

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA

RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Université Mohamed Chérif Messaadia – Souk-Ahras



Faculté des Sciences et technologies

Département des sciences de la matière

Mémoire en vue de l'obtention du diplôme de magister

*Spécialité: Chimie physique et analytique*

*Option: Traitement des eaux et Environnement*

## *Thème*

Caractérisation physico-chimiques et étude des  
Cyanobactéries dans le barrage d'Ain El Dalia (Région de  
Souk Ahras).

Par : M<sup>me</sup> AGOUNI Mouna

**Devant le jury :**

**Président :** GHEID Abdelhak (Prof. Univ. Souk Ahras)

**Examinatrice :** GRARA Njoud (MC. Univ. Guelma)

**Examinatrice :** BENDJEDDOU Amel (MC. Univ. Souk Ahras)

**Encadreur :** BENSOUILAH Mourad (Prof. Univ. Annaba)

**Invitée :** BOUALLEG Chahinez (MC. Univ. Souk Ahras)

**Année universitaire : 2012 – 2013**

# SOMMAIRE

**RESUME.**

**ABSTRAT.**

الملخص

**SOMMAIRE.**

**LISTE DES FIGURES.**

**LISTE DES TABLEAUX.**

**LISTE DES SYMBOLES.**

<b>I. INTRODUCTION</b> .....	01
<b>II. MATERIEL ET METHODES</b> .....	04
II.1. Milieu d'étude.....	04
II.2. Echantillonnage.....	04
II.2.1. Choix des sites.....	04
II.2.2. Prélèvement des échantillons d'eau.....	05
II.2.3. Récolte des Cyanophycées.....	06
II.2.4. Identification et dénombrement des cyanobactéries. ....	07
II.2.5. Analyse physico-chimique de l'eau .....	08
II.2.5.1. Mesure des paramètres électrochimiques. ....	09
II.2.5.2. Dosage de la chlorophylle <i>a</i> . ....	09
II.2.5.3. Mesure de la matière en suspension (MES).....	10
II.2.5.4. Dosage des éléments nutritifs. ....	11
a) Dosage des nitrites (azote nitreux $\text{NO}_2^-$ ).....	11
b) Dosage des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) .....	11
c) Dosage de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) .....	12
d) Dosage des orthophosphates ( $\text{PO}_4^{-3}$ ).....	13
II.2.6. Analyse statistique des données .....	13
<b>III. RESULTATS</b> .....	14
III.1. Propriétés physico-chimiques de l'eau du barrage.....	14
III.1.1. Température. ....	14
III.1.2. pH .....	14
III.1.3. La conductivité .....	15
III.1.3. L'oxygène dissous.....	15
III.1.4. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	16
III.1.5. Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) .....	16
III.1.6. Azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) .....	17
III.1.7. Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) .....	17
III.1.9. La matière en suspension.....	18
III.1.10. Chlorophylle <i>a</i> .....	18
III.2. Etude qualitative des cyanobactéries.....	20
III.2.1. Inventaire.....	20
III.2.2. Fréquence d'occurrence des genres récoltés.....	20

III.3. Etude quantitative des cyanobactéries.....	21
III.3.1. Distribution spatio-temporelle des peuplements de Cyanobactéries.....	21
III.3.2. Distribution spatio-temporelle des peuplements Cyanobactériens.....	23
III.3.3. Distribution des densités globales des genres recensés dans les eaux du barrage d'Ain El Dalia.....	24
III.3.4. Distribution spatio-temporelle des genres omniprésents recensés.....	25
III.3.4.1. Le genre <i>Oscillatoria</i> .....	25
III.3.5. Distribution spatio-temporelle des genres constants.....	25
III.3.5.1. Le genre <i>Lyngbya</i> .....	26
III.3.5.2. Le genre <i>Phormidium</i> .....	28
III.3.6. Distribution spatio-temporelle des genres réguliers recensés.....	29
III.3.6.1. Le genre <i>Microcystis</i> .....	29
III.3.6.2. Le genre <i>Synechocystis</i> .....	30
III.3.6.3. Le genre <i>Pseudanabaena</i> .....	32
III.3. Analyse statistique des données .....	34
<b>IV. DISCUSSION</b> .....	36
<b>V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES</b> .....	42
<b>VI. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	43

## RESUME

Ce travail vise à caractériser la physico chimie de l'eau et la communauté cyanobactérienne de la retenue du barrage de Ain El Dalia situé dans la wilaya de Souk Ahras. Pour cela nous avons procédé aux dosages de certains paramètres physico chimiques (Température, pH, oxygène dissous, conductivité, nitrates, nitrites, azote ammoniacal, orthophosphates, matière en suspension et chlorophylle *a*) et à l'identification des cyanobactéries récoltées.

Les résultats du dosage des paramètres physico chimiques montrent l'existence de fluctuations saisonnières; toutefois les valeurs notées restent en conformité avec les normes généralement admises.

L'observation des caractères morpho anatomiques des cyanobactéries récoltées nous a permis d'identifier 12 genres (*Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Synechocystis*, *Merismopedia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anabaena*, *Pseudoanabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Spirulina*), dont la majorité est potentiellement toxique. Parmi ces genres toxiques *Oscillatoria* est omniprésent, *Lyngbya* et *Phormidium* sont constants, *Microcystis*, *Synechocystis* et *Pseudoanabaena* sont réguliers.

Les résultats de l'évaluation des densités mensuelles globales des cyanobactéries récoltées montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées pendant les mois d'octobre, décembre (en automne), février, mars (hiver) et juin (printemps) et à un moindre degré en novembre et avril. Le suivi spatio temporelle des densités globales des cyanobactéries recensées fait apparaître la présence *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Pseudanabaena* et *Phormidium* dans les eaux traitées à des densités de 30 ind/l notamment en décembre et juin.

Dans le site 2, les cyanobactéries sont fortement représentées en novembre (40ind/l), en février (55 ind/l) et en juin (70 ind/l). En ce qui concerne le site 3, des teneurs de plus de 35 ind/l sont notées en janvier, mars, avril et mai. C'est en revanche dans le site 4 que sont notés 4 pics de 85 ind/l, 60 ind/l, 50 ind/l et 40 ind/l respectivement en octobre, décembre, mars et juin. Le calcul des densités globales des genres recensés fait apparaître la dominance de *Oscillatoria* suivie du genre *Lyngbya* et *Pseudoanabaena*. Selon le genre, certains préfèrent l'automne et le printemps (*Oscillatoria*, *Pseudanabaena* et *Synechocystis*), d'autres le printemps (*Microcystis* et *Phormidium*) ou l'hiver (*Lyngbya*).

Il ressort des résultats de cette étude que le barrage de Ain El Dalia devrait faire l'objet d'un suivi plus rigoureux afin de mieux préserver la santé des usagers.

**Mots clés :** Ain El Dalia ; Cyanobactéries ; dynamique spatio-temporelle ; toxicité.

## ABSTRACT

This work aims to characterize the physical-chemic water and cyanobacterial community of Ain El Dalia dams located in Souk Ahras. For this we carried out the analyses of some physicochemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, nitrates, nitrites, ammonia nitrogen, orthophosphate, suspended matter and chlorophyll *a*) and identification of cyanobacteria collected.

The results of physico-chemical analyses show the existence of seasonal fluctuations, the values are recorded in accordance with accepted standards.

The morphological and anatomical characteristic observations of cyanobacteria collected allowed us to identify 12 genera (*Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Synechocystis*, *Merismopedia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anabaena*, *Pseudoanabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, and *Spirulina*), most of which are potentially toxic. Among these toxic genera *Oscillatoria* is omnipresent, *Lyngbya* and *Phormidium* are constant, *Microcystis*, *Synechocystis* and *Pseudoanabaena* are regular.

The monthly evolution of the Cyanobacteria density show that the highest values are recorded during December, October (autumn), February, March (winter), and June (spring) However, the low values are observed during November and April months. The spatio-temporal variation of cyanobacteria densities revealed the presence of *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Phormidium* and *Pseudanabaena* in treated water (30 ind/l) in December and June in the site 2, cyanobacteria are strongly represented in November (40 ind / l) in February (55 ind/l) and in June (70 ind / l). In the site 3 levels over 35 Ind / l are noted in January, March, April and May. It is however the site 4 that are rated 4 pics 85 ind / l, 60 ind / l, 50 ind / l and 40ind/l respectively in October, December, March and June. The calculation of genus densities reveals the dominance of *Oscillatoria* and *Lyngbya* followed by *Pseudoanabaena*.

Some genus prefer the autumn and spring season (*Oscillatoria*, *Pseudanabaena* and *Synechocystis*), other (*Microcystis* and *Phormidium*) the spring or (*Lyngbya*) the winter season.

Ain El Dalia dams should be more closely monitored in order to better protect of users health.

**Keywords:** Ain El Dalia; Cyanobacteria; dynamic spatio-temporal; toxicity.

## الملخص:

هذه الدراسة تتمحور حول تحديد الخصائص الفيزيوكيميائية و التعرف بالطحالب الزرقاء السامة في سد "عين الدالية" سوق اهراس . لهذا أجرينا قياس لبعض المعايير الفيزيوكيميائية (درجة الحرارة، ودرجة الحموضة، الأوكسجين المذاب، التوصيل، النترات، النتريت، الأمونيا، النيتروجين، الفوسفاتية، المواد العالقة والكلوروفيل أ) وتحديد البكتيريا الزرقاء التي تم جمعها.

نتائج قياس بعض المعايير الفيزيائية والكيميائية بينت وجود تغيرات موسمية، ولكن هذه القيم غير متوافقة مع المعايير المتفق عليها.

ملاحظة الخصائص التشريحية للطحالب الزرقاء المنحصل عليها في السد مكنتنا من التعرف على 12 نوع: *Microcystis, Oscillatoria, Pseudoanabaena, Anabaena, Merismopedia, Spirulina, Gomphosphaeria, Synechocystis, Aphanizomenon, Nodularia, Phormidium, Lyngbya*. من بين هذه المجمعات الطحلبية المجهرية 9 أنواع يعرف بشدة سمومه.

متابعة تحديد وتيرة تكرار جناس هذه الطحالب تبين السيادة الواضحة للنوع (*Oscillatoria*) اما *Lyngbya* و *Phormidium* فيعتبران من الاجناس الثابتة والاجناس *Pseudoanabaena, Synechocystis, Microcystis* منتظمة اما بالنسبة للاجناس *Spirulina, Aphanizomenon, Merismopedia* فتعتبر نادرة.

تظهر نتائج تقييم الكثافة الشهرية الإجمالية للبكتيريا الزرقاء التي تم جمعها تسجيل أعلى القيم خلال شهر أكتوبر، ديسمبر (الخريف)، فيفري، مارس (الشتاء) وجوان (الربيع) وبشكل أقل درجة في شهر نوفمبر وأبريل.

اوضح تقييم الكثافة الإجمالية المكانية والزمانية للبكتيريا الزرقاء وجود *Lyngbya, Oscillatoria, Pseudanabaena, Phormidium* في المياه المعالجة بكثافة من 30 فرد / لتر وخصوصا في ديسمبر وجوان. في الموقع 2، البكتيريا الزرقاء ممثلة بقوة في شهر نوفمبر (40 فرد/لتر)، في شهر فيفري (55 فرد / لتر) وجوان (70 فرد / لتر). أما بخصوص الموقع 3 سجلت مستويات أكثر من 35 فرد/لتر في جانفي، مارس، افريل وماي. غير أن الموقع 4 يتم فيه تصنيف 4 ذروات 85 فرد/ لتر، و 60 فرد/ لتر، و 50 فرد / لتر و 40 فرد/لتر في اكتوبر، ديسمبر، مارس وجوان على التوالي. حساب الكثافة الإجمالية للأنواع التي تم تحديدها، يكشف عن سيادة *Oscillatoria* تليها *Lyngbya* و *Pseudoanabaena*.

حسب النوع: البعض يفضل الخريف والربيع *Oscillatoria, Pseudanabaena, Synechocystis* والبعض الآخر يفضل الربيع *Microcystis* و *Phormidium* أو الشتاء (*Lyngbya*).

من خلال نتائج هذه الدراسة ينبغي ان يحض سد عين الداليا بمراقبة كبيرة من أجل توفير حماية أفضل لصحة المستهلك.

**كلمات المفتاح :** عين الداليا ؛ البكتيريا الزرقاء ؛ الديناميكية المكانية والزمانية ؛ السمية.

# *Remerciements*

Louange à Dieu le tout puissant pour avoir guidé mes facultés intellectuelles dans le bon sens.

J'exprime tout d'abord mes sincères remerciements à mon directeur de mémoire Monsieur le professeur BENSOUILAH Mourad qui a suivi et encadré ce travail, et pour la confiance qu'ils m'a accordé, ainsi que son soutien scientifique tout au long de cette étude.

A mes enseignantes M<sup>me</sup> Nouha KAOUACHI et M<sup>me</sup> Chahinez BOUALLEG pour leur aide, encouragement, leurs précieux conseils attentives durant la réalisation de ce travail.

Je tiens tout particulièrement à remercier M<sup>lle</sup> Fatma GUELLATI pour sa disponibilité, et sa gentillesse incomparable.

Mes remerciements vont à toute l'équipe du laboratoire de biologie et de chimie de l'université de Souk Ahras et celle du laboratoire **E.M.M.A.L** de l'Université d'Annaba.

Titre du tableau	Page
<b>Tableau 01</b> : Inventaire des cyanophycées récoltées dans le barrage d'Ain El Dalia.	20
<b>Tableau 02</b> : Fréquence d'occurrence des genres de Cyanobactéries recensés dans le barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012 à Juin 2013).	21
<b>Tableau 03</b> : Corrélation entre la densité micro-algale et les différents paramètres physiques de l'eau du barrage de Ain El Dalia.	34
<b>Tableau 04</b> : Corrélation entre la densité micro-algale et les différents paramètres chimiques de l'eau du barrage de Ain El Dalia.	34

### *Annexes*

<b>Tableau 01</b> : La fiche technique de ce dernier barrage se présente comme suit (ANBT 2013).	55
<b>Tableau 02</b> : Variabilité mensuelle et annuelle des précipitations en mm (1988- 2013) (Station du barrage Ain Dalia) (ANBT 2013).	56
<b>Tableau 03</b> : Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques (I.C.N.B, Lapage <i>et al.</i> 1992) et botaniques (I.C.B.N, McNeill <i>et al.</i> 2006).	61
<b>Tableau 04</b> : Effets indésirables de la prolifération de cyanobactéries dans les milieux aquatiques (Afsset et Afsset, 2006).	72
<b>Tableau 05</b> : Principales cyanotoxines et genres producteurs associés (Sabart, 2009).	73
<b>Tableau 06</b> : Exemples d'empoisonnements d'animaux associés aux cyanobactéries (Brient, 2001).	82
<b>Tableau 07</b> : Exemples de cas d'intoxications aiguës de populations humaines (Brient, 2001).	83
<b>Tableau 08</b> : Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 1.	84
<b>Tableau 09</b> : Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 2.	84



**Tableau 10 :** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 3. 85

**Tableau 11 :** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 4. 85

**Tableau 12 :** Variation de la densité microalgale en fonction des paramètres physico-chimiques des eaux du Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013. 86

<b>Titre de la figure</b>	<b>Page</b>
<b>Figure 1 :</b> Photos satellites du barrage Ain Dalia et sites de prélèvement (Google maps 2013).	5
<b>Figure 2 :</b> Photographie du filet à plancton.	6
<b>Figure 3 :</b> Photographie du dispositif de filtration sous vide.	7
<b>Figure 4 :</b> Variations spatio-temporelles de la température de l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	14
<b>Figure 5 :</b> Variations spatio-temporelles du pH de l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	14
<b>Figure 6 :</b> Variations spatio-temporelles de la conductivité de l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	15
<b>Figure 7 :</b> Variations spatio-temporelles de la teneur en oxygène dissous de l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	15
<b>Figure 8 :</b> Variations spatio temporelles des teneurs en nitrites relevées dans l'eau du barrage de Ain El Dalia, Octobre 2012-Juin 2013).	16
<b>Figure 9 :</b> Variations spatio temporelles des teneurs en nitrates de l'eau du barrage Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	16
<b>Figure 10 :</b> Variations spatio-temporelles des teneurs en azote ammoniacal contenues dans l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	17
<b>Figure 11 :</b> Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates contenues dans l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	18
<b>Figure 12 :</b> Variations spatio-temporelles de la teneur en matière en suspension contenue dans l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012-Juin 2013).	18
<b>Figure 13 :</b> Variations spatio-temporelles des concentrations en chlorophylle <i>a</i> contenues dans l'eau du barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012 à Juin 2013).	19
<b>Figure 14 :</b> Distribution spatiale des peuplements de cyanobactéries.	22
<b>Figure 15 :</b> Distribution temporelle des peuplements de cyanobactéries.	22
<b>Figure 16 :</b> Distribution mensuelle des densités globales des peuplements cyanobactériens.	23

<b>Figure 17</b> : Distribution spatio-temporelle des peuplements de Cyanobactéries.	24
<b>Figure 18</b> : Distribution des densités globales des genres recensés dans les eaux du barrage de Ain El Dalia.	24
<b>Figure 19</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Oscillatoria</i> .	25
<b>Figure 20</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Oscillatoria</i> .	25
<b>Figure 21</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Oscillatoria</i> .	26
<b>Figure 22</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Lyngbya</i> .	26
<b>Figure 23</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Lyngbya</i> .	27
<b>Figure 24</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Lyngbya</i> .	27
<b>Figure 25</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Phormidium</i> .	28
<b>Figure 26</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Phormidium</i> .	28
<b>Figure 27</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Phormidium</i> .	29
<b>Figure 28</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Microcystis</i> .	29
<b>Figure 29</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Microcystis</i> .	30
<b>Figure 30</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Microcystis</i> .	30
<b>Figure 31</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Synechocystis</i> .	31
<b>Figure 32</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Synechocystis</i> .	31
<b>Figure 33</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Synechocystis</i> .	32
<b>Figure 34</b> : Distribution spatiale des densités du genre <i>Pseudanabaena</i> .	32
<b>Figure 35</b> : Distribution temporelle des densités du genre <i>Pseudanabaena</i> .	33
<b>Figure 36</b> : Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Pseudanabaena</i> .	33

## *Annexes*

<b>Figure 01</b> : Genre <i>Merismopedia</i> . ( <a href="http://www.nostoc.pt">www.nostoc.pt</a> ).	58
<b>Figure 02</b> : Genre <i>Anabaena</i> . ( <a href="http://www.ac-rennes.fr">www.ac-rennes.fr</a> ).	58
<b>Figure 03</b> : Genre <i>Lyngbya</i> . ( <a href="http://www.Keweenawalgae.ntu.edu">www.Keweenawalgae.ntu.edu</a> ).	58
<b>Figure 04</b> : Genre <i>Anabaena</i> présentant un hétérocyste H et un akinète A. (Brient.L., 2006).	59
<b>Figure 05</b> : Ultrastructure d'une cellule cyanobactérienne, ( <i>Microcystis</i> ). (Microscopie électronique à transmission). (Sabart. M, 2009).	60
<b>Figure 06</b> : <i>Microcystis aeruginosa</i> (Christian .Ba, MDDEP, 2007).	62
<b>Figure 07</b> : <i>Planktothrix rubescens</i> (La couleur «lit de vin» de l'eau est due à la phycoérythrine présente en quantité importante chez cette espèce). (Brient. L., AFSSA-AFSSAT, 2006).	63
<b>Figure 08</b> : <i>Planktothrix agardhi</i> (Brient.L., Univ.Rennes I., 2001).	63
<b>Figure 09</b> : <i>Anabaena flos-aquae</i> (Christian .B. MDDEP, 2007).	64
<b>Figure 10</b> : <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (Brient.L.,Univ.RennesI., 2006).	64
<b>Figure 11</b> : Genre <i>Lyngbya</i> ( <a href="http://www.Keweenawalgae.ntu.edu">www.Keweenawalgae.ntu.edu</a> ).	65
<b>Figure 12</b> : <i>Phormidium</i> (Berger.C., MNHN., 2006).	65

<b>Figure 13</b> : <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Caruana.A., INRA., 2006).	66
<b>Figure 14</b> : Structure générale des microcystines (Briand, 2008).	74
<b>Figure 15</b> : Structure générale de nodularine (Affsa et Affset, 2006).	75
<b>Figure 16</b> : Structure générale de l'anatoxine a (Dumont, 2006).	76
<b>Figure 17</b> : Structure de l'homoanatoxine-a (Briand, 2008).	76
<b>Figure 18</b> : Structure de l'anatoxine-a(s) (Dumont, 2006).	77
<b>Figure 19</b> : Structure générale des saxitoxines (Briand, 2008).	78
<b>Figure 20</b> : Structure de la BMAA (Briand, 2008).	79
<b>Figure 21</b> : Structure générale de la cylindrospermopsine (Assat et affset, 2006).	79
<b>Figure 22</b> : Les structures des dermatotoxines : Lyngbyatoxine (A), Aplysiatoxines (B), et Debromoaplysiatoxine (C) (Afssat et Afsset, 2008).	80

**°C**: degré Celsius.

**µg** : microgrammes.

**µl** : microlitre.

**µm** : Micromètre.

**A** : Absorbance.

**ADE** : Algérienne des eaux.

**ADN** : Acide désoxy-nucléique.

**AEP** : Adduction d'eau potable.

**ANBT** : Agence national des barrages et de transfert.

**ARN** : Acide ribonucléique.

**ATP** : Adénosine tri-phosphate.

**cm** : centimètre.

**CNEPRU** : Canevas Nouveau Projet de Recherche Universitaire.

**DM** : Densité.

**DMG** : Densité moyenne globale.

**F** : Fréquence d'apparition.

**Fig** : Figure.

**Ind** : Individu.

**L/l** : Litre.

**m** : Mètre.

**MDM** : Moyenne des densités mensuelle.

**MES** : Matière en suspension.

**mg** : milligrammes.

**ml** : millilitre.

**mn** : Minutes.

**nm** : nanomètre.

**O<sub>2</sub>** : Dioxygène.

**OMS** : Organisation mondiale de la Santé.

**pH** : Potentiel d'hydrogène.

**R<sub>1</sub>** : Réactif 1.

**R<sub>2</sub>** : Réactif 2.

**Tab** : Tableau.

**tr** : tours.

**λ** : longueur d'onde.

*« Les plus importantes découvertes scientifiques sont le résultat de la patiente observation de petits faits subsidiaires, si particuliers, si menus, inclinant si imperceptiblement les balances que l'on ne consentait pas jusqu'alors à en tenir compte »*

**André Gide (1869-1951)**

---

# ***INTRODUCTION***

---

## I. INTRODUCTION

Le maintien de la qualité de l'eau est une préoccupation majeure pour une société qui doit subvenir à des besoins en eau de plus en plus importants, et ce, tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Pour atteindre cet objectif essentiel, il est nécessaire de doter les organismes de surveillance d'outils appropriés leur permettant de comprendre et de gérer, dans son ensemble complexe, le milieu aquatique. Cependant, il est difficile de définir ce qu'est une eau de qualité. En effet, cette qualité peut s'exprimer non seulement par une combinaison de substances inorganiques ou organiques à diverses concentrations, mais aussi par la composition et l'état des organismes aquatiques animaux et végétaux qui vivent dans ce milieu (Sladeczek 1969, Wachington 1984).

Dans le langage courant, on réserve le non d'eutrophisation au passage artificiel, par pollution d'origine humaine, à l'état eutrophe. Il faut signaler qu'il n'y a pas de différence écologique fondamentale entre les états naturels et ceux dus à l'eutrophisation provoquée : Elle se caractérise par une production primaire excessive et un déséquilibre entre les consommateurs et les décomposeurs au détriment des premiers (Crouzet *et al.*1987). Elle représente une menace croissante pour les plans d'eau car elle provoque une prolifération massive des algues que les spécialistes dénomment « fleur d'eau » (algal bloom) ou plus simplement « bloom » ; ces efflorescences sont responsables des phénomènes catastrophiques pour la vie aquatique connus chez les animaux par ingestion simultanée d'eau et des algues qu'elle contient ; en ce qui concerne les humains, leur intoxication par consommation d'eau de distribution publique est rare ; Un seul cas est d'origine a peu près certaine (Falconer *et al.*1983) .

La croissance algale est favorisée par des caractéristiques optimales particulières (Température, pH, ensoleillement, nutriments, etc.). La toxicité du phytoplancton est un problème dont l'importance est grandissante dans le monde. En fait, il semble que les efflorescences toxiques soient de plus en plus fréquentes et associées à l'eutrophisation qui dépend de la géomorphologie et l'hydrodynamisme (profondeur et mélange des couches d'eaux, taux de renouvellement des eaux, les bassins versants des grands fleuves, le volume d'eau, et les apports d'eau douce (apports fluviaux et précipitation) des facteurs physico-chimiques (oxygène dissous, température, lumière, turbidité et pH) et également l'enrichissement des eaux en nutriments essentiellement le phosphore et l'azote qui vont favoriser la croissance algale (Lacaze 1996). Les cas d'empoisonnement interviennent au moment de la prolifération des Cyanobactéries et le risque devient important lorsque les

blooms sont concentrés à la surface de l'eau au niveau des berges ou ils s'accumulent (Christofersen 1996, Carmichel *et al.* 1993, Codd *et al.* 1997).

Certaines Cyanophycées telles que *Anabaena*, *Aphanizomenon* produisent une substance donnant à l'eau un goût et une odeur désagréable rappelant celle de la terre, du moisi, de la vase, du poisson ; cette odeur produite par ces microalgues rappelle celle synthétisée par certains actinomycètes. En revanche, il existe des Cyanophycées qui secrètent des substances possédant des propriétés thérapeutiques vis-à-vis de certaines plaies d'ulcère, etc. d'où l'intérêt de les cultiver en laboratoire et les utiliser en médecine (Bourrelly 1985). La prolifération massive des Cyanobactéries est un phénomène de plus en plus fréquent à travers le monde. En Europe plusieurs études menées signalent que 40 à 75 % de ces blooms possèdent des propriétés toxiques (Codd *et al.* 1989, Carmichael. 1992), en Ecosse et au Portugal, des toxines ont été détectées dans 68% des blooms et en Finlande 44 % (Codd *et al.* 1989, Sivonen *et al.* 1990). En Amérique du Nord (dans le Wisconsin), une étude similaire a montré que la fréquence de blooms toxiques varie de 20 à 40 % (Repavich *et al.* 1990, Vezie *et al.* 1997).

