

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Badji Mokhtar –Annaba



Faculté des sciences
Département des Sciences de la Mer

Laboratoire d'Ecobiologie des
Milieux Marins et Littoraux

THESE

En Vue de l'Obtention du Doctorat en Sciences de la Mer

Impact de facteurs environnementaux et de microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves)

Présentée Par : Djabourabi Aicha

Soutenue le: 10/07/2014

- | | | |
|----------------|-------------------------|-------------------------|
| -Président: | Khebbeb Mohamed El Hadi | (Prof. Univ. Annaba) |
| -Directeur: | Bensouilah Mourad | (Prof. Univ. Annaba) |
| -Examineurs : | Ouzrout Rachid | (Prof. Univ. El Tarf) |
| | Houhamdi Moussa | (Prof. Univ. Guelma) |
| | Draredja Brahim | (Prof. Univ. Annaba) |
| -Examinatrice: | Bouallag Chahinaz | (MCA. Univ. Souk Ahras) |

Année 2014

Remerciements

La recherche n'est pas une activité solitaire et ce qui peut être présenté comme un travail personnel doit toujours beaucoup à de nombreuses collaborations. Le travail présenté ici ne fait pas une exception à cette règle et a bénéficié, à des degrés variés, de la bonne volonté de nombreuses personnes.

Je me fais tout d'abord un devoir de remercier toutes les personnes qui m'ont aidé au cours de ces années d'étude.

A l'issue de ce temps dense et précieux, passé au laboratoire "EMMAL" de l'université Badji Mokhtar Annaba – les membres de ce laboratoire ont été pour moi une seconde famille - je tiens à exprimer ma profonde gratitude et ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont permis la réalisation et l'aboutissement de cette thèse.

J'ai une reconnaissance infinie pour la confiance placée en moi par le professeur ***Bensouilah Mourad***, Directeur de thèse qui a supervisé ce travail. Depuis les campagnes d'échantillonnages jusqu'au terme de la rédaction, j'ai reçu de lui assistance et critiques constructives. C'est donc avec un réel plaisir que je veux m'acquitter de l'agréable devoir de remerciement.

Il m'est particulièrement agréable de manifester ma reconnaissance aux membres du jury qui ont accepté de lire et évaluer ce travail:

Professeur ***Khebbeb Mohamed El-Hedi*** d'avoir accepté de présider notre jury.

Professeur ***Draredja Brahim***, Professeur ***Houhamdi Moussa***, Professeur ***Ouzrout Rachid*** et Docteur ***Bouallag Chahinez***.

Mes remerciements s'adressent à Messieurs ***Benyakoub S.*** et ***Samar F.*** pour leur contribution dans la réalisation de l'analyse statistique de cette étude.

Je remercie chaleureusement mes amis et tous ceux qui ont contribué de près ou de loin pour mener à terme ce modeste travail.

Résumé

Ce travail s'intitule « Impact de facteurs environnementaux et de microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves) »

L'étude porte, en premier lieu, sur le suivi de paramètres environnementaux et de trois communautés microalgales de 3 plans d'eau du complexe de zones humides du PNEK et, en second lieu, sur la réponse biochimique de 2 mollusques bivalves (palourde et coque) peuplant la lagune El Mellah.

Les résultats des mesures des paramètres physicochimiques des eaux des 3 lacs montrent des variations saisonnières. La température est l'un des facteurs qui répond le plus aux changements climatiques, du fait que les 3 plans d'eau, présentent une faible profondeur.

L'étude qualitative du phytoplancton récolté dans les 3 plans d'eau fait apparaître la présence d'une communauté de diatomées commune composée de 129 genres. Cette classe est dominée par les genres : *Navicula*, *Nitzschia* dans la lagune et l'Oubeira et par *Diatoma* et *Sceptoneis* dans le lac Tonga. Les spécimens de cette classe prédominent en période estivale dans la lagune El Mellah (38% de la densité globale des Diatomées récoltés) et en période printanière dans le lac Oubeira et Tonga (respectivement 33% et 46% de la densité globale des Diatomées récoltés). En ce qui concerne les Dinoflagellés, nous notons, dans les 3 plans d'eau, la présence de 8 genres communs parmi lesquels *Prorocentrum*, *Peridinium* et *Dinophysis* prédominent. C'est en période estivale que la forte présence des Dinoflagellés est notée dans El Mellah et l'Oubeira avec des proportions respectives de 43% et 55% de la densité globale des Dinoflagellés ; en revanche, dans le lac Tonga c'est en période printanière que la plus forte proportion (52%) est enregistrée. Les Cyanophycées sont représentées, dans les 3 lacs, par une communauté commune composée de 14 genres; mais, il est toutefois noté la prédominance des genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria*. La forte présence des Cyanophycées est relevée en période automnale dans la lagune El Mellah et le lac Tonga (respectivement 48% et 37% de la densité globale des cyanophycées) et durant la saison estivale dans le lac Oubeira à des proportions de 41% de la densité globale des cyanophycées.

Les résultats de l'étude de l'impact des paramètres abiotique et biotique de l'eau sur la palourde et la coque montrent que l'indice de condition augmenterait avec la baisse de la température et la salinité et la hausse des teneurs en oxygène dissous, en MES, en chlorophylle a et en phytoplancton de l'eau. Il est, par ailleurs, noté que la teneur en GSH chez la palourde est corrélée avec la T°, les teneurs en chlorophylle a et en microalgues ; cette corrélation est très hautement significative avec la salinité ; Quant à l'activité de la GST, elle est hautement corrélée avec la salinité de l'eau aussi bien chez la coque que chez la palourde.

En ce qui concerne le phytoplancton toxique rencontré dans la lagune El Mellah, la présence d'espèces toxiques n'est pas alarmante du fait que la densité globale maximale n'excède pas 1200 ind./l. Quant à l'activité enzymatique des bivalves, elle peut être induite aussi bien par les paramètres abiotiques et biotiques de l'eau que par un quelconque contaminant de l'environnement ; Par ailleurs, il est souvent difficile de séparer les effets biologiques liés aux facteurs environnementaux de ceux qui sont dus aux polluants.

Mots clés : paramètres physico chimiques ; phytoplancton ; lagune El Mellah ; lac Oubeira, lac Tonga ; mollusques bivalves ; Réponses biochimiques.

Abstract

Our current work is entitled "Environmental Factors Impact and Toxic Microalgae on Certain Aquatic Organisms (Bivalves)"

In a primer situation, we checked the environmental parameters monitoring of three microalgae communities from 3 bodies of water, included in the wetland complex of the PNEK. In a second section, we focused on the biochemical response of two bivalve mollusks (clams and hull) inhabiting El Mellah lagoon.

The results of physicochemical measurements of the water in the three lakes, have shown seasonal variations; the temperature is the most determinant responding factor to the climate change, for the fact that all the three locations present a low depth.

The qualitative characterization of the phytoplankton collected in the three water bodies revealed a community of common diatoms, compounded of 129 genera. This class is predominated by the genera *Navicula*, *Nitzschia* in the lagoon and Oubeira lake, and *Diatoma* and *Sceptoconeis* in Tonga lake. Concerning El Mellah lagoon, the specimens of this class predominate in summer (38% of the overall density of diatoms harvested); but they occur in spring in Oubeira and Tonga lakes (33% and 46% of the overall density of diatoms harvested). Regarding dinoflagellates, we even notice the occurrence of 8 common genera in the 3 bodies of water, including *Prorocentrum*, *Peridinium* and *Dinophysis* predomination.

It is in summer that the largest amount of dinoflagellates is noticed in El Mellah and Oubeira with respective proportions of 43% and 55% of the overall density of dinoflagellates; however, in Tonga lake, it is the spring period that the highest proportion (52%) is recorded. Cyanophyceae are represented in three lakes, a common community of 14 genera; whereas toxic genera *Microcystis* and *Oscillatoria* ever predominate. The abundance of Cyanophyceae is raised during autumn in El Mellah lagoon and Tonga lake (48% and 37% of the overall density of blue-green algae) and during the summer season in the Oubeira lake with 41% overall density of cyanobacteria.

As a result, the study of nonbiotic and biotic parameters impact on the clam shell show that the condition index increases with temperature and salinity decrease, as well as higher dissolved oxygen, TSS, chlorophyll a and phytoplankton in the water. It is also noticed that the GSH content in clams is correlated with T °, the chlorophyll a and microalgae; there is a very highly significant correlation with salinity; As for the GST activity, it is highly correlated with salinity both in the shell and the clam.

Regarding the toxicity encountered in the phytoplankton El Mellah lagoon, the presence of toxic species is not alarming since the maximum bulk density does not exceed 1200 ind. / L. As for the enzymatic activity of bivalves, it can be induced by both nonbiotic and biotic parameters of the water by any environmental contaminant; Moreover, it is often difficult to separate the biological effects of environmental factors from those due to pollutants.

Keywords: physicochemical parameters; phytoplankton; El Mellah lagoon; Oubeira Lake, Tonga Lake; Bivalve mollusks; Biochemical responses.

يدق هذا العمل "أثر العوامل البيئية والطحالب السامة على بعض الكائنات المائية (ذوات الصدفتين)"
البارامترات البيئية المائية العوالق النباتية المائية
PNEK وثانياً أثرها على الاستجابة البيوكيميائية ثنين من الرخويات ذوات المصراعين
بحيرة (palourde et coque)
نتائج القياسات من المعلمات الفيزيائية والكيميائية لمياه البحيرات تظهر الاختلافات الموسمية.
رارة هو أحد العوامل التي تستجيب لتغير ن البحيرات لها عمق
نوع العوالق النباتية التي تم جمعها في البحيرات
les
129 . ويهيمن على هذه الفئة ، *Nitzschia* في بحيرة Oubeira
Diatomées
. عينات هذه الفئة تسود في فصل الصيف في بحيرة ملاح (38)
Sceptoconeis Diatoma
الكثافة الإجمالية) الربيع بحيرة Oubeira (33) 46% من الكثافة الإجمالية). فيما
يتعلق *les Dinoflagellés* المسطحات المائية 8 ويهيمن على هذه
في الصيف يلاحظ الحضور القوي
Peridinium Dinophysis Prorocentrum
بحيرة Oubeira 43 55 الإجمالية
(52) يتم تسجيلها هذه البحيرة فترة الربيع. يتم تمثيل *les Cyanobactéries* بحيرات
14 *Oscillatoria. Microcystis*. يتم رفع
les Cyanobactéries خلال الخريف في بحيرة ملاح وبحيرة تونغنا (48) 37
(وخلال موسم الصيف في بحيرة Oubeira 41 الكلية م
الإجمالية من البكتيريا الزرقاء.

نتائج دراسة تأثير المعلمات غير الحيوية والحيوية من المياه على *la coque palourde* وتبين
زيادة مؤشر
والعوالق النباتية في المياه. ويلاحظ أيضاً أن محتوى الجلوتاثيون GSH في المحار يرتبط مع
الكلوروفيل و و يسجل عالي GST يرتبط بشدة مع
. *la coque palourde*

فيما يتعلق سمية العوالق النباتية في بحيرة الـ وجود الأنواع السامة ليس مثيرة للقلق
ind/1 1200 أما بالنسبة للنشاط الأنزيمي من ذوات الصدفتين، فإنه يمكن أن يتسبب من قبل كل من
المعلمات غير الحيوية والحيوية مياه من خلال ملوثات البيئية؛ علاوة على ذلك، غالباً ما يكون من الصعب
فصل الآثار البيولوجية من العوامل البيئية من تلك التي تعزى إلى الملوثات.

الكلمات الرئيسية: المعلمات الفيزيائية؛ العوالق النباتية بحيرة Oubeira بحيرة ، بحيرة
تونغنا؛ الرخويات ذوات المصراعين؛ ردود البيوكيميائية.

Liste des figures

Figure	Titre	Page
1	Limites administratives du Parc National d'El Kala dans le territoire de la wilaya d'El Tarf	12
2	Réseau Hydrographique du Parc National D'El Kala	15
3	Position de la région d'EL KALA dans le Climagramme d'Emberger	20
4	Diagramme ombrothermique de Gaussen	21
5	Localisation des stations d'échantillonnages dans le lac Oubeira (M.P.R.H, 2004 modifiée).	28
6	Localisation des stations d'échantillonnages dans la lagune El Mellah (M.P.R.H, 2004 modifiée).	29
7	Localisation des stations de prélèvement dans le lac Tonga (M.P.R.H, 2004 modifié).	30
8	Schéma synthétique du dispositif de comptage du phytoplancton	32
9	Multi paramètre (Consort 535)	33
10	Radiomètres analytiques (Pionner 20 et Pionner 30)	33
11	Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Oubeira	52
12	Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira	53
13	Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Oubeira	54
14	Variation mensuelles des teneurs en ortho-phosphates de l'eau du lac Oubeira	55
15	Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Oubeira	56
16	Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau du lac Oubeira	57
17	Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau du lac Oubeira	58
18	Variations mensuelles des teneurs en MES de l'eau du lac Oubeira	59
19	Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Oubeira	60
20	Variations mensuelles de la température de l'eau de la lagune El Mellah	61
21	Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah	61
22	Variations mensuelles du pH de l'eau de la lagune El Mellah	62
23	Variations mensuelles de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah	62
24	Variations mensuelles des teneurs en ortho-phosphates (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah	63
25	Variations mensuelles des teneurs en nitrates (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah	64
26	Variations mensuelles des teneurs en nitrites (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah	64
27	Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension(en mg/l) de l'eau de la lagune El Mellah	65
28	Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah	66
29	Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Tonga	66
30	Variations mensuelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau du lac Tonga	67

31	Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Tonga	68
32	Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau du lac Tonga	68
33	Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Tonga	69
34	Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau du lac Tonga	70
35	Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a dans l'eau du lac Tonga	70
36	Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension de l'eau du lac Tonga	71
37	Proportion des classes composant la communauté microalgale du lac Oubeira	80
38	Densités moyennes de chaque classe phytoplanctonique recensée dans le lac Oubeira	83
39	Distribution spatiale de la densité microalgale dans le lac Oubeira	84
40	Distribution spatiale des Diatomées dans le lac Oubeira	84
41	Distribution spatiale des Dinoflagellés dans le lac Oubeira	85
42	Distribution spatiale des Cyanophycées dans le lac Oubeira	85
43	Distribution saisonnière du phytoplancton (a) et des microalgues toxiques (b) dans le lac Oubeira	86
44	Distribution saisonnière des Diatomées rencontrées dans le lac Oubeira	86
45	Distribution saisonnière des Dinoflagellés rencontrés dans le lac Oubeira	87
46	Distribution saisonnière des Cyanobactéries rencontrées dans le lac Oubeira	87
47	Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira	88
48	Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques récoltées dans le lac Oubeira	89
49	Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans le lac Oubeira	90
50	proportion des classes composant la communauté microalgale de la lagune El Mellah	91
51	Densités moyennes des différentes classes de phytoplancton recensées dans la lagune El Mellah	95
52	Distributions spatiale de la densité microalgale de la lagune El Mellah	96
53	Distributions spatiale des Cyanophycées dans la lagune El Mellah	96
54	Distributions spatiale des Dinoflagellés dans la lagune El Mellah	97
55	Distributions spatiale des Cyanophycées dans la lagune El Mellah	97
56	Distributions saisonnière du phytoplancton dans la lagune El Mellah	98
57	Distribution saisonnière des Diatomées rencontrées dans la lagune El Mellah	98
58	Distribution saisonnière des Dinoflagellés rencontrées dans la lagune El Mellah	99
59	Distribution saisonnière des Cyanobactéries rencontrées dans la lagune El Mellah	99
60	Variation mensuelle de la densité globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah	100
61	Variations mensuelles de la densité globale des classes de phytoplancton	101

	récolté dans la lagune El Mellah	
62	Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans la lagune El Mellah	102
63	Proportion des classes composant la communauté microalgale du lac Tonga	103
64	Densité moyenne de chaque classe phytoplanctonique recensée dans le lac Tonga	107
65	Distribution spatiale de la densité microalgale (a) et celle du phytoplancton toxique (b) dans le lac Tonga	107
66	Distribution spatiale des Diatomées dans le lac Tonga	108
67	Distribution spatiale des Dinoflagellés dans le lac Tonga	108
68	Distribution spatiale des Cyanophycées dans le lac Tonga	109
69	Distribution saisonnière du phytoplancton (a) et phytoplancton toxique (b) dans le lac Tonga	109
70	Distribution saisonnière de chaque classe microalgale dans le lac Tonga	111
71	Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans lac Tonga	111
72	Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques récoltées dans le lac Tonga	112
73	Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques toxiques récoltées dans le lac Tonga	113
74	a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ; b-histogramme des valeurs propres des axes.	116
75	a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ; b-histogramme des valeurs propres des axes.	117
76	a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ; b-histogramme des valeurs propres des axes.	118
77	les indices écologique des lacs Tonga, Oubeira et El Mellah	118
78	Densité moyenne globale du phytoplancton toxique de la lagune El Mellah	126
79	Fluctuation de l'indice de condition de <i>R. decussatus</i> peuplant la lagune El Mellah	127
80	Fluctuations de l'indice de condition de <i>C. glaucum</i> peuplant la lagune El Mellah	129
81	Teneurs en GSH chez <i>R. decussatus</i>	130
82	Teneurs en GSH chez <i>C. glaucum</i>	132
83	Activité de la GST chez <i>R. decussatus</i>	134
84	Activité GST chez <i>C. glaucum</i>	136
85	Graphe des valeurs propres de l'ACP de la matrice « biomarqueurs »	138
86	Plan 1-2 de l'ACP de « biomarqueurs ».	139
87	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC palourde ».	140
88	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC coque ».	141
89	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH palourde ».	142
90	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH	143

	coque »	
91	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST palourde »	144
92	Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST coque ».	145
93	Plan 1-2 de l'analyse de co-inertie de la matrice « biomarqueurs » et « Paramètres ». Illustration des 3 premières variables explicatives de la distribution du nuage de point de l'ACP (Température – Salinité – densité microalgale).	147

<i>Liste des tableaux</i>		
Tableau	Titre	Page
1	Principaux cours d'eau du Parc National d'El Kala.	14
2	Moyennes des températures pour les périodes : (1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)	16
3	Précipitations moyennes pour les périodes : (1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)	17
4	Humidités moyennes atmosphériques pour les périodes : (1913-1936) ; (1950-1988) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)	18
5	Moyennes mensuelles de la force des vents (m/s) pour les périodes : (1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007) (Station météorologique d'El Kala, 2007)	19
6	Réalisation de la gamme d'étalonnage	47
7	Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau (Galvez-Cloutier, 2002)	79
8	Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans le lac Oubeira	81
9	Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans la Lagune El Mellah	92
10	Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans le lac Tonga	104
11	Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 4 stations du lac Oubeira	119
12	paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 2 stations du lac Tonga	119
13	Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 2 stations de la lagune el Mellah	120
14	Résultats de la mesure de l'indice de condition de <i>R.decussatus</i> et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune el Mellah	127
15	Résultats de la mesure de l'indice de condition de <i>C.glaucum</i> et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah	129
16	Résultats de la mesure de la GSH de <i>R.decussatus</i> et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune el Mellah	131
17	Résultats de la mesure des teneurs de la GSH de <i>C. glaucum</i> et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah	133
18	Résultats de la mesure de l'activité GST de <i>R. decussatus</i> et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune el Mellah	135
19	Résultats de la mesure de l'activité GST de <i>C. glaucum</i> et des paramètres physico chimiques de l'eau de la lagune El Mellah	137
20	Cross-products matrix contains CORRELATION COEFFICIENTS among biomarkers	138

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP: Analyse en Composantes Principales.

AV1: Analyse de la variance à un critère de classification.

MES : Matière en suspension.

Chl a : Chlorophylle a.

mg/L : Milligramme par litre.

pH : potentiel Hydrogène.

GSH: glutathion réduit.

GST: Activité du glutathion-S-transférase

µM/mg: micro mole par milligramme.

µM/mn/mg: micro mole par minute par milligramme.

IC: Indice de condition.

S : Station.

m : Micromètre.

% : Pourcentage.

°C : Degré Celsius.

MPRH: Ministère de la pêche et des ressources halieutiques.

P: coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson –Pearson.

Ind/l: individu par litre.

Sommaire

Préambule

Introduction..... 1

Chapitre I : Matériel et Méthodes

I.1. Le parc national d'El Kala.....	10
I.1. 1. Limites et contextes géographiques.....	10
I.1.2. Présentation générale.....	10
I.1.3.Le réseau hydrographique.....	14
I.1.4.Cadre climatique	16
I.2.Sites d'études.....	22
I.2.1.Le lac Oubeira.....	22
I.2.2.Le lac Tonga.....	24
I.2.3. La lagune El Mellah.....	26
I.3.Localisation des stations d'échantillonnages.....	28
I.4.Prélèvements et identification du phytoplancton.....	31
I.5. Mesure des paramètres physico-chimiques.....	32
I.6.Dosages des sels nutritifs	33
I.7. Matière en suspension (MES).....	38
I.8. Dosage de la Chlorophylle a	38
I.9. Matériel biologique.....	40
I.9.1.La palourde : <i>Ruditapes Decussatus</i>	40
I.9.2. La Coque : <i>Cerastoderma glaucum</i>	42
I.10. L'indice de condition	43
I.11. Dosages biochimiques.....	44
I.11.1.Dissection et prélèvement	44
I.11.2. Technique de dosage de la GSH.....	44
I.11.3.Technique de mesure de l'activité du glutathion-S-transférase	46
I.11.4.Dosage des protéines	47
I.12. Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques	47
I.12.1. Richesse spécifique «S»	47
I.12.2. Diversité spécifique ou diversité observée H'	48
I.12.3. Equitabilité	48
I.13. Analyse statistique.....	49
I.13.1. Analyse statistique univariée	49
I.13.2. Les corrélations.....	49
I.13.3. Analyse en composantes principales (ACP).....	50

Chapitre II. Caractérisation physique et chimiques du milieu

II.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux du lac Oubeira.....	52
II.1.1. Température.....	52
II.1.2. Oxygène dissous.....	52
II.1.3. pH.....	53
II.1.4. Orthophosphates.....	54
II.1.5. Nitrates.....	55
II.1.6. Nitrites.....	56
II.1.7. Azote ammoniacal.....	57
II.1.8. Matière en suspension (MES)	58
II.1.9. Chlorophylle a.....	59
II.2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la lagune El Mellah.....	60
II.2.1- Température.....	60
II.2.2. Oxygène dissous.....	61
II.2.3. pH	62
II.2.4. Salinité.....	62
II.2.5. Orthophosphates.....	63
II.2.6. Nitrates.....	63
II.2.7. Nitrites.....	64
II.2.8. Azote ammoniacal.....	65
II.2.9. Matière en suspension.....	65
II.2.10. Chlorophylle a.....	65
II.3. Caractéristiques physicochimiques de l'eau du lac Tonga.....	66
II.3.1. Température.....	66
II.3.2. Oxygène dissous	67
II.3.3. pH.....	67
II.3.4. Orthophosphates.....	68
II.3.5. Nitrates.....	69
II.3.6. Nitrites.....	69
II.3.7. Azote ammoniacal.....	70
II.3.8. Chlorophylle a.....	70
II.3.9. La matière en suspension.....	71
II.4. Discussion.....	72

Chapitre III. Communautés phytoplanctoniques

III. 1. Identification des genres récoltés dans le lac Oubeira.....	80
III.1.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira.....	83
III.2. Identification des genres récoltés dans la lagune El Mellah.....	91
III.2.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah.....	95
III.3. Identification des genres récoltés dans le lac Tonga.....	103
III.3.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté.....	106
III.4. Résultats de l'analyse statistique.....	114
III.4.1. Analyse statistique univariée.....	114

III.4.2. Analyse statistique bivariée.....	114
III.4.3. Analyse des principales composantes.....	115
III.5. Structure des peuplements phytoplanctoniques.....	118
III.6. DISCUSSION	121
Chapitre IV. Réponse biochimique des bivalves	
IV.1. Identification des genres récoltés.....	126
IV.2. Densité moyenne globale du phytoplancton toxique récolté.....	126
IV.3. Indice de condition de <i>R. decussatus</i>	126
IV.3.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et indice de condition de <i>R. decussatus</i>	127
IV.4. Indice de condition de <i>C. glaucum</i>	128
IV.4.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et indice de condition de <i>C. glaucum</i>	129
IV.5. Variations mensuelles des teneurs en GSH chez <i>R. decussatus</i>	130
IV.5.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et teneurs en GSH chez <i>R. decussatus</i>	131
IV.6. Variations mensuelles de la teneur en GSH chez <i>C. glaucum</i>	132
IV.6.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et teneurs en GSH chez <i>C. glaucum</i>	132
IV.7. Variations mensuelles de l'activité de la GST chez <i>R. decussatus</i>	133
IV.7.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et activité de la GST chez <i>R. decussatus</i>	134
IV.8. Variations mensuelles de l'activité de la GST chez <i>C. glaucum</i>	136
IV.8.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et activité de la GST chez <i>C. glaucum</i>	136
IV.9 -Analyse des principaux composants.....	138
IV.9. Discussion.....	148
Conclusion générale.....	157
Références bibliographiques.....	160
Annexe	

PREAMBULE

L'existence du plancton a été ignorée pendant fort longtemps, bien que dès l'Antiquité, l'océan fut déjà considéré par des philosophes tels que Thalès de Millet comme la source de toute essence organique. L'importance du plancton était déjà perçue chez les pêcheurs au Moyen Age, chez lesquels existait l'adage : «*che i pesci crede, che si plancton*» qui signifie «qui dit poissons dit plancton».

Les premières études du microplancton ont débuté au début du XIX^{ème} siècle, et ne se sont développées qu'à partir de 1845 à la suite de l'invention du filet pélagique par Müller, permettant d'effectuer de vraies pêches planctoniques (Trégouboff & Rose 1957). Dès lors, l'immense diversité du plancton a suscité un intérêt croissant, et les scientifiques n'ont eu de cesse que de décrire cette fascinante variété. Les grandes expéditions maritimes telles que celle de Darwin en 1835 à bord du *Beagle*, ou bien les fameuses campagnes du *Challenger* (1872-1876) ont permis d'acquérir les premières collections d'organismes planctoniques, dont les principaux étaient des Radiolaires et des Diatomées, leur squelette silicieux permettant de les décrire plus facilement. «*Il y a peu d'objets plus admirables que les délicates enveloppes silicieuses des Diatomées*» écrivait Charles Darwin en 1859. La première étape de la planctologie avait ainsi pour objectif la reconnaissance et description morphologique des planctontes, mais très rapidement, les scientifiques ont constaté la variabilité géographique de la distribution du plancton, dont l'existence et l'abondance se trouvent en rapport étroit avec les caractéristiques du milieu ambiant.

Le rôle de ces micro-organismes dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques est aussi apparu fondamental, et a fait l'objet de nombreuses études.

Le phytoplancton est constitué de l'ensemble des micro-organismes végétaux en suspension dans l'eau, capables d'élaborer par photosynthèse leur propre substance organique, à partir de l'énergie solaire, de l'eau, du dioxyde de carbone et des sels nutritifs. Le rôle joué par le phytoplancton dans le fonctionnement des écosystèmes marins est essentiel : l'activité de la biomasse phytoplanctonique en domaine hauturier participe au flux de carbone entre l'océan et l'atmosphère, et contribue ainsi à la régulation de la concentration en dioxyde de carbone atmosphérique qui détermine l'évolution du climat à moyen et à long termes. De ce fait, les variations de la production biologique ont des conséquences majeures sur les flux de matière à l'intérieur de l'écosystème. Ce second aspect constitue un thème central de l'étude

des écosystèmes marins, car la compréhension des processus impliqués conditionne les options de gestion des ressources vivantes, par exemple conchylicoles en domaine côtier.

Enfin, la croissance «massive» de certaines populations phytoplanctoniques peut entraîner des nuisances ou présenter un risque pour la santé publique ; certaines espèces phytoplanctoniques produisent des substances toxiques qui, lorsqu'elles sont accumulées par des organismes filtreurs (*e.g.* moules, huîtres...), sont dangereuses pour l'Homme.

En particulier, lorsque l'on s'intéresse à la caractérisation de phénomènes atypiques, tels que l'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques "massives" ou d'événements toxiques, le phytoplancton ne peut plus être considéré comme un ensemble homogène. En effet, les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces cooccurrentes, présentant des caractéristiques biologiques (taille, forme ...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance ...) différentes (Smayda 1997a). La composition spécifique des communautés phytoplanctoniques, l'abondance relative des différentes espèces, ainsi que la dominance d'une population par rapport à une autre sont autant de traits et de phénomènes en constante évolution qui caractérisent les successions phytoplanctoniques (Smayda 1980). La succession des assemblages phytoplanctoniques est principalement contrôlée par les conditions environnementales locales, ainsi que par la réponse des populations phytoplanctoniques à leurs variations. En conséquence, identifier les conditions qui déterminent le développement d'une population donnée nécessite de connaître les facteurs environnementaux qui agissent sur le cycle biologique de la population, en tenant compte des relations interspécifiques au sein de la communauté. Ainsi, la connaissance des facteurs qui contrôlent la dynamique des communautés phytoplanctoniques dans leur ensemble est-elle par exemple nécessaire à la compréhension des mécanismes qui favorisent le développement de populations phytoplanctoniques toxiques ou nuisibles.

Une première étape vers l'identification des facteurs environnementaux qui agissent sur la structure et la dynamique des communautés phytoplanctoniques est l'acquisition d'informations permettant de décrire la diversité des populations au sein de la communauté, mais également les variations de la composition de ces

communautés dans le temps et dans l'espace et leur impact sur les organismes aquatiques.

L'étude présentée ici s'inscrit dans ce contexte, et procède d'une démarche qui envisage le phytoplancton en tant que populations distinctes et précisément identifiées. Elle a pour objectifs l'analyse de la variabilité spatio-temporelle des paramètres physicochimiques et des populations phytoplanctoniques observées dans les différents plans d'eau du parc national d'El Kala et leur impact sur certains organismes aquatiques peuplant ce complexe de zones humides.

Introduction

L'eau est un bien unique

Les eaux de surface occupent la plus grande partie du globe terrestre. Environ 98% de ces eaux sont des eaux marines. Les 2% restant constituent les eaux continentales représentées par les rivières, les lacs, les étangs. A cause de leurs utilisations multiples, ces eaux continentales sont d'une très grande importance pour les activités humaines : pour les activités domestiques comme la consommation et les loisirs, pour les activités agricoles et halieutiques et pour les activités industrielles. Les milieux aquatiques continentaux procurent une variété de biens et de services à l'homme, ce qui leur confère une valeur économique irremplaçable (Gleick, 1993 ; Costanza *et al.* 1997). L'eau potable est vraisemblablement le bien le plus précieux car elle est une ressource rare et vitale (Gleick, 1993). L'eau est également un élément indispensable utilisé par l'irrigation agricole, la production d'énergie et l'industrie.

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

Mais la ressource en eau est fortement dégradée

Les pressions exercées par les hommes sur le milieu naturel sont de plus en plus importantes, ce qui entraîne d'année en année, un risque de dégradation accru, de la qualité de notre environnement. Le domaine de l'eau est un milieu particulièrement sensible aux pressions anthropiques puisque c'est principalement par l'eau que s'effectuent la collecte et le transfert des substances ou composés polluants dans l'environnement (Devidal, 2007).

La dégradation de la ressource « eau » découle essentiellement des pollutions ponctuelles et diffuses et de la modification des caractéristiques physico-chimiques (Malmqvist et Rundle, 2002). Dans la mesure où la distribution des organismes colonisant les milieux aquatiques est principalement dictée par des processus autoécologiques (Vannote *et al.* 1980 ; Dolédec *et al.* 1999), les perturbations anthropiques ont une répercussion très forte sur la biodiversité aquatique (Sweeney *et al.* 2004).

A l'heure actuelle et à l'échelle mondiale, on assiste à une intensification des activités industrielles et agricoles ainsi qu'à une augmentation rapide de la population. Ces activités ont introduit dans les hydrosystèmes (cours d'eau, nappes souterraines, lacs, estuaires, lagunes, océans...) des substances qui ont des répercussions néfastes aussi bien sur l'environnement, que sur la santé humaine. Selon Gold (2002) dans certains écosystèmes, ces produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, entraînent le dysfonctionnement de la chaîne trophique (faible biodiversité...); ce dysfonctionnement est appelé 'eutrophisation' (Bloundi, 2005)

Depuis sa création par Naumann (1919), alors qu'il ne faisait référence qu'à la composition spécifique du phytoplancton, le concept d'eutrophisation a beaucoup évolué. Il est maintenant défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires (Kalff, 2002). Les éléments souvent considérés sont le phosphore et l'azote car ces deux éléments limitent généralement la croissance des producteurs primaires plus que tout autre élément (Wetzel et Likens, 2000).

