

Badji Mokhtar –Annaba University
Université Badji Mokhtar –Annaba

جامعة باجي مختار عنابة



Faculté des sciences
Département des Sciences de la Mer

Laboratoire d'Ecobiologie des
Milieux Marins et Littoraux

MEMOIRE

Présenté en Vue de l'Obtention du Diplôme de Magistere en Sciences de la Mer

Niveau trophique et efflorescences des cyanobactéries dans le barrage de Ain Dalia (Souk-Ahras)

Option : Biologie et physiologie des organismes marins.

Présenté Par : Manamani Radia

Directeur de Mémoire : Bensouilah Mourad. (Pr., Université d'Annaba)

Devant le Jury :

PRESIDENT : Tahar A. (Pr., Université d'Annaba)

EXAMINATEUR: Djebar.B. (Pr., Université d'Annaba)

EXAMINATEUR: Bairi A. (M.c., Université d'Annaba)

Année 2007

Résumé:

Ce travail porte sur l'évaluation du niveau trophique de l'eau du barrage Ain Dalia et la détermination du peuplement de cyanobactéries pendant la période s'étalant de juillet 2005 à juin 2006.

Les paramètres physicochimiques mesurés montrent des variations mensuelles. L'oxygène dissous et le pH montrent des fluctuations liées aux variations saisonnières de la température. Les teneurs en MES sont positivement corrélées aux valeurs de la turbidité ; Quant aux nutriments, les teneurs maximales sont relevées en période automnale.

Les résultats de l'observation des critères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées nous a permis de recenser 8 genres : *Microcystis**, *Synechocystis*, *Oscillatoria**, *Cylindrospermum**, *Lyngbya**, *Phormidium**, *Gomphosphaeria** , *Aphanizomenon**. A ces 8 genres 7 sont rattachées des espèces reconnues potentiellement toxiques.

L'analyse de la fréquence d'apparition des genres identifiés fait apparaître la prédominance des genres *Microcystis*, *Synechocystis*. Par ailleurs, l'étude de la distribution temporelle des cyanobactéries identifiées montre que les densités les plus élevées sont relevées en automne.

Dans la retenue d'eau du barrage, le calcul de la corrélation et de la probabilité correspondante montre l'existence d'une corrélation positive entre la densité des micro-algues et les teneurs en éléments nutritifs (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, H₃PO₄) et notamment la Chlorophylle a.

Notre étude a montré que les niveaux d'alerte pour les eaux d'alimentation en eau potable ne sont pas atteints et que seuls des niveaux de vigilance sont relevés en période chaude (de juin à décembre).

Mot clés: Barrage Ain Dalia, eutrophisation, paramètres physicochimiques cyanobactéries

المخلص :

تناولت هذه الدراسة تقدير المستوى الغذائي لمياه سد عين الدالية و تحديد مستعمرات الطحالب السامة خلال

الفترة الممتدة من جويلية سنة 2005 الى غاية جوان 2006

قياس الخصائص الفيزيو كيميائية بين وجود تغيرات شهرية بالنسبة للأكسجين المنحل و درجة الحموضة pH فقد تبين وجود اختلاف طفيف مرتبط بالتغيرات الفصلي لدرجة الحرارة , كما تبين أن المحتوى من المواد العالقة يرتبط ارتباطا ايجابيا مع قيم تعكر الماء و كذلك

العناصر المعدنية و المحتوى الأقصى تم تسجيله خلال الفترة الخريفية

سمحت نتائج دراسة المعايير الكمية و النوعية لمستعمرات الطحالب بالتعرف على 08 أجناس :

Microcystis, * *Synechocystis* , *Oscillatoire**, *Cylindrospermum**, *Lyngbya**

*Phormidium**, *Gomphosphaeria* *, *Aphanizomenon**

إن متابعة تطور كثافة الطحالب الزرقاء بينت سيادة الجنسين *Synechocystis* , *Microcystis** كما أظهرت

دراسة التوزيع الزمني للطحالب الزرقاء أن الكثافة المرتفعة لهذه الأخيرة تم تسجيلها في فصل الخريف

بينت الدراسة الإحصائية وجود ارتباط ايجابي بين كثافة الطحالب المجهرية الطحالب و العنصر

المغذية و خاصة الكلوروفيل أ

الكلمات المفتاح: سد عين الدالية , طحالب زرقاء , معايير فيزيو كيميائية

Summary

This work relates to the evaluation of the trophic level of the water barrage Ain Dalia and the determination of the settlement of cyanobacteria.

The results of measurement of the physico-chemical parameters of water show that the periods of proliferation of the cyanobacteria coincide with peaks of increase in the temperature, pH, nitrates, nitrites, orthophosphates; however the dissolved

O₂ concentration and the suspended matter, are inversely proportional to the raised peaks of density of toxic cyanobacteria. The results of the morpho-anatomical observation of the cyanobacteria collected enabled us to count 8 kinds: *Microcystis*, *Synechocystis*, *Oscillatoria*, *Cylindrospermum*, *Lyngbya*, *Phormidium*, *Gomphosphaeria*, *Aphanizomenon*.

Of which 7 are recognized as potentially toxic.

The analysis of the frequency of appearance of the identified kinds in addition makes apparent the prevalence of the kinds *Microcystis*, *Synechocystis*. The study of the temporal distribution of the identified cyanobacteria shows that the highest densities are recorded in autumn.

In the water reserve of the barrage, the calculation of the correlation and corresponding probability shows the existence of a positive correlation between the density of the microalgae and the elements nutritive and in particular chlorophyll a.

Key words : dam Ain Dalia, eutrophication, cyanobacteria, physico-chemical parameters.

المخلص :

تناولت هذه الدراسة تقدير المستوى الغذائي لمياه سد عين الدالية و تحديد مستعمرات الطحالب السامة خلال

الفترة الممتدة من جويلية سنة 2005 الى غاية جوان 2006

قياس الخصائص الفيزيو كيميائية بين وجود تغيرات شهرية بالنسبة للأكسجين المنحل و درجة الحموضة pH
فقد تبين وجود اختلاف طفيف مرتبط بالتغيرات الفصلي

لدرجة الحرارة , كما تبين أن المحتوى من المواد العالقة يرتبط ارتباطا ايجابيا مع قيم تعكر الماء و كذلك

العناصر المعدنية و المحتوى الأقصى تم تسجيله خلال الفترة الخريفية

سمحت نتائج دراسة المعايير الكمية و النوعية لمستعمرات الطحالب بالتعرف على 08 أجناس :

Microcystis , * *Synechocystis* , *Oscillatoire* * , *Cylindrospermum* * , *Lyngbya* *
Phormidium * , *Gomphosphaeria* * , *Aphanizomenon* * من بينها 07 أجناس تعتبر طحالب سامة

إن متابعة تطور كثافة الطحالب الزرقاء بينت سيادة الجنسين *Microcystis* * , *Synechocystis* كما أظهرت

دراسة التوزيع الزمني للطحالب الزرقاء أن الكثافة المرتفعة لهذه الأخيرة تم تسجيلها في فصل الخريف

بينت الدراسة الإحصائية وجود ارتباط ايجابي بين كثافة الطحالب المجهرية الطحالب و العنصر

المغذية و خاصة الكلوروفيل أ

كلمات مفتاحية سد عين الدالية , طحالب زرقاء , معايير فيزيو كيميائية

Dédicace

Je dédie ce travail:

A mes très chers parents pour leur Amour ,pour leur sacrifice infini.

Merci d'être mes parents

A mes chères sœurs :**Mahbouba, Zouleikha , Nadia .**

A mon unique frère que dieu le protège "**Mouhamed Mouldi**".

A tous mes amies sans exception

REMERCIEMENTS

Au terme de ce modeste travail ,on tient à remercier avant tout ,Dieu puissant de nous avoir donné la volonté et la puissance pour terminer ce travail.

Nos remerciements les plus profonds et les plus respectueux s'adressent particulièrement:

Monsieur **Bensouillah M** ,directeur du mémoire ; professeur à l'université d'Annaba de me diriger tout au long de la réalisation de ce travail .

Monsieur **Tahar A**, professeur à l'université d'Annaba pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury .

A monsieur **Djebar A .B**; professeur à l'université d'Annaba; a monsieur **Bairi A** maître de conférence à l'université d'Annaba qui m'ont fait l' honneur de participer à la commission d'examen et de juger mon travail .

Mes remerciements vont aussi à monsieur **Ali Djedou** responsables du labo (Station Ain Dalia Souk Ahras)

Je remercie aussi les techniciennes du Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux.

.

Enfin; je remercie ma famille pour leurs encouragements.

Liste des figures

N°	Titres	Pages
1	Situation géographique du barrage de Ain Dalia	5
2	Schéma d'un filet à plancton)	6
3	Schéma synthétique du dispositif de comptage du phytoplancton	8
4	Variations mensuelles de la température de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	17
5	Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	19
6	Variations mensuelles du pH de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	20
7	Variations mensuelles de la turbidité de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	20
8	Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	21
9	Variation mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	22
10	Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	23
11	Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau (Juillet 2005 - Juin 2006)	23
12	Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	25
13	Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau (Juillet 2005-Juin 2006)	26
14	Distribution spatiale des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain Dalia (Juillet 2005-Juin2006)	36
15	cyanobactéries récoltées Proportion des en fonction des saisons	37
16	Distribution mensuelle des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain Dalia (Juillet 2005 - Juin 2006)	39
17	Répartition des densités moyennes des genres de cyanobactéries identifiées dans les 2 sites d'étude	40
18	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Microcystis</i>	41

	(Juillet 2005 - Juin 2006)	
19	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Synechoystis</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	42
20	Distribution spatiotemporelle de la densité d' <i>Oscillatoria</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	42
21	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Cylindrospermum</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	43
22	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Lyngbya</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	44
23	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Gomphosphaeria</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	44
24	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Aphanizomenon</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	45
25	Distribution spatiotemporelle de la densité de <i>Phormidium</i> (Juillet 2005 - Juin 2006)	45
	Annexes	
1	Remplissage de la colonne avec le cadmium traité sans contact de ce dernier avec l'atmosphère	61
2	différentes formes d'hétérocystes	73
3	Akinètes et heterocystes	74
4	Systématique des Cyanoprocaryotes (Bourrelly, 1985)	76
5	Proposition de stratégie de surveillance des eaux destinées à la consommation humaine vis-à-vis des risques liés aux cyanotoxines .Les fréquences proposées sont maintenues tant que deux résultats consécutifs situés au niveau inférieur	82

Liste des tableaux

N°	Titre	Pages
1	Détermination des catégories de susceptibilité des plans d'eau à usage récréatif (d'après NHMRC,2004)	27
2	Détermination de la classe de qualité des plans d'eau à usage récréatif (d'après NHMRC,2004)	28
3	Diversité générique mensuelle des cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia (juillet 2005 – juin 2006)	29
4	Fréquence d'apparition des genres de cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia	31
5	paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries des deux sites Barrage Ain Dalia (Juillet 2005-Juin 2006)	35
ANNEXES		
1	Variation mensuelles et spatiales des densités algales en fonction de quelques paramètres physicochimiques (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)	69
2	Variation mensuelles des densités cellulaires (ind./l) des genres de cyanobactéries recensés dans le site 1 (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)	70
3	Variation mensuelles des densités cellulaires (ind./l) des genres de cyanobactéries recensés dans le site 2 (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)	70
4	Modalités d'actions sur les proliférations de cyanobactéries	83
5	Liste non exhaustive des espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques et des toxines ayant déjà été associées à ces espèces en France ou hors de France (N.I.=toxine présente mais non identifiée).Les espèces ayant déjà été observées en France apparaissent en caractères gras.	84
6	Synthèse des toxines identifiées en France et distribution dans les autres pays	85

Listes des symboles :

Chl a : chlorophylle a

H₃PO₄⁻: les orthophosphates

O.M .S: organisation mondiale de la santé

M E S: matière en suspension

N: l'azote

P: le phosphore

μmole : micromole

Sommaire

I-Introduction	1
II- Matériel et méthodes	4
1- Le barrage de Ain Dalia	4
2- Echantillonnage.....	6
3- Identification et comptage des cyanobactéries récoltées.....	7
4- Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	8
4-1- Dosage des sels nutritifs	8
4-1-1- Les nitrites (NO ₂ -).....	9
4-1-2- Dosage de l'Azote Nitrique (les Nitrate NO ₃)	9
4-1-3- L'Azote ammoniacal total (N-NH ₃ + N-NH ₄ ⁺).....	10
4-1-4- Dosage des Orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	11
4-1-5- Matière en suspension (MES)	12
4-1-6- Dosage de la Chlorophylle a	12
5- Analyses Statistiques des données	14
5-1- Analyses statistiques univariées.....	14
5-2 Analyses statistiques bivariées	14
5-3- Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries.....	15
5-3-1- Richesse spécifique "S".....	15
5-3-2- Diversité spécifique ou diversité observée " H "	15
5-3-3- Equitabilité.....	16
III- RESULTATS ET INTERPRETATIONS	17
1- Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du barrage de Ain Dalia	17
1-1-La température	17
1-2-L'oxygène dissous.....	18
1-3- Le PH.....	19
1-4-La Turbidité.....	20
1-5- Les nutriments.....	21
1-5-1-Les nitrates NO ₃ -.....	21
1-5-2-Les nitrites NO ₂	21
1-5-3-L'azote ammoniacal NH ₄ ⁺	22
1-5-4-Les ortho-phosphates H ₃ PO ₄ -.....	23

1-5-5La matière en suspension (MES).....	25
1-5-6-La chlorophylle a.....	25
2-Etude qualitative des cyanobactéries récoltées dans le barrag.....	29
2-1-Identification générique des cyanobactéries.....	29
2-2-Fréquence d'apparition des cyanobactéries recensées.....	30
2-3- Les cyanobactéries toxique.....	32
2-4-structure des peuplements de cyanobactéries.....	35
3-Etude quantitative des cyanobactéries peuplant le barrage dAinDalia.....	36
3-1-Proportion des cyanobactéries récoltées dans chaque site.....	36
3-2-Distribution saisonnière des cyanobactéries récoltées.....	37
3-3-Distribution mensuelle des cyanobactéries récoltées.....	39
3-4-Densité moyenne des cyanobactéries identifiées.....	40
3-5-Distributions spatiotemporelles des genres recensés.....	41
IV-Conclusion générale.....	48
Bibliographie.....	51
Annexes.....	59

I-Introduction :

Depuis quelques années, en réponse à des besoins en eau, l'Algérie a construit un certain nombre de barrages pour augmenter le volume d'eau disponible, ce qui a accentué la fragilisation des milieux aquatiques. Les activités urbaines et les pratiques agricoles intensives ont entraîné une augmentation des charges en azote et en phosphore dans les milieux aquatiques avec pour conséquence une augmentation de l'eutrophisation, c'est à dire de la charge en matière organique, qui se traduit le plus souvent par une prolifération des cyanobactéries. Depuis plus de vingt ans on observe dans divers plans d'eau de notre région une augmentation de la fréquence et de l'intensité d'apparition de ces organismes parmi le micro-phytoplancton.

Les Cyanobactéries, appelées aussi cyanophycées ou algues bleues, sont des microorganismes photosynthétiques. Elles présentent des formes variées qui peuvent être isolées ou former des colonies. La classification des cyanobactéries est en perpétuelle évolution, c'est pourquoi les noms de genres et d'espèces changent parfois. Par exemple, l'ancien genre *Gomphosphaeria* est devenu *Woronichinia*; l'espèce *Oscillatoria agardhii* est devenue *Planktothrix agardhii* et *Phormidium formosum* remplace *Oscillatoria formosa*.

Lorsque les conditions sont favorables, un développement massif des cyanobactéries, qualifié de bloom, peut être observé. On constate alors une coloration verte de l'eau qui s'accompagne parfois d'une sorte de mousse ou écume verte à la surface, nommée "mats" et "scums" en anglais. Parfois on peut remarquer des marques bleues sur les rochers ou sur les feuilles, le long des barrages ou des rives, dues à la phycocyanine, pigment bleu caractéristique des cyanobactéries. Les blooms peuvent se développer très rapidement et disparaître aussi vite lorsque les conditions changent.

La capacité d'envahissement des milieux aquatiques par les cyanobactéries est telle qu'elles entraînent parfois la quasi-disparition des autres micro-algues. Ceci est dû à une capacité d'adaptation, et donc de compétition par rapport aux autres espèces phytoplanctoniques, que leur confèrent certaines caractéristiques morphologiques et physiologiques. Parmi celles-ci, citons les vacuoles gazeuses, sorte de flotteurs intracellulaires, qui leur permettent de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau et de se situer là où les conditions de lumière ou de nutriments sont les plus favorables.

Les blooms de cyanobactéries peuvent engendrer différents problèmes relatifs à la qualité de l'eau tels que l'appauvrissement en oxygène dissous qui peut entraîner une mortalité des poissons, des nuisances esthétiques, des goûts et odeurs de l'eau désagréables ainsi que le colmatage des filtres des filières de traitement. Ces problèmes peuvent limiter sévèrement les activités de loisirs (activités nautiques, baignades), la pêche, et l'utilisation de l'eau pour l'alimentation en eau potable.

A ceci s'ajoute un phénomène encore plus inquiétant, à savoir la capacité de certaines espèces cyanobactériennes à synthétiser des bio-toxines, ce qui pose des problèmes de santé publique tant au niveau des eaux récréatives qu'au niveau des eaux destinées à la consommation.

Selon Moore, (1996), l'espèce *Lyngbya majuscula* produit la lyngbyatoxine A, agent hautement inflammatoire à l'origine d'inflammation de la peau et des yeux de baigneurs et pêcheurs australiens suite au bloom de *Lyngbya* survenu l'été 96. Selon Bell et Codd, (1994), dans un plan d'eau douce, des blooms et des écumes induites par *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* ont été à l'origine d'irritation de la peau et des yeux chez des baigneurs. Falconer, (1998), rapporte, chez des sujets exposés à un bloom de *Lyngbya*, l'apparition de détresse respiratoire. Au Brésil, des patients hémodialysés ont développés des symptômes de neurotoxicité et d'hépatotoxicité; l'analyse de l'eau du réservoir a permis de mettre en évidence la présence d'*Aphanizomenon*, d'*Anabaena*, d'*Oscillatoria*, de *Microcystis* et d'*Anabaenopsis* ; quant à la microcystine LR, cette dernière a été retrouvée dans un filtre à eau de la clinique et dans le sérum de l'une des victimes (Pouria *et al.*, 1998). Certains auteurs rapportent la présence d'un gradient de concentration à travers les feuilles de laitue irriguée par une eau contenant un bloom de *Microcystis aeruginosa* et sa toxine la Microcystine LR (Codd *et al.*, 1999). Parmi ces microalgues toxiques, l'espèce *Microcystis aeruginosa* est la plus incriminée; un mammifère peut mourir s'il passe dans son sang 0.07 mg de toxine de *Microcystis* par kg de son poids (Lacaze, 1996).

Dans l'Est algérien, les résultats de travaux réalisés dans divers plans d'eau révèlent la présence d'un certain nombre de genres de cyanobactéries dont la majorité est reconnue potentiellement toxique. Le plus grand nombre de genres (16 à 17) a été enregistré dans le lac Oubeira ; parmi ces genres, 9 sont considérés comme potentiellement toxiques (Nasri, 1999 ; Bensafia, 2005). 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 ; ce qui représente, selon Falconer (1996), un risque lors d'exposition chronique. Par ailleurs, les travaux réalisés dans le lac Tonga (P.N.E.K.) révèlent la présence de 10 genres dont 9 sont toxiques (Matmed, 2000) ; quant à ceux entrepris dans le barrage de Hammam Dbagh (Guelma), ils montrent la présence dans ce plan d'eau de 9 genres de Cyanobactéries toxiques (Aissani, 2003).

Les recherches sur les cyanobactéries toxiques au sein du laboratoire d'Ecobiologie des milieux marins et littoraux ont commencé depuis plus de 8 ans ; Le présent travail entre dans le cadre d'un projet de recherche ANDRS intitulé « Biodiversité des Cyanobactéries de divers plan de la région Est d'Algérie et impact de leurs toxines sur les populations humaines et animales ».

✓ **Introduction**

Le but de ce travail est de situer le niveau trophique et les peuplements de cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia; pour cela, nous avons effectué :

- ✓ Une mesure des paramètres physico chimiques de l'eau ;
- ✓ Une détermination des cyanobactéries et un comptage de leurs cellules ;

Introduction

Matériel
et
Méthodes

Résultats

Et

Interprétations

Conclusion

Générale

Annexes

Bibliographie

IV-Conclusion générale:

Les dangers engendrés par les cyanobactéries pour les animaux domestiques et sauvages et pour la santé humaine sont maintenant bien documentés dans la littérature scientifique. Les principales voies d'exposition sont par ingestion et par contact, via les eaux récréatives ou les eaux distribuées. Mais il ne faut négliger l'autre voie moins étudiée qu'est l'inhalation lors de sports nautiques par exemple. La toxicité aiguë englobe les cas d'empoisonnement, de gastro-entérites, d'irritation cutanée, c'est-à-dire tout trouble ponctuel lié à la présence de cyanobactéries. En marge de ce type de toxicité, la toxicité chronique liée au caractère de promoteur de tumeur des hépatotoxines est également très inquiétante. La consommation répétée de faibles doses d'hépatotoxines pourrait engendrer des cancers du foie. Un autre danger à prendre en compte est l'accumulation des toxines le long des chaînes alimentaires.

La première conclusion de cette étude est que pendant ce cycle d'observation, de juillet 2005 à juin 2006, presque tous les mois n'ont pas été épargnés par les cyanobactéries puisque 11 sur les 12 échantillons ont révélé la présence de ces organismes avec une densité cellulaire et une composition spécifique variant d'un mois à l'autre. Ce travail a également confirmé la fréquence importante de cyanobactéries productrices d'hépatotoxines.

En raison de la variabilité de l'occurrence et des concentrations de toxines contenues dans la biomasse algale, et bien que n'ayant pas procédé aux dosages des cyanotoxines, un bloom doit toujours être considéré potentiellement dangereux surtout s'il est constitué de genres cyanobactériens ayant déjà été reconnus toxiques.

L'OMS donne des recommandations pour la surveillance des cyanobactéries basées sur les concentrations en chlorophylle a et les comptages de cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau . Notre étude a montré que les niveaux d'alerte pour les eaux d'alimentation en eau potable ne sont pas atteints et que seuls des niveaux de vigilance sont relevés en période chaude (de juin à décembre).

Par ailleurs, les résultats des densités cellulaires sont moins alarmants que les résultats de chlorophylle a, paramètre qui englobe l'ensemble du phytoplancton. Le comptage des cyanobactéries semble plus appropriés pour évaluer les risques, en particulier lorsque ces organismes cohabitent avec plusieurs autres classes de micro-algues. Cependant pour valider le schéma des recommandations de l'OMS il faudrait rapporter les quantités de toxines par cellules. La concentration moyenne de microcystine par cellule n'est pas la même pour un *Microcystis* qu'un *Planktothrix*.

En perspectives :

Pour limiter les conséquences liées aux blooms de cyanobactéries toxiques :

✓ la première des actions préventives est **de limiter les apports en nutriments, en particulier en phosphore provenant des bassins versants**. Cependant les effets ne se feront sentir qu'à long terme du fait de son accumulation dans les sédiments. En attendant, des mesures supplémentaires sont nécessaires pour empêcher les blooms de se développer ou pour éliminer les cyanobactéries et leurs toxines.

✓ Les biomanipulations ont pour but de stimuler la présence ou la croissance d'organismes brouteurs ou compétiteurs des cyanobactéries. Par exemple, les poissons zooplanctonivores sont éliminés pour augmenter la prédation par le zooplancton sur le phytoplancton.

✓ L'épandage de sulfate de cuivre est une technique très ancienne pour éliminer les cyanobactéries mais elle a souvent été employée de manière déraisonnable. Cet algicide doit être employé en respectant les concentrations recommandées en début de bloom et non pas en pleine période de bloom car la lyse des cellules entraîne la libération et la dissolution des toxines dans l'eau.

✓ Les cyanotoxines peuvent passer au travers des filières de traitements conventionnels qui permettent seulement l'élimination des cellules algales. Les techniques de chloration, d'ozonation et le charbon actif sont d'excellents outils pour l'élimination des cyanotoxines. Etant donné la fréquence d'apparition des cyanobactéries toxiques dans notre région, il est de première importance d'équiper les filières de traitements avec ces procédés, si ce n'est pas déjà fait, et surtout d'effectuer un contrôle fréquent de leur efficacité.

✓ Il serait intéressant de lancer une étude sur les dosages des toxines dans des sites sélectionnés en fonction des espèces cyanobactériennes.

✓ Il est important d'effectuer une **surveillance** des communautés phytoplanctoniques dans les eaux récréatives et dans les réservoirs destinés à l'alimentation en eau potable afin de protéger les utilisateurs et consommateurs. Cette surveillance passe par l'identification du phytoplancton et le comptage des cellules, des colonies ou des filaments de cyanobactéries. La relation entre cellule et biomasse peut être exprimée en biovolume. Le nombre de cellules est important car en fonction du taux de croissance des espèces, si les conditions climatiques sont favorables on peut estimer l'évolution des densités cellulaires et prendre les mesures nécessaires.

AMINOT A et CHAUSSPIED M, (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.

AMISSI L. ET YAHIAOUI W, (2001). Distribution spatio-temporelle des Cyanoprocaryotes recensés dans le lac Oubeira. Mémoire d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en Aquaculture. Université d'Annaba.

AN J. et CARMICHAEL W.W., 1994. Use of a colorimetric protein phosphatase inhibition assay and enzyme linkedimmuno sorbent assay for the study of microcystins and nodularins. *Toxicon* 32 (12), 1495-1507.

AISSANI .B, (2003). Inventaire des cyanoprocaryotes dans le barrage de hammam d'Bagh. Diplôme d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en aquaculture. Université d'Annaba.

ARAOZ R., NGHEIM H.O., RIPPKA R., PALIBRODA N., TANDEAU de MARSACN. et HERDMAN M., 2005. Neurotoxins in axenic oscillatori cyanobacteria:coexistence of anatoxin-a and homoanatoxin-a determined by ligand-binding assay and GC/MS. *Microbiology* 151 (4), 1263-1273.

BANKER R., TELTSH B., Sukenik A . et Carmeli S., 2000. 7-Epicylindrospermopsin, a toxic minor metabolite of the *Cyanobacterium Aphanizomenon ovalisporum* from Lake Kinneret, Israel. *J. Nat. Prod.* 63 (3), 387-389.

BARBIERO R.P. JAMES W.F.et BARKO J.W,(1999).The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir ,*Freshwater Biol* . 42,503-512.

BEAUPOIL .C et BORNENS P , (1997). Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d' acceptabilité. Station de Biol.mar . (Concarneau) . Ed. Agence de l'eau Loire –Bretagne. 48p.

BELL. S.G. et CODD, G.A, (1994). Cyanobacterial toxins and human healt *Rev.Med. Microbiol.* 5: 256-264.

BENDSCHNEIDER. K et ROBINSON. R. J, (1952). A new spectrophotamètrie methods for the determination of nitrite in sea water . *J. Mar. Res.*1I. 87-96.