Face aux problèmes environnementaux et sanitaires croissants qui accompagnent les proliférations de cyanobactéries, de nombreux travaux ont été initiés sur le déterminisme de ce phénomène et sur la production de cyanotoxines (Zohary & Robarts 1990, Jungmann *et al.* 1996, Briand *et al.* 2002b, Cheng *et al.* 2002, Wiedner *et al.* 2002, Jeong *et al.* 2003, Welker *et al.* 2003, Briand *et al.* 2005, Janse *et al.* 2005, Graham *et al.* 2006, Kardinaal *et al.* 2007b, Li *et al.* 2007, Tan *et al.* 2009). Cependant, si l'on connaît désormais les conditions générales favorisant le développement des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques continentaux, l'ampleur et la durée de ces proliférations restent très difficiles à prévoir d'une année à l'autre pour un même écosystème. Il en est de même pour le potentiel toxique de ces proliférations qui peut subir des variations importantes dans le temps et dans l'espace pour une même espèce de cyanobactérie.

Dans l'Est algérien, les résultats d'un certain nombre de travaux réalisés dans divers plans d'eau révèlent la présence de 8 à 12 genres de cyanophycées, selon l'année et le plan d'eau étudié ; toutefois, la majorité des genres recensés est reconnue potentiellement toxique (Nasri 1999, Nasri 2001, Chaibi 2004, Bensafia 2005, Manamani 2007, Nasri *et al.* 2007, Saoudi 2008 et Ouartsi *et al.* 2011).



Nasri (1999), après identification et dosage de la toxine, extraite des échantillons d'eau prélevés dans le lac Oubeira, rapporte la présence de microcystine LR a des concentrations comprises entre 0,104 µg et 0,366 µg d'équivalent par litre d'eau.

Ouarts *et al.* 2011 ont rapporté dans les retenues d'eau du barrage Mexa, des valeurs de concentration de microcystine LR comprises entre 0,16µg/l et 0,77µg/l. Ce qui représente, selon Falconer (1996), un risque lors d'exposition chronique.

Ce travail entre dans le cadre d'un projet de recherche CNEPRU intitulé "Biodiversité de la faune et flore aquatiques de l'extrême Est algérien: Cas du barrage de Ain El Dalia".

Cette étude comporte plusieurs volets:

- L'identification et l'inventaire des genres de Cyanobactéries toxiques qui peuplent le barrage d'Ain Dalia.
- Le suivi de la distribution et de la dynamique saisonnière des micro-algues recensées.
- Le suivi des variations des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage d'Ain Dalia.
- L'évolution des Cyanobactéries en fonction de certains paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage.
- L'identification du ou des genres de Cyanobactéries pouvant servir de bioindicateur d'eutrophisation et de potabilité des eaux stagnantes de surface.

---

# *Matériel et Méthodes*

---

### III. MATERIEL ET METHODES

#### II.1. Milieu d'étude :

Le barrage d'Ain Dalia se situe à l'extrême Est de l'Algérie, à une dizaine de kilomètres au sud de la ville de Souk Ahras. Selon l'ANBT (2013), la retenue d'eau du barrage a une superficie égale à 217 km<sup>2</sup> et une capacité totale de 82 millions de mètres<sup>3</sup> (Fig.1).

L'eau du barrage sert à faire face à une demande annuelle de 45 millions de m<sup>3</sup> destinée à l'alimentation en eau potable de toute la région de Souk Ahras (Medaourouche, Mechrouha, Sédrata) ainsi qu'un transfert vers l'Ouenza et l'Aouinet (Wilaya de Tebessa), vers la wilaya d'Oum El Bouaghi et aussi vers le village Medjez El Safa (Wilaya de Guelma).

Le barrage est alimenté par l'oued Medjerda qui prend sa source au pied du mont Ras El Alia (1317 m) et se jette dans la méditerranée après avoir traversé la Tunisie. Le haut bassin versant de ce fleuve à une forme quadrilatère d'une superficie de 193 km<sup>2</sup>, il est situé à une altitude moyenne de 890 m. l'eau coule au centre d'une gouttière encadrée de longs reliefs orientés nord-est, nord-ouest, culminant entre les niveaux 100 et 1300 m (ANBT 2013).

#### II.2. Echantillonnage :

##### II.2.1. Choix des sites :

Notre étude a fait l'objet d'un échantillonnage mensuel à raison d'une fois par mois durant une période s'étalant du mois d'octobre 2012 jusqu'au mois de septembre 2013.

Quatre sites d'échantillonnage ont été retenus: trois dans la retenue d'eau du barrage et le quatrième après traitement de l'eau (Fig.1):

- **Site 01** : Eau récupérée à la sortie de la station de traitement.
- **Site 02** : Le pont, situé au sud-ouest du barrage à environ 10 Km de la digue. C'est un site exposé à des rejets urbains des habitants (égouts, dépotoirs...).
- **Site 03** : Oued Hréhir, situé au sud-est du barrage à environ 12 Km de la digue ; il est abrité et se trouve à proximité d'une zone à activité agricole intense.
- **Site 04** : Situé au nord-ouest du barrage à environ 6 Km de la digue. C'est un site exposé au vent et proche d'une zone couverte de pins.



**Figure 1** : Photos satellites du barrage Ain Dalia et sites de prélèvement (Google maps 2013).

### II.2.2. Prélèvement des échantillons d'eau:

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée (Rodier *et al.* 2009), c'est la raison pour laquelle nous avons insisté sur les points suivants :

- Usage de bouteilles en matière plastiques en raison des facilités qu'elles présentent pour le transport et la possibilité de leur usage unique étant donné leur faible coût.
- Chaque flacon et bouteille ont été munis d'une étiquette comportant la codification suivante, ex : Ain Dalia\_ 10/04/2013 \_ (numéro de station) \_ ID (identification et comptage) (Silvano 2005).
- Pour chaque site d'étude nous avons préparé une fiche signalétique rassemblant les renseignements utiles au laboratoire ainsi que les observations relevées au cours des

opérations (observations météorologiques, paramètres physico-chimiques de l'eau, surveillance des fleurs d'eau,...etc.).

Les échantillons sont maintenus à une température de 4°C (ce qui permet une conservation satisfaisante) et sont transportés jusqu'au laboratoire dans une glacière.

### II.2.3. Récolte des Cyanophycées

La récolte des algues toxiques est réalisée à l'aide d'un filet à plancton, de 20µm de vide de mailles, muni d'un collecteur. L'opération consiste à filtrer 50L d'eau de surface de chaque station afin de concentrer la population des Cyanobactéries (Fig.2).



**Figure 2:** Photographie du filet à plancton.

- **Echantillons pour l'identification et le dénombrement :** la moitié du filtrat est transféré dans un flacon en matière plastique contenant, 0.5 ml de conservateur (formaldéhyde à 37 %) (Brient 2001, Leitão & Couté 2005, Treytore *et al.* 2007)

- **Echantillon pour l'isolement des Cyanobactéries :** L'autre moitié du filtrat est transférée dans un flacon en verre ne contenant pas de conservateur qu'il faudrait fermer rapidement afin d'éviter toute contamination, Sinon on doit faire une dilution si on doit les garder longtemps formol à 1% pour éviter une altération et une perte de structure (fixation) (Saoudi 2001).

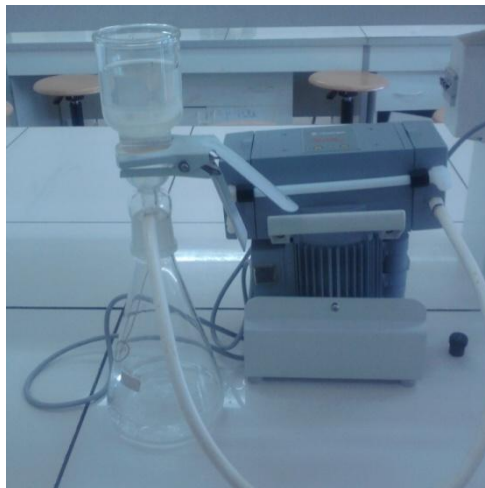
- **Echantillon pour le dosage de la chlorophylle a et des paramètres physico-chimique :** pour le dosage des sels nutritifs, MES et la chlorophylle *a*, on prélève 1.5 litre d'eau de surface dans une bouteille en plastique couvertes de papier en aluminium.

- **Echantillon pour le dosage de l'azote ammoniacal :** un volume d'eau de surface est prélevé dans un flacon ombré auquel on rajoute les deux réactifs R1 et R2 (voir le

protocole de dosage de l'azote ammoniacal).

Dès l'arrivée au laboratoire :

- Les prélèvements réservés au dénombrement et à l'isolement sont conservés à 4°C jusqu'à leur analyse ultérieure.
- Le volume de 1.5 litre consacré au dosage des paramètres physico-chimiques et la chlorophylle *a* est réparti comme suit:
  - 500ml réservés au dosage de la chlorophylle *a* sont filtrés (fig.3) à travers un filtre en microfibrilles de verre Whatman GF/C (0.45 µm) (Brient 2001).
  - 500ml réservés au dosage des sels nutritifs sont également filtrés de la même manière ; le filtre est récupéré pour le dosage des matières en suspension.
  - 500ml sont laissés en réserve en cas d'erreur de manipulation.



**Figure 3:** Photographie du dispositif de filtration sous vide.

#### **II.2.4. Identification et dénombrement des cyanobactéries**

- **Identification**

La détermination des genres de chaque récolte est réalisée à partir de l'observation des caractères morphologiques selon les clés d'identification universellement admises (Bourrelly1985). L'observation est réalisée sous microscope optique, au grossissement 40.

Les critères retenus sont :

- La structure et la couleur des micro-algues (cellulaire ou filamenteuse).
- La forme de la colonie ou du trichome.

- La taille des cellules.
- La présence ou l'absence de: gaine gélatineuse (couleur, aspect et taille), akinètes, hétérocystes, vacuoles à gaz (pseudovacuoles).

- **Dénombrement :**

La numération des Cyanoprocaryotes a été réalisée après observation au microscope photonique «Motic B<sub>1</sub> séries », d'un volume précis (0,1 ml) d'échantillon homogénéisé monté entre lame et lamelle.

Le comptage est réalisé grâce à des parcours horizontaux sur toute la largeur de la lamelle; cette opération est répétée 3 fois; toutefois pour éviter les chevauchements nous décalons nettement sur la hauteur de la lame d'environ un champ de microscope.

La méthode de comptage que nous utilisons est empirique et nous donne juste une estimation globale de la densité micro algale. Toutefois l'obtention de comptage précis et fiable, nécessite l'utilisation de moyens actuellement inexistants au niveau de notre laboratoire (microscope inversé et cellule de comptage).

$$\text{MDM} = X \cdot 10^3 / 50 \text{ (ind/l)}$$

X : moyenne du nombre d'individus dans huit lamelles de chaque échantillon.

$$\text{DMG} = \text{MDM (par site)} / N$$

N : nombre des sites.

✓ **Le calcul de la fréquence d'apparition (F%)**

C'est le rapport du nombre de relevés (d'échantillons) où une espèce est présente par rapport au nombre total de relevés (d'échantillons). Selon Muller (1985), une espèce est considérée comme :

- Accidentelle si  $F < 25\%$ ,
- Accessoire si F est compris entre 25% et 50%,
- Régulière si F est compris entre 50% et 75%,
- Constante si F est compris entre 75% et 100%,
- Omniprésente si F est égale à 100%.

### **II.2.5. Analyse physico-chimique de l'eau :**

Les paramètres mesurés sont la température, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous, les teneurs en chlorophylle a et en MES et les concentrations d'ammonium, de nitrates, de nitrites et d'orthophosphates.

Les prélèvements de l'eau de surface ont été effectués à l'aide de bouteilles en verre de 0,5 litre ; ces dernières sont transportées dans une glacière à  $T^{\circ} = 4^{\circ}\text{C}$  jusqu'au laboratoire où sera effectuée la mesure des éléments nutritifs.

#### **II.2.5.1. Mesure des paramètres électrochimiques :**

- L'oxygène dissous et la température ont été mesurés « in situ » au moment du prélèvement à l'aide d'un oxymètre (SensoDirect Oxi 200) qui donne à la fois les valeurs de l'oxygène dissous et de la température.

L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde dans l'eau, puis attendre la stabilisation de l'affichage du résultat sur l'écran.

- Le pH et la conductivité ont aussi été mesurés « in situ » au moment de l'échantillonnage à l'aide du pH-mètre (*HANNA Instruments HI 9813*) qui sert à mesurer d'une part le pH et d'autre part la conductivité après le calibrage approprié de chaque paramètre.

L'opération consiste à faire plonger la sonde dans l'eau puis attendre quelques secondes avant de lire les résultats après la stabilisation de l'affichage de la valeur sur l'écran.

#### **II.2.5.2. Dosage de la chlorophylle a :**

Une pré-filtration de l'échantillon doit être effectuée comme suit :

- Placer un filtre de type Whatman GF/F de 25 à 47 mm de diamètre sur le dispositif de filtration sous vide adapté aux volumes filtrés.
- Homogénéiser l'échantillon, le verser dans le dispositif de filtration et s'assurer que la dépression n'est pas excessive (0.2 bar). Ne pas laisser le filtre arriver à sec.
- Tout en maintenant le vide, plier le filtre 2 fois et l'introduire dans un tube prévu à cet usage.
- Commencer l'extraction ou congeler immédiatement.
- Ajouter 10 ml d'acétone au tube à centrifuger (enveloppé avec du papier aluminium).



- Déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette ou d'un tube en verre à extrémité coupante, boucher et agiter pour disperser les fibres.
- Laisser l'extraction acétonique se poursuivre une nuit au réfrigérateur.
- Contrôler le volume du solvant, le noter ou l'ajuster. Les tubes doivent être bouchés jusqu'à la mesure.
- Centrifuger les tubes durant une minute à 3000 – 4000 tours, faire tomber les fibres de verre qui adhèrent à la paroi.
- Centrifuger à nouveau 5 à 10 min à 3000 – 4000 tours.
- Transférer le surnageant de centrifugation dans la cuve de mesure (par aspiration).
- La mesure des absorbances s'effectue selon la méthode trichromatique en suivant les étapes suivantes :
  - Laisser revenir à température ambiante les extraits s'ils sont froids.
  - Rincer 2 fois la cuve avec un peu d'extrait à analyser.
  - Transférer dans la cuve assez de volume pour faire la mesure. Veiller à ne pas entraîner des fibres.
  - Vérifier la propreté des faces de la cuve et la positionner correctement sur le portoir.
  - Mesurer les absorbances brutes de l'extrait à 630, 647, 664 et 750 nm :  $A_{630 \text{ brut}}$ ,  $A_{647 \text{ brut}}$ ,  $A_{664 \text{ brut}}$  et  $B_{\text{brut}}$ .
- Calcul des concentrations de pigments selon la méthode trichromatique :

- $A_{630} = (A_{630 \text{ brut}} - bc_{630}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$
- $A_{647} = (A_{647 \text{ brut}} - bc_{647}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$
- $A_{664} = (A_{664 \text{ brut}} - bc_{664}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$

Calculer la teneur en chlorophylle *a* selon :

$$[ \text{Chl } a ] \mu\text{g/l} = ( 11,85 \times A_{664} - 1,54 \times A_{647} - 0,08 \times A_{630} ) \times v / V_{\text{xl}}$$

### II.2.5.3. Mesure de la matière en suspension (MES) :

La connaissance de la quantité de matières en suspension (MES) est importante pour l'étude des milieux aquatiques. Les particules réduisent la transparence de l'eau et de ce fait la production primaire photosynthétique. Selon leur nature, elles sont également une source nutritive non négligeable pour la faune.

➤ **Principe:**

La détermination de la matière en suspension dans l'eau est réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration de l'échantillon sur un filtre en fibre de verre WHATMAN GF/C de 47 µm de porosité.

Le filtre est pesé avant et après filtration. La différence de poids permet de connaître le poids sec total de la matière en suspension dans le volume filtré correspondant (Aminot & Chaussepied 1983).

$$\text{MES (mg/l)} = \frac{P2 - P1}{V}$$

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

P2 = poids du filtre après filtration (mg).

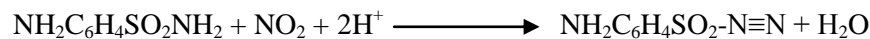
V = volume d'eau filtrée (litre) (Franck, 2002, Aminot & Kerouel, 2004).

**II.2.5.4. Dosage des éléments nutritifs :**

**a) Dosage des nitrites (azote nitreux NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) :**

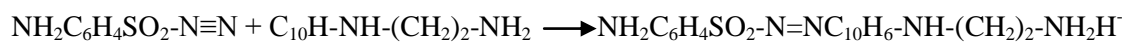
➤ **Principe :**

Le dosage des nitrites est basé sur la réaction de diazotation entre les nitrites et le reactif amino-4benzene sulfonamide en milieu acide (pH<2). Le produit formé (diazotique) donne un complexe rose avec le dichlorhydrate de N-naftyl-1,2 éthane. Selon la réaction suivante :



Sulfanilamide

diazotique



➤ **Mode opératoire :**

- Rincer le récipient de dosage avec l'eau à analyser.
- Prélever 50 ml de l'échantillon, et le transférer dans le récipient.
- Ajouter 1ml du R1, mélanger puis attendre 2 à 5 minutes.
- Ajouter 1ml du R2, mélanger.
- Laisser agir au moins 10 minutes, mais pas plus d'une heure.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon **A<sub>brut</sub>**, à la longueur d'onde de 543 nm, en utilisant des cuves de 10 cm.
- Mesurer le blanc de turbidité **b<sub>t</sub>**,

NB : Si l'échantillon est filtré ou bien centrifugé, alors  $b_t$  est négligé.

- Mesurer le blanc des réactifs  $b_r$  ( $H_2O$  déminéralisée + R1+ R2), faire deux déterminations  $b_r$  moyenne (Franck 2002 ; Aminot & Kerouel 2004).

#### **b) Dosage des nitrates ( $NO_3^-$ ) :**

##### ➤ **Principe :**

Réaction des nitrates avec le diméthyl-2.6 phénol en présence des acides sulfurique et orthophosphorique, avec production du nitro-4 diméthyl-2.6 phénol. La présente norme internationale spécifie une méthode par spectrométrie pour le dosage des nitrates dans les eaux potables brutes.

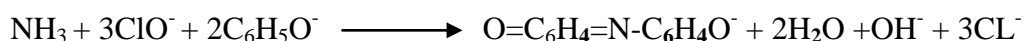
##### ➤ **Mode opératoire :**

- Dans une fiole de 50 ml introduire : 02 ml de l'échantillon, 14 ml du mélange acides, 02 ml de Diméthyl-2.6 phynol.
- Laisser reposer 10 à 60 mn.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon, à la longueur d'onde de 324 nm
- La concentration des nitrates a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.

#### **c) Dosage de l'ammonium ( $NH_4^+$ ) :**

##### ➤ **Principe :**

Le principe de base est la réaction de Berthelot où l'ammoniac, en milieu basique, réagit tout d'abord avec l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis successivement avec deux molécules de phénol pour former le bleu d'indophénol selon la réaction suivante :



##### ➤ **Mode opératoire**

Le traitement décrit s'applique directement aux échantillons pré-filtrés sur terrain, ainsi qu'aux étalons.

- Rincer le récipient de dosage avec l'eau à analyser.
- Introduire 100 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 5 ml du réactif R1, boucher et bien mélanger.
- Ajouter sans attendre 5 ml du réactif R2, boucher et mélanger à nouveau.
- Placer le flacon immédiatement à l'abri de la lumière, à  $T^\circ$  ambiante, pendant au moins 6 heures.
- La lecture peut se faire le lendemain.

- Si les échantillons sont visiblement turbides, centrifuger l'échantillon avant la mesure colorimétrique.

- Mesurer l'absorbance de l'échantillon  $A_{\text{brut}}$ , à une longueur d'onde de 630 nm. Utiliser de préférence des cuves de 10cm de trajet optique pour accroître la sensibilité.

- Mesurer le blanc de turbidité  $b_t$ .

**N.B.** Si l'échantillon est filtré ou bien centrifugé, alors  $b_t$  est négligé.

- o Mesurer le blanc des réactifs  $b_r$  ( $H_2O$  déminéralisée + R1+ R2), faire deux déterminations  $b_r$  moyenne (Franck 2002 ; Aminot & Kerouel 2004).

#### **d) Dosage des orthophosphates ( $PO_4^{-3}$ ):**

##### **➤ Principe :**

La méthode repose sur la réaction des ions **phosphates avec le molybdate d'ammonium**, en présence d'antimoine III; cette réaction aboutit à la formation d'un complexe phosphomolybdique que l'on réduit par l'acide ascorbique. En effet, le principe de base est la formation puis la réduction du complexe pour produire une intense coloration bleue.

##### **➤ Mode opératoire :**

La procédure s'applique aux étalons et aux échantillons préparés.

- La température de l'échantillon doit être comprise entre 15 et 30°C.

- Rincer le récipient de dosage avec de l'eau à analyser.

- Prélever 50ml de la solution (étalon et/ou échantillon) dans le récipient.

- Ajouter 2.0 ml du réactif 1 et mélanger, attendre 15 min.

- Ajouter 2.0 ml du réactif 2 et mélanger.

- Laisser agir pendant 5min mais pas plus de 30min.

- Mesurer l'absorbance à 880nm (Franck 2002, Aminot & Kerouel 2004).

#### **II.2.6. Analyse statistique des données**

Les calculs ont été réalisés à l'aide d'un logiciel d'analyse et de traitement statistique des données MINITAB version 14.

Afin de vérifier l'existence ou l'absence de relations entre les densités micro algales et les valeurs des paramètres physico-chimiques de l'eau, nous avons calculé le coefficient de corrélation de Pearson entre chaque paramètre et la densité micro algale (Dagnellie 1998).

P : C'est la probabilité qui met en évidence les différences significatives entre la valeur du coefficient de corrélation « r » et la valeur zéro.

- Si  $P \leq \alpha = 0.05 \Rightarrow$  il y a corrélation entre les deux caractères.

- Si  $P > \alpha = 0.05 \Rightarrow$  il n'y a pas de corrélation entre les deux caractères.

---

---

# *Résultats*

---

---

## III.2. Etude qualitative des cyanobactéries

### III.2.1. Inventaire

L'observation des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain El Dalia nous a permis de reconnaître des cyanobactéries (Tab.1) sous forme de colonie et de trichome (ou filament). Les cyanobactéries se présentant sous forme de colonie sont au nombre de 4 (*Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Synechocystis*, *Merismopedia*) et celles ayant une forme filamenteuse sont au nombre de 8 (*Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anabaena*, *Pseudoanabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Spirulina*). Selon Bourelly, (1985), parmi les genres recensés, 9 sont reconnus par leur toxicité potentielle: *Lyngbya*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anabaena*, *Pseudoanabaena*, *Aphanizomenon*, *Synechocystis*, *Nodularia*.

**Tableau 1** : Inventaire des cyanophycées récoltées dans le barrage d'Ain El Dalia.

Mois	Trichomes / Filaments	Colonies
<b>Octobre</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Phormidium</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Gomphosphaeria</i> , <i>Synechocystis</i> .
<b>Novembre</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Phormidium</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Gomphosphaeria</i> , <i>Synechocystis</i> .
<b>Décembre</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Anabaena</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Gomphosphaeria</i> , <i>Synechocystis</i> .
<b>Janvier</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Phormidium</i> .	-
<b>Février</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Spirulina</i> .	-
<b>Mars</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Nodularia</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Anabaena</i> .	<i>Merismopedia</i> .
<b>Avril</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Nodularia</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Aphanizomenon</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Synechocystis</i> .
<b>Mai</b>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Nodularia</i> , <i>Anabaena</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Synechocystis</i> .
<b>Juin</b>	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Pseudoanabaena</i> .	<i>Microcystis</i> , <i>Synechocystis</i> .

### III.2.2. Fréquence d'occurrence des genres récoltés

L'estimation de la fréquence d'occurrence des genres recensés montre que seul le genre *Oscillatoria* est omniprésent, les genres *Lyngbya* et *Phormidium* sont constants, les genres *Microcystis*, *Synechocystis* et *Pseudoanabaena* sont réguliers; les genres *Nodularia*, *Anabaena* et *Gomphosphaeria* sont accessoires et les genres *Spirulina*, *Aphanizomenon* et *Merismopedia* sont en revanche accidentels (Tab.2).

**Tableau 2 :** Fréquence d'occurrence des genres de Cyanobactéries recensés dans le barrage de Ain El Dalia (Octobre 2012 à Juin 2013).