On distingue l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation culturelle ; la deuxième étant un processus d'origine anthropique qui accélère de façon drastique l'évolution d'un plan d'eau vers un état eutrophe. Les sources d'enrichissement sont principalement l'érosion du bassin versant, les eaux usées des zones urbanisées et l'engrais d'origine agricole (Pitois et *al.* 2001). L'eutrophisation des lacs et des rivières est un problème croissant à l'échelle mondiale et affecte de plus en plus les communautés (Skulberg et *al.* 1993). En Europe, Asie et Amériques, ce sont maintenant plus de 40% des lacs qui sont eutrophes (Bartram et *al.* 1999).

L'eutrophisation d'un lac et donc l'augmentation de la production biologique qui lui est associée a des conséquences majeures sur les paramètres bio-physico-chimiques. Selon Smith (2003) les symptômes des lacs eutrophes et hypereutrophes incluent, entre autres : une turbidité élevée, un déficit sinon une anoxie complète de l'hypolimnion, une réduction de l'aspect esthétique (visuel et odeur), une diminution de la potabilité de l'eau et un changement de la composition de la communauté zooplanctonique et ichtyologique. Une autre conséquence qui est particulièrement critique et à laquelle s'intéresse le présent mémoire est une transition dans la

composition spécifique du phytoplancton vers une dominance des cyanobactéries comme cela est rapporté par Dokulil et Teubner (2000).

Le phytoplancton

Dans ces eaux continentales, le phytoplancton constitue la base de la chaîne trophique. Ce phytoplancton peut former des efflorescences par suite de prolifération d'une ou de quelques espèces dans des conditions hydroclimatiques favorables et en particulier le déséquilibre du contrôle par la ressource nutritive ou par le broutage. Ainsi, l'apparition de ces efflorescences est liée à plusieurs facteurs, notamment aux concentrations élevées en nutriments (Kilham et Kilham, 1984), à la stabilité hydrodynamique (Reynolds *et al.* 1993), à la température (Reynolds, 1998) et à la lumière (Dusenberry *et al.* 1999). Ces efflorescences peuvent avoir de nombreuses conséquences sanitaires, écologiques et économiques.

Le phytoplancton est constitué de l'ensemble des micro-organismes végétaux en suspension dans l'eau, capable d'élaborer par photosynthèse leur propre substance organique, à partir de l'énergie solaire, de l'eau, de l'oxygène et des sels nutritifs. De ce fait, les variations de la production biologique ont des conséquences majeures sur les flux de matières à l'intérieur de l'écosystème.

Ce second aspect constitue un thème central de l'étude des écosystèmes lacustres, car la compréhension des processus impliqués conditionne les options de gestion des ressources vivantes, par exemple des piscicultures.

Le phytoplancton est composé d'organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans la colonne d'eau, caractérisés par la présence de pigments chlorophylliens dont majoritairement la chlorophylle a. Ils sont localisés dans les couches superficielles éclairées des étendues d'eau, généralement de la surface à 100 m de profondeur ; la plupart des microalgues est favorable aux animaux marins, mais certaines sont, en revanche, toxiques pour la faune aquatique, notamment pour les poissons et les coquillages les rendant impropres à la consommation humaine (Ifremer, 2006).

La composition spécifique des communautés phytoplanctoniques, l'abondance relative des différentes espèces, ainsi que la dominance d'une population par rapport à une autre sont autant de traits et de phénomènes en constante évolution qui caractérisent les successions phytoplanctoniques (Smayda 1980). Suivant cette

conception, la dynamique des populations phytoplanctoniques est examinée à travers la réponse globale de la communauté aux variations environnementales, à l'aide de variables synthétiques telles que la biomasse phytoplanctonique totale. Cette approche «holistique» est essentielle pour comprendre le rôle des producteurs autotrophes dans le fonctionnement de l'écosystème pélagique, et plus particulièrement l'influence de l'activité biologique. En revanche, elle ne permet pas de répondre à d'autres problématiques. En particulier, lorsque l'on s'intéresse à la caractérisation de phénomènes atypiques, tels que l'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques "massives" ou d'événements toxiques, le phytoplancton ne peut plus être considéré comme un ensemble homogène. En effet, les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces concurrentes, présentant des caractéristiques biologiques (taille, forme, ...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance, ...) différentes (Smayda 1997a).

Selon Sournia *et al.* (1990), ce phytoplancton se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires. Parmi elles, près de 600 espèces sont connues pour provoquer occasionnellement, par leur pullulation, une modification de la couleur de l'eau ; d'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine.

L'apparition de ces efflorescences est liée à plusieurs facteurs, notamment aux concentrations élevées en nutriments (Kilham et Kilham, 1984), à la stabilité hydrodynamique (Reynolds *et al.*, 1993), à la température (Reynolds, 1998) et à la lumière (Dusenberry *et al.*, 1999). Ces efflorescences peuvent avoir de nombreuses conséquences sanitaires, écologiques et économiques et peuvent entraîner des dysfonctionnements écologiques majeurs (anoxie, eutrophisation, pollution organique) pouvant conduire à des mortalités de macroinvertébrés et de poissons (Jones, 1987).

Certaines espèces, en particulier des Cyanophycées, des Diatomées et des Dinophycées, sécrètent des toxines (Paerl, 1988) qui sont à l'origine de contaminations ou d'empoisonnements du bétail et même de l'homme. Ces proliférations sont régulièrement rapportées dans différents sites aquatiques en zone tropicale (Arfi et Bouvy, 2003). La croissance «massive» de certaines populations phytoplanctoniques peut entraîner des nuisances ou présenter un risque pour la santé publique ; certaines espèces phytoplanctoniques produisant des substances toxiques

qui, lorsqu'elles sont accumulées par des organismes filtreurs (*poissons, bivalves, crevettes, ...*), sont dangereuses pour l'Homme qui va ensuite les consommer.

La biosurveillance des écosystèmes

Jusqu'à la fin des années 1980, les méthodes de chimie conventionnelle coûteuses telles que la chromatographie, la spectrophotométrie ou encore la radiométrie permettaient une évaluation des concentrations des substances dans l'eau, les sédiments et les organismes sur un plan strictement physique. Ces dernières indiquent la présence ou l'absence d'un polluant et ne renseignent pas sur son impact vis à vis d'un organisme.

Pour assurer une surveillance biologique d'un écosystème, l'accent est mis, comme le montrent Lafaurie et *al.*, en 1992 ou encore Namour en 1992, sur les études visant à l'utilisation des bio marqueurs qui permettent de détecter avec certitude les zones polluées sur la base de l'état des organismes qui les peuplent.

Les produits chimiques générés par les activités humaines sont la principale source de contamination de l'environnement ; tous ces polluants sont considérés comme dangereux. Le rôle de l'écotoxicologie est de localiser les milieux et les zones pollués et d'évaluer le risque qu'ils font courir à la santé de l'homme et des autres organismes vivants car, les polluants agissent à tous les niveaux d'organisations biologiques, de la molécule à la cellule, du tissu à l'organe d'un organisme avant même d'avoir des effets visibles à des niveaux d'organisations supérieurs, c'est à dire les populations, les communautés et les écosystèmes. Les réponses mesurées à partir des biomarqueurs renseignent sur le mode d'action des xéno biotiques ; ces derniers apparaissent rapidement après un stress, mais ne permettent pas comme le montre Larno en 2002, de prédire précisément les dangers réellement encourus par la biocénose.

Les biomarqueurs constituent donc un moyen qui peut signaler la pollution d'un milieu ainsi que la bio disponibilité de ces substances toxiques (Mac Carthy et Shugart (1990) ; Lagadic et *al.*, (1994); Roméo Gracia – Barrelli et Girard, (2000). Ces données sont ensuite analysées pour identifier les dangers potentiels et les effets qu'ils peuvent engendrer sur les organismes ; ces signaux sensibles vont orienter l'appréciation du degré de toxicité globale qui résulte généralement de l'ensemble des

effets induits par les contaminants, même à de faibles concentrations (Peakall et Shugart, 1993 ; Narbonne *et al.*, 2000).

La caractérisation de ces marqueurs peut permettre la mise en évidence précoce de pollutions avant l'altération de la structure des organismes, et surtout avant que toute la population ou l'écosystème soient perturbés. L'idée n'est pas nouvelle : c'est le principe du diagnostic, en médecine humaine, fondé sur la détection de symptômes susceptibles de révéler une maladie (Lafaurie *et al.*, 1992; Namour, 1992). Parmi les systèmes enzymatiques de protection au niveau de la cellule vivante, on trouve le glutathion qui est capable de métaboliser un grand nombre de composés toxiques (Beiswanger *et al.*, 1995).

L'utilisation des activités de glutathion S-transférase (GST), en tant que biomarqueurs de pollution est désormais classique (Stegeman et Lech, 1991 ; Flammarion *et al.*, 2000; Khati *et al.*, 2007). L'usage de ces biomarqueurs implique la connaissance précise des conditions écologiques auxquelles les individus sont exposés car il est bien établi qu'un grand nombre de facteurs comme la température du milieu (Pacheco et Santos, 2001), l'âge et le sexe des individus (Forlin et Haux, 1990) ou l'alimentation (Grasman *et al.*, 2000) influe sur leurs activités. Aussi la spécificité d'un biomarqueur pour certaines familles de molécules chimiques (les hydrocarbures aromatique polycycliques, polychlorobiphényles, métaux lourds, produits phytosanitaires...) permet de renseigner sur la biodisponibilité de ces polluants ainsi que sur leurs effets biologiques précoces sur les organismes (Kramer et Botterweg, 1991; Amiar *et al.*, 1998).

La surveillance biologique de l'environnement exploite ce type de bio marqueur particulièrement chez des animaux dits sentinelles qui représentent des indicateurs spécifiques dévoilant les modifications du milieu (Simpson et Norris, 2000). Par leur pouvoir bio accumulateur et filtreur, les bivalves restent les organismes les mieux appropriés pour apprécier l'état de santé d'un milieu aqueux (Goldberg *et al.*, 1975 ; Livingstone, 1993). En effet, ces mollusques bivalves sont utilisés comme espèces sentinelles de la pollution des milieux aquatiques (Erik et Petersson, 2001) et un certain nombre d'entre eux sont intégrés depuis longtemps dans des programmes de surveillances internationaux pour diagnostiquer et rendre compte de l'état de santé d'un écosystème (Chassard-Bouchaud, 1995). Ainsi, de

nombreuses espèces sont utilisées comme organismes tests, nous citerons des bivalves comme *Crassostrea gigas*, *Mytilus galloprovincialis*, des échinodermes, des polychètes et des Micro algues telles que *Skeletonemas costatum*, *Phaedactylum tricorutum* (Chapman et Morgan, 1983; Rodrigez-Ariza et al., 1992; ASTM, 1994a, b et c; EPA, 1994; Carr, 1998; Kaaya et al., 1999; Thompson et al., 1999; Miller et al., 2000).

Parmi les écosystèmes les plus utilisés pour la culture et l'exploitation des bivalves nous avons les écosystèmes lagunaires. Ces derniers sont le siège de nombreuses activités économiques comme la pêche et l'aquaculture ; ils occupent selon Nixon, (1982) environ 13% du littoral mondial servant souvent de réceptacle des eaux usées en provenance des agglomérations.

En méditerranée, les lagunes sont évaluées à environ 483000 hectares (Kapetski, 1984) ; au sein de cet ensemble, le lac Mellah est l'unique lagune côtière saumâtre en Algérie. Ses caractéristiques écologiques particulières ont favorisé l'installation de certaines espèces de poissons et de mollusques bivalves suscitant un intérêt de la part d'opérateurs économiques. C'est, en effet, à partir de 1940 qu'une exploitation de coquillages est mise en place dans le lac El Mellah. Par la suite, un programme de mise en valeur du lac El Mellah a été initié, en 1973, par l'office Algérien des pêches avec l'aide de la F.A.O. Ces tentatives d'exploitation ont abouti à des productions de 40 à 50 tonnes de produits aquacoles par an dans le courant des années 1980.

D'après les études réalisées dans ce plan d'eau, depuis déjà des décennies, il a été constaté une eutrophisation et un confinement progressif du lac dont l'origine est liée à l'hydrodynamisme de la lagune. De ce fait, une importante urbanisation du bassin versant de la lagune El Mellah, engendrerait un plus fort enrichissement des eaux naturelles de ce plan d'eau pouvant produire non seulement un changement dans la composition spécifique mais aussi l'augmentation de la fréquence de blooms de microalgues toxiques.

Dans cette perspective et en continuité avec les études antérieures concernant cette lagune telles que la mission pluridisciplinaire du C.R.O.P (1979) ; Chassany et al., 1981 ; Semroud, 1983; Guelorget et al., (1989) nous avons entrepris une évaluation de la qualité du milieu par une étude de la détermination des populations

phytoplanctoniques parallèlement à la mesure des paramètres physico chimiques et le dosage de biomarqueurs indicateurs de pollution.

Le parc national d'El Kala

La lagune Mellah, le lac Tonga et le lac Oubeira sont des écosystèmes aquatiques qui appartiennent à un ensemble biogéographique, exceptionnel par sa diversité biologique. Les sites étudiés sont des écosystèmes aquatiques répertoriés dans le registre très élaboré des zones humides.

Les lacs du fait qu'ils constituent le réceptacle des eaux de pluie qui lessivent leurs bassins versants et des eaux usées des populations riveraines, ont suscités un intérêt particulier quant à la relation entre les niveaux d'eutrophisation et les diverses activités qui se développent tout autour.

Les plans d'eau de la zone humide du parc National d'El Kala (PNEK) se caractérisent par un hydrodynamisme particulier de par leur faible profondeur et le climat méditerranéen auquel la région est soumise. Si on ajoute à cela la rapide et forte urbanisation de leurs bassins versants et par conséquent leur enrichissement et leur confinement progressif il est à redouter l'apparition de non seulement un changement dans la composition spécifique du phytoplancton mais aussi l'augmentation de la fréquence de "blooms" de micro algues toxiques.

Objectifs de la thèse

C'est dans ce cadre que cette étude est menée à travers ce sujet de thèse s'intégrant dans un travail pluridisciplinaire. Nous avons défini comme thème de cette étude : *Impact des paramètres environnementaux et des microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves) dans le complexe des zones humides d'El Kala.*

Le principal objectif de ce travail est de contribuer à l'acquisition d'une première base de données qualitative et quantitative sur le phytoplancton de trois plans d'eau du parc national d'El Kala (Tonga, Oubeira, El Mellah) et le dosage de biomarqueurs indicateurs de pollution.

Ces données, mises en relation avec les données limnologiques et météorologiques, peuvent permettre une meilleure compréhension du fonctionnement écologique de ce complexe de zones humides du PNEK.

Ce travail de recherche a donc porté sur :

a)- la caractérisation de l'environnement physico-chimique des trois plans d'eau ;

b)- l'évaluation du niveau de trophique des lacs étudiés ;

c)- l'inventaire du phytoplancton ;

d)- l'identification des facteurs déterminant la diversité phytoplanctonique et induisant la réponse biochimique des indicateurs biologiques choisis dans cette étude.

Toutes ces mesures et évaluations ont pour objectifs de répondre aux questions suivantes :

1- Quelles sont les variables qui déterminent la dynamique du phytoplancton ?

2- Le phytoplancton toxique peut il être considéré comme la seule variable responsable du déclenchement du système de détoxification des organismes choisis comme bioindicateurs ?

3- Dans le cadre d'un suivi à long terme des lacs, quels sont les paramètres les plus représentatifs à prendre en compte, ainsi que les périodes de contrôle à recommander ?

Chapitre I

Matériel et Méthodes

I.1. Le parc national d'El Kala

I.1. 1. Limites et contextes géographiques

Le Parc National d'El Kala est situé à l'extrême Nord-Est algérien ; il est intégralement inclus dans la Wilaya d'El Tarf et Correspond presque au tiers de la superficie globale de son territoire. Ses coordonnées géographiques sont : 36°52 Nord et 8°27 longitudes au niveau de la ville d'El Kala.

Il est limité :

- Au Nord, par la mer Méditerranée.
- Au Sud, par les contreforts des monts de la Medjerda.
- A l'Est, par la frontière Algéro-tunisienne.
- A l'Ouest, par l'extrémité de la plaine alluviale d'Annaba.

I.1.2. Présentation générale

Le Parc National d'El-Kala et l'extension qui est proposée sont entièrement circonscris dans la wilaya d'El Tarf, wilaya issue du découpage administratif de 1985 (fig.1). Avant cela, ils relevaient de la wilaya d'Annaba. La wilaya est frontalière avec la Tunisie sur 100 Km et possède une façade maritime de 90 Km. Ainsi, les 78 000 hectares du Parc National, terrestre et maritime, par leur localisation dans la partie orientale de cette wilaya, forment le coin extrême Nord-est du territoire algérien.

La région au sens large (wilaya) et le Parc présentent globalement deux grands ensembles géomorphologiques. Au sud, et avec un moindre degré d'altitude, à l'est, une zone de montagnes où les reliefs passent de 300 mètres à 1200 mètres, formant un amphithéâtre ouvert vers le nord-ouest par où arrivent les masses d'air humides. Dans le secteur nord, on trouve des collines basses et des dépressions dont les fonds sont occupés par les lacs, les marécages, les tourbières et les sols détrempés. Plus à l'ouest, en dehors des limites de l'aire protégée, s'étale la plaine alluviale de l'artère hydrologique régionale de L'Oued El-Kébir et ses affluents qui finissent leur course dans l'immensité des marais de Mekadda (12000 hectares). On compte 57% de montagnes couvertes de forêts, 31% de plaines et de collines 12% de zones humides et de dunes.

La wilaya qui compte 24 communes dont 6 sont entièrement incluses dans le Parc National d'El Kala et 2 autres en partie seulement ; cette wilaya est considérée comme sous-équipée par rapport aux wilayates voisines, en particulier Annaba. Restée en marge de l'essor socio-économique national, El Tarf n'a connu un relatif développement (particulièrement

dans les voies de communications), qu'à partir du milieu des années 80, qui n'a duré que quelques années, mais assez pour désenclaver la région. En revanche, il a favorisé une nette tendance à l'urbanisation anarchique, l'accès à de nouveaux espaces et l'intensification de l'exploitation des ressources naturelles, particulièrement l'eau, pour faire face le plus souvent, à des situations conjoncturelles.

L'agriculture et le tourisme sont les vocations naturelles de la région selon les schémas de développement successivement élaborés. Si l'agriculture et en particulier l'élevage, sont des activités concrètement affirmées et sont en mesure d'évoluer avec un certain nombre de conditions administratives et économiques, le tourisme, par contre, qui se résume à une forte affluence estivale sur les plages autour d'El-Kala, n'est évoqué qu'au titre de potentiel de développement en regard des atouts naturels de la région.

🌍 Avec une superficie agricole totale (SAT) de 4987 hectares, l'agriculture occupe 20% du territoire de la zone lacustre (17023 hectares) où la jachère, devenue une pratique courante à tendance à s'étendre tout en offrant un complément non négligeable en produit fourragers. Les cultures sont dominées par le maraîchage pratiqué aux abords des sources d'eau facilement accessibles comme les oueds, les lacs, les « Fonda », excavations qui mettent à nu la nappe phréatique proche de la surface. La culture de l'arachide prend de l'extension dans les zones dunaires de plus en plus défrichées et proches des points d'approvisionnement en eau, dans les zones montagneuses, la céréaliculture est pratiquée sur les piémonts où les programmes de développement suggèrent plutôt aux agriculteurs d'opter pour l'arboriculture qui pour l'instant se limite, à quelques parcelles en vergers. Autour et dans les zones inondables exondées on pratique les cultures fourragères, et de plus en plus, parce que bénéficiant d'aide et de subvention, des cultures industrielles comme la tomate et le tabac.

🌍 Compte tenu de la superficie des forêts couvrant le Parc « 54000 ha » et de la biodiversité de cet écosystème composé principalement de chêne liège, de chêne zen, de pins maritimes et d'eucalyptus.

La forêt longe le littoral côté Ouest, elle est constituée généralement de maquis dans la partie Est ; mais à partir du Cap Rosa s'étend une forêt dense incluse dans le Parc National d'El Kala. Les activités au niveau de ce secteur se résument essentiellement à l'exploitation du bois et des feuilles d'eucalyptus, le démasclage du liège, les travaux sylvicoles et l'ouverture des pistes, ce qui a permis de générer un nombre considérable de postes de travail saisonnier dans la région.

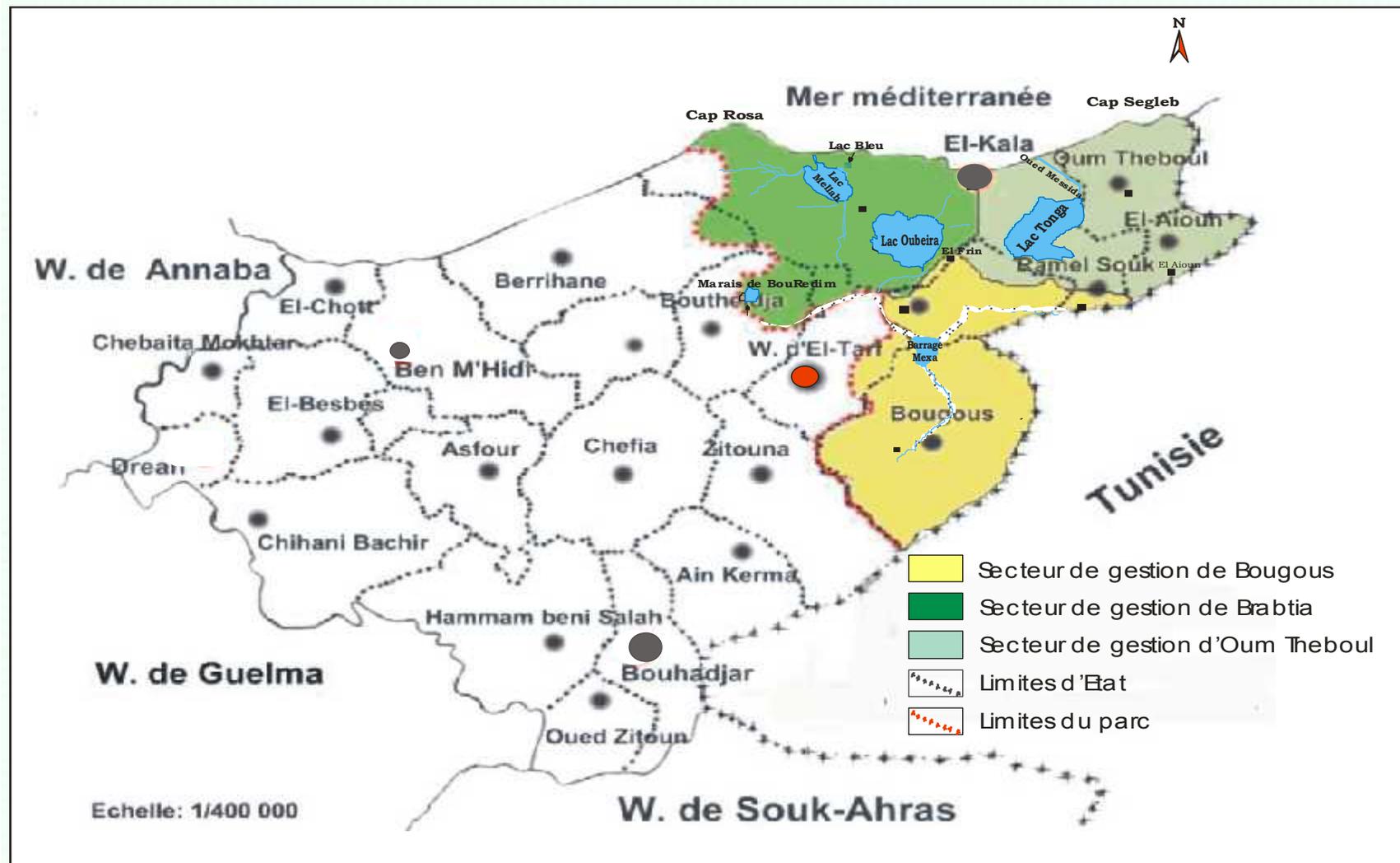


Figure 1 : Limites administratives du Parc National d'El Kala dans le territoire de la wilaya d'El Tarf

🚧 La pêche commerciale est aussi pratiquée sur les plans d'eau dans la région étudiée, elle l'est depuis la fin du siècle dernier sur le lac Mellah, l'unique lagune d'Algérie, qui est en fait un lac d'eau douce qui s'est progressivement marinisée par les élargissements successifs du chenal par lequel il communique avec la mer. Les eaux du lac étaient encore saumâtres et productives avant la dernière rectification qui date de 1986, elles sont maintenant totalement marinisées et envahies par des espèces marines qui sont de moindre valeur écologique. Les eaux autrefois plus riches ne contiennent pas les mêmes quantités de loupes, dorades, soles, crevettes, mulets et anguilles.

Des essais d'élevages de mollusques qui ont donné des résultats satisfaisants ont été entrepris dans le cadre d'un programme de développement de l'aquaculture sur la zone pilote d'El Kala de 1980 à 1984. Dans ce même cadre, le lac Oubeira, a été le lieu d'expérience de réempoissonnement avec l'introduction de près de 7 millions d'alevins de carpes qui se sont développés au détriment des espèces autochtones, barbeaux et anguilles, qui ont fini par disparaître. Ces deux importantes zones humides du Parc se sont considérablement appauvries sur le plan de la diversité et de la productivité. Les espèces piscicoles autochtones, bien adaptées, ont disparues sans que celles qui les ont remplacées aient pu combler le manque à gagner.

Au lac Tonga, un exploitant privé pêche et exporte l'anguille, activité qui est dénoncée par le Parc et les associations de défense de la nature pour les énormes préjudices qu'elle cause à la faune aquatique et tout particulièrement les canards plongeurs et la loutre pour lesquels cette zone humide est un sanctuaire.

🚧 La géologie régionale favorise l'exploitation des roches pour les matériaux de construction. L'extraction de sable, grès et argile a entraîné l'ouverture de nombreuses carrières et sablières de façon très anarchique.

Il existe une seule mine située à Oum Teboul ; C'est une mine de blende, de galène, de baryte et pyrite de cuivre, désaffectée depuis une vingtaine d'années, mais qui continue de polluer l'environnement avec des rejets d'eaux de ruissellement et de lessivage chargées d'oxydes.

L'industrie au sens propre du terme est pratiquement inexistante dans le Parc National et par extension dans toute la wilaya. La région a été ainsi préservée par les choix faits dans les années 70 de concentrer l'activité industrielle autour d'Annaba.

🌍 La vocation touristique de la wilaya apparaît à travers la diversité de ses nombreuses et indéniables potentialités. Elle recèle des atouts certains et uniques en Algérie et rares à travers le monde.

Malgré la richesse de la région d'El Kala en ressources naturelles (Corail, Bruyère, Doum, Jonc, Roseaux, plantes médicinales, plantes aromatiques, plantes à huiles essentielles...), susceptible de générer un nombre non négligeable d'activités économiques au profit de la population locale, les activités artisanales traditionnelles restent peu développées, celles-ci se résument à la fabrication de pipes, de petits bijoux de corail, la vannerie, l'extraction des huiles « lentisque et olive » et la poterie pour les besoins personnels.

🌍 En ce qui concerne la vannerie, la confection de chapeaux, de couffins et de nattes est destinée beaucoup plus à l'utilisation personnelle. La vente de ces produits est occasionnelle.

I.1.3. Le réseau hydrographique

La configuration du terrain de la région d'El-Kala détermine trois systèmes d'organisation hydrographiques (Tab.1) :

Tableau 1 : Principaux cours d'eau du Parc National d'El Kala.

Principaux Oueds	Longueur (Km)	Exutoire
Oued Reguibet	8	Mellah
Oued Nhal	3,5	Plage Cap Rosa
Oued Mellah	7	Mellah
Oued El-Aroug	5	Mellah
Demat Rihane	1,5	Oubeira
Boumerchen	2	Oubeira
Dai El-Graa	5	Oubeira
El-Aroug	10	Tonga
El-Hout	14	Tonga
Bougous	24	Mexa
Sbaa	4	Oued El-Kebir
Bouredim	5	Bouredim
Messida	10	Oubeira - El Kebir
El-Kebir	35	Mafrag

- la partie Sud-est est drainée par trois Oueds : l'Oued Bougous, Ballouta et El Kebir. Ce dernier constitue le collecteur principal (Apports de 245 Hm³/an) ; il alimente les nappes alluviales et dunaires et lors des crues, on assiste à la mise en eau des dépressions inter-dunaires ;
- La partie orientale est caractérisée par plusieurs oueds en général à faible débit, ils s'écoulent en majorité dans la plaine d'Oum Teboul ;
- La partie ouest est également parcourue par de nombreux oueds (El-Aroug, Mellah, Reguibet, Boumerchen, Dey L'Graa...), qui se déversent pour la plupart dans les lacs Mellah et Oubeira (fig.2).

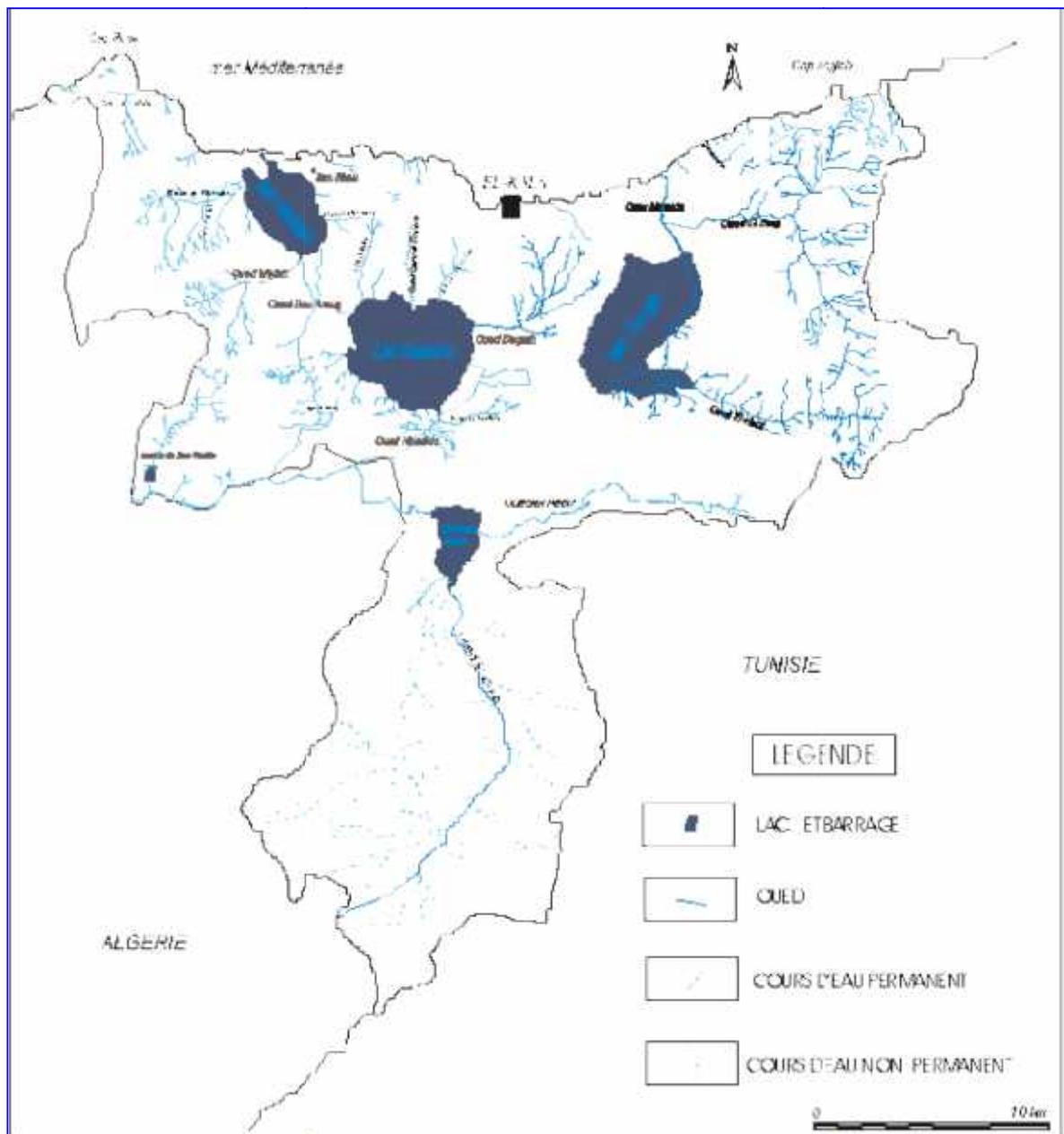


Figure 2 : Réseau Hydrographique du Parc National D'El Kala

I.1.4. Cadre climatique

Pour caractériser le climat de notre site d'étude, nous avons utilisé les données météorologiques de la station limitrophe d'El Kala, jugée la plus représentative.