✓ Bibliographie

- BENSAFIA.N,(2005).** Les peuplements de cyanobacteries de deux plans d'eau douce (lac oubeïra, lac tonga) Inventaire et dynamique spatiotemporelle. Mémoire de Magister en Sciences de la Mer.
- BENSDIRA E, (2000) .** les Cyanoprocaryotes dans le barrage de hammam Dbegh. Approche taxonomique et distribution spatio-temporelle. Diplôme d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en Aquaculture. Université d'Annaba. 31 pp.
- BENYACOUB S, (1993).** Écologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'el-kala (Nord-Est Algérien). Thèse de doctorat. Université de Bourgogne. p273.
- BEULTER M.,WILTSHIRE K.H., MEYER B., MOLDAENKE C., LURING C., MEYERHOFER M., HANSE U.-P. et DAU H., 2002.** Afluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. *Photosynth. Res.* 72 (1), 39-53.
- BLONDEL J, (1975).** Les écosystèmes de Camargues. *Courr. Nat*, 35. 43-56.
- BOUALLEG.C ET KOUACHI. N, (2001).** Ecobiologie des cyano procaryotes récoltés dans le barrage de ain Dalia (Souk Ahras). Diplôme d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en aquaculture. Université d'Annaba.
- BOULESNANE N ET CHAIBI R, (2002).** Les Cyanophycées dans un plan d'eau douce : le lac Oubeira ; inventaire et dynamique. Mémoire d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en Aquaculture. Université d'Annaba. 60 pp.
- BOURRELLY. P, (1985).** Les algues d'eau douce, Vol III. Les algues bleues et rouges.Boubée.Eds, Paris.
- BOURRELLY. P, (1991).** Cyanophycées; Encyclopédia universalis. pp 979 – 981.
- BRIKER. S. B., CLEMENT C. G., PIRHALLA D. E., ORLANDO S. P., FARROW D. R. G, (1999).** NationalEstuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service.
- BROCK,T.D,(1973).** Lower PH limit for the existence of bleu green algae: evolutionary and ecological implications.science,Vol 179,pp 480-483.
- BRUNBERG A. K.et BLOMQUIST P, (2002).** Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmentalconditions. *J. Plankton Res.* 24 (11), 1247-1252.

BRUNBERG A. K. et BLOMQUIST P, (2003). Recruitment of *Microcystis* (cyanophyceae) from lake sediments: the importance of littoral inocula. *J. Phycol.* 39 (1), 58-63.

CHAIBL.R, (2004). Caractéristique physicochimique et évaluation du niveau tropique d'un écosystème lagunaire (la lagune El - Mellah). mémoire de magistère en écologie. Université d'Annaba.

CARDELLINA I.J.H., Marnier F.J. ET MOORE R.E., 1979. Seaweed dermatitis: structure of lyngbyatoxin A. *Science* 204, 193-195.

CARMICHAEL W.W, MAHMOUD N.A ET HYDE E.G, (1990). Natural toxins from cyanobacteria (Blue green algae) in marine toxins: origin, structure and molecular pharmacology, society, Washington. PP 87-106.

CHORUS, I. et J. BARTRAM, (1999). Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, monitoring and management & FN Spon. 416 pp.

CHORUS, I. et MUR L,(1999) .Preventative measures .In Toxic Cyanobacteria in water : guide to their public health consequences ,monitoring and management .ChorusI ET Bartram J.(eds) .London .spon.E et F.N 235-273.

CHORUS. I, (2001). Cyanotoxins: Occurrence, causes, consequences, springer – Verlag Berlin Heidelberg.

CHORUS, I. et Fastner J ,(2001). Recreational exposure to cyanotoxins .In Cyanotoxins .Occurrence .causes ,consequence .Chorus I. (ed) .Berlin , Springer .P.190-199.

CODD G.A., METCALF J.S & BEATTIE K.A., (1999) .Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, in press.

COUTE. A. (1995), Diversité chez les microalgues. T.S.M. 01. 1995 PP 20- 24.

COUTE A. et BERNARD C. (2001) . Les cyanobactéries toxiques. In *Toxines d'algues dans l'alimentation*. Frémy J.-M. et Lassus P. (eds). Plouzané, Editions Ifremer. p. 21-37.

DAGNELIE, (2000). Statistique théorique et appliquée, Tomme 2, inférences à une et deux dimensions. Bruxelles-université DE BOECK et LARCIER-206p.

De CASABIANCA-CHASSAN M.L., SEMROUD R. et SAMSON-KECHACHA F.L. 1991 . Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie). *Mésogée*, 51 : 15 – 23.

DGS ,ENSP,UNIVERSITE RENNES 1 et BI-EAU ,(2004).Etude inter –régionale Grand Ouest sur les cyanobactéries d'eau douce .80P.

DEPPE T.OCKENFELD K.MEBOHM A.OPITZ M. et BENNDORF J,(1999) .Reduction of the Microcystis bloom in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy .*Hydrobiologia* 408/409, 31-38.

DJABOURABI .A,(2006).Réponses biochimiques des mollusques bivalves aux Variation de certains paramètres environnementaux (paramètres physicochimiques et phytoplancton toxique dans la lagune El Mellah). Mémoire de Magister en Sciences de la Mer Université d'Annaba.

FALCONER I.R., (1998). Algal toxins and human health. In the handbook of Environmental chemistry, vol. 5, part C, Quality and treatment of Drinking Water II (hrubec, J.,editor), Springer, Berlin .53-82.

FLODER S. et SOMMER U,(1999).Diversity in Planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis .*Limnol .Oceanogr* .44, 1114-1119.

FROSCIO S.M., HUMPAGE A.R., BURCHAM P.C. & Falconer I.R., 2001. Cell-free protein synthesis inhibition assay for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. *Environ. Toxicol.* 16 (5), 408-412.

FUJIKI H., 1992. Is the inhibition of protein phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumorpromotion in human cancer development ? *Mol. carcinogen.* 5 (2), 91-94.

GUGGER M.(2001).Études taxinomiques et phylogénétiques des cyanobactéries toxiques d'eau douce par des approches biochimique et moléculaire. Paris, Université Paris VII, pp. 193.

GRIMES.S,(1994), Contribution à la connaissance des population de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) at *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : 221p.

HUISMAN J.JOHANSSON A.M.,FOLMER E. O.et WEISSINGF.J,(2001).Towards a solution of the plankton Pradox : the importance of physiology and life history.Ecol.Lett.4,408-411.

HUMBERT J.F., BERARD A . et LÉBOULANGER C,(2001). impact écologique des cyanobactéries des eaux douces et saumâtres .in toxines d'algues dans l'alimentation .Ifremer (ed) .Plouzané.P.87-108.

INTERLANDI S.J et KILHAM S.S ,(2001).Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities .Ecology 82, 1270- 1282.

JAQUET S.BRIAND J.F. LÉBOULANGER C. AVOIS –JAQUET C.OBERHAUS L. VINCON –LEITE B. PAOLINI G. DRUART J.C.ANNEVILLE O. et HUMBETR J.F, (2005).the proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest naturel French lake (lac du bourget) Harmful Algae Sous presse (4) ,651-672.

KENNEDY H.R.et COOK G.D,(1982).Control of lake Phosphorus with aluminium sulfate ; dose determination and application techniques .Water Resour .Bull.18(3),389-395.

KOROLEFF, F, (1976). Détermination of ammonium.p.126-133. in Méthods of Water analysis.K.Grasshoff (ed). Verlag Chemie. Weinheim.RFA.

LACAZE J. C, (1996). « l'eutrophisation des eaux marines et continentales ». Ed. Ellipses.181P

LORENZEN C. J, (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometrie equations. Limnol.oceanogr.12.343-346.

MATMED.A, (2000). Les cyano procaryotes dans le Tonga : Identification générique et étude de leur distribution. Diplôme d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en Aquaculture en aquaculture. Université d'Annaba.

✓ Bibliographie

MENAIL H, (2000). Micro-algues toxiques dans le lac Oubeira. Approche taxonomique et suivi de la population micro-algale. Mémoire d'ingénieur d'état en Sciences des mer option en Aquaculture en aquaculture. Université d'annaba.

MICHEL. R, (1987). Atlas du phytoplankton marin "DIATOMOPHYCEES Volume II" . Muséum National d'Histoire Naturelle.

MURL R.,SKULBERGO.M.,UTKILEN H,(1999).Cyanobacteria in environment .In Toxic Cyanobacteria water :a guide to their public health consequences , monitoring and management .Chorus I. BartramJ.(eds) .london and new York ,spon,E.F.N.P .15-40.

MURPHY. J et RILEY. J. P, (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acte 27.31-36.

NASRI. A. B, (1999). étude de la biodiversité des Cyanoprocaryotes et leur toxine dans un milieu d'eau douce : lac Oubeira. Mémoire de magistère. Université d'Annaba.

NASRI.H,(2001). Etude de la dynamique spatiotemporelle et des parametres de croissance des cyanoprocaryotes toxiques dans un milieu d'eau douce : cas du barrage Cheffia. Mémoire de Magister Biologie Végétale Université d'Annaba.

OHTANI I., MOORE R.E. et RUNNEGAR M.T.C., 1992. Cyndrospermopsin : a potent hepatotoxin from the blue-greenalga *Cyndrospermopsis raciborskii*. *J. Am. Chem. Soc.* 114 (20), 7941-7942.

PILOTTO L.S.,DOUGLAS R.M.,BURCH M.D.,CAMERON S.,BEERS M.,ROUCH G.J.,ROBINSON P.,KIRK M.,COWIE C.T.,HARDIMAN S., MOORE C.et ATTEWELL R.G., 1997. Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green) during recreational water related activities. *Aust. NZ J. Pub. Health* 21 (6), 562-566.

POURIA S., DE ANDRADE A., BARBOSA J., CAVALCANTI R.L., BARRETO V.T.S., WARD C.J., PREISER W., POON G.H ET CODD G.A, (1998) .Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil, *Lancet*, 352: 21-26pp.

RAPPORT COMMUNUN de L'afssa et de L'afsset (2006):Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau

REFES. W, (1994). Contribution à la population de *Ruditapes decussatus* du lac Mellah .Ecologie ,reproduction, dynamique de la population et exploitation. Thèse de doctorat. Institut des sciences de la mer et aménagement du littoral.Univ Annaba.

ROBARTS R.D. et ZOHARY. T, (1987) . “the temperature effects on photosyntetic capacity, repiration and growth rates of bloom-forming Cyanobacteria” NEW ZEALAND jornal of marine and freshwater research, Vol. 21:391-399 pp.

ROBILLOT C. et HENNION M.-C., 2001. Les principales classes de cyanotoxines et leur détermination. In *Toxinesd’algues dans l’alimentation*. Ifremer (ed). Plouzané, Ifremer-Afssa. p. 39-85.

SAFSAF. S ET SOUALEM. K, (2003). contribution à la détermination de la communauté de cyanopyycées peuplant le lac Oubeira (P.N.E.K). Diplôme d’études supérieures en océanologie. Santé Canada (2002). Les toxines cyanobacteriennes – Les microcystines-LR. Recommandation pour la qualité de l’eau potable au Canada.

SEHD,(2002).Blue –green algae (cyanobacteria)in inland Waters :assessment and control of risks to public health .Scottish Executive Health Department .47P

SEMROUD.R, (1983). Contribution à l’étude écologique des milieux saumâtres méditerranéen : le lac Mellah (El Kala, Algérie). Thèse de 3ème cycle, USTHB. Alger/137p.

SKULBERG, O. M., G. A. CODD et W. W. CARMICHAEL. (1984). Toxic blue-green algal blooms in Europe: A growing problem. *Ambio* 13: 244-247.

SIVONON K., HIMBERG K., LUUKKAINEN R., NIEMALA S.I., POON G.K. et CODD G.A.(1989).Preliminary characterizationof neurotoxic cyanobacteria blooms and strains from Finland. *Toxicity Assesment* 4 (3), 339-352.

SIVONON K. et JONES G. (1999). Cyanobacterial toxins.In *Toxic Cyanobacteria in Water :a guide to their public healthconsequences, monitoring and management*. Chorus I. et Bartram J. (eds). London et New-York, Spon, E. et F.N.p. 41-111.

✓ **Bibliographie**

TANG, E. P. Y, R. TREMBLAY et W. F. VINCENT, (1997). Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: Are high-latitude mat-formers adapted to low temperature? *Journal of Phycology* 33: 171-181.

VISSER P.IBELINGS B.VAN DER VEER B.KOEDOOD J .et MUR R,(1996).Artificial mixing mixing Prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in lake Nieuwe Meer , the Netherlands .*Freshwater Biol.*36(2),435-450.

WOOD .E.D; ARMSTRONG.F.A.J et RICHARDS.F.A, (1967). Détermination of nitrate in Sea water by cadmium copper reduction yo nitrite.*J.Mar.Biol.Ass.U.K.*47,23-31.

X, (2000). MINITAB version 13.13 pour Windows.1047P.

XI L. XIE P.LI S .TAN H. et LIU H ,(2003).The low TN: TP ratio ,acause or result of *Microcystis* blooms .*Wat.Res.*37(9),2073-2080.

YENTSCH C.S.0, (1967). The measurement of chloroplastic pigments. Thirty years of progress.P. 225-270. in H.C. Golterman and R.S. Clymo (eds). *Chemical environnement in the aquatic habitat.* Noord-hollandsche Vitgevers. Amsterdam.

Annexe 1:*** Azote Ammoniacal :****Réactif 1 :** Solution De Phénol-Nitroprussiate

Pour 1 litre :

- dissoudre 35g de phénol et 400mg de nitropeussiate de Sodium ($\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}, 2\text{H}_2\text{O}$) dans l'eau déminéralisée ou fraîchement distillée et compléter à 1000 ml.

Ce réactifs doit être conservé au réfrigérateur et à l'abri de la lumière : il n'est stable que quelques semaines et doit être renouvelé s'il prend une teinte verdâtre.

Réactif 2 : Solution Alcaline D'hypochlorite

Pour 1 litre de réactif :

- Dissoudre 280g de Citrate trisodique « pour analyse » ($\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7, 2\text{H}_2\text{O}$) et 22g de soude dans environ 800ml d'eau déminéralisé ou fraîchement distillée.
- Ajouter alors un volume de solution d'hydrochlorite de sodium correspondant à 1.4 ml d'une solution normale (le titre de ces solutions doit être contrôlé périodiquement.
- Compléter à 1000 ml.

*** Les Nitrates (NO_3^-) :****Réactif 1 :** Solution De Sulfanilamide

Pâtir préparer 500 ml de réactif

Diluer 50 ml d'acide chlorhydrique concentré ($d = 1,8$) dans environ 300 ml d'eau distillée ou déminéralisée.

Dissoudre 5 g de sulfanilamide dans cette solution et compléter à 500 ml Cette solution est stable indéfiniment.

Réactif 2 : Solution De N-Naphtyl-Ethylénediamine.

Dans 500 ml d'eau distillée. Dissoudre 0.5 g de dichlorhydrate de N-1-naphtyl)-éthylénediamine.

Conservée cette solution au froid et à l'abri de la lumière. La renouveler tous les mois ou dès qu'il s'y développe une coloration brune.

*** Solution Etalon Primaire De Nitrite :**

Sécher à 110°C pendant plusieurs heures du nitrite de sodium anhydre NaNO_2 de pureté garantie.

GRASSHOFF, 1976 recommande de ne pas utiliser de produit trop ancien.

dissoudre 0.345 g dans de l'eau distillée. Compléter à 1000 ml et ajouter 1ml

chloroforme. Transférer solution dans un flacon en verre brune.

1 ml contient $5\mu\text{mol}$ de N-NO_2^- .

Conservé au froid et à l'abri de la lumière. Cette. Cette solution est stable I à 2 mois.

*** Solution Etalon Secondaire De Nitrite:**

- Diluer 100 fois la solution étalon primaire pour obtenir la solution secondaire.

1 ml contient $0.05 \mu\text{mol}$ de N-NO_2^-

Cette solution doit être préparée extemporanément : elle ne se conserve que quelques heures.

*** Solution Etalon De Nitrate:**

Dissoudre 0.506 g de nitrate de potassium anhydre dans 1 litre d'eau distillée. ajouter 1 ml de chloroforme :

ml contient $5 \mu\text{mol}$ de N-NO_3^-

La solution est stable plusieurs mois si elle est conservée au froid et à l'abri de la lumière.

*** Solution Concentrée De Chlorure D'ammonium:**

Préparer une solution à 250 g de chlorure d'ammonium NH_4Cl par litre d'eau distillée.

*** Solution Diluée De Chlorure D'ammonium :**

Diluée 40 fois la solution mère (concentré) avec de l'eau distillée (25 ml pour un litre de solution).

*** Solution De sulfate De Cuivre:**

Dans 500 ml d'eau distillée, dissoudre 10 g de sulfate de cuivre penta hydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$).

*** Colonne réductrice :**

*** Préparation du cadmium :**

Tamiser du cadmium en grains pour en garder la fraction entre 0.5 et 2mm.

Laver environ 50 gr de grains ç l'acide chlorhydrique (2mol.l^{-1}) puis rincer à l'eau distillée.

Laver rapidement par l'acide nitrique (0.3mol.l^{-1}) puis rincer à l'eau distillée

Laver à nouveau par l'acide chlorhydrique (2mol.l^{-1}) pour chasser les ions NO_3^- et rincer abondamment à l'eau distillée.

Traiter le cadmium par 100 à 150 ml de solution de sulfate de cuivre : dans un erlenmeyer agiter le cadmium avec cette solution et laisser en contact pendant plusieurs minutes : la solution se décolore.

Laver ensuite abondamment à l'eau distillée. Par débordement de l'erlenmeyer pour ne jamais mettre en contact le cadmium traité avec l'air, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de fines particules en suspension.

* **Remplissage et traitement de la colonne** Mettre au bas de la colonne la laine de verre, pour retenir le cadmium. Remplir complètement la colonne avec la solution diluée de chlorure d'ammonium.

Remplir d'eau l'erenmeyer contenant le cadmium et lui adapter un bouchon muni d'un tube de verre comme indiqué sur la figure 64 (l'eau doit remplir le tube).

Retourner l'erenmeyer sur la colonne sans y faire entrer d'air et tomber le cadmium petit à petit jusqu'à une hauteur de 15 à 25 cm

Laver abondamment la colonne avec la solution diluée de chlorure d'ammonium.

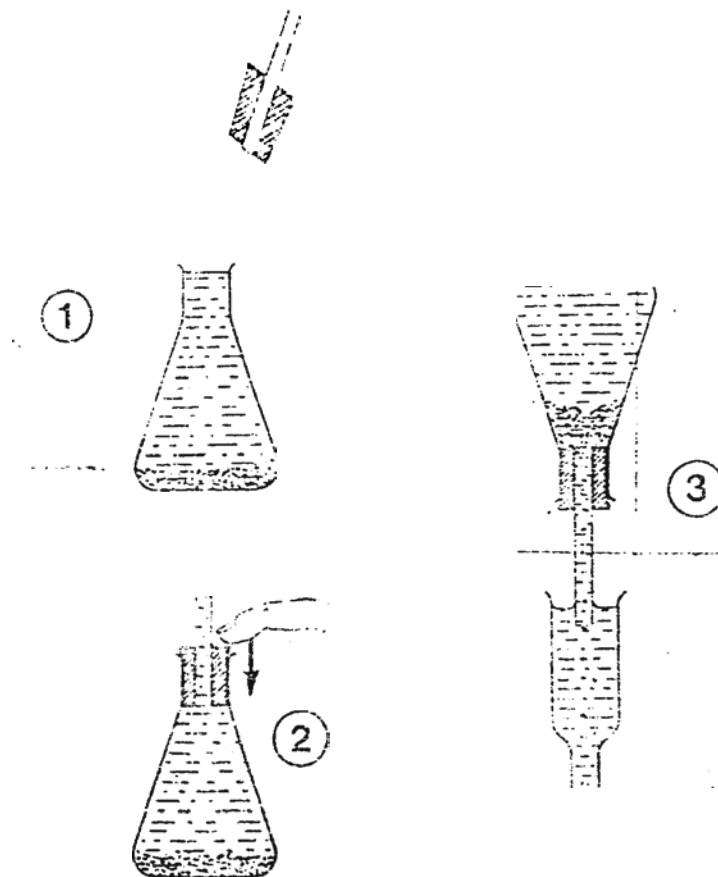


Figure 1: Remplissage de la colonne avec le cadmium traité sans contact de ce dernier avec l'atmosphère.

Calculs et expression des résultats

Soit :

- R : le rendement de réduction des ions nitrate en nitrite.
- r : la fraction des ions nitrite non réduits par la colonne.

$$[NO_3]_{\mu\text{mol.l}^{-1}} = C \frac{1}{R} - [NO_2] \times \frac{r}{R}.$$

Où :

$$C = R \times [NO_3] + r \times [NO_2].$$

*** Les orthophosphates (PO_4^{3-}):**

Réactifs :

*** Solution De Molybdate D'ammonium:**

-Dissoudre 15 g de paramolybdate d'ammonium « pour analyse » $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$, de préférence en poudre fine. Dans 500 ml d'eau distillée ou déminéralisée.

En flacon de plastique et à l'abri de la lumière, cette solution est stable indéfiniment.

*** Solution d'acide sulfurique :**

-Ajouter petit à petit, avec précaution, 140 ml d'acide sulfurique (densité = 1.84) « pour analyse) dans 900 ml d'eau distillée. Laisser refroidir et conserver en bouteille de verre bien bouchée.

*** Solution d'acide ascorbique :**

-Dissoudre 54 g d'acide ascorbique ($C_6H_{12}O_6$) dans 500 ml d'eau distillée. En flacon de plastique, cette solution se conserve plusieurs mois. Au congélateur : dégeler juste avant utilisation et recongeler aussitôt après. Au réfrigérateur, en flacon protéger de la lumière, on peut la conserver quelques semaines.

*** Solution d'oxotartrate de potassium et d'antimoine :**

-Dissoudre 0.34 g d'oxotartrate de potassium et d'antimoine $(K(SbO)C_4H_4O_6)$, dans 250 ml d'eau distillée en chauffant si nécessaire. Cette solution se conserve plusieurs mois au congélateur.

*** Mélange réactif :**

Mélanger les réactifs ci-dessus dans les proportions suivantes :

- ✓ 100 ml de solution de molybdate d'ammonium
- ✓ 250ml d'acide sulfurique
- ✓ 100 ml de solution d'acide ascorbique

✓ 50 ml d'oxytartrate de potassium et d'antimoine.

Ce mélange réactif qui ne se conserve pas plus de 6 heures doit être préparé immédiatement avant chaque série d'analyses.

Noter que l'on peut préparer un mélange réactif plus stable si l'on n'introduit pas l'acide ascorbique : sa conservation est alors de plusieurs mois toutefois le mélange complet doit être préparé au fur et à mesure des besoins en y ajoutant la solution d'acide ascorbique dans les proportions indiqués.

Annexe 2:**1-Analyses statistiques univariées****Analyse de la variance a un critère (ANOVA a un facteur contrôlé)****Analyse de la variance a un critère (AV1)(Facteur mois,site 1 et 2):****ANOVA à un facteur contrôlé : Temperature(C°) en fonction de mois**

Analyse de variance pour Temperat

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	799,11	72,65	31,87	0,000
Erreur	12	27,35	2,28		
Total	23	826,46			

ANOVA à un facteur contrôlé : PH en fonction de mois

Analyse de variance pour PH

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	6,5943	0,5995	36,53	0,000
Erreur	12	0,1970	0,0164		
Total	23	6,7913			

ANOVA à un facteur contrôlé : O2 dissous(mg/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour O2 disso

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	44,602	4,055	26,91	0,000
Erreur	12	1,808	0,151		
Total	23	46,410			

ANOVA à un facteur contrôlé : Turbidité(NTU) en fonction de mois

Analyse de variance pour Turbidit

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	51,9	4,7	0,28	0,978
Erreur	12	202,2	16,8		
Total	23	254,1			

ANOVA à un facteur contrôlé : Nitrate(µmole/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour Nitrate(

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	7.381	0.671	2.84	0.043
Erreur	12	2.832	0.236		
Total	23	10.213			

ANOVA à un facteur contrôlé : Nitrite(µmole/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour Nitrite(

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	3.8945	0.3540	6.12	0.002
Erreur	12	0.6943	0.0579		
Total	23	4.5888			

ANOVA à un facteur contrôlé : Amonium(µmole/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour Amonium(

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	3,2299	0,2936	11,18	0,000
Erreur	12	0,3152	0,0263		
Total	23	3,5451			

ANOVA à un facteur contrôlé : Phosphate(μ mole/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour Phosphat

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	0,6032	0,0548	4,44	0,008
Erreur	12	0,1482	0,0124		
Total	23	0,7515			

ANOVA à un facteur contrôlé : Mes(mg/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour Mes(mg/l)

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	180,5	16,4	1,20	0,377
Erreur	12	163,8	13,6		
Total	23	344,2			

ANOVA à un facteur contrôlé : Chla(mg/m³) en fonction de mois

Analyse de variance pour Chla(mg/

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	0,15450	0,01405	2,68	0,053
Erreur	12	0,06298	0,00525		
Total	23	0,21748			

ANOVA à un facteur contrôlé : MDM(ind/l) en fonction de mois

Analyse de variance pour MDM(ind/

Source	DL	SC	CM	F	P
mois	11	1726183	156926	4,66	0,007
Erreur	12	404200	33683		
Total	23	2130383			

2-Analyses statistiques bivariées :

Matrice de corrélation : TC°,O₂,PH,Turbidité,NO₃,NO₂,NH₄,PO₄,MES,Chla,DM (site1):

Temperat	PH	O ₂ disso	Turbidit	Nitrate(Nitrite(Amonium(Phosphat
PH	0,899						
	0,000						

O ₂ disso	-0,904	-0,914					
	0,000	0,000					

Turbidit	-0,497	-0,505	0,386				
	0,100	0,094	0,215				

Nitrate(-0,008	0,273	-0,167	0,104			
	0,980	0,391	0,603	0,749			

Nitrite(0,117	0,454	-0,361	0,084	0,920		
----------	-------	-------	--------	-------	-------	--	--

0,716 0,139 0,249 0,795 0,000

Amonium(0,135 0,456 -0,358 -0,138 0,923 0,948
0,675 0,137 0,254 0,669 0,000 0,000

Phosphat 0,289 0,579 -0,453 -0,082 0,880 0,951 0,928
0,363 0,049 0,139 0,800 0,000 0,000 0,000

Mes(mg/l -0,475 -0,562 0,444 0,948 -0,092 -0,111 -0,324 -0,217
0,118 0,057 0,148 0,000 0,775 0,732 0,304 0,498

Chla(mg/ 0,194 0,379 -0,285 0,216 0,770 0,763 0,663 0,764
0,546 0,224 0,369 0,500 0,003 0,004 0,019 0,004

DM(ind/l 0,159 0,378 -0,238 0,136 0,809 0,795 0,747 0,878
0,622 0,226 0,457 0,674 0,001 0,002 0,005 0,000