Genres	Fréquences d'occurrence	Observation
<i>Oscillatoria</i>	100 %	<b>Omniprésent</b>
<i>Lyngbya</i>	89 %	<b>Constant</b>
<i>Phormidium</i>	78 %	
<i>Microcystis</i>	66.67%	<b>Régulier</b>
<i>Synechocystis.</i>	66.67%	
<i>Pseudanabaena</i>	55.5 %	
<i>Nodularia,</i>	33%	<b>Accessoire</b>
<i>Anabaena</i>	44,44%	
<i>Gomphosphaeria</i>	33,33 %	
<i>Aphanizomenon.</i>	22%	<b>Accidentelle</b>
<i>Spirulina.</i>	11%	
<i>Merismopedia.</i>	11%	

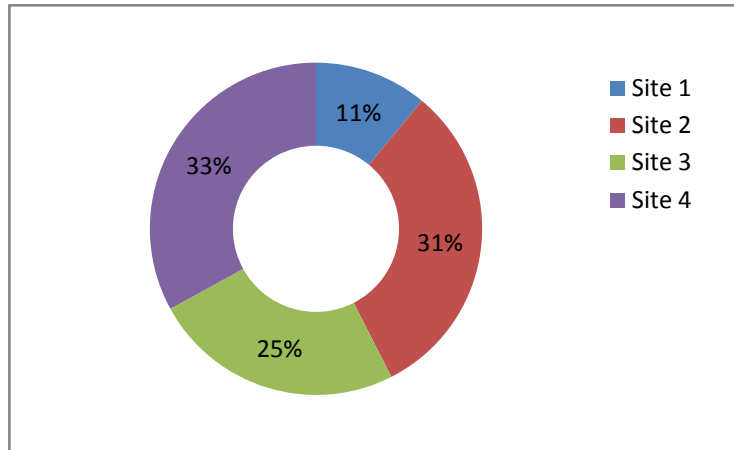
### III.3. Etude quantitative des cyanobactéries

#### III.3.1. Distribution spatio-temporelle des peuplements de Cyanobactéries

##### Distribution spatiale des peuplements de Cyanobactéries

Les résultats du comptage des genres recensés dans le barrage de Ain El Dalia au cours de la période d'étude (Octobre 2012 à Juin 2013), révèlent que 89% de la densité globale des micro algues sont présents dans les sites 4, 2 et 3 avec respectivement 33%, 31% et 25%. Dans le site 1 la densité relevée est la plus faible; elle représente le 1/10<sup>ème</sup> de la densité globale (Fig.14).

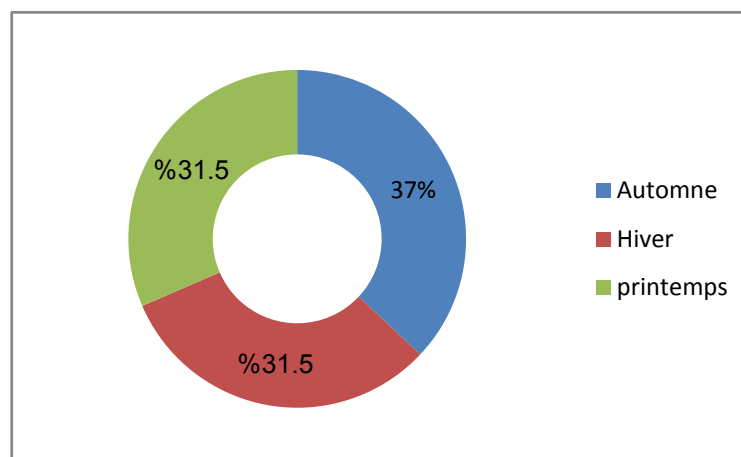




**Figure 14:** Distribution spatiale des peuplements de cyanobactéries.

#### **✚ Distribution saisonnière des peuplements de Cyanobactéries**

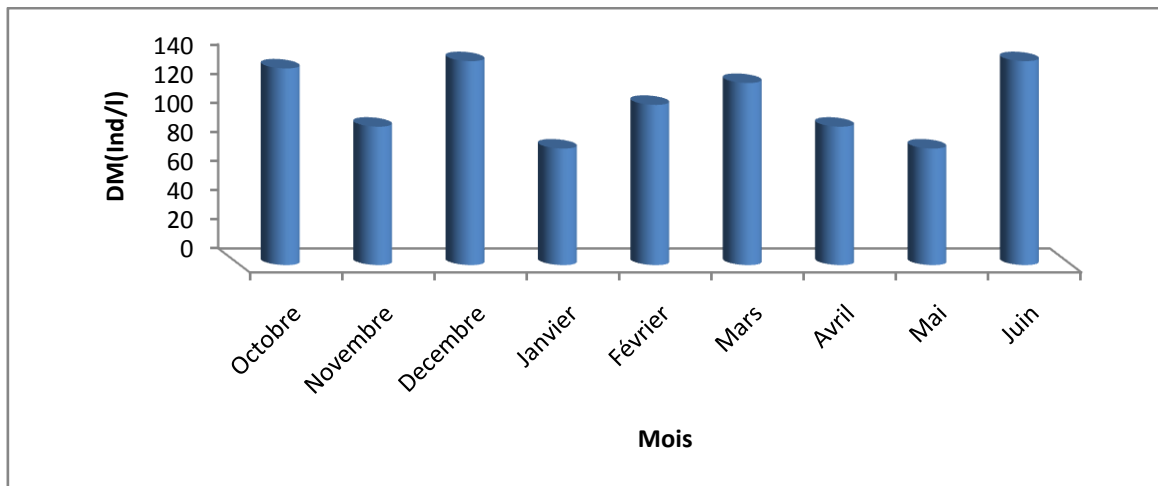
Le calcul des densités saisonnières des cyanophycées recensées dans le barrage d'Ain El Dalia montre la présence des mêmes proportions (31,5%) de population en hiver et au printemps ; c'est en automne que la proportion de population la plus élevée (37%) est notée (Fig.15).



**Figure 15:** Distribution temporelle des peuplements de cyanobactéries.

#### **✚ Distribution mensuelle des densités globales des peuplements cyanobactériens**

Les densités globales des cyanobactéries récoltées varient d'un mois à l'autre. Nous notons que pendant 5 mois (octobre, décembre, février, mars et juin), les densités relevées sont comprises entre 100 et 140 ind/l ; Les densités variant de 80 à 100 ind/l sont relevées aux mois de décembre et avril ; c'est, en revanche, en janvier et en mai que des densités les plus basses (proche de 70 ind/l) sont relevées (fig. 16).



**Figure 16** : Distribution mensuelle des densités globales des peuplements cyanobactériens.

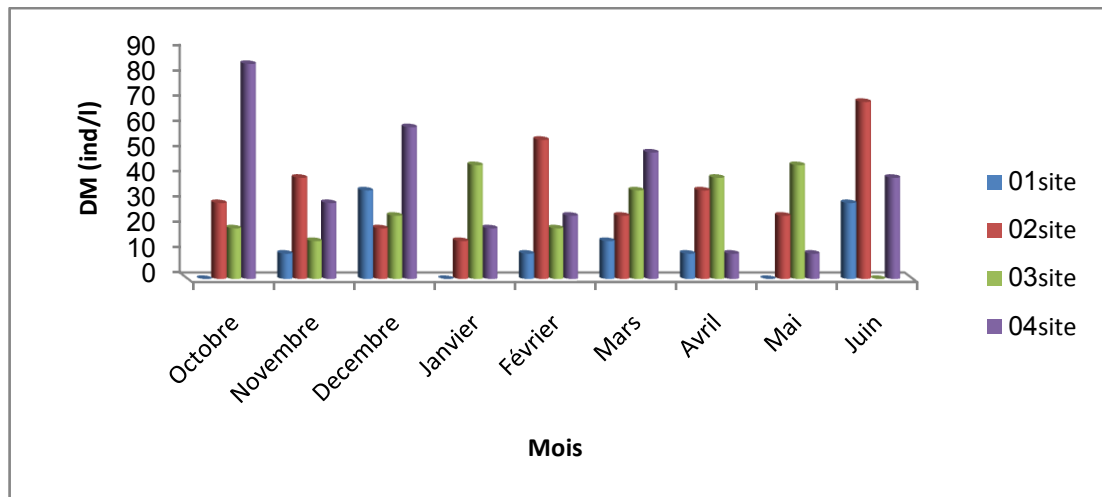
### III.3.2. Distribution spatio-temporelle des peuplements Cyanobactériens

Le suivi spatio-temporelle des densités globales des cyanobactéries recensées fait apparaître la présence de ces micro algues même dans les eaux traitées (site 1) à des densités variant de 10 à 30 ind/l ; les pics sont notés en décembre et juin (Fig. 17).

Dans le site 2, les cyanobactéries sont présentes durant toute la durée de l'étude à des densités variant de 15 à 70 ind/l ; Nous notons, par ailleurs, la présence de 3 pics : le premier en novembre (proche de 40 ind/l), le second en février (55 ind/l) et le troisième en juin (70 ind/l).

Dans le site 3, les cyanobactéries sont présentes durant presque toute la période d'étude (absent en juin) à des concentrations comprises entre 12 et 45 ind/l ; des teneurs de plus de 35 ind/l sont notées en janvier, mars, avril et mai.

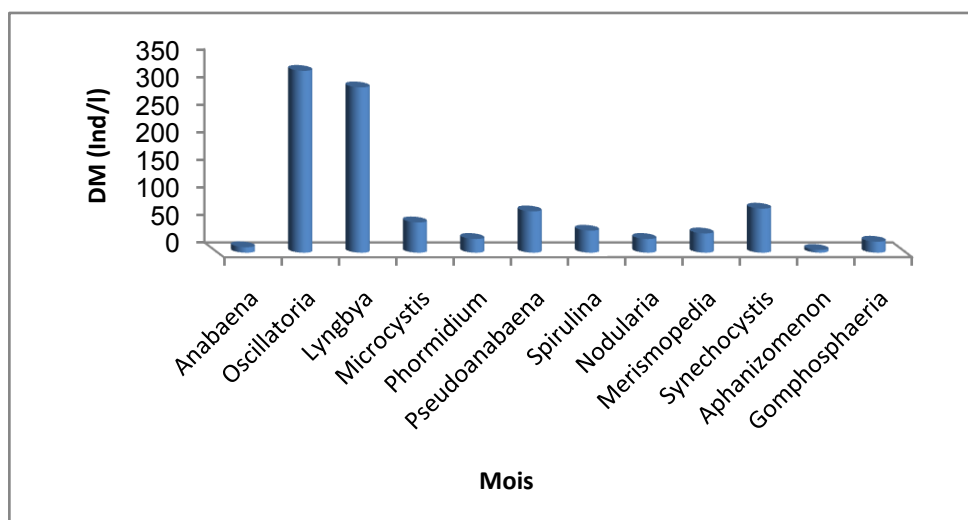
Dans le site 4, les cyanobactéries sont présentes durant toute la période d'étude à des densités oscillant de 10 ind/l à 85 ind/l ; Nous notons, par ailleurs, la présence de 4 pics : le premier en octobre (85 ind/l), le second en décembre (proche de 60 ind/l), le troisième en mars (proche de 50 ind/l) et le quatrième en juin (proche de 40 ind/l).



**Figure 17** : Distribution spatio-temporelle des peuplements de Cyanobactéries.

### III.3.3. Distribution des densités globales des genres recensés dans les eaux du barrage d'Ain El Dalia

Les densités globales des genres recensés dans les eaux du barrage d'Ain El dalia diffèrent d'un genre à l'autre. Nous notons une forte présence des *Oscillatoria* et *Lyngbya* ; ces derniers enregistrent des densités de l'ordre de 330 et 300 ind/l respectivement. Les genres *Pseudoanabaena* et *synechocystis* enregistrent quant à eux des densités comprises entre 75 et 80 ind/l. En ce qui concerne les genres, *Spirulina*, *Microcystis*, *Merismopedia* et *Nodularia*, leurs densités varient de 25 à 55 ind/l. Les genres tels que *Gomphosphaeria*, *Anabaena* et *Aphanizomenon* marquent leur présence par des densités n'excédant pas 20 ind/l (fig.18).



**Figure 18** : Distribution des densités globales des genres recensés dans les eaux du barrage d'Ain El Dalia.

### III.3.4. Distribution spatio-temporelle des genres omniprésents recensés

#### III.3.4.1. Le genre *Oscillatoria*

##### + Distribution spatiale

Le genre *Oscillatoria* est présent même dans les eaux traitées à des proportions de 20% ; ce qui représente le 1/5<sup>ème</sup> de la densité globale de cette cyanobactérie toxique ; Ce genre présente les mêmes proportions (24%) dans les sites 2 et 3 ; c'est en revanche dans le site 4 que le 1/3 de la densité globale est présent (fig.19).

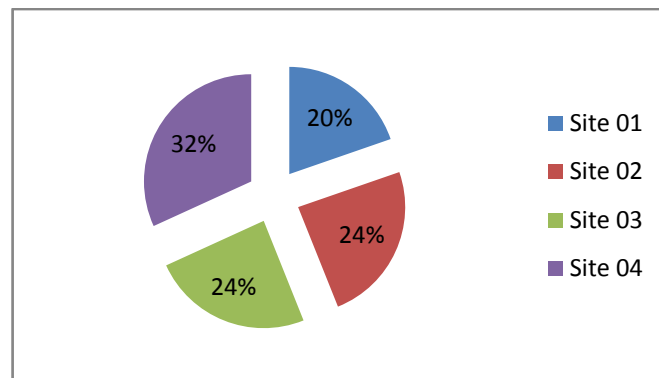


Figure 19 : Distribution spatiale des densités du genre *Oscillatoria*.

##### + Distribution temporelle

Le calcul des proportions mensuelles des densités du genre *Oscillatoria* fait apparaître la forte présence de ce dernier en décembre (24% soit le 1/4 de la densité globale), en juin (23% soit plus du 1/5<sup>ème</sup> de la densité globale) et à un moindre degré en novembre (12%) ; Cette micro algue (fig. 20) semble préférer les périodes automnale (41%) et printanière (38%).

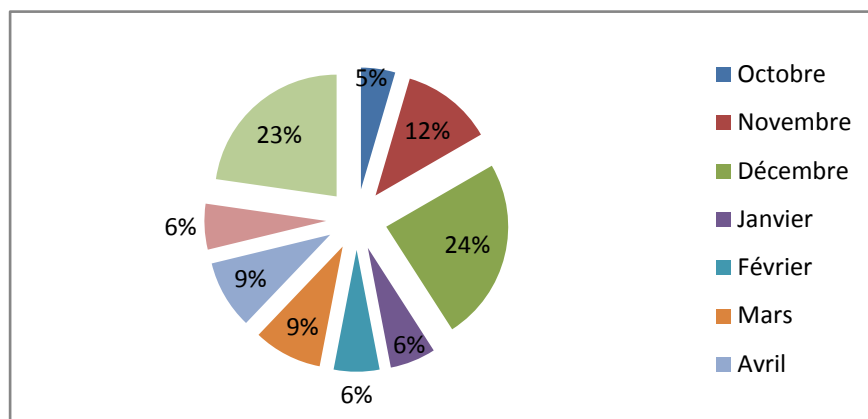
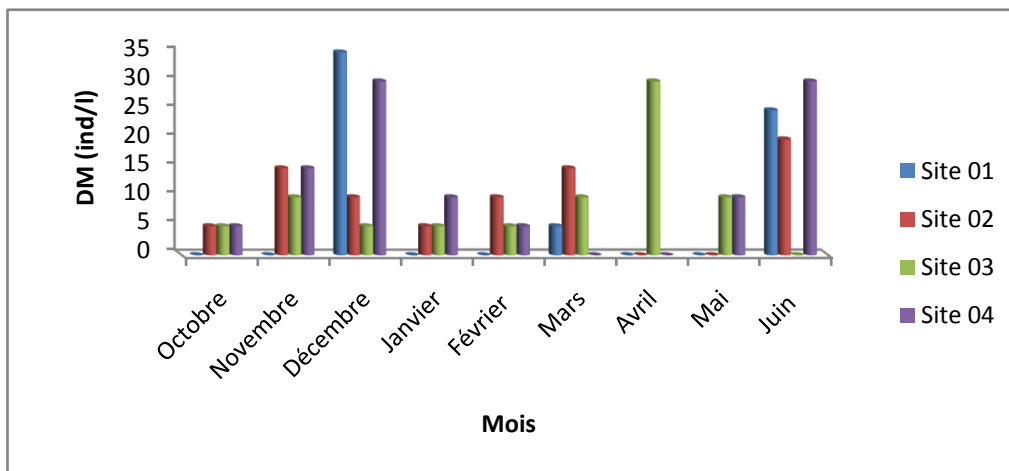


Figure 20 : Distribution temporelle des densités du genre *Oscillatoria*.

### ✚ Distribution spatio-temporelle

Les densités du genre *Oscillatoria* varient de 5 à 35 ind/l (fig. 21); Ce genre montre, dans le site 1 (eau traitée), 2 pics : l'un de 35 ind/l en décembre et l'autre de 25 ind/l en juin. Dans le site 2, les densités ne dépassent pas 15 ind/l sauf en juin où la valeur maximale (20 ind/l) est atteinte. Le genre *Oscillatoria* est présent dans le site 3 à des densités n'excédant pas 10 ind/l sauf en avril où une valeur proche de 30 ind/l est enregistrée. En ce qui concerne le site 4, les densités relevées ne dépassent pas 10 ind/l sauf en novembre, décembre et juin où des valeurs de 15, 30 et 30 ind/l sont notées respectivement.



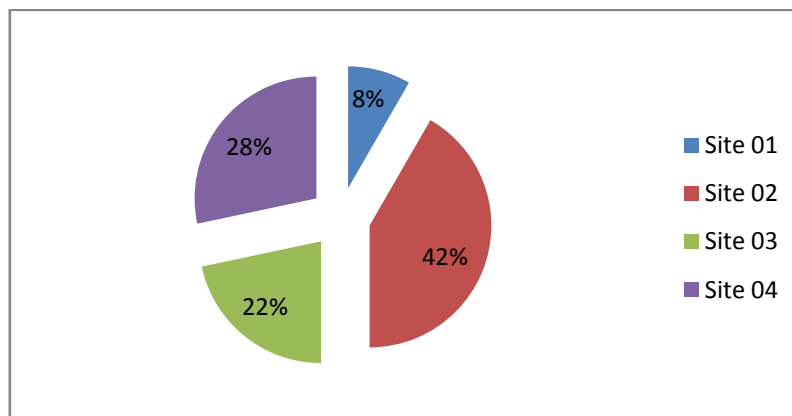
**Figure 21 :** Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Oscillatoria*.

### III.3.5. Distribution spatio-temporelle des genres constants

#### III.3.5.1. Le genre *Lyngbya*

##### ✚ Distribution spatiale

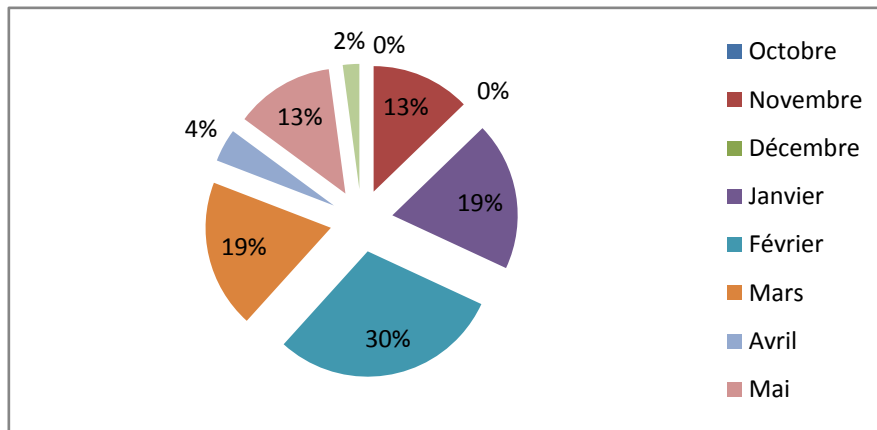
Le genre *Lyngbya* est présent dans l'ensemble des sites mais à des proportions différentes. Dans le site 1 (eau traitée), il représente presque le 1/10<sup>ème</sup> de la densité globale. *Lyngbya* affiche les plus fortes proportions dans les sites 2 (42%) et 3 ; quant au site 3, il abrite plus du 1/5<sup>ème</sup> de la densité globale (fig.22).



**Figure 22 :** Distribution spatiale des densités du genre *Lyngbya*.

### ✚ Distribution temporelle

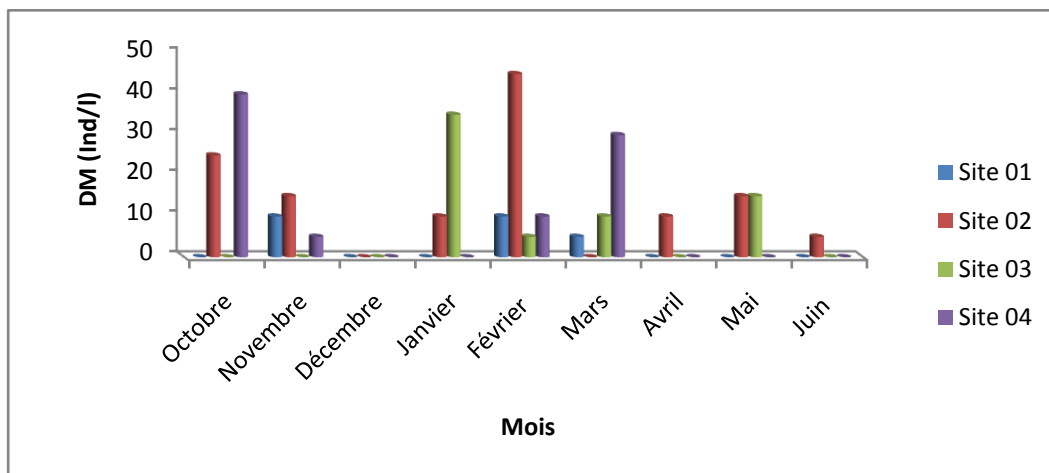
Le genre *Lyngbya* est fortement présent en février (30%), en janvier (19%) et en mars (19%) ; rien qu'en période hivernale la présence de ce genre est illustrée par 68% de la densité globale. Il est en revanche très faiblement présent en période automnale ou seulement une proportion de population de 13% est rencontrée en novembre. C'est en mai que la proportion de population la plus élevée (13%) est notée en période printanière (fig.23).



**Figure 23 :** Distribution temporelle des densités du genre *Lyngbya*.

### ✚ Distribution spatio-temporelle

La présence du genre *Lyngbya* diffère d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre. Dans le site 1, il est présent à des densités qui ne dépassent pas 10 ind/l en novembre, février et mars. Dans le site 2, sa présence est plus fréquente (7 mois sur 9) ; Les densités varient de 5 à 45 ind/l; les valeurs sont le plus souvent inférieures à 15ind/l sauf en octobre et en mars ou des valeurs de 40ind/l et de 30 ind/l sont respectivement enregistrées (fig.24).



**Figure 24 :** Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Lyngbya*.

### III.3.5.2. Le genre *Phormidium*

#### ✚ Distribution spatiale

L'évaluation des densités fait apparaître une forte présence du genre *Phormidium* dans les eaux traitées ; presque le 1/3 de la population globale de cette cyanobactérie (fig. 25). Mais, en revanche, 3/5<sup>ème</sup> de la population dénombrée sont rencontrés dans le site 2 et à peine 14% dans le site 3. Ce genre n'est pas rencontré dans le site 4.

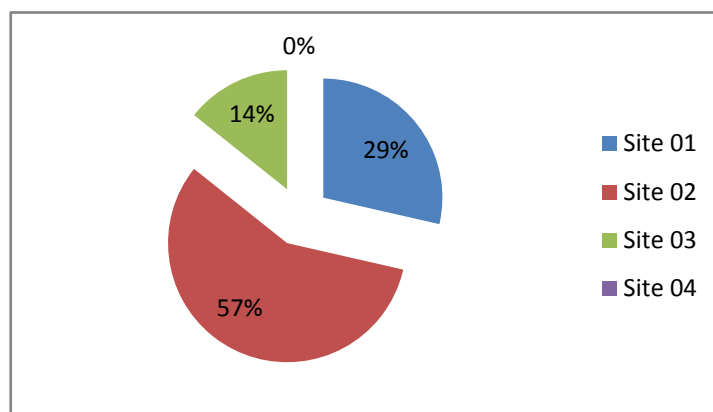


Figure 25 : Distribution spatiale des densités du genre *Phormidium*.

#### ✚ Distribution temporelle

Le genre *Phormidium* n'est pas rencontré durant la période automnale (fig.26) ; En période hivernale, sa présence est limitée aux mois de janvier et mars avec des densités respectives de 15 et 14%. C'est en revanche en période printanière que le plus fort de la population est rencontré (71% de la densité globale) ; c'est néanmoins en juin que 43% de la densité globale sont enregistrés.

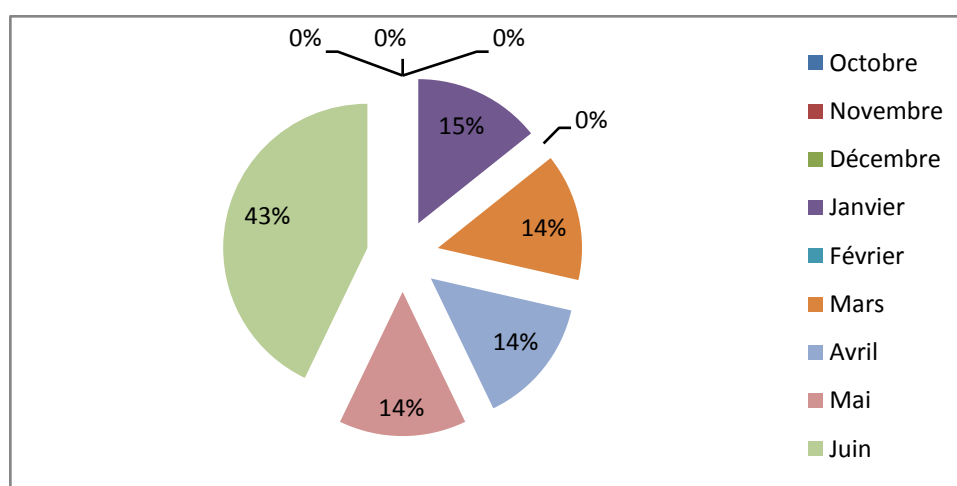


Figure 26 : Distribution temporelle des densités du genre *Phormidium*.

### Distribution spatio-temporelle

Le genre *Phormidium*, quand il est présent, ne dépasse pas la valeur de 5 ind/l, à l'exception du mois de juin où dans le site 2 il montre un pic de 10 ind/l (fig. 27).