En raison des variations climatiques de ces dernières années, nous avons pris en considération trois périodes successives :

- ✓ La première période s'étend sur 26 ans (1913-1938) et concerne les données SELTZER (1913-1938)
- ✓ La deuxième période s'étale sur 14 ans (1984-1997)
- ✓ La troisième période s'étend sur 12 ans (1996-2007)

Les températures

La température est un facteur qui agit sur la répartition géographique des espèces (DREUX, 1980). Ce paramètre est fonction de l'altitude, de la distance par rapport à la mer et varie également en fonction des saisons (OZENDA, 1982).

Tableau 2 : Moyennes des températures pour les périodes : (1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)

Année	MOIS	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC
1913-1938	T min (°C)	8.5	8.8	10.4	12	15	18.4	21.1	21.8	20.5	16.6	13	9.5
	T max (°C)	15.5	16.3	18.3	20.5	23.3	26.6	29.7	30.4	28.9	24.8	20.5	16.6
	T M+m/2	12	12.5	14.3	16.2	19.1	22.5	25.4	26.1	24.7	20.7	16.7	13.1
1984-1997	T min (°C)	9.04	9.71	10.40	11.61	14.36	17.42	21.36	21.22	20.18	16.40	12.65	10.30
	T max (°C)	15.5	15.62	16.32	15.58	21.92	25.36	28.80	32.10	27.29	23.61	19.74	16.24
	T M+m/2	12.27	12.66	13.36	15.10	18.14	21.39	25.08	25.65	23.73	20	16.20	13.27
1996-2007	T min (°C)	9.15	9.56	11.15	12.51	15.96	19.41	21.83	23.43	21.17	17.53	13.28	10.88
	T max (°C)	16.16	16.32	17.81	20.28	23.47	25.67	30.10	31.65	26.04	25.05	19.44	17.65
	T M+m/2	12.65	12.94	14.48	16.39	19.71	22.54	25.96	27.54	23.60	21.29	16.36	14.26

D'après le tableau 2, nous constatons que le mois le plus chaud est août pour les trois périodes citées plus haut. La température moyenne maximale « M » est de 32.1°C pour la période (1984-1997), de 31.65°C pour la période (1996-2007) et de 30.4 pour la période (1913-1938).

La connaissance des températures moyennes minimales « m » est d'une grande importance car elles influent directement sur la physiologie des végétaux.

Le mois le plus froid pour les trois périodes reste janvier, avec des valeurs moyennes minimales qui tournent entre 8.5 de 9°C (Tab.2).

Les précipitations

La pluviométrie constitue un facteur écologique d'importance fondamentale qui intervient non seulement dans le fonctionnement des écosystèmes mais également dans leur répartition.

Tableau 3 : Précipitations moyennes pour les périodes : (1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)

Année	MOIS	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC
1913-1938	P (mm)	145	120	79	64	44	21	4	11	44	85	137	156
1984-1997	P (mm)	85.04	80.26	80.31	60.10	28.36	7.20	1.38	5.75	45.20	81.70	109.3	120.84
1996-2007	P (mm)	120.6	53.95	44.43	67.55	33.37	11.48	4.94	4.64	56.95	62.64	116.8	116.98

L'analyse du tableau 3 montre nettement que la région n'est pas aussi bien arrosée (705 mm pour la période 1984-1997) qu'elle ne l'était pendant la période SELTZER (1913-1938) où il a été enregistré une pluviométrie de 950 mm. Pour la période 1996-2007, elle est encore plus faible 694 mm. Par rapport à la période SELTZER, nous constatons pour ces dernières années un déficit important de 256 mm.

A partir du tableau 3, il apparaît que la saison pluvieuse s'étale approximativement du mois d'octobre au mois de mars pour les trois périodes considérées. Les pics sont atteints au cours du même mois, en décembre, avec 156 mm pour la période (1913-

1938), 120.84 mm pour la période (1984-1997) et en janvier avec 120.6 mm pour la période (1996-2007). Le mois le plus sec reste juillet depuis la période de SELTZER avec des valeurs ne dépassant guère la moyenne des 5 mm.

L'hygrométrie

La proximité de la mer jouant le rôle de condensateur des masses d'air tropical, et les zones humides depuis les marais de la Mekhada jusqu'au lac Tonga subissant une évaporation parfois intense du fait de l'ensoleillement, sont à l'origine d'une humidité atmosphérique élevée, qui durant la saison sèche favorise le maintien d'une végétation éprouvée par un important déficit hydrique (BENYACOUB, 1993).

NB : Pour ce paramètre, nous disposons des données des périodes : 1913-1936 (SELTZER, 1946), 1950-1988 et 1996-2007 (Données recueillies à partir de la station météorologique d'El Kala)

Tableau 4 : Humidités moyennes atmosphériques pour les périodes : (1913-1936) ; (1950-1988) et (1996-2007). (Station météorologique d'El Kala, 2007)

Année	MOIS	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC
1913-1936	H (%)	78	78	74	75	75	78	72	73	75	77	75	78
1950-1988	H (%)	72	71	71	71	73	68	70	75	74	73	71	75
1996-2007	H (%)	70.4	66.8	67.8	68.48	64.91	58.98	61.58	61.45	61.61	61.2	62.9	66.57

L'analyse du tableau 4 révèle que l'humidité varie entre 72% et 78% pour la période 1913-1936, avec un maximum relevé durant l'hiver et au début de l'été. Elle oscille entre 68% et 75% pour la période 1950-1988, avec un pic à la fin de l'été et au début de l'hiver. Pour la période 1996-2007, l'humidité de l'air varie entre 58% et 70%, avec un maximum durant l'hiver.

Les vents

D'une manière générale la période hivernale se caractérise par des régimes de Nord et de Nord-Ouest forts. En revanche, la période estivale se caractérise par des vents de Nord-est et Sud ou Sud-est chauds. Le sirocco, qui souffle environ 14 jours par an,

résulte des dépressions qui se forment sur la Mer Méditerranée, il a une influence très importante sur le cycle d'eau dans la nature, il augmente l'évapotranspiration et favorise la sécheresse et l'apparition de violents incendies de forêts (DAJOZ, 1971).

Tableau 5 : Moyennes mensuelles de la force des vents (m/s) pour les périodes :(1913-1938) ; (1984-1997) et (1996-2007) (Station météorologique d'El Kala, 2007)

Année	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC
1913-1938	2.7	2.8	2.6	2.5	2.2	1.8	1.9	1.9	2.2	2.3	2.5	2.8
1984-1997	3.23	3.44	3.41	3.27	3.06	3.27	3.36	2.96	2.83	3.29	3.38	3.38
1996-2007	4.38	4.27	4.16	3.88	3.17	3.26	3.05	3.04	3.7	3.78	4.15	4.29

Le tableau 5 montre que les vents les plus violents soufflent en hiver et au début du printemps avec une vitesse moyenne maximale de 4.38 m/s enregistrée en janvier (période 1996-2007). La comparaison des moyennes annuelles pour l'ensemble des trois périodes considérées révèle des valeurs légèrement en hausse, passant de 2.35 m/s en 1913-1938 à 3.24 m/s en 1984-1997, puis à 3.76 m/s pour la période 1996-2007.

Synthèse climatique

✓ Climagramme d'EMBERGER

Le quotient pluviométrique d'EMBERGER a été calculé pour l'ensemble des périodes considérées par la formule : $Q = 3,43 (P/M-m)$

1/ Période 1913-1938 $m=8.5^{\circ}\text{C}$ $M= 30.4^{\circ}\text{C}$ $P=910 \text{ mm}$
 $Q_2= 142.08$

2/ Période 1984-1997 $m=9.04^{\circ}\text{C}$ $M=32.1^{\circ}\text{C}$ $P=712.2 \text{ mm}$
 $Q_2= 104.2$

3/ Période 1996-2007 $m=9.15^{\circ}\text{C}$ $M=30.1$ $P=694 \text{ mm}$
 $Q_2= 113.62$

Au vue des valeurs de Q2 obtenues pour les périodes considérées, il apparait que le Parc National d'El Kala appartient à l'étage sub-humide à hiver chaud (fig.3).

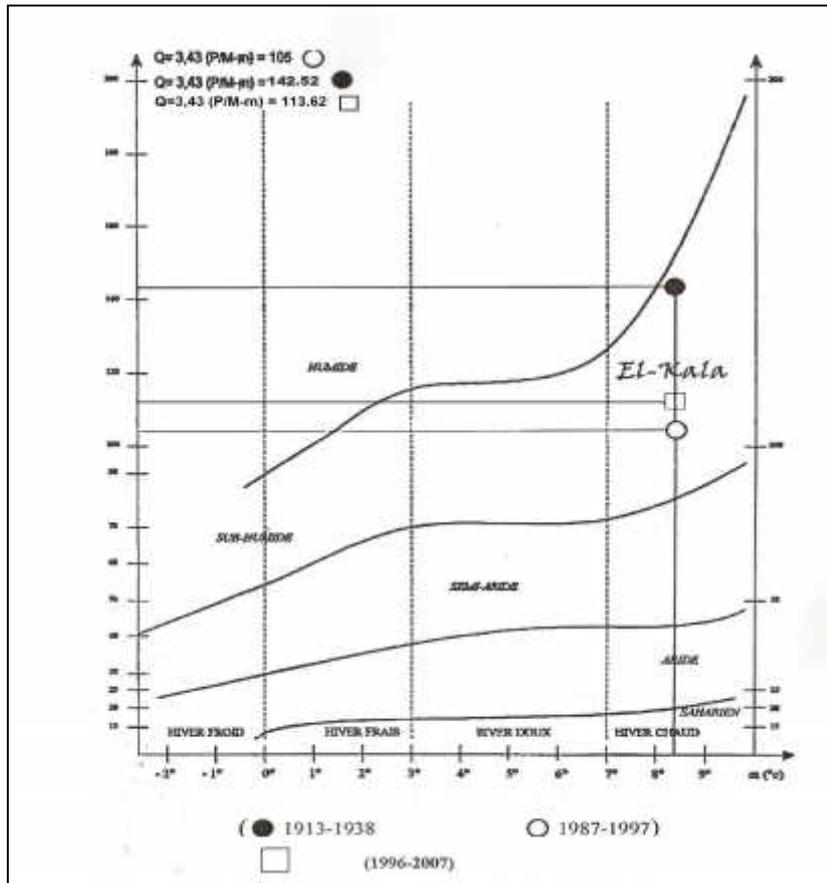


Figure 3 : Position de la région d'EL KALA dans le Climagramme d'Emberger

✓ Diagramme ombrothermique de GAUSSEN

Selon BAGNOULS, un mois est sec lorsque le total des précipitations P(mm) est égal ou inférieur au double de la température T (°C), une période sèche est une suite de mois secs, elle peut s'exprimer par ($P < 2T$).

Le diagramme ombrothermique de Gausson (Fig.4) pour la période 1996-2007 où ($P=694$ mm et $M=30,1^{\circ}\text{C}$ et $m=09,15^{\circ}\text{C}$), montre que l'année est répartie en une saison sèche allant de début mai à fin septembre et une saison humide allant de début octobre à fin avril.

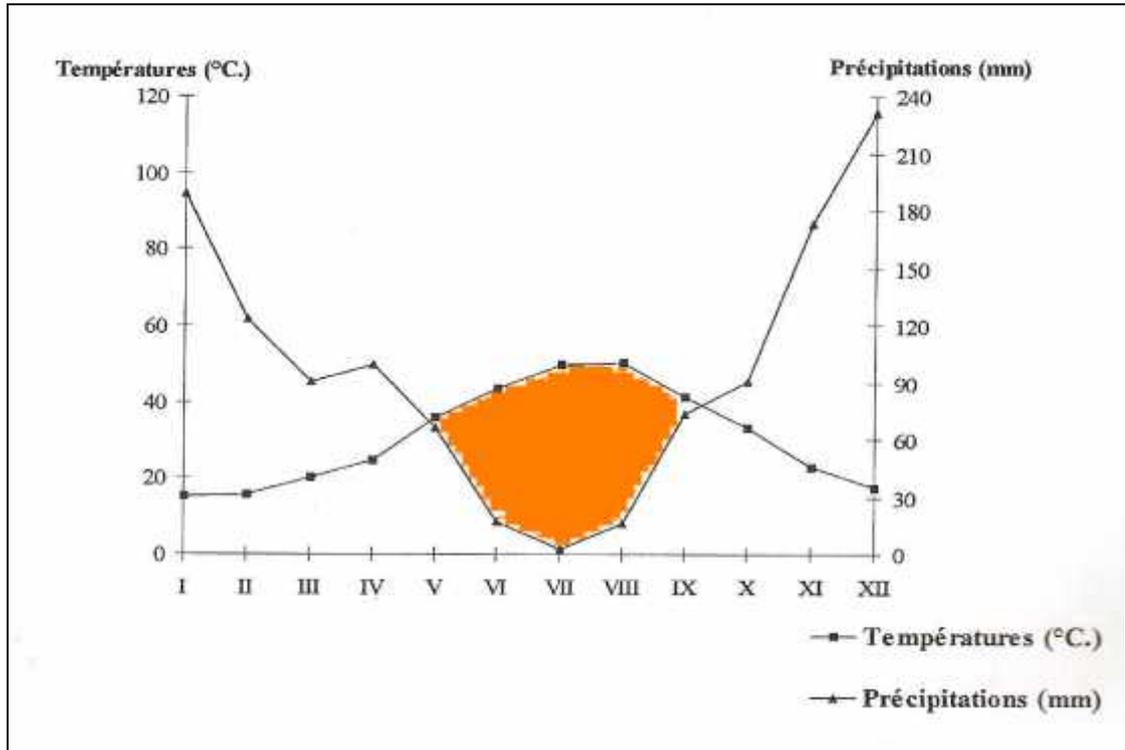


Figure 4 : Diagramme ombrothermique de Gaussen

Conclusion :

En référence à la station météorologique d'El Kala et pour la période 1996-2007, on peut résumer le climat de la région dans les points suivants :

Le minimum des températures (température moyenne minimale du mois le plus froid, « m ») est enregistré en janvier avec une valeur de 9.15°C ;

Le maximum des températures (température moyenne maximale du mois le plus chaud, « M ») est relevé en août avec 30.1°C ; les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 694 mm soit environ 216 mm de moins que la période de SELTZER (1913-1938). Le mois le plus arrosé est janvier avec 120.6 mm.

Dans la région méditerranéenne, la période sèche intervient au cours de l'été (elle débute quelques fois à la fin du printemps), seul le facteur « durée » varie selon les stations et les années considérées. La période 1996-2007 a vu la saison sèche s'étaler sur près de cinq (05) mois et comme l'a souligné KADID (1989), la période sèche a tendance à s'allonger de plus en plus. Les vents dominants arrivent toujours du nord-ouest, les plus violents soufflent en hiver. La moyenne maximale (4.38 m/s) est notée en janvier ; la moyenne annuelle de l'ordre de 3.76 m/s est nettement supérieure à celle enregistrée durant la période SELTZER (1913-1938), 2.35 m/s.

I.2. Sites d'études

I.2.1. Le lac Oubeira

Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant du lac Oubeira, d'une superficie de 9730 ha, fait partie de la zone lacustre d'El Kala. Le plan d'eau représente environ 22% de la superficie totale du bassin versant. Le plan d'eau du lac Oubeira, couvre une superficie de 2120 ha, soit un peu plus du 1/5 de la surface totale du bassin versant.

Le seuil qui sépare le lac Oubeira du lac Mellah est de 44 m. Il n'y a pas de traces d'un ancien écoulement sur ce versant. Le seuil de 40 m séparant le lac Tonga du lac Oubeira est drainé par un petit ravin : Chabet Fedj El Alleg.

Le lac s'est installé dans une large cuvette synclinale bordée au sud par le chevauchement du djebel Ach Lahmar et, au nord, par le djebel Boulif, pli numidien de direction nord caractéristique des monts d'El Kala.

Le bassin versant du lac Oubeira est à géométrie variable. L'oued Messida au sud est à la fois affluent et émissaire du lac selon que l'on se trouve en période de crue ou en période d'étiage. La crue de l'oued El Kébir, l'artère hydrologique de la région, raccorde momentanément l'Oubeira à son réseau qui s'étend jusqu'aux marais de la Mekkada où se trouve le lac des oiseaux.

Pour les besoins de l'étude, le bassin versant considéré est celui drainé par les autres affluents, l'oued Demt Rihana, l'oued Bou Marchen et l'oued Dey L'Graa et à un moindre degré l'oued Bou Hachicha. Il correspond à la décrue et à l'étiage, périodes longues et stables pour les fluctuations des volumes du plan d'eau et pendant lesquelles l'Oubeira joue le rôle de réservoir et réalimente le Kébir.

Le bassin se subdivise selon ses principaux affluents: (1) Sous bassin versant de l'oued Dey L'Graa, (2) Sous bassin versant de l'oued Bou Hachicha, (3) sous bassins versant de l'oued Bou Merchen, (4) Sous bassin versant de l'oued Demt Rihana

Caractéristiques du bassin versant

Superficie totale :.....	9823,5	ha
Superficie du lac ;.....	2257	ha
Superficie du bassin versant (sans le plan d'eau) :	7572	ha
Périmètre du plan d'eau :	22,75	Km
Longueur totale du réseau hydrographique :	121	Km
Densité de drainage :	1,6	Km / Km ²

Les apports superficiels

Les Oueds à écoulement pérenne sont : l'oued Degrah, l'oued Bou marchen, l'oued Demt Rihana et l'oued Bou Hachicha ; Les débits d'étiage des oueds sont relativement faibles mais constants pendant la période sèche. Les mesures effectuées à la mi-juillet et à la fin août n'ont montré qu'une faible variation pour l'oued Bou Hachicha.

Le volume du lac, calculé à partir des données de la bathymétrie effectuée au printemps 2004 a donné un volume de 45,3 Hm³/an.

Caractéristiques morphométriques du lac Oubeira

Le lac Oubeira est un plan d'eau de type « étang » c'est-à-dire de moins de 6 m de profondeur, localisée à 5 km au sud-ouest de la ville d'El-Kala et 54 km à l'est – sud-est de la ville d'Annaba.

Ses coordonnées géographiques au centre sont 36° 50' 695 Nord – 8° 23' 272 Est ; de ce fait, il est localisé à 2,3 km au sud-est du lac Mellah.

De forme grossièrement carrée, sa longueur selon un axe nord-sud passant par le milieu est de 4,20 km. La largeur selon un axe est-ouest passant par le milieu est de 5,22 km. Le périmètre est égal à 19,80 km. La superficie totale mesurée est de 2257 ha environ.

Les mesures bathymétriques font ressortir que le lac Oubeira est un plan d'eau peu profond. La profondeur maximale est de 2,50 m en situation de pleine eau et ne représente que 0,3% de la superficie. La profondeur moyenne est égale à 2,15 m.

L'examen de la carte bathymétrique du lac Oubeira révèle donc que la topographie est très homogène. En effet, dans les 67% de la superficie, la profondeur ne varie que d'une quarantaine de cm. Les variations de profondeur sont relativement importantes au niveau de l'ensemble des berges. En revanche, la zone centrale du lac, présente une homogénéité remarquable de la bathymétrie ; faisant assimiler le lac Oubeira à une grande cuvette à fond plat et aux bords légèrement relevés.

Nous remarquerons par ailleurs que les oueds Boumerchen au nord-est, Demnet Errihan au Nord et Dey Lagraâ au nord-est, ne forment pas de cône de déjection de sédiment. Ceci est dû à la faiblesse de leur courant à l'embouchure du lac.

Ainsi le volume total du lac $V_t = 45.277.076 \text{ m}^3$. Soit un peu plus de 45 millions de mètres-cubes en situation de hautes eaux. Le caractère endoréique du lac Oubeira l'expose à des variations sensibles de son volume d'eau.

I.2.2. Le lac Tonga

🌈 Caractéristiques du bassin versant

Le lac Tonga est un étang d'eau douce qui communique avec la mer par le canal artificiel de la Messida. Il se singularise par la présence d'îlots flottants colonisée par des saules et de grandes plages d'eau libre occupées partiellement par le nénuphar blanc. C'est la plus importante zone de nidification d'Afrique du nord. C'est une zone humide d'importance internationale inscrite sur la liste Ramsar et une réserve intégrale du parc national d'El Kala.

Le lac Tonga est à l'origine, avant les tentatives d'assèchement entreprises dès la fin du XIX siècle, le réceptacle des eaux de deux importants cours d'eau, l'oued El Hout dont le réseau hydrographique s'étend au sud puis à l'est et l'oued El Eurg qui draine le nord-est. Son émissaire est un canal aménagé pour drainer les eaux du lac vers la mer. Il ne reçoit plus aujourd'hui les eaux de l'oued El Eurg. Le plan d'eau du lac joue un rôle important dans la maîtrise des crues en période hivernale, comme il retient les sédiments arrachés en amont qui participent à son comblement

Le bassin versant du lac Tonga, situé à l'extrême est de la wilaya où il fait frontière avec la Tunisie, s'étend sur 16 390 ha ; Son altitude moyenne est comprise entre 10 et 550 m. Elle croît d'Est en Ouest elle culmine à 562 m à Kef El Hammam. Son plan d'eau de 2300 ha, correspond à 12% de l'ensemble ; il est le réceptacle de deux oueds qui ont édifié les cônes de déjection qui forment les plaines de Oued El Hout (225 ha) et de Om Teboul 200 ha).

Le lac Tonga est alimenté par de nombreux affluents dont les plus importants sont : Oued El Hout et Oued El Eurg. Le lac reçoit également les eaux souterraines des nappes dans les terrains qui le bordent tout autour. C'est à ce flux souterrain que l'on doit l'échec des tentatives d'assèchement.

Caractéristiques du bassin versant

Superficie totale : 16 390 ha.

Superficie du plan d'eau (hautes eaux) : 2300 ha.

Superficie du bassin versant ruisselant (sans le plan d'eau) : 14 341 ha.

Périmètre du bassin versant : 63,57 km.

Périmètre du lac (basses eaux) : 23 km.

Superficie des zones inondables :

Zone inondable est : 78 ha.

Zone inondable sud : 56 ha.

Zone inondable ouest : 146 ha.

Longueur totale du réseau hydrographique : 419 km.

Densité du drainage du bassin versant ruisselant : 2,9 km/km².

Les apports

Le lac se vidange dans la mer par l'intermédiaire de l'oued Messida selon un débit d'étiage de l'ordre de 132 litres par seconde soit 3,96 Hm³/an. L'apport moyen annuel en eau vers le lac à partir de son bassin versant ruisselant qui est de l'ordre de 46,2 Hm³/an. L'apport annuel moyen en eau de précipitation directement sur le plan d'eau et de l'ordre de 17 Hm³/an. L'évaporation au dessus du plan d'eau avec sa végétation aquatique avoisine les 700 mm/an soit une perte de 20 Hm³/an.

Caractéristiques morphométriques du lac Tonga

Le Lac Tonga est un plan d'eau de type « étang » c'est-à-dire de moins de 6 m de profondeur, localisée à 5 km au sud-est de la ville d'El-Kala et 65 km à l'est - sud-est de la ville d'Annaba.

Ses coordonnées géographiques au centre sont 36° 51' 511 Nord – 8° 30' 100 Est

De forme allongée, on peut définir des axes d'allongement remarquables. Sa longueur, selon un axe nord-est – sud-ouest, est de 7,1 km. La largeur selon un axe est-ouest passant par le centre est de 3,5 km en moyenne. Le périmètre est égal à 22 km environ. La superficie en situation de pleine eau est égale à 2300 ha environ. Elle est sensiblement réduite en été du fait de l'évaporation. Les zones exondées sont localisées à l'ouest et à l'ensemble de la partie sud du lac.

Les mesures bathymétriques font ressortir que le lac Tonga est un plan d'eau peu profond. La profondeur maximale mesurée en période estivale est de 1,80 m. La profondeur moyenne est de 1,20 m. Les mesures effectuées dans le périmètre des trois hectares font ressortir une profondeur maximale de 1,20 m au niveau du canal et 0,65 m de part et d'autre de ce même canal.

A l'instar du lac Oubeira, on retiendra que le lac Tonga se caractérise par une variation relativement faible de la profondeur au niveau des rives sauf au niveau de la digue. Dans sa majeure partie, la topographie du fond du lac peut être considérée comme très homogène.

On peut estimer le volume du lac Tonga, à partir de sa profondeur moyenne, à environ 28.000.000 m³ en période de pré étiage. Cette valeur doit être sensiblement supérieure en période de pleine eau. Le caractère endoréique du lac Tonga l'expose à des variations sensibles de son volume et de sa surface en eau. L'intense évaporation estivale peut retirer un volume d'eau important, supérieur à 50% du volume maxi.

I.2.3. La lagune El Mellah

Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant du lac Mellah s'étend sur une superficie de 8 250 hectares soit 82,5 km². Le plan d'eau représente le un dixième (1/10) de la surface totale

Physiquement, le bassin versant est limité à l'ouest par une suite de petits chaînons montagneux aux formes allongées et sinueuses (kef Karussa 247 m, djebel Koursi 329 m, djebel Bez Zeze 309 m, kef Fegaia 325 m), leurs versants sont exposés au nord-est et sont entaillés par une multitude de talwegs donnant naissance à deux principaux oueds (Reguibet et Mellah). La bordure Est de ce bassin versant, peu étendue, est contrée par la présence très rapprochée du bassin de l'Oubeira.

Le bassin versant est subdivisé en trois sous bassin versants, il s'agit des sous bassins versants de l'oued Reguibet, Mellah et de l'oued El Aroug.

Le plan d'eau du lac Mellah, quant à lui, couvre une superficie de 864 ha, soit 10% de la surface totale

Le lac peut être considéré comme un niveau de base vers lequel convergent les eaux de surface et les eaux souterraines. Il constitue un réceptacle particulier compte tenu de sa relation directe avec la mer par son chenal au nord. Il est alimenté par trois

principaux cours d'eau. L'oued Reguibet (ou oued Bou Hadjla) au NE, l'oued Mellah au SW et l'oued El Aroug qui subdivisent le bassin versant du mellah en trois sous-bassins.

 **Caractéristiques du bassin versant**

Superficie totale :.....	8250	ha
Superficie du lac ;.....	864	ha
Superficie du bassin versant (sans le plan d'eau) :	7386	ha
Périmètre du plan d'eau :	13,53	Km
Superficie du micro bassin versant de Garaet Ez Zerga :	425,9	ha
Périmètre du Micro bassin versant de Garaet Ez Zerga :	11,32	Km.

Superficies des zones inondables (hautes eaux) : Oued El Aroug: 88,11ha et Oued Soug Erguibet: 32,5ha

Longueur totale du réseau hydrographique ~ 124,3 Km

Densité de drainage : 1,65 Km / Km²

 **Caractéristiques morphométriques de la lagune El Mellah**

Le régime d'écoulement des oueds dans le bassin versant est pérenne pour l'oued El Aroug, l'Oued El Mellah et l'Oued Soug Erguibet. Il est temporaire pour les autres cours d'eau qui arrivent au lac.

Par le chenal du lac Mellah se produisent des transferts de volumes qui sont liés aux mouvements des marées et de la houle qui élèvent sensiblement le niveau de la mer au dessus de celui des eaux du lac. La mer « coule dans le lac ». A l'inverse, quand les précipitations relèvent le niveau des eaux du lac au dessus de celui de la mer, le lac « coule » vers la mer. Les volumes d'eau échangés entre le lac et la mer ont été calculés à partir des vitesses de courant à l'aplomb de la section où est faite la mesure. Cela donne : Le débit des sorties annuelles est quatre fois plus important que celui des entrées. Le volume global annuel exporté du bassin versant est égal à 15.86 Hm³/an

Le volume du lac, calculé à partir des données de la bathymétrie effectuée au printemps 2004 a donné un volume de 27 Hm³/an.

I.3. Localisation des stations d'échantillonnages

⊕ Lac Oubeira :

Nous avons implanté nos stations d'échantillonnage à l'embouchure des principaux cours d'eau (fig.5)

- Station 01 : Embouchure d'oued Messida
- Station 02 : Embouchure de Dey L'Graa
- Station 03 : Embouchure de Boumerchene
- Station 04 : Embouchure de Demnet Rihana

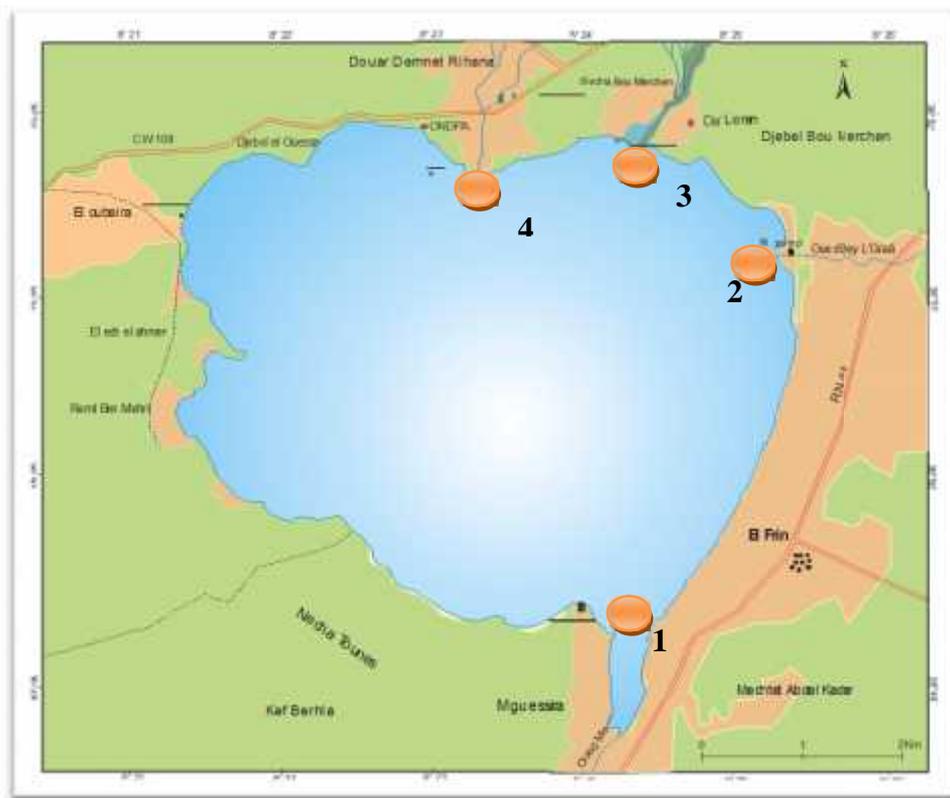


Figure 5 : Localisation des stations d'échantillonnages dans le lac Oubeira (M.P.R.H, 2004 modifiée).

⊕ Lagune El Mellah

L'échantillonnage du phytoplancton a été réalisé dans deux stations de la lagune El Mellah ; la récolte des bivalves a été réalisée dans la berge Sud du lac, face à la zone marécageuse de l'Oued Boularoug ; ce site abrite deux populations naturelles de Coque et de Palourde (fig.6). Les campagnes de prélèvement sont effectuées « in situ ». Dans le choix des stations, nous avons tenu compte de la topographie du lac et

de sa bathymétrie, des apports en eau et des données sur la circulation des courants.

- **Station 1**: dans la berge Sud du lac dans laquelle l'Oued Boularoug se jette; ce site abrite deux populations naturelles : Coque et Palourde
- **Station 2** : dans la berge Est du lac dans laquelle l'Oued Boumalek se jette.