Mes(mg/l Chla(mg/
Chla(mg/ 0,055
0,866

DM(ind/l 0,046 0,831
0,886 0,001

Matrice de corrélation : TC°,O2,PH,Turbidité,NO3,NO2,NH4 ,PO4,MES,Chla,DM (site2):

Temperat PH_1 O2 disso Turbidit Nitrate(Nitrite(Amonium(Phosphat
PH_1 0,777
0,003

O2 disso -0,877 -0,898
0,000 0,000

Turbidit -0,671 -0,536 0,708
0,017 0,072 0,010

Nitrate(-0,221 -0,393 0,498 0,272
0,489 0,206 0,099 0,392

Nitrite(0,478 0,357 -0,253 -0,198 -0,090
0,116 0,255 0,428 0,537 0,781

Amonium(0,151 0,484 -0,343 -0,136 0,070 -0,211
0,639 0,111 0,275 0,674 0,829 0,511

Phosphat 0,282 0,593 -0,534 -0,203 -0,167 -0,169 0,927
0,374 0,042 0,074 0,528 0,603 0,600 0,000

Mes(mg/l -0,175 -0,377 0,438 0,461 0,829 -0,019 -0,219 -0,327
0,586 0,227 0,155 0,132 0,001 0,953 0,493 0,300

Chla(mg/ 0,647 0,664 -0,634 -0,079 0,024 0,210 0,512 0,600
0,023 0,019 0,027 0,806 0,940 0,512 0,089 0,039

DM(ind/l 0,305 0,379 -0,183 -0,116 0,644 0,181 0,632 0,478
0,335 0,224 0,570 0,720 0,024 0,574 0,027 0,116

Mes(mg/l Chla(mg/
Chla(mg/ 0,141
0,661

DM(ind/l 0,420 0,588

0,174 0,044

3-corrélation de la densité des algues avec les paramètres physicochimiques dans le site1

Corrélations : Temperature(C°); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Temperature(C°) et MDM(ind/l) = 0.159
Valeur de p = 0.622

Corrélations : PH; MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de PH et MDM(ind/l) = 0.378
Valeur de p = 0.226

Corrélations : O2 dissous(mg/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de O2 dissous(mg/l) et MDM(ind/l) = -0.238
Valeur de p = 0.457

Corrélations : Turbidité(NTU); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Turbidité(NTU) et MDM(ind/l) = 0.136
Valeur de p = 0.674

Corrélations : Nitrate(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Nitrate(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.809
Valeur de p = 0.001

Corrélations : Nitrite(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Nitrite(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.795
Valeur de p = 0.002

Corrélations : Amonium(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Amonium(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.747
Valeur de p = 0.005

Corrélations : Phosphate(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Phosphate(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.878
Valeur de p = 0.000

Corrélation: Mes(mg/l): MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Mes(mg/l) et MDM(ind/l) = 0.046
Valeur de p = 0.886

Corrélations : Chla(mg/m³); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Chla(mg/m³ et MDM(ind/l) = 0.831
Valeur de p = 0.001

Le site 2

Corrélations : Temperature(C°); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Temperature(C°) et MDM(ind/l) = 0.305
Valeur de p = 0.335

Corrélations : PH; MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de PH et MDM(ind/l) = 0.379
Valeur de p = 0.224

Corrélations : O2 dissous(mg/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de O2 dissous(mg/l) et MDM(ind/l) = -0.183
Valeur de p = 0.570

Corrélations : Turbidité(NTU); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Turbidité(NTU) et MDM(ind/l) = -0.116
Valeur de p = 0.720

Corrélations : Nitrate(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Nitrate(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.837
Valeur de p = 0.001

Corrélations : Nitrite(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Nitrite(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.737
Valeur de p = 0.006

Corrélations : Amonium(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Amonium(μmole/l) et MDM(ind/l) = 0.632
Valeur de p = 0.027

Corrélations : Phosphate(μmole/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Phosphate($\mu\text{mole/l}$) et MDM(ind/l) = 0.478

Valeur de $p = 0.116$

Corrélations : Mes(mg/l); MDM(ind/l)

Corrélation de Pearson de Mes(mg/l) et MDM(ind/l) = 0.420

Valeur de $p = 0.174$

Corrélations : Chla(mg/m^3 ; MDM(ind/l))

Corrélation de Pearson de Chla(mg/m^3) et MDM(ind/l) = 0.588

Valeur de $p = 0.044$

Tableau 1: Variation mensuelle et spatiale des densités algales en fonction de quelques paramètres physicochimiques (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)

	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec	Janv.	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	
S 1	DM	640	500	660	920	920	960	380	0	180	160	240	560
	T	24	22	20	18	12	6	4	10	10	14	16.33	18
	PH	8.84	8.7	8.64	8.61	8.63	7.43	7.56	7.72	7.59	8.08	8.3	8.66
	O2	5.43	4.34	4.72	5.9	6.05	8.5	7.95	7.4	7.37	7.15	6.42	5.95
	Turbidité	6	8.2	6	5.51	5	11	11	9	4	4	3.8	4.15
	NO3-	0.464	0.474	1.16	2.25	2.38	1.25	0.412	0.352	0.035	0.005	0.002	0.053
	NO2-	0.567	0.714	0.938	1.199	1.886	0.677	0.477	0.342	0.048	0.026	0.0021	0.498
	NH4+	0.17	0.208	0.773	0.841	1.453	0.33	0	0	0.002	0	0	0.14
	H3PO4	0.222	0.251	0.31	0.442	0.633	0.268	0.007	0	0	0	0	0.245
	MES	6.5	9	5	3.5	2.5	15	12	11	4	2	4	4.9
Chl a	0.272	0.181	0.288	0.391	0.272	0.25	0.225	0.122	0.109	0.102	0.018	0.22	
S 2	DM	420	280	400	460	520	780	40	0	60	60	60	300
	T	25	24	21	19	13	12	6	10.5	11	15	17	20
	PH	8.79	8.58	8.6	8.62	8.7	7.41	7.74	7.3	7.33	7.9	8.06	8.6
	O2	5.51	4.6	4.87	5.91	6.1	9.3	8.81	8.76	7.9	7.2	6.4	6.01
	Turbidité	0.81	0.9	1	1	0.9	1.5	2.1	1.8	0.84	1	0.48	0.88
	NO3-	0.335	0.205	0.68	0.72	0.82	0.643	0.106	0.028	0	0	0	0.013
	NO2-	0.342	0.619	0.643	0.713	0.938	0.622	0.442	0.184	0.036	0.0019	0.0009	0.221
	NH4+	0.008	0.009	0.987	0.813	0.71	0.297	0	0	0	0	0	0.196
	H3PO4	0.017	0.119	0.296	0.37	0.297	0.018	0.0042	0	0	0	0	0.0078
	MES	2	3.5	1.5	0.52	1	6.5	3	2.5	1	0.5	1.8	1.43
Chl a	0.176	0.234	0.248	0.184	0.125	0.131	0.091	0.07	0.048	0.035	0.011.	0.15	

Tableau 2: Variation mensuelle des densités cellulaires (ind./l) des genres de cyanobactéries recensés dans le site 1 (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)

Genre	Juil	Août	Sept	Oct.	Nov.	Dec	Janv.	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Total
<i>Microcystis</i>	240	180	320	340	500	400	160	0	100	80	80	220	2620
<i>Synechocystis</i>	160	160	240	220	320	200	180	0	80	60	40	200	1860
<i>Gomphosphaeria</i>	0	0	0	180	0	240	0	0	0	0	0	0	420
<i>Cylindrospermum</i>	60	20	0	0	0	100	0	0	0	20	40	60	300
<i>Oscillatoria</i>	140	100	60	40	40	0	40	0	0	0	80	80	580
<i>Lyngbya</i>	40	40	0	100	60	0	0	0	0	0	0	0	240
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	40	40	0	0	0	0	0	0	0	0	80
<i>Phormidium</i>	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	20
Total	640	500	660	920	920	960	380	0	180	160	240	560	6120

Tableau 3: Variation mensuelle des densités cellulaires (ind./l) des genres de cyanobactéries recensés dans le site 2 (barrage Ain Dlia juillet 2005 – juin 2006)

Genre	Juil	Août	Sept	Oct.	Nov.	Dec	Janv.	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Total
<i>Microcystis</i>	240	140	200	160	260	300	20	0	40	40	20	180	1600
<i>Synechocystis</i>	60	40	200	160	220	180	20	0	20	20	0	80	1000
<i>Gomphosphaeria</i>	0	0	0	100	0	80	0	0	0	0	0	0	180
<i>Cylindrospermum</i>	80	60	0	0	0	180	0	0	0	0	20	20	360
<i>Oscillatoria</i>	40	20	0	20	0	0	0	0	0	0	20	20	120
<i>Lyngbya</i>	0	20	0	0	40	40	0	0	0	0	0	0	100
<i>Aphanizomenon</i>	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Phormidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	420	280	400	460	520	780	40	0	60	60	60	300	3380

Annexe 3:

GENERALITES:

1-Cytologie :

Les Cyanophycées montrent une coloration homogène car elles n'ont pas de plaste individualisé.

Un examen microscopique plus précis permet cependant de distinguer une zone périphérique colorée ou Chromatoplasma tandis que la partie centrale, centroplasma semble incolore.

*Les Cyanophycées se caractérisent par :

-l'absence de membrane plastidiale,

-l'absence de membrane nucléaire, absence de chromosome, donc absence de véritable

noyau,

-l'absence de mitochondries et d'appareil de Golgi,

-l'absence de système flagellaire et

-l'absence de véritable sexualité.

1-1 Membrane :

A l'extérieur des cellules une membrane très fine est visible ; elle est souvent entourée d'une gaine plus ou moins large, parfois structurée, qui donne les réactions de la pectine ou de la cellulose.

1-2 Gaine :

Les gaines sont gélatineuses, plus ou moins épaisses, homogènes ou structurées, souvent lamelleuses.

1-3 Chromatoplasma :

Le chromatoplasma présente des lamelles doubles ou mieux des sortes de sacs écrasés dont les deux parois sont très rapprochées. Ces sacs ou « thylakoides » ont une triple fonction : photosynthèse, respiration et fixation de l'azote.

1-4-Nucléoplasme :

La partie du corps cellulaire, appelée corps central, centroplasma ou nucleoplasma, n'est pas séparée du reste du cytoplasme et du manchon de chromatoplasme qui l'entoure. Ce nucléoplasme est cependant l'équivalent du noyau et peut se colorer, parfois difficilement, avec les colorants nucléaires. Il n'y a ni membrane nucléaire, ni chromosomes individualisés.

1-5 Inclusions :

*Des granules de polyglucoside voisin du glycogène animal. Leur nombre et leur taille varient en fonction de la lumière, de la teneur en azote et de l'âge des cultures. Les grains font défaut dans les hétérocystes mais sont, par contre, abondants dans les akinètes en germination.

*Des granules de cyanophycine : ils sont souvent de grande taille (0.5μ) et ont un aspect tourmenté ; ils s'accumulent près des cloisons et dans les akinètes. Ce sont des réserves protéiques riche en arginine et qui disparaissent lors de la germination des akinètes. La carence en phosphate dans le milieu de culture produit un accroissement des grains de cyanophycine.

*Des granules de polyphosphates ou volutine : ils se colorent facilement par le rouge neutre ou le bleu de crésyle en donnant des teintes métachromatiques ; les Cyanophycées présentent des polyphosphates de l'ARN et des liaisons protéiques. La volutine augmente avec la teneur du milieu en phosphates.

*Des ribosomes : Dans la région centrale s'observent de nombreux granules de 100-150 Angström, riches en acide ribonucléique. Cependant ils ne sont pas, comme chez les organismes eucaryotes, liés au réseau endoplasmique.

*Des globules lipidiques : Ces globules gras, osmiophiles, sont nombreux et souvent décrits en microscopie électronique sous le nom de « granules β ».

*Des vacuoles gazeuses : Fréquentes dans de nombreuses espèces planctoniques et faciles à reconnaître en microscopie optique par leur contour irrégulier et leur teinte rougeâtre ou noirâtre. Elles sont connues sous le nom de vacuoles gazeuses ou de pseudo-vacuoles. Elles se produisent en général chez les cellules adultes ou âgées et sont peu nombreuses dans les cellules jeunes. Certains auteurs supposent qu'elles contiennent de l'azote, d'autres pensent à des gaz de fermentation car elles apparaissent parfois en vie anaérobie.

Les pseudo-vacuoles ont la forme de cylindres de 0.2 à 0.9μ de long pour une largeur de 0.7μ ; leurs pôles sont coniques : ils possèdent une membrane très fine de 2 ou 3μ . La membrane est riche en carotène (β carotène) et en acide gras. Le gaz des pseudo-vacuoles serait constitué en grande partie de l'azote accompagné d'une faible quantité d'argon et parfois d'oxygène. Par ce gaz et leur grande teneur en lipides les pseudo-vacuoles gazeuses permettent aux Cyanophycées de flotter à la surface de l'eau.

2- Hétérocystes :

Les hétérocystes sont des cellules à membrane épaisse, à contenu cellulaire homogène et très clair, qui paraissent vides. A son point de contact avec les cellules du filament, l'hétérocyste montre un épaississement interne qui semble percé d'un pore (plasmodesme).

Le rôle de l'hétérocyste n'est pas bien défini ; certains remarquent que seules les Cyanophycées à hétérocystes sont capables d'utiliser l'azote atmosphérique ; ils pensent donc que les hétérocystes joueraient un rôle dans cette assimilation ; d'autres

Supposent que les hétérocystes ont surtout un rôle de charnière et d'appuis de butée lors de la ramification. D'autres auteurs pensent, en revanche, que les hétérocystes font fonction de spore dans les milieux pauvres en azote. Par contre une carence en phosphore entraînerait la formation des akinètes. (in BOURRELLY, 1985),

La microscopie électronique a permis de préciser la cytologie fine des hétérocystes et de montrer qu'il ne s'agit pas de cellules mortes mais de cellules modifiées. Les hétérocystes ont une membrane en continuité avec celle de la cellule végétative voisine mais possèdent de plus une double enveloppe externe très épaissie et riche en cellulose.

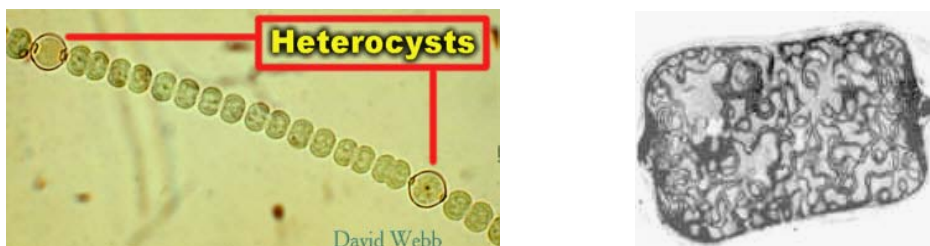


figure 2: différentes formes d'hétérocystes

3- Mode de reproduction :

Les Cyanophycées se reproduisent par simple division végétative suivant une, deux ou trois directions et par des spores de type divers, spores unicellulaires ou coccospores, spores pluricellulaires ou hormospores.

*Chez les Chroococcales sont décrits des nannocystes ; Ce sont des spores sphériques unicellulaires, sans membrane et de petite taille. Elles se forment par une série de divisions successives de la cellule-mère ; Tout se passe comme s'il s'agissait de division végétative mais sans augmentation de taille des cellules-filles formées. Ces nannocystes portaient autrefois le nom de gonidies.

***Les pleurocapsales** : Produisent des endospores. Une cellule quelconque devient un sporocyste et divise plusieurs fois son contenu à l'intérieur de la membrane de la cellule-mère. Lors de l'émission des spores la membrane du sporocyste s'ouvre ou se gélifie. La cellule fixée à la base s'accroît en longueur, perce la paroi cellulaire à son sommet et subit une série de divisions transversales qui donnent une succession de spores, les exospores, qui sont immédiatement libérées ou peuvent rester adhérentes en un chapelet (Ce dernier cas est celui de Cyanophanon).

***Hormospores** : Les hormospores ou hormogonies sont des fragments de filaments pluricellulaires qui se détachent du thalle. Elles se rencontrent chez les hormogonophycidées hormogonées. Les hormogonies groupent un nombre variable de cellules, se détachent du sommet des filaments, glissent dans la gaine et sont libérées. Ces hormogonies sont nues et mobiles ; elles germent en un nouveau filament.

***Akinètes** : Ce sont des spores durables, spores de conservation toujours unicellulaires, chargées de réserves et entourées d'une membrane épaisse parfois ornée ou sculptée. Elles se détachent du thalle et dans des circonstances favorables, se dépouillent de leur membrane et germent en un nouveau thalle.

Les akinètes ont la même structure cytotologique que les cellules végétatives, mais ils possèdent une enveloppe épaisse pluristratifiée et de nombreux grains de cyanophycine. Lors de la germination l'enveloppe se désagrège, la cyanophycine disparaît tandis que les grains de polyglucoside restent nombreux et que les thylakoides s'accroissent.

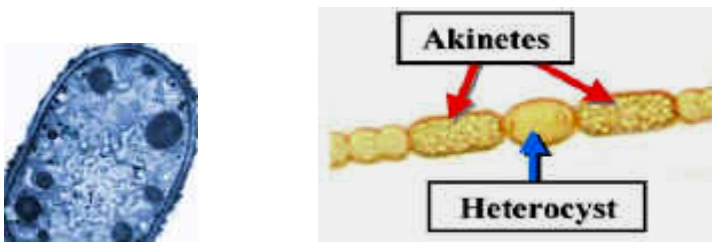


Figure3 : Acinètes et heterocyst

4- Mobilité des Cyanophycées

La rotation hélicoïdale est le signe d'une structure interne hélicoïdale ; Le mouvement, est influencé par la lumière.

Cette mobilité est commune à de nombreux genres d'Oscillatoriacées. De nombreuses Chroococcales sont douées de mouvements plus lents et d'un autre type de mouvements : balancement, glissement, culbutes.

Les hypothèses qui essaient d'expliquer cette mobilité sont nombreuses :

(1) sécrétion de mucus, (2) ondes rythmiques et contractions longitudinales suivies d'expansion, (3) modification de la tension osmotique des surfaces, etc.

5- Ecologie et distribution

Les Cyanophycées sont sans doute géologiquement, parmi les êtres les plus anciens. Depuis ces temps lointains, les Cyanophycées se sont révélées d'une extrême plasticité écologique et elles se rencontrent en tout lieu, en tout pays. Elles se trouvent partout de par le monde, aussi bien dans les mers que dans les eaux douces et les eaux thermales à des températures extrêmes. Quelques espèces sont confinées aux régions chaudes du globe mais la grande masse des Cyanophycées peut être considérée comme ubiquiste.

Cette possibilité d'adaptation à tous les milieux leur permet d'acquérir souvent une luxuriance extrême qui s'affirme dans les fleurs d'eaux spectaculaires qui couvrent les étangs et les lacs et parfois la mer. Les fleurs d'eaux rouges à *Oscillatoria rubescens*, signes de pollution des lacs, sont bien connues de tous les hydrobiologistes.

Les Cyanophycées sont souvent des algues utiles. Les étangs piscicoles leurs doivent parfois des rendements exceptionnels en poissons. Par contre quelques espèces donnent aux carpes leur goût de vase et certains *Microcystis* et *Anabaena* sont toxiques pour les animaux domestiques et l'homme. Certains genres de Cyanophycées, *Anabaena*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*, *Mastigocladus*, etc. peuvent utiliser directement l'azote de l'air. Par ailleurs, certaines algues rejettent dans l'eau du milieu de culture des produits dont l'analyse chimique a révélé l'effet de stimulation ou d'inhibition, suivant les cas, de la multiplication des autres algues.

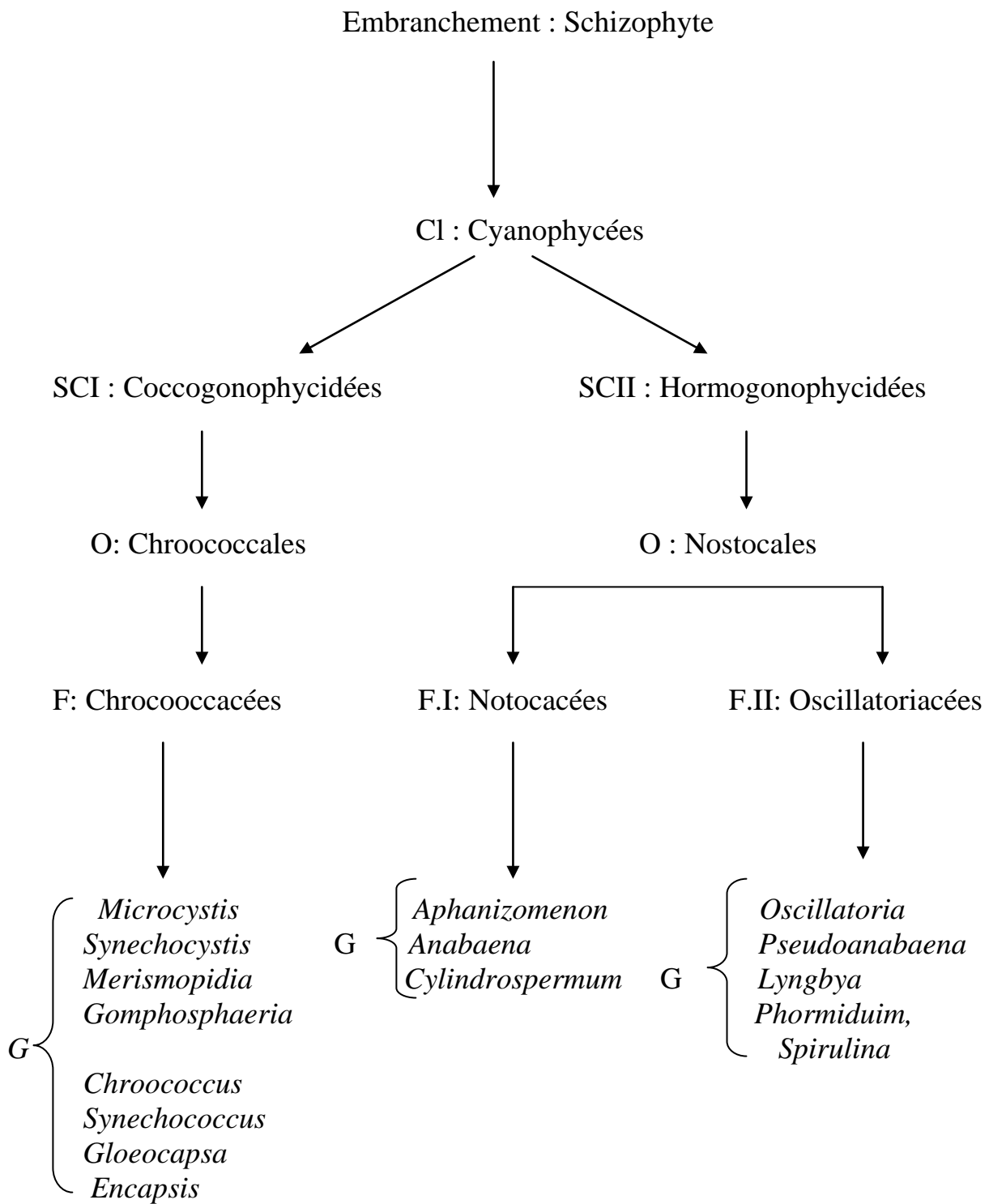


Figure4: Systématique des Cyanoprocaryotes (Bourrelly, 1985)

Surveillance des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries:

1 - Détection des proliférations, analyse des cyanobactéries:

Détection des proliférations d'algues et de cyanobactéries:

L'observation directe d'un hydrosystème est le moyen le plus simple de détecter une prolifération de cyanobactéries.

La couleur de l'eau (coloration anormale ou variation de la coloration sur une période courte, de l'ordre de quelques jours) et l'aspect de la surface (accumulation de biomasse sous forme d'amas ou de film en surface) peuvent signaler une prolifération phytoplanctonique, éventuellement due à des cyanobactéries. Une coloration rouge ou vert-bleue est souvent assez spécifique du développement de cyanobactéries. Cependant, des proliférations en profondeur peuvent avoir lieu en l'absence de tout changement visible dans l'hydrosystème et la modification significative de couleur ne peut apparaître que très tardivement par rapport à la dynamique des proliférations.

2 Surveillance de paramètres indirects *in situ*:

La significativité de ces paramètres par rapport aux proliférations phytoplanctonique repose principalement sur l'observation d'une variation du signal mesuré sur une période courte, de l'ordre de quelques jours, ou au cours de la journée, en lien avec la physiologie de ces organismes. Ils impliquent donc, pour être utilisables, des mesures quotidiennes voire pluriquotidiennes. Cette contrainte est compensée, pour certains paramètres, par la disponibilité de capteurs en continu.

Aucun des paramètres décrits ci-dessous ne permet une détection spécifique des cyanobactéries.

2-1-Paramètres physiques:

Ce sont des outils indicateurs de modifications des écosystèmes pouvant être en relation, entre autres, avec des évolutions des biomasses d'algues et de cyanobactéries.

2-1-1-Transparence:

Les proliférations algales ou de cyanobactéries peuvent limiter la transparence de l'eau, ce qui constitue un signal d'alerte, en particulier sur un site ayant déjà été l'objet d'une prolifération de cyanobactéries.

La transparence de la colonne d'eau est mesurée à l'aide d'un dispositif intitulé « disque de Secchi » divisé en secteurs blancs et noirs que l'on immerge (figure J – Livret couleur). La transparence est exprimée par la profondeur à laquelle il n'est plus possible de discerner les secteurs blancs des secteurs noirs du disque. On peut parler de variation de la transparence si une différence de 20 à 30 cm est observée entre deux mesures. Cette méthode n'est pas normalisée, même si l'outil est largement utilisé en limnologie. D'emploi aisé et très économique, cette méthode est adaptée à une surveillance de routine quotidienne de la transparence. Cette mesure de la transparence permet aussi d'évaluer la zone euphotique dans laquelle se développe le phytoplancton en multipliant la valeur mesurée par 2 et constitue, de ce fait, un bon indicateur de la zone d'échantillonnage.

2-1-2-Turbidité:

La turbidité est basée sur la mesure de la lumière réfléchiée par des particules en suspension dans la colonne d'eau et sa valeur augmente globalement en relation avec le nombre de ces particules. Celles-ci peuvent être minérales ou organiques, et constituées par des microorganismes, dont le phytoplancton.

2-2- Paramètres chimiques:

Pour ces paramètres liés au métabolisme basal du phytoplancton, les variations informatives sont celles qui sont observées entre le jour, où la photosynthèse est active, et la nuit, où la respiration est prépondérante. En pratique, la mesure de la situation nocturne peut être réalisée en début de matinée, celle de la période photosynthétique étant réalisée entre 12 h et 18 h.

Ces paramètres sont indicatifs de la présence d'une prolifération, dont les effets dépassent le bruit de fond du milieu. Ils ne sont pas nécessairement assez sensibles pour identifier le début d'une dynamique de prolifération.:

2-2-1-Oxygène:

L'oxygène produit par les organismes photosynthétiques est un bon indicateur de l'activité métabolique et de la quantité de biomasse présente. Il est produit en quantité importante pendant la journée avant d'être consommé par la respiration des microorganismes, des végétaux et des animaux aquatiques pendant la nuit. Par conséquent, l'amplitude des variations circadiennes de la concentration en oxygène peut donner une indication sur la présence et l'importance d'une prolifération.