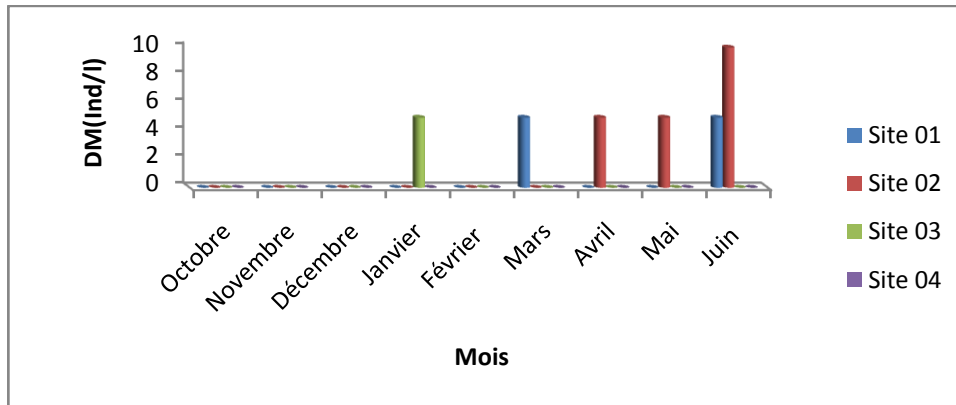


Figure 27 : Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Phormidium*.

### III.3.6. Distribution spatio-temporelle des genres réguliers recensés

#### III.3.6.1. Le genre *Microcystis*

##### Distribution spatiale

Le genre *Microcystis* n'est pas présent dans les sites 1 et 4. Sa présence est fortement marquée dans le site 2 où 4/5<sup>ème</sup> de la population globale sont présents ; le 1/4 restant étant rencontré dans le site 3 (fig.28).

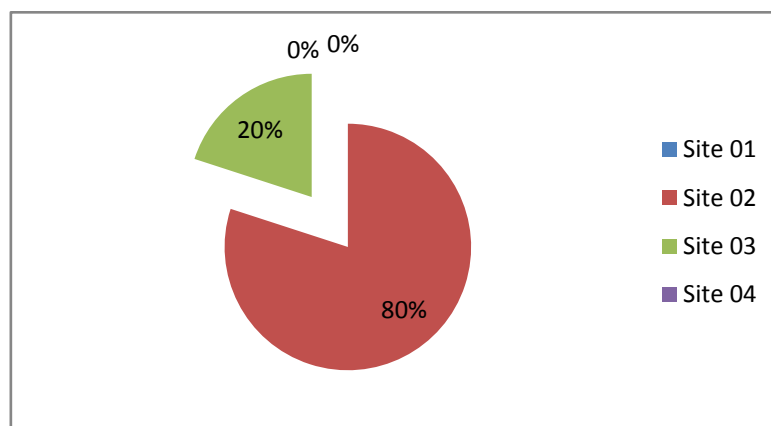


Figure 28 : Distribution spatiale des densités du genre *Microcystis*.

##### Distribution temporelle

C'est en période printanière que le genre *Microcystis* est fortement présent (plus de 2/3 de la population globale de ce genre) ; Par ailleurs, c'est en avril et en mai que les plus fortes



proportions sont enregistrées (25% par mois). Durant les 4 autres mois où ce genre est rencontré, les densités relevées sont pratiquement équivalentes (de l'ordre de 8%) (fig. 29).

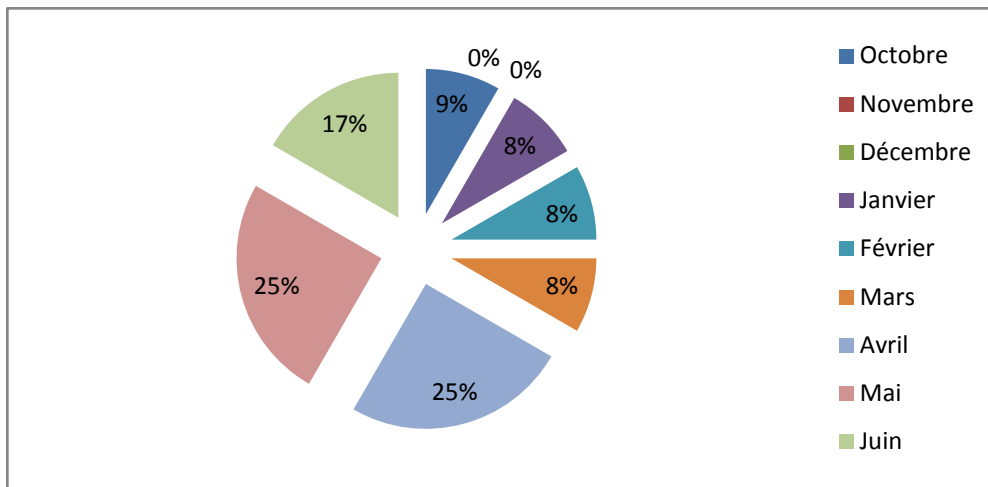


Figure 29 : Distribution temporelle des densités du genre *Microcystis*.

#### ✚ Distribution spatio-temporelle

La présence du genre *Microcystis* est illustrée par des densités de l'ordre de 5 ind/l sauf en mai et juin où des densités proches de 10 ind/l sont notées dans le site 3 et le site 2 respectivement (fig. 30).

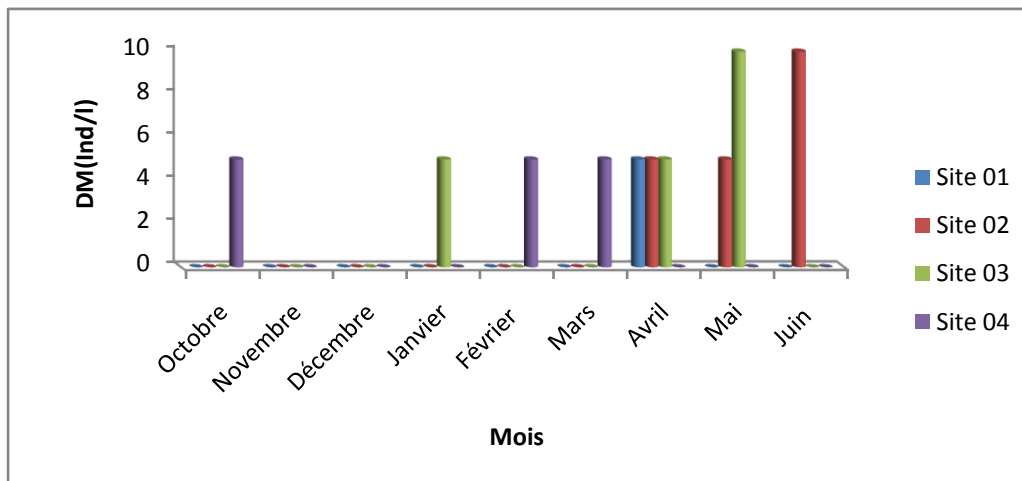
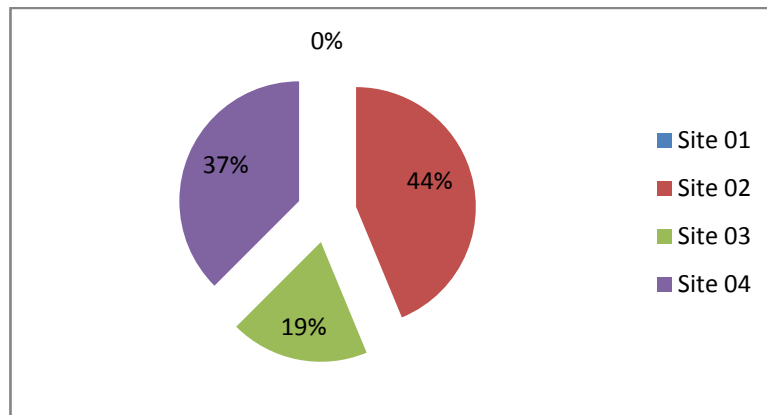


Figure 30 : Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Microcystis*.

### III.3.6.2. Le genre *Synechocystis*

#### ✚ Distribution spatiale

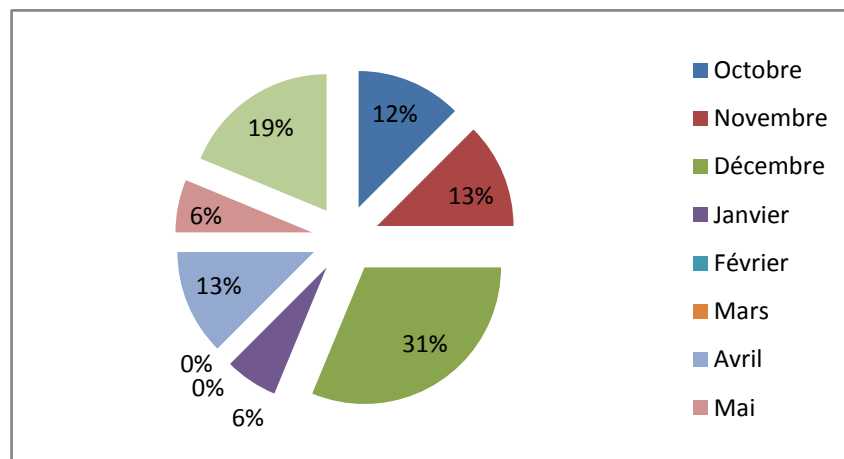
La population du genre *Synechocystis* est répartie entre les sites 2, 3 et 4 ; il n'est pas rencontré dans l'eau traitée. C'est toutefois dans les sites 2 et 4 que plus du 4/5<sup>ème</sup> de la population est rassemblé, le 1/4 restant occupe le site 3 (fig. 31).



**Figure 31 :** Distribution spatiale des densités du genre *Synechocystis*.

### ✚ Distribution temporelle

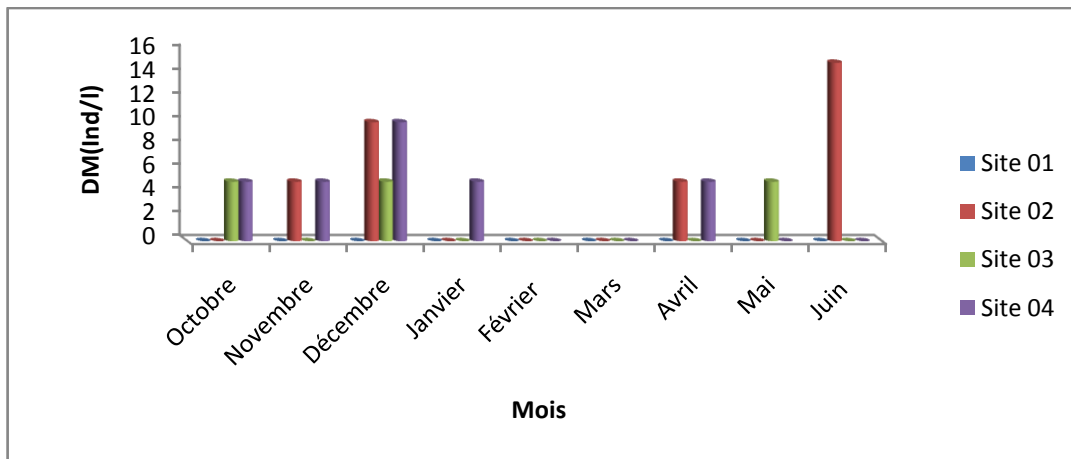
Ce genre est fortement présent en période automnale (50%) ; La densité enregistrée à cette période est répartie à raison de 12%, 13% et 31% respectivement en octobre, novembre et décembre. Il est en revanche très faiblement représenté en hiver (6% en janvier). Au printemps, le genre *Synechocystis* est essentiellement présent en avril et en juin (13% et 19% respectivement) ; en mai sa densité représente seulement 6% (fig.32).



**Figure 32 :** Distribution temporelle des densités du genre *Synechocystis*.

### ✚ Distribution spatio-temporelle

Les densités du genre *synechocystis* sont comprises entre 5 et 15 ind/l (fig. 33). Durant presque toute la période d'étude, les densités relevées ne dépassent pas 5 ind/l sauf en décembre (site 2 et 4) et en juin (site 2) ou des valeurs de l'ordre de 10 ind/l et 15 ind/l sont notées respectivement.

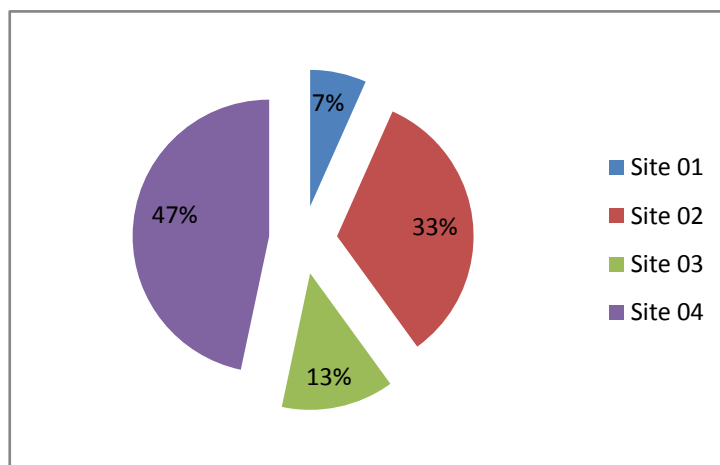


**Figure 33 :** Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Synechocystis*.

### III.3.6.3. Le genre *Pseudanabaena*

#### + Distribution spatiale

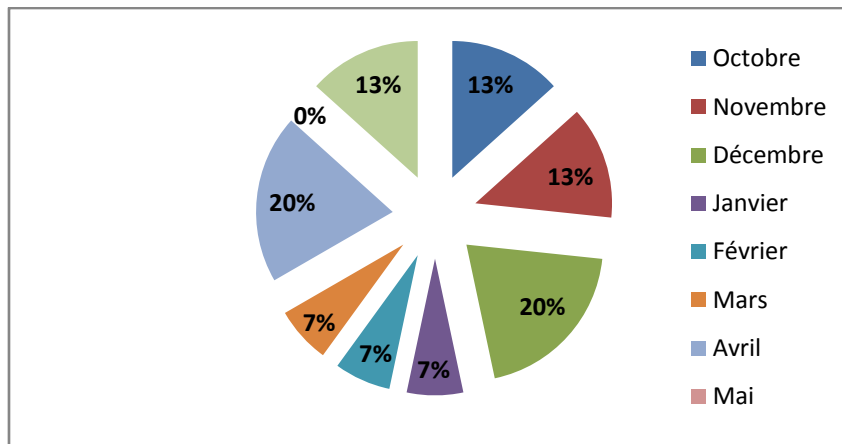
*Pseudanabaena* est présent dans l'ensemble des 4 sites à des proportions différentes ; il montre de faibles proportions dans les sites 1 et 3 (7% et 13% respectivement). C'est en revanche 4/5 de la population qui se trouvent confinés dans les sites 2 et 4 dans des proportions respectives de 47% et 33% (fig.34).



**Figure 34 :** Distribution spatiale des densités du genre *Pseudanabaena*.

#### + Distribution temporelle

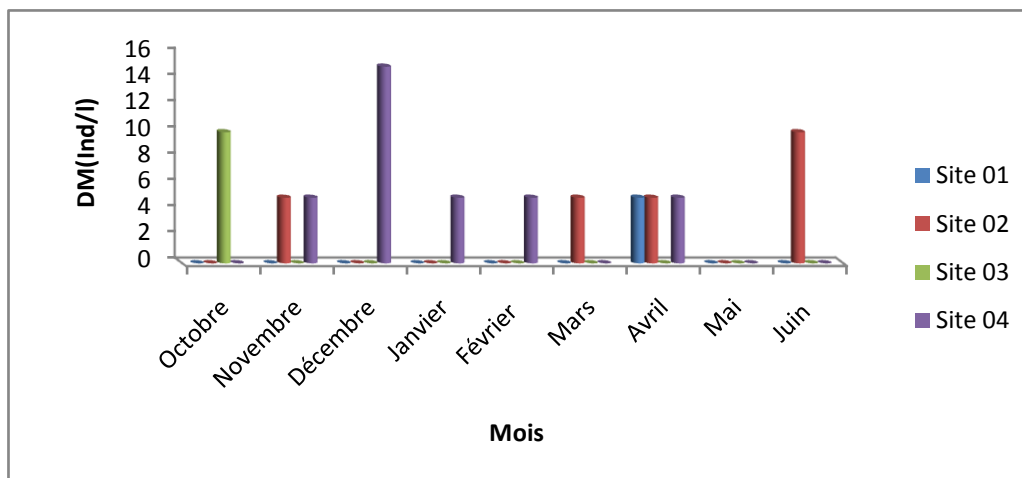
Le genre *Pseudanabaena* est rencontré à des proportions de 46% en automne et 33% au printemps; ce qui représente 4/5 de la population globale de cette cyanobactérie (fig.35). Ce sont toutefois les mois de décembre et d'avril qui comptabilisent les plus fortes proportions (20%).



**Figure 35 :** Distribution temporelle des densités du genre *Pseudanabaena*.

### ✚ Distribution spatio-temporelle

Les densités de *Pseudanabaena* sont comprises entre 5 et 15 ind/l. Durant presque toute la période d'étude, où ce genre est rencontré, sa densité ne dépasse pas 5 ind/l à l'exception des mois d'octobre (dans le site 3) et juin (dans le site 2) où les densités sont proches de 10 ind/l. Le seul pic de 15 ind/l est relevé dans le site 4 en décembre (fig.36).



**Figure 36 :** Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Pseudanabaena*.

### III.3. Analyse statistique des données

Le calcul de la corrélation et de la probabilité, nous permet de constater qu'il n'y a pas de corrélation entre les paramètres physiques et la densité micro-algale dans les quatre sites d'étude car la probabilité P est supérieure à la valeur  $\alpha = 0.05$ .

En ce qui concerne les paramètres chimiques, nous constatons l'existence, dans le site 2 (Pollué, urbain), d'une corrélation entre la densité micro-algale et la matière en suspension

dans l'eau ( $P = 0,016$ ), et dans le site 1 entre la densité micro-algale et l'oxygène dissous (Tab.3).

**Tableau 3:** Corrélation entre la densité micro-algale et les différents paramètres physiques de l'eau du barrage de Ain El Dalia.

	T°C	pH	O <sub>2</sub> mg/l	Conductivité
<b>Site 01</b>				
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	0,362	0,437	-0,723	0,170
<b>Probabilité (P)</b>	0,338	0,239	0,028	0,662
<b>Site 02</b>				
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	0,491	-0,019	-0,253	-0,319
<b>Probabilité (P)</b>	0,180	0,962	0,511	0,403
<b>Site 03</b>				
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	-0,354	0,483	0,220	-0,482
<b>Probabilité (P)</b>	0,350	0,188	0,570	0,189
<b>Site 04</b>				
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	-0,002	0,172	-0,241	-0,117
<b>Probabilité (P)</b>	0,997	0,658	0,532	0,764

**Tableau 4:** Corrélation entre la densité micro-algale et les différents paramètres chimiques de l'eau du barrage de Ain El Dalia.

	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	MES	Chlorophylle <i>a</i>
<b>Site 01</b>						
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	0,243	-0,008	-	- 0,289	-0,021	-0.103
<b>Probabilité (P)</b>	0,529	0,983	-	0,451	0,957	0.792
<b>Site 02</b>						
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	0,255	-0,227	0,624	0,381	0,767	0.219
<b>Probabilité (P)</b>	0,507	0,557	0,073	0,312	0,016	0.570
<b>Site 03</b>						
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	-0,248	0,055	-0,417	0,030	0,060	0.228
<b>Probabilité (P)</b>	0,519	0,888	0,265	0,939	0,877	0.555
<b>Site 04</b>						
<b>Coeff. de corrélation (r)</b>	-0,414	-0,015	0,586	0,380	0,442	-0.061
<b>Probabilité (P)</b>	0,268	0,969	0,097	0,313	0,234	0.875

---

---

# *Discussion*

---

---

#### IV. DISCUSSION

L'analyse des principaux paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage d'Ain El Dalia révèle que les valeurs maximales de température sont enregistrées dans le site exposé au vent durant le mois de juin (18°C). Nous notons en effet que forte densité algale est enregistrée à des basses températures (décembre).

Nos données sont confortées par les résultats de certains auteurs qui rapportent que les Cyanopocaryotes prolifèrent dans une eau dont la température est comprise entre 15 et 30°C (Skulberg *et al.* 1984, Carmichael *et al.* 1990, Nasri 1999, Menail 2000, Matmed 2000, Bensdira 2000, Boualleg & Kouachi 2001, Amissi & Yahiaoui, 2001, Nasri, 2001, Boulesnane & Chaibi 2002, Gouasmia 2003, Chaibi 2004, Bensafia 2005, Manamani 2007 Ghazali *et al.* 2008, Nasri *et al.* 2007 et Ouarts *et al.* 2011).

Les valeurs du pH de l'eau du barrage Ain Dalia sont comprises entre 5,9 et 8,9. Ces valeurs seraient selon certains auteurs favorables à la prolifération massive des micro-algues (Skulberg *et al.* 1984, Carmichael *et al.* 1990). Par ailleurs, Brock (1973) rapporte qu'un pH du milieu inférieur à 5 élimine la vie et croissance des cyanobactéries. Nos données concordent avec celles rapportées par les divers auteurs qui ont réalisé des études dans les divers plans d'eau de l'Algérie (Nasri 1999, Menail 2000 (lac Oubéira) et Bensdira 2000, Aissani 2003 (barrage de Hammam Dbagh), Boualleg & Kouachi 2001, Gouasmia 2003 et Manamani 2007 et Ghazali *et al.* 2008 (barrage de Ain El Dalia), Ouarts *et al.* 2011 (barrage Mexa El Taref), ces auteurs rapportent des valeurs de pH comprises entre 6 et 9.

Les valeurs maximales de l'oxygène dissous sont enregistrées durant le mois d'avril dans le site 1 traité où on note des valeurs très faible en densité micro algales. Ces données ne concordent pas avec ceux rapporté par Skulberg *et al.* (1984), Carmichael (1990) qui ont montré qu'une bonne oxygénation de l'eau favorise une prolifération des cyanobactéries, et par conséquent la croissance de ces micro-algues fournit une source supplémentaire de cet élément par leur activité photosynthétique.

Ce qui suggère l'intervention d'autres facteurs encore mal cernés comme, l'ensoleillement de l'eau et la quantité de nutriment sont reconnus pour avoir une influence sur la diversité des espèces rencontrées et leur prolifération. En revanche, les changements climatiques responsables du réchauffement plantaires pourraient également favoriser la croissance des

cyanobactéries observées sur tous les continents, bien que ce lien reste pour le moment hypothétique.

Toutefois, les concentrations de la matière en suspension dans l'eau sont maximales durant le mois d'octobre dans le site 4 (exposé au vent).

L'analyse statistique des données révèle l'existence d'une corrélation positive entre la matière en suspension et l'oxygène dissous dans l'eau et la densité microalgale respectivement dans le site 2 (urbain) et le site 1 (traité).

Les fortes teneur en chlorophylle *a* est enregistrée en moi de mai dans le site agricole.

La mesure de la concentration en chlorophylle fournit un bon indice du niveau d'eutrophisation (Ramade, 1996).

L'estimation de la teneur en chlorophylle constitue vraisemblablement la mesure la plus simple et la plus accessible de la biomasse phytoplanctonique. Dans une logique d'étude de fonctionnement d'un écosystème, l'estimation de la teneur en chlorophylle fournit une indication globale et intégratrice des réponses de la communauté phytoplanctonique aux fluctuations de son environnement (Harris 1986).

La faible teneur enregistrée en période froide (périodes de crue) serait en relation avec les basses températures et la dilution qui affecte les communautés phytoplanctoniques (Zalocar 1992, Engle & Melack 1993, Garcia 1997, Huszar & Reynolds 1997).

La concentration en oxygène dissous est une variable d'état fondamentale, qui intervient dans beaucoup de processus. C'est également un bon indicateur de la santé d'un écosystème (Bourlange 2000).

La conductivité est importante durant le mois de mai dans le site 02 (pollué, urbain) où la densité ne dépasse pas 25 ind/l.

Selon Lacaze (1996), la turbidité qui est générée par les particules minérales, les détritiques et les organismes, peut limiter la photosynthèse aux premiers mètres en empêchant la pénétration de la lumière jusqu'aux pigments responsables de la photosynthèse; ce qui freinent l'utilisation des nutriments et la production d'oxygène dissous dans les couches d'eau engendrant ainsi une diminution très nette de ce peuplement.



Le dosage des paramètres physico-chimiques indique des valeurs maximales dans le site agricole durant la période printanière.

L'azote et le phosphore représentent des éléments essentiels à la croissance du phytoplancton (y compris les cyanobactéries), car ils rentrent dans le cycle métabolique (Ba 2006) et sont généralement à de faibles concentrations dans l'eau (Wetzel & Likens 2000).

Les teneurs maximales en nitrites relevées dans ce plan d'eau douce en périodes printanière sont liées aux résidus de la vie animale (plancton mort, rejets métaboliques, excréments des poissons) et aussi aux phénomènes de dégradation de la matière organique dans les conditions généralement anoxiques.

Le phosphore est un élément constitutif nécessaire de la matière vivante : il entre en particulier dans la composition de l'ATP, des acides nucléiques : ADN et ARN et des lipides phosphorés (Bougis 1974), Il est souvent le facteur limitant en milieu limnique par suite de la faiblesse du taux de phosphates dissous (Ramade 1996).

Les teneurs en orthophosphates sont maximales en période printanière, ceci pourrait s'expliquer par un processus de relargage, ce processus est complexe et dépend de plusieurs mécanismes physiques, chimiques et biologiques (Galvez Cloutier 2002, Gachter & Muller 2003).

Vallentyne (1974) a montré que l'anoxie ( $O_2 < 1$  mg/l) provoque la remise en solution du phosphore immobilisé dans les sédiments; Saraiva- Cavalcante (1995) quant à lui rapporte que le relargage a lieu dès que la teneur en oxygène dissous atteint les 2 mg/l. Selon Gachter & Meyer (1993), une élévation de l'activité bactérienne du sédiment interviendrait dans ce processus par une assimilation et stockage du phosphore dans les cellules et par son relargage après leur mort; ces dernières auraient un rôle de catalyseur des réactions de la minéralisation du phosphore organique.