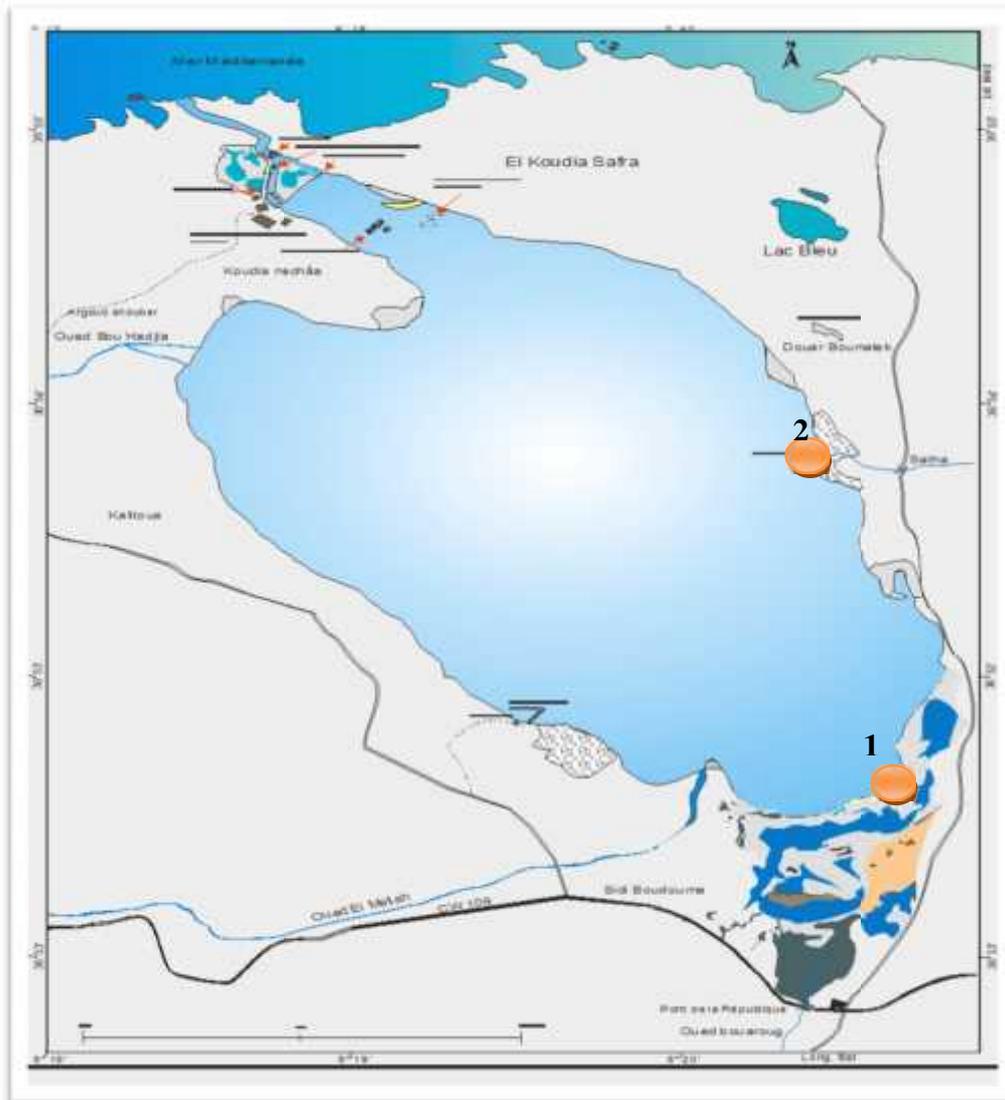


Figure 6 : Localisation des stations d'échantillonnages dans la lagune El Mellah (M.P.R.H, 2004 modifiée).

⊕ **Lac Tonga**

Dans le lac Tonga, deux stations d'échantillonnage ont été sélectionnées (fig.7) :

- **Station 1** : au niveau des vannes
- **Station 2** : au centre du lac



Figure 7 : Localisation des stations de prélèvement dans le lac Tonga
(M.P.R.H, 2004 modifié).

I.4. Prélèvements et identification du phytoplancton

Les prélèvements des échantillons d'eau et du matériel biologique sont réalisés mensuellement de Janvier 2007 à Décembre 2007 entre 9h et 13h. L'échantillonnage des microalgues est réalisé à l'aide d'un filet à phytoplancton de 20 μ m de vide de maille (fig.8). L'opération consiste à filtrer 50 litre d'eau de surface (à 20cm en dessous de la surface de l'eau), le produit collecté est versé dans une bouteille en verre ombré de 125ml contenant 5ml de formol à 10%.

Les échantillons doivent être transportés dans une glacière au frais et à l'obscurité. S'ils ne sont pas analysés immédiatement, les échantillons peuvent être conservés au réfrigérateur pendant 24 à 48 h après le prélèvement.

Identification et dénombrement des microalgues.

Trois classes phytoplanctoniques ont fait l'objet de cette étude : les diatomées, les dinoflagellés et les cyanobactéries.

La détermination des genres de chaque récolte est réalisée à partir de l'observation sous microscope optique des caractères morpho anatomiques représentant les clés d'identification retenues par Grégoire *et al* (1978), Bourrelly, (1985) et Michel, (1987). Les principaux critères retenus sont :

- La forme de la colonie ou du trichome.
- La taille et la couleur

Le dénombrement des microalgues 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.8).

▪ 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).

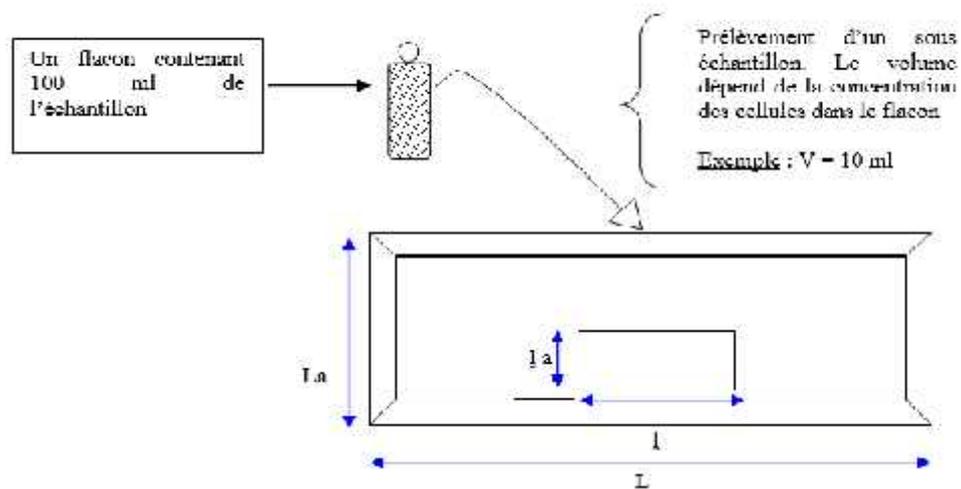


Figure 8 : Schéma synthétique du dispositif de comptage du phytoplancton.

I.5. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres mesurés sont : la température, le pH, l'oxygène dissous et la salinité.

- Les mesures de la température « T°C », l'oxygène dissous (O_2) et la salinité sont réalisés *in situ*, (au moment de l'échantillonnage) à l'aide d'un multi paramètre (Pionner 20 & 30). (fig.9) ; quant à la mesure du pH, elle est effectuée à l'aide d'un multi paramètre (Consort 535) (fig.10).

L'utilisation de ces appareils consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis à attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après bien sur stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran.



Figure 9 : Multi paramètre
(Consort 535)



Figure 10 : Radiomètres analytiques
(Pionner 20 et Pionner 30)

I.6. Dosages des sels nutritifs :

Des volumes de l'ordre de 1,5l d'eau de surface sont prélevés mensuellement et au niveau de chaque station pour la réalisation des différents dosages ; quatre éléments nutritifs sont dosés par des méthodes colorimétriques (Aminot *et al*, 1983) à l'exception du nitrate (Aoac, 2002)

• Dosage de l'Azote Nitreux (les Nitrite 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.

Le dosage est effectué selon la méthode colorimétrique décrite par Aminot *et al*, (1983).

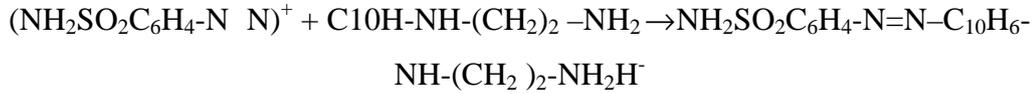
🌈 Principe

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 :



Sulfanilamide

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 R1 (SOLUTION DE SULFANILAMIDE) puis mélanger et laisser reposer 2 à 8 mn.
- Ajouter, ensuite, 1ml de R2 (SOLUTION DE N-NAPHTYL-ÉTHYLÉNEDIAMINE) 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 } = 543 nm.

✓ Calcul de la concentration du Nitrite :

$$\text{NO}_2 \text{ (}\mu\text{m/l)} = \frac{D_0 \text{ NO}_2 - 0.0048}{0.0443}$$

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

• L'Azote ammoniacal total (N-NH₃ + N-NH₄⁺):

L'azote ammoniacal est sous forme d'ions ammonium (NH₄⁺) dans la gamme de pH des eaux marines. Il occupe une place particulière dans le cycle de l'azote. Ces ions sont assimilés par les végétaux aquatiques. Par ailleurs, la dégradation de l'azote organique particulaire ou dissous donne lieu à la formation d'azote ammoniacal (qui peut s'oxyder ensuite en nitrite puis nitrate). Ils participent donc à l'activité autotrophe et à l'activité hétérotrophe. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes (Aminot et *al.*, 1983).

🌈 Principe

Le dosage est basé sur la réaction signalée par Berthelot (1859). En milieu alcalin, l'ammoniac dissous réagit avec l'hypochlorite pour former une monochloramine. Ce composé, en présence de phénol et en milieu oxydant (excès d'hypochlorite), donne lieu à la formation d'un complexe coloré en bleu (le bleu d'indophénol) que l'on peut doser par spectrophotométrie. A 20°C, la réaction demande 6 h pour se développer. L'absorption est mesurée à 630 nm.

La méthode a été appliquée à l'eau de mer, en particulier par Solorzano (1969) et par Koroleff (1969). La précipitation du calcium et du magnésium en milieu basique est évitée par complexation avec le citrate trisodique.

🌈 Mode opératoire

- Prendre 100 ml (\pm 5 ml) de l'échantillon.
- Ajouter 3 ml du R₁ (SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSATE).
- Boucher et agiter pour bien homogénéiser.
- Ajouter sans attendre 3 ml du R₂ (SOLUTION ALCALINE D'HYPPOCHLORITE) boucher et agiter à nouveau.
- Placer immédiatement à l'abri de la lumière pendant 6 à 8 heures (température ambiante).
- Mesurer l'absorbance à $\lambda = 630$ nm.

Calcul de la concentration de L'Azote ammoniacal total

$$NH_4^+ (\mu\text{m/l}) = \frac{D_0 NH_4 - 0.0153}{0.0335}$$

NB : Voir en annexe la préparation des réactifs R₁ et R₂.

• Dosage des Ortho phosphates (PO₄⁻³)

La méthode de Murphy (1962) reste encore aujourd'hui une des plus rapides et des plus simples pour le dosage des ions orthophosphates dans l'eau de régénération. Elle varie de moins de 0,01 μM dans l'eau de surface (pendant la période de croissance du phytoplancton) à 3 μM en profondeur.

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.

La méthode utilisée pour le dosage des orthophosphates a été mise au point par Murphy et Riley (1962). Les ions orthophosphates sont susceptibles de réagir avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe jaune, le phosphomolybdate d'ammonium. Par réduction de ce complexe, on obtient une coloration bleue. L'utilisation de l'acide ascorbique comme agent réducteur donne les résultats les plus reproductibles et il a l'avantage de pouvoir être utilisé dans un réactif unique : molybdate d'ammonium, acide ascorbique, acide sulfurique et antimonyl tartrate de potassium. L'antimoine fourni par l'antimonyl réduit le temps de développement de la coloration de 24 h à quelques minutes.

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 } = 885 nm.

✓ Calcul de la concentration des Ortho phosphates

$$PO_4^{3-} (\mu\text{M/l}) = \frac{D_0 PO_4^{3-} - 0.00149}{0.0196}$$

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

• **Dosage de l'Azote Nitrique (les Nitrate NO₃) :**

Les Nitrates sont le résultat normal de l'oxydation de l'azote organique (nitrification), en concentrations excessives et associés aux phosphates, ils favorisent le phénomène d'eutrophisation

L'ion nitrate est la forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse ; cet ion ne présente pas de faculté de compléxation 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.

🌈 **Mode opératoire**

▪ Dans une série de béchers : on met 5 ml d'échantillon de notre eau, puis on ajoute des volumes de la solution KNO₃ de façon à avoir 0.0 ; 1.0 ; 2.0 ; 3.0 ; 4.0 ; 5 ml de NO₃. Enfin on rajoute 1 ml de brucine sulfanilique à toute la série (Aoac, 2002).

▪ Dans une 2^{ème} série de béchers : on introduit 10 ml de H₂SO₄ (solution)

• On mélange les deux séries de béchers en prenant soin de rajouter l'étalon dans le bécher H₂SO₄ goutte à goutte

• On verse d'un bécher à l'autre avec précaution 4 à 6 fois.

• On met les béchers à l'obscurité pendant 10 minutes.

• On introduit 10 ml de H₂O dans un bécher vide, après les 10 minutes de pause

• On mélange la 1^{ère} série de béchers comme auparavant (4 à 6 fois) et on les laisse refroidir 20 à 30 minutes à obscurité.

• Enfin on complète les volumes à 50 ml puis on les passe au spectrophotomètre pour lecture des absorbances à une longueur d'onde de 410 nm (Aoac, 2002)

▪ **Calcul de la concentration des Nitrates**

$$NO_3 (\mu\text{m/l}) = \frac{D0 \times 0.716 \times 10000}{5}$$

1.7. Matière en suspension (MES)

La connaissance de la quantité de matières en suspension (MES) est importante pour l'étude des milieux aquatiques. D'une part, les particules réduisent la transparence de l'eau et de ce fait la production primaire photosynthétique. D'autre part, elles présentent une surface de contact importante pour les échanges physico-chimiques ou biologiques avec l'eau de mer. 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 est 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 la rétention de 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).

✓ Calcul de la teneur en MES

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

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

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

V = volume filtré (litre).

1.8. Dosage de la Chlorophylle a :

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 phytoplanktonique par voie chimique (par extraction et détermination des pigments photosynthétiques) s'avère satisfaisante, plus simple et plus rapide.

Le dosage de la chlorophylle a est réalisé selon la méthode monochromatique de Lorenzen (1967) utilisant comme solvant l'acétone à 90%.

Mode opératoire :

• Placer le filtre sur l'équipement de filtration ; l'eau doit être filtrée le plus rapidement possible après le prélèvement ; ceci permet l'élimination grossière du zooplancton.

• Recouvrir le filtre d'une fine couche de la suspension de carbonate de magnésium (environ 1ml).

• Verser un volume ($V_1=0.1$ l) de l'échantillon à travers le filtre en fibre de verre.

• Récupérer le filtre, puis le placer dans un tube à centrifuger contenant un volume d'acétone ($V_2=15$ ml) à 90%.

• Agiter pendant 1 min, puis déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette en verre à embout coupant.

• Placer le tube à l'obscurité pendant une vingtaine d'heures au réfrigérateur, de façon à permettre l'extraction de la chlorophylle.

• Après l'extraction, le tube est centrifugé à 4000 tr / min pendant 5 min.

• Transférer le surnageant dans la cuve du spectrophotomètre.

• Effectuer les mesures d'absorbance aux longueurs d'ondes 750 et 665 nm.

• Acidifier par addition 10 μ l d'HCL dans la cuve, agiter puis attendre 6 min.

• Mesurer les absorbances brutes des extraits acidifiés à 750 et 665nm

✓ **Expression des résultats :**

• Les absorbances lues à 665 nm et à 750 nm doivent être corrigées en soustrayant les blancs des cuves.

• Soustraire les absorbances lues à 750 nm avant et après acidification, soit :

E1= Absorbance corrigée avant acidification.

E2= Absorbance corrigée après acidification.

La teneur de l'eau en chlorophylle a (mg / l) est calculée selon l'équation suivante:

$$\text{Chlorophylle a (mg / l)} = \frac{26,7 \times (E_1 - E_2) \times V_2}{V_1 \times l}$$

I.9. Matériel biologique

I.9.1. La palourde : *Ruditapes Decussatus*

La palourde est un coquillage à la chair fine et délicate rattachée la famille des Vénéridés (d'où le nom de son élevage : la vénériculture), que l'on peut trouver enfouie dans différents types de substrats tels que le sable et la vase.

C'est un mollusque bivalve lamellibranche filtreur qui, grâce à ses 2 siphons, l'un permettant l'entrée et l'autre la sortie de l'eau de mer, respire et capte le phytoplancton dont il se nourrit.

Systématique de la Palourde *Ruditapes Decussatus*

Plusieurs classifications des mollusques bivalves existent. Selon que les auteurs tiennent compte de la coquille, de celle de la charnière ou de la structure des branchies. Dans ce travail la classification de Newell (1965), basée sur les caractéristiques de la coquille, et plus particulièrement sur l'étude des charnières, a été adoptée.

-Embranchement	Mollusques
-Classe	Bivalves
-Sous classe	Heterodonta
-Ordre	Veneroida
-Super famille	Veneracea
-Famille	Veneridae
-Sous famille	Tapetinae
-Genre	<i>Ruditapes</i>
-Espèce	<i>Decussatus</i> (LINNAEUS, 1758).

Noms communs : Anglais "Butterfish"; Algérie à El-Kala "Balourda"; Tunisie "Babouch-essouad"; Français "Palourde"; Espagnol "Almeja"; Italien "Arsella"

Morpho anatomie de la Palourde

Ruditapes Decussatus possède une coquille équivalve. La région antérieure est courte et arrondie, la région postérieure est plus développée, plus haute et plus ou

moins tronquée à son extrémité. La coquille est ornée d'un double régime de stries ; des stries rayonnantes partant du sommet et des stries concentriques. Ces dernières sont particulièrement bien marquées dans la région antérieure et surtout dans la région postérieure formant les décussations caractéristiques. La charnière comprend trois dents cardinales dans chaque valve.

La coloration de la coquille est blanchâtre à brun clair extérieurement, avec ou sans motifs bruns plus intenses ; l'intérieur de la coquille est blanchâtre à jaunâtre.

Le corps de la palourde est relié à la coquille par le manteau qui la secrète et par les muscles adducteurs qui l'attachent aux deux valves. Il comprend différents organes correspondant aux fonctions physiologiques nécessaires à la vie du bivalve.

Habitat et biologie :

Ruditapes Decussatus est considéré par Picard, (1965) comme une espèce caractéristique exclusive de la biocénose des sables vaseux en mode calme (SVMC) vivant dans des eaux abritées peu profondes, enfouie dans le sédiment jusqu'à une dizaine de centimètres de profondeur. Les gisements naturels sont situés à l'embouchure des cours d'eau, des baies, des lagunes et des étangs littoraux en communication temporaire ou permanente avec la mer (Parache, 1982).

La palourde est une espèce relativement eurytherme, survivant à des températures variant de 5 à 30°C, et pouvant résister plus de trois jours environ hors de l'eau à 20°C (Parache, 1982 ; Riva, 1976). Ces mêmes auteurs indiquent que la palourde présente une tolérance à une grande variation de la salinité des eaux pouvant atteindre une salinité de 50 ‰. Parache (1982) rapporte une salinité de 20 ‰, comme limite inférieure et une sensibilité à une déficience en oxygène dissous pour des taux de saturation en oxygène inférieurs à 50 %.

C'est un animal à sexes séparés. La reproduction est caractérisée par 2 périodes : Activité sexuelle d'avril à octobre, avec 2 pontes : la première de mai à juin et la deuxième d'août à septembre et une période de repos sexuelle de novembre à mars.

Selon Gerard, (1978) *Ruditapes Decussatus* est présent depuis le 61^{ème} degré Nord jusqu'au 12^{ème} degré Nord. Cette espèce est néanmoins absente en mer du Nord sauf en Norvège et au Danemark. Au niveau des îles Britanniques, elle n'existe que sur les côtes Ouest et Sud ; Au Sud de cette zone, on la rencontre sur toutes les côtes de l'Atlantique jusqu'au Sénégal. En méditerranée, *Ruditapes Decussatus* est présent sur l'ensemble du pourtour du bassin Méditerranéen (Pallary, 1906). De plus selon

(Fischer-Piette *et al.*, 1971), l'espèce est en voie d'expansion dans le canal de Suez vers la Mer Rouge où des spécimens ont été découverts à Râs Banas (Egypte).

I.9.2. La Coque : *Cerastoderma glaucum*

Morpho anatomie de la Coque

Cerastoderma glaucum ou *Cardium glaucum* est appelée communément la coque. *C. glaucum* a une coquille équivalve légèrement ovulaire, souvent étirée vers l'arrière et porte des cotes radiaires fortes, au nombre de 25 en moyenne (Grimes, 1994). Extérieurement, la coquille est blanchâtre à gris - jaune sale. L'intérieur est blanc et souvent tacheté de gris brun.

Le nom scientifique de la coque européenne comestible connue est *C. glaucum*, selon Bruguière (1789). Sa position systématique est la suivante :

Systématique de la Coque *Cerastoderma glaucum*

-Embranchement	Mollusques
-Classe	Bivalves
-Sous Classe	Hétérodontes
-Ordre	Veneroides
-Sous ordre	Lucinia
-Famille	Cardiidae
-Genre	<i>Cardium</i>
-Espèce	<i>glaucum</i> (Bruguière, 1798).

Noms communs : **Anglais** "Olive green cockle"; **Espagnol** "Berberecho verde"; **Français** "Coque glauque"; **Algerie (El-kala)** "Coque".

Habitat et biologie :

Il existe environ 200 espèces de coques, la plupart vivant sous les tropiques et dans le sable à faible profondeur (Zwarts et Wanink, 1989). Elle occupe donc une position très superficielle dans le sédiment et il arrive même de les trouver en surface; elle est étroitement dépendante de la qualité du sédiment et peut supporter des écarts de salinité ente 10 et 60 % (Creek, 1960).

Elle est suspensivore et filtre les particules juste au dessus de l'interface eau - sédiment ainsi que les substances dissoutes dans la colonne d'eau qu'elle assimile via les processus de filtration, respiration et ingestion (Bayne *et al.*, 1985). A la surface

du sable, on distingue difficilement deux trous qui correspondent aux deux orifices respiratoires qui se prolongent par des siphons courts ; le siphon inspirateur est proche du pied alors que le siphon expirateur est proche du crochet de la coquille. Ces siphons communiquent avec la cavité du manteau qui est donc traversée par un courant d'eau qui baigne les branchies formées de filaments, couvertes de cils vibratiles dont les mouvements créent le courant d'eau. La respiration est branchiale. La coque appartient à la famille des *cardiidae*, comme pour la palourde sa locomotion est assurée par un organe musculueux dit pied ; elle a par ailleurs, la capacité de s'enterrer en cas de prédation.

C'est un animal à sexes séparés; à l'issue d'une fécondation aquatique externe, les oeufs donnent naissance à des larves véligères ciliées qui après métamorphose donneront un juvénile. La ponte a lieu en mai et septembre-octobre. Selon Bougis (1976), la période de reproduction s'étale de la fin février jusqu'à la fin octobre, sans période de repos sexuel.

Répartition géographique :

Les coques sont rattachées au Genre *Cardium* ; au sein des bivalves elles sont principalement méditerranéennes. En Algérie, elles ont été signalées pour la première fois dans le lac El Mellah par Bakalem et Romano (1979). Cette espèce est également rencontrée en Tunisie, au Maroc, en Italie, en Espagne, en Sicile et en France. Généralement, elle peuple des fonds variés de l'étage infralittoral (Fisher et *al.*, 1987).

I.10. L'indice de condition

Au niveau de la lagune El Mellah la récolte de la palourde et de la coque est une activité artisanale; elle se pratique à pied, les bivalves benthiques sont récoltés soit à la main, à très faible profondeur (elles sont repérées à l'œil nu grâce aux petits trous à la surface du sédiment correspondant à l'apparition des siphons); soit à la clovissière, râteau à dents muni d'un filet emmanché sur une perche.

Les Palourdes et les coques utilisées pour la réalisation de cette étude ont été récoltées dans la zone sud de la lagune El Mellah, durant la période s'étalant de septembre 2003 à mai 2004 (fig.1). Les spécimens utilisés sont au nombre de 10 individus par mois ; il n'a pas été tenu compte de leur sexe.

Pour le calcul de l'indice de condition des bivalves récoltés nous procédons à la pesée des individus à l'aide d'une balance de précision (Sartorius H110, précision 0,1 mg) : Poids total (Pt) et Poids sec de la chair (Psec).

Selon Pellerin-Massicote *et al.*, (1989), le calcul de l'indice de condition (IC) est nécessaire lors de suivi environnemental, car il permet l'évaluation de l'état général de l'animal, son état bioénergétique et son état reproducteur; l'indice de condition en chair a été calculé de la manière suivante :

$$IC = \frac{\text{Poids sec de la masse mole}}{\text{Poids total de la coquille}} \times 100$$

- Le poids sec de la masse molle correspond au poids de la chair molle séchée (P ch-s) à l'étuve à 80° pendant 24h

Remarque : cet indice ne tient pas compte des fluctuations de la teneur en eau emprisonnée dans les valves de l'animal.

I.11. Dosages biochimiques

I.11.1. Dissection et prélèvement :

Les individus récoltés sont rapidement acheminés au laboratoire dans des bacs en plastiques contenant de l'eau du lac, afin d'être disséqués. La séparation des valves est réalisée au moyen d'un scalpel ; après leur ouverture, une fraction du manteau, de l'ordre de 0.6 gr, est prélevée, puis est rapidement enveloppée dans du papier aluminium, sur lequel est collée une étiquette portant le jour, le mois et l'année correspondant à la cueillette. Par la suite, l'échantillon est conservé dans un congélateur, à -20°C, jusqu'au moment du dosage du glutathion réduit (GSH) et le glutathion S-transférase (GST).

I.11.2. Technique de dosage de la GSH

 **Principe** : Le principe de ce dosage repose sur la mesure de l'absorbance optique (par un spectrophotomètre) de l'acide 2-nitro-5-mercaptopurique. Ce dernier résulte de la réduction de l'acide 5,5'-dithio-bis-2-nitrobenzoïque (réactif d'Ellman) par les groupements (-SH) du glutathion. Une fois préparé, l'homogénat doit subir une

déprotéinisation (par l'acide sulfosalicylique 0,25%) afin de protéger les groupements –SH du glutathion (Weeckbeker et Cory, 1988).

Protocole expérimental

Les échantillons sont mis individuellement en présence d'une solution d'EDTA (Acide Ethylène Diamine Tetra Acétique) à 0,02 M.

Le mélange est mis dans des glaçons avant d'être broyé aux ultrasons (Sonifer B-30) pendant 35 secondes.

- Prélever 0,8 ml de l'homogénat.
- Ajouter 0,2 ml d'une solution d'acide sulfosalicylique (SSA) 0,25%.
- Agiter et laisser pendant 15 minutes dans un bain de glace.
- Centrifuger à la vitesse de 1000 tours/mn pendant 5 minutes.
- Prélever 0,5 ml du surnageant.
- Ajouter 1 ml du tampon Tris-E.D.T.A. (Contenant 0,02 M d'EDTA, pH=9.6).
- Mélanger et ajouter 0,025 ml de l'acide 5-5'- dithio-bis-2- nitrobenzoïque (DTNB) à 0,01 M (dissous dans le méthanol absolu).
- Laisser pendant 5 minutes dans la température ambiante pour la stabilisation de la couleur. La réaction colorimétrique se développe instantanément.
- Mesurer l'absorbance optique à 412 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (Jenway 6105 à U.V. visible).

- ✓ La concentration du glutathion est obtenue après application de la formule suivante :

$\text{GSH} = \frac{\text{DO} \times 1 \times 1,525}{13100 \times 0,8 \times 0,5 \times \text{mg prot}} \quad \mu\text{M/mg de tissus}$

DO : densité optique.

I : Le volume total des solutions utilisées da la déprotéinisation (0,8 ml Homogénat + 0,2 ml SSA).

1,525 : Le volume total des solutions utilisées dans le dosage du GSH au niveau du surnageant (0,5 ml surnageant + 1 ml Tris EDTA + 0,025 ml DTNB à 0,01 M dissous dans le méthanol absolu).

13100 : Coefficient d'absorbance (concernant le groupement –SH à 412 nm).

0,8 : Le volume de l'homogénat trouvé dans 1 ml.

0,5 : Le volume du surnageant trouvé dans 1,525 ml.

I.11.3. Technique de mesure de l'activité du glutathion-S-transférase

Principe de dosage : La mesure de l'activité de la GST consiste à fournir à l'enzyme un substrat (en général du chlorodinitrobenzène, qui réagit facilement avec de nombreuses formes de GST) et du glutathion. La réaction catalysée de conjugaison de ces deux produits entraîne la formation d'une molécule nouvelle, qui absorbe la lumière à 340 nm de longueur d'onde. Il est possible de quantifier cette absorption au moyen d'un spectrophotomètre chaque minute pendant 5 minutes et la valeur de densité optique mesurée est directement proportionnelle à la quantité de conjugué formée, elle-même liée à l'intensité de l'activité GST (Habig et *al.*, 1974).

Protocole expérimental :

- On prélève 0,1g du tissu que l'on homogénéise à l'aide d'un ultra son dans 1 ml de tampon phosphate à 0,1 M (pH = 6,5) auquel on ajoute du saccharose (0,25M).
- L'homogénat est ensuite centrifugé à 40 000 t/mn pendant 30 minutes.
- On prélève 0,2 ml de surnageant auquel on ajoute 1,2 ml de tampon phosphate puis on mélange à une solution de 2,5 mM 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB), de 2 mM de glutathion (GSH) et de l'éthanol (4%).
- L'activité est mesurée comme changement d'absorbance par minute à 340 nm.

✓ La concentration de la GST est obtenue après application de la formule suivante :

$$\text{GST} = \frac{\text{DO/ mn Echantillon} - \text{DO/ mn Blanc}}{9,6 \times \text{mg de protéines}} \quad \mu\text{M/mn/mg de protéines}$$

DO : Densité optique de l'échantillon/min.

DO/ mn Blanc : Densité optique du blanc/min de Hill et Lévi (1954). Basée sur la mesure continue de la vitesse d'oxydation de nicotinamide.

9,6 : Coefficient d'extinction du GSH-CDNB exprimé en Mm. Cm.

I.11.4. Dosage des protéines :

Le dosage des protéines est réalisé selon la méthode de Bradford, 1976)

Protocole expérimental

- Prélever 100 µl de surnageant (de l'homogénat de départ) ;
- Ajouter 4 ml de Bleu Brillant de Coomassie BBC (50 mg de BBC + 50 ml d'acide orthophosphorique à 85 +25 ml d'alcool à 95° puis compléter à 500 ml avec l'eau distillée).
- Agiter pendant 5mn ;
- Mesurer l'absorbance optique à 595 nm.

La gamme d'étalonnage des protéines est réalisée à partir d'une solution d'albumine de sérum de bœuf (BSA) (1 mg/ml) selon les indications données dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
BSA (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée (µl)	100	80	60	40	20	0
BBC (ml)	4	4	4	4	4	4

- **Préparation du réactif :** Dissoudre 100 mg de bleu brillant de coomassie G 250 dans 50 ml d'éthanol 95° et les mettre, pendant 2 heures, sur un agitateur magnétique. Ajouter 100 ml d'acide orthophosphorique 85 et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée, mettre au frais et délais d'utilisation 2 à 3 semaines.

I.12. Paramètres structuraux des peuplements phytoplanktoniques:

I.12.1. 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.

I.12.2. 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 $H' \text{ max}$ se calcule comme suit:

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

S : Richesse totale de ce peuplement

$H' \text{ max}$: Diversité théorique maximale.

I.12.3. 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 $H' \text{ max}$ (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 ont été établies sous MICROSOFT EXCEL.

I13. Analyse statistique

I13.1. Analyse statistique univariée

Nous avons réalisé une comparaison entre la densité en microalgues de la lagune El Mellah et le lac Oubéira 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 sites \Rightarrow NS
- Si $P \leq 0.05 \Rightarrow$ il y a des différences significatives entre les sites \Rightarrow *
- Si $P \leq 0,01 \Rightarrow$ il y a des différences hautement significatives entre sites \Rightarrow **
- Si $P \leq 0,001 \Rightarrow$ il y a des différences très hautement significatives entre les sites \Rightarrow ***

I13.2. 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.

- Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de corrélations.

- Si $P = 0.05 \Rightarrow$ il existe une corrélation significative $\Rightarrow *$
- Si $P = 0,01 \Rightarrow$ il existe une corrélation hautement significative $\Rightarrow **$
- Si $P = 0,001 \Rightarrow$ il existe une corrélation très hautement significative $\Rightarrow ***$

I.13.3. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique descriptive permettant d'étudier les relations qui existent entre variables quantitatives, sans tenir compte, a priori, d'une quelconque structure, ni des variables, ni des individus.

Le premier objectif de l'ACP est bien de remplacer les variables initiales, généralement corrélées, par des variables non corrélées. Le second objectif est de réduire autant que possible le nombre de variables à prendre en considération, c'est-à-dire, le nombre de dimensions de l'espace dans lequel les variations doivent être étudiées.

Chapitre II
Caractérisation
physique et chimique
du Milieu

Chapitre II. Caractérisation physique et chimique du milieu

II.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux du lac Oubeira

II.1.1. Température

La courbe de température montre une évolution similaire dans l'ensemble des stations échantillonnées ; la température de l'eau la plus basse est notée en décembre et la plus élevée en août. La phase de croissance de la température de l'eau est illustrée par un écart de 15°C entre décembre et août et la phase de décroissance s'est soldée par un écart de 10°C entre Août et décembre (fig.11).

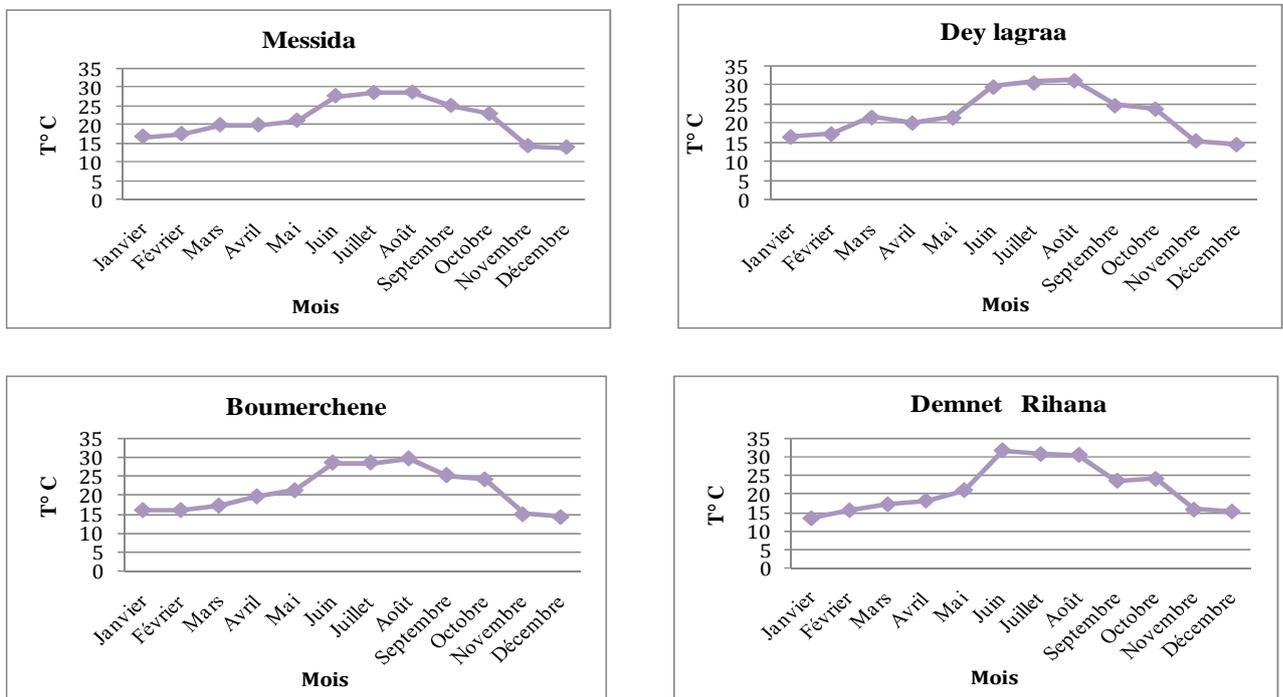


Figure 11 : Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant la température de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives aussi bien entre les mois ($p = 0,000$) qu'entre les stations ($p = 0,000$).

II.1.2. Oxygène dissous

Les teneurs moyennes en oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira sont comprises dans l'intervalle 14 - 5 mg/l ; les valeurs maximales étant relevées en janvier et les minimales en août.

Nous notons de janvier à mars des teneurs en oxygène dissous supérieures à 10 mg/l, ces teneurs restent proche de 10 mg/l au printemps puis chutent en été pour atteindre les minimales ; en période automnale les teneurs en oxygène dissous remontent pour se rapprocher de la valeur 6 mg/l (fig.12).

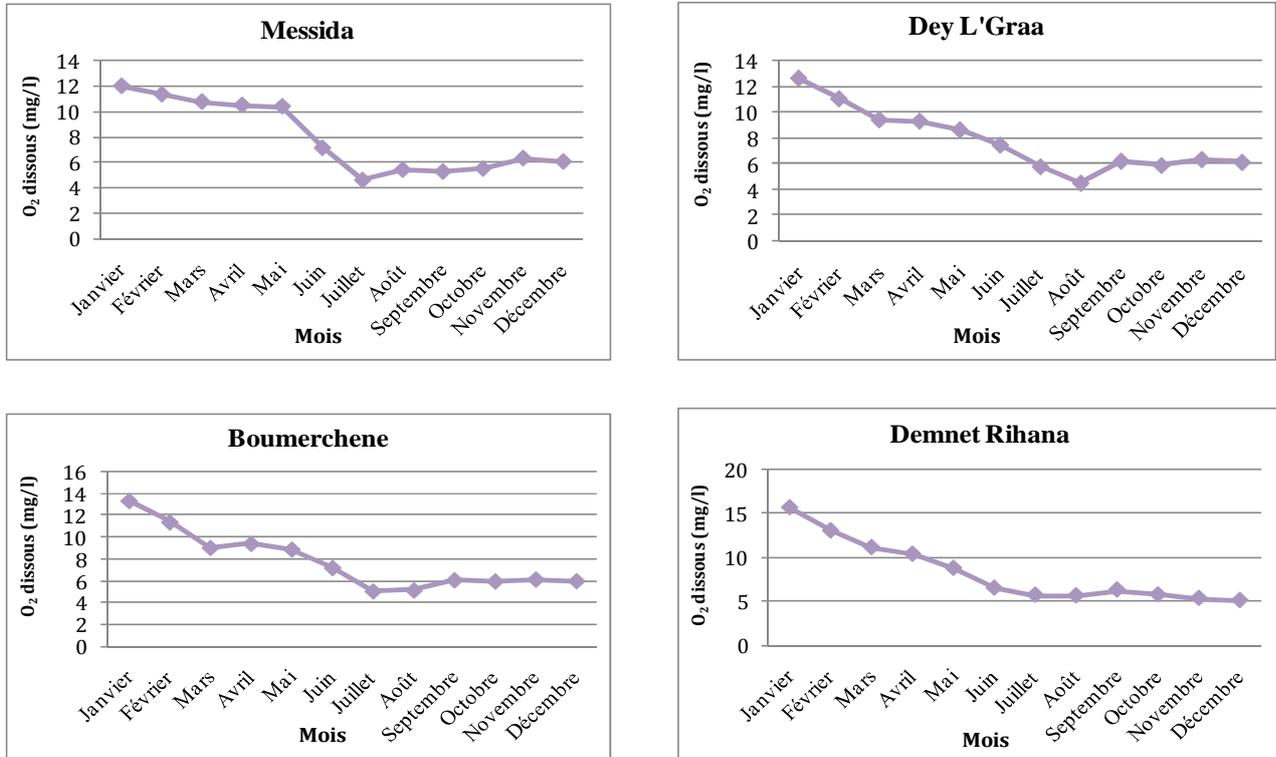


Figure 12 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en oxygène dissous de l'eau, montrent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois ($p = 0,000$); nous notons, selon cette même analyse, que les teneurs en oxygène dissous ne montrent pas de différences significatives entre les stations.

II.1.3. pH

Le pH de l'eau du lac Oubéira varie de 6 à 9 selon le mois et surtout la station d'échantillonnage ; le pH moyen de l'eau de l'Oubeira est alcalin. Il est toutefois noté que c'est en période estivale et automnale que le pH est le plus souvent proche de la valeur 8. Cependant, des baisses sensibles du pH sont relevées en mars, à Messida et Dey L'Graa et en septembre, à Demnet Rihana et Dey L'Graa (fig.13).

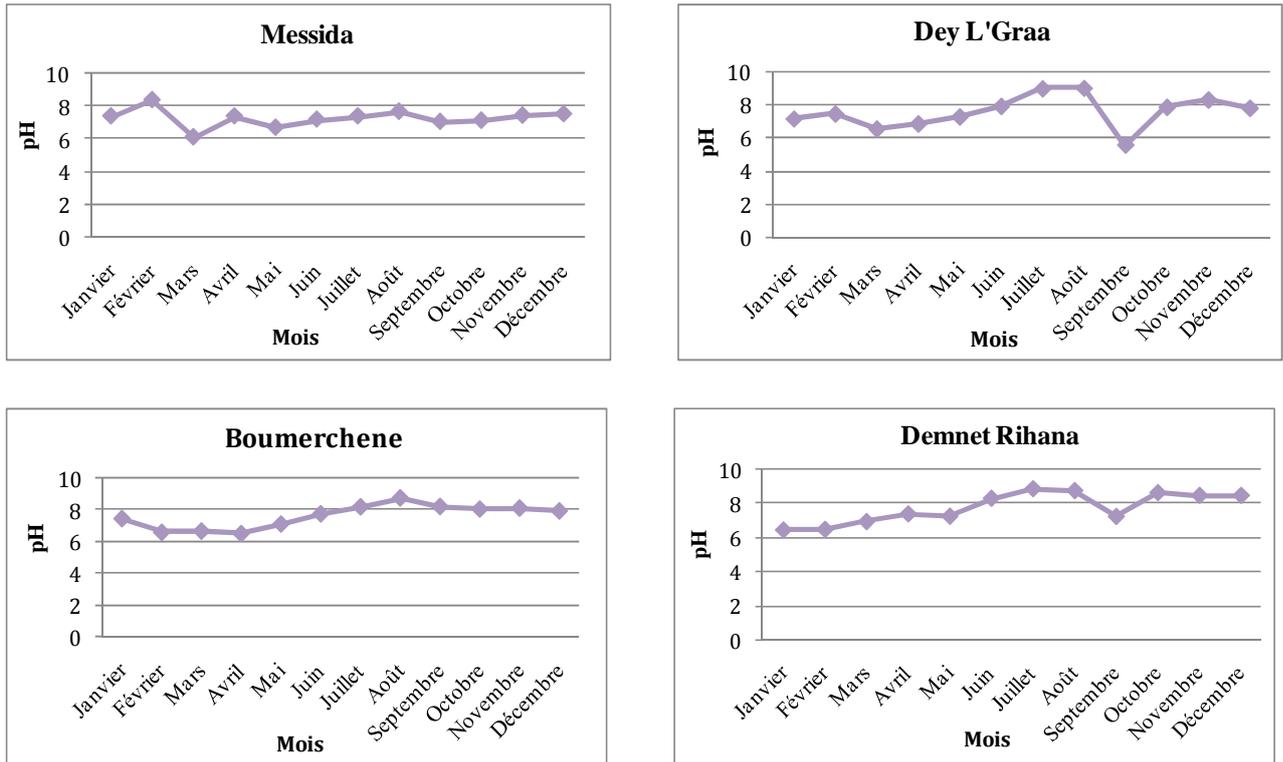


Figure 13 : Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant le pH de l'eau, montrent l'existence, d'une différence hautement significative entre les stations ($p = 0.007^{**}$) et d'une différence significative entre les mois ($p = 0.014^*$).

II.1.4. Orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates de l'eau de l'Oubeira montrent des variations en fonction des stations et des saisons.

A Messida, les teneurs en orthophosphates ne dépassent pas $2 \mu\text{moles/l}$ sauf en juin, juillet et août où les teneurs relevées sont comprises entre 3 et $4 \mu\text{moles/l}$ et en octobre où un pic de plus de $6 \mu\text{moles/l}$ est noté.

A Dey L'Graa, à l'exception du pic du mois d'août où la teneur monte jusqu'à plus de $30 \mu\text{moles/l}$, les concentrations en Orthophosphates ne dépassent pas $5 \mu\text{moles/l}$.

A Boumerchene, les teneurs n'excèdent pas $5 \mu\text{moles/l}$ sauf en juillet où un pic proche de $8 \mu\text{moles/l}$ est noté en juillet.

A Demnet Rihana, c'est surtout de mai à juillet que les teneurs dépassent 2 $\mu\text{moles/l}$; un pic de l'ordre de 3.7 $\mu\text{moles/l}$ est noté en mai (fig.14).

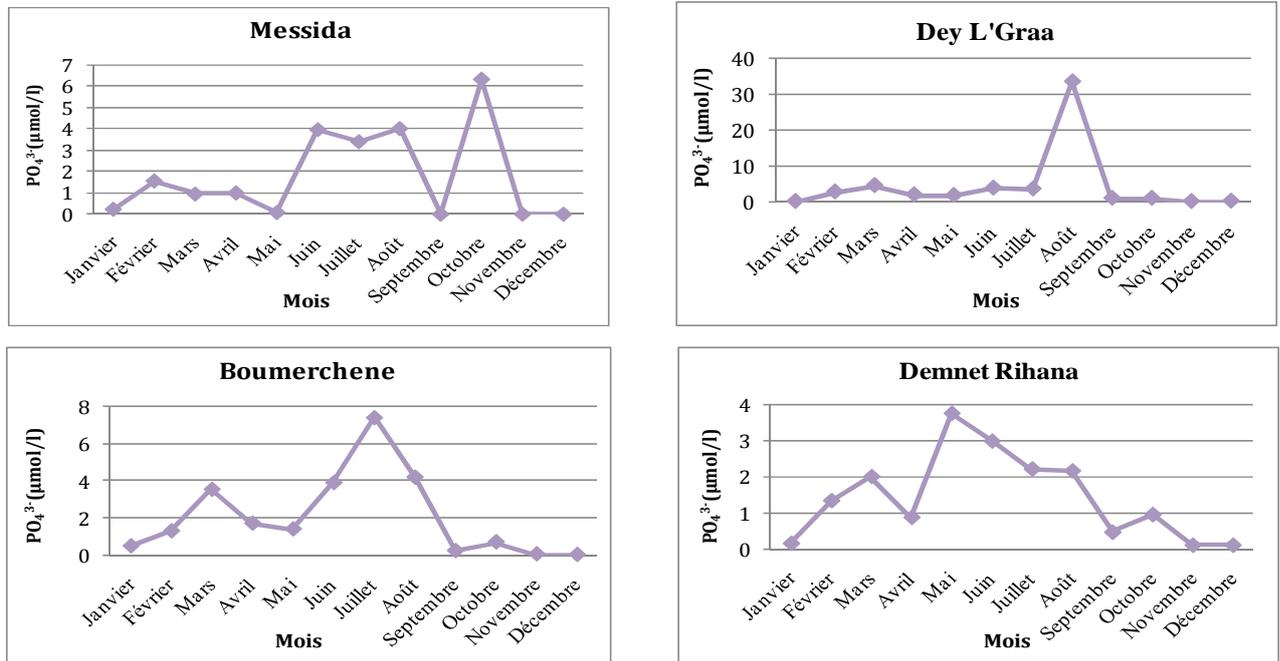


Figure 14 : Variation mensuelles des teneurs en ortho-phosphates de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée révèlent, en ce qui concerne les teneurs en orthophosphates de l'eau, l'existence de différences significatives entre les mois ($p = 0.017^*$) et l'absence de différences significatives entre les stations.

II.1.5. Nitrates

Les concentrations en Nitrates des eaux de l'Oubeira montrent, selon la station échantillonnée, d'importantes fluctuations.

A Messida, mis à part les pics de février (20 $\mu\text{moles/l}$), avril (60 $\mu\text{moles/l}$), mai (30 $\mu\text{moles/l}$) et août (40 $\mu\text{moles/l}$), les teneurs en nitrates sont le plus souvent inférieures à 5 $\mu\text{moles/l}$.

A Dey L'Graa, c'est durant la période s'étalant de janvier à mai que les nitrates montrent des teneurs de plus de 30 $\mu\text{moles/l}$; un pic de 138 $\mu\text{moles/l}$ étant relevé en janvier.

A Boumerchene, les teneurs en nitrates les plus basses sont notées en période automnale; nous notons qu'à l'exception des pics enregistrés en juillet (plus de 60 $\mu\text{moles/l}$) et en septembre (45 $\mu\text{moles/l}$) les concentrations en nitrates varient de 5 à 30 $\mu\text{moles/l}$.

A Demnet Rihana, les valeurs rencontrées sont comprises entre 0 et 30 $\mu\text{mol/l}$ sauf en juillet et en août où des pics de l'ordre de 150 $\mu\text{mol/l}$ et 60 $\mu\text{mol/l}$ sont respectivement notés (fig. 15).

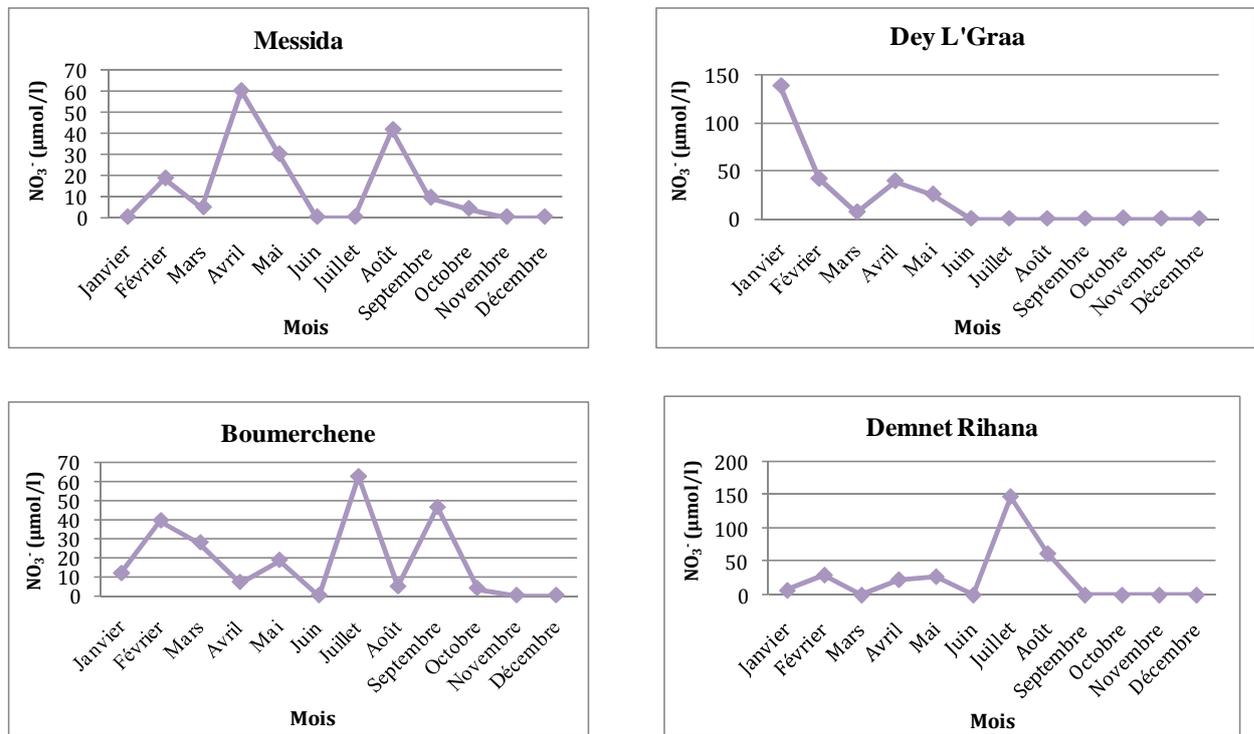


Figure 15 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en nitrites de l'eau, ne montrent pas de différences significatives entre les mois et les stations.

II.1.6. Nitrites

A Messida les teneurs en nitrites sont généralement comprises entre 0 et 1 $\mu\text{mol/l}$ sauf en juillet- août où des teneurs proches de 3 $\mu\text{mol/l}$ sont relevées.

A Dey L'Graa, les valeurs relevées sont comprises entre 1 et 3 $\mu\text{mol/l}$ à l'exception du pic de mars (proche de 7 $\mu\text{mol/l}$) et les valeurs proches de 4 $\mu\text{mol/l}$ notées en juillet-août.

A Boumerchene, les nitrites montrent des teneurs variant de 1 à 3 $\mu\text{mol/l}$ sauf en février, mars et août (valeurs proches de 4 $\mu\text{mol/l}$) et en juillet où un pic de 4.7 $\mu\text{mol/l}$ est atteint.

A Demnet Rihana, les valeurs n'excèdent pas 3 $\mu\text{mol/l}$; C'est en mars et en mai que des teneurs proches de 2 $\mu\text{mol/l}$ sont relevées ; des teneurs supérieures à 2.5 $\mu\text{mol/l}$ sont notées en juin, juillet et août (fig.16).

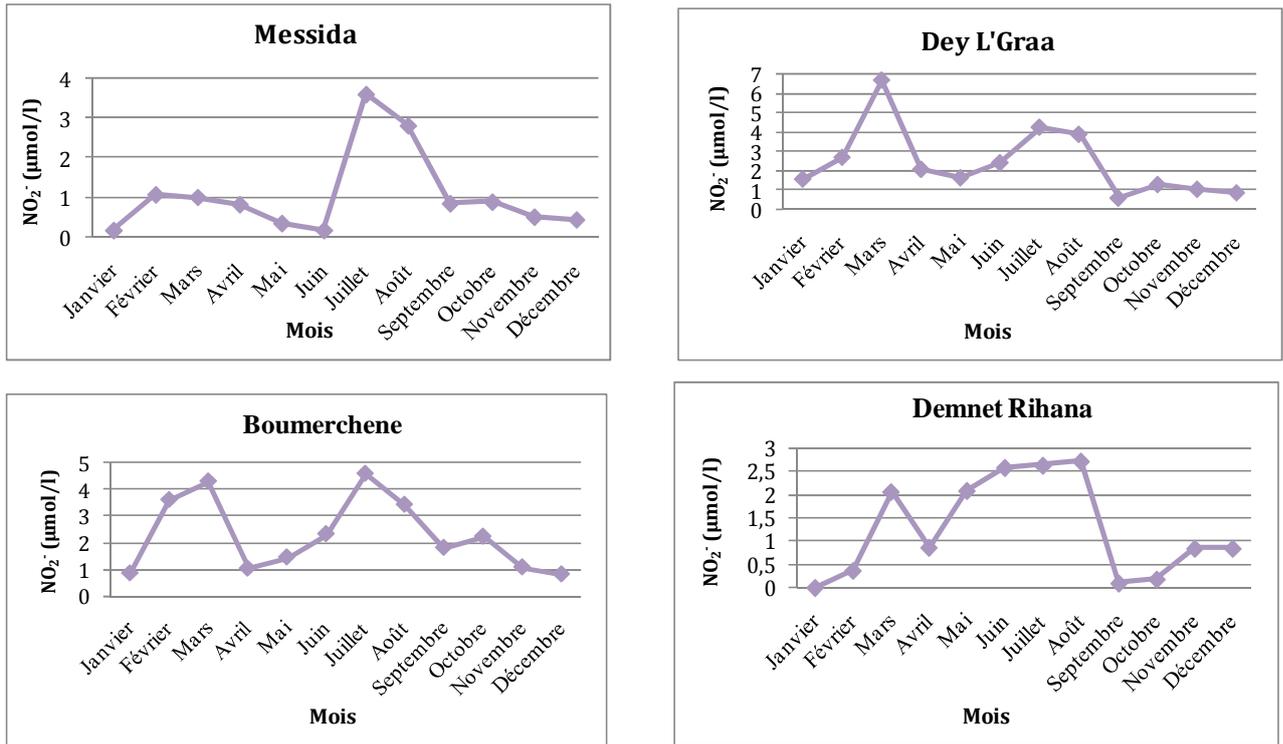


Figure 16 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée révèlent, en ce qui concerne les teneurs en nitrites, l'existence de différences très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les stations et de différences significatives entre les mois ($p = 0,017$).

II.1.7. Azote ammoniacal

A Messida, l'azote ammoniacal affiche, le plus souvent, des teneurs inférieures à 1 µmol/l ; des pics de 13 et 9 µmol/l sont notés en juillet et en août respectivement.

A Dey L'Graa, les teneurs en azote ammoniacal les plus basses sont notées durant la période s'étalant de novembre à février ; à l'exception des pics relevés en mars et en juillet (respectivement 5 et 6 µmol/l) les valeurs restent comprises entre 1 et 3 µmol/l.

A Boumerchene, les teneurs en azote ammoniacal varient de 0 à 2,5 µmol/l ; c'est en juillet et en août que sont enregistrés des pics respectifs de l'ordre de 6 et 7 µmol/l ; Les teneurs les plus basses sont néanmoins relevées durant la période s'étalant d'octobre à février.

A Demnet Rihana, les valeurs enregistrées n'excèdent pas 1 $\mu\text{mol/l}$ sauf en juin, juillet et août ou des teneurs de l'ordre de 1,5 $\mu\text{mol/l}$, de plus de 4 $\mu\text{mol/l}$ et 5 $\mu\text{mol/l}$ sont respectivement notées (fig. 17).

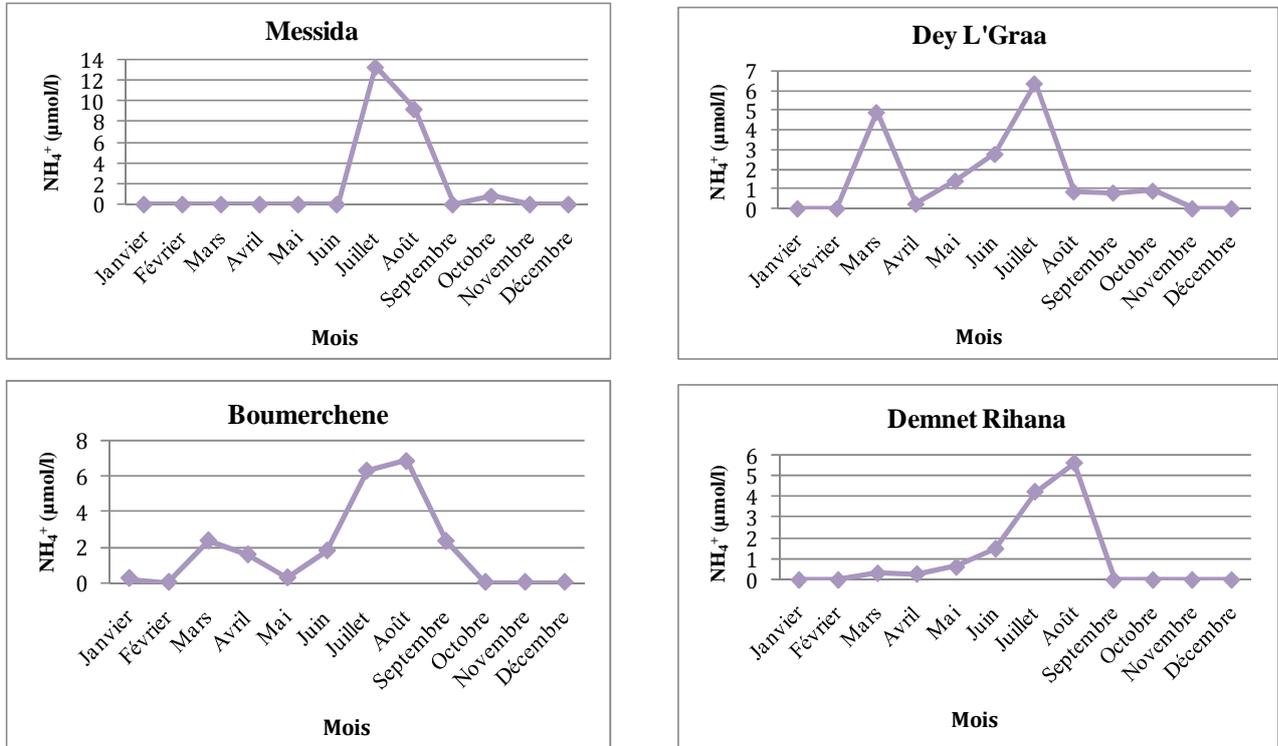


Figure 17: Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée révèlent, en ce qui concerne les teneurs en azote ammoniacal, l'existence de différences très hautement significatives aussi bien entre les mois (0.006***) qu'entre les stations (0.000***).

II.1.8. Matière en suspension (MES)

A Messida les teneurs en MES sont généralement comprises entre 10 et 30 mg/l ; des pics de 40,55 et 56 mg/l sont respectivement relevées en octobre, juillet et août.

A Dey L'Graa un pic de 200 mg/l est relevé mars ; par ailleurs les teneurs restent relativement élevées (comprises entre 30 et 80 mg/l) de mai à octobre.

A Boumerchene les teneurs en MES varient en générale de 10 à 40 mg/l sauf celles relevées en juillet, août et septembre (respectivement 103 mg/l , 50 et 60 mg/l).

Les teneurs en MES relevées à Demnet Rihana varient de 20 mg/l à 100 mg/l sauf en février, septembre novembre et décembre où les valeurs les plus basses sont notées (moins de 10 mg/l) ; nous notons néanmoins des pics de 64mg/l, 70 et 100 mg/l respectivement en janvier, octobre et juin (fig.18).

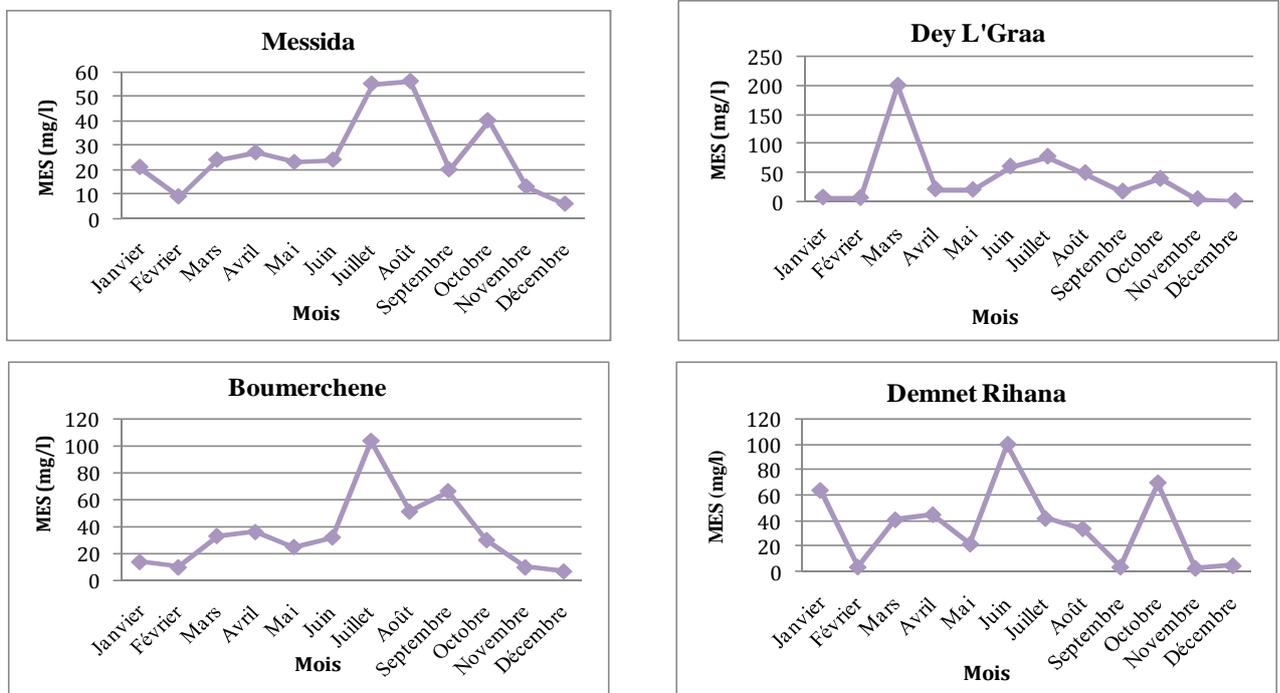


Figure 18 : Variations mensuelles des teneurs en MES de l'eau du lac Oubeira

Les résultats de l'analyse statistique univariée révèlent, en ce qui concerne les teneurs en MES, l'existence de différences très hautement significatives aussi bien entre les mois (0.000***) qu'entre les stations (0.000***).