La variable mesurée est soit la concentration en oxygène exprimée en mg.L-1, soit le pourcentage de la saturation en oxygène. La solubilité de l'oxygène dépend principalement de la température de l'eau et doit donc être mesurée sur site à l'aide des oxymètres de terrain manuel ou en continu. Plus les oscillations journalières deviennent amples et plus la production phytoplanctonique est élevée. Toutefois, elle peut être induite par d'autres organismes phytoplanctoniques que les cyanobactéries.

2-2-2-pH:

Dans les eaux faiblement minéralisées, le pH peut évoluer de une à parfois plus de 2 unités dans la journée, en relation avec la photosynthèse et la respiration de la biomasse.

La grandeur informative de la présence d'une prolifération est l'amplitude de sa variation circadienne. Elle dépend de l'activité photosynthétique, du pouvoir tampon de l'eau et de son pH naturel. Une règle simple suggère que les variations sont significatives, dans un milieu peu tamponné, à partir de 0,5 unités pH pour des analyses réalisées sur le terrain.

3- Surveillance des populations phytoplanctoniques:

Il est aussi possible de surveiller des paramètres plus spécifiquement liés aux communautés des organismes photosynthétiques, voire aux cyanobactéries.

3-1- Dosage de la chlorophylle a:

La quantité de chlorophylle *a* est corrélée à la biomasse vivante des organismes photosynthétiques (algues et cyanobactéries). Comme pour d'autres paramètres, la stratégie d'échantillonnage joue un rôle très important pour l'interprétation et l'analyse de la situation d'un site.

Il existe deux méthodes normalisées pour le dosage de la chlorophylle *a* : la spectrophotométrie après extraction à l'acétone à 90 % (Afnor T90-117) et la chromatographie liquide haute performance ou CLHP (Afnor T90-116).

La mesure par spectrophotométrie peut être pratiquée sur site à condition de disposer d'un appareillage spécifique, mais les analyses de référence par CLHP sont menées en laboratoire. Compte tenu de la sensibilité de ces méthodes, il est possible de les utiliser pour détecter des proliférations phytoplanctoniques à un stade précoce et pour suivre la dynamique de la prolifération. En revanche, la chlorophylle *a* n'est pas spécifique des cyanobactéries et leur teneur cellulaire moyenne est souvent inférieure à celles des micro-algues. Une diminution de la concentration de l'eau en chlorophylle *a* peut donc masquer le remplacement d'une communauté algale par une prolifération de cyanobactéries. Ce phénomène écologique de succession saisonnière de

communautés est fréquent. Il convient donc de mettre en œuvre des moyens spécifiques aux cyanobactéries pour compléter l'information fournie par la mesure de la chlorophylle *a*.

3-2- Analyse de la fluorescence pigmentaire:

Grâce aux différences existant dans la composition pigmentaire des différents microorganismes photosynthétiques, il est possible de qualifier et de quantifier les cyanobactéries par analyse de la fluorescence émise par les cellules excitées par stimulation lumineuse.

Deux types de sondes submersibles basées sur ce principe sont actuellement commercialisées :

- la première, mise sur le marché en 2002, permet de distinguer les différentes classes de microorganismes photosynthétiques (chlorophycées, diatomées, cyanobactéries, cryptophycées) par la mesure de l'émission de fluorescence à 680 nm, caractéristique de la chlorophylle *a*, après excitation à des longueurs d'onde spécifiques des différents types de pigments accessoires (Beutler *et al.* 2002). L'information recueillie est traitée par un logiciel qui fournit une estimation de la quantité (exprimée en $\mu\text{g.L}^{-1}$ d'équivalent chlorophylle *a*) des différentes classes de microorganismes photosynthétiques présents. Ces estimations sont présentées sous la forme d'un profil vertical de distribution dans la colonne d'eau puisque la sonde est aussi équipée d'un capteur de pression (et également d'un capteur de température), la seconde, mise sur le marché en 2004, est dédiée aux cyanobactéries puisqu'elle repose uniquement sur l'excitation de la phycocyanine qui est le pigment bleu des cyanobactéries. Ses résultats sont exprimés en $\mu\text{g.L}^{-1}$ de phycocyanine. À l'heure actuelle, aucune étude publiée ne permet de connaître les avantages et les limites de cet outil.

Ces méthodes, qui sont encore en cours de validation, sont prometteuses car elles pourraient permettre à terme de s'affranchir des difficultés actuelles rencontrées pour le suivi des cyanobactéries. En effet, à la différence des comptages au microscope, l'estimation de la quantité et de la distribution dans la colonne d'eau des cyanobactéries est très rapide (quelques minutes) ce qui autorise un suivi en plusieurs points d'un plan d'eau lorsque cela est nécessaire (distribution non homogène des cyanobactéries). Enfin ces méthodologies peuvent être utilisées pour le suivi des cyanobactéries benthiques dont l'échantillonnage était jusqu'ici très difficile à réaliser. Des dispositifs similaires basés sur l'analyse pigmentaire sont aussi actuellement développés sous la forme de stations fixes plus adaptées au suivi de la qualité des eaux en entrée d'usine de traitement des eaux d'alimentation (Beutler *et al.* 2002)

4-Détection à distance:

Les cellules algales absorbent certaines longueurs d'ondes en réponse à l'excitation par la lumière solaire. Certains satellites d'observation (SeaWiFS, Envisat) sont équipés de dispositifs d'enregistrement des ondes émises à la surface de la terre et restituent des images dont des processus de traitement adaptés extraient des informations quantitatives sur les formations végétales aériennes ou aquatiques. L'analyse de séries temporelles d'images peut permettre la détection des proliférations superficielles. Le problème principal est la résolution (1,1 à 4,5 Km pour SeaWiFS) qui fait que ces dispositifs sont destinés à évaluer des aires étendues : milieu marin ou grands lacs. Avec l'évolution des technologies, les images pourraient servir à la quantification précoce des proliférations, mais sous réserve d'une organisation de l'achat des images et de leur traitement, inenvisageable au niveau d'un site particulier.

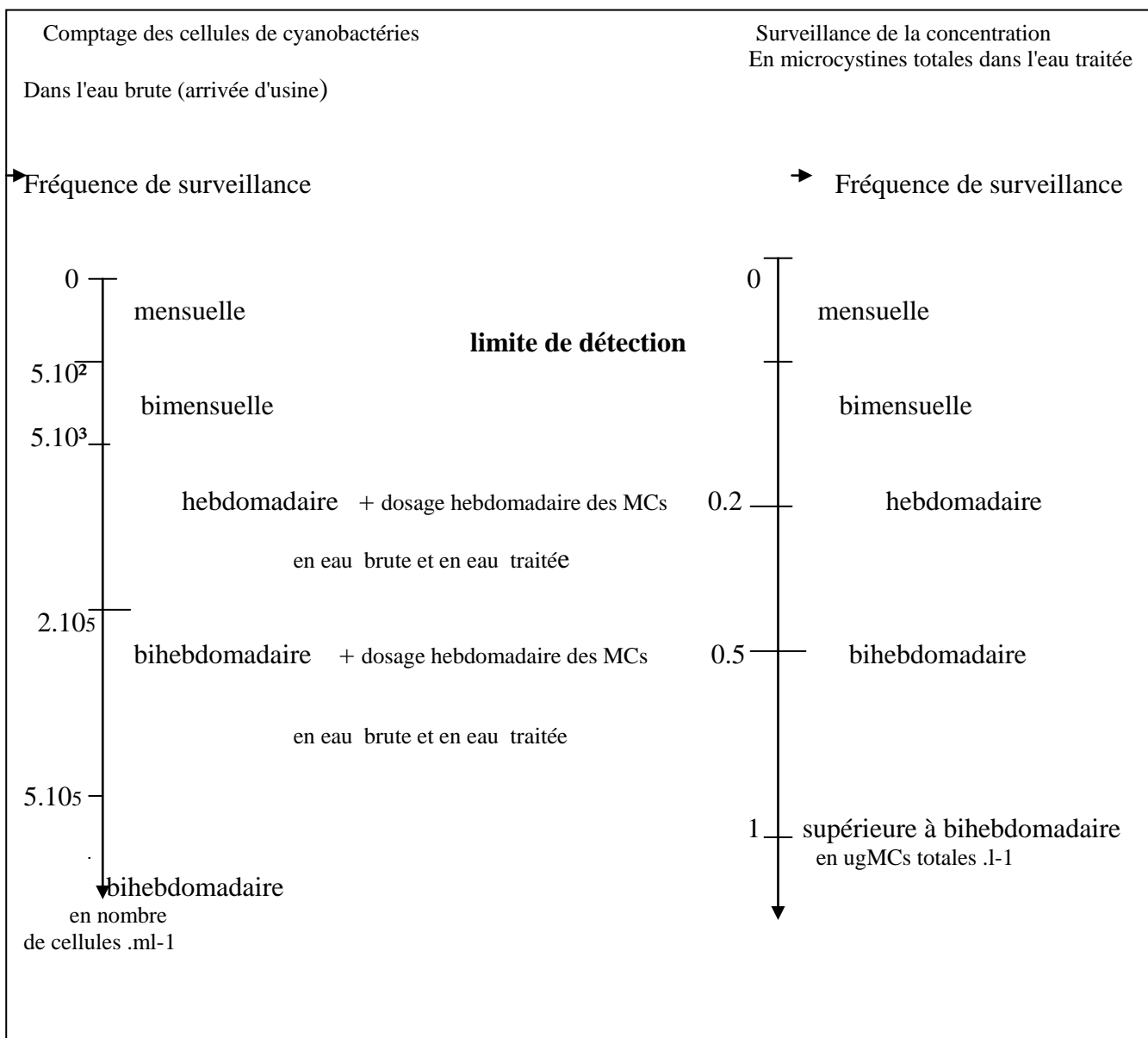
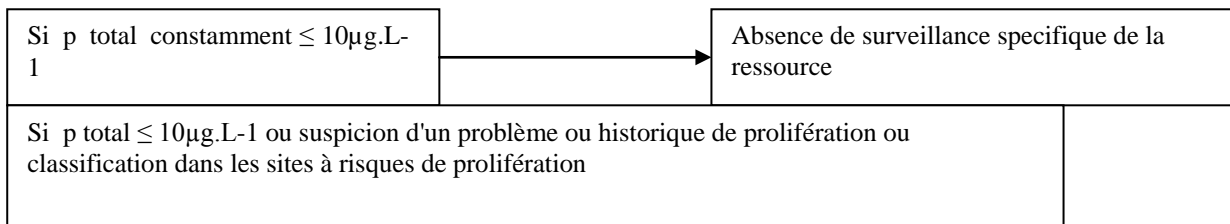


Figure 5 : Proposition de stratégie de surveillance des eaux destinées à la consommation humaine vis-à-vis des risques liés aux cyanotoxines .Les fréquences proposées sont maintenues tant que deux résultats consécutifs situés au niveau inférieur

Bihebdomadaire : utilisation d'une ressource de substitution recommandée

Supérieure à Bihebdomadaire : utilisation d'une ressource de substitution recommandée Mise à niveau de la filière recommandée.

Tableau 4 : Modalités d'actions sur les proliférations de cyanobactéries

Type de procédé	Avantages	Inconvénients	Plan d'eau concerné	Observations
Actions sur le statut trophique				
Réduction des apports de nutriments (phosphore)	Effet durable	Délai avant obtention des effets souhaités. Possibilité de situation transitoirement aggravée.	Tous plans d'eau	Seule approche compatible avec Directive Cadre sur l'eau.
Sel de fer	Précipitation de phosphore	Risque de ralarage de PO_4 à partir des sédiments si conditions anoxiques. Précipitation non durable. Apport de micronutriments aux cyanobactéries	Tous plans d'eau	Résultats controversés
Sel d'aluminium	Précipitation de phosphore, si respect des proportions entre P et Al . Durabilité	Accumulation d'aluminium dans les sédiments. Augmentation de la concentration en aluminium dans les eaux douces destinées à la consommation humaine. Relargage possible de toxine.	Tous plans d'eau	Résultats controversés.
Chaux / Calcite	Précipitation de phosphore Floculation du phytoplancton	Traitement à répéter. Effet dépendant dosage et fréquence.	Eaux dures	Difficile à mettre en application.
Oxygénation/aération En profondeur	Oxydation surface des sédiments Homogénéisation colonne d'eau	Dispersion des algues dans toute la colonne d'eau. Sélection d'autres genres.		Très critiquée.
Dragage des sédiments	Exportation de la charge interne en phosphore	Perturbation ponctuelle de l'écosystème.	Plans d'eau peu profonds	Intéressant pour les ressources dont la charge interne en P est prépondérante.
Bio manipulation	Régulation des populations de phytoplancton par compétition écologique	Pas de recul sur les effets sur l'équilibre écologique. Risques pour la santé animale et la santé publique.	Plans d'eau peu profonds	Effet complémentaire d'actions de réhabilitation. Evaluation des effets écologiques et sanitaires nécessaire.
Déstratification par Aération diffuse	Perturbation de la stratification thermique Oxygénation colonne d'eau	Difficulté de mise en œuvre. Possibilité d'effets opposés.	Brassage intermittent pour lacs plaines. Aération permanente pour lacs profonds	Résultats controversés.
Traitements algicides				
Sulfate de cuivre libre ou chélaté	Maîtrise des proliférations débutantes	Surveillance importante des ressources nécessaire pour déterminer moment d'intervention. Libération importante de toxines si utilisation sur des proliférations déjà importante. Nécessité d'applications répétées	Tous plans d'eau	Destruction des proliférations effectives, après temps de latence variable selon genres impliqués,

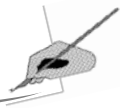
Tableau 5 : Liste non exhaustive des espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques et des toxines ayant déjà été associées à ces espèces en France ou hors de France (N.I.=toxine présente mais non identifiée).Les espèces ayant déjà été observées en France apparaissent en caractères gras.

Cyanobactéries toxiques	Toxines
<i>Anabaena affinis</i>	N.I.
<i>Anabaena circinalis</i>	Anatoxine-a,Saxitoxines,Microcystines
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Anatoxine(-a,-a(s),-b,-b(s)-c,-d),Microcystines
<i>Anabaena hassallii</i>	N.I.
<i>Anabaena lemmerman</i>	Microcystines, Anatoxines-a(s)
<i>Anabaena planctonica</i>	Anatoxine-a
<i>Anabaena spiroides</i>	Anatoxine-a,Microcystines
<i>Anabaena torulosa</i>	N.I.
<i>Anabaena variabilis</i>	N.I.
<i>Anabaena sp.</i>	Anatoxine-a
<i>Anabaenopsis milleri</i>	Microcystines
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Anatoxine-a,Saxitoxines
<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	Cylindrospermopsine
<i>Aphanizomenon sp</i>	Anatoxine-a
<i>Coelospharium naegelianum</i>	Hépatotoxine
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Cylindrosprmpopsine ,Saxitoxines
<i>Cylindrospermum sp.</i>	Anatoxine-a
<i>Fischerella epiphytica</i>	N.I.
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	N.I.
<i>Gloeotrichia pisum</i>	N.I.
<i>Hapalosiphon hibernicus</i>	Microcystines
<i>Lyngbya birgei</i>	N.I.
<i>Lyngbya gracilis</i>	Debromoaplysiatoxine
<i>Lyngbya major</i>	N.I.
<i>Lyngbya majuscula</i>	Lyngbyatoxine
<i>Lyngbya wollei</i>	Saxitoxines
<i>Microcoleus lyngbyaceus</i>	N.I.
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Microcystines
<i>Microcystis botrys</i>	Microcystines
<i>Microcystis farlowian</i>	Ichtyotoxine
<i>Microcystis flos-aquae</i>	Microcystines
<i>Microcystis panniformis</i>	Microcystines
<i>Microcystis toxica</i>	N.I.
<i>Microcystis viridis</i>	Microcystines,Micriviridine
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Microcystines
<i>Microcystis sp</i>	Anatoxine-a
<i>Nodularia spumigena</i>	Nodularines
<i>Nostoc Pludosum</i>	N.I.
<i>Nostoc rivulare</i>	N.I.
<i>Nostoc sp.</i>	Microcystines
<i>Oscillatoria formosa</i>	Homoanatoxine-a
<i>Oscillatoria lacustris</i>	N.I.

<i>Oscillatoria limosa</i>	Microcystines
<i>Oscillatoria tenuis</i>	Microcystines
<i>Oscillatoria nigroviridis</i>	Oscillatoriatoxne-a
<i>Oscillatoria sp .</i>	Anatoxine-a
<i>Phormidium favosum</i>	Anatoxine -a
<i>Planktothrix agardhii</i>	Microcystines
<i>Planktothrix mougeotii</i>	Microcystines
<i>Planktothrix rubescens</i>	Microcystines
<i>Planktothrix sp .</i>	Anatoxine-a
<i>Pseudanabaena sp.</i>	Neurotoxine
<i>Raphidiopsis sp .</i>	Cylindrospermopsine
<i>Schizothrix calcicola</i>	Aplysiatoxines
<i>Scytonema hofmannii</i>	Scytophycines a et b
<i>Scytonema pseudohofmannii</i>	Scytophycines a et b
<i>Spirulina subsalsa</i>	N.I.
<i>Symploca hydnoïdes</i>	N.I.
<i>Symploca muscorum</i>	Aplysiatoxine
<i>Synechococcus sp .</i>	N.I.
<i>Trichodesmium erythraeum</i>	Neurotoxine
<i>Umezakia natans</i>	Cylindrospermopsine
<i>Woronichiania naegeliata</i> anciennement <i>Gomphosphaeria naegelianum</i>	Anatoxine-a

Tableau 6 : Synthèse des toxines identifiées en France et distribution dans les autres pays.

Toxines	Identification en France	Autres pays européens
Hépatotoxines		
Microcystines	MC-LR, MC-YR, MC-RR, MC-AR, MC-LF, MC-LW, MC-FR, MC-deLR, MC-deRR,	Allemagne, Danemark, Finlande, Portugal, République Tchèque, République Slovène, Royaume-Uni,
Nodularines	non	Mer baltique
Cylindrospermopsine	non	Allemagne, Italie
Neurotoxines		
Anatoxine-a	oui	Allemagne, Finlande, Irlande
Homoanatoxine-a	oui	Norvège
Anatoxine-a(s)	non	Danemark, Écosse
Saxitoxines	non	Italie, Portugal
BMAA	Non recherchée	Pays-Bas, Royaume-Uni, mer
Molécules à effets		
Aplysiatoxines	Non recherchée	Non publiée
Debromoaplysiatoxine	Non recherchée	Non publiée
Lyngbyatoxines-a	Non recherchée	Non publiée



II-MATÉRIEL ET MÉTHODES :

1- Le barrage de Ain Dalia:

Le barrage d'Ain Dalia est situé dans la wilaya de Souk-Ahras à une dizaine de kilomètres au sud de la ville de Souk-Ahras (fig .1) ; Il a une capacité totale de 82 millions de m³ ; il alimente en eau potable et industrielle la région de Souk-Ahras ainsi que celle de l'Ouenza et El Aouinet (Wilaya de Tébessa).

Ce barrage est alimenté par l' oued Medjerda qui prend sa source au pied du mont Ras El Alia (1317m) et se jette dans la méditerranée après avoir traversé la Tunisie. Le haut bassin versant de ce fleuve a une forme quadrilatère d'une superficie de 193 Km², il est situé à une altitude moyenne de 890m ; l'eau coule au centre d'une gouttière encadrée de longs reliefs orientés Nord – Est, Nord - Ouest culminant entre les niveaux 100 et 1300m.

✚ Les principaux affluents de l'Oued Medjerda Sont :

- Oued Chouk d'une longueur de 31,6 Km (Commune de Dréa).
- Oued Djedra d'une longueur de 36,1 Km (Commune de Souk-Ahras)
- Oued Berriche d'une longueur de 21 Km (Commune de Ouillen)
- Oued Guenem d'une longueur de 28,2Km (Commune de Khedara)
- Oued El Roul d'une longueur de 12,6 Km (Commune de Ouled-Moumen)

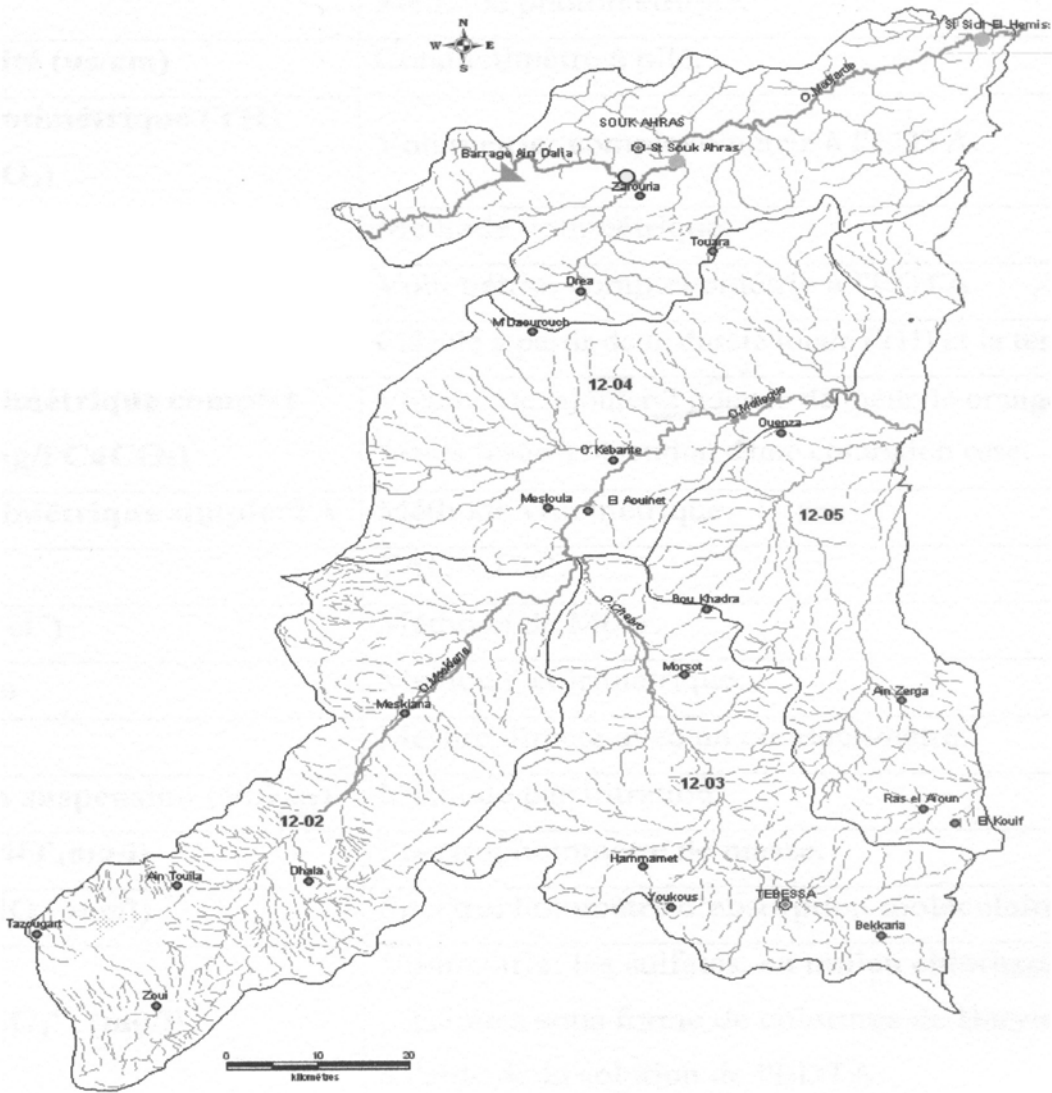
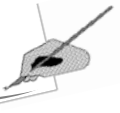
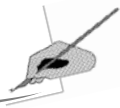


Figure 1 : Situation géographique du barrage de Ain Dalia



2- Echantillonnage

Cette étude à été réalisée durant la période s'étalant de juillet 2005 a juin 2006

✚ Choix des sites

Pour la réalisation de cette étude, nous avons retenu deux sites d'échantillonnage :

- Le site 1, est situé dans la retenue d'eau du barrage, à 15 Km au Nord de la digue ; l'eau prélevée est considérée comme une "eau non traitée "(eau brute)
- Le site 2, est localisé hors de la retenue ; l'eau est prélevée à partir d'un robinet servant à l'alimentation de la population ; de ce fait, cette eau est considérée comme "eau traitée".

❖ Pour la réalisation de l'étude qualitative des cyanobactéries, les prélèvements sont effectués à l'aide d'un filet à plancton de 20 μ m de vide de maille muni d'un collecteur (fig.2). Cette opération consiste à filtrer l'eau de surface (à 20 cm en dessous de la surface de l'eau) puis à transférer le contenu du collecteur dans un flacon en verre ombré contenant 5ml de formol à 10%.

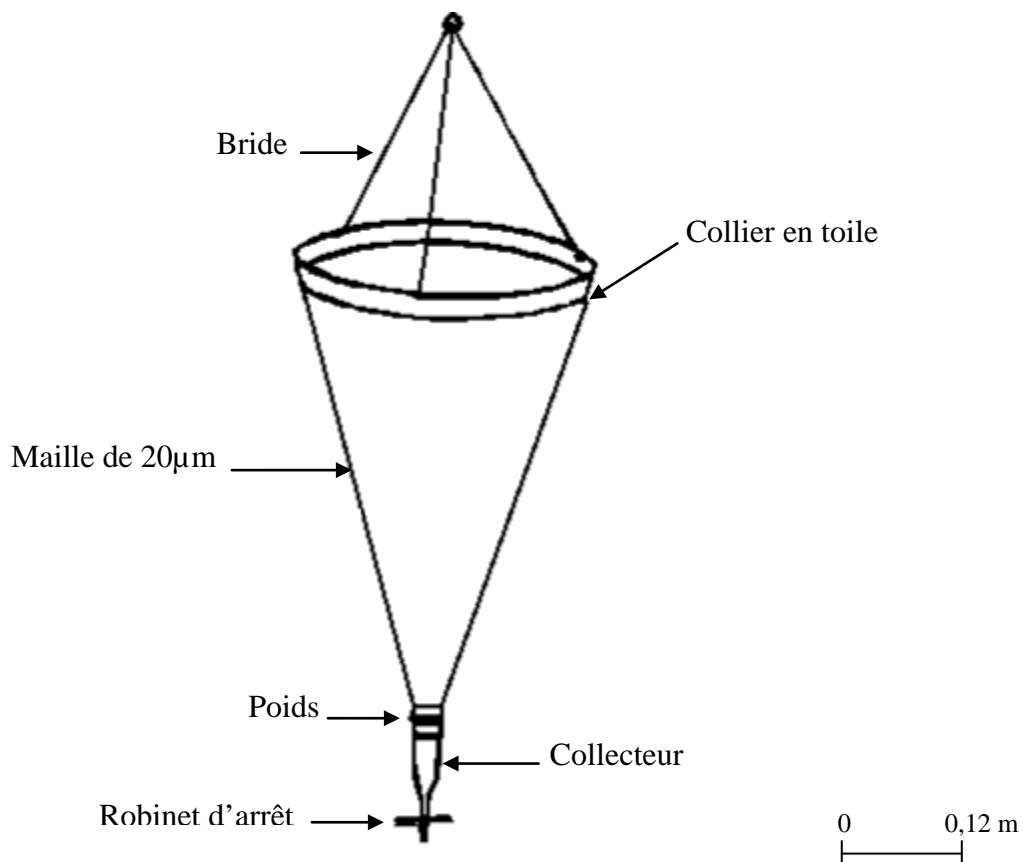
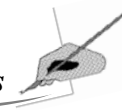


Figure 2 : Schéma d'un filet à plancton



❖ L'échantillonnage destiné à l'étude quantitative est effectué à l'aide d'une bouteille; l'opération consiste à prendre 1,5 litres d'eau de surface et à laisser décanter 100 ml pendant 6h et plus avant de procéder au comptage des organismes présents.

