsen E.M., Carmichael W.W., An J., Cardo D.M., Cookson S.T., Holmes C.E.M., Antunes M.B.C., Melo Filho D.A., Jyra T.M., Barreto V., Azevedo S.M.F.O. et Jarvis W.R. (1998).** Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New Engl. J. Med.* 338, 873-878p.
97. **Kenefick S.L., Hurdey S.E., Petterson H.G. et Prepas. E.E. (1993).** Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Sci Technol* 24, 865-875p.

98. **Komàrek J., Komàrková J. Kling H. (2003).** Filamentous Cyanobacteria. In: Freshwater algae of North America, Elsevier (Ed), USA, 117-196pp.
99. **Kotak B.G., Semalulu S., Fritz D.L., Prepas E.E., Hrudey S.E. et Coppock R.W. (1996).** Hepatic and renal pathology of intraperitoneally administered microcystin-LR in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicon*. 34, 517-525pp.
100. **Krienitz L., Ballot A., Kotut K., Wiegand C., Pätz S., Metcalf J.S., Codd G.A. et Pflugmacher S. (2003).** Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths of Lesser Flamingoes at Lake Bogoria, Kenya. *FEMS Microbiol.Ecol.*, (43), 141– 148pp.
101. **Krienitz L., Ballot A., Wiegand C., Kotut K., Codd G. A. & Pflugmacher S. (2002).** Cyanotoxin-producing bloom of *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena discoidea* and *Microcystis aeruginosa* (cyanobacteria) in Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya. *Journal of Applied Botany- Angewandte Botanik* (76), 179-183pp.
102. **Kuiper-Goodman T., Falconer I. et Fitzgerald J. (1999).** Human health aspects, Dans : Chorus, I. et Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management.* WHO Ed. E & FN SPON. 113-153p.
103. **Lampert W. (1987).** Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zeal. J.Mar. Fresh. Res.* (21) : 483-490p.
104. **Landner L. et Wahlgreen U. (1986).** L'eutrophisation de la retenue de la retenue du barrage Sidi Mohamed Ben Abdella sur le Bou Regreg, Maroc. IN : *L'eutrophisation des lacs réservoirs en climat chaud* (eds.) O.M.S., P.N.U.D., II(A), 65-156p.
105. **Lavoie I., Laurion I., Warren A. et Vincent W.F. (2007).** Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue littéraire. INRS rapport n°916, xiii, 124p.
106. **Lawton L.A., Campbell D.L., Beattie K.A. et Codd, G.A. (1990).** Use of a rapid bioluminescence assay for detecting cyanobacterial microcystin toxicity, *Letters in applied microbiology*, (11), 205-207pp.
107. **Leclercq L. (2009).** Le phytoplancton des eaux douces. Cercles des Naturalistes de Belgique (Erable). Université de Liège, Station scientifique des Hautes- Fagnes rue de Botrange 137, 4950 Waimes. 8pp.
108. **Leitão M. et Couté A. (2005).** Guide Pratique des Cyanobactéries Planctoniques du grand Ouest de la France. ed (AESN. Honfleur). 64pp.
109. **L'HELGUEN S., MADEC C. et LE CORRE P. (1993).** Nutrition azotée du

phytoplankton dans la manche brassée des eaux occidentales. OCEANOLOGICA ACTA - VOL. 16 - N°5-6.