II.1.9. Chlorophylle a

A Messida, mis à part les mois de mai, juillet, novembre et décembre où les teneurs en Chlorophylle a sont inférieures à 10 µg/l, nous notons que les valeurs relevées sont comprises entre 40 et 60 µg/l à l'exception du pic de 105 µg/l en avril. A Dey L'Graa, les teneurs en chlorophylle a les plus basses (moins de 10 µg/l) sont relevées en juin, novembre et décembre ; les valeurs enregistrées de février à avril varient de 60 à 90 µg/l et celles de juillet et août sont de l'ordre de 60 µg/l. A Boumerchene, les teneurs en Chlorophylle a sont généralement inférieures à 40 µg/l à l'exception du mois de mars, avril et octobre où des teneurs respectives de 60 µg/l, 110µg/l et 58 µg/l sont enregistrées.

A Demnet Rihana, les teneurs en Chlorophylle a de moins de 10 µg/l sont notées en février, novembre et décembre ; à l'exception du pic de septembre (plus de 150 µg/l) les teneurs fluctuent entre 20 et 90 µg/l (fig.19).

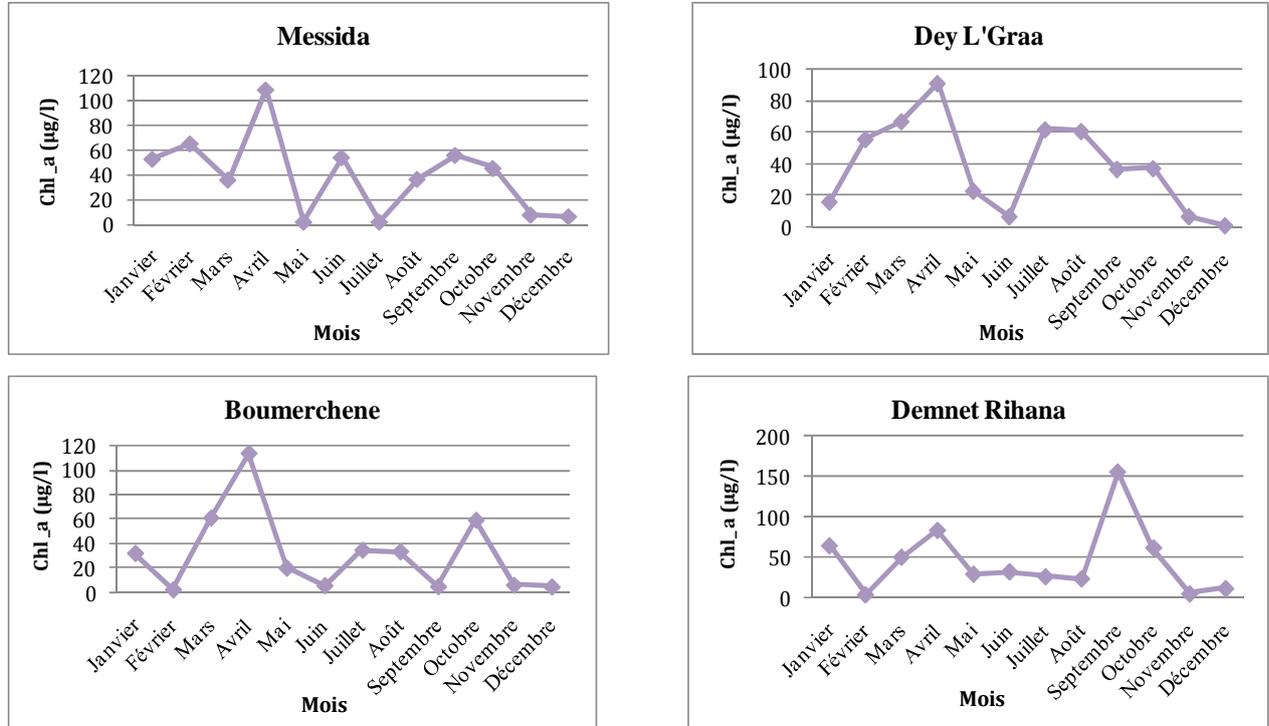


Figure 19 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Oubeira

L'analyse statistique univariée fait apparaître, en ce qui concerne les teneurs en chlorophylle a, l'existence de différences très hautement significatives aussi bien entre les mois (0.000***) qu'entre les stations (0.000***).

II.2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la lagune El Mellah

II.2.1- Température

La courbe de température de l'eau de la lagune El Mellah montre une évolution similaire dans l'ensemble des stations. La température varie de 12°C en janvier à 34°C en juillet. L'écart de température est de l'ordre de 22°C. La courbe de température de l'eau montre une phase de croissance (janvier-juillet) suivie d'une phase de décroissance (juillet-janvier) (fig.20).

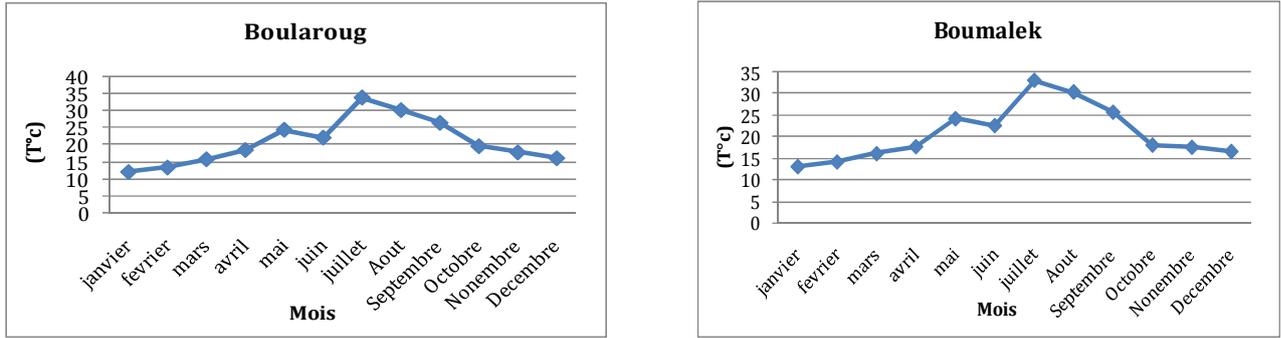


Figure 20 : Variations mensuelles de la température de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relatifs à la température de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations.

II.2.2. Oxygène dissous

Les fluctuations des teneurs en oxygène dissous relevées dans l'eau de la lagune montrent une similitude dans l'ensemble des stations. Les teneurs varient de 5 à 13 mg/l ; L'eau du lac présente des teneurs en oxygène dissous comprises entre 7 et 13 mg/l de janvier à juin ; les valeurs notées de juillet à décembre varient de 5 à 7 mg/l (fig. 21).

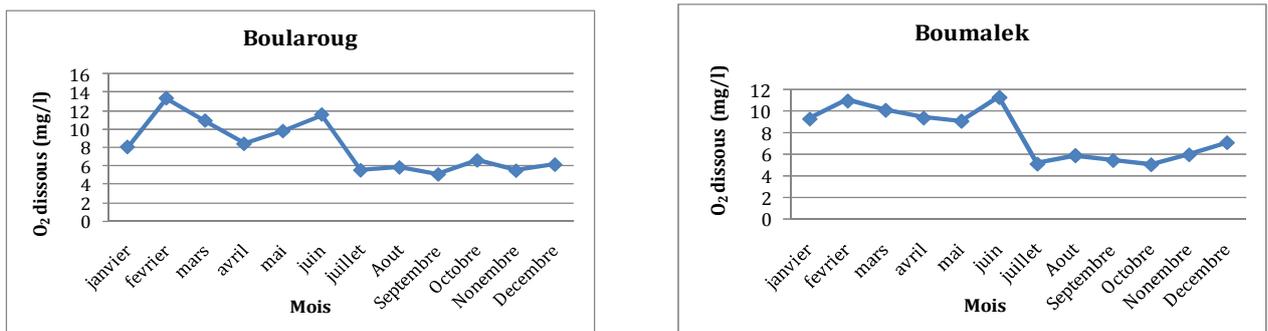


Figure 21 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en oxygène dissous de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations.

II.2.3. pH

Le pH de l'eau de la lagune est alcalin ; Les teneurs mensuelles moyennes sont comprises entre 7,33 et 8,62. Ce paramètre présente une évolution similaire dans l'ensemble des stations échantillonnées. De décembre à avril les valeurs fluctuent entre 7 et 7,6 mais de mai à novembre les valeurs du pH varient de 7,8 à 8,6 (fig.22).

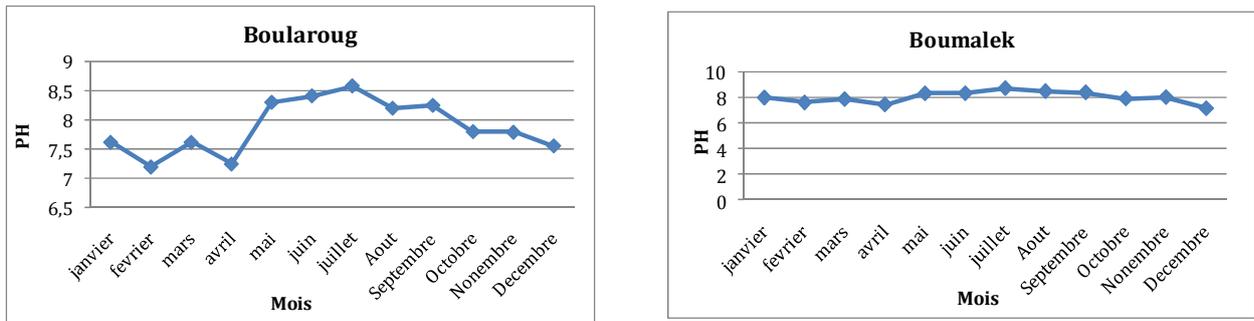


Figure 22 : Variations mensuelles du pH de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative au pH de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations.

II.2.4.Salinité

Durant cette période d'étude, la salinité varie de 25g/l (en avril) à 35 g/l (en septembre). L'évolution de ce paramètre est illustrée par deux phases : l'une s'étalant de janvier à juillet ou la salinité est comprise entre 25 et 30 mg/l et l'autre allant d'août à décembre ou la salinité varie de 30 à 35mg/l (fig.23).

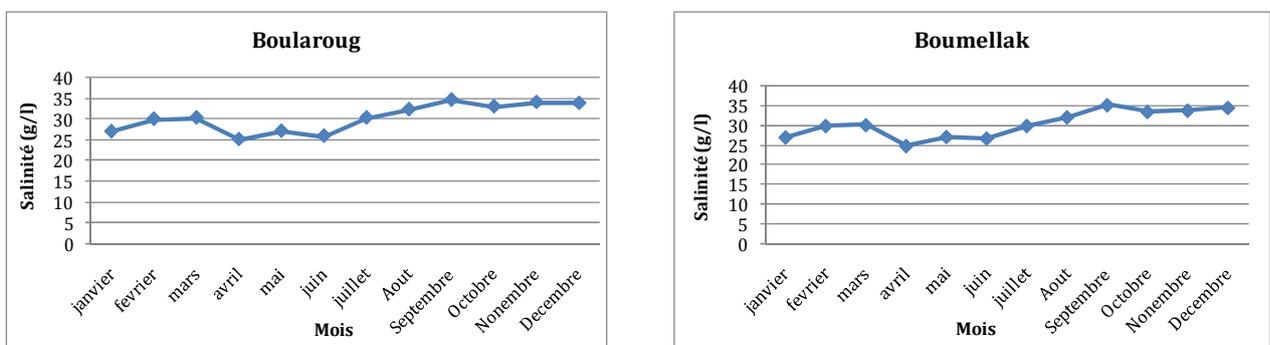


Figure 23 : Variations mensuelles de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant la salinité de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations.

II.2.5. Orthophosphates

La figure 11 montre que dans les stations échantillonnées, les concentrations en orthophosphates présentent des variations similaires ; l'évolution de ce paramètre est illustrée par des teneurs de moins de 2 $\mu\text{moles. l}^{-1}$ durant tout le cycle d'étude à l'exception des pics notés en octobre à Boularoug (40 $\mu\text{moles. l}^{-1}$) et à Boumalek (10 $\mu\text{moles. l}^{-1}$) (fig.24).

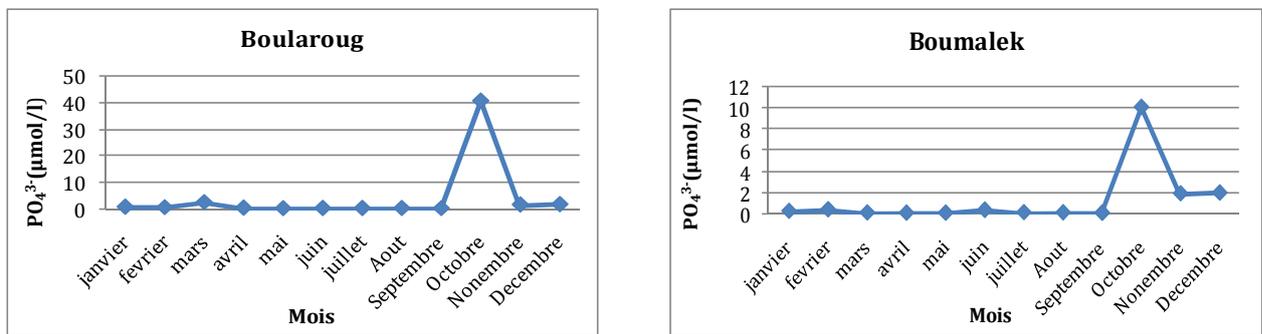


Figure 24 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en orthophosphates de l'eau de la lagune, montrent l'absence de différences significatives entre les mois et entre les stations.

II.2.6. Nitrates

Les concentrations en Nitrates de l'eau de la lagune connaissent une grande variabilité spatiotemporelle. A Boularoug, les teneurs en nitrates sont, de mai à octobre, inférieures à 5 $\mu\text{moles. l}^{-1}$; durant le reste de l'année elles dépassent 10 $\mu\text{moles. l}^{-1}$; nous notons en effet un pic hivernal (53 $\mu\text{moles. l}^{-1}$ en février ; un pic printanier (23 $\mu\text{moles. l}^{-1}$ en avril) et un pic automnal (23 $\mu\text{moles. l}^{-1}$ en novembre. A Boumalek, les teneurs en nitrates sont nettement plus élevées ; nous notons, en effet, 5 pics : deux pics en janvier et en mars (de l'ordre de 50 $\mu\text{moles. l}^{-1}$), deux autres pics en avril et en mai (50 et 40 $\mu\text{moles. l}^{-1}$ respectivement) et enfin un pic en novembre (proche de 20 $\mu\text{moles. l}^{-1}$) (fig.25).

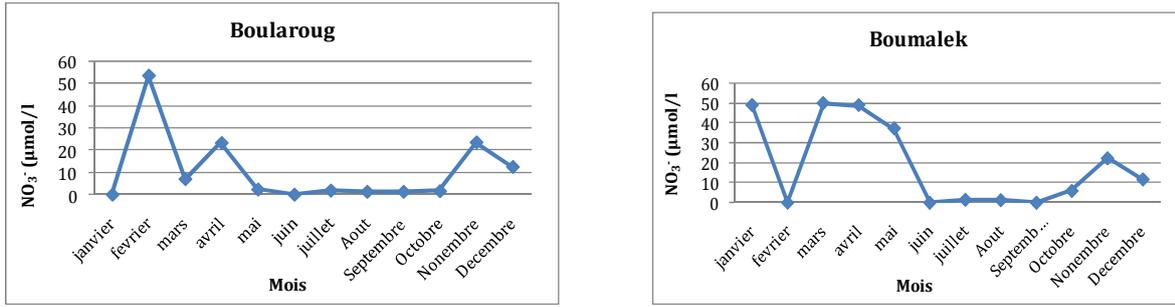


Figure 25 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en nitrates de l'eau de la lagune, montrent l'absence de différences significatives entre les mois et entre les stations.

II.2.7. Nitrites

Le dosage des nitrites dans les eaux de la lagune fait apparaître des similitudes dans l'évolution des teneurs relevées dans les deux stations ; A Boularoug, les concentrations en nitrites ne dépassent pas 0,2 µmoles. l⁻¹ de janvier à septembre puis augmentent en période automnale pour atteindre des valeurs de l'ordre de 2,5 µmoles. l⁻¹ (en octobre), 1 µmoles. l⁻¹ (en novembre) et 0,4 µmoles. l⁻¹ (en décembre). A Boumalek, de janvier à septembre, les teneurs en nitrites ne dépassent pas la valeur 0,2 µmoles. l⁻¹ ; c'est en période automnale que nous notons en octobre et décembre des valeurs proches de 0,4 µmoles. l⁻¹ et un pic de plus de 1 µmoles. l⁻¹ en novembre (fig.26).

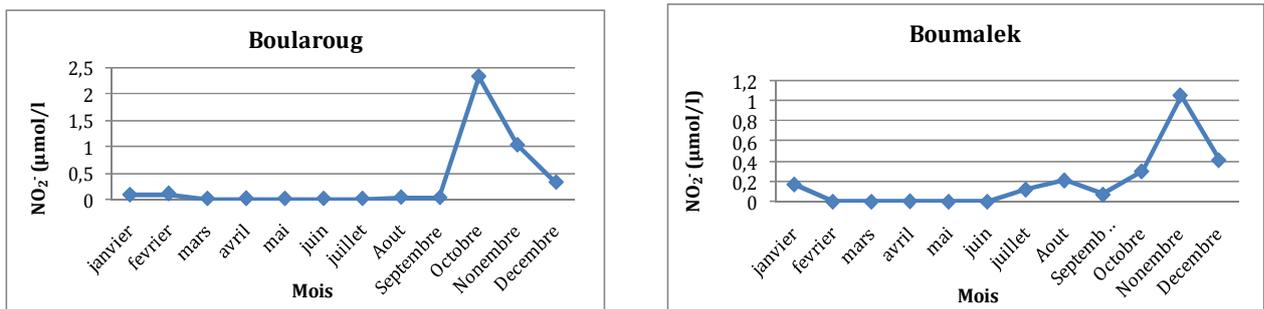


Figure 26 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative aux teneurs en nitrites de l'eau de la lagune, montrent l'absence de différences significatives entre les mois et entre les stations.

II.2.8. Azote ammoniacal

Durant toute la période d'étude, les teneurs en azote ammoniacale relevées sont proches de zéro dans l'ensemble des 2 stations.

II.2.9. Matière en suspension

Nos données montrent que dans l'ensemble des stations échantillonnées la teneur en matière en suspension présente une évolution similaire illustrée par l'apparition de deux pics proches de 180 mg/l en mars et juin. A Boularoug, les teneurs en MES les plus basses (variant de 25 à 50 mg/l) sont enregistrées de septembre à décembre ; à l'exception des pics de mars et juin (180mg/l), les valeurs rencontrées sont comprises entre 80 et 150 mg/l. A Boumalek, des teneurs comprises entre 100 et 180 mg/l sont notées de janvier à mars et de juin à août, durant le reste de l'année, les teneurs varient de 5 à 45 mg/l (fig.27).

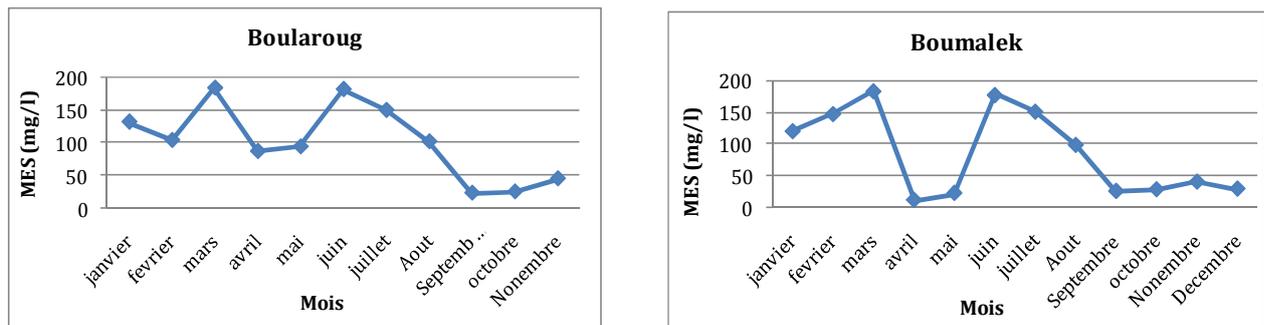


Figure 27 : Variations mensuelles des teneurs en MES de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en MES de l'eau, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations.

II.2.10. Chlorophylle a

Dans les deux stations échantillonnées, l'évolution des teneurs en chlorophylle a montre des similitudes illustrées par des teneurs relativement élevées en période printanière et estivale et basses en hiver et en automne. A Boularoug, les concentrations de plus de 50 µg/l sont relevées durant la période s'étalant d'avril à septembre ; les valeurs maximales étant notées en juillet et août (125 et 130 µg/l respectivement). A Boumalek, c'est seulement entre le mois de mai et août que des

teneurs de plus de 50 µg/l sont notées ; un pic de l'ordre de 150 µg/l est relevé en juillet. Dans les 2 stations, les minimales (moins de 10 µg/l) sont enregistrées en mars et en octobre (fig. 28).

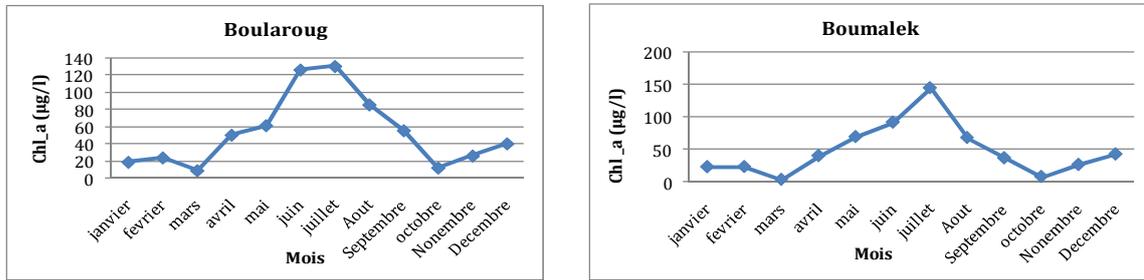


Figure 28 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau de la lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relatives aux teneurs en chlorophylle a de l'eau, montrent l'absence de différences significatives entre les stations ; mais en revanche, cette même analyse révèle l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***)

II.3. Caractéristiques physicochimiques de l'eau du lac Tonga

II.3.1. Température

L'évolution de la température de l'eau du lac Tonga montre une similitude dans les 2 stations. La température la plus basse est enregistrée en décembre (12.2°C) et la plus élevée en juillet (32.2 °C). L'écart de température est de l'ordre de 20°C (fig. 29).

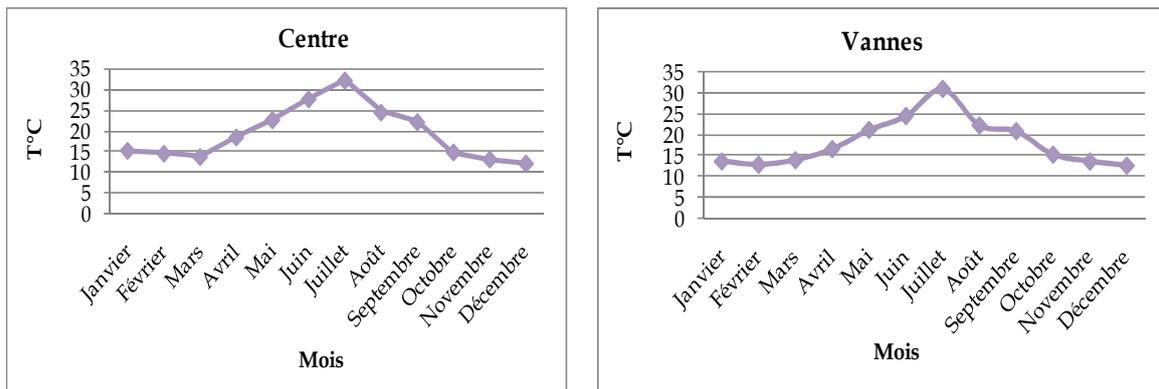


Figure 29 : Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relative à la température de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'absence de différences significatives entre les stations ; mais en revanche, ces différences sont très hautement significatives entre les mois (0,000***).

II.3.2. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous des eaux du lac Tonga varient de 5.75 à 14.49 mg/l ; dans les deux stations, elles présentent des variations similaires illustrées par de fortes teneurs (comprises entre 7 et 14mg/l) de janvier à juin et des teneurs proches de 6 mg/l de juillet à décembre (fig. 30).

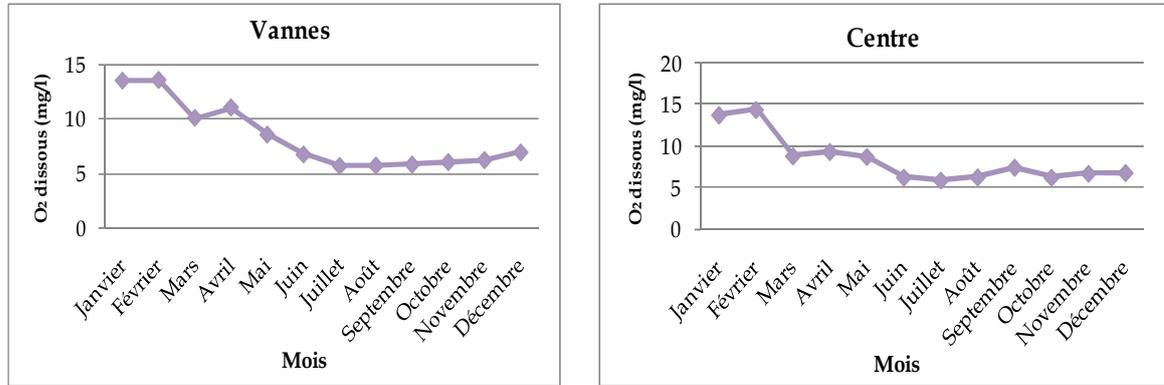


Figure 30 : Variations mensuelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, relatives aux teneurs en oxygène dissous de l'eau, montrent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois (0,000***) mais l'absence de différences significatives entre les stations

II.3.3. pH

Le pH de l'eau du lac Tonga est alcalin. Au niveau des vannes, le pH est le plus souvent proche de 7 ; mais nous notons, néanmoins, un pH d'une valeur de 11 et de 8 respectivement en février et en juillet. Dans la station du centre, les valeurs du pH sont proches de 8 de janvier à mai puis dépassent 9 en juin et en juillet pour ensuite chuter et être proches de 7 durant la période s'étalant d'août à décembre (fig. 31).

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant le pH de l'eau du lac Tonga, révèlent qu'il n'existe pas de différences significatives entre les mois et les stations.

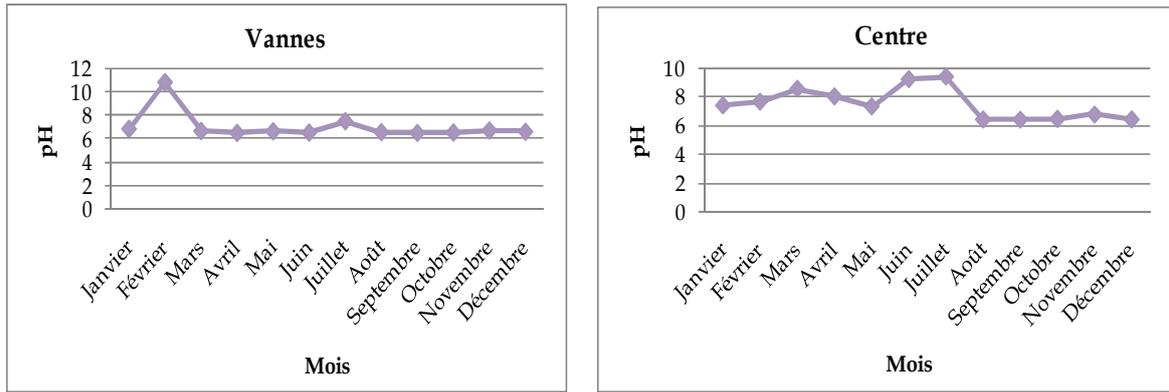


Figure 31 : Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Tonga

II.3.4. Orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates montrent des variations similaires illustrées par l'apparition de pics en Juillet dans l'ensemble des deux stations d'échantillonnage ; les valeurs relevées n'excèdent pas 1 $\mu\text{mol/l}$ à l'exception du mois de juillet où la teneur maximale est notée (proche de 4 $\mu\text{mol/l}$ et de 32 $\mu\text{mol/l}$ dans le centre et les vannes respectivement (fig. 32).

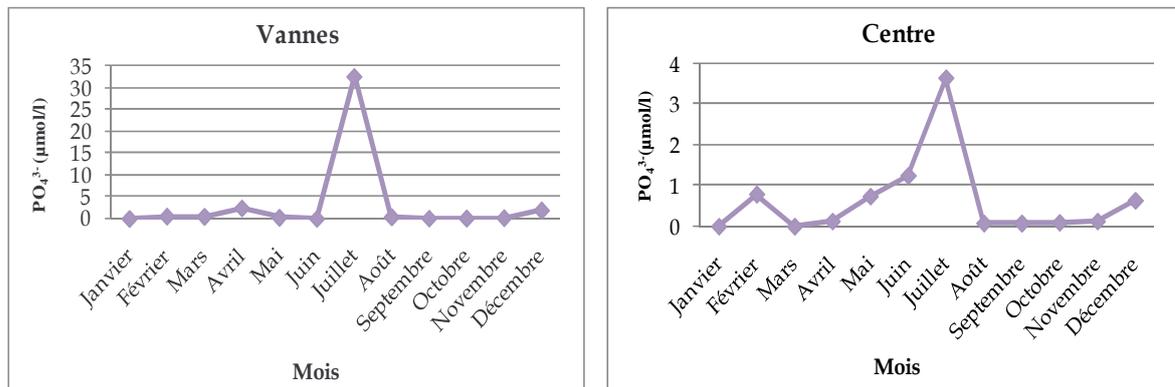


Figure 32 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en orthophosphates de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'absence de différences significatives entre les mois et les stations.

II.3.5. Nitrates

Dans les 2 stations échantillonnées, les teneurs en nitrates connaissent de grandes variations spatio-temporelles. Au niveau des vannes, les teneurs en nitrates fluctuent entre 2 et 10 $\mu\text{mol/l}$ de janvier à juin, puis augmentent pour atteindre des valeurs comprises entre 40 et 60 $\mu\text{mol/l}$ de juillet

à septembre et ensuite chuter jusqu'à atteindre leur valeur minimale en automne. Dans le centre, les teneurs en nitrates sont plus élevées ; un pic de plus de 265 $\mu\text{mol/l}$ est noté en janvier ; par ailleurs, des teneurs de plus de 40 $\mu\text{mol/l}$ sont enregistrées en avril, juillet, août et septembre (fig. 33).

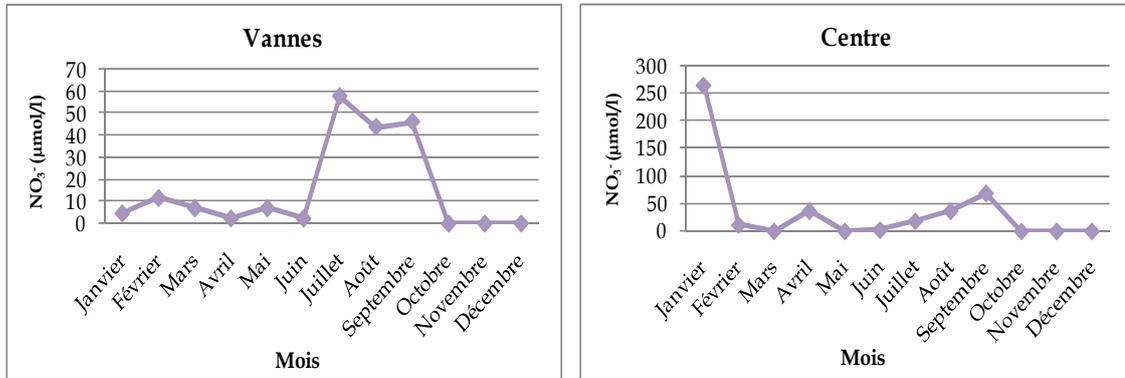


Figure 33 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en orthophosphates de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'absence de différences significatives entre les mois et les stations.