L'observation des caractères morphologiques des Cyanophycées récoltées dans le barrage de Ain El Dalia, durant la période d'octobre 2012 à juin 2013, nous a permis d'identifier 12 genres : *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Synechocystis*, *Gomphosphaeria*, *Phormidium*, *Aphanizomenon*, *Pseudanabaena*, *Merismopedia*, *Nodularia*, *Anabaena*, *Spirulina* avec la dominance du genre *Oscillatoria*. Parmi ces genres 9 sont potentiellement toxiques *Aphanizomenon*, *Pseudoanabaena*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Synechocystis*, *Anabaena*, *Nodularia* et *Gomphosphaeria* (Bourrelly 1985). Toute fois les genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Pseudoanabaena*, sont considérés comme des

neurotoxiques et hépatotoxiques, quant à *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Nodularia* sont des hépatotoxiques (Benoufella *et al.* 1995). En revanche le genre *Lyngbya* est un dermatotoxique (Bourelly 1985).

Les efflorescences d'eau douce toxiques de cyanobactéries ont été observées dans de larges régions du monde (Sivonen et Jones, 1999 ; Chorus 2001) et dans les pays du bassin méditerranéen (Vasconcelos *et al.*, 1996 ; Moreno *et al.*, 2005). La présence de microalgues toxiques dans les retenues de barrage algérien a été signalée par plusieurs auteurs (Bensdira 2000 , Boualleg & Kouachi 2001 , Aissani 2003, Gouasmia 2003, Manamani 2007 et Ghazali *et al.* 2008, Ouarts *et al.* 2011).

Au Maroc et en Tunisie des blooms microalgales ont été observés dans des retenues de barrages ( Oudra *et al.* 2002, Sabour *et al.* 2002, El Herry *et al.* 2007, 2008).

L'estimation de la fréquence d'occurrence des genres recensés montre que seulement le genre *Oscillatoria* est considéré comme omniprésent. Les deux genres *Lyngbya* et *Phormidium* sont constantes. Toutefois, les genres *Synechocystis* et *Pseudoanabaena* sont réguliers. Cependant les genres *Nodularia*, *Anabaena* et *Gomphosphaeria* sont accessoires; les genres *Spirulina*, *Aphanizomenon* et *Merismopedia* sont en revanche accidentelles.

Dans ce même plan d'eau Boualleg & Kaouachi (2001), ont rapporté presque la présence de la même communauté et l'omniprésence également du genre *Oscillatoria*, sauf ces auteurs n'ont pas signalé le genre *Spirulina* et *Nodularia* et ont ajouté le genre *Cylindrospermum*. Toutefois Ghazali *et al.* 2008 ont rapporté la présence de la même communauté microalgale avec l'absence du genre *Gomphosphaeria* et l'omniprésence du genre *Lyngbya*. Cependant, Gouasmia (2003) et Manamani (2007) ont révélé la présence de 8 genres avec l'omniprésence du genre *Microcystis*.

En effet, les travaux réalisés dans le barrage de Hammam Dbagh ont montré selon Bensdira (2000) la présence de 4 genres et l'omniprésence du genre *Microcystis*, cependant Aissani (2003) a signalé dans ce même milieu 10 genres de Cyanophycées avec l'omniprésence du genre *Gomphosphaeria*.

Par ailleurs dans le lac Tonga et dans le barrage de Cheffia, Matmed (2000) et Nasri *et al.* (2007) ont montré l'omniprésence du genre *Microcystis*. Cependant, Dans le lac Oubeira, c'est le genre *Anabaena* qui prédomine (Menail, 2000 ; Boulesnane & chaibi, 2002).

Dans le barrage Mexa à El Taref, Ouartsi *et al.* (2011) ont montré la présence des genres: *Microcystis*, *Chroococcus*, *Merismopedia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Pseudoanabaena* et *Spirulina* avec la dominance du genre *Microcystis*.

Cette différence de fréquence d'occurrence des genres caractérisant chaque milieu suggère que chaque genre présente des capacités d'adaptation différentes en rapport avec les conditions de l'environnement dans lesquelles il se trouve (Bourrelly 1985, Bourrelly 1991).

Le suivi de la dynamique du peuplement des cyanoprocaryotes dans le barrage de Ain El Dalia montre que c'est durant le mois de décembre que la densité micro-algale la plus importante est enregistrée.

La distribution saisonnière des micro algues révèle que les densités les plus élevées sont obtenues durant la période automnale.

Nos résultats se concordent avec ceux rapportés par Nasri (1999) dans le lac Oubeira et Bensdira (2000) dans le barrage de Hammam Dbagh, Aissani 2003, Boualleg & Kaouachi 2001, Nasri *et al.* 2007 dans le barrage d'El Chafia, Ouartsi *et al.* 2001 dans le barrage de Mexa.

L'évolution de la distribution spatiale des Cyanoprocaryotes identifiées dans le barrage d'Ain El Dalia montre que le site 4 (exposé au vent) présente la densité la plus élevée par rapport aux autres sites. Ces observations sont en accord avec celles rapportées par Bensdira (2000) dans le barrage de hammam Dbagh, Boualleg & Kaouachi (2001) dans le barrage d'Ain El Dalia et Ouartsi *et al.* 2011 dans le barrage Mexa à El Taref qui ont montré que la plus forte densité est rencontrée dans le site exposé au vent.

Cette distribution peut s'expliquer par le fait que la plupart de ces microorganismes possèdent des vacuoles à gaz qui leur permettent de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau et facilitent leur transport par les vents dominants vers les sites exposés pour s'accumuler sur les berges (Bourrelly 1985, Klemer 1990, Chorus & Bartram 1999, Brient *et al.* 2004).

Par ailleurs, la présence dans le site 1 (traité), de certains genres de cyanophycées, fort heureusement à de trop faibles densités, montre que le traitement de l'eau du barrage n'est pas totalement efficace ; toutefois, les densités trouvées dans l'eau brute (avant traitement) restent bien en deçà des valeurs présentant un risque quelconque pour l'utilisateur.

Cependant, la confirmation de la présence des algues potentiellement toxiques dans les eaux brutes du barrage de Ain El Dalia soulignent la nécessité de la mise en place de programmes de surveillance pour empêcher efficacement les risques de santé humaine et animale liés à la contamination des eaux par les cyanotoxines.

Une conséquence fâcheuse liée à la présence d'une forte concentration de cyanobactéries en surface est de faire écran à la pénétration de la lumière en profondeur. Ce qui représente ainsi un facteur limitant d'une part, pour les êtres chlorophylliens vivants en profondeur et d'autre part, un facteur limitant pour les êtres dépendants pour vivre d'une forte présence de l'oxygène dissous.

---

---

*Conclusion et  
perspectives*

---

---

## V. CONCLUSION

Il ressort de cette étude :

- ✓ Que les paramètres physico chimiques dosés montrent des fluctuations saisonnières ; toutefois les valeurs notées restent en conformité avec les normes généralement admises ;
- ✓ Que parmi les 12 genres recensés 9 sont potentiellement toxiques ;
- ✓ Que le calcul des densités globales des genres recensés fait apparaître la dominance du genre *Oscillatoria* ce dernier est suivi *Lyngbya* et *Pseudoanabaena*.
- ✓ Que *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Pseudanabaena* et *Phormidium* sont présents même dans les eaux traitées ;
- ✓ Que les genres *Oscillatoria*, *Pseudanabaena* et *Synechocystis* préfèrent l'automne et le printemps et que *Microcystis* et *Phormidium* sont printaniers et *Lyngbya* hivernal ;

En perspectives :

Il serait nécessaire de mettre en place un programme de suivi plus rigoureux tel que préconisé par l'OMS :

- Suivi des paramètres physico chimiques de l'eau afin de caractériser ce plan d'eau et son bassin versant ;
- Suivi des peuplements cyanobactériens (inventaire et dénombrement) afin de caractériser les communautés peuplant ce plan d'eau ;
- Application des directives de l'OMS (Dosage des microcystines lors de bloom et augmentation des fréquences d'intervention au niveau du site...).

---

---

*Références  
bibliographiques*

---

---

## VI. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aminot A. & Chaussepied M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO (édit). Brest. P : 395.
- Aminot A. & Kerouel R., 2004.** Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336p.
- ANBT 2013.** Agence national des barrages et de transfert.
- Andresen-Leitao M.P., Lassus P., Maggi P., La Baut C., Chauvin J. & Truquet P., 1983.** Phytoplancton des zones mytilicoles de la baie de vilaines et intoxication par les coquillages. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* **46** (3) : 233-266.
- Ba N. 2006.** La communauté Phytoplanctonique du lac de Guiers (Sénégal) : Types d'associations fonctionnelles et approches expérimentales des facteurs de régulation. Thèse de Doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle. Université Cheikh Anta Diop de Dakar (Sénégal). pp. 144.
- Banner A.H., 1959.** A dermatitis-producing alga in Hawaiï. *Hawaiï Med. J.* 19 : 35-36.
- Barbiero *et al.*, 1999
- Benoufella F., Bretu, G., Vesie, C. & Lapanche, A. 1995.** Développement des cyanophycées dans différents types d'eaux : Etude de leurs toxines et impacts sanitaires.
- Bensafia L. 2005.** Les peuplements des cyanobacteries de deux plans d'eau douce (Lac Oubeire, Tanga). Inventaire et dynamique spatio-temporelle. *Mémoire de magister en science de la mer, option : Aquaculture. Université d'Annaba.* 31pp.
- Bergman B., Gallon, J.R., Rai, A.N. & Stal, L.J. 1997.** N<sub>2</sub> fixation by non-heterocystous cyanobacteria. *FEMS Microbiol. Rev.* 19: 139-185 pp.
- Bouaicha N., 2001.** Impact sanitaire des toxines de en milieu d'eau douce cyanobactéries. *Revue Françaises des Laboratoires*, n° 336.
- Bougis P. 1974.** Ecologie du plancton marin. Tome I : le phytoplancton. pp. 61.



- Boulesnane N. & Chaibi, R. 2002.** Les cyanophycées dans un plan d'eau douce : Le lac Oubeira ; Inventaire et dynamique. Mémoire d'ingénieur d'états en sciences des mers, option en Aquaculture. Université d'Annaba. pp 60.
- Bourlange S. 2000.** Modélisation hydraulique et écologique d'une rivière amont : Le Grand Morin. DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie. Université Pierre et Marie Curie, Université Paris-Sud, Ecole des Mines de Paris & Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts. pp. 48.
- Bourelly P. 1985.** Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III : Les algues bleues et rouges. Eugléniens, Péridiniens et cryptomonadines. Société. *Nouvelle des Editions Boubée*, 606-607 pp.
- Bourelly P. 1991.** Cyanophycées : Encyclopédia universalis. pp 979-981.
- Barbiero R. P., James, W. F. and Barko, J. W. (1999)** *The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir. Freshwater Biol.* 42, 503–512
- Briand E., 2008** Contribution à la compréhension du déterminisme de la mise en place des proliférations de Cyanobactéries et de leur production de toxines. Thèse de doctorat du Museum national d'histoire naturelle, Paris, 270p.
- Briand J.F. ; Robillot, C. ; Quiblier-Lloberas, C. ; Humbert, J.F. ; Coute, A & Bernard, C. 2002b.** Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Res* 36:3183-3192.
- Briand J.F., Jacquet, S., Flinois, C., Avois-Jacquet, C., Maissonette, C & Leberre, B., Humbert, J.F. 2005.** Variations in the microcystin production of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. *Microb. Ecol.* 50:418-428.
- Brient L., Legeas, M., Leitao, M. & Peigner, P. 2004.** Etude interrégionale grand ouest sur les cyanobactéries en eau douce. Université de Rennes 1. pp.82.
- Brient L., Vézic, C & Bertru, G. 2001.** Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau breton. Université de Rennes 1. pp 80.

- Bright D.I. & Walsby, A.E. 2000.** The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zurich. *New Phytol.* 146(2): 301-316.
- Brunberg A.K. & Blomqvist P., 2002.** Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions. *J. Plankton Res.* 24:1247-1252.
- Brunberg A.K. & Blomqvist P., 2003.** Recruitment of *Microcystis* (Cyanophyceae) from lake sediments: the importance of littoral inocula. *J. Phycol.* 39:58-63.
- Brock T.D. 1973.** Lower pH limit for the existence of blue green algae : evolutionary and ecological implications. *Science*, vol : 179, pp. 480-483.
- Carmichael, W.W. 1992.** Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72: 445-459.
- Carmichael W.W. & Falconer I.R., 1993.** Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures. *In: Falconer I (edt) Algal toxins in sea food and drinking water. Academic. Press. London. P : 187.*
- Chaibi R. 2004.** Caractéristiques physico-chimiques et évaluation du milieu trophique d'un écosystème lagunaire : Lagune El-Mallah. *Mémoire de magister en écologie animale. Université d'Annaba.*
- Cheng K. , Zhao Y.J. , Xu, M. ,Yin, J. , Xiong Q. , Zhou J.C. , Wang Y.Z. , Zhang W. , Wang, J.W. , Liu Z.Y. & Wang F.R. 2002.** An ecological study on dynamics of toxic *Microcystis* blooms in a eutrophic park pond, Wuhan, China. *Prog. Nat. Sci.* 12:30-35.
- Chiswell R.K., Shaw, G.R., Eaglesham, G., Smith, M.J., Norris, R.L., Seawright, A.A. & Moore, M.R., 1999.** Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature and sunlight on decomposition. *Environ. Toxicol.* 14 (1), 155-161.
- Chorus, I. & Bartram, J. 1999.** Toxic Cyanobacteria in Water : A guide to their public health consequences, monitoring and management. Geneva: World Health Organization, pp : 416.

- Chorus, I. 2001.** Cyanotoxins : occurrence, causes, consequences. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp :357.
- Chorus I & Mur L, 1999.** Preventative measures. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management (Chorus I, Bartram J, eds). St Edmundsbury Press, Suffolk, UK. 235– 273.
- Christoffersen C, 1996.** Ecological implication of Cyanobacterial toxins in aquatic food webs-*Phycologia*.35, 42-50 pp.
- Codd G.A. , Bell, S.G & Brooks W.P. 1989.** Cyanobacterial toxins in water. *Wat. Sci. Tech.* ; 21,3 pp. 1-13.
- Codd G.A , Lindsay J , Young, F.M., Morrison, L.F. & Metcalf, J.S. 2005** Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures, p. 1-24. In J. Huisman, H.C.P. Matthijs and P.M. Visser (ed.), Harmful cyanobacteria. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Codd G.A., Ward C.J. & Bell S.G. 1997.** Cyanobacterial toxins: occurrence, modes of action, health effects and exposure routes, *Archives of Toxicology*, 19(1): 399-410.
- Critt Bio-Industries & INSA. 2006.** Etude des cyanobactéries dans la rivière Tarn, 109p.
- Crouzet & Betru. 1987.** Phosphore et processus d'eutrophisation, In : Point sur l'épuration et le traitement des effluents (Martin G. , coordon), Tec et Doc Lavoisier . Ed., Paris, France, Vol 3, 3 .
- Dagnelie p. 1998.** Statistique théorique et appliquée, Tom 2. inférence statistique à une et deux dimensions ; Bruxelles, Université De Boeck et Larcier, 659 p.
- Deppe T., Ockenfeld K., Mebohm a. Opiz m. & Benndorf J. 1999.** Reduction of microcystis bloom in hypertrophic reservoir combined ecotechnical strategy. *Hydrobiologia*.408/409.31-38.
- Dietrich D.R. and Hoeger, S.J. 2005** Guidance values for microcystin in water and cyanobacterial supplement products (blue-green algae supplements): a reasonable or misguided approach? *Toxicology and Applied Pharmacology* **203**: 273-289.

- Duy T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. & Connel, D.W., 2000.** Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algae) toxins in water. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 163, 113-186.
- Ehling-Schulz M. et Scherer, S. 1999.** UV protection in cyanobacteria. *Eur. J. Phycol.* 34:329 -338.
- El Herry S.,Fathalli A., Jenhani-Ben Rejeb A & Bouaïcha N. (2008).** Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis spp.* and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Res.* 42 : 1269 – 1273 pp.
- Engle D. L. & Melack, J.M. 1993.** Consequences of riverine flooding for seston and periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain Lake. *Limnology and Oceanography*, 38, pp. 1500-1520.
- Falconer IR, Beresford AM & Runnegar MTC.1983.** Evidence of liver-damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust.* 1:511-514.
- Falconer I. R. 1996.** Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*, 35, 6-11.
- Falconer I.R., Hardy, S.J., Humpage, A.R., Froscio, S.M., Tozer, G.J. and Hawkins, P.R. 1999.** Hepatic and renal toxicity of the blue-green algae (cyanobacterium) *Cylindrospermopsis raciborskii* in male Swiss Albino mice. *Environmental Toxicology* 14:143-150.
- Fay P. 1992.** Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. *Microbiol. Rev.* 56:340-373.
- Feuillard J. C., 1992.** Les toxines des cyanobactéries. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 5: 489-508.
- Flöder S. &Sommer, U. (1999)** Diversity in planktonic communities: an experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol. Oceanogr.*, 44, 1114–1119.
- Franck R. 2002.** Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. 62-92.
- Frémy J. M. & Lassus, P., 2001.** Toxines d'algues dans l'alimentation, Ifremer, Plouzané, France, 558p.

- Gachter R. & Muller B. 2003.** Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography*. 48, pp. 929-933.
- Galvez-Cloutier R. 2002.** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur environnement*. Vol 35. N°6. P : 18-37.
- Garrity G.M., Castenholz R.W. et Boone D.R. 2001.** Bergey's manual of systematic bacteriology. Volume 1, The Archaea and the deeply branching and phototrophic bacteria, 2<sup>nd</sup> édition.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Edit. Lavoisier Techniques et documentation .Paris.2 17p.
- Google Earth. 2013. In: www. Google earth.com**
- Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B. & Clevenger T.E. 2006** - Spatial and temporal dynamics of microcystin in a Missouri reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 22, pp. 59-68.
- Hoffmann L. 2005.** Nomenclature of Cyanophyta/Cyanobacteria: roundtable on the unification of the nomenclature under the Botanical and Bacteriological Codes. *Arch. Hydrobiol.* 117:13-29.
- Hoffmann L., Komárek J. & Kaštovský J. 2005.** System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) - State 2004. *Arch. Hydrobiol.* 117:95-115.
- Hoiczyk E. 2000.** Gliding motility in cyanobacteria: observations and possible explanations. *Arch. Microbiol.* 174:11-17.
- Huisman R. & Mahieu, R.J., 2001.** "[Regime Jumps in Electricity Prices](#)," [Research Paper ERS-2001-48-F&A](#), Erasmus Research Institute of Management (ERIM), ERIM is the joint research institute of the Rotterdam School of Management, Erasmus University and the Erasmus School of Economics (ESE) at Erasmus Uni.
- Interlandi J. I & Sebastian S. 2001.** Limiting resources and the regulation of diversity In phytoplankton communities. *The ecological society of america* 82(5), . 1270–1282
- Jacquet S., Briand J.F., Leboulanger C., Avois-Jacquet C., Oberhaus L., Tassin B., Vincon- Leite B., Paolini G., Druart J.C., Anneville O. & Humbert J.F. 2005.**

- The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4:651-672.
- Janse I., Kardinaal W.E.A., Kamst-van., Agterveld M., Meima, M., Visser P.M. & Zwart, G. 2005.** Contrasting microcystin production and cyanobacterial population dynamics in two *Planktothrix*-dominated freshwater lakes. *Environ. Microbiol.* 7:1514-1524.
- Jeong, K.S. , Kim, D.K. , Whigham B & Joo G.J. 2003.** Modelling *Microcystis aeruginosa* bloom dynamics in the Nakdong River by means of evolutionary computation and statistical approach. *Ecol. Model.* 161:67-78.
- Jungmann D., Ludwichowski K.U. , Faltin V. & Benndorf, J. 1996.** A field study to investigate environmental factors that could effect microcystin synthesis of a *Microcystis* population in the Bautzen reservoir. *Int Revue ges Hydrobiol* 81:493-501.
- Kardinaal W.E.A., Tonk L., Janse I., Hol S., Slot P., Huisman J., & Visser P.M. 2007b.** Competition for light between toxic and nontoxic strains of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Appl. Environ. Microbiol.* 73:2939-2946.
- Kehoe D.M. & Gutu, A. 2006.** Responding to color: the regulation of complementary chromatic adaptation. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 57: 127-150.
- Klemer. A .R 1990.** Effects of nutritional status on Cyanobacterial buoyancy, bloom and dominance, with special reference to inorganic carbon. *Can.J.Bot.*69, pp 1133- 1138.
- Kotak, B.G., Zurawell, R.W., Prepas E.E. & Holmes C.F.B. 1996.** Microcystin LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status »*Can. J. Fish aquat. Sci.* 53: 1974-1985.
- Lacaze J.C. 1996.** L'eutrophisation des eaux marines et continentales. *Eds. Ellipses*, pp. 68 – 181 pp.
- Lapage S.P., Sneath, P.H.A., Lessel, E.F., Skerman, V.B.D., Seeliger, H.P.R & Clark, W.A. 1992.** International Code of Nomenclature of Bacteria, 1990 revision. American Society for Microbiology, Washington D.C, USA, 199 pp.

- Leitão M. & Couté A. 2005.** Guide Pratique des Cyanobactéries Planctoniques du grand Ouest de la France. Ed AESN. Honfleur. 64 pp.
- Li H.B., Hou G.X., Dakui F., Xiao B.D., Song L.R. & Liu Y.D. 2007.** Production and elucidation of the population dynamics of *Microcystis spp.* In Lake Dianchi (China) by means of artificial neural networks. *Ecol. Inform.* 2:184-192.
- Manamani R. 2007.** Niveau trophique et efflorescences des cyanobacteries dans le barrage d'Ain Dalia (Souk Ahras). Mémoire de magister en science de la mer, option : biologie et physiologie des organismes marins.
- Murphy T.P., Lean, D.R.S. & Nalalewajko C. ,1976 –** Blue-Green Algae : Their Excretion of Iron-Selective Chelators Enables them to Dominate Other Algae, *Science*, 192 : 900-902
- McNeill J., Barrie F.R., Burdet H.M., Demoulin V., Hawksworth D.L., Marhold K., Nicolson D.H., Prado J., Silva P.C., Skog J.E., Wiersema J.H. & Turland N.J. 2006.** International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code). Regnum Vegetabile 146. A.R.G. Gantner Verlag KG.
- Moreno I., Repetto G., Carballal E., Gago A & Camean AM. 2005 :** Cyanobacteria and microcystins occurrence in Guadiana River (SW Spain).*Intern.J. Environ. Anal. Chem.* **85**(7):461-474.
- Michalski J & Lemming T U. 1995.** Dynamics of vertical mixing in the hypolimnion of a deep lake: lake: Geneva. *Limnol. Oceanogr.*40(4): 809-816.
- Mur, L.R O.M., Skulberg H. & Utkilen 1999.** Cyanobacteria in the Environment. Chapter 2, pp. 15-40. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management.eds. Chorus, I. and Bartram, J. London and New York. E&FN Spon, 416 pp.
- Mynderse J.S., Moore R.E., Kashiwagi M. & Norton T.R. 1977.** Antileukemia activity in the Oscillatoriaceae: isolation of debromoaplysiatoxin from Lyngbya. *Science* **196**:538-540.
- Nasri A.B. 1999.** Etude de la biodiversité des Cyanoprocaryotes et leurs toxines dans un milieu d'eau douce: Lac Oubéira. *Mémoire de Magister. Université d'Annaba.*

- Nasri H. 2001.** Etude de la dynamique spatio- temporelle et des paramètres de croissance de Cyanoprocaryotes toxiques dans un milieu d'eau douce. Cas du barrage Chaffia. *Mémoire de magister. Université d'Annaba.*
- Nasri H., Bouaïcha, N. & Kaid Harche, M. 2007.** A New Morphospecies of *Microcystis* sp. Forming Bloom in the Cheffia Dam (Algeria): Seasonal Variation of Microcystin Concentrations in Raw Water and Their Removal in a Full-Scale Treatment Plant. *Environ Toxicol* **22**: 347–356.
- Ohtani I., Moore R.E. & Runnegar M.T.C. 1992.** Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green algae *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of the American Chemical Society* **114**: 7941-7942.
- Osborne N.J., Webb P.M & Shaw G.R. 2001.** The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environ. Int.* **27** : 381-392.
- Ouartsi A., Saoudi, A. . & Chekireb, D. 2011.** Etude des efflorescences toxiques a cyanobactéries dans le barrage Mexa, Algerie. *Rev. Microbiol. Ind. San et Environn.* Vol 5, N°1, p : 81-100.
- Oudra B., Loudiki M., Vasconcelos V., Sabour B., Sbiyyaa B., Oufdou K. . & Mezrioui N. 2002.** Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environ. Toxicol.* **17** : 32–39.
- Rabouille S., Thebault, J.M. . & Salencon, M.J. 2003.** Simulation of carbon reserve dynamics in *Microcystis* and its influence on vertical migration with Yoyo model. *CR Biol.* **326**: 349-361 .
- Repavich W.M., Sonzogni, W.C., Standridge, J.H., Wedepohl, R.E. . & Meisner, L.F. 1990.** Cyanobacteria (blue – green algae) in wisconsin waters : *acute and chronic toxicit.* *Wat. Res.*, **24**, . 225-231.
- Ressom R., Soong F.S., Fitzgerald J., Turczynowicz L., El Saadi, O., Roder, D., Maynard, T. . & Falconer, I., 1994.** Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae). National Health and Medical Research Council of Australia, Commonwealth Department of Human Services and Health. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australie. 108 pp.