110. **Loudiki M., Mezrioui N. et Vasconcelos V. (2000).** Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilisation ponds. *Water Science & Technology* 42 (10) : 179-186pp.
111. **Magurran A.E. (1988).** Ecological diversity and its measurement. Princeton.
112. **Malbrouck C., Trausch G., Devos P. et Kestemont P. (2003).** Hepatic accumulation and effects of microcystin-LR on juvenile goldfish *Carassius auratus L.* *Comp. Biochem. Physiol.*, 135, 39-48pp.
113. **Matte-Savard F. (2005).** MDDEP (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2013).
114. **Mcknight D.M., Chiholm S.M. et Harleman D.R.F. (1983).** CuSO₄ treatment of nuisance algal blooms in drinking water reservoirs, *Environmental management*, 7:311-320p.
115. **Meeks J.C., Campbell, E.C., Summers M.C. et Wong F.C. (2002).** Cellular differentiation in the cyanobacterium *Nostoc punctiforme*. *Archives of Microbiology*. V178,395-403pp.
116. **Metzner I. (1955).** "Zur chemie und zum submikroskopischen Aufbau der Zellwände, *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Sci Technol*.ed. (24).865-875pp.
117. **Mur L.R., Skumberg O. M. et Utkilen H. (1999).** Cyanobacteria in the Environment. In : Chorus, I. et Bartram, J. 1999. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management.* WHO Ed. E et FN SPON.41-111pp.
118. **Murphy T.P., Irvine K., Guo J., Davies J., Murkin H., Charlton M., Watson S.B. (2003).** New microcystin concerns in the lower great lakes. *Water Qual. Res. J. Can.*38:127-140pp.
119. **Namikoshi M. et Rinehart K.L. (1996).** Bioactive compounds produced by cyanobacteria. *J Ind Microbiol* 17,373-384p.
120. **Nasri A.B., Bouaïcha N. et Fastner J. (2004).** First Report of a Microcystin-Containing Bloom of the Cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Oubeira, Eastern Algeria. *Arch Environ Contam Toxicol* (146),197-202pp.
121. **Nasri H., Bouaïcha N. et Kaid Harche M. (2007).** New Morphospecies of *Microcystis* sp. Forming Bloom In The Cheffia Dam (Algeria): Seasonal Variation Of

- Microcystin Concentrations In The Raw Water And Their Removal In A Full-Scale Treatment Plant. *Environ Toxicol.* (22), 347-356pp.
122. **Nasri H., El Herry S. et Bouaïcha N. (2008).** First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis spp.* bloom in Lake Oubeira, Algeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 7:535–544pp.
123. **Newcombe G. et Nicholson B.C. (2004)** .Water treatment options for dissolvedcyanotoxins ; *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA,* Volume (53), numero 4,227-239pp.
124. **Nicholson B.C., Rositamo J. et Burch M. D. (1994).** Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and choramine, *Water research,* 28(6):1297-1303p.
125. **Nishiwaki-Matsushima R., Ohta T., Nishiwaki S., Suganuma M., Kohyama K., Ishikawa T., Carmichael W.W., Fujiki H. (1992).** Liver tumour promotion by the cyanobacterial peptide toxin microcystin-LR..*Journal of Cancer Research andClinical Oncology.* 118:420-424p.
126. **Oberemm A., Becker J., Codd G.A. et Steinberg C. (1999).**Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the developpement of fish and amphibians. *Environ. Toxicol.,* (14),77-88p.
127. **Ogutuhwayo R., Robert E., Hecky A.S., Cohen et Les Kaufman. (1997).** Human impact in the African Great Lake. *Environmental Biology of Fishes*50:117–13pp.
128. **Oliver R.L. et Ganf G.G. (2000).** Freshwater blooms,. In Whitton B. A. et Potts M. *The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space.* Kluwer AcademicPublishers.149-194pp.
129. **Oudra B., Loudiki M., Vasconcelos V., Sabour B., Sbiyyaa B., Oufdou K. et Mezrioui N. (2002).** Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environ. Toxicol.* 17,32–39pp.
130. **Padisak J. (2004).** Phytoplankton. In Sullivan O’& Reynolds C.S. *The Lakes Handbook. LIMNOLOGY AND LIMNETIC ECOLOGY.* 251-308p.
131. **Paerl H.W. (2008).** Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterialblooms along the freshwater-marine continuum. In: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs Series: Advances in Experimental Medicine and Biology,* Vol. 619 Hudnell, K.H. (Ed.), XXIV.,950p.
132. **Paerl H.W. et Huisman J. (2009).** Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Eviron. Microb. Reports* (1),27-37p.