3- Identification et comptage des cyanobactéries récoltées :

* La détermination des genres de chaque récolte est réalisée par l'observation sous microscope optique des caractères morpho- anatomiques suivant (Bourrelly, 1985; Michel, 1987; Couté, 1995) :

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

* Le dénombrement des cyanobactéries se fait comme suit :

▪ ajouter 5 ml de Lugol à 10 ml de l'échantillon. Le fixateur tue les algues, les alourdit (ce qui facilite leur sédimentation) et permet leur conservation pendant plusieurs mois.

▪ Homogénéiser les échantillons d'eau fixés, par agitation du flacon.

▪ Prélever un sous échantillon (Le volume est choisi en fonction de la densité algale) et le déposer dans une chambre à sédimentation.

▪ Observer à l'aide d'un microscope optique

▪ Compter les algues rencontrées sur les parcours horizontaux effectués sur toute la longueur de la bande ; Cette opération est répétée plusieurs fois (3 à 5 observations). Le comptage ne concerne pas l'ensemble de la surface de la chambre, mais seulement une « sous chambre » de superficie connue (fig .3).

▪ Déterminer la densité algale de l'échantillon par :

➤ Le calcul de la superficie de la chambre de comptage : $S = L \times La$; (S : superficie mm^2 , L : longueur de la chambre de comptage en mm, La : largeur de la chambre de comptage en mm).

➤ Le calcul de la superficie de la sous chambre : $s = l \times la$; (s : superficie mm^2 , l : longueur en mm, la : largeur en mm).

➤ Le calcul du nombre de cellules dans toute la chambre : $D = \frac{S}{s} \times n$;

D : Densité des individus dans toute la chambre de comptage,

n : Nombre des individus dans la sous chambre.

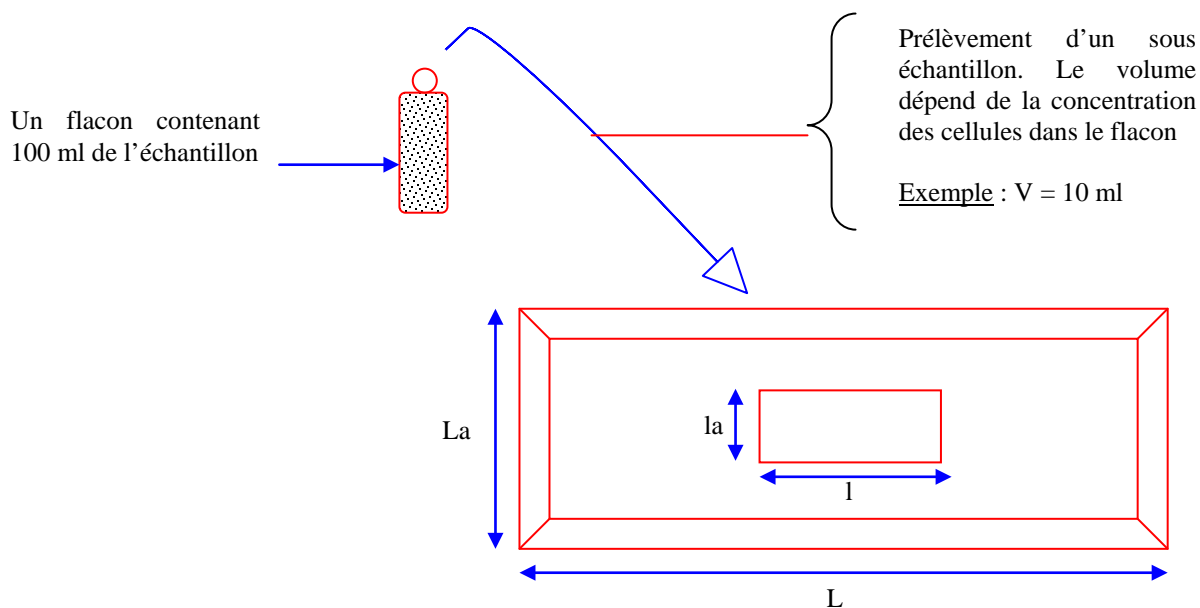
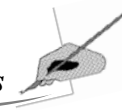


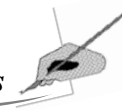
Figure 3 : Schéma synthétique du dispositif de comptage du phytoplancton.

4- Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau :

Les paramètres physico-chimiques étudiés sont la température, l'oxygène dissous, le pH, la transparence de l'eau, les nitrites, les nitrates, l'azote ammoniacal, les ortho-phosphates, la matière en suspension et la chlorophylle a.

❖ Les mesures de la température, l' O_2 dissous et le pH sont réalisées «in situ» au moment de l'échantillonnage à l'aide d'un multi paramètre (CONSORT 535) utilisant différentes sondes. L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran .

❖ En ce qui concerne les dosages des éléments nutritifs (nitrites, nitrates, azote ammoniacal et ortho-phosphates), ces derniers ont été réalisés dans le laboratoire à partir d'un litre d'eau brute conservé dans des bouteilles maintenues à basse température (dans une glacière), cette eau est filtrée et le filtrat est conservé dans un congélateur en vue du dosage.



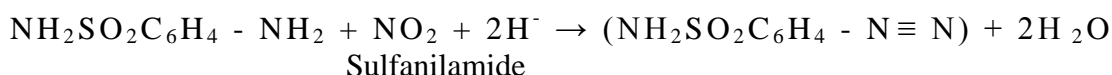
4-1- Dosage des sels nutritifs : Les sels nutritifs sont dosés par des méthodes colorimétriques (Aminot *et al*, 1983).

4-1-1- Les nitrites (NO₂-):

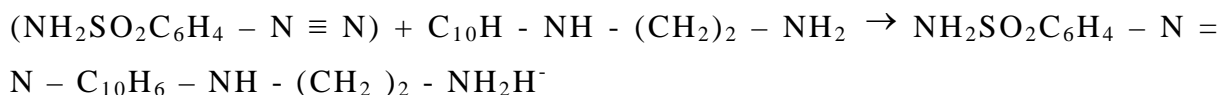
Dans le cycle de l'azote, les ions nitrites sont des intermédiaires entre l'azote ammoniacal et les ions nitrates. Les concentrations généralement trouvées dans les eaux, douces, saumâtres et marines vont de 0 à quelques micromoles d'azote nitreux par litre.

❖ Principe

Cette technique, réalisée par Bendschneider et Robinson (1952), est une des plus sensibles et des plus spécifiques pour l'analyse des eaux naturelles. Elle est basée sur la formation d'un diazoïque après réaction des ions nitrites avec la sulfanilamide en milieu acide (pH<2) selon la réaction:



Le diazoïque obtenu, réagit avec le N-naphtyl-éthylènediamine pour former le colorant :



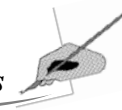
❖ Mode opératoire :

- Rincer d'abord une éprouvette de 50 ml avec l'eau à analyser.
- Introduire ensuite dans cette éprouvette 50ml (± 1) de l'échantillon.
- Ajouter, d'abord, 1ml de R(1) puis mélanger et laisser reposer 2 à 8 mn.
- Ajouter, ensuite, 1ml de R(2) et mélanger à nouveau puis attendre au moins 10mn (mais pas plus de 2 heures).
- Lire l'absorbance à l'aide d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 543$ nm.

NB : La préparation des réactifs R (1) et R (2) est rapportée en annexe.

4-1-2- Dosage de l'Azote Nitrique (les Nitrate NO₃) :

L'ion nitrate est la forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse ; cet ion ne présente pas de faculté de complexation ou d'adsorption. Il entre dans le cycle de l'azote comme support principal de la croissance du phytoplancton. Il est ensuite régénéré à partir des



formes organiques, par les bactéries. Lorsque la vitesse de régénération devient inférieure à la vitesse d'utilisation, les ions nitrates deviennent un facteur limitant de la croissance des algues.

Principe

Cette méthode est basée sur le dosage des ions NO_2^- obtenus par réduction quantitative (>95%) des ions NO_3^- . La réduction est effectuée par passage de l'échantillon sur une colonne de cadmium traité au cuivre (Wood *et al.*, 1967).

Mode opératoire

- Ajouter, à 100 ml d'eau de l'échantillon, 2 ml de NH_4Cl concentrée.
- Verser 50 ml d'eau de l'échantillon, dans la colonne, pour éliminer le risque d'interférence entre les échantillons.
 - Verser, ensuite le reste de l'eau de l'échantillon dans la colonne et rejeter les 30 premiers ml.
 - Rincer une éprouvette graduée avec quelques ml de la solution passée par la colonne puis récupérer 50ml de l'éluant.
 - Procéder ensuite selon le même mode opératoire comme pour le dosage des NO_2^- .
 - Lire l'absorbance à la longueur d'onde $\lambda = 543 \text{ nm}$.

NB : La préparation du Cadmium et le montage de la colonne sont détaillés en annexe 1.

4-1-3- L'Azote ammoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$):

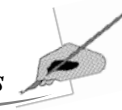
L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH_3 , et l'ammonium NH_4^+ , dont les proportions relatives dépendent du pH, de la température et de la salinité. Dans les eaux marines et estuariennes, l'ammonium est prédominant, c'est pourquoi ce terme est souvent employé pour désigner l'azote ammoniacal.

Comme la forme NH_3 est la plus toxique pour la vie aquatique, les concentrations d'azote ammoniacal peuvent s'élever à plusieurs dizaines de micromoles par litre sans que le seuil de toxicité soit atteint, si le pH et la température restent dans certaines limites.

L'azote ammoniacal provient des excréments animales et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes.

Les concentrations sont très variables en fonction du lieu et de la saison :

- En eaux côtières non polluées et en milieu océanique, les concentrations sont



généralement inférieures à $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

- Les eaux profondes ne contiennent pas d'ammonium, celui-ci ayant été oxydé ; Excepté en milieux anoxiques ou Koroleff (1976) rapporte, en mer Noire, des concentrations proches de $100 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

- Dans les estuaires les concentrations augmentent traduisant ainsi l'influence des rejets urbains ou agricoles. Lorsque l'on se rapproche des émissaires urbains. Les concentrations peuvent atteindre plusieurs dizaines de micromoles/l. L'ammonium devient dans ces conditions un bon traceur de la pollution urbaine.

❖ Principe

La méthode décrite mesure la totalité de l'azote ammoniacal, soit $\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4$, le dosage se fait sur le terrain par fixation à l'aide de 2 réactifs, la lecture s'effectue au laboratoire à l'aide de spectrophotomètre à longueur d'onde $\lambda = 630 \text{ nm}$ (voir protocole en annexe)

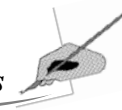
❖ Mode opératoire

- Prendre 100 ml (plus au moins 5 ml) de l'échantillon.
- Ajouter 3 ml du R (1).
- Boucher et agiter pour bien homogénéiser.
- Ajouter sans attendre 3 ml du R (2) boucher et agiter à nouveau.
- Placer immédiatement a l'abri de la lumière pendant 6 à 8 heures (température ambiante).
- Mesurer l'absorbance à $\lambda = 630 \text{ nm}$.

NB : Voir en annexe la préparation des réactifs R (1) et R (2).

4-1-4- Dosage des Orthophosphates (PO_4^{-3}):

Le dosage des orthophosphates est réalisé selon la méthode de Murphy et Riley (1962), cette méthode reste jusqu'à aujourd'hui une des plus rapides et des plus simples pour le dosage des orthophosphates.



❖ Principe

Cette technique est basée 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 que l'on réduit par l'acide ascorbique; cette réduction mène à la formation d'une solution de coloration bleue dont le maximum d'absorbance a lieu à une longueur d'onde égale à 885 nm.

Les poly-phosphates et phosphore organique ne sont pas dosés par cette méthode

❖ Mode opératoire

- Prendre 100ml de l'échantillon.
- Ajouter à cela 10ml du mélange réactif (Formule en annexe).
- Attendre 5 mn et lire l'absorbance à la longueur d'onde $\lambda = 885$ nm.

NB : La préparation de mélange-réactif est détaillée en annexe.

4-1-5- 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 et méthode:

La détermination des matières en suspension dans l'eau a été réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration sur un filtre de fibre de verre WHATMAN GF/C 47 μm ; l'utilisation de ce type de filtre permet de retenir toutes les particules de taille variant entre 0.47 μm et 250 μm .

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

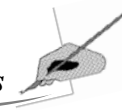
$$MES(\text{mg} / \text{l}) = \frac{P_2 - P_1}{V}$$

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

P2 = poids du filtre après filtration et séchage (mg).

V = volume filtré (litre).

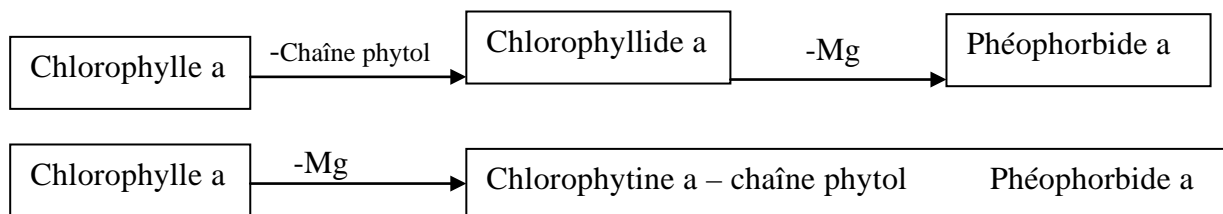
4-1-6- Dosage de la Chlorophylle a :



(Méthode monochromatique de LORENZEN (1967) solvant : acétone à 90%).

La détermination quantitative globale de la fraction particulaire vivante dans les milieux aquatiques est importante pour l'étude et la compréhension des phénomènes écologiques. Pour cela, une estimation de la biomasse phytoplanctonique par voie chimique (par extraction et détermination des pigments photosynthétiques) s'avère satisfaisante, plus simple et plus rapide que des méthodes basées, par exemple, sur le comptage des cellules. L'analyse des principaux pigments chlorophylliens (chlorophylles a, b, c et leurs phéopigments) et celle des caroténoïdes nécessite l'extraction.

Pour la chlorophylle a, Yentsch (1967) résume la dégradation selon le schéma suivant :



L'acidification entraîne l'élimination de l'atome de magnésium et de la chaîne phytol.

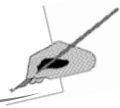
❖ Principe de la méthode

- Filtration d'un volume d'eau connu (sur filtre WHATMAN GF/C 47 μ m) en présence de carbonate de Mg.
- Récupération du filtre et dissolution des pigments dans un solvant approprié (acétone à 90 %).
- Filtration en vue de récupérer une solution dépourvue de particules en suspension.
- Mesure des densités optiques aux longueurs d'ondes appropriées ($\lambda = 665$ nm et $\lambda = 750$ nm) avant et après acidification.

Mode opératoire :

L'eau doit être filtrée le plus rapidement possible après le prélèvement ; ceci permet l'élimination grossière du zooplancton. Cette opération consiste à filtrer l'eau brute dans un flacon jaugé de 1000 ml au travers d'un filet ou un tamis de 200 à 250 μ m de vide de maille. L'échantillon d'eau brute est ensuite filtré sous vide, sur membrane en fibre de verre (WHATMAN GF/C 47 μ m) sur laquelle sont déposées 3 à 4 gouttes de carbonate de magnésium afin de favoriser la filtration et d'éviter l'altération de la chlorophylle.

NB : Voir en annexe la préparation des carbonates de magnésium et l'acétone à 90 %.



5- Analyses Statistiques des données :

5-1- Analyses statistiques univariées :

✚ Nous avons calculé pour chaque variable les paramètres de base qui sont les statistiques descriptives : la moyenne (\bar{x}), l'écart-type (s) et les valeurs max et min (Dagnelie, 2000).

✚ La comparaison des deux stations entre elles, pour l'ensemble des variables étudiées, a été réalisée à l'aide de l'analyse de la variance à un critère de classification (AV1).

-Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de différences significatives entre les stations \Rightarrow NS

-Si $P \leq 0.05 \Rightarrow$ il y a des différences significatives entre les stations \Rightarrow *

-Si $P \leq 0,01 \Rightarrow$ il y a des différences hautement significatives entre stations \Rightarrow **

-Si $P \leq 0,001 \Rightarrow$ il y a des différences très hautement significatives entre les stations \Rightarrow ***

5-2 Analyses statistiques bivariées :

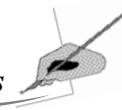
L'analyse statistique bivariée consiste à calculer les corrélations linéaires simples entre les différentes variables deux à deux (Dagnelie, 2000).

✚ Les corrélations

Pour mettre en évidence une quelconque relation entre les variables mesurées sur les individus, nous avons utilisé le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson (Dagnelie, 2000). Ce coefficient de corrélation, r , mesure l'intensité du lien qui existe entre deux caractéristiques ou variables quantitatives quelconque pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire.

Ce coefficient est compris entre -1 et +1. Il est en valeur absolue, d'autant plus proche de 1 que la liaison entre les deux séries d'observations est nette, pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire. Au contraire, si le coefficient est nul ou approximativement nul, ceci révèle que les deux variables ne sont pas corrélées entre elles.

D'autre part, le signe du coefficient de corrélation indique si la relation entre les deux variables (séries d'observations) est croissante ou décroissante. En effet, lorsque le coefficient de corrélation est positif, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs élevées de l'autre variable et les valeurs faibles d'une variable correspondent aux valeurs faibles de l'autre variable. Par contre, lorsque la corrélation est



négative, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs faibles de l'autre variable et vice-versa.

- Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de corrélation.
- Si $P \leq 0.05 \Rightarrow$ il existe une corrélation significative $\Rightarrow *$
- Si $P \leq 0,01 \Rightarrow$ il existe une corrélation hautement significative $\Rightarrow **$
- Si $P \leq 0,001 \Rightarrow$ il existe une corrélation très hautement significative $\Rightarrow ***$

Tous les calculs uni et bi variés ont été réalisés à l'aide du logiciel d'analyse et de traitement statistique des données, MINITAB version 13.13 pour Windows (X, 2000).

5-3- Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries:

5-3-1- Richesse spécifique "S":

C'est le nombre d'espèces "S" contactées au moins une fois au terme de "N" relevés (Blondel, 1975). Dans notre cas, nous assimilons l'ensemble des relevés réalisés pendant l'année à un peuplement statistique. S sera mesuré sur l'ensemble de l'année.

5-3-2- Diversité spécifique ou diversité observée " H' ":

La diversité d'un peuplement, qui exprime son degré de complexité, est calculée à partir de l'indice de Shannon et Weaver (1949) (Daget, 1976 in Benyacoub, 1993).

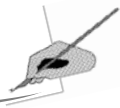
$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i$$

P_i : Fréquence relative de l'espèce i dans un peuplement.

H' : exprime en Bit par individu (Binary digit).

Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible correspond soit à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèces pour un grand nombre d'individus, soit à un peuplement dans lequel il y a une espèce dominante.

La diversité varie en fonction de la richesse du peuplement et de la distribution d'abondance des espèces de ce dernier. Plus la richesse est élevée et la distribution d'abondance équilibrée, plus la diversité est forte. Les fortes valeurs de H' traduisent



généralement un degré élevé de complexité et de maturité d'un peuplement et, par la même, la complexité des facteurs mis en jeu dans l'environnement (Benyacoub, 1993).

La diversité maximale d'un peuplement **H' max** se calcule comme suit:

$$H' \text{ max} = \log_2 S$$

S: Richesse totale de ce peuplement

H' max: Diversité théorique maximale.

5-3-3- Equitabilité:

L'équitabilité est le rapport de la diversité observée à la diversité maximale. Elle mesure le degré d'équilibre et de complexité d'un peuplement par l'écart de H' à H' max (Benyacoub, 1993).

$$E = H' / H \text{ max}$$

Quand E est proche de 1, la diversité observée est proche de la diversité maximale. Elle traduit alors une distribution d'abondance proche de l'équilibre. A l'inverse, quand E est proche de 0, la diversité observée est faible et illustre une distribution d'abondance fortement hiérarchisée qui est le reflet d'un environnement simple, contraignant, dans lequel peu de facteurs structurent le peuplement (Benyacoub, 1993).

Les matrices des différents paramètres de structure des peuplements de cyanobactéries ont été établies sous MICROSOFT EXCEL.

III- RESULTATS ET INTERPRETATIONS:

1- Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du barrage de Ain Dalia :

1-1-La température :

La température de l'eau du barrage présente un écart de 20°C entre la valeur maximale relevée en juillet (25°C) et la valeur minimale relevée en janvier (5°C). L'évolution de la température de l'eau est similaire dans les 2 sites d'étude (fig.4) ; nous relevons, en effet, une baisse progressive de la température de juillet à janvier suivie d'une augmentation progressive de la température de janvier à juillet.

L'analyse de la variance à un critère de classification montre que la température de l'eau présente des différences très hautement significatives d'un mois à l'autre (le seuil de signification $\alpha = 0,001$).

•Interprétation:

Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air et les phénomènes d'évaporation d'eau qui en résultent quant cette dernière augmente. Cette forte influence de la température de l'air sur celle de l'eau a été rapportée par de nombreux auteurs qui signalent l'existence de période chaude et de période froide (Semroud,1983; Decasabianca-Chassny et al.,1991; Grimes, 1994; Reffes,1994; Chaibi, 2004 ; Bensafia, 2005 ; Djabourabi, 2006).

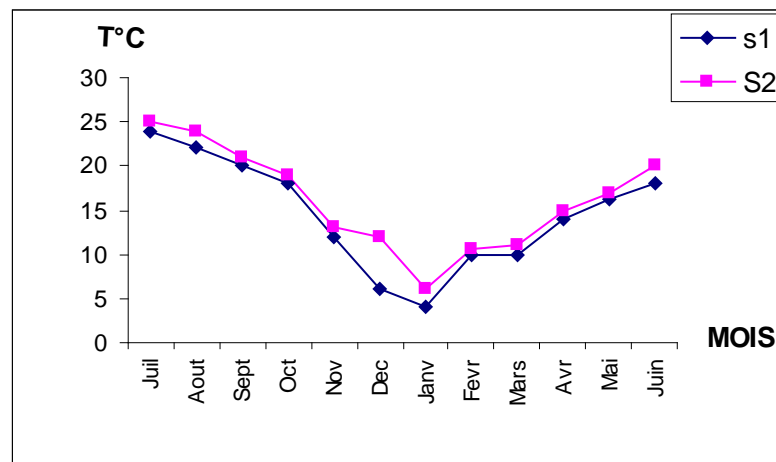


Figure 4 : Variations mensuelles de la température de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

1-2-L'oxygène dissous:

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau du barrage sont limitées à 6 mg/l de juillet à novembre mais dépassent cette limite de décembre à juin (fig.5); un pic de plus de 9 mg/l est relevé en décembre et la valeur la plus basse est relevée en août (4,34 mg/l). L'analyse de la variance à un critère de classification montre que l'oxygène dissous de l'eau du barrage présente des différences très hautement significatives d'un mois à l'autre (le seuil de signification alpha = 0,001).

•Interprétation:

Les fluctuations de la teneur en oxygène dissous sont liées aux variations saisonnières de la température ; la baisse de la teneur en oxygène relevée en période estivale serait en relation avec l'augmentation de la T°C qui limite la solubilité de l'oxygène dans l'eau ; en revanche, la bonne oxygénation de l'eau observée en période hivernale aurait pour origine la baisse de température de l'eau, les précipitations et un brassage plus important de l'eau lié aux crues et au vent.

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation négative très hautement significative entre la température et l'oxygène dissous de l'eau ($r = 0,904$)

Dans le cadre de l'examen de l'état d'eutrophisation de divers plans d'eau, Beaupoil et Bornens, (1997) ; Bricker et al., (1999) prennent en considération les concentrations en oxygène dissous et font références aux niveaux suivants:

- si la quantité d'oxygène dissous est supérieure à 5 mg/l : l'eau est de qualité excellente à acceptable ;
- si la quantité d'oxygène dissous est comprise entre 3 et 5 mg/l, l'eau est de qualité moyenne à médiocre pouvant ainsi générer un stress biologique ;
- si la quantité d'oxygène dissous est comprise entre 2 et 3 mg/l l'eau est considérée de mauvaise à très mauvaise qualité ;
- si la quantité d'oxygène dissous est comprise entre 0 à 2 mg/l, le domaine hypoxique du plan d'eau est atteint ;
- si la quantité d'oxygène dissous est comprise entre 1 à 2 mg/l l'eau est hors classe, niveau 1 ;
- si la quantité d'oxygène dissous est comprise entre 0 à 1 mg/l l'eau est hors classe, niveau 2, relevant du domaine anoxique.

En référence à ces seuils, nous pouvons dire que l'eau du barrage de Ain Dalia est de qualité excellente à acceptable durant presque toute la période d'étude à l'exception des mois d'août et septembre où l'eau est de qualité moyenne du fait que les teneurs en oxygène dissous relevées sont inférieures à 5 mg/l.

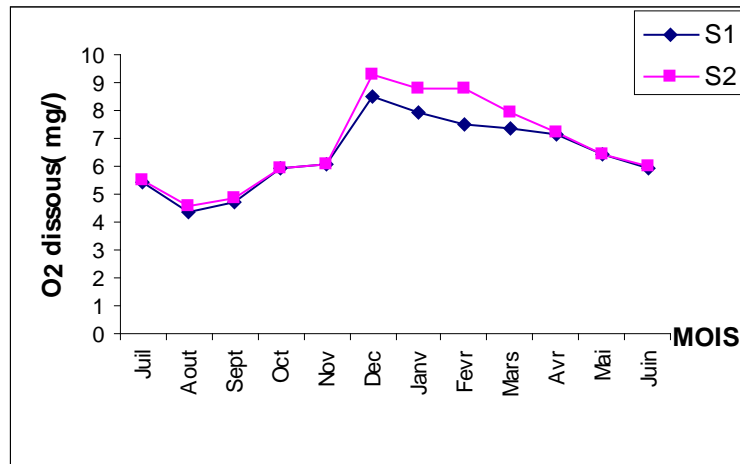


Figure 5 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau (Barrage Ain Dalia Juillet 2005-Juin 2006)

1-3- Le pH:

Le pH de l'eau du barrage est alcalin ; il présente des valeurs supérieures à 8 de mai à novembre ; par la suite, ce paramètre montre, en décembre, une baisse en dessous de la valeur 8 ceci jusqu'au mois d'avril (fig.6).