II.3.6. Nitrites

Les teneurs en nitrites dans les eaux du lac Tonga ne dépassent pas 0,3 $\mu\text{mol/l}$, à l'exception des pics relevés, au niveau des Vannes en février (0,4 $\mu\text{mol/l}$) et en juillet (0,9 $\mu\text{mol/l}$) et au niveau du centre en mars (0,65 $\mu\text{mol/l}$) (fig.34).

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en nitrites de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'absence de différences significatives entre les mois et les stations.

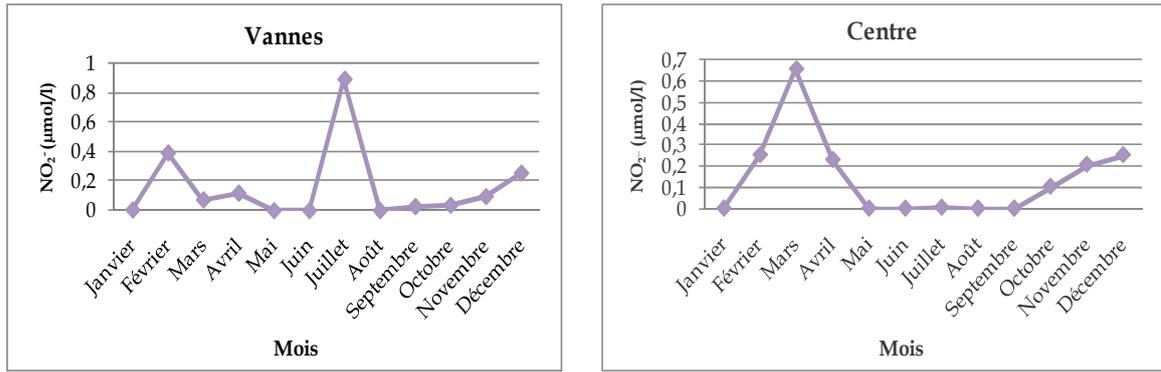


Figure 34 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau du lac Tonga

II.3.7. Azote ammoniacal

Les teneurs en azote ammoniacal des eaux du lac Tonga sont peu significatives.

II.3.8. Chlorophylle a

Les teneurs en chlorophylle a relevées dans les eaux du lac Tonga montrent des fluctuations d'un mois à l'autre et d'une station à l'autre. Dans les vannes, les teneurs en chlorophylle a dépassent le plus souvent 50 µg/l ; nous notons, en effet des valeurs de 500, 200 et 100µg/l en Juillet, Août, Septembre et Avril. Dans le centre du lac les teneurs en chl a sont généralement inférieures à 50 µg/l à l'exception des mois de Janvier, Avril, Juillet et Août où sont relevées respectivement 122, 128, 152 et 82 µg/l (fig. 35).

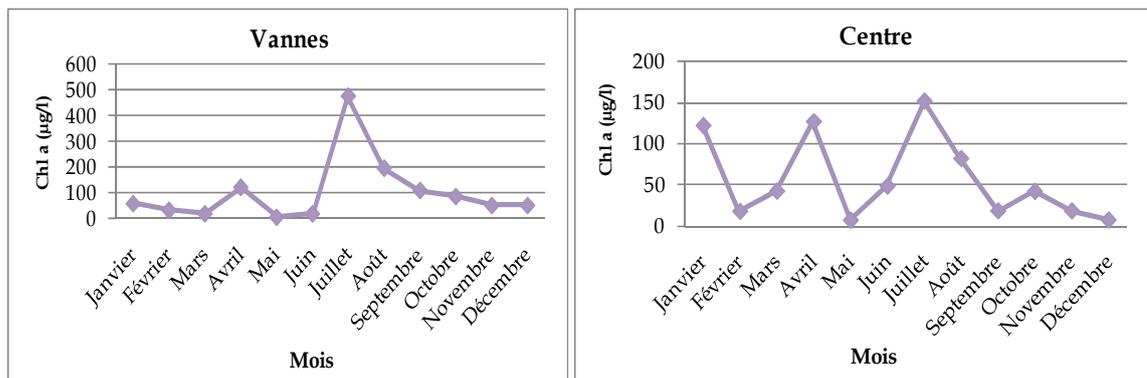


Figure 35 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a dans l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'existence de différences non significatives entre les mois et les stations.

II.3.9. La matière en suspension

Au niveau des vannes, durant la période s'étalant de décembre à juin les teneurs en MES des eaux du lac n'excèdent pas 20 mg/l ; c'est en revanche de juillet à novembre que les teneurs dépassent 30 mg/l jusqu'à atteindre un pic de plus de 120mg/l en août. Dans le centre, nous notons de faibles teneurs en MES (ne dépassant pas 10 mg/l) en période hivernale et de fortes teneurs (de 40 à 50 mg/l) en période estivale ; des teneurs intermédiaires sont enregistrées au printemps et en été (fig. 36).

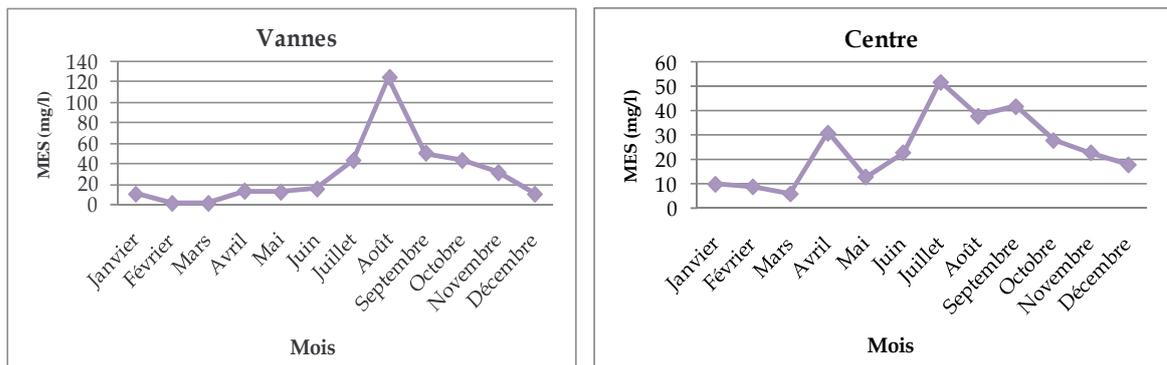


Figure 36 : Variations mensuelles des teneurs en matières en suspension de l'eau du lac Tonga

Les résultats de l'analyse statistique univariée, concernant les teneurs en MES de l'eau du lac Tonga, font apparaître l'existence de différences significatives entre les mois (0,040*) et de différences non significatives entre les stations.

II.4. Discussion

Les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau des trois lacs montrent que la température, l'oxygène dissous, et le pH présentent des fluctuations saisonnières.

La température est un paramètre physique qui détermine un grand nombre de processus biologiques qui se déroulent dans l'eau.

Nos relevés de la température de l'eau des 3 lacs font apparaître l'existence d'une période froide hivernale avec des valeurs de 13.9 et 12°C enregistrées au mois de janvier et d'une période chaude avec des maxima de 33.7 °C (El Mellah), 31.5°C (Tonga) et 31.6°C (Oubéira) au mois de juillet. Cette différence de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères. Des écarts pareils ont été rapportés dans le lac Oubeira (Bensafia, 2005), et dans la lagune El Mellah (Semroud, 1983, De Casabianca-Chassany *et al.*, 1991, Grimes, 1994, Refes, 1994., Chaïbi, 2004 et Bensafia, 2005).

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 de l'eau, dus à l'augmentation de cette dernière. Cette caractéristique est, comme l'a souligné Semroud (1983), liée à la faible profondeur de la masse d'eau. La forte influence de la température de l'air sur celle de l'eau d'une lagune tunisienne a aussi été rapportée par Vincke (1982).

En ce qui concerne l'oxygène dissous, les eaux de la lagune El Mellah, du lac Tonga et du lac Oubéira présentent une bonne oxygénation durant la saison hivernale, période pendant laquelle les teneurs en oxygène dissous atteignent 15.75 mg/l. Cependant les basses teneurs sont enregistrées en période estivale.

La bonne oxygénation de l'eau en période hivernale et printanière résulte de la baisse de température et la salinité de l'eau, ainsi que les facteurs mécaniques (agitation par le vent) qui représentent le principal facteur de brassage des eaux (Millet, 1989 ; Belaud, 1996; Schlumberger, 2002). Le vent favorise les échanges gazeux avec l'atmosphère et augmente la surface de contact entre l'air et l'eau et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sursaturation et dans le sens d'une dissolution dans l'eau en cas de sous-saturation (Ifremer, 2001).

En contrepartie, la faible oxygénation enregistrée en période estivale serait en revanche, liée, non seulement à la forte élévation de la température et la salinité qui limite la solubilité de

l'oxygène mais aussi à la respiration des organismes aquatiques vivants (faune, flore immergée) et au calme hydrodynamique, illustré par la baisse des débits des échanges, qui empêchent le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritiques qui consomment énormément d'oxygène, à raison de 1 g d'O₂ /kg de matière sèche. Cette consommation sera plus importante avec l'augmentation de la température (Belaud, 1996)

En conclusion, la dissolution de l'oxygène dans l'eau du lac dépend non seulement de la température et la salinité qui ont un impact direct sur le processus de la solubilité de l'oxygène (Zarrad et al., 2002), mais aussi de l'action des vents qui favorise le brassage de l'eau, des échanges avec la mer, de la décomposition de la matière organique (phénomène à l'origine d'une forte consommation d'oxygène), de la pression atmosphérique, de la photosynthèse et des apports en eau douce.

Beaupoil et Bornens (1997) ont fixés, après une étude bibliographique concernant l'effet des hypoxies sur la faune, les seuils suivants pour l'oxygène dissous dans les milieux estuariens bretons :

- Qualité excellente à acceptable : > 5 mg/l
- Qualité moyenne à médiocre : 3 à 5 mg/l
- Qualité mauvaise à très mauvaise : 2 à 3 mg/l

Si on se réfère à ces seuils, nous pouvons dire que durant cette période d'étude, les eaux de la lagune El Mellah et des lacs Tonga et Oubeira présentent une qualité excellente à acceptable durant presque tout le cycle d'étude, sauf en été ou une baisse de la teneur (en dessous de 5 mg/l en juillet et août) est enregistrée.

Le pH est un paramètre important dans l'étude des milieux aquatiques, il est très dépendant des mécanismes chimique et biologique.

Le pH de l'eau des trois lacs est légèrement alcalin ; les valeurs dépassant 8.5 sont enregistrées durant la période estivale. Cette alcalinité pourrait être liée à l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique comme le rapporte Seyni (2006) et comme le fait apparaître l'analyse statistique qui montre l'existence de corrélation entre ce paramètre et la densité des Diatomées et des Dinoflagellés dans le lac Oubeira (Dakki, 2003). Cependant ce paramètre abiotique est fortement influencé par la photosynthèse (Stum et Morgan, 1991), car le phytoplancton en effectuant la photosynthèse libérerait de l'oxygène dans l'eau et consommerait le CO₂ ce qui augmenterait le pH (Martin, 2004). Les variations du pH peuvent être un peu plus grandes en

fonction des caractéristiques des plans d'eau et du bassin versant ; les valeurs sont comprises, en général, entre 6.5 et 9 (Schlumberger, 2002) ; elles peuvent dépasser localement 9 en période estivale dans des barrages et des cours d'eau (Francisco *et al.*, 2008) en particulier quand les eaux sont pauvres en bicarbonates et en période intense de photosynthèse (Valdeyron, 1993).

Des résultats similaires sont rapportés par Chaïbi (2004) et Bensafia (2005). Ce pH moyen, est en outre comparable à celui des eaux des fleuves de Gambie (Lô, 1984) et du Sénégal (Gac et Kane, 1986 ; Cogels, 1994) et la lagune de Nador (Dakki, 2003). Certains auteurs rapportent que les lacs eutrophes ont un pH qui varie entre 5 et 9 et qui présentent une faible transparence; nos valeurs nous permettent de classer les 2 lacs dans la catégorie des lacs eutrophes.

La salinité de l'eau de la lagune présente des fluctuations saisonnières ; nous enregistrons, en effet, des salinités faibles, comprises entre 24.9g/l et 29.5 g/l, de janvier à juin, ceci s'expliquerait par la forte dilution des eaux de la lagune engendrée par les apports élevés en eau douce ayant pour origine les fortes précipitations et la faible évaporation de l'eau.

Les fortes salinités de 35.6 et 35.2 g/l sont, en revanche, enregistrées en période chaude du fait de l'action combinée des fortes températures engendrant de fortes évaporations et la baisse des précipitations à l'origine de la baisse des apports en eau douce (Bloundi, 2005) ; par ailleurs cette forte teneur est due à l'influence des échanges mer-lagune par le biais du chenal ; en effet, certains auteurs rapportent que, suite à l'aménagement du chenal en 1988, une forte salinité est enregistrée en avril par rapport à celle relevée en mai ; ces auteurs expliquent cela par l'importance des échanges qui ont eu lieu à cette période dans le sens mer-lagune (Bakalem *et al.*, 1979).

Des observations similaires sont rapportées par Chaïbi (2004) dans la lagune El Mellah, par Labbardi *et al.*, (2004) dans la lagune de Moulay Bouselham au Maroc et par Plante-Cuny *et al.*, (1998) dans la lagune de Thau.

Les éléments nutritifs nécessaires au développement des végétaux aquatiques notamment les algues sont constituées par l'azote sous forme ammoniacale (NH₄), les nitrates (NO₃) et par le phosphore sous forme d'orthophosphate (HPO₄), Ces éléments contrôlent la croissance des algues grâce à leurs concentrations (Sény, 2006).

Dans la lagune El Mellah, les concentrations en phosphate enregistrent les valeurs maximales durant la période automnale du fait que le brassage des eaux lagunaires, sous l'action des vents qui sont parfois violents, permet un relargage important du phosphore à partir du sédiment.

Cet élément nutritif peut avoir une origine exogène illustrée par le ruissellement des eaux de pluie sur le continent qui draine les sels nutritifs issus de la reminéralisation des végétaux terrestres (Thomas, 2000), par une atmosphère riche en poussière (Lemoalle, 1973), mais aussi par les apports anthropiques (rejets d'eaux usées etc.).

D'autre part, une origine interne pourrait résulter de la minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts (Goldsborough et Robinson, 1996). A partir de la fin de l'automne et durant tout l'hiver, on assiste à une diminution des teneurs en phosphates ; ces éléments seraient fixés par les sédiments grâce aux phénomènes de complexation et d'adsorption. Toutefois, les teneurs les plus faibles sont enregistrées en mai ; ceci correspondrait, comme l'a suggéré Dakki (2003) à la période de reprise de l'activité micro-algale.

En ce qui concerne les lacs Oubéira et Tonga, les orthophosphates présentent les fortes concentrations en période estivale avec une valeur maximale supérieure à 33 $\mu\text{mol/l}$ en août ; cette forte teneur proviendrait probablement des sédiments fins qui agissent comme accumulateur de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu devient réducteur.

En milieu aquatique, le phosphore soluble se trouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment (Despreaux, 1990). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre entre les phases dissoutes et particulaires par modification des capacités d'adsorption et désorption du sédiment (Banas, 2001; Combouze, 2004). Cette capacité d'adsorption du phosphore est dépendante du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (Despreaux, 1990) puisque l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble ; si cette couche est réduite le phosphore déjà fixé est relargué entraînant ainsi un enrichissement de la colonne d'eau (Labroue et *al.*, 1995). L'enrichissement des eaux superficielles en phosphore peut être également la conséquence de la remise en suspension des sédiments du fond par la vent, par le comportement fouisseur de certaines espèces de poisson ou par l'activité humaine (Havense, 1991 ; Mainstone et *al.*, 1993). Le relargage de phosphore à partir des sédiments est régi par la T° de l'eau « pour les variations saisonnières », par le temps de séjour « pour les variations annuelles ». De plus le zooplancton, peut fournir 50 à 180% des besoins journaliers en phosphore du phytoplancton. Cependant l'excrétion de phosphore par les plantes est sujette à controverse.

Labroue et *al.* (1995) précisent que le relargage par les parties vivantes est faible, au contraire des parties mortes dont 45 à 80% du phosphore peuvent être lessivés en quelques jours.

En ce qui concerne les faibles concentrations, elles seraient sans doute dues à la forte consommation par la biomasse phytoplanctonique (Syné, 2006).

La concentration du phosphore total est souvent utilisée pour caractériser les lacs selon leur degré de fertilité. Dans les lacs oligotrophes, la concentration est inférieure à $0,32 \mu\text{mol.l}^{-1}$; elle est comprise entre $0,32$ et $0,68 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les lacs mésotrophes et supérieure à $0,97 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les lacs eutrophes (Syné, 2006). En référence à ces valeurs on peut classer la lagune El Mellah dans la catégorie mésotrophe, en été, et eutrophe en automne. Cependant le lac Oubéira peut être classé dans la catégorie oligotrophe en hiver et eutrophe en période estivale.

En ce qui concerne les nitrates, la lagune Mellah présente les valeurs les plus élevées durant la période froide avec un pic de $53.12 \mu\text{mol/l}$ dans la partie sud du lac ; ceci est due, d'une part à sa faible utilisation par les végétaux qui sont peu actifs à cette période et d'autre part à la bonne oxygénation des eaux relevée à cette même période. En hiver les eaux superficielles, sont riches en sels nutritifs en raison du mélange des eaux et de la faible abondance du plancton.

La présence de fortes teneurs en nitrates relevées en janvier dans les lacs Tonga et Oubeira s'expliquerait par la production limitée du phytoplancton engendrée par les basses températures, les faibles conditions d'éclairement et le brassage par le vent (Lacaze, 1996).

Le lac Oubeira présente des teneurs élevées en nitrates de l'ordre de 147.8 et $138.5 \mu\text{mol.l}^{-1}$ au mois de janvier et juillet respectivement. Il est, en effet, rapporté que les sédiments constituent une importante réserve de matière organique et de sels nutritifs notamment dans le cas des eaux peu profondes car la matière organique n'a pas le temps de se minéraliser avant son dépôt (Aminot, 1983). Il est, par ailleurs, rapporté que la demande phytoplanctonique pour l'azote régénéré est de l'ordre de 50%, ce qui indique clairement l'importance des sédiments comme source d'azote.

L'azote ammoniacal est absent dans la lagune et le lac Tonga durant toute la période d'étude; en effet certains microorganismes dont quelques cyanobactéries sont capables de le fixer alors que d'autres s'activent à le restituer en dénitrifiant les nitrates en milieu aérobie ; car s'il n'est pas utilisé par les microphytes, le NH_4 peut être utilisé en nitrite puis en nitrate dans la zone riche en oxygène. En dessous de la zone euphotique (zone de la photosynthèse) tout le stock d'azote ammoniacal est pratiquement oxydé en nitrate ; trois bactéries peuvent assurer cette oxydation : Nitrobacter, Nitrosomonas et Nitrocystis. (Trintignac et Kerleo, 2004)

D'autre part, en milieu lagunaire le NH_4 peut avoir un comportement conservatif réducteur et peut disparaître lors des floraisons algales, car l'assimilation de l'azote s'effectue sous forme de NH_4 ; ceci étant plus avantageux énergétiquement que l'assimilation du nitrate, qui pour se faire, nécessite l'intervention de 2 enzymes pour le réduire en NH_4 (Lacaze, 1996).

Par contre, les résultats du dosage des échantillons d'eau du lac Oubéira révèlent que l'azote ammoniacal est présent à des teneurs proches de $14 \mu\text{mol/l}$ en juillet et août. Selon Syné (2006) l'ammonium est typiquement présent dans les surfaces d'eau recevant des rejets anthropiques, ou dans l'hypolimnion anoxique des petits lacs eutrophes.

Au niveau du sédiment, la libération de l'azote oxydé ou réduit (NH_4) dépend des conditions d'oxydo-réduction, autrement dit, du degré d'anaérobiose à ce niveau ; mais en règle générale, les sédiments sont plus riches en azote minéral que la colonne d'eau en raison des grandes quantités de matière organique qui y sont dégradées. Il faut par ailleurs bien noter, que le cycle de l'azote se singularise d'une part par le fait que sa régénération par les bactéries est beaucoup plus lente par rapport aux autres éléments (P, Si) et d'autre part par l'existence d'une phase gazeuse (N_2) qui peut être éliminée en partie vers l'atmosphère, puis réutilisée dans une moindre mesure par les Cyanobactéries (Banas, 2001).

Les concentrations en nitrite de l'eau de la lagune El Mellah présentent les teneurs les plus élevées (de l'ordre de $1 \mu\text{mol/l}$) durant la période automnale ; dans les lac Oubéira et Tonga, cet élément présente des concentrations maximales de l'ordre de $7 \mu\text{mol/l}$ en saison printanière ; cette augmentation du nitrite est vraisemblablement due à une oxydation de l'azote ammoniacal (Neiji et al., 2003)

Les teneurs en matière en suspension présentent les valeurs maximales au mois de mars, cette augmentation a pour origine les précipitations abondantes, qui engendrent des crues qui contribuent, comme le rapporte Dakki (2003) à l'engraissement des lacs par les apports allochtones. La faible profondeur du système aquatique serait favorable au transfert des particules sédimentaires vers la colonne d'eau ; cette action est réalisée par les vagues créées sous l'effet du vent.

Quant à l'augmentation, en période estivale, de la MES dans l'ensemble des lacs, elle serait éventuellement liée à l'importante densité micro algale observée à cette période.

La matière organique constitue la fraction la plus importante des matières en suspension. La production phytoplanctonique, peut être une source importante de matière organique (Lesel,

1980) ; elle peut être rapidement consommée par le zooplancton qui lui-même va être consommé par les insectes et les poissons alimentant ainsi la chaîne trophique. Ce qui n'est pas le cas de la végétation aquatique qui sera facilement décomposée. Cette dernière avec les bactéries photo et chimiosynthétiques et hétérotrophes vont produire de la matière organique essentiellement par la photosynthèse (Banas, 2001)

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

La forte teneur en chlorophylle a est enregistrée en juillet dans le lac Tonga (313.85 µg/l) et en avril dans le lac Oubeira (proche de 100 µg/l). Ces teneurs peuvent être associées à une poussée phytoplanctonique qui, selon Izaguirre (2001), est influencée par les températures très élevées et les fortes intensités lumineuses.

La faible teneur enregistrée en période froide (périodes de crue) serait en relation avec les basses températures et la dilution qui affectent les communautés phytoplanctoniques (Huszar & Reynolds, 1997).

Les très faibles teneurs en chlorophylle a relevées en mai dans le lac Tonga (valeur moyenne 5.6 µg/l) seraient probablement dues à la présence de végétations (feuilles de nénuphar blanc) en surface qui l'influence, de façon indirecte, par la diminution de la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse ; cette basse teneur pourrait aussi s'expliquer par l'action prédatrice exercée par le zooplancton sur le phytoplancton.

Tous ces résultats concordent avec ceux de Khattabi (2002), qui rapporte que la diminution des densités algales notée en mai (1999) dans le bassin d'Etuefont ne peut être liée qu'à l'action des Rotifères ; Des résultats similaires sont corroborés par les observations de Sommer *et al.*, (1986) dans les lacs peu profonds et par Salomoni (1991) dans les stations d'épuration des eaux usées.

La lagune El Mellah présente les valeurs les plus élevées en chlorophylle a durant la période estivale ; un pic de l'ordre de 145,1µg/l est enregistré en juillet à Boumalek; ce paramètre est bien corrélé avec la densité des cyanobactéries

Selon Ramade (1999), la mesure de la concentration en chlorophylle a fournit un bon indice du niveau d'eutrophisation. En référence aux valeurs des seuils de l'état trophique des plans d'eau établis par Galvez-Cloutier, (2002), on peut classer les deux plans d'eau douce Tonga et Oubeira

dans la catégorie hypereutrophe (valeurs max. relevées > 75 µg/l) et les eaux de la lagune El Mellah dans la catégorie hypereutrophe en période estivale et eutrophe durant toutes les autres saisons (tab.7).

Tableau 7: Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau (Galvez-Cloutier, 2002)

<i>Valeurs des seuils de l'état trophique des plans d'eau</i>					
Degré de trophie	P total µg/L	Chlorophylle-a moyenne µg/L	Chlorophylle-a maximum µg/L	Secchi moyenne m	Secchi minimum m
Ultra-oligotrophe	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrophe	< 10	< 2,5	2,5 - 8	> 6	> 3
Mésotrophe	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrophe	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Chapitre III
Communautés
Phytoplanctoniques

Chapitre III. Communautés phytoplanctoniques**III. 1. Identification des genres récoltés dans le lac Oubeira**

L'observation des caractères morpho anatomiques du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira nous a permis d'identifier 45 genres rattachés à trois classes taxinomiques : Cyanophyceae, Bacillariophyceae et Dinophyceae.

Les Diatomées comptent 23 genres et représentent ainsi 51% du nombre total de genres recensés. Les Cyanobactéries viennent en deuxième position en comptabilisant 14 genres ; ils représentent ainsi 31% du nombre total de genres recensés. La troisième position est occupée par les Dinoflagellés dont la composante comprend 8 genres, ce qui représente 18% du nombre total de genres recensés (fig.37).

Nos données montrent que sur les 45 genres recensés, 22 sont reconnus potentiellement toxiques (tab.8) et sont répartis comme suit : 7 genres de Dinoflagellés, 13 genres de Cyanobactéries et 2 genres de Diatomées. Les résultats du dénombrement des genres toxiques fait apparaître que les proportions les plus fortes sont enregistrées par les Cyanobactéries et les Dinoflagellés.

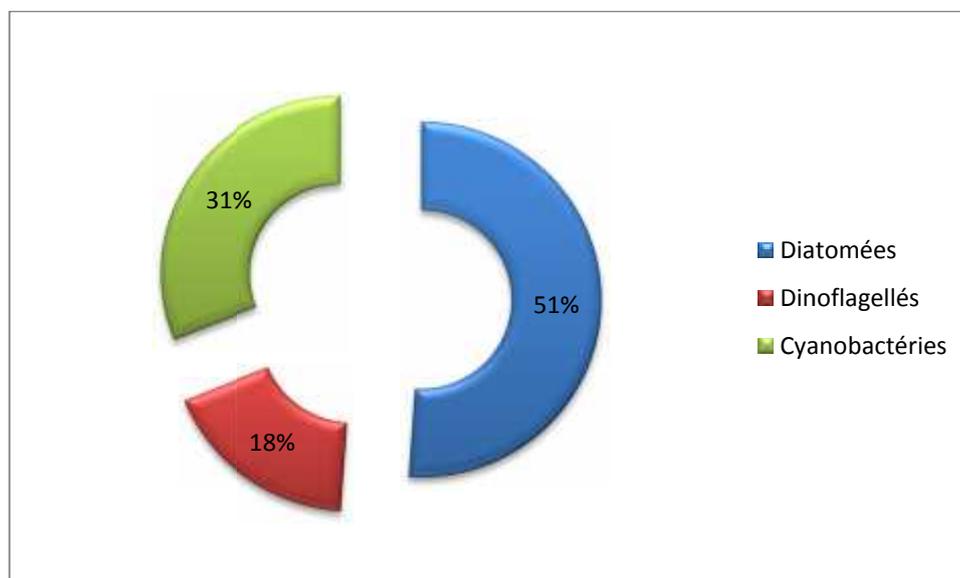


Figure 37 : Proportion des classes composant la communauté microalgale du lac Oubeira

Tableau 8 : Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans le lac Oubeira

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909	
Ordre : Chroococcales Wettscin,1924	
Famille : Chroococcacées Nâgeli 1849.Catt.etnzell.Algen	
<i>Chroococcus sp*</i>	
<i>Merismopedia sp*</i>	
<i>Microcystis sp*</i>	
<i>Gomphosphaeria sp*</i>	
<i>Synechococcus sp*</i>	
Ordre : Nostocales	
Famille : Nostocacées Durnortier,1829	
<i>Nostoc sp*</i>	
<i>Anabaena sp*</i>	
<i>Aphanizomenon sp*</i>	
Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12	
<i>Lyngbya sp*</i>	
<i>Oscillatoria sp*</i>	
<i>Pseudanabaena sp*</i>	
<i>Phormidium sp*</i>	
<i>Spirulina sp</i>	
<i>Planktothrix sp*</i>	
CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)	
Ordre des Centrales	
Famille : Coscinodiscaceae	
<i>Coscinidiscus sp</i>	
Famille : Thalassiosiraceae	
<i>Cyclotella sp</i>	
Famille : Mélosiraceae	
<i>Mélosira sp</i>	
Famille : Rhizosoleniaceae	
<i>Rhizolenia sp</i>	
Famille: Leptocylindraceae	
<i>Leptocylindrus sp</i>	
Famille :Biddulphiaceae	
<i>Cerataulina sp</i>	
Ordre: Pennales	
Famille : Fragilariaceae	
<i>Fragilaria sp</i>	
<i>Synedra sp</i>	
<i>Striatella sp</i>	
<i>Grammatophora sp</i>	
<i>Licmophora sp</i>	
<i>Diatoma sp</i>	
Famille : Naviculaceae Kûtz.,1844	
<i>Navicula sp</i>	

<i>Frustulia sp</i> <i>Pinnularia sp</i> <i>Pleurosigma sp</i> <i>Gyrosigma sp</i>	Famille Cymbellaceae
<i>Amphora sp*</i>	
	Famille: Surirellaceae
<i>Surirella sp</i>	
	Famille : Nitzschiaceae., Grunov, 1860
<i>Nitzschia sp*</i>	
	Famille: Achnanthaceae
<i>Achnanthes sp</i> <i>Cocconeis sp</i>	
	Famille: Eunotiaceae
<i>Eunotia sp</i>	
CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch, 1927	
	Ordre : Dinophysales Lindemann,1928
	Famille: Dinophysaceae Stein, 1883
<i>Dinophysis sp*</i>	
	Ordre : Gymnodiniales Lemmermann, 1910
	Famille : Gymnodiniaceae Lankester, 1885
<i>Gymnodinium sp*</i> <i>Gyrodinium sp*</i>	
	Ordre: Peridinales Haeckel, 1894
	Famille: Ceratiaceae Kofoid, 1907
<i>Fragilidium sp</i>	
	Famille: Gonyaulacaceae Lindemann, 1928
<i>Alexandrium sp*</i> <i>Gonyaulax sp*</i>	
	Famille: Peridiniaceae Ehrenberg, 1828
<i>Peridinium sp*</i>	
	Ordre : Prorocentrales Lemmermann, 1910
	Famille : Prorocentraceae Stein, 1883
<i>Prorocentrum sp*</i>	

III.1.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira

■ Densité moyenne par classe recensée

Le lac Oubeira se caractérise par la dominance des individus de la classe des Cyanobactéries qui totalisent une densité moyenne de l'ordre de 5,5 millions d'ind/l ; ces derniers sont suivis par les Diatomées qui sont particulièrement abondantes et enregistrent une densité moyenne de l'ordre de 4,4 millions d'ind/l. Les Dinoflagellés n'apparaissent qu'en nombre restreint dans les échantillons et représentent 14 % des microalgues recensées avec une densité moyenne proche de 2,2 millions d'ind/l (fig.38).