133. **Paerl H.W., Fulton R.S., Moisander P.H. et Dyble J. (2001).** Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World*, (1),76-113p.
134. **Palmer C.M. (1980).** Significance of algae. In: Palmer, C.M. (Ed.), *Algae and water pollution*. Castle Home Publication, ed.(London).
135. **Park H.D., Watanabe M.F., Harada K.I., Nagai H., Suzuki M., Watanabe M. et Hayashi H. (1993).** Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained innatural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. Toxins*, (1),353–360p.
136. **Patterson G.M.L., Larsen L.K. et Moore R.E. (1994).** Bioactive natural products from blue- green algae. *J Appl Phycol* 6,151-157p.
137. **Pitois S., Jackson M.H et Wood B.J.B. (2001).** Problems associated with the presence of Cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International journal of Environmental Health Research*. V10,203-218pp.
138. **Pouget M. (1980)**-.Les relations sol- végétation dans les steppes Sud algéroises. Thèse Doctorat , état. Ed. O.R.S.T.O.M. Paris. 555p.
139. **Pouria S., De Andrade A., Barbosa J., Cavalcanti R.L., Barreto V.T., Ward C.J., Preiser W., Poon G.K., Neild G.H. et Codd G.A. (1998).** Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet* 352,21-26pp.
140. **Prepars E.E. et Murphy T.P. (1990).** Evaluation of calcium carbonate and carbonate hydroxide treatments prairie drinking water dugouts. *lake and recervoir managements*. (6). 106-108p.
141. **Prescott, Harley et Klein (1995).** Les microorganismes et l'environnement. Dixième partie. In : *Microbiologie*. Second edition. De Boeck Wesmael S.A. Université Bruxelles,1014p.
142. **Pushparaja B., Pelosi E. et Juttner F. (1999).**Toxicological analysis of the marine cyanobacterium *Nodularia harveyana*. *J Appl Phycol* 10,527-530p.
143. **Ramade F., (1984)** - *Eléments d'écologie: écologie fondamentale*. Ed. Mc. Graw& Hill, Paris. Krebs, 1989.576pp.
144. **Reynolds C.S. (2004).** Physical Properties of Water Relevant to Limnology and Limnetic Ecology. In Sullivan O' & Reynolds C.S. *The Lakes Handbook*. LIMNOLOGY AND LIMNETIC ECOLOGY. 107-114p.
145. **Reynolds R.J. (1992).** , *Astrophysical Journal Letters*, 392, L95pp.

146. **Robarts R.D. et Zohary T. (1987).** Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, V(21),391-399p.
147. **Romanowska-Duda Z., Mankiewicz J.,Tarczyn´M., ska, Z. Walter M. et Zalewski. (2002).** The effect of toxic Cyanobacteria (blue-green algae) on water plants and animal cells, *Pol. J. Environ. Stud.* (11)561–566pp.
148. **Sakamoto A., Alia Murata N. (1998).** Metabolic engineering of rice leading to biosynthesis of glycinebetaine and tolerance to salt and cold. *Plant Mol Biol* (38): 1011–1019p.
149. **Saqrane S., Odura B., et Bouarab L. V. (2008).** Effects of Cyanobacteria producing microcystins on seed germination and seedling growth of several Agricultural plants. *J. Environ. Sci. Health B* :443-451p.
150. **Schindler D. W. et Fee E. J. (1973).**Diurnal variation of dissolved inorganic carbon and its use in estimating primary production and CO₂ invasion in Lake 227,1. *Fish. Res. Board Canad.*,30(10),1501-1510p.
151. **Schopf W. J. (2000).** the fossil record: Tracing the roots of the cyanobacterial lineage. In *The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space.* B. A. Whitton et M. Potts (eds). Dordrecht, the Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 13-35pp.
152. **Sengco M.R. et Anderson D.M. (2004).** Controlling harmful algal blomms throught clay flocculation. *J. Eucaryote. Microbiol.* 51(2).169-172p.
153. **Sengco M.R., Tugend L.A., Kulis K. et Anderson D.M. (2001).** Removal of red and brown –tide celled using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferents* . *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, (210). 41-53p.
154. **Shapiro J. (1997).** The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshw. Biol.* V(37),307-323p.
155. **Silvano J. (2005).** Toxicite des cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages. *Université Claude- Bernard.ed.* (34).111pp.
156. **Skulberg O.M. (1996).**Toxins produced by cyanophytes in Norwegian inland waters-health and environment. In: *Chemical data as a basis of geomedical investigations.* Ed. Lag. J., the Norwegian Academy of Sciences and Letters, Oslo. 131-148p.