L'analyse de la variance à un critère de classification montre que le pH de l'eau du barrage présente des différences très hautement significatives d'un mois à l'autre (le seuil de signification alpha étant égal à 0,001).

•Interprétation:

Un pH alcalin de l'eau a été rapporté dans ce même site par Bouallag et Kaouachi (1999) et dans le barrage de Hammam Dbagh à Guelma par Bensdira, (2000) et Aissani, (2002). Cette alcalinité de l'eau du barrage s'explique par la ventilation du milieu .

L'analyse bivariée révèle l'existence :

- d'une corrélation négative très hautement significative entre le pH et l'oxygène dissous de l'eau ($r = 0,914$) ;

- d'une corrélation positive très hautement significative entre la température et le pH de l'eau ($r=0,899$).

D'autres auteurs rapportent des valeurs de pH comprises entre 6 et 9 dans les divers plans d'eau de la région (Nasri, 1999 ; Menail, 2000 ; Boulesnane et Chaibi, 2001(Lac Oubeira) ; Matmed, 2000 (Lac Tonga). Cette alcalinité de l'eau est, selon certains auteurs, favorable à la prolifération massive des microalgues (Skulberg et al., 1984; Carmichael et al.,1990); par ailleurs,

✓ Résultats Et Interprétations

Brock (1973) rapporte qu'un pH du milieu inférieur à 5 élimine la vie et la croissance des cyanobactéries.

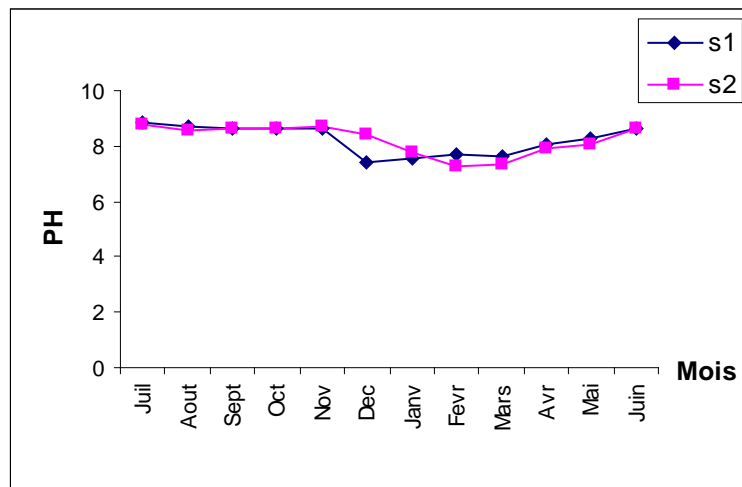


Figure 6 : Variations mensuelles du pH de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

1-4-La Turbidité:

Les valeurs de la turbidité varient d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre. Nos relevés montrent que dans le site 2 la turbidité est nettement plus basse (ne dépasse pas 2 NTU) que dans le site 1 ou elle atteint jusqu'à 11 NTU en décembre – janvier (fig.7). Les valeurs de la turbidité semblent être liée aux fortes crues provoquées par les précipitations (les orages en août et les pluies et neiges de l'hiver).

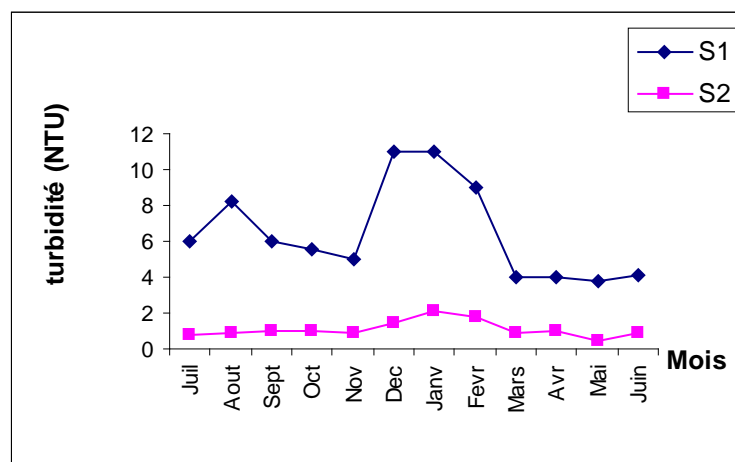


Figure 7 : Variations mensuelles de la turbidité de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre la turbidité et les teneurs en MES de l'eau ($r=0,948$)

1-5- Les nutriments

1-5-1- Les nitrates NO₃-:

Les concentrations en nitrate présentent des variations spatio temporelles. Les teneurs, en cet élément, les plus basses (ne dépassant pas 1 $\mu\text{mole/l}$) sont relevées dans le site 2. Nous notons, toutefois, que dans le site 1, les teneurs en nitrates supérieures à 1 $\mu\text{mole/l}$ apparaissent en septembre et montrent 2 pics de plus de 2 $\mu\text{mole/l}$ en octobre-novembre pour ensuite baisser en dessous de 1 $\mu\text{mole/l}$. Les valeurs les plus basses (moins de 0,2 $\mu\text{mole/l}$) sont obtenues de mars à juin (fig.8).

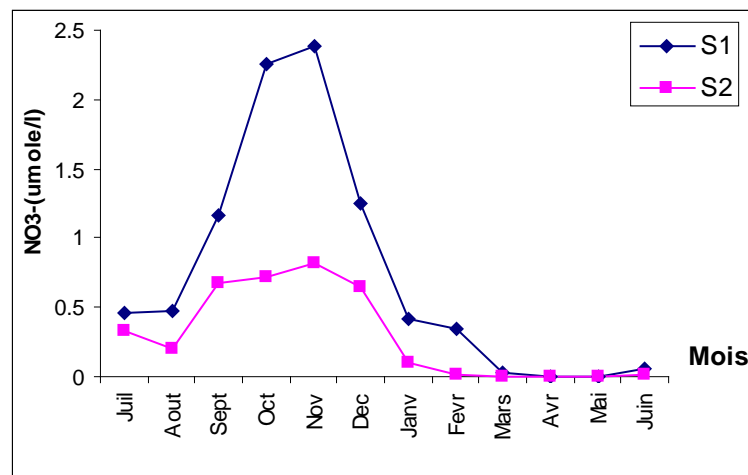


Figure 8 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

•Interprétation:

Les teneurs relativement élevées (sup. à 1 $\mu\text{mole/l}$) relevées de septembre à décembre sont dues au fait que les nitrates sont régénérés à partir des formes organiques par des bactéries et que la vitesse de régénération semble être supérieure à la vitesse d'utilisation ; car les nitrates entrent dans le cycle de l'azote comme support principal de la croissance du phytoplancton. L'autre hypothèse serait qu'à cette période de l'année, des apports importants seraient à l'origine de l'augmentation des teneurs.

1-5-2- Les nitrites NO₂:

Les teneurs en nitrites montrent des variations spatiotemporelles ; dans le site 1 la valeur maximale représente le double de celle relevée dans le site 2 durant le mois de novembre.

✓ Résultats Et Interprétations

Nous notons, toutefois, que l'évolution des teneurs est similaire dans les 2 sites ; ces dernières augmentent progressivement de juin à novembre puis chutent en décembre pour ensuite baisser progressivement jusqu'à atteindre moins de 0,2 $\mu\text{mole/l}$ en mai (fig.9).

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre les teneurs en nitrates et celles des nitrites ($r=0,920$).

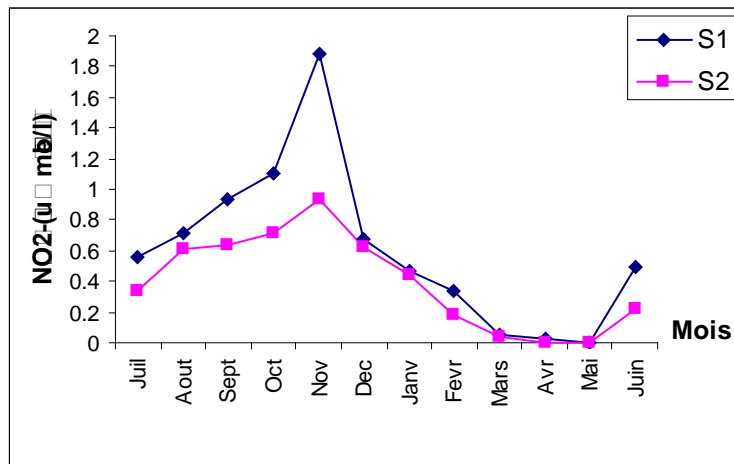


Figure 9 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

Les nitrites, en étant une forme intermédiaire entre l'azote ammoniacal et les nitrates, présentent une évolution similaire à celle observée pour les nitrates dont les teneurs les plus élevées sont notées en octobre – novembre.

1-5-3-L'azote ammoniacal NH_4^+ :

Les teneurs en azote ammoniacal présentent une évolution similaire à celle des nitrates et des nitrites. Cet élément montre en effet des variations liées à l'espace (la teneur la plus élevée, dépassant 1,5 $\mu\text{mole/l}$, est relevée dans le site 1) et au temps (les valeurs les plus élevées sont relevées de septembre à novembre ceci aussi bien dans le site 1 que dans le site 2). C'est, par ailleurs, de janvier à mai que les valeurs les plus basses (moins de 0,2 $\mu\text{mole/l}$) sont relevées (fig.10).

Ces teneurs relativement élevées en octobre-novembre auraient pour origine les excréments animaux et la décomposition bactérienne accrue des composés organiques azotés.

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre les teneurs en ammonium et celles des nitrates ($r=0,923$).

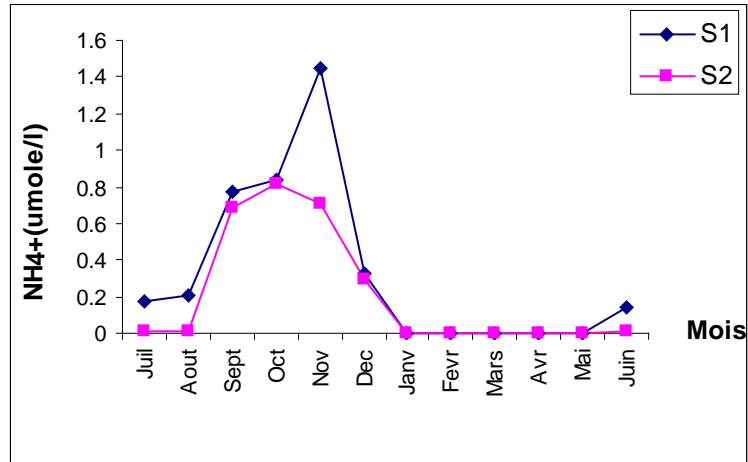


Figure 10 : Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau (Barrage Ain Dalia ; (Juillet 2005-Juin 2006)

1-5-4-Les ortho-phosphates PO4-3:

Les concentrations en orthophosphates sont plus élevées dans le site 1 (pic de novembre proche de 0,65 μmole/l) que dans le site 2 (pic d'octobre proche de 0,38 μmole/l). L'évolution des teneurs de cet élément sont similaires dans les 2 sites ; les valeurs présentent, en effet, une hausse progressive de juin à novembre pour ensuite chuter et se maintenir à moins de 0,1 μmole/l de janvier à mai (fig.11).

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre les teneurs en phosphates et celles des nitrates et des nitrites ($r=0,88$ et $r=0,951$ et $r=0,928$).

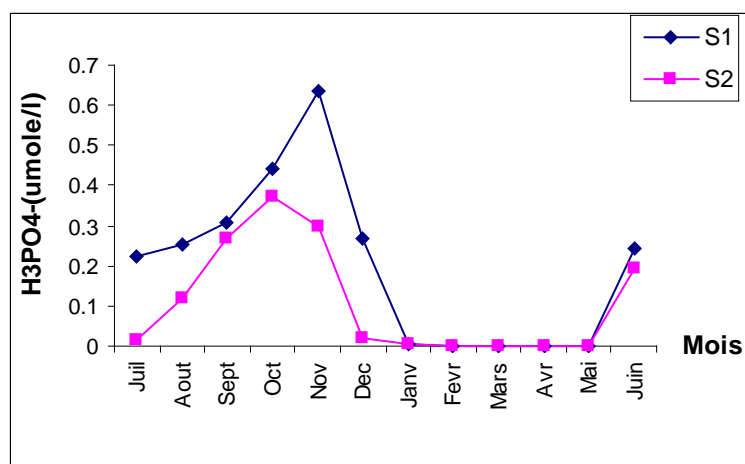


Figure 11 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

•Interprétation:

Cette hausse des orthophosphates notée en octobre-novembre semble être liée à l'augmentation des apports engendrés par les crues et la dégradation par les bactéries de la matière organique régénératrice de phosphore mais aussi à la turbidité de l'eau et le relargage de phosphore adsorbé par le sédiment .

*Les nutriments importants pour la croissance des cyanobactéries sont l'azote, le phosphore et le carbone.

Le phosphore minéral joue un rôle majeur car les cellules possèdent une compétence de stockage de ce nutriment qui peut être utilisé pour 3 à 4 divisions. Dans les écosystèmes naturels 1 µg de phosphore peut permettre le développement d'une biomasse atteignant 100 µg de matière organique correspondant approximativement à 1 µg de chlorophylle a. Le ratio moléculaire N/P est optimal à 16 mole/mole pour la croissance de presque tous les taxons phytoplanctoniques. Dans des conditions de saturation des nutriments, les populations de *Microcystis* ont des ratios N/P plus élevés proches de 24 (Chorus, 2001) ; D'autre part, les cyanobactéries formant des colonies contiennent plus de phosphore (environ 0,13 µmole/mm³) que les cellules isolées (environ 0,07 µmole/mm³). Le rapport N/P ne semble donc pas être le bon, ou le seul, critère pour définir le risque de prolifération de cyanobactéries.

La concentration en phosphore pourrait, pour certains genres, être un paramètre prédictif. Certains auteurs ont montré que le faible rapport N/P n'était pas la cause du développement de *Microcystis* mais en était le résultat et que la concentration en phosphore était la clé de régulation des cyanobactéries ne fixant pas l'azote, tel *Microcystis aeruginosa* (Xi *et al.*, 2003). D'autres travaux citent l'exemple d'une ressource avec une concentration en phosphore total de 600 µg/l et des densités de cyanobactéries élevées correspondant à 200 µg/l de chlorophylle a (Chorus et Bartram, 1999).

Dans les lacs, la limitation des proliférations de cyanobactéries passe par la réduction drastique des concentrations en phosphore, la valeur seuil à atteindre dépendant de la profondeur. Kennedy et Cook (1982) signalent que les teneurs en phosphore biodisponible (orthophosphate, polyphosphate et phosphate organique) doivent être de 30 à 50 µg/l. Ces teneurs sont valables pour les lacs mésotrophes de plaines ; en revanche dans les lacs mésotrophes alpins et nordiques (sujets à stratification), le seuil à ne pas dépasser est plus faible, il est, selon Chorus et Bartram, (1999) de l'ordre de 10 à 20 µg/l.

✓ Résultats Et Interprétations

L'eutrophisation est le plus souvent augmentée par les apports de phosphore provenant des activités anthropiques (eaux usées : métabolisme humain et animal, lessives, ruissellement, érosion et lessivage des sols, déforestation).

1-5-5-La matière en suspension (MES):

Dans le site 2, les teneurs en MES ne dépassent pas 4 mg/l, sauf en décembre où un pic de 6 mg/l est relevé ; En revanche, dans le site 1 des valeurs dépassant 6 mg/l sont relevées en juillet, août, décembre, janvier et février. Les teneurs en MES relevées en décembre dans le site 1 font 2,5 fois plus celles relevées dans le site 2 (fig.12).

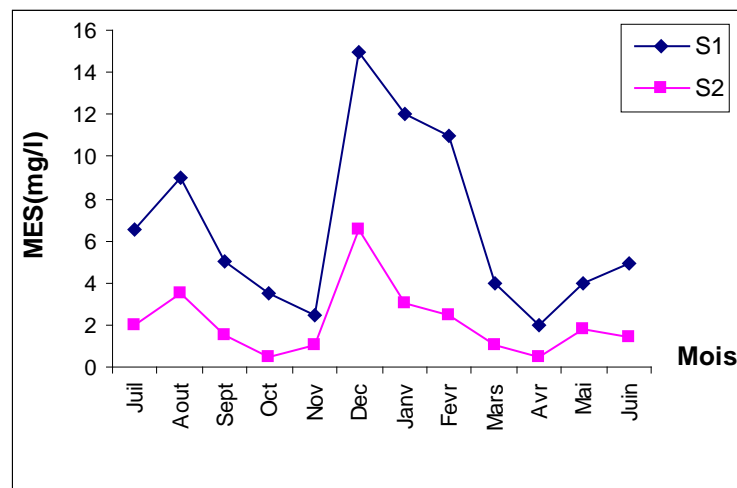


Figure 12 : Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

1-5-6-La chlorophylle a:

Les résultats du dosage de la Chlorophylle a montrent que les teneurs de ce pigment présentent une évolution similaire dans les 2 sites ; Des teneurs supérieures à 0,1 mg/m³ sont relevées de juin à décembre ceci aussi bien dans le site 1 que dans le site 2. C'est par ailleurs, en août – septembre que des pics de plus de 0,2 mg/m³ sont notés ; ces valeurs subissent une baisse progressive pour atteindre la valeur la plus basse en mai (fig.13).

L'analyse bivariée révèle l'existence d'une corrélation positive hautement significative entre les teneurs en chlorophylle a et celles des nitrates, nitrites et phosphates ($r=0,77$, $r=0,763$ et $r=0,764$). Une corrélation positive a aussi été montrée entre les teneurs en chlorophylle a et celles de l'ammonium ($r=0,663$)

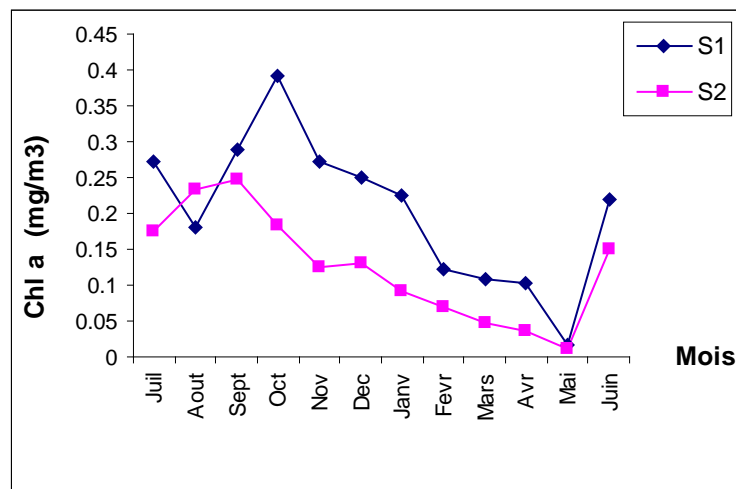


Figure 13 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau (Barrage Ain Dalia ; Juillet 2005-Juin 2006)

•**Interprétation:**

* Il est très difficile de définir un seuil de biomasse caractérisant l'apparition d'une prolifération du fait que celui-ci devrait dépendre du statut trophique du plan d'eau en question. Il est rapporté que des teneurs en chlorophylle a de 30 à 50 $\mu\text{g/l}$ représentent des valeurs élevées de biomasse dans les lacs alpins considérés comme oligomésotrophes. Toutefois ces mêmes valeurs sont considérées comme faibles ou moyennes dans les milieux eutrophes. De ce fait, l'évolution temporelle de la biomasse pour définir une situation de prolifération devrait être prise en compte ; car un doublement du nombre de cellules qui se produit en une semaine est considéré par certains observateurs comme une situation d'alerte nécessitant le démarrage d'une surveillance confirmant ou infirmant la poursuite du phénomène ; Par ailleurs, la disparition des proliférations peut se produire très rapidement.

En revanche, la chlorophylle a n'est pas spécifique des cyanobactéries et leur teneur cellulaire moyenne est souvent inférieure à celles des micro algues. Une diminution de la teneur de l'eau en chlorophylle a peut ainsi masquer le remplacement d'une communauté algale par une prolifération de cyanobactéries. Ce phénomène écologique de succession saisonnière de communautés est fréquent. Il convient donc de mettre en œuvre des moyens spécifiques aux cyanobactéries pour compléter l'information fournie par la mesure de la chlorophylle a.

Certains travaux ont essayé de proposer des correspondances entre la concentration en chlorophylle a et le nombre de cellules pour différentes espèces d'intérêt, afin de faciliter l'application des seuils de gestion proposés par l'OMS (SEHD 2002). L'équivalence de 10 $\mu\text{g/l}$ de

✓ Résultats Et Interprétations

chlorophylle a pour 20 000 cellules de cyanobactéries par mL est souvent avancée; mais d'après les résultats de travaux réalisés dans l'Ouest de la France, la relation semble être de 30 à 40 µg/l de chlorophylle a pour 20 000 cellules de cyanobactéries par mL (DGS *et al.*, 2004) .

Conclusion 1 :

Le NHMRC (National health and Médical Research Council) Australien considère comme l'OMS, que le risque sanitaire principal est lié à l'ingestion de toxines car les enfants et les adultes peuvent, au cours d'activités récréatives, ingérer des quantités d'eau susceptibles d'engendrer des effets nocifs liés aux cyanotoxines (Chorus et Fastner, 2001).

Les catégories de susceptibilité sont définies d'après des données environnementales telles que : la température, la concentration en phosphore total, la stratification thermique et les antécédents de contamination par les cyanobactéries (tableau 1) .

*Si on prend en référence les valeurs guides portées sur le tableau 1 , nous pouvons classer le barrage de Ain Dalia dans la catégorie de susceptibilité « modérée » du fait d'avoir un « historique cyanobactérie », que la T° de l'eau est comprise entre 20 et 25 et qu'il existe une stratification thermique.

Tableau 1 : Détermination des catégories de susceptibilité des plans d'eau à usage récréatif
(d'après NHRMC, 2004)

Facteurs environnementaux				
Historique cyanobactérie	Température de l'eau (°C)	Phosphore total (µg/l)	Stratification thermique	Catégorie de susceptibilité
Non	< 15	< 10	Absente	Très faible
Oui	15 – 20	< 10	Peu fréquente	Faible
Oui	20 – 25	10- 25	Occasionnelle	Modérée
Oui	> 25	50 – 100	Fréquente et persistante	Haute
Oui	> 25	> 100	Très fréquente et persistante	Très haute

✓ Résultats Et Interprétations

❖ Il a été établie 5 classes de qualité, en combinant les données de susceptibilité et d'historique de cyanobactéries : « très bon, bon, passable, mauvais, très mauvais » (tableau 2) .

✓ Pour les catégories « bon, passable, mauvais », il est recommandé de mettre en place un programme de surveillance et de mise en alerte.

✓ L'application de ce programme n'est pas nécessaire pour la catégorie « très bon » car la probabilité de dépassement des valeurs seuils est faible.

✓ Pour la catégorie « très mauvais », les activités récréatives sont déconseillées.

Lorsqu'une discordance est constatée entre la catégorie de susceptibilité et la catégorie historique cyanobactérie une réévaluation plus approfondie doit être effectuée

Tableau 2 : Détermination de la classe de qualité des plans d'eau à usage récréatif (d'après NHMRC, 2004)

		Catégorie historique cyanobactérie			
		A < 500 cellules /mL	B [500 à 5000[cellules/mL de <i>M. aeruginosa</i> ou biovolume de [0,05 à 0,5[mm ³ /L	C [5000 à 40 000[cellules/mL de <i>M. aeruginosa</i> ou biovolume de [0,5 à 8[mm ³ /L	D > ou = 40 000 cellules/mL de <i>M. aeruginosa</i> ou biovolume de > ou = 8 mm ³ /L
Catégorie de susceptibilité	Très faible	Très bon	Bon	passable	A réévaluer
	Faible	Bon	passable	A réévaluer	A réévaluer
	Modérée	Passable	A réévaluer	Mauvais	Très mauvais
	Haute	A réévaluer	Mauvais	Très mauvais	Très mauvais
	Très haute	A réévaluer	Très mauvais	Très mauvais	Très mauvais

*D'après les données portées sur le tableau 2, le barrage de Ain Dalia pourrait être classé dans la classe A en période froide du fait que les densités des cyanobactéries ne dépassent pas 500 cellules /mL et dans la classe B en période chaude à cause du nombre de cyanobactéries qui s'élève à plus de 500 cellules /mL. Il est donc recommandé de mettre en place un programme de surveillance et de mise en alerte (voir annexe 3) .

2-Etude qualitative des cyanobactéries récoltées dans le barrage :

2-1-Identification générique des cyanobactéries:

L'observation des caractères morpho anatomiques des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain Dalia au cours de notre période d'étude (juillet 2005-juin 2006) nous a permis d'identifier 8 genres (tab.3) rattachés à 3 ordres : l'ordre des chroococcales qui regroupe des formes unicellulaires et les ordres des Nostocales et des Oscillatoriales qui sont constitués de formes filamenteuses. Les genres qui se présentent sous forme de cellules regroupées en amas (ou colonies) sont : *Microcystis*, *Synechocystis*, *Gomphosphaeria* et les genres qui sont sous forme filamenteuse (ou Trichome) sont : *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Cylindrospermum*, *Phormidium*, *Aphanizomenon*.

La classification des cyanobactéries est en perpétuelle évolution, c'est pourquoi les noms de genres et d'espèces changent parfois. Par exemple, l'ancien genre *Gomphosphaeria* est devenu *Woronichinia* ; l'espèce *Oscillatoria agardhii* est devenue *Planktothrix agardhii* et *Phormidium formosum* remplace *Oscillatoria formosa*. Dans la présente étude, nous nous contenterons de la détermination du genre du fait de l'absence d'éléments suffisants pour identifier l'espèce.

Tableau 3 : Diversité générique mensuelle des cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia (juillet 2005 – juin 2006)

Mois	Colonies	Trichomes	Total
Juillet	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermum</i>	5
Août	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermum</i>	5
Septembre	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Oscillatoria</i> <i>Aphanizomenon</i>	4
Octobre	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i> , <i>Gomphosphaeria</i>	<i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> <i>Aphanizomenon</i>	6
Novembre	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Oscillatoria</i> <i>Lyngbya</i>	4
Décembre	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i> , <i>Gomphosphaeria</i>	<i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermum</i> <i>Phormidium</i>	6
Janvier	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Oscillatoria</i>	3
Février	—	—	0

Mars	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	—	2
Avril	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Cylindrospermum</i>	3
Mai	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Cylindrospermum</i> <i>Oscillatoria</i>	4
Juin	<i>Microcystis</i> <i>Synechocystis</i>	<i>Cylindrospermum</i> <i>Oscillatoria</i>	4

✚ Interprétations

La comparaison des résultats de cette étude avec ceux des études antérieures réalisées dans le barrage de Ain El Dalia, fait apparaître des différences dans le nombre de genres recensés en fonction de l'année d'étude. Bouallag et Kaouachi, (2001) rapportent, en plus des 8 genres que nous recensons, la présence des genres *Anabaena* et *Pseudoanabaena*. Par ailleurs, l'ensemble des résultats obtenus révèle que la communauté microalgale de ce plan d'eau présente une structure de base composée des 8 genres que nous avons recensé. Bensdira (2000), quant à elle, rapporte dans le barrage de Hammam D'bagh à Guelma, la présence de seulement 4 genres de cyanobactéries (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudoanabaena*); Aissani en 2003, trouve en plus des genres signalés par Bensdira (2000), les genres *Aphanizomenon*, *Merismopedia*, *Lyngbya*, *Synechocystis*, *Cylindrospermum*, *Gomphosphaeria* et *Phormidium*. Durant la même période, Nasri (2001) recense dans le barrage de Cheffia à Annaba 6 genres de cyanobactéries.