- Robarts R.D & Zohary T 1987.** The temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming Cyanobacteria NEW ZEALAND journal of marine and freshwater research, Vol. 21:391-399 pp.
- Rodier J., Legube, B & Merlet N 2009.** L'analyse de l'eau, 9<sup>ème</sup> édition DUNOD Paris. 1510 pp.
- Sabart M., 2009.** Variations spatiotemporelles dans la dynamique, la diversité génétique et le potentiel toxique de populations de *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) dans plusieurs écosystèmes aquatiques du centre de la France. These de doctorat de l'université de Savoie. Mention : «Biodiversité, écologie, environnement ». 10 pp.
- Sabour B., Loudiki M., Oudra B., Vasconcelos V., Martins R., Oubraim S., Fawzi, B. (2002):** Toxicity and toxinology of *Microcystis* ichtyoblae waterbloom occurred in the Oued Mellah Lake (Morocco). *Environ. Toxicol.* **17**: 24-31.
- Saoudi A. 2008.** Isolement, culture et évaluation de la toxicité des efflorescences à *microcystis* sp. du barrage Mexa El Taref. *Mémoire de magister. Université d'Annaba.*
- Seawright A.A., Nolan, C.C., Shaw, G.R., Chiswell, R.K. Norris, R.L., Moore, M.R. . & Smith M.J. 1999.** The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology* **14**: 135-142.
- Segel T.H., 1975.** Enzyme Kinetics. In : John Wiley and Sons, New York : 127.
- Silvano J., 2005.** Toxicité des cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages. Thèse de doctorat. Ecole nationale vétérinaire de Lyon, Lyon ,116p.
- Sinha R.P& Hader, D.P. 2008.** UV protectants in cyanobacteria. *Plant Sci.* 174:278-289.
- Sivonen K. & Jones, G., 1999.** Cyanobacterial toxins. In Toxic Cyanobacteria in Water : a guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus I. & Bartram J. (eds). London & New-York, Spon, E.& F.N. p. 41-111.
- Sivonen K., Niemela S.I. , Niemi R.M. , Lepisto L. , Luoma T.H. et Rasanen, L.A. 1990.** Toxic Cyanobacteria (blue – green algae) in finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia* ; 190, pp. 267-275.

- Skulberg.O.M, Codd.G.A & Carmichael.W.W 1984** –Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. *Amibo.* 13, pp 244-246.
- Sladeczek V., 1969** . The measures of saprobity verhandlungen der internationlen vereining fur theorestische And Angewandte liminologie, 17, 546-559.
- Sommaruga, R., Chen, Y.W. & Liu, Z.W. 2009.** Multiple strategies of bloom-forming *Microcystis* to minimize damage by solar ultraviolet radiation in surface waters. *Microb. Ecol.* 57:667-674.
- Spencer PS., Nunn PB., Hugon J., Ludolph AC, Ross SM., Roy DN& Robertson RC. 1987.** Guam amyotrophic lateral sclerosis parkinsonism dementia linked to a plant excitant neurotoxin. *Science* 237:517-522.
- Tan X. , Kong, F.X. , Zeng Q.F. , Cao, H.S. , Qian, S.Q. & Zhang, M. 2009.** Seasonal variation of *Microcystis* in Lake Taihu and its relationships with environmental factors. *J. Environ. Sci.* 21:892-899.
- Tandeau de Marsac, N. 1977.** Occurrence and nature of chromatic adaptation in cyanobacteria. *J. Bacteriol.* 130(1): 82-91.
- Terao K., Ohmori S., Igarashi K., Ohtani I., Watanabe M.F., Harada, K.I., Ito, E. & Watanabe, M. 1994.** Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green algae *Umezakia natans*. *Toxicon* 32:833-843.
- Treyture C.L., Jacques Barbe J. & Dutartre A. 2007.** Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation et d'observation du phytoplancton en plan d'eau. Cemagref. Département milieux Aquatiques. Unité Réseaux, Epuration et qualité des eaux, groupement de Bordeaux, pp.19.
- Vasconcelos VM., Sivonen K., Evans W., Carmichael WW & Namikoshi M. (1996):** Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Wat. Res.* 30 (10): 2377-2384.
- Vezie C., Bertru G., Brient L. & Lefeuvre J.C. 1997.** Blooms de cyanobacteries hépatotoxiques dans l'ouest de la France, T.S.M.

- Wachington HG., 1984.** Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, 18:653-694.
- Walsby A.E. 1994.** Gas Vesicles. *Microbiol. Rev.* 58:94-144.
- Walsby A.E. 2005.** Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytol.* 168(2): 365-376.
- Welker M., Von Dohren H., Tauscher H., Steinberg C.E.W. & Erhard M. 2003.** Toxic *Microcystis* in shallow lake Muggelsee (Germany) - dynamics, distribution, diversity. *Arch. Hydrobiol.* 157:227-248 .
- Wetzel R.G. & Likens G. E. 2000.** *Limnological Analyses*, 3<sup>rd</sup> edition. Springer-Verlag. pp: 429.
- Wiedner C., Nixdorf B., Heinz R., Wirsing B., Neumann U. & Weckesser J. 2002.** Regulation of cyanobacteria and microcystin dynamics in polymictic shallow lakes. *Arch. Hydrobiol.* 155:383-400.
- Zohary T. & Roberts R.D. 1990.** Hyperscums and the population dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* 12:423-432.

---

---

# *Annexes*

---

---

## VII. ANNEXES

### I. Données sur le milieu d'étude

#### 1- Capacité du barrage de Ain Dalia

Plus de 33 millions de m<sup>3</sup> d'eau sont actuellement stockés dans le barrage d'Aïn Dalia, à Souk Ahras, qui a reçu quelque 2 millions de m<sup>3</sup> lors des dernières précipitations, a-t-on appris du directeur-adjoint de cet ouvrage.

Les dernières pluies dont le volume recueilli a dépassé les 58 mm en 24 h ont permis d'augmenter le niveau du barrage, ce qui va permettre d'alimenter d'une façon plus régulière la wilaya en eau potable.

D'une capacité de retenue de 76 millions de m<sup>3</sup>, le barrage d'Aïn Dalia alimente la station de traitement de l'Algérienne des eaux (ADE) à hauteur de 74.000 m<sup>3</sup> par jour, dont 50.000 m<sup>3</sup> destinés à alimenter les différentes communes de la wilaya de Souk Ahras. Cet ouvrage approvisionne également les wilayas de Tébessa et d'Oum El-Bouagui, a ajouté le même responsable, rappelant que le taux de remplissage du barrage avait atteint 50 millions de m<sup>3</sup> en 2006 et 46 millions de m<sup>3</sup> l'année suivante, avant que son niveau ne baisse en 2008 (23 millions de m<sup>3</sup>), puis en 2009 (18 millions de m<sup>3</sup>), perturbant considérablement l'alimentation en eau potable des différentes localités de la wilaya (ANBT 2013).

**Tableau 1:** La fiche technique de ce dernier barrage se présente comme suit (ANBT 2013).

<b>Type</b>	Terre
<b>Déversoir</b>	Seuil libre
<b>Année mise en eau</b>	1987
<b>Capacité initial</b>	82 hm <sup>3</sup>
<b>Cote retenue normal</b>	710m
<b>Surface bassin versant</b>	193 KM <sup>2</sup>
<b>Apport moyen annuel</b>	55 hm <sup>3</sup>
<b>Envasement annuel</b>	0.75 hm <sup>3</sup> /an
<b>Volume régularise</b>	45 hm <sup>3</sup>
<b>Destination</b>	AEP

➤ **Les précipitations :**

La station du barrage Ain Dalia a enregistré durant les années 2002-2003 et 2003-2004 des précipitations très importantes, respectivement de 1223 mm et de 1000 mm (**Tab. 2**).

- Les mois les plus pluvieux En janvier 2003 de l'ordre de 424 mm et en Décembre 2003 de l'ordre de 269 mm (**Tab.2**).
- La répartition mensuelle des précipitations dans l'année et ses variations conditionnent, en relation avec les facteurs thermiques : l'écoulement saisonnier et le régime des cours d'eau.

**Tableau 2:** Variabilité mensuelle et annuelle des précipitations en mm (1988- 2013) (Station du barrage Ain Dalia) (ANBT 2013).

Mois	sept	oct	nov	déc	janv	févr	mars	avr	mai	juin	juil	août	Pluies annuel
années													
1988/1989	station climatologique non installée				28	0	76	45	4	20	3	17	
1989/1990	26	46	33	22	86	1	47	60	130	6	30	69	555
1990/1991	12	25	101	129	75	66	120	80	38	16	2	1	666
1991/1992	57	65	53	35	23	76	73	196	139	19	8	22	765
1992/1993	0	21	66	106	47	30	55	24	80	11	0	1	441
1993/1994	0	14	6	118	106	144	6	62	9	5	7	0	475
1994/1995	10	55	15	52	191	3	83	42	0	35	1	1	488
1995/1996	92	71	55	42	100	243	87	78	53	4	11	15	851
1996/1997	37	17	25	62	114	27	46	56	12	29	34	34	491
1997/1998	44	88	181	227	98	47	69	77	40	5	0	22	899
1998/1999	75	40	212	75	107	75	102	30	25	18	22	23	802
1999/2000	27	8	124	169	49	39	20	44	130	64	3	9	686
2000/2001	24	61	17	53	204	232	36	103	52	2	0	9	793
2001/2002	42	23	35	44	42	68	37	66	2	12	23	98	492
2002/2003	21	31	167	211	<b>424</b>	134	50	147	35	5	0	0	1223
2003/2004	109	27	9	<b>269</b>	238	11	75	50	125	69	0	20	1000
2004/2005	38	8	185	235	134	118	56	87	3	36	2	31	931
2005/2006	9	18	8	212	162	76	74	24	31	5	0	9	627
2006/2007	17	36	41	134	19	73	181	55	18	46	0	12	632
2007/2008	30	86	60	93	27	7	119	81	68	18	15	3	607
2008/2009	45	15	54	81	153	122	99	249	54	4	0	24	899
2009/2010	66	74	26	67	126	31	47	60	41	42	0	19	596
2010/2011	39	97	152	53	39	269	41	83	62	72	8	3	919
2011/2012	14	122	24	158	131	198	108	92	6	1	9	-	863
2012/2013	55	30	31	48	126	174							

## **II. Données sur les Cyanophycées**

### **1. Définition**

Les cyanobactéries (racine grecque « **cyan** » pour **bleu**) sont des procaryotes, anciennement appelés cyanophytes ou cyanophycées. Elles ont longtemps été considérées comme des algues (d'où le nom d'algues bleu-vert ou algues bleues) puisqu'elles contiennent de la chlorophylle, mais des analyses approfondies de leurs structures unicellulaires ont permis de les reclasser parmi les bactéries, Gram négatif photosynthétiques (elles se regroupent en quelque 2 000 espèces réparties en 150 genres).

En milieu aquatique, les cyanobactéries sont dites planctoniques ou pélagiques si elles prolifèrent en suspension dans la colonne d'eau, ou benthiques si elles sont attachées à un substrat. La majorité des cyanobactéries sont photoautotrophes, prolifèrent généralement en présence d'oxygène, bien qu'elles soient capables de vivre temporairement en son absence. Elles ne nécessitent que de l'eau, du dioxyde de carbone, des nutriments et de la lumière pour faire la photosynthèse. Toutefois, certaines espèces peuvent survivre à des conditions de noirceur totale durant de longues périodes; on dit qu'elles entrent en dormance (Lavoie et al ; 2007).

Certaines espèces sont adaptées à des conditions extrêmes, proliférant même dans la glace, les sources thermales, les eaux ferrugineuses et à des pH extrêmes (Lavoie et al ; 2007).

La présence des cyanobactéries est connue depuis de nombreuses années, voire des siècles, et les scientifiques redécouvrent leur pouvoir pathogène avec le réchauffement climatique subi depuis quelques années (Junot ; 2010).

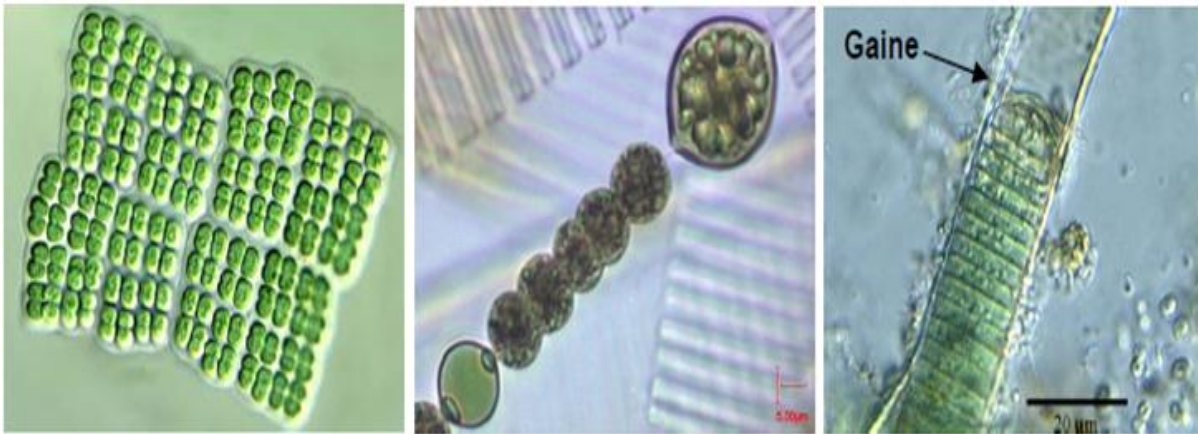
### **2. Aspects morphologiques**

Les cyanobactéries présentent une très grande diversité morphologique puisqu'elles peuvent être unicellulaires sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, isolées ou en colonies de formes très variées, sous forme filamenteuse pluricellulaire, unisériées (une seule série de cellules jointives) ou plurisériées (plusieurs séries de cellules jointives), avec ou sans gaine et ramifications. La paroi cellulaire peut être entourée d'un mucilage (Sabart ; 2009). Certaines sont mobiles, généralement elles s'associent entre elles

pour former des colonies. Elles sont visibles au microscope (longueur variable, d'un diamètre compris entre 3 et 10  $\mu\text{m}$ ).

Les cyanobactéries peuvent être soit :

- Unicellulaires, vivant solitaires ou en colonies (fig .1).
- Organisées en trichomes, quand le thalle est composé d'une série de cellules sans gaine (fig .2).
- Organisées en filaments, quand le thalle est composé d'une série de cellules enveloppées d'une gaine (fig. 3).



**Figure. 1 : Genre *Merismopedia*.** **Figure. 2 : Genre *Anabaena*.** **Figure. 3 : Genre *Lyngbya*.**  
([www.nostoc.pt](http://www.nostoc.pt)) ([www.ac-rennes.fr](http://www.ac-rennes.fr)) ([www.Keweenawalgae.ntu.edu](http://www.Keweenawalgae.ntu.edu))

Deux types de cellules différenciées présentant des fonctions particulières sont aussi parfois observés :

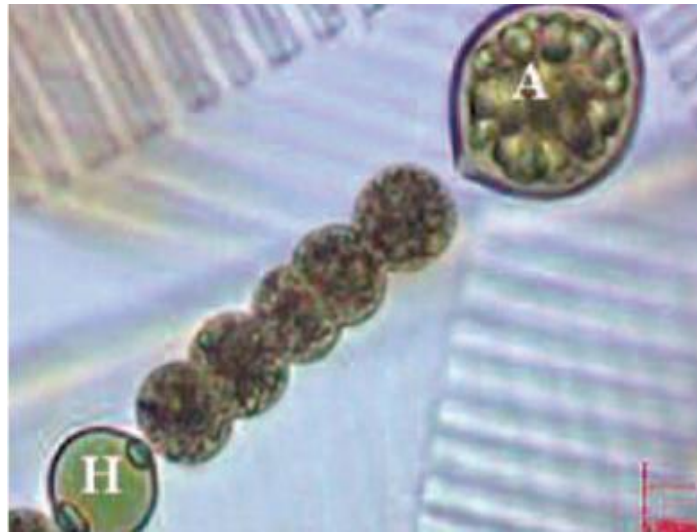
- **Les akinètes** sont des cellules de grande taille, à paroi épaisse, riches en réserves.

Ce sont des formes de résistance qui permettent la survie des cyanobactéries sur les sédiments, lorsque les conditions environnementales sont défavorables à leur maintien dans la colonne d'eau.

- **Les hétérocystes** sont des cellules à paroi épaisse, qui sont spécialisées dans la fixation de l'azote atmosphérique (Fig .4).

Les espèces qui possèdent ces structures sont capables d'une autotrophie vis-à-vis de l'azote (AFSSA-AFSSAT ; 2006).





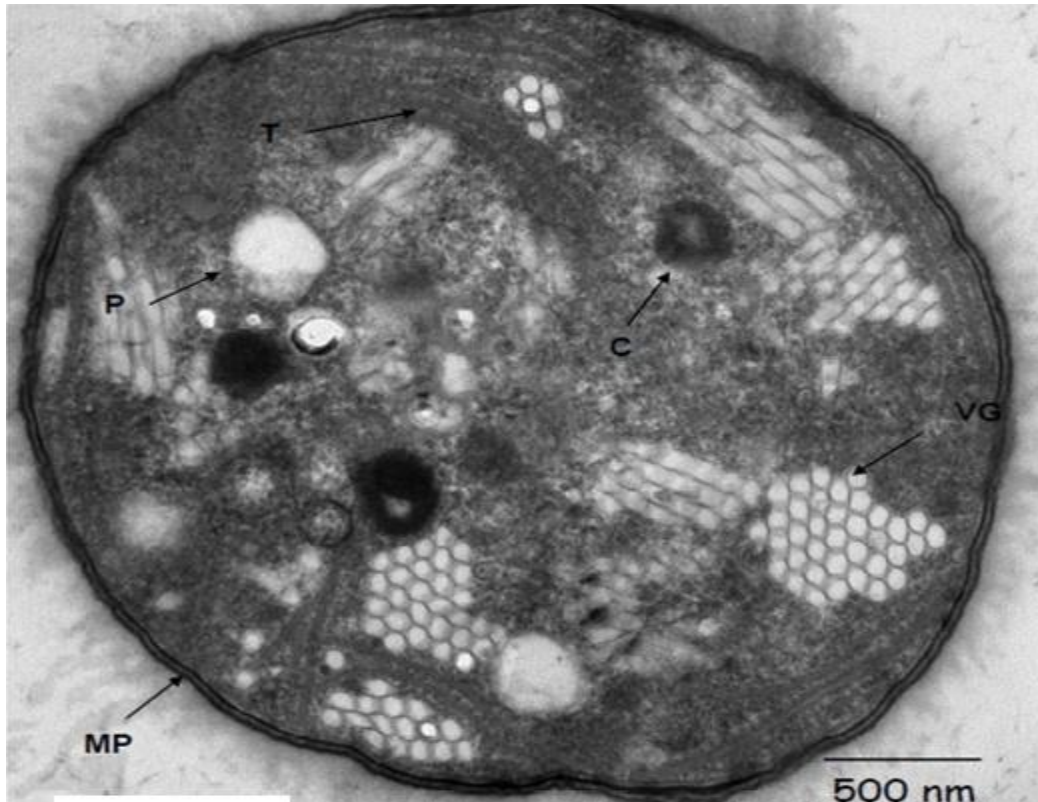
**Figure.4 : Genre Anabaena présentant un hétérocyste H et un akinète A.**  
(Brient.L, 2006).

### **3. Aspects cytologiques**

Les cyanobactéries possèdent des caractéristiques propres aux organismes procaryotes (bactéries) qui sont la présence d'une paroi cellulaire caractéristique de celle des bactéries Gram-, l'absence de noyau, de plaste et de mitochondrie, et la présence de peptidoglycanes, (AFSSA-AFSSET, 2006) comme les algues, la plupart des cyanobactéries des eaux continentales possèdent de la chlorophylle  $a$ , et non de la bactériochlorophylle comme certaines bactéries(Fig .5).

Elles renferment généralement, comme autres pigments photosynthétiques, des phycobiliprotéines, phycocyanine, phycoérythrine...) ainsi que des caroténoïdes ( $\beta$ -carotène, zéaxanthine, échinénone, canthaxanthine et myxoxanthophylle). Toutefois, ces organismes peuvent présenter des variations de couleur allant du vert olive au pourpre.

L'appellation « d'algue bleu-vert » provient de la coloration des premières cyanobactéries identifiées et qui réalisent une photosynthèse productrice d'oxygène en utilisant l'eau comme donneur d'électrons (Lance, 2008).



**Figure.5 : Ultrastructure d'une cellule cyanobacterienne, (*Mycrocystis*).**  
(Microscopie électronique a transmission). (Sabart. M, 2009).

#### 4. Multiplication

La multiplication des cyanobactéries est végétative, c'est-à-dire asexuée, et s'effectue par division binaire d'une cellule mère en deux cellules filles, par bourgeonnement ou par divisions multiples. Selon les espèces et les conditions environnementales, les temps de doublement des populations varient de quelques heures à plusieurs jours.

Les genres unicellulaires peuvent produire des baeocytes (minicellules) à l'intérieur de la cellule maternelle.

Les individus coloniaux se multiplient également par fragmentation (AFSSA-AFSSAT ; 2006). Ainsi Chez les formes filamenteuses, les trichomes se brisent au niveau des nécriides (cellules dégénérantes), des hétérocystes, ou en donnant des fragments pluricellulaires, les hormogonies (Sabart ; 2009) (minifilaments mobiles) qui, après détachement du filament, participent à la colonisation.

Les cyanobactéries se développent en surface et en profondeur des étendues d'eau de type flaque, mare, étang, voire rivière à faible débit. Leur développement peut être

considérable en période optimale (température élevée, éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore en grande quantité) (AFSSA et AFSSAT, 2006).

## 5. Classification

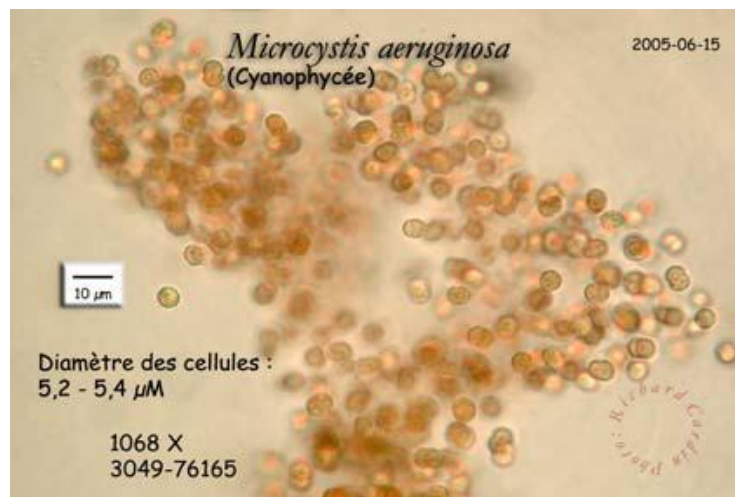
**Tableau 3** : Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques (I.C.N.B, Lapage *et al.* 1992) et botaniques (I.C.B.N, McNeill *et al.* 2006).

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

Les organismes les plus fréquemment mentionnés dans la littérature comme étant responsables d'épisodes de fleurs d'eau toxiques sont : *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Planktothrix agardhii* et *Lyngbya* spp. En effet, la plupart des études ont porté sur les genres *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* et

*Aphanizomenon*. De plus, ces genres semblent être responsables de la majorité des cas d'intoxications et de fleurs d'eau répertoriées.

Le genre *Microcystis* (Fig .6) est distribué à travers tous les continents et est le plus communément associé aux fleurs d'eau toxiques. Étant donné sa présence dans plusieurs plans d'eau, *Microcystis* est également l'un des genres de cyanobactéries les plus étudiés. *Microcystis* ne fixe pas l'azote atmosphérique et domine souvent dans les environnements riches en nutriments *Microcystis aeruginosa*, une espèce bien connue, forme généralement de grosses colonies capables de migrer très rapidement. On a estimé que la migration verticale de cette espèce pouvait varier de 5 à 75 mètres par jour, un des taux les plus élevés chez les cyanobactéries d'eau douce.



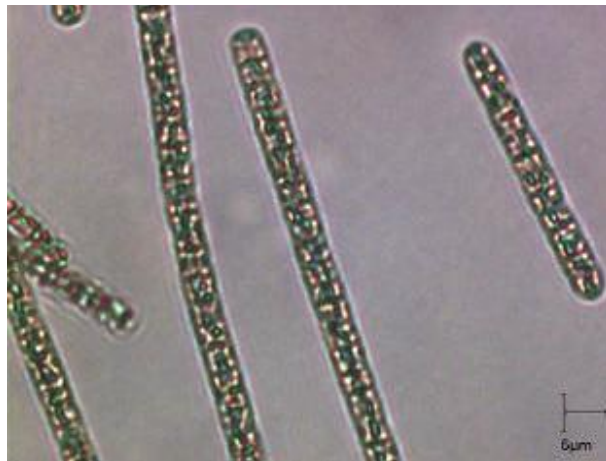
**Figure.6 :** *Microcystis aeruginosa* (Christian .Ba, MDDEP, 2007).

*Planktothrix rubescens* est une autre espèce commune de cyanobactéries hautement toxique. La concentration de microcystines (MC) pouvant être produite par cette espèce est très élevée. *Planktothrix rubescens* ne cause généralement pas de fleur d'eau visible à la surface de l'eau puisque cette espèce se développe surtout en profondeur (Fig. 7). Elle domine la flore planctonique dans plusieurs lacs d'Europe tels les lacs Zürich (Suisse), Bourget (France), Léman (France- Suisse), Pusiano (Italie) et Balaton (Hongrie).



**Figure .7 : *Planktothrix rubescens*** (La couleur «lit de vin» de l'eau est due à la phycoérythrine présente en quantité importante chez cette espèce)  
(Brient. L., AFSSA-AFSSAT, 2006).

*Planktothrix agardhii* (Fig.8) est également une espèce très toxique qui ne s'accumule généralement pas en surface.



**Figure. 8 : *Planktothrix agardhi*** (Brient.L., Univ.Rennes I., 2001).

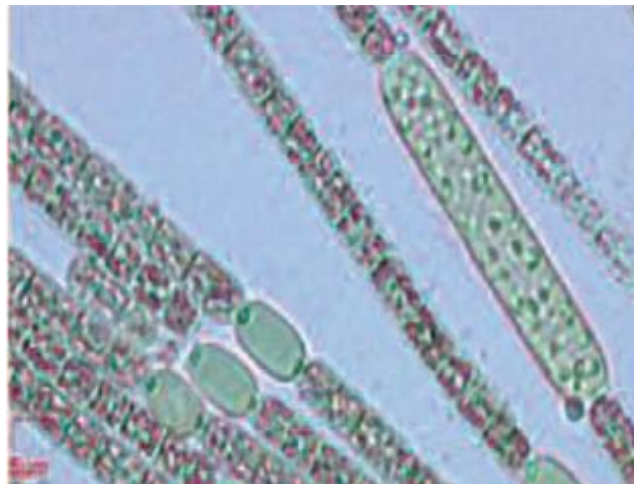
**Le genre *Anabaena*** (Fig. 9) est très répandu à travers le monde et peut causer des problèmes d'odeurs, même en faible densité.