157. **Skulberg O.M., Codd G.A. et Carmichael W.W. (1984).** Toxic blue-green algal blooms in Europe : a growing problem. *Ambio* ,(13),244-247p.
158. **Smayda T.J. (1997).** Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, *Limnol. Oceanogr.* 42. V (5), 1137–1153p.
159. **Sneath P.H.A. (1992).** International Code of Nomenclature of Bacteria, 1990 Revision. Washington D.C., American Society for Microbiology.
160. **Soll M.D. et Williams M.C. (1985).** Mortality of white rhinoceros (*Ceratotherium simum*) suspected to be associated with the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *J. Afr. Vet. Assoc.*; 56: 49-51pp.
161. **Song K.Y., Lim I.K., Park S.C., Lee S.O., Park H.S., Choi Y.K. et Hyun B.H. (1999).** Effect of nodularin on the expression of glutathione S-transferase placental form and proliferating cell nuclear antigen in N-nitrosodiethylamine initiated hepatocarcinogenesis in the male Fischer 344 rat, *Carcinogenesis* 20,1541-1548pp.
162. **Soucisse P. (1999).** 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.
163. **Stewart P.(1969).** Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. Quelques réflexions. *Bull. Int. Nati. Agro. El Harrach* : 24 –25pp.
164. **Tadjeddine M.A., Mederbal K., Ghali M et Azzaz H., 2013.** Etude de l'aménagement hydro-agricole du périmètre irrigué de Brizina, Wilaya d'El Bayadh. *Proceeding du Séminaire International sur l'hydrogéologie et l'environnement SIHE 2013-Ouargla.*294-297pp.
165. **Tadjeddine M.A., Mederbal K., Ghali M. et Azzaz H. (2009).** Étude de l'aménagement hydro-agricole du Périmètre irrigué de Brézina, wilaya d'El-Bayadh. *Université de Mascara:*294,297pp.
166. **Teixeira M.R. et Rosa M.J. (2005).** Microcystins removal by nanofiltration membranes. *Centre of Marine et Environmental Research, Faculty of Marine Sciences and Environment, University of Algarve., Separation and Purification Technology* (46).192–201pp.
167. **Thébault L. et Lesne J.P. (1995).** Les toxines des cyanobactéries : quels risques pour la santé. *TSM*, (12), 937-940 p.
168. **Thostrup L. et Christoffersen K. (1999).** Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. *Arch. Hydrobiol.* 145,447-467pp.