Les variations, d'une année à l'autre, du nombre de genres et de la composition de la population de cyanobactéries dans un plan d'eau sont rapportées dans les nombreux travaux portant sur l'inventaire des cyanobactéries du lac Oubeïra; Bensafia en 2005 et Chaïbi en 2004 trouvent le même nombre de genres mais ce dernier rapporte la présence du genre *Eucapsis* mais ne rencontre pas le genre *Anabaenopsis*. Par ailleurs, en 2002, Boulesnane et Chaïbi ne rapportent pas la présence des genres *Spirulina*, *Gloeocapsa*, *Chroococcus*, *Synechococcus* et *Anabaenopsis*. Quant à Nasri (1999) cette dernière décrit la présence du genre *Chloroglae* dont la présence n'est pas rapportée dans les travaux qui ont suivi.

2-2-Fréquence d'apparition des cyanobactéries recensées

L'estimation de la fréquence d'apparition des genres recensés montre que seuls les genres *Microcystis* et *Synechocystis* sont constants du fait qu'ils sont rencontrés 11 mois sur 12 (leur fréquence d'apparition est supérieure à 90%). Les genres *Oscillatoria* et *Cylindrospermum* sont, en revanche, considérés comme réguliers car ils sont présents dans respectivement 7 et 6 prélèvements

✓ Résultats Et Interprétations

et totalisent ainsi plus de 50% de fréquence d'apparition. Le genre *Lyngbya* est considéré comme accessoire car il n'est rencontré que dans 7 prélèvements sur les 12 effectués et montre donc une fréquence d'apparition comprise entre 25 et 50%. La présence des genres *Gomphosphaeria*, et *Aphanizomenon* est notée 2 fois sur les 12 mois et celle de *Phormidium* seulement une seule fois ; de ce fait ces genres sont considérés comme rares montrant ainsi des fréquences d'apparition inférieures à 25% (Tableau 4).

Tableau 4 : Fréquence d'apparition des genres de cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia

Genres	Fréquence d'apparition F (%)	Observation
<i>Microcystis</i>	91.66	Constants
<i>Synechocystis</i>	91.66	
<i>Oscillatoria</i>	66.66	Réguliers
<i>Cylindrospermum</i>	50	
<i>Lyngbya</i>	41.66	Accessoire
<i>Gomphosphaeria</i>	16.66	rares
<i>Aphanizomenon</i>	16.66	
<i>Phormidium</i>	8.33	

Omniprésent : $F \% = 100\%$; Constant: $75 \leq F \% \leq 100$; Régulier: $50 \leq F \% \leq 75$;

Accessoire: $25 \leq F \% \leq 50$; rares : $F \% \leq 25$

✚ Interprétations

Dans ce même site, Bouallag et Kaouachi (2001), signalent la présence, dans tous les sites et durant toute la période d'étude, du genre *Oscillatoria*. Dans le barrage de Hammam D'bagh, Bensdira en 2000, rapporte l'omniprésence du genre *Microcystis* ; mais Aissani en 2003 signale l'omniprésence, de celle de *Gomphosphaeria*. L'omniprésence du genre *Microcystis* est rapportée dans le barrage de Cheffia (Nasri, 2001) et dans le lac Tonga (Matmed, 2000). Dans le lac Oubeira, Bensafia (2005) montrent l'omniprésence des genres *Microcystis* et *Synechocystis* ; cette omniprésence de *Microcystis* est, par ailleurs, rapportée par Safsaf et Soualem (2003), Boulesnane et Chaibi (2002), Amissi et Yahiaoui (2001) et Menail (2000).

Selon Bourrelly (1985 et 1991), cette diversité dans la fréquence d'apparition des genres, caractérisant chaque milieu, suggère que chaque genre montre des capacités d'adaptation différentes en rapport avec les conditions de l'environnement dans lequel il se trouve.

Murphy et al., (1976) ont montré que les espèces des genres *Anabaena* et *Microcystis* peuvent être dominantes du fait qu'elles secrètent un chélateur qui augmente leur croissance ou empêche directement la croissance d'algues en compétition ou bien les deux effets en même temps. Par ailleurs, Roberts et Zohary (1987) rapportent que les effets directes de la température sont

✓ Résultats Et Interprétations

secondaires par rapport aux effets indirectes et les nutriments sur la détermination des blooms de cyanobactéries dans le lac ; de ce fait, lors de changement des facteurs environnementaux, les espèces favorisées seront celles qui répondront le mieux à la combinaison particulière de ces facteurs.

2-3-Les cyanobactéries toxiques :

Il ressort de cette étude, que le barrage de Ain Dalia abrite une population de cyanobactéries composée, en grande majorité, de genres auxquels sont rattachées des espèces reconnues potentiellement toxiques. A l'exception du genre *Synechocystis*, l'ensemble des genres sont susceptibles de présenter un danger; ces derniers produisent des cyanotoxines regroupant des molécules de structures chimiques variées dont le mode d'action a permis de distinguer trois principaux groupes: Les hépatotoxines, les neurotoxines et les dermatotoxines.

✚ Interprétations

Les toxines sont en générale produites et concentrées dans les cellules qui lors de leur sénescence ou leur lyse par les algicides libèrent les toxines, qui sont alors dissoutes dans l'eau.

Certains auteurs rapportent la présence dans l'eau de concentrations d'anatoxine-a supérieures à celles contenues dans les cellules ; ce qui suggérerait une excrétion par les cellules de cette toxine, de plus petite taille que les microcystines.

❖ Les hépatotoxines

Les hépatotoxines caractérisées chimiquement sont : les microcystines, les nodularines et la cylindrospermopsine.

- **Les microcystines** sont les toxines les plus étudiées et ont été détectées dans le monde entier. Elles ont d'abord été détectées chez le genre unicellulaire *Microcystis*, d'où leur nom, mais sont également synthétisées par des genres filamenteux comme *Anabaena* ou *Oscillatoria/Planktothrix*, *Anabaenopsis* et *Nostoc* (Sivonon et Jones 1999), Couté et Bernard (2001), Gugger (2001). Actuellement plus de 60 microcystines sont répertoriées. La microcystine-LR est la plus fréquemment rencontrée dans le monde. C'est aussi celle qui sert le plus souvent de standard pour les analyses car elle a été la première à être commercialisée. Comme c'est la plus toxique des microcystines, lorsque plusieurs hépatotoxines sont présentes dans un échantillon, l'expression des résultats d'analyse en terme d'équivalent microcystine-LR permet de se situer dans les conditions les plus critiques.

- **Les nodularines** sont synthétisées essentiellement par le genre *Nodularia*, genre que l'on rencontre en eau saumâtre. Les microcystines, comme les nodularines (Francis 1878, Sivonen *et al.* 1989, Sivonen et Jones 1999).sont des inhibiteurs des protéines phosphatases, enzymes qui ont un

✓ Résultats Et Interprétations

rôle très important dans de nombreuses fonctions cellulaires (An et Carmichael 1994). Il est reconnu qu'elles agissent comme des promoteurs de tumeurs (Falconer *et al.* 1988).

▪ **La cylindrospermopsine** : est synthétisée par l'espèce subtropicale *Cylindrospermopsis raciborskii* (Ohtani *et al.* 1992). et par *Aphanizomenon ovalisporum* (Banker *et al.* 2000). La cible principale de cette toxine est le foie mais d'après des expériences sur souris elle affecterait également le thymus, les reins et le cœur. C'est un inhibiteur de la synthèse des protéines (Froschio *et al.* 2001).

Les hépatotoxines ont comme organe cible le foie, via la voie biliaire, entraînant des troubles hépatiques. Des animaux intoxiqués par des hépatotoxines montrent des signes de faiblesse, d'anoxie, une pâleur des membranes muqueuses, des vomissements et des diarrhées. La mort intervient au bout de quelques heures à quelques jours suite, en général, à une hémorragie du foie.

❖ Les neurotoxines

Trois groupes chimiques sont distingués: anatoxine a/ homoanatoxine-a, anatoxine a(s) et les Paralytic Shellfish Poisons (toxines PSP). Contrairement aux hépatotoxines observées sur l'ensemble du globe, les neurotoxines n'ont été détectées qu'en Amérique du Nord, au Canada, en Australie, au Japon, en Scandinavie et, pour l'Europe, en Grande-Bretagne, en Italie, au Portugal et au Danemark. Ceci est dû au fait qu'elles sont moins fréquentes que les hépatotoxines ou moins étudiées.

▪ **L'anatoxine a** est la première neurotoxine identifiée ; Elle a été détectée chez des souches d'*Anabaena*, d'*Aphanizomenon*, d'*Oscillatoria*, de *Cylindrospermum* et de *Microcystis*. Cette toxine a été détectée au Canada, en Finlande, en Ecosse, en Italie et au Japon (Sivonen et Jones 1999, Araoz *et al.* 2005).

▪ **L'homoanatoxine-a**, homologue de l'anatoxine-a, et de toxicité similaire, a été trouvée chez une souche d'*Oscillatoria formosa* en Norvège (Sivonen et Jones 1999).

▪ **L'anatoxine a(s)** a été observée chez *Anabaena flos-aquae* au Canada, aux Etats-Unis, en Finlande et au Japon et chez *Anabaena flos-aquae* et *Anabaena lemmermanii* en Amérique du Nord, au Danemark et en Suède (Sivonen et Jones 1999).

▪ **Les toxines PSP** sont bien connues chez les dinoflagellés marins (Robillot et Hennion 2001). Des toxines appartenant à ce groupe ont été détectées chez *Aphanizomenon flos-aquae* en Europe en Grande-Bretagne et au Portugal ainsi qu'en Amérique du Nord, *Anabaena circinalis* en Australie et au Danemark, *Cylindrospermopsis raciborskii* au Brésil, *Lyngbya wollei* en Amérique du Nord (Sivonen et Jones 1999).

✓ Résultats Et Interprétations

Toutes ces substances neurotoxiques entraînent une mort par arrêt respiratoire en perturbant l'activité du système acétylcholine/acétylcholinestérase mais par des mécanismes différents. La contraction musculaire dépend de la production d'acétylcholine qui se fixe au niveau des récepteurs et provoque la contraction, et de sa dégradation par l'acétylcholinestérase, qui fait cesser la contraction.

✓ L'anatoxine-a agit comme un agent bloquant les post-synapses neuromusculaires car elle se fixe au niveau des récepteurs de l'acétylcholine. Or l'anatoxine-a n'étant pas dégradée par l'acétylcholinestérase, elle provoque une stimulation excessive des cellules musculaires entraînant une paralysie progressive des muscles respiratoires.

✓ L'anatoxine-a(s) est un inhibiteur de l'acétylcholinestérase, ce qui entraîne une stimulation à l'excès des muscles respiratoires qui cessent de fonctionner.

✓ Les toxines PSP inhibent la conduction nerveuse par blocage des canaux à sodium, ce qui a pour conséquence l'inhibition de la libération de l'acétylcholine.

Dans le cas d'animaux intoxiqués par des neurotoxines, les signes observés sont chancellement, tremblements, suffocations, convulsions, opisthonus chez les oiseaux (cou en arrière). L'anatoxine-a(s) provoque les mêmes types de symptômes que l'anatoxine-a avec en plus une hypersalivation d'où le suffixe (s). La mort due à un arrêt respiratoire intervient en quelques minutes à quelques heures.

Remarques : Les cyanobactéries peuvent synthétiser plusieurs types de toxines simultanément, à savoir différentes hépatotoxines ou à la fois des hépatotoxines et des neurotoxines.

❖ Les dermatotoxines et les lipopolysaccharides (LPS)

Des dermatoses, signalées à Hawaï après des baignades dans l'eau de mer où était présente l'espèce *Lyngbya majuscula*, sont dues à deux agents irritants, l'aplysiatoxine et la debromoaplysiatoxine, qui sont également des promoteurs de tumeurs. La lyngbyatoxine-a qui a également été isolée à partir d'une souche de *Lyngbya* a provoqué des dermatoses et des désordres gastriques (Cardellin *et al.* 1979). Des cas de dermatoses ou d'irritation de la peau après contact avec des cyanobactéries d'eau douce ont été signalés mais les agents responsables n'ont pas été identifiés.

Les lipopolysaccharides, qui sont des endotoxines produites au niveau des membranes des cellules de cyanobactéries causent des réactions tels que fièvre, frissons et hypertension après ingestion. Ils ont été impliqués dans des cas d'irritation par contact. Ils seraient responsables, selon certains auteurs de perturbations gastriques (Fujiki *et al.* 1990). Selon d'autres auteurs, en raison de leur faible toxicité orale, il est peu probable que ces productions engendrent des problèmes importants dans l'eau de consommation (Pilotto *et al.* 1997).

✓ Résultats Et Interprétations

Les irritations dermiques et les irritations allergiques aux cyanobactéries sont probablement dues à d'autres composants que ceux cités au-dessus. La phycocyanine, par exemple a été reconnue responsable d'allergie chez une fillette.

2-4-structure des peuplements de cyanobactéries:

il ressort du tableau que la richesse en genres de cyanobactéries dans les deux sites est pratiquement identique à l'exception du site 1 qui abrite un genre en plus par rapport au site 2.

En ce qui concerne la diversité du peuplement de cyanobactéries du barrage de Ain Dalia, elle est faible (tab .5) et indique de ce fait l'existence d'un genre dominant « *Microcystis* ».

Quant à l'équitabilité, les valeurs de E sont faibles (tab5) et semblent indiquer l'existence d'un déséquilibre dans la distribution des espèces en relation avec l'abondance remarquable du genre *Microcystis*.

Tableau 5 : paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries des deux sites Barrage Ain Dalia (Juillet 2005-Juin 2006)

	Site 1	Site 2
Richesse "S"	08	07
Espèce dominante	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i>
Diversité "H"	0.727	0.636
Equitabilité "E"	0.242	0.226

3-Etude quantitative des cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia:

3-1-Proportion des cyanobactéries récoltées dans chaque site:

Les résultats du comptage des genres de cyanobactéries récoltés dans les 2 sites d'étude révèle que la répartition de ces micro algues varie d'un site à l'autre; nous notons, en effet, que 2/3 des micro algues dénombrées occupent le site 1 contre seulement 1/3 dans le site 2 (fig.14).

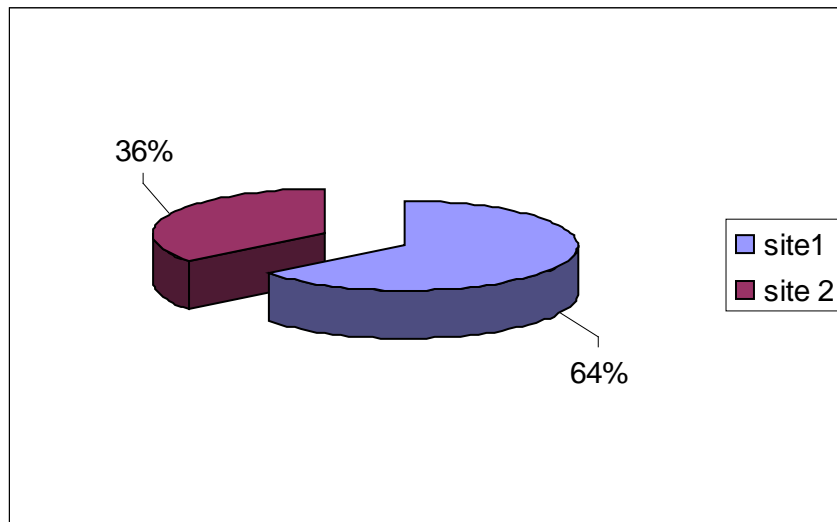


Figure 14 : Distribution spatiale des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain Dalia
(Juillet 2005-Juin2006)

Interprétation :

Cette différence dans la répartition des genres dans les 2 sites est en rapport avec les conditions du milieu ; il semble donc que dans le site 1 les conditions sont plus favorables au développement des cyanobactéries. Ces observations sont, par ailleurs, confortées par les résultats de l'analyse statistique qui montrent, dans le site 1, l'existence d'une corrélation positive entre la densité microalgale et les teneurs de certains paramètres physico chimiques tels que les nitrates, nitrites, ammonium, orthophosphates. L'existence d'une corrélation positive a aussi été montrée entre la densité microalgale et les teneurs en chlorophylle a. Dans le site 2, l'existence d'une forte corrélation entre la densité microalgale et les teneurs en nitrates et nitrites a été montrée ; mais une faible corrélation a été trouvée entre la densité en micro algues et les teneurs en ammonium et en chlorophylle a. Il ressort de cette étude que le site 2 présenterait des conditions peu favorables au développement des cyanobactéries. Mais la présence des Cyanobactéries, bien qu'à de faibles densités, révèle que le procédé de traitement de l'eau du barrage de Ain Dalia n'est pas totalement efficace. Toute fois, les valeurs des densités trouvées restent bien en deçà des valeurs présentant un danger pour l'utilisateur.

3-2-Distribution saisonnière des cyanobactéries récoltées:

Les résultats du dénombrement des cyanobactéries récoltées au cours de chaque saison montrent que des taux de 44% et 31% sont relevés en automne et en été respectivement. C'est en revanche, au printemps que les taux en cyanobactéries les plus faibles (9%) sont relevés (fig.15).

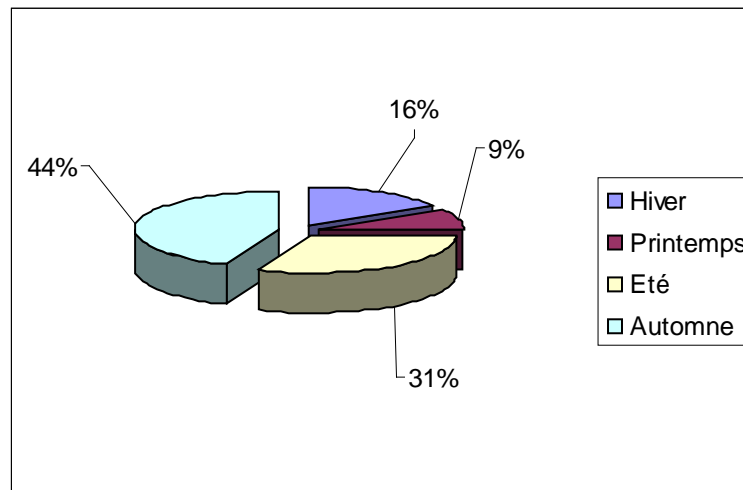


Figure 15 : Proportion des cyanobactéries récoltées en fonction des saisons dans le barrage de Ain Dalia (Juillet 2005-Juin 2006)

✚ Interprétation:

Les fortes densités en peuplement obtenues en automne s'expliquent par le fait que les conditions de température, de pH et d'oxygène dissous et les teneurs en éléments nutritifs sont favorables à la croissance des microalgues. L'observation d'un pic automnal, dans ce même plan d'eau est rapportée par Bouallag et Kaouachi (2001); Dans le barrage de Hammam D'bagh, Bensdira (2000) trouve aussi un pic automnal. Dans le lac Oubeira, l'observation d'un pic automnal est rapportée par Nasri (1999), Boulesnane et Chaibi (2002) et Bensafia (2005). Dans le lac Tonga, c'est plutôt en été que les densités les plus élevées sont relevées (Bensafia, 2005).

Skulberg *et al.*, (1984), Carmichael *et al.*, (1990); Tang *et al.*, (1997) rapportent que les cyanobactéries montrent une préférence pour des températures comprises entre 15 et 30°C. Ces résultats confortent nos données relatives aux fortes densités micro algales relevées en automne, et plus particulièrement en novembre quand la température dépasse 15°C.

L'étude de l'impact d'un autre facteur abiotique tel que le pH montre que l'alcalinité de l'eau du barrage de Ain El Dalia serait favorable à la prolifération massive des micro algues comme le rapportent de nombreux auteurs (Skulberg *et al.*, 1984 ; Carmichael *et al.*, 1990). Nos données concordent avec celles signalées par Bouallag et Kaouachi (2001), dans ce même site, et par

✓ Résultats Et Interprétations

Bensdira, (2000) dans le Barrage de Hammam Dbagh. Par ailleurs divers autres plans d'eau présentent un pH alcalin, le lac Oubeira (Nasri, 1999 ; Menail, 2000 ; Bensafia (2005), le Lac Tonga (Matmed, 2000 ; Bensafia (2005). Brock (1973) rapporte qu'un pH du milieu inférieur à 5 élimine la vie et la croissance des Cyanobactéries.

Le calcul de la corrélation et de la probabilité correspondante montre l'existence, dans le site 1, d'une corrélation positive entre la densité micro algale et les teneurs des éléments nutritifs (nitrates, nitrites, ammonium et phosphates).

Selon la communauté scientifique, les proliférations des cyanobactéries sont, le plus souvent, associées à 3 facteurs principaux :

- Des concentrations élevées en phosphore et azote qui sont, selon certains auteurs, le plus souvent limitants dans les plans d'eau (Chorus et Mur (1999) ; Deppe *et al.*, 1999). Interlandi et Kilham (2001) rapportent que la diversité d'une communauté est positivement corrélée au nombre de nutriments à niveaux limitants dans le système ou se trouve cette communauté. En revanche, en situation de ressources non limitantes, la sélection de l'espèce la plus adaptée aux conditions du milieu se traduira par sa dominance au sein de la communauté. Par ailleurs, la plupart des proliférations de cyanobactéries surviennent dans des milieux eutrophes dont les charges en phosphores, principalement sous forme d'orthophosphates sont élevées (dépassant 50 µg/l en P) ; toutefois, Humbert *et al.*, 2001 ; Jacquet *et al.*, 2005 soulignent que malgré les fortes diminutions des teneurs en phosphore (de 120 à 30 µg/l) survenues dans le lac du Bourget, ce dernier connaît depuis quelques années des perturbations liées à une cyanobactérie toxique *Planktothrix rubescens* qui se développe dans le métalimnion ou elle bénéficie de suffisamment de lumière et d'apports en nutriments depuis les couches plus profondes.

- Une stabilité de la colonne d'eau au moment du développement de l'efflorescence et durant la période précédant l'événement. Selon Barbiero *et al.*, 1999 ; Flöder et Sommer, 1999, une forte stabilité permet la sélection des espèces les plus compétitives ; en revanche, des perturbations intermédiaires provoquent des changements dans la dominance des espèces et favorisent ainsi la richesse et la diversité spécifique. Visser *et al.*, (1996) ont montré que le brassage artificiel des plans d'eau peut permettre de prévenir la prolifération de certaines espèces de cyanobactéries et d'augmenter la diversité spécifique des communautés phytoplanctoniques dans la colonne d'eau ; néanmoins la déstratification peut aussi, dans certaines conditions, favoriser certaines espèces de cyanobactéries comme *Planktothrix agardhii* qui semble peu sensible à ce facteur.

- Des conditions météorologiques favorables (Luminosité et température). Huisman *et al.*, (2001) ont montré que la compétition pour les nutriments mais aussi pour la lumière pouvait

✓ Résultats Et Interprétations

engendrer des oscillations et des fluctuations chaotiques dans l'abondance, permettant ainsi la coexistence de nombreuses espèces.

3-3-Distribution mensuelle des cyanobactéries récoltées :

Les résultats de l'évaluation de la densité moyenne des cyanobactéries récoltées dans l'ensemble des deux sites montrent que la distribution des micro algues varie d'un mois à l'autre. Nous notons que les densités supérieures à 400 ind/l sont relevées durant la période s'étalant de juin à décembre; durant les autres mois de l'année les densités micro algales ne dépassent pas 250 ind/l (fig.16). C'est, par ailleurs, en période automnale que des densités supérieures à 700 ind/l sont relevées. Des densités proches de 600 ind/l sont toutefois relevées en période estivale.

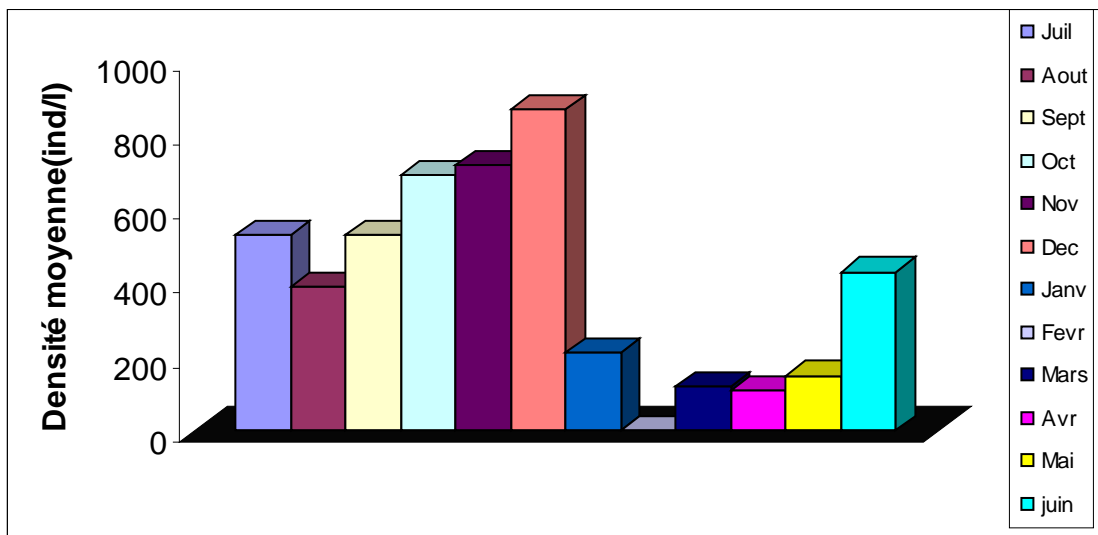


Figure 16 : Distribution mensuelle des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Ain Dalia (Juillet 2005 - Juin 2006)

✚ Interpretation :

Selon Skulberg *et al.*, (1984), Carmichael *et al.*, (1990), une bonne oxygénation favorise une prolifération massive des Cyanobactéries et par conséquent la croissance de ces micro algues (phytoplancton), fournit une source supplémentaire en oxygène par son activité photosynthétique. Les faibles densités micro algales relevées en période hivernale et printanière ne peuvent expliquer les fortes teneurs en oxygène dissous rencontrées à cette même période. Ces fortes teneurs en oxygène seraient plutôt en relation avec les basses températures de l'eau à cette période de l'année ainsi qu'au brassage de l'eau que les vents et les crues engendrent. Par ailleurs, de telles conditions environnementales ne seraient pas en faveur de proliférations de microalgues.