*Anabaena* est un genre producteur de toxines et est responsable de l'intoxication de plusieurs animaux domestiques.



**Figure .9 :** *Anabaena flos-aquae* (Christian .B. MDDEP, 2007).

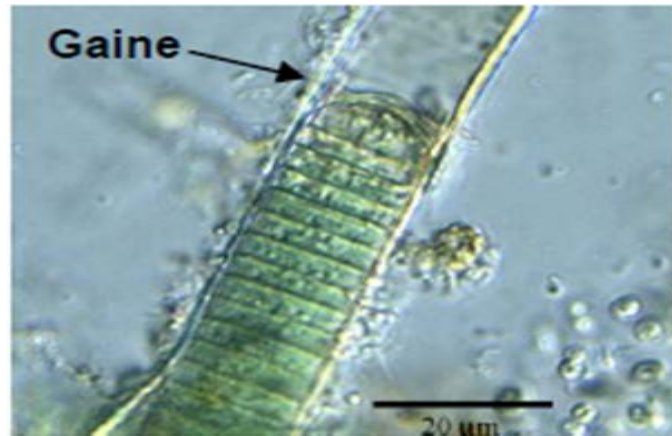
*Aphanizomenon* (Fig .10) est aussi un genre de cyanobactéries à potentiel toxique qui prolifère dans une multitude d'écosystèmes. Les populations d'*Aphanizomenon flos-aquae* peuvent aussi se développer dans les lacs tempérés lorsque la lumière pénètre au delà de l'épilimnion.



**Figure. 10 :** *Aphanizomenon flos-aquae* (Brient.L.,Univ.RennesI., 2006).

Les cyanobactéries du genre *Lyngbya* (Fig. 11) sont également problématiques. Elles forment des masses importantes au-dessus des sédiments qui peuvent ensuite remonter à la surface à cause de l'accumulation de gaz produits par la photosynthèse. Les espèces du genre *Lyngbya* causent généralement des dermatites si elles sont en contact avec la peau.





**Figure. 11 : Genre *Lyngbya*** (www.Keweenawalgae.ntu.edu).

Le genre *Phormidium* (Fig.12) prolifère aussi sous forme benthique et produit d'épaisses matrices qui peuvent être toxiques ou libérer de mauvaises odeurs.

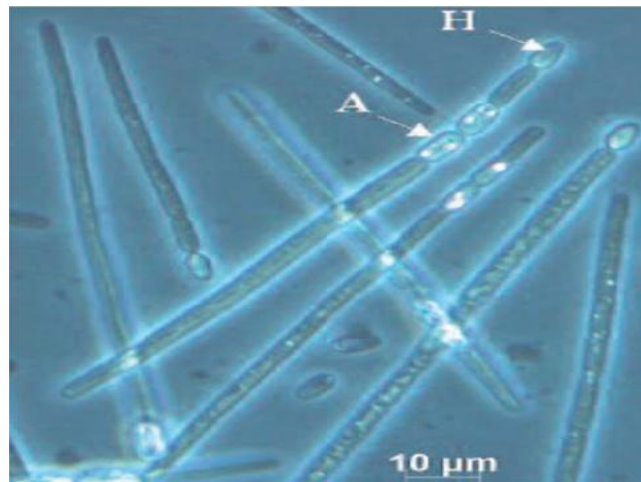


**Figure. 12 : *Phormidium*** (Berger.C., MNHN., 2006).

Une autre espèce méritant une attention particulière est *Cylindrospermopsis raciborskii* (Fig. 13). Bien que cette espèce de cyanobactérie soit typique des zones tropicales et sub-tropicales, elle a envahi plusieurs écosystèmes tempérés de l'Europe, de la Nouvelle-Zélande et des États- Unis. *C. raciborskii* a récemment été observée dans le nord de l'Ontario (Hamilton *et al.* 2005).

Cette cyanobactérie filamenteuse a été impliquée dans un des pires cas d'empoisonnement humain relié aux cyanobactéries en Australie. *C. raciborskii* est généralement retrouvée dans des environnements eutrophes et hypereutrophes lorsque la température de l'eau est élevée (optimum de croissance à plus de 25°C), mais tolère également des écarts importants de température et de luminosité.

Cette espèce possède plusieurs avantages compétitifs, tels que la production d'akinètes, la capacité de faire des réserves de phosphore et de fixer l'azote atmosphérique.. Cette espèce risque d'être observée plus fréquemment en conséquence de l'augmentation de température des lacs causée par les changements climatiques, conditions favorisant cette espèce typique des eaux chaudes. De plus, le fait que *C. raciborskii* ait été observée dans le nord de l'Ontario suggère que cette espèce envahissante gagne du terrain. *C. raciborskii* ne formant généralement pas de fleur d'eau (Hamilton *et al.* 2005), sa présence est moins susceptible d'être signalée (Lavoie et al ; 2007).



**Figure.13 :** *Cylindrospermopsis raciborskii*. (Caruana.A., INRA., 2006).

## 6. Les fleurs d'eau de cyanobactérie

Dans des conditions favorables, par exemple en présence d'une grande quantité de phosphore, les cyanobactéries peuvent se reproduire rapidement et en abondance. Les cyanobactéries forment alors une fleur d'eau aussi appelée dans certains pays francophones **floraison** ou **efflorescence**. Le mot anglais pour désigner une fleur d'eau est **bloom** ou HAB (harmful algal bloom).

Une fleur d'eau correspond à une densité si importante de cyanobactéries que le phénomène est généralement visible à l'œil nu. Cette densité peut alors atteindre des dizaines de milliers à plusieurs millions de cellules par millilitre dans un milieu aquatique. Lorsqu'une fleur d'eau de cyanobactéries s'entasse à la surface de l'eau, souvent près du rivage, elle est appelée **écume**.

Certaines fleurs d'eau envahissent toute la surface d'un milieu aquatique. D'autres affectent seulement certains secteurs d'un plan d'eau comme des baies.



Il existe des fleurs d'eau dominées par d'autres algues du phytoplancton, par contre, celles qu'on observe le plus souvent sont les fleurs d'eau de cyanobactéries (Blais ; 2006).

## **7. Conditions de développement**

On les rencontre dans les différents milieux aquatiques, notamment en étang et dans les lacs en eau douce ou saumâtre mais aussi en milieu marin et parfois en rivière.

Leur facilité de croissance favorise leur apparition tant sur le sol que dans le milieu aquatique, préférentiellement en eau douce alcaline ou neutre, c'est-à-dire de pH compris entre 6 et 9.

Elles préfèrent les hautes concentrations en nutriments, principalement l'azote et le phosphore c'est à dire les milieux eutrophes même si certaines prolifèrent en milieu mésotrophe voire oligotrophe (comme dans certains lacs d'Alpes (Mez *et al.*, 1997).

Les blooms de surface peuvent se former en 2 jours et se maintenir entre une et plusieurs semaines. En régions tempérées, ils ont généralement lieu pendant la période estivale (avec fréquemment 2-3 millions d'individus par ml d'eau) ils disparaissent à la fin de cette période.

Parfois des efflorescences apparaissent et disparaissent à plusieurs reprises selon les périodes de refroidissement et de vent. Même si les blooms constituent un phénomène naturel leur fréquence et leur sévérité sont augmentées par l'eutrophisation souvent liée aux activités anthropiques dans les bassins versants. de plus, le réchauffement climatique semble agir comme un catalyseur favorisant les proliférations des cyanobactéries partout dans le monde (Lance ; 2008).

Les paramètres significatifs dans la prolifération des cyanobactéries sont :

### ➤ **La température**

Les cyanobactéries, pour la plupart, se développent préférentiellement dans une gamme de température de 25 à 30°C. Ainsi, elles apparaissent souvent en été. Pendant la saison froide, leur disparition n'est qu'apparente car les cellules végétatives subissent diverses différenciations conduisant à des formes de repos ou de résistance.

### ➤ **La lumière**

Les cyanobactéries réalisent la photosynthèse grâce à de nombreux pigments qui leur permettent de couvrir un large spectre. Au-delà de 3-5 m de profondeur, la photosynthèse ne peut être effectuée. Les cyanobactéries compensent donc ce faible éclaircissement par une grande richesse pigmentaire.

Elles complètent cette adaptation par un contrôle de la flottabilité, faisant varier leur position dans la colonne d'eau, en fonction de l'éclaircissement, à l'aide de vacuoles gazeuses. En effet, un éclaircissement faible tend à les faire remonter en surface alors qu'un éclaircissement plus fort les incite à vider leurs ballasts pour certaines ou, pour d'autres, à écraser les vacuoles à gaz par turgescence cellulaire.

### ➤ **L'hydrodynamique de la colonne d'eau**

La stabilité de la colonne d'eau est un facteur important dans le développement des cyanobactéries car elle leur permet d'accéder plus ou moins facilement à la lumière. De plus, dans une colonne d'eau stable, la température est plus élevée que dans une colonne d'eau turbulente. Les cours d'eau ayant un débit important ont très peu de chance de voir se développer des blooms.

### ➤ **Les nutriments**

Certaines espèces de cyanobactéries sont capables d'assimiler l'azote gazeux. Cette stratégie est caractérisée par la présence d'une nitrogénase, produite par les hétérocystes, permettant à certaines espèces de cyanobactéries (ex. *Aphanizomenon flos-aquae*) de transformer l'azote  $N_2$  en ammonium assimilable par les cellules. Dans un environnement où la quantité d'azote est limitée, ces cyanobactéries sont souvent l'espèce dominante. Pour cette raison, quand on parle de facteurs influençant l'apparition d'efflorescences, il peut être plus utile de considérer le rapport azote/phosphore plutôt que la quantité totale de ces nutriments dans l'eau.

Les cyanobactéries possèdent également une grosse affinité pour le phosphore et sont capables de le stocker. C'est pour ces raisons que leurs milieux de prédilection pour se développer sont les plans d'eau eutrophes.

## ➤ **La prédation**

Les cyanobactéries sont très peu consommées par les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Leur développement n'est donc quasiment pas régulé par la prédation. Elles sont capables d'y échapper grâce à leur morphologie, à la production de toxines, à leur résistance aux virus.

Elles possèdent également une grande adaptabilité car elles se développent même en cas de pollution. Tout ceci fait que lorsqu'elles se développent, le nombre d'espèces d'algues diminue de façon drastique et le plan d'eau subit la domination d'une ou deux espèces (Boulanger *et al.* 2005).

## **8. Migrations verticale et horizontale**

En condition relativement calme, plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent migrer verticalement dans la colonne d'eau grâce à leurs vacuoles gazeuses (structure présente chez plusieurs espèces). Elles peuvent ainsi profiter de la lumière en surface durant le jour, et migrer en profondeur dès la fin de la journée afin d'en exploiter les nutriments qui s'y trouvent souvent en plus grande concentration.

Ainsi, les fleurs d'eau sont souvent observées le matin alors qu'elles disparaissent en après-midi.

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).

Les cyanobactéries régulent leur flottaison en fonction des conditions environnementales, soit en modifiant le taux de formation de vacuoles gazeuses par rapport à la croissance cellulaire, soit en modifiant l'accumulation d'hydrates de carbone et de protéines lors de la photosynthèse (Oliver & Ganf, 2000). Les taux d'accumulation et une faible utilisation de ces composés font varier la densité de la cellule et causent l'affaissement des vacuoles gazeuses suite à une augmentation de turgescence cellulaire. La production de vacuoles gazeuses, lorsqu'il y a abondance de lumière, d'azote et de phosphore, est suffisante pour contrevenir à l'augmentation de la densité cellulaire causée par l'accumulation d'hydrates de carbone.

L'accumulation de réserves de granules de phosphates influence aussi la flottaison des cellules en modifiant leur densité. L'azote est un facteur limitant la régulation de la flottaison des cyanobactéries à vacuoles gazeuses puisqu'il est une composante essentielle à la synthèse de leurs vacuoles. Un environnement où l'azote est limitant affecte particulièrement le pouvoir de flottaison des cyanobactéries non fixatrices d'azote gazeux et peut s'avérer un facteur crucial dans leur remplacement par d'autres espèces phytoplanctoniques (Oliver & Ganf, 2000).

La taille de la colonie a une grande influence sur le potentiel de flottabilité des cyanobactéries.

Selon la loi de Stokes, la vitesse de chute ou de flottaison d'une sphère dans un liquide est fonction de la viscosité du fluide, de l'accélération (gravité), de la densité des particules et de leur rayon. La vitesse de sédimentation (ou de flottaison) des cyanobactéries est donc grandement régulée par la taille de la colonie (rayon) et sa densité (importance des vacuoles gazeuses).

La forme de la colonie influence également sa flottabilité. Par exemple, les colonies de *Microcystis aeruginosa* ayant un diamètre inférieur à 20 µm ont un pouvoir de migration très limité, alors que les colonies jusqu'à 1600 µm de diamètre peuvent se transporter verticalement sur une distance de 10 m trois fois par jour (Lavoie et al, 2007).

## **9. Diversité écologique**

Les cyanobactéries présentent des caractéristiques écologiques très variées qui leur ont permis de coloniser la plupart des habitats aquatiques ou terrestres, elles se trouvent à peu près sur tous les continents. Elles sont libres ou vivent en symbiose avec d'autres organismes (AFSSA-AFSSET, 2006). Ex : Certains genres (*Anabaena*, *Nostoc*, *Calothrix*, *Fischerella*, *Scytonema*) peuvent former des associations symbiotiques avec divers organismes tels que des algues (diatomées) (Brehm *et al.*, 2003), des champignons pour former des lichens (Taylor *et al.*, 1997, Miura & Yokota, 2006), des bryophytes (Solheim *et al.*, 2004, Adams & Duggan, 2008), des ptéridophytes (Peters & Meeks, 1989), des plantes (gymnospermes et angiospermes) (Rai *et al.*, 2000 ; Bergman et al., 2008), des animaux (Lambert *et al.*, 1996, Lee *et al.*, 2001).

Les adaptations précédemment citées ont permis aux cyanobactéries de coloniser de nombreuses niches écologiques (Sabart, 2009).

On les retrouve majoritairement en eaux douces, mais également en milieux saumâtres et marins. En milieu terrestre, elles sont présentes dans les sols, sur la glace, sur les rochers des hautes montagnes et même dans les déserts. Certaines espèces cyanobactériennes sont également capables de se développer dans des milieux « extrêmes » : elles sont adaptées à un large spectre de température (eaux thermales, lacs arctiques et antarctiques), (genre *Synechococcus* observé dans des sources thermales à plus de 70°C), de pH (eaux carbonatées et tourbières acides), (certaines picocyanobactéries sont observées à des pH de l'ordre de 4) et de salinité (lacs hypersalés à oligotrophes).ou encore une large gamme d'éclairements (genre *Prochlorococcus* pouvant faire de la photosynthèse sous des éclairements de moins de 1  $\mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  et jusqu'à environ 2000  $\mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ).

En milieu aquatique, les cyanobactéries sont planctoniques, c'est-à-dire en suspension dans la colonne d'eau, ou benthiques quand elles se développent fixées sur les sédiments (AFSSA et AFSSAT, 2006).

## **10. Impact écologique des cyanobactéries**

Certaines espèces forment des blooms qui inhibent le développement d'autres producteurs primaires par l'ombrage qu'elles créent. Ceci peut avoir un impact sur la production primaire totale (ensemble de la matière organique produite) d'un étang et entraîner des conséquences écologiques importantes. En raison du broutage sélectif du zooplancton, les cyanobactéries, de par leur forme et leur taille, ont un impact non négligeable sur la composition spécifique, l'abondance et l'activité du zooplancton.

A ceci s'ajoute l'impact des toxines auxquelles sont sensibles certaines espèces de zooplancton. L'impact écologique des cyanobactéries productrices de toxines est peu connu. Les hépatotoxines qui ont la particularité d'inhiber certaines protéines phosphatases sont potentiellement capables d'affecter une palette d'organismes dans la nature. Parfois les cyanobactéries sont considérées responsables de mortalités de poissons et d'oiseaux. Cependant, dans de nombreux cas, la relation directe entre la mortalité et la présence de toxines est difficile à mettre en évidence.

La mort de poissons est plus souvent associée à l'anoxie engendrée par les bactéries qui utilisent des composés issus du bloom. Les poissons peuvent être affectés par les toxines via leur nourriture ou par la filtration de l'eau au niveau des branchies. Les espèces herbivores sont directement exposées aux toxines alors que les espèces carnivores le sont par leurs

proies. Quelques études ont montré une bioaccumulation des microcystines dans des vertébrés et invertébrés aquatiques, dont des poissons, des moules, et du zooplancton. Par conséquent, il pourrait y avoir un transfert de la toxicité le long des chaînes alimentaires. Par contre on ne sait pas si les niveaux d'accumulation dans le zooplancton sont suffisants pour être fatals pour les poissons. De même il n'est pas certain que le taux d'accumulation de ces toxines soit suffisant pour engendrer un risque pour les humains. Cela dépend du taux de consommation et de la gravité de la toxicité du bloom dans les endroits où les poissons ou les coquillages sont récoltés (Tab.4). (Brient *et al.* 2001).

**Tableau.4 :** Effets indésirables de la prolifération de cyanobactéries dans les milieux aquatiques (Afsat et Afsset, 2006).

<b>Sur l'environnement</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Modification de l'aspect de la ressource (coloration inhabituelle, des irisations en surface, écumes)</li> <li>-Nuisance olfactive lors de la décomposition des fortes biomasses</li> </ul>
<b>Sur les organismes du milieu</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Diminution de la biodiversité</li> <li>-Perturbation des réseaux trophiques (impasse trophique, forte compétition avec les autres espèces phytoplanctoniques)</li> <li>-Mortalité des poissons (intoxication ou diminution de la teneur en oxygène)</li> <li>-Mortalité d'oiseaux (intoxication)</li> <li>-Intoxication d'animaux domestiques ou sauvages par abreusement (Briand et al 2003)</li> </ul>
<b>Sur les usages de l'eau</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Coloration, odeurs, textures décourageant la baignade</li> <li>-Irritation de la peau et des muqueuses suite à des baignades</li> <li>-Perturbation du fonctionnement des procédés de traitement d'eaux d'alimentation</li> <li>-Dégradation de la qualité organoleptique des eaux d'alimentation mal traitées</li> <li>-Risques sanitaires (ingestion, inhalation ou exposition par dialyse si les toxines sont mal éliminées).</li> </ul>

### III. Cyanotoxines : Leurs effets sur la santé

#### 1. Principales cyanotoxines :

**Tableau.5:** Principales cyanotoxines et genres producteurs associés (Sabart, 2009).

GENRES CYANOBACTERIENS PRODUCTEURS CONNUS	TOXINES
<i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Nostoc</i> <i>Anabaena</i>	Microcystin Microcystine Microcystine Microcystine, Anatoxine-a, Anatoxine-a(s), Saxitoxines.
<i>Planktothrix</i>	Microcystine, Anatoxine-a, Saxitoxines, Aplysiatoxines.
<i>Aphanizomenon</i>	Cylindrospermopsine, Anatoxine-a, Saxitoxines.
<i>Cylindrospermopsis</i>	Cylindrospermopsine, Saxitoxines.
<i>Nodularia</i>	Saxitoxines, Aplysiatoxines, Lyngbyatoxine-a Nodularine.

#### 2. Structure chimique des principaux types de cyanotoxines

##### 2.1. Les biotoxines

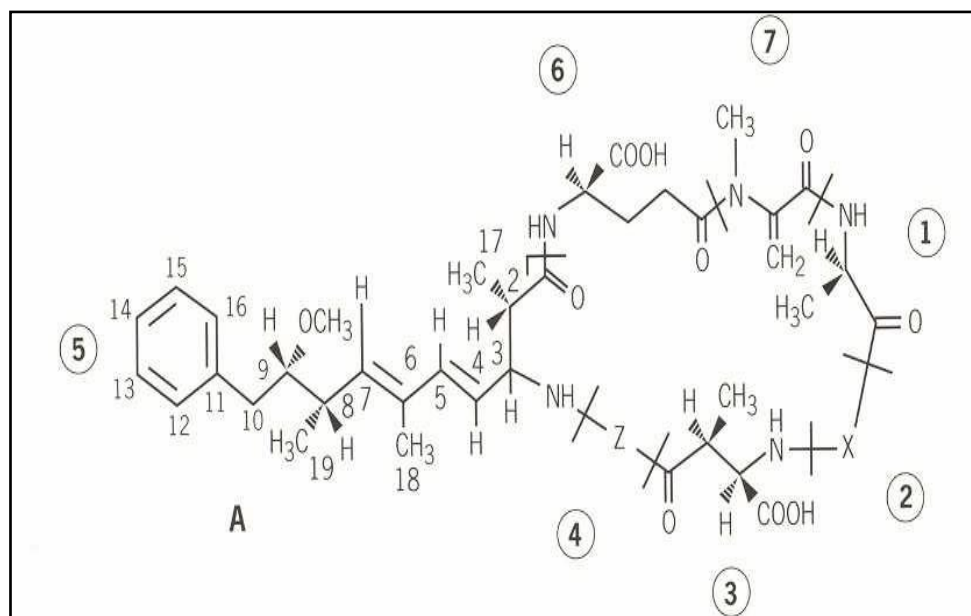
##### 2.1.1. Les hépatotoxines

Se sont les cyanotoxines les plus souvent rencontrées lors de prolifération. Elles sont impliquées dans plusieurs épisodes d'intoxication chez les animaux ainsi que l'homme. L'organe cible est essentiellement le foie, où elles provoquent d'importantes lésions via l'inactivation des protéines phosphatases 1, 2A et 3. Induisant lors d'intoxications aiguës une dégénérescence du cytosquelette des hépatocytes, une lyse cellulaire et la mort des individus intoxiqués par hémorragie hépatique. Cette toxine peut également affecter d'autres organes ou tissus tels que les reins, les intestins (Briand, 2008). Elles sont majoritairement synthétisées par certaines espèces des genres *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Nostoc* (Dumont, 2006).

### -Les microcystines

Se sont des heptapeptides cycliques de poids moléculaires compris entre 800 et 1100daltons, leur formule générale est : cyclo-[D-alanine1-X2-D-MeAsp3-Z4-Adda5-D-glutamate6-Mdha7] Il existe de nombreux variants structuraux de ces molécules et l'on compte à l'heure actuelle plus de 70 variants de microcystines. Ces toxines sont très solubles dans l'eau, elles restent actives après ébullition, et résistantes à l'hydrolyse chimique ou à l'oxydation à pH neutre. Dans les échantillons naturels et à l'obscurité, les microcystines peuvent persister plusieurs mois voir des années, Les microcystines peuvent être oxydées par ozonation ou par des agents oxydants forts, ou dégradées par d'intenses radiations ultraviolettes (UV) (Hyppolite, Phaneuf et Levallois, 2004).

Les microcystines ont été trouvées dans des espèces des genres *Microcystis* qui renferme plus de la moitié de ces toxines, mais aussi chez *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Anabaenopsis* et *Nostoc*. (Fig.14) (Hyppolite, Phaneuf et Levallois, 2004).



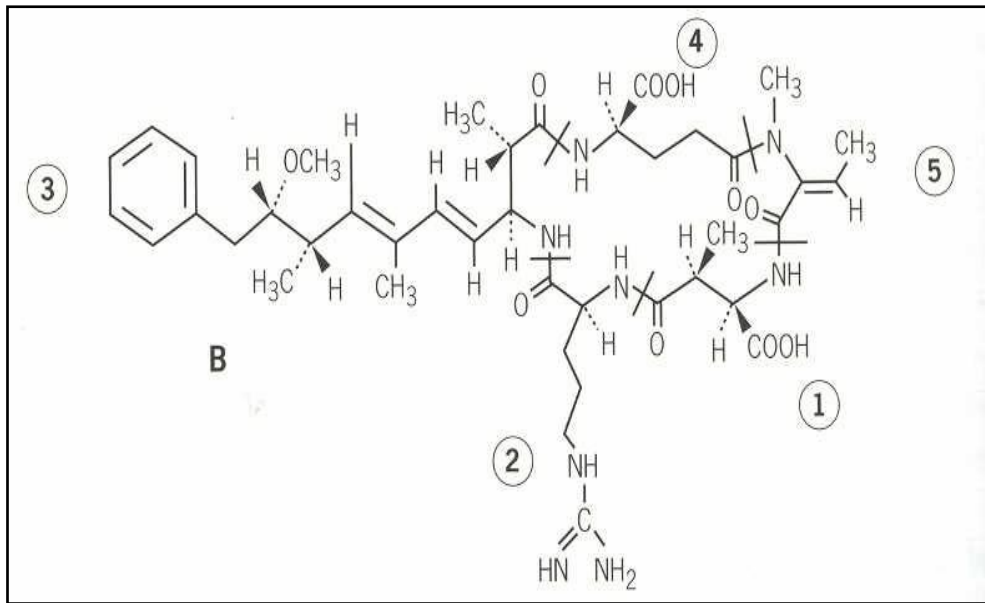
**Figure.14: Structure générale des microcystines (Briand, 2008).**

### -La nodularine :

La nodularine est un pentapeptide cyclique de formule [dhBut1-D-MAsp2-L-Arg3-Adda4-D-Glu5] (Fig.15).

Elle contient la N-méthyl-déhydrobutyrine et l'acide aminé Adda caractéristique des microcystines. Six variantes de la nodularine ont été caractérisées. Les nodularines ont été trouvées dans *Nodularia spumige* ( Affsa et Affset, 2006).