169. **Tiffany L. M. (1951).** Ecology of fresh water algae. In : G. M. Smith, ed. Manual of phycology *Chronocia Botanica*. Waltham, Massachussets.293-311p.
170. **Utermohl H. (1958).** Zur vervollkommung der quantitative phytoplankton-methodik. *Mitteilungen International Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*; 9: 1–38.
171. **Valyron F. (1994).** Mémento du gestionnaire de l'alimentation en eau et de l'assainissement. Tome 1. Edit. tec .et Doc. Paris.375p.
172. **Vansconcelos V.M. (1999).** Cyanobacterial toxins in Portugal : Effects on aquatic animals and risk for human health. *Braz. J. Med. Biol. Res. Mar.*, 32(3) :249-254p.
173. **Vincent W.F. (1989).** "Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis". *Archiv für Hydrobiologie*, V32,239-254pp.
174. **Vlaski A., van Breemen A.N. et Alaerts G.J. (1996).** Optimisation of coagulation conditions for the removal of Cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation of micro organisms. *Journal of Water Supply: Research and Technology e AQUA* 45 (5),253-261pp.
175. **Vlaski A., van Breemen A.N. et Alaerts G.J. (1997).**The role of particle size and density in dissolved air flotation and sedimentation, *Water Sci. Technol.* 36.(4). 177–189pp.
176. **W.H.O.** World Health Organization (2003).
177. **Walsby A.E., Hayes P.K., Boje R. et Stal. L.J., (1997).** The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytol*,V(136),407-417p.
178. **Walsh V., Ashbridge E. et Cowey A. (1998).** Cortical plasticity in perceptual learning demonstrated by transcranial magnetic stimulation. *Neuropsychologia*.36p.
179. **Watanabe M.F. et Oishi, S. (1985).** Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *App. Environ. Microbial.* V(49), 1342-1344p.
180. **Waterbury J.B. et Castenholz R.W. (1989).** Group I. Cyanobacteria. In *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. N. R. Krieg et J. G. Holt. (Ed). Baltimore, Williams et Wilkins. V(3),1710-1728p.
181. **Watson S.B. et Mccauley E., Downing, J.A. (1997).**Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* V(42),487-495p.

182. **Wetzel R.G. et Likens G.E. (2000).** Limnological analyses. 3 ed. Springer-Verlag, New York.429p.
183. **Whitton B.A. et Potts M. (2000).** Freshwater Blooms. The Ecology of Cyanobacteria, Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.149-194pp.
184. **Wolk C.P. (1996).**Heterocyst formation. Annu Rev Genet. V30,59-78pp.
185. **Woni D. (2014).** Analyse du phytoplancton dans le régime alimentaire de *sarotherodon galilaeus* (linnaeus, 1758) dans le lac de barrage de ziga. Memoire de l'obtention d'undiplôme d'ingenieur / Master 2 du developpement rural. universite polytechnique de bobo-dioulasso.64pp
186. **WURTZ-ARLET J., (1980).** La fertilisation des étangs, In La pisciculture en étang, Billard R. Ed., INRA Publ., Paris, p. 99-106.
187. **Yamani K. (2005).**Contribution au développement d'une méthodologie pour l'étude du bilan hydrologique à l'échelle d'un bassin versant (Cas de la régionde Brézina)(wilaya d'ElBayadh).41-46pp.
188. **Yan Y. et Jameson G.J. (2004).** Application of the Jameson Cell technology for algae and phosphorus removal from maturation ponds, Int. J. Miner. Process. 73 (1). 23–28pp.
189. **Za M., Carmichael W.W. et Hussein A.A. (2003).** Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus*, Egyptian fish farm containing a Microcystis bloom. Environ. Toxicol. 18,137-141pp.
190. **Zabel T. (1985).** The advantages of dissolved-air flotation for water treatment, J. Am. Water Works Assoc. (5)42–46pp.
191. **Zimba P.V, Khoo L., Gaunt P., Carmichael W.W. et Brittain S. (2001).**Confirmation of catfish mortality from Microcystis toxins. J. Fish. Dis., (24), 41-47p.

WEBOGRAPHIE

- **Site 01:dz.freemeteo.com.**
- **Site 02 : <http://planetvie.ens.fr/content/cyanobacteries-et-cyanotoxines>,2008**
- **Site 03 :<http://www.lefigaro.fr/medias/>**
- **Site 04 :www.algaebase.org**
- **Site 05 : www.aquaportail.com,2015**
- **Site 06 : www.data.abuledu.org,2013**
- **Site 07 :www.futura-science.com**
- **Site 08 :www.gls.fr**
- **Site 09 :www.gov.ns.ca/nse/water**
- **Site 10 :www.planet-vie.ens.fr**
- **Site 11 :www.safewater.org**