3-4-Densité moyenne des cyanobactéries identifiées:

Le calcul de la densité moyenne des cyanobactéries recensées dans le barrage de Ain Dalia fait apparaître la prédominance nette des genres *Microcystis* et *Synechocystis*, ceci aussi bien dans le site 1 que dans le site 2; C'est toutefois, dans le site 1 que leurs densités sont élevées. Par ailleurs, c'est le genre *Oscillatoria* qui occupe la 3^{ème} place dans le site 1 ; mais, en revanche, dans le site 2 c'est le genre *Cylindrospermum* qui vient en 3^{ème} position (fig.17). Les autres genres *Lyngbya*, *Phormidium*, *Aphanizomenon* sont présents à des densités inférieures à 50 ind/l.

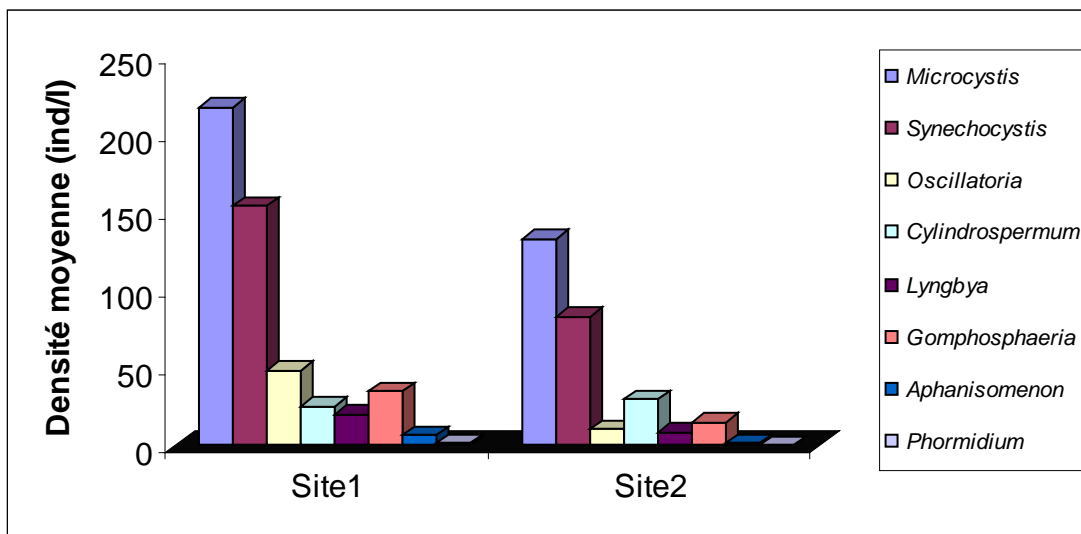


Figure 17 : Répartition des densités moyennes des genres de cyanobactéries identifiées dans les 2 sites d'étude

✚ Interprétation:

La dominance de *Microcystis* s'expliquerait par le fait qu'il possède des vésicules gazeuses et des réserves qui servent de ballast lui permettant de réguler sa flottaison et d'ajuster ainsi sa position dans la colonne d'eau. Cette faculté lui permet de s'accumuler en surface et former une écume, empêchant ses compétiteurs d'accéder à la lumière, ce qui provoque leur disparition.

Selon Mur *et al.*, (1999) la différenciation des hétérocystes confère à certaines cyanobactéries filamenteuses telles que *Aphanizomenon*, *Anabaena* et *Cylindrospermopsis* la possibilité de se développer dans des milieux très appauvris en azote inorganique.

De nombreuses études montrent que *Microcystis* possède un cycle de vie comportant une phase benthique de la fin de l'automne au printemps, puis une phase pélagique de l'été jusqu'à l'automne (Brunberg et Blomquist, 2002, 2003). Ces données confortent nos observations relatives à la forte abondance de *Microcystis* en période estivale et automnale.

3-5-Distributions spatiotemporelles des genres recensés:

■ *Microcystis* :

Le genre *Microcystis* est constamment présent dans les deux sites mais à des densités différentes; nous notons, en effet, que dans le site 2 la densité maximale relevée représente 60% de celle relevée dans le site 1 (fig.18). Ce genre évolue néanmoins de manière similaire dans les 2 sites ; il montre des densités élevées durant la période s'étalant de juin à décembre et présente par ailleurs des densités maximales en novembre dans le site 1 et en décembre dans le site 2. Le genre *Microcystis* présente les densités les plus faibles de janvier à mai.

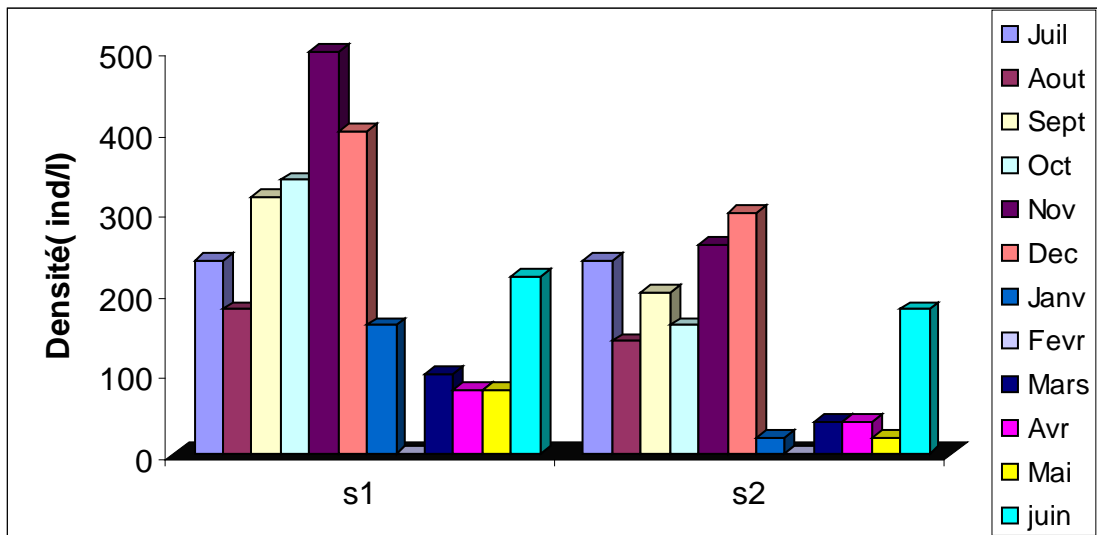


Figure 18 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Microcystis*

(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

■ *Synechocystis*:

Le genre *Synechocystis* est, comme *Microcystis*, présent dans les deux sites et durant toute la période d'étude. Bien que présentant des densités moindres par rapport au genre *Microcystis*, le genre *Synechocystis* montre une évolution similaire à celle de ce dernier ; nous relevons, dans le site 1, des densités élevées de juin à janvier, avec une densité maximale (320 ind/l) en novembre et dans le site 2, des densités élevées de juin à décembre, avec une densité maximale (230 ind./l) en novembre (fig.19). Les densités les plus faibles sont rencontrées de février à mai.

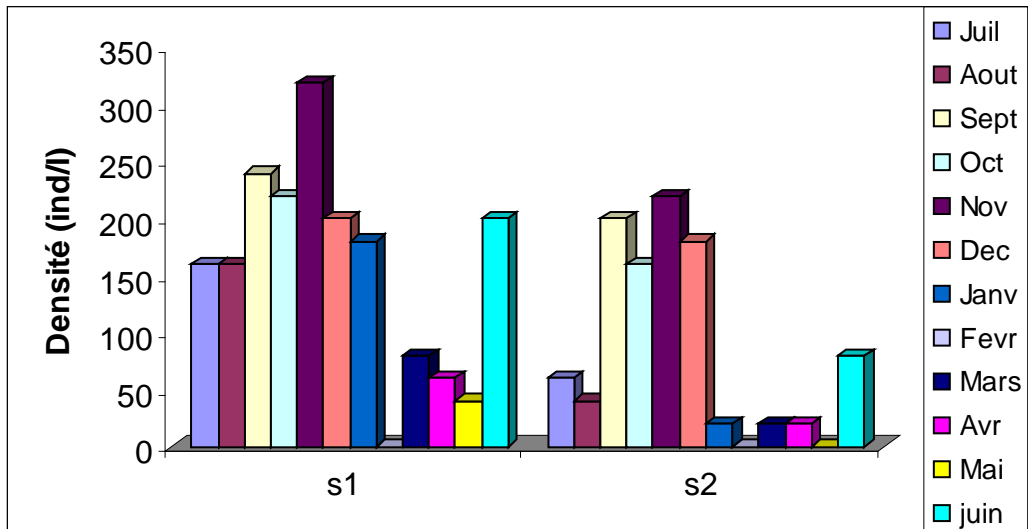


Figure 19 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Synechocystis*
(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

▣ *Oscillatoria*:

Le Genre *Oscillatoria* est présent à de faibles densités; les densités maximales relevées, en juillet, ne dépassent pas 140 ind/l et 40 ind/l respectivement dans le site 1 et dans le site 2. Ce genre présente une phase de croissance de mai à juillet suivie d'une phase de décroissance d'août à novembre. Il est, par ailleurs, absent de février à avril dans le site 1 (fig.20).

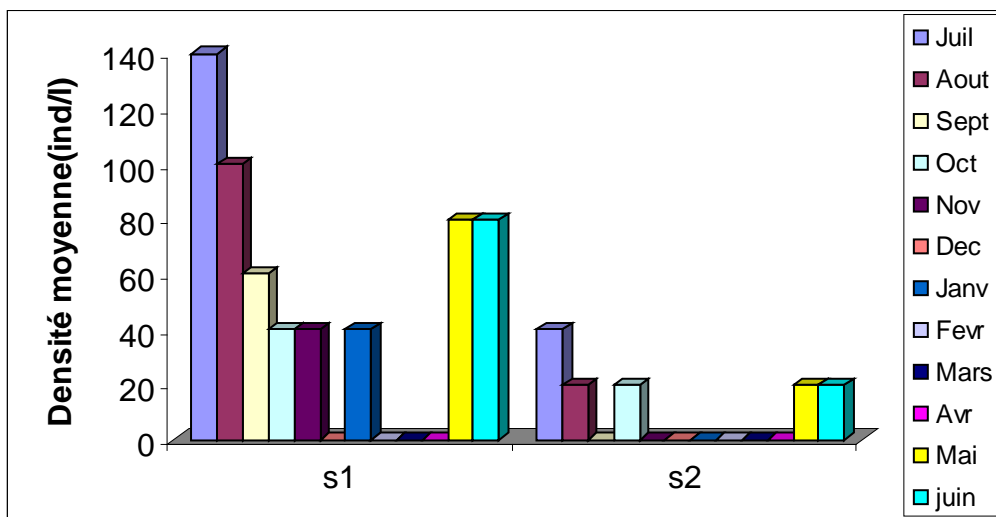


Figure 20 : Distribution spatiotemporelle de la densité d'*Oscillatoria*
(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

■ *Cylindrospermum*:

Le genre *Cylindrospermum* évolue de manière similaire dans les 2 sites ; il présente 1 pic en décembre ou les densités maximales relevées sont proches de 180 ind/l et 100 ind/l respectivement dans le site 2 et 1 dans le site 2 (fig.21).

Ce genre présente, par ailleurs, une phase de croissance d'avril à juillet suivie d'une chute des densités et une absence en période automnale et hivernale, à l'exception du pic relevé en décembre (fig.21).

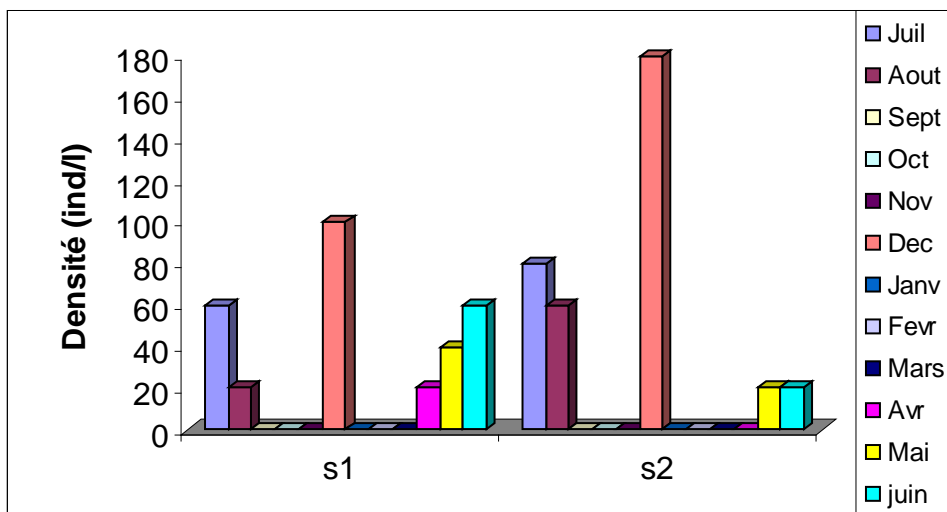


Figure 21 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Cylindrospermum*

(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

■ *Lyngbya*:

Le genre *Lyngbya* est présent à des densités ne dépassant pas 100 ind/l dans le site 1; les densités relevées dans le site 2 sont proches de 40 ind/l. Par ailleurs, sa présence dans les 2 sites, est limitée aux seuls mois de juillet, août, octobre, novembre et décembre (fig.22). C'est en octobre et novembre que les densités les plus élevées sont relevées, ceci aussi bien dans le site 1 que dans le site 2.

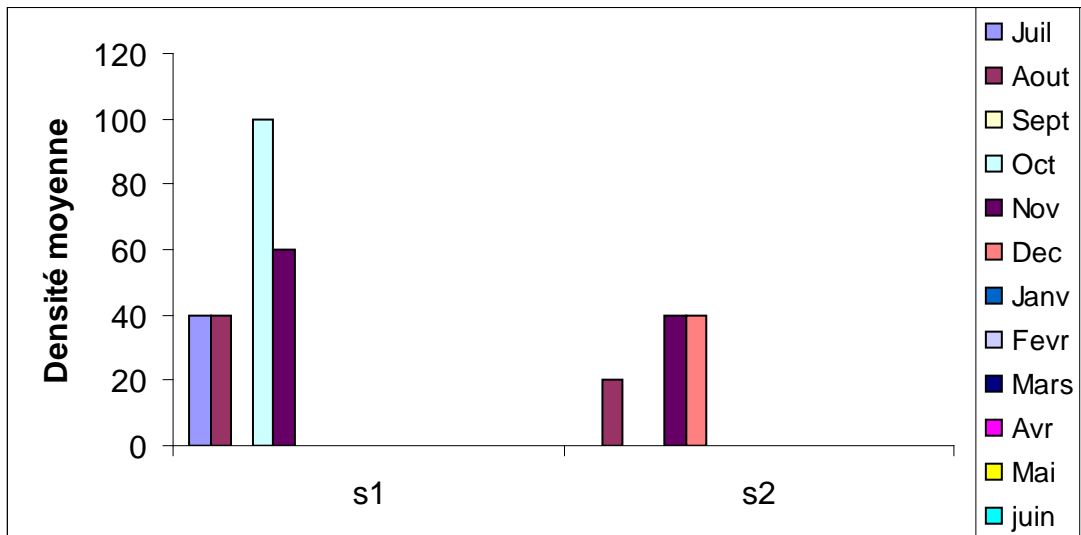


Figure 22 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Lyngbya*
(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

▣ ***Gomphosphaeria*:**

Gomphosphaeria est un genre dont la présence, dans les 2 sites, se limite aux mois d'octobre et décembre. C'est toutefois dans le site 1 que des densités proches de 250 ind/l sont relevées en décembre; En revanche, dans le site 2, c'est en octobre que les valeurs maximales (proches de 100 ind/l) sont atteintes (fig.23).

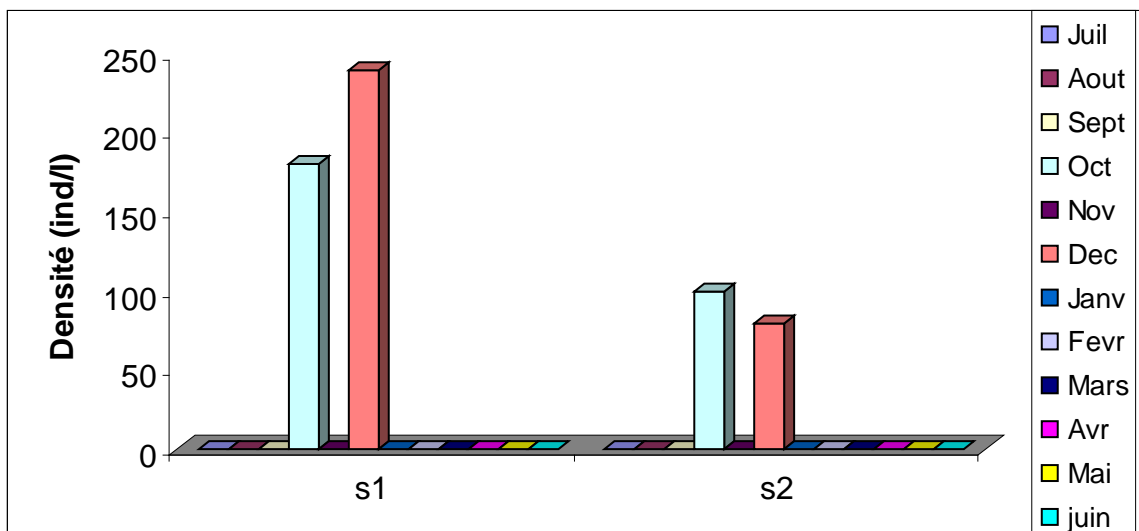


Figure 23 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Gomphosphaeria*
(Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

▪ *Aphanizomenon*:

Le genre *Aphanizomenon* est rencontré en septembre et octobre ou il est présent à des densités proches de 40 et 20 ind/l dans le site 1 et 2 respectivement (fig.24).

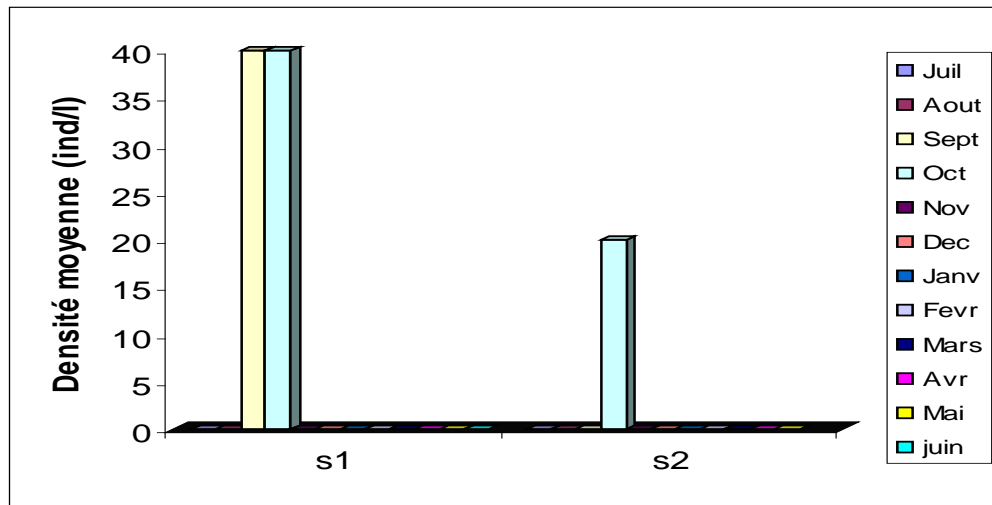


Figure 24 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Aphanizomenon* (Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

▪ *Phormidium*:

Le genre *Phormidium* est uniquement rencontré dans le site 1 et seulement au mois de décembre ou sa densité n'excède pas 20 ind/l (fig.25).

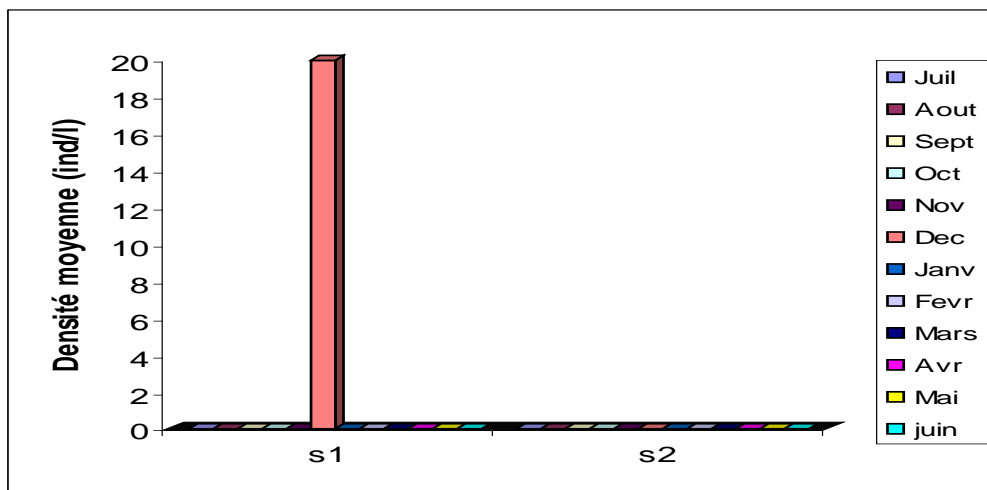


Figure 25 : Distribution spatiotemporelle de la densité de *Phormidium* (Barrage de Ain Dalia ; Juillet 2005 - Juin 2006)

Conclusion 2 :

L'OMS a conçu un schéma selon le principe suivant: une cellule de cyanobactérie correspond à une taille donc à un bio-volume. Sachant que la quantité de chlorophylle a dans une cellule est proportionnelle à sa taille et que les quantités de toxines sont proportionnelles à la chlorophylle a on peut estimer les quantités de toxines potentielles en fonction de la densité cellulaire.

En ce qui concerne les eaux brutes destinées à la consommation (recommandations OMS, 1999 in Chorus et Bartram):

✓ **le niveau de vigilance** englobe les premiers stades d'un possible développement de bloom, lorsque des cyanobactéries sont détectées dans de l'eau brute non concentrée. Cette valeur indicatrice correspond à la **détection d'une colonie ou de 5 filaments de cyanobactéries dans un millilitre d'eau**. Ce seuil peut être adapté en fonction des connaissances locales et de l'historique des plans d'eau. Quand ce seuil de vigilance est dépassé, il convient d'augmenter la fréquence d'échantillonnage (une fois par semaine) pour appréhender les changements rapides de la biomasse.

✓ **Le seuil d'alerte 1 (2 000 cellules/ml ou 1 µg/l de chlorophylle a)** est dérivé de la valeur guide de l'OMS pour la microcystine-LR et de la concentration maximale intracellulaire de microcystine détectée. C'est le seuil de biomasse cyanobactérienne, en considérant que l'espèce est un producteur de microcystine potentiel, pour lequel les concentrations de microcystines dans l'eau brute pourraient dépasser la valeur guide de l'OMS. Dans ces conditions de niveau d'alerte 1, il est nécessaire d'estimer si la densité de cyanobactéries dans l'eau brute peut être réduite ou si les traitements sont suffisants pour amener les concentrations de microcystines à des concentrations acceptables. Si ce niveau d'alerte est maintenu mais si aucune toxine n'est détectée, il convient d'effectuer un contrôle régulier pour s'assurer que des souches toxiques ne se développent pas par la suite.

✓ **Le seuil d'alerte 2 (100 000 cellules/ml ou 50 µg/l de chlorophylle a,** avec la présence confirmée de toxines) décrit un bloom bien en place et toxique, avec de possibles agrégats en surface. Ces conditions indiquent une augmentation significative des risques pour la santé publique, même pour un temps d'exposition très court, dans le cas de réservoirs dont l'eau subit des traitements inefficaces pour l'élimination des toxines. Les traitements adéquats et le contrôle régulier de leur efficacité sont nécessaires. Si des procédés comme le charbon actif ne sont pas disponibles il faut envisager d'autres plans de gestion comme le changement de ressource. La surveillance du bloom doit continuer pour déterminer son déclin et utiliser à

✓ Résultats Et Interprétations

nouveau le réservoir. Il est possible que le déclin d'un bloom ou le renouvellement de l'eau fasse passer au niveau d'alerte 1. Mais si aucune gestion appropriée n'est réalisée alors le niveau d'alerte 2 peut être à nouveau atteint.

NB : Il faut noter que ce schéma est très général et qu'il faut l'utiliser avec précaution car il peut induire en erreur. Toutes les espèces cyanobactériennes ne présentent pas les mêmes formes; certaines sont filamenteuses, d'autres sont sphériques. A une espèce correspond une forme et une taille de cellule, donc un biovolume cellulaire particulier. Lorsque l'on fait des estimations de concentration de toxines on n'obtient pas les mêmes résultats avec 100 cellules de *Planktothrix* sp. qu'avec 100 cellules de *Microcystis* sp. Ces deux genres diffèrent également au niveau de leur durée de vie: un bloom de *Planktothrix* sp. peut être observé pendant des mois dans un plan d'eau alors que les blooms de *Microcystis* ne se maintiennent que quelques semaines et sont détruits assez rapidement si les conditions climatiques changent.

Sur les échantillons prélevés pendant ce cycle d'étude, les teneurs en chlorophylle a bien que dépassant les valeurs guides proposées par l'OMS (organisation Mondiale de la Santé) en cas de seuil de vigilance (0,1 µg/l de chlorophylle a) restent néanmoins bien plus faibles que celles retenues lors d'alerte de niveau 1 (1µg/l de chlorophylle a).

Il ressort de cette étude que les seuils de vigilance correspondants à des teneurs en chlorophylle a de 0,1 µg/l sont observées durant la période chaude de l'année (de juin à décembre). Ces données sont par ailleurs confortées par les résultats du dénombrement des cyanobactéries peuplant le barrage de Ain Dalia ; dans ce site, les densités en cyanobactéries les plus élevées (fluctuant entre 400 et 1000 ind/l) sont relevées en période estivale et automnale. Nous notons toutefois que les densités en cyanobactéries relevées dans le barrage de Ain Dalia sont basses pour correspondre aux teneurs en chlorophylle a obtenues ; ceci suggérerait que les échantillons analysés durant cette étude ne sont pas à prédominance en cyanobactéries et que d'autres espèces de phytoplancton, possédant de la chlorophylle a, rentrent dans la composition phytoplanctonique du prélèvement.

Remarques :

Le seuil de vigilance est une notion très importante sur lequel il faut insister ; c'est, en effet, à ce stade qu'on peut intervenir pour empêcher le développement massif de cyanobactéries et éviter les niveaux d'alerte. Lorsque 100 cellules d'une espèce ayant un 1 doublement par jour sont présentes dans une masse d'eau, si les conditions climatiques sont favorables, elles donneront 12 800 cellules (facteur de multiplication: 128) au bout de 8 jours. Si, en milieu naturel, le taux de

✓ **Résultats Et Interprétations**

doublement est de 0,5, au bout de 8 jours on aura presque 2 00 cellules. En appliquant des contrôles plus fréquents et des actions préventives et curatives telles que l'épandage de sulfate de cuivre, on a une chance de modifier l'ordre des successions phytoplanctoniques sans trop de danger par rapport à la solubilisation des toxines.