**Figure.15 : Structure générale de nodularine** (Affsa et Affset, 2006).

### 2.1.2. Les neurotoxines

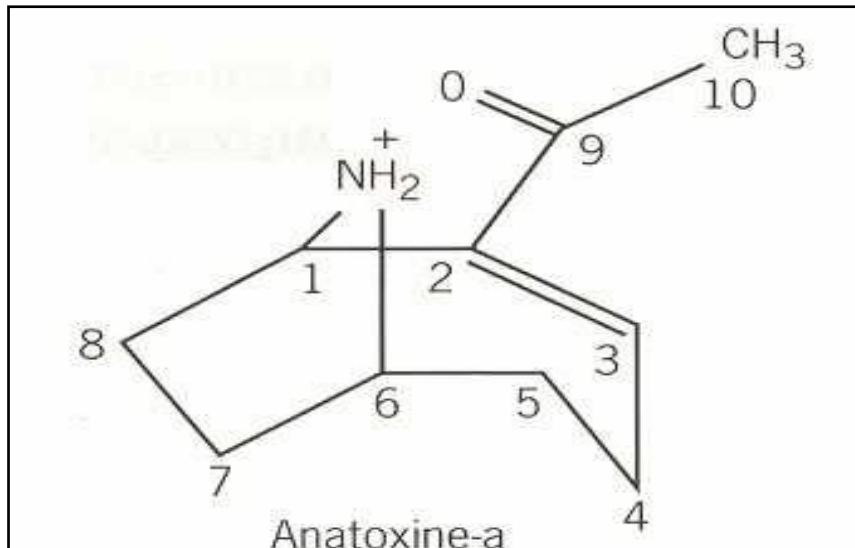
Les neurotoxines produites par les cyanobactéries sont regroupées en deux familles : **Les anatoxines et les aphantoxines**, constituées de la saxitoxine et ses dérivés.

Leur cible est la jonction neuro-musculaire avec un mode d'action spécifique à chaque famille de neurotoxine (Briand, 2008).

#### a. Les anatoxines :

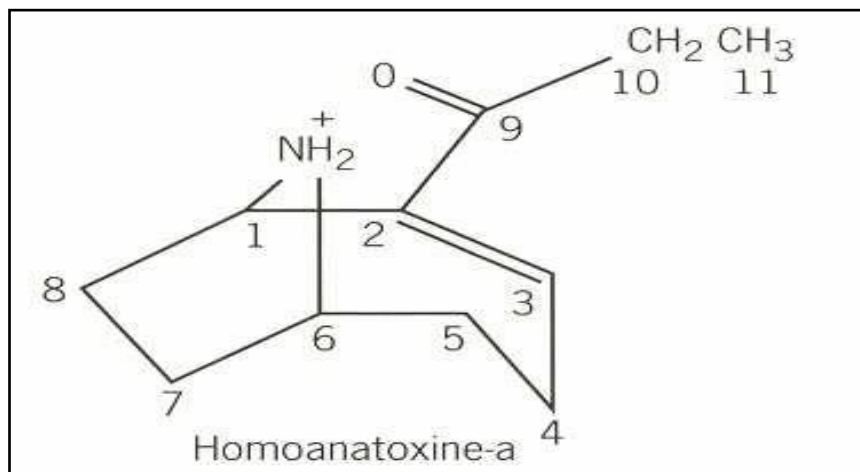
Les anatoxines sont des alcaloïdes synthétisés uniquement par des cyanobactéries planctoniques des genres *Anabaena*, *oscillatoria*, *cylindrospermum*, *aphanizomenon*, mais également le genre benthique *Phormidium* (Hyppolite, 2004). A se jour on connaît trois variants de l'anatoxine :

- ❖ **L'anatoxine a** : est une amine secondaire de 165 Da. C'est un agent dépolarisant, post-synaptique de la jonction neuromusculaire entraînant une paralysie musculaire menant à la mort par arrêt respiratoire chez les mammifères (Dumont, 2006) (fig.16).



**Figure.16 : Structure générale de l'anatoxine a** (Dumont, 2006).

- ❖ **L'homoanatoxine-a** : est un homologue de l'anatoxine a de 179 Da, elle possède des propriétés physico-chimiques et toxicologiques très voisines (Briand, 2008). A des pH élevés (au-delà de pH 10-11), l'anatoxine-a et l'homoanatoxine-a sont instables et se dégradent sous l'effet de la lumière solaire directe en formes non toxiques (Dumont, 2006) (Fig.17).

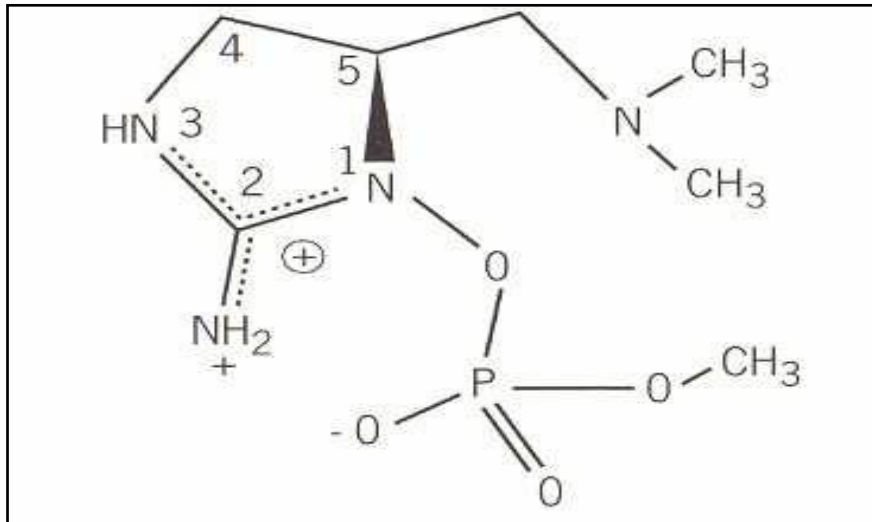


**Figure.17 : Structure de l'homoanatoxine-a** (Briand, 2008).

- ❖ **L'anatoxine-a(s)** : est un ester phosphate d'une N-hydroxyguanidine cyclique de 252 Da. C'est toxine inhibitrice de l'acétylcholinestérase. Elle induit une hyperactivité des neurones synaptiques et donc une paralysie musculaire conduisant à la mort par arrêt respiratoire (Briand, 2008). Elle a été différenciée de l'anatoxine-a car elle provoque chez la souris une salivation larmolement important avant l'arrêt

respiratoire. L'anatoxine-a(s) est rarement rencontrées et on connaît peu de choses sur ses propriétés en raison de son instabilité chimique.

L'anatoxine-a(s) a seulement été trouvée dans le genre *Anabaena* (*Anabaena flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii*) (Dumont, 2006) (fig.18).



**Figure.18 : Structure de l'anatoxine-a(s) (Dumont, 2006).**

#### **b. La saxitoxine et ces dérivées**

Elles appartiennent à la seconde famille des neurotoxines ou aphantoxines (première appellation de ces toxines), ces toxines ne sont pas spécifiques des cyanobactéries puisqu'elles sont également produites en milieu marin par des dinoflagellés. Elles sont plus connues sous le nom de « toxines paralysantes » (PSPs). Ce sont des alcaloïdes à un noyau tétrahydro purique, Vingt-cinq variants moléculaires de 241 à 491 Daltons sont connus ce jour. Certains de ces variants sont non sulfatés comme la saxitoxine et néo-saxitoxine, mono-sulfatés (en R2, R3 ou R4) comme les gonyautoxines (GTXs) ou doublement sulfatés comme les C-toxines (enR2, R3 et R4) (Briand, 2008).

Les saxitoxines et dérivés inhibent la transmission de l'influx nerveux par blocage des canaux sodiques. Les aphantoxines représentent un groupe de composés très polaires et solubles dans l'eau. Les saxitoxines et dérivés ont été trouvés dans des espèces des genres *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbya*, et *Cylindrospermopsis*. (fig.19) (Dumont, 2006).



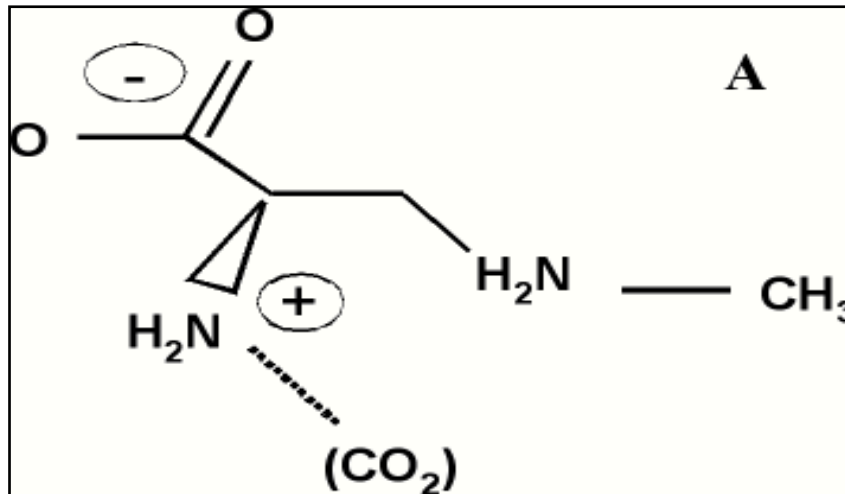


Figure.20 : Structure de la BMAA (Briand, 2008).

## 2.2. Les Cytotoxines

### 2.2.1. La cylindrospermopsine et ses analogues

Aujourd'hui, cette toxine n'est plus considérée comme une hépatotoxine. Des études récentes montrent que **la cylindrospermopsine** possède un mode d'action différent de celui des hépatotoxines. Ainsi, qu'une structure chimique radicalement différente (Dumont, 2006) (fig.21).

Les espèces actuellement connues comme productrices de cylindrospermopsine sont: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Anabaena bergii*, *Umezakia natans* et *Raphidiopsis curvata*.

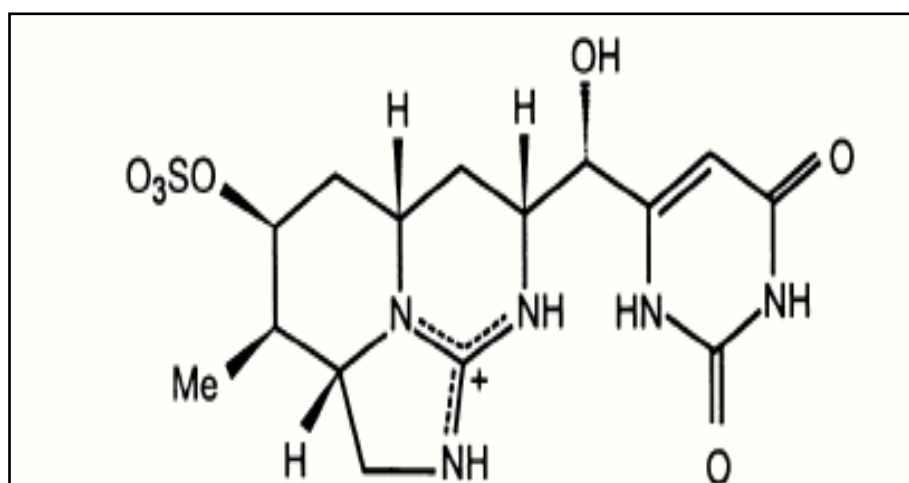
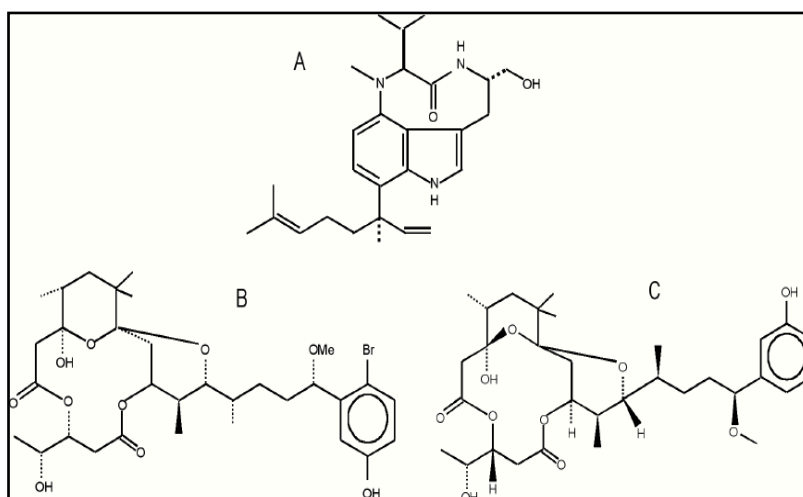


Figure.21 : Structure générale de la cylindrospermopsine (Assat et affset, 2006).

### 2.2.2. Les dermatotoxines

Ces cyanotoxines sont des alcaloïdes responsables de fortes irritations cutanées et d'inflammation gastro-intestinales, dont la présence n'a été démontrée à ce jour que dans les eaux de mer (Briand, 2008). Il existe :

- **Les aplysiatoxines et les debromoaplysiatoxine :** sont des promoteurs tumoraux potentiels, des activateurs des protéines kinase C et ont une activité inflammatoire.
- **La lyngbyatoxine :** la lyngbyatoxine-a peut causer une dermatite et une inflammation orale et gastro-intestinale sévère (Dumont, 2006). Par ailleurs, elle possède une structure similaire à la télécidine A produite par un actinomycètes (*Streptomyces*) qui est un agent potentiel de promotion tumorale (Briand, 2008) (fig.22).



**Figure.22 : Les structures des dermatotoxines : Lyngbyatoxine (A), Aplysiatoxines (B), et Debromoaplysiatoxine (C) (Afsat et Afsset, 2008).**

### 2.2.3. Les lyopolysaccharides (LPS)

Les lyopolysaccharides (LPS) sont des endotoxines constitutives de la paroi cellulaire de cyanobactéries ou d'autres bactéries Gram négatives. Elles sont constituées d'un sucre et d'un lipide. C'est ce dernier qui est responsable de réactions allergiques et toxiques chez les animaux et les humains et à l'origine d'irritations cutanées (Briand, 2008).

Ces effets seraient donc susceptibles d'être observés lors de toute prolifération de cyanobactérie dans les eaux douces (Hyppolite, 2004).

**N.B :** Enfin, les scientifiques découvrent régulièrement de nouvelles cyanotoxines dont les éventuelles répercussions sur la santé humaine ou animale ne sont pas encore connues (antillatoxines, kalkitoxine, jamaicamides, ...) (Garnier, 2008).

### **3. L'importance des toxines pour les cyanobactéries**

La production de toxines entraîne un coût énergétique inhérent pour les cyanobactéries. Celles-ci doivent en retour en tirer un avantage compétitif pour que cette caractéristique physiologique se maintienne au cours de l'évolution.

Le rôle de la production de molécules neurotoxiques et dermatotoxiques reste encore très énigmatique. Les cibles de ces molécules dans l'environnement ne sont pas identifiées à ce jour.

En ce qui concerne les hépatotoxines de type microcystines, plusieurs hypothèses ont été avancées :

- toxicité vis-à-vis du zooplancton pour limiter la prédation du zooplancton sur les cyanobactéries.
- toxicité vis à vis des espèces phytoplanctoniques concurrentes.
- métabolites secondaires permettant le stockage de l'azote.

Sachant qu'aucune de ces trois hypothèses n'a été certifiée, le rôle de la production de toxine pour les cyanobactéries est donc loin d'être clairement identifié. Ce qui semble sûr, c'est que la toxicité vis-à-vis de la santé humaine et animale bien que fortuite, elle semble réelle (Catherine et Bernard, 2006).

### **4. Les effets des cyanotoxines sur la santé**

Les effets des cyanotoxines sur la santé humaine et animale, sont principalement les conséquences de l'ingestion d'eau contaminée par les cyanobactéries et/ou leurs toxines.

Chez l'homme elles peuvent aussi résulter du contact direct avec l'eau contaminée, notamment lors de la baignade ou la pratique de sports nautiques. Les conséquences de l'inhalation de l'écume, sont plus rare, et pourrait représenter un risque pour les personnes ou les animaux se tenant à proximité de l'efflorescence (exemple : inhalation d'aérosol lors de la pratique du ski nautique) (Garnier, 2008).

#### 4.1. Intoxications animales

De nombreux cas d'empoisonnement d'animaux domestiques ou sauvages par les cyanotoxines, dont certains ont entraîné la mort, ont été relatés dans la littérature (Garnier, 2008).

**Tableau 6 :** Exemples d'empoisonnements d'animaux associés aux cyanobactéries (Brient, 2001).

Pays	Espèce tuée	Pathologie	Organisme
Allemagne	Chiens	Hépatotoxicité	<i>Nodularia spumigena</i>
Argentine	Bétail	Hépatotoxicité	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Australie	Moutons	Hépatotoxicité	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Australie	Moutons	Neurotoxicité, PSPs*	<i>Anabaena circinalis</i>
Canada	Bétail	Neurotoxicité, anatoxine-a	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Canada	Oiseaux aquatiques	Neurotoxicité, anatoxine-a	<i>Anabaena floaquae</i>
Finlande	Chiens	Hépatotoxicité, nodularine	<i>Nodularia spumigena</i>
Norvège	Bétail	Hépatotoxicité, microcystine	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Angleterre	Chiens	Hépatotoxicité, microcystine	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Ecosse	Chiens	Neurotoxicité, anatoxine-a	<i>Oscillatoria</i> spp.
Ecosse	Poissons	respiratoire, microcystines	<i>Microcystis aeruginosa</i>
USA	Chiens	Neurotoxicité, anatoxine-a(s)	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Canada	Oiseaux aquatiques	Neurotoxicité, anatoxine-a	<i>Anabaena floaquae</i>
Finlande	Chiens	Hépatotoxicité, nodularine	<i>Nodularia spumigena</i>
Norvège	Bétail	Hépatotoxicité, microcystine	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Angleterre	Chiens	Hépatotoxicité, microcystine	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Ecosse	Chiens	Neurotoxicité, anatoxine-a	<i>Oscillaptoria</i> spp.
Ecosse	Poissons	Microcystines	<i>Microcystis aeruginosa</i>
USA	Chiens	Neurotoxicité, anatoxine-a(s)	<i>Anabaena flos-aquae</i>



## 4.2. Intoxication humaine

Un certain nombre de cas d'allergie ou d'intoxication d'humains, et plus particulièrement d'enfants, ont été relatés dans la littérature après contacte ou ingestion d'eau contaminée par les cyanotoxines. Ces intoxications peuvent évoluer selon deux types, (Brient, 2001) on a :

**Tableau.7:** Exemples de cas d'intoxications aiguës de populations humaines (Brient, 2001).

Année	Lieu	Nbr de personnes	Pathologie	Organisme
1995	Australie	852	<b>Eaux récréatives :</b> Diarrhée, vomissement, symptômes de grippe, éruption cutanée, fièvre, irritation des yeux et des oreilles.	<i>Nodularia</i> sp.
1975	Pennsylvanie	5000	<b>Eaux de distribution :</b> gastro-entérites.	<i>Schizothrix calcicola</i>
1996	Brésil	117 50 morts	<b>Centre de dialyse</b> hépatites, troubles visuels, nausées, vomissements, faiblesse musculaire.	<i>Microcystis</i> sp. <i>Anabaena</i> sp. <i>Cylindrospermopsis</i> sp.

### III. Variation spatio-temporelle des genres de cyanobactéries

**Tableau 8:** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 1.

Site 01										
Mois / Genres	Octobre	Novembre	Decembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Totale
<i>Anabaena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i>	0	0	35	0	0	5	0	0	25	65
<i>Lyngbya</i>	0	10	0	0	10	5	0	0	0	25
<i>Microcystis</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
<i>Phormidium</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	5	10
<i>Pseudoanabaena</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
<i>Spirulina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nodularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphosphaeria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Totale</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>35</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>30</b>	<b>110</b>

**Tableau 9:** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 2.

Site 02										
Mois / Genres	Octobre	Novembre	Decembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Totale
<i>Anabaena</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5
<i>Oscillatoria</i>	5	15	10	5	10	15	0	0	20	80
<i>Lyngbya</i>	25	15	0	10	45	0	10	15	5	125
<i>Microcystis</i>	0	0	0	0	0	0	5	5	10	20
<i>Phormidium</i>	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
<i>Pseudoanabaena</i>	0	5	0	0	0	5	5	0	10	25
<i>Spirulina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nodularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	10	15
<i>Merismopedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis</i>	0	5	10	0	0	0	5	0	15	35
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphosphaeria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Totale</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>55</b>	<b>25</b>	<b>35</b>	<b>25</b>	<b>70</b>	<b>315</b>

**Tableau 10:** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 3.

Site 03										
Mois Genres	Octobre	Novembre	Decembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Totale
<i>Anabaena</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
<i>Oscillatoria</i>	5	10	5	5	5	10	30	10	0	80
<i>Lynghya</i>	0	0	0	35	5	10	0	15	0	65
<i>Microcystis</i>	0	0	0	0	0	0	5	10	0	15
<i>Phormidium</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
<i>Pseudoanabaena</i>	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Spirulina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nodularia</i>	0	0	0	0	5	5	0	0	0	10
<i>Merismopedia</i>	0	0	0	0	5	10	0	0	0	15
<i>Synechocystis</i>	5	0	5	0	0	0	0	5	0	15
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
<i>Gomphosphaeria</i>	0	5	15	0	0	0	0	0	0	20
<b>Totale</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>45</b>	<b>20</b>	<b>35</b>	<b>40</b>	<b>45</b>	<b>0</b>	<b>245</b>

**Tableau 11:** Variation spatio-mensuelle des densités cellulaires (ind/l) des genres de cyanobactéries récoltés (Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013) dans le site 4.

Site 04										
Mois Genres	Octobre	Novembre	Decembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Totale
<i>Anabaena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i>	5	15	30	10	5	0	0	10	30	105
<i>Lynghya</i>	40	5	0	0	10	30	0	0	0	85
<i>Microcystis</i>	5	0	0	0	5	5	0	0	0	15
<i>Phormidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoanabaena</i>	0	5	15	5	5	0	5	0	0	35
<i>Spirulina</i>	30	0	0	0	0	0	0	0	10	40
<i>Nodularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia</i>	0	0	5	0	0	15	0	0	0	20
<i>Synechocystis</i>	5	5	10	5	0	0	5	0	0	30
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphosphaeria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Totale</b>	<b>85</b>	<b>30</b>	<b>60</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>50</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>40</b>	<b>330</b>

**Tableau 12:** Variation de la densité microalgale en fonction des paramètres physico-chimiques des eaux du Barrage de Ain Dalia, Souk Ahras, Octobre-Juin 2012-2013.

		Octobre	Novembre	decembre	Janvier	Fevrier	Mars	Avril	Mai	Juin
<b>Site 01</b>	<b>DM (Ind/l)</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>35</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>30</b>
	T (°C)	10,1	8,5	10,9	10,1	8	9,9	12	14	18
	pH	7,01	6,41	7,38	7,2	7,5	5,9	7,79	6,3	8,44
	O <sub>2</sub> (mg/l)	7,4	7,4	6,1	7,3	7,47	5,98	8,5	7,55	5,51
	Conductivité (ms/cm)	0,3	0,44	0,35	0,4	0,45	0,49	0,61	1,09	0,71
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,148	0,161	0,113	0,008	0,071	0,096	0,163	0,212	0,243
	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	0,001	0	0,002	0	0,084	0,084	0,25	0,012	0,031
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,012	0,009	0,003	0,0036	0	0	0,0019	0,0029	0,0036
<b>Site 02</b>	<b>DM (Ind/l)</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>55</b>	<b>25</b>	<b>35</b>	<b>25</b>	<b>70</b>
	T (°C)	10,3	8,3	10,3	8,3	9,1	10,3	12,5	13,2	16
	pH	7,32								6,87
	O <sub>2</sub> (mg/l)	2,89	3,02	2,77	3,18	3,54	4,03	4,73	2,55	2,01
	Conductivité (ms/cm)	1,35	1,23	1,2	0,89	0,92	0,71	0,68	1,56	0,76
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,196	0,16	0,201	0,152	0,199	0,231	0,287	0,291	0,267
	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	0,076	0,083	0,3	0,721	0,501	0,126	0,093	0,144	0,122
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,12	0,128	0,099	0,076	0,083	0,079	0,113	0,15	0,21
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,045	0,046	0,044	0,018	0,075	0,048	0,064	0,044	0,037
<b>Site 03</b>	<b>DM (Ind/l)</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>45</b>	<b>20</b>	<b>35</b>	<b>40</b>	<b>45</b>	<b>0</b>
	T (°C)	10	7,8	10,6	8,7	10,5	10,5	10,8	12	15,1
	pH	7,3	7,3	7,81	7,65	7,78	7,88	7,71	7,3	7,1
	O <sub>2</sub> (mg/l)	3,67	1,5	1,78	3,19	3,2	3,66	4,61	3,58	4
	Conductivité (ms/cm)	1,38	0,69	0,76	0,54	0,64	0,5	0,88	0,89	1,23
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,074	0,075	0,061	0,032	0,087	0,11	0,182	0,1	0,178
	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	0,263	0,269	0,522	0,084	0,306	0,79	0,22	0,13	0,098
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,021	0,027	0,034	0,015	0,039	0,041	0,011	0,14	0,22
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,039	0,038	0,046	0,037	0,06	0,084	0,079	0,084	0,09
<b>Site 04</b>	<b>DM (Ind/l)</b>	<b>85</b>	<b>30</b>	<b>60</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>50</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>40</b>
	T (°C)	9,7	9,1	9,6	8,4	10,1	10,3	10	11,6	19
	pH	7,29	6,4	8,4	7,63	8,1	8,9	7,89	7,27	7,92
	O <sub>2</sub> (mg/l)	3,27	3,7	3,12	2,36	2,98	3,25	5,19	3,17	2,66
	Conductivité (ms/cm)	1,02	0,57	0,51	0,48	1,12	1,01	0,93	1,3	0,88
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,111	0,098	0,073	0,089	0,104	0,157	0,171	0,199	0,155
	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	0,21	0,114	0,162	0,078	0,41	0,625	0,3	0,312	0,11
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,061	0,062	0,084	0,065	0,074	0,052	0,018	0,071	0,137
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,068	0,067	0,052	0,044	0,058	0,062	0,037	0,066	0,079