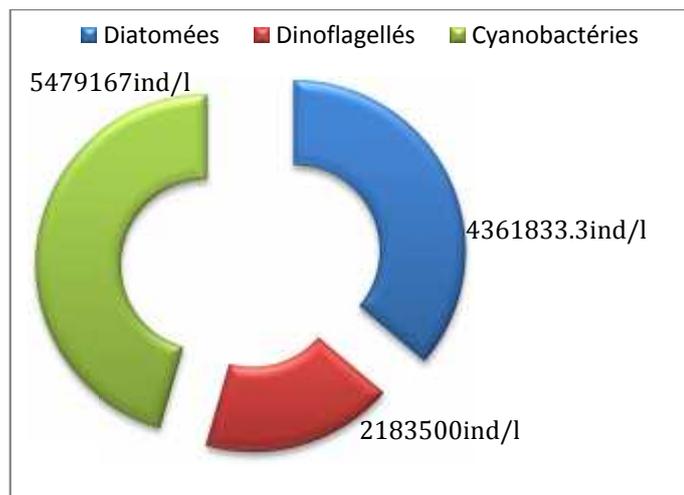


Figure 38 : Densités moyennes de chaque classe phytoplanctonique recensée dans le lac Oubeira

■ Distribution spatiale du phytoplancton dans le lac Oubeira

L'évaluation de la densité moyenne globale des microalgues récoltées révèle que la répartition du phytoplancton varie d'un site à l'autre. Nous notons, en effet, que les densités les plus élevées sont relevées au niveau de Dey L'Graa et Demnet Rihana qui enregistrent chacune 28% de la densité moyenne globale, puis vient Messida qui abrite 27% de la communauté phytoplanctonique et enfin Boumerchene qui héberge les 17% restant (fig.39a).

L'évaluation de la densité de la communauté micro algale toxique révèle que c'est Dey L'Graa qui abrite la plus forte proportion de phytoplancton toxique (29% de la densité moyenne globale). Les proportions en microalgues toxiques relevées dans les trois autres stations sont 26% à Messida, 24% à Demnet Rihana et 21% à Boumerchene (fig.39b).

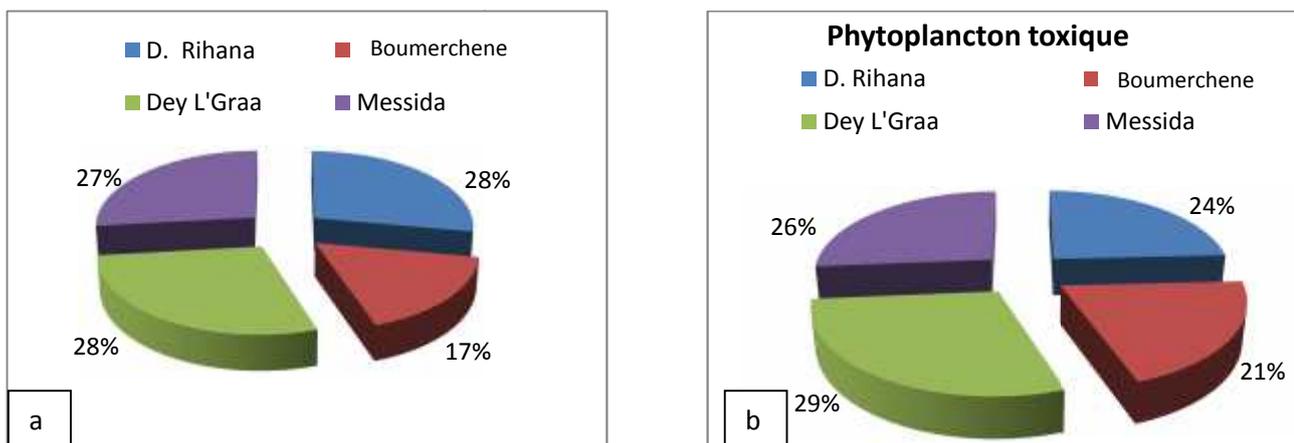


Figure 39 : Distribution spatiale de la densité microalgale (a) et des microalgues toxiques (b) dans le lac Oubeira

■ Distribution spatiale des classes phytoplanctoniques recensées

L'étude de la répartition spatiale des proportions des classes phytoplanctoniques recensées montre :

- Que les plus forts taux en Diatomées sont enregistrés au niveau de Demnet Rihana (32% de la densité globale enregistrée par cette classe) et Dey L'Graa (26%) ; Dans les deux autres stations nous notons des proportions de l'ordre de 24% à Messida et 18% à Boumerchene (fig.40).

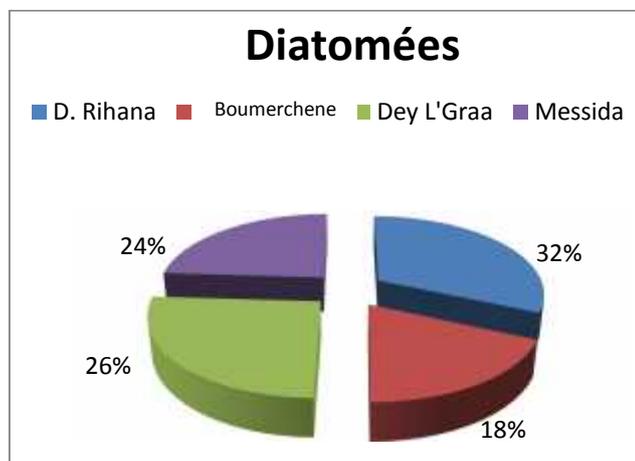


Figure 40 : Distribution spatiale des Diatomées dans le lac Oubeira

- Que les Dinoflagellés enregistrent les densités les plus élevées au niveau de Dey L'Graa (32%) et Messida (27%) ; Au niveau des deux autres stations les Dinoflagellés représentent 23% à Demnet Rihana et 18% à Boumerchene (fig. 41).

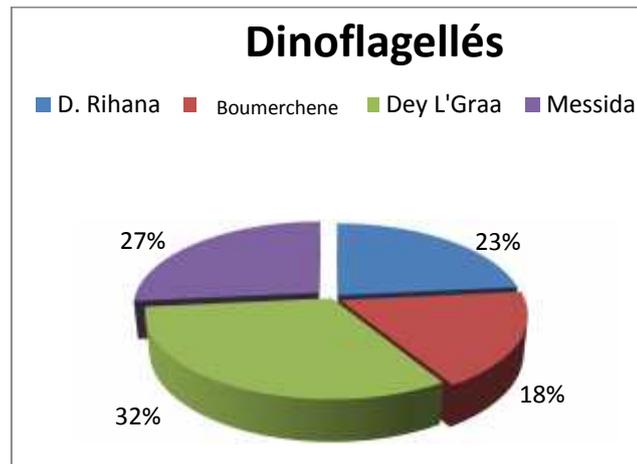


Figure 41 : Distribution spatiale des Dinoflagellés dans le lac Oubeira

▪ Que les plus fortes proportions (58%) en Cyanobactéries sont rencontrées à Demnet Rihana et Dey L'Graa qui abritent chacune 29 % de la densité moyenne globale en Cyanobactéries ; à Messida la population cyanobactérienne représente une proportion de 27% ; C'est en revanche à Boumerchene que la proportion de cyanobactéries la plus faible (15%) est rencontrée (fig.42).

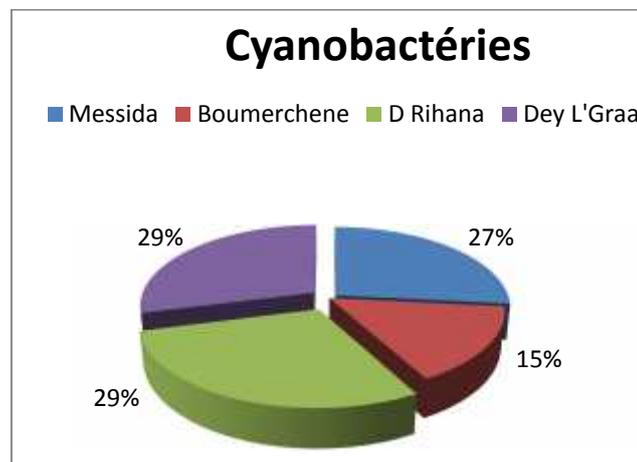


Figure 42 : Distribution spatiale des Cyanophycées dans le lac Oubeira

■ Distribution saisonnière du phytoplancton dans le lac Oubeira

L'évaluation saisonnière des densités microalgale montre que les densités les plus fortes sont enregistrées pendant la période estivale (38%) et printanière (27%). En revanche, c'est en automne et en hiver que les densités les plus faibles sont enregistrées (20 et 15 % respectivement) (fig.43a).

En ce qui concerne le phytoplancton toxique, ce dernier est fortement présent en été et au printemps avec des taux respectifs de 38 et 24% ; le reste de la population phytoplanctonique toxique est répartie à des proportions de 20 et 18% respectivement en automne et en hiver (fig.43b).

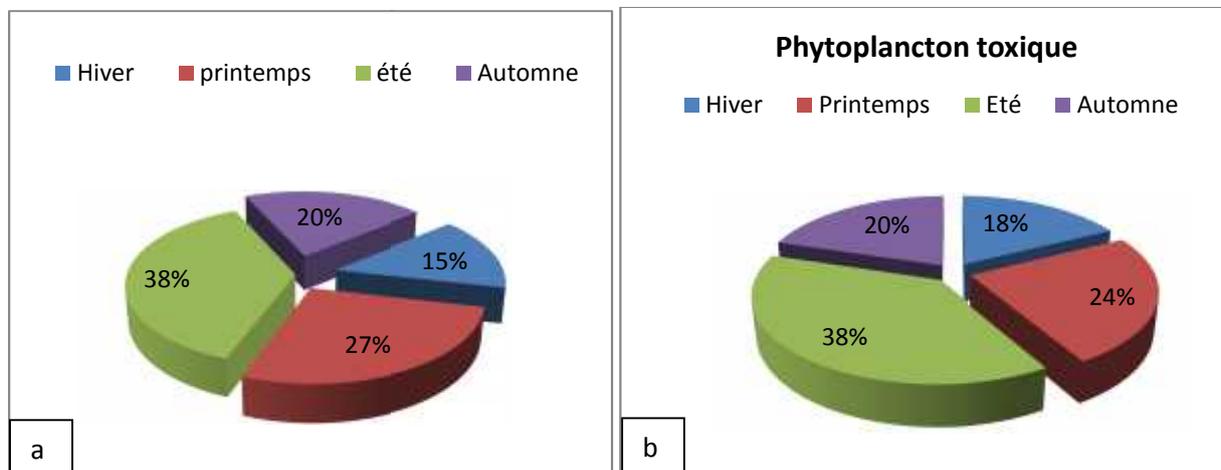


Figure 43 : Distribution saisonnière du phytoplancton (a) et des microalgues toxiques (b) dans le lac Oubeira

■ Distribution saisonnière des classes phytoplanctoniques

L'étude de la distribution saisonnière de la densité de chaque classe de microalgue montre que :

➤ les Diatomées enregistrent les densités les plus élevées au printemps et en automne où ils représentent respectivement 33 et 27% de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe. Leur densité reste relativement assez élevée en été (25%), mais atteint sa valeur la plus basse (15%) en hiver (fig.44).

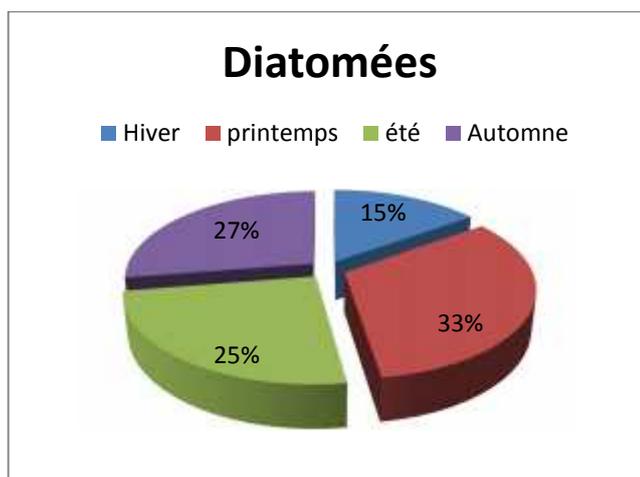


Figure 44 : Distribution saisonnière des Diatomées rencontrées dans le lac Oubeira

➤ C'est en été que le plus gros des effectifs de Dinoflagellés est relevé (55% de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe). Durant l'automne et l'hiver les proportions de Dinoflagellés rencontrés sont de l'ordre de 20 et 16% respectivement ; c'est en période printanière que nous notons leur plus faible présence (9%) (fig.45).

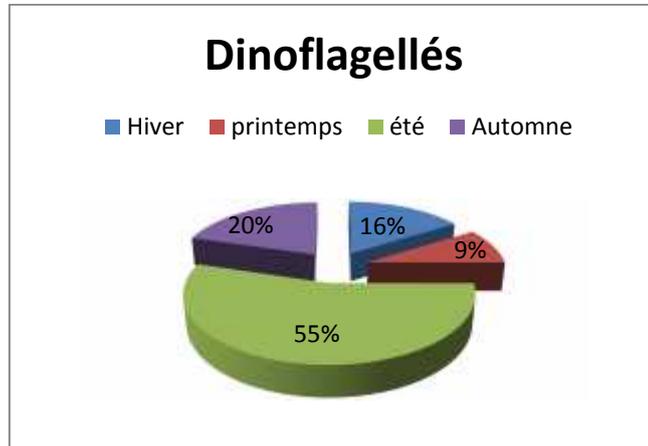


Figure 45 : Distribution saisonnière des Dinoflagellés rencontrés dans le lac Oubeira

➤ Les Cyanobactéries sont fortement présentes en été et au printemps où elles représentent respectivement 41 et 30% (presque les $\frac{3}{4}$ de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe). Des proportions de l'ordre de 15 et 14% sont respectivement relevées en automne et en hiver (fig.46)

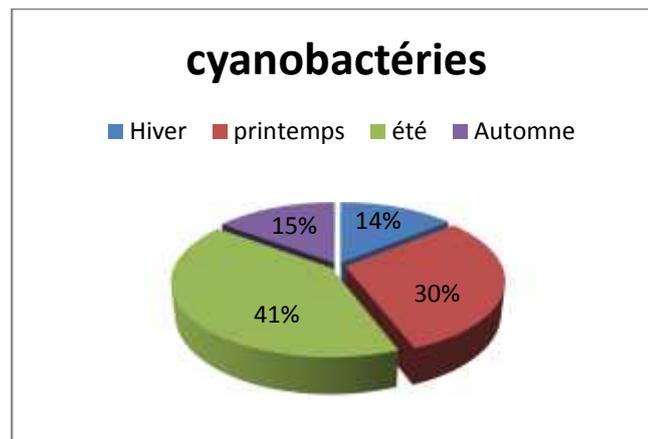


Figure 46 : Distribution saisonnière des Cyanobactéries rencontrées dans le lac Oubeira

■ Distribution mensuelle du phytoplancton dans le lac Oubeira

Sur le plan quantitatif, la densité moyenne globale du phytoplancton s'échelonne entre 4 600 000 et 22 289 000 ind/l. L'allure de la courbe fait apparaître l'existence de trois paliers :

- le premier représente les densités les plus faibles (proche de 5 millions ind/l) et regroupe les mois de janvier, mars, novembre et décembre ;
- le second palier représente les densités comprises entre 10 et 15 millions ind/l et regroupe les mois de février, juillet, septembre et octobre ;
- le troisième palier représente les densités de plus de 15 millions d'ind/l et regroupe les mois d'avril (un pic de 18 millions ind/l), mai, juin et août (proche de 23 millions ind/l) (fig.47).

En période printanière la densité du phytoplancton triple par rapport à celle de mars et se maintient entre 15 et 20 millions ind/l jusqu'à juillet pour ensuite atteindre la valeur maximale de plus de 22 millions ind/l en août.

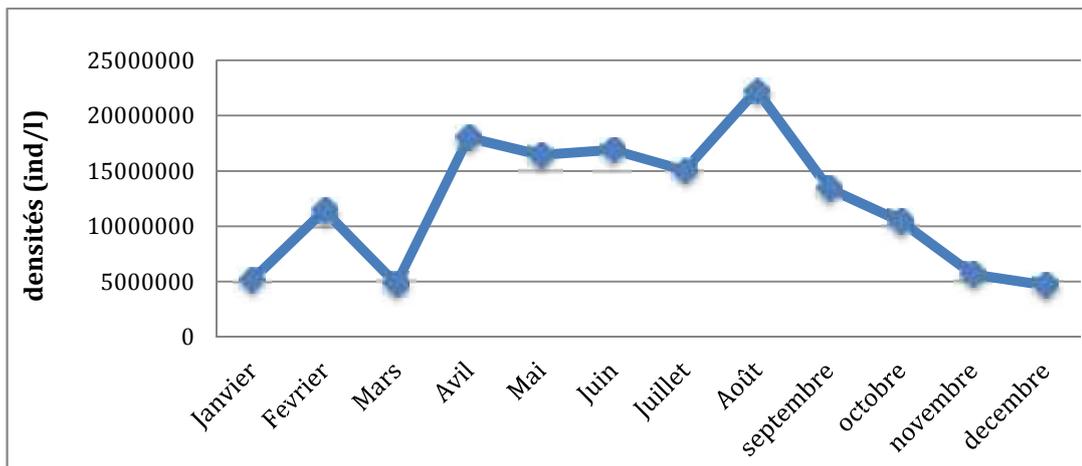


Figure 47 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira

■ Distribution mensuelle des classes phytoplanctoniques rencontrées dans le lac Oubeira

L'évaluation de la densité moyenne de chaque classe phytoplanctonique montre une prédominance nette des Cyanophycées ; dans cette classe, nous notons la prédominance de *Microcystis* qui comptabilise une densité de l'ordre de 2,7 millions ind/l au mois d'août et *Oscillatoria* qui ne compte que 1 million d'ind/l en septembre (fig.48).

Les Diatomées représentent des densités proches de 8 millions ind/l avec un pic de 7.3 millions ind/l enregistré au mois d'avril. Dans cette classe, les genres prédominants sont *Nitzschia*, et *Navicula* qui enregistrent respectivement 660 000 et 740 000 ind/L.

Les Dinoflagellés marquent des densités comprises entre 100 000 et 8 millions ind/l. Les plus faibles densités sont enregistrées en janvier et en mai. En revanche les densités les plus élevées sont relevées en saison estivale avec un pic de 8.3 millions ind/ enregistré en juin. Dans cette classe, 2 genres prédominent *Prorocentrum* et *Péridinium* enregistrant respectivement 660 000 et 740 000 ind/L.

Les Cyanobactéries et les Diatomées se disputent la première place en période hivernale ; mais une large prédominance des Cyanobactéries est notée du fait de leur forte présence (proche de 6,8 millions ind/l) en février.

Au printemps les Cyanobactéries montrent une large avance sur les Diatomées en avril et en mai, mais sont devancées par les Dinoflagellés en juin qui enregistrent une densité proche de 8 millions ind/l contre 6.5 millions ind/l pour les Cyanobactéries.

En période estivale, les Cyanobactéries prédominent nettement en juillet et en août en enregistrant des densités de plus de 8 et 13 millions ind/l contre 5 millions ind/l pour les Diatomées en août ; ces derniers marquent néanmoins une large prédominance en dépassant les Cyanobactéries de plus de 1 millions ind/l en août.

En automne, les Diatomées maintiennent leur densité à 6 millions ind/l en octobre pendant que celle des autres classes chutent en dessous de 2 millions ind/l.

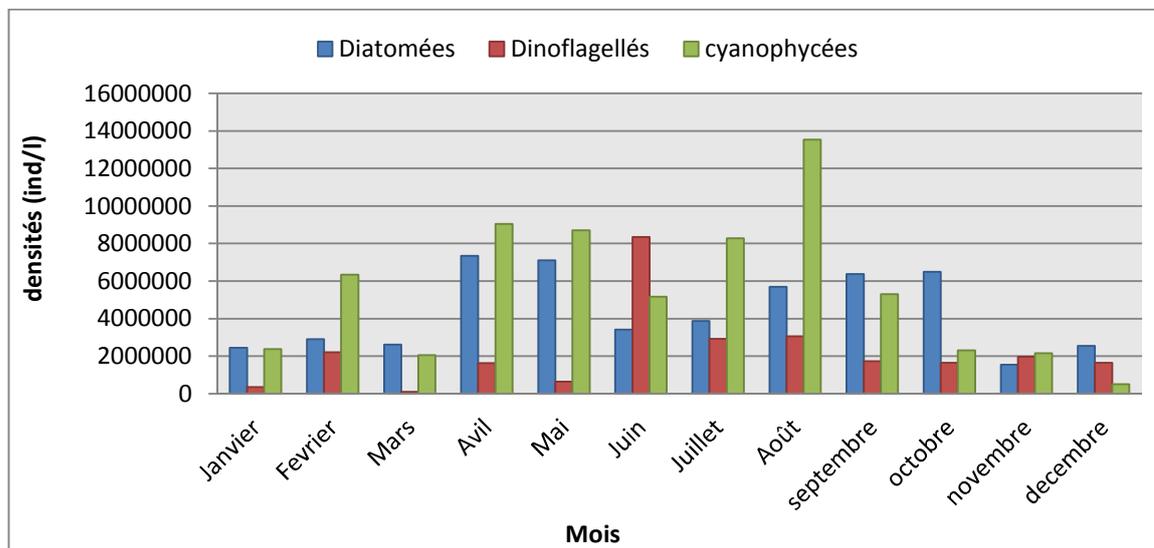


Figure 48 : Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques récoltées dans le lac Oubeira

■ Distribution mensuelle du phytoplancton toxique

La densité moyenne globale du phytoplancton toxique varie entre 40 000 et 8 700 000 ind./l. L'allure de la courbe montre que les densités les plus faibles sont enregistrées au mois de février et durant la période s'étalant d'avril à octobre (fig.49).

Nous notons une nette prédominance des Cyanobactéries toxiques dont les densités sont comprises entre 2 et plus de 8 millions ind/l de janvier à octobre ; par ailleurs durant 8 mois sur 10, les densités varient de 4 à plus de 8 millions ind/l ; mais c'est toutefois en période printanière et estivale que plus de 6 millions ind/l sont enregistrés. Dans cette classe, nous notons la prédominance de *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Pseudoanabeana* qui enregistrent respectivement des densités de 2,8 millions ind/l, de 880 333 et 493333 ind/l.

Les Cyanobactéries toxiques sont suivies par les Dinoflagellés toxiques qui montrent des densités variant de 100 000 à 4,5 millions ind/l. Une forte présence (de 3 à 4,5 millions ind/l) est notée de juin à août. Ils sont par ailleurs prédominant en novembre et décembre ou ils enregistrent plus de 1,5 millions ind/l. Durant cette période on note la prédominance des genres : *Prorocentrum* (230 000 ind/l), *Peridinium* (440 000 ind/l) et *Dinophysis* (100 000 ind/l).

En ce qui concerne les Diatomées toxiques bien que présentes durant toute la période d'étude, leurs densités n'excèdent pas 1 million d'ind/l sauf en février ou un pic de plus de 1,6 million d'ind/l est enregistré. Dans cette classe, on note la prédominance de deux genres toxiques : *Nitzschia* (380 000 ind/l) et *Amphora* (420 000 ind/l).

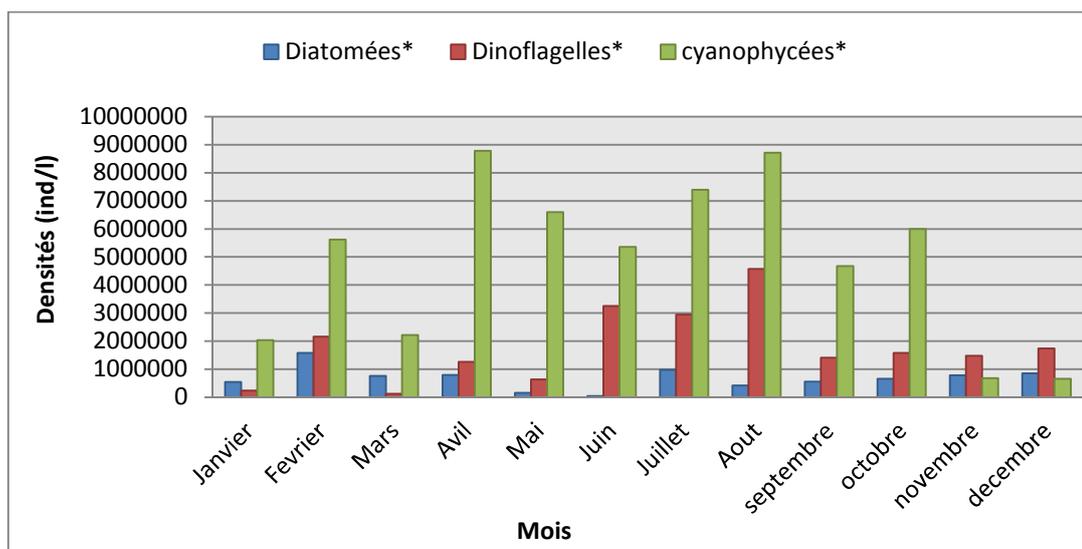


Figure 49 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans le lac Oubeira

III.2. Identification des genres récoltés dans la lagune El Mellah

L'observation des caractères morfo anatomiques du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah a permis d'identifier 100 genres représentant trois classes taxinomiques (Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae).

La composition floristique se caractérise par la dominance des Diatomées qui regroupent 67 genres et représentent ainsi 67% de la population phytoplanctonique récoltée. Les genres rattachés aux Dinoflagellés sont au nombre de 18 et représentent 18% de la population phytoplanctonique. Les Cyanobactéries, comptent 15 genres et représentent 15% de la population phytoplanctonique identifiée dans la lagune El Mellah (fig.50).

Nos données montrent que sur les 100 genres recensés, 30 sont reconnus potentiellement toxiques (tab.9) ; ils représentent ainsi 27% de la population phytoplanctonique totale ; ces derniers sont répartis comme suit : 14 genres de Dinoflagellés, 14 genres de Cyanobactéries et 3 genres de Diatomées (tab.9). Nous notons par ailleurs que les genres toxiques rattachés aux communautés de Dinoflagellés et Cyanobactéries représentant les $\frac{3}{4}$ des genres recensés dans chaque classe) ; mais en revanche les Diatomées toxiques ne présentent que $\frac{1}{20}^{\text{ème}}$ du nombre de genres recensés appartenant à cette classe.

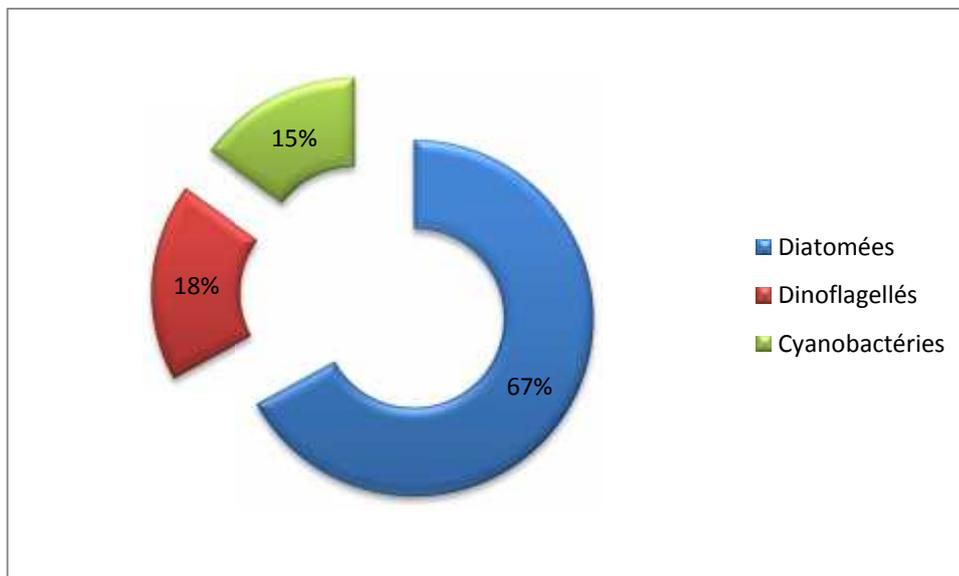


Figure 50 : Proportion des classes composant la communauté microalgale de la lagune El Mellah

Tableau 9 : Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans la Lagune El Mellah

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909	
Ordre :Chroococcales Wettscin,1924	
Famille : Chroococcacées Nâgeli 1849.Catt.etnzell.Algen	
<i>Chroococcus sp*</i>	
<i>Gloecapsa sp*</i>	
<i>Merismopedia sp*</i>	
<i>Microcystis sp*</i>	
<i>Gomphosphaeria sp*</i>	
<i>Synechococcus sp*</i>	
Ordre :Nostocales	
Famille : Nostocacées Durnortier,1829	
<i>Anabaena sp*</i>	
<i>Aphanizomenon sp*</i>	
<i>Cylindrospermum*</i>	
<i>Nostoc sp*</i>	
Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12	
<i>Lyngbya sp*</i>	
<i>Oscillatoria sp*</i>	
<i>Pseudanabaena sp*</i>	
<i>Phormidium sp*</i>	
<i>Spirulina sp</i>	
CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)	
Ordre des Centrales	
Famille : Coscinodiscaceae	
<i>Coscinodiscus sp</i>	
Famille : Asterolampraceae	
<i>Asteromphalus sp</i>	
Famille : Thalassiosiraceae	
<i>Thalassiosira sp</i>	
<i>Cyclotella sp</i>	
Famille : Mélosiraceae	
<i>Mélosira sp</i>	
<i>Paralia sp</i>	
<i>Druridgea sp</i>	
Famille : Rhizosoleniaceae	
<i>Rhizolenia sp</i>	
<i>Guinardia sp</i>	
Famille: Leptocylindraceae	
<i>Corethron sp</i>	
Famille :Biddulphiaceae	
<i>Biddulphia sp</i>	
<i>Trigonium sp</i>	
<i>Cerataulina sp</i>	
<i>Eucampia sp</i>	
Famille: Eupodiscaceae	
<i>Odentella sp</i>	
<i>Pleurosira sp</i>	

<i>Chaetoceros sp</i>	Famille: Chaethoceraceae
<i>Ditylum sp</i>	Famille :Lithodesmiaceae
	Ordre: Pennales
	Famille : Fragilariaceae
<i>Fragilaria sp</i>	
<i>Synedra sp</i>	
<i>Sceptroneis sp</i>	
<i>Tabellaria sp</i>	
<i>Striatella sp</i>	
<i>Grammatophora sp</i>	
<i>Licmophora sp</i>	
<i>Rhaphoeis sp</i>	
<i>Licmosphenia sp</i>	
<i>Climacosphenia sp</i>	
<i>Gephyria sp</i>	
<i>Opephora sp</i>	
<i>Ardissonia sp</i>	
<i>Asterionella sp</i>	
<i>Diatoma sp</i>	
<i>Thalassionema sp</i>	
	Famille : Naviculaceae Kütz., 1844
<i>Navicula sp</i>	
<i>Lyrella sp</i>	
<i>Frustulia sp</i>	
<i>Diploneis sp</i>	
<i>Pinnularia sp</i>	
<i>Mastogloia sp</i>	
<i>Rhoiconis sp</i>	
<i>Plagiotropis sp</i>	
<i>Pleurosigma sp</i>	
<i>Gyrosigma sp</i>	
<i>Scoliopleura sp</i>	
<i>Stauroneis sp</i>	
	Famille : Rhoicospheniaceae
<i>Rhoicosphénia sp</i>	
	Famille : Entomoneidaceae
<i>Entomoneis sp</i>	
	Famille Cymbellaceae
<i>Cymbella sp</i>	
<i>Amphora sp*</i>	
<i>Encyonema sp</i>	
	Famille: Epithémiaceae
<i>Epithémia sp</i>	
<i>Rhopalodia sp</i>	
	Famille: Surirellaceae
<i>Surirella sp</i>	

<i>Campylodiscus sp</i> <i>Cymatopleura sp</i>	Famille : Nitzschiaceae., Grunov, 1860
<i>Nitzschia sp*</i> <i>Bacillaria sp</i> <i>Hantzschia sp</i> <i>Pseudonitzschia sp*</i> <i>Denticulopsis sp</i>	Famille: Achnanthaceae
<i>Achnanthes sp</i> <i>Cocconeis sp</i>	Famille: Eunotiaceae
<i>Eunotia sp</i>	Order: Mastogloiales Famille: Mastogloiaceae Mereschkowsky,1903
<i>Aneumastus sp</i>	Order: Soleniales Family: Soleniaceae Sch tt
<i>Rhizosolenia sp</i>	Ordre : Tabellariales Famille: Tabellariaceae
<i>Tabellaria sp</i>	
CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch, 1927	
	Ordre :Dinophysales Lindemann,1928 Famille: Dinophysaceae Stein, 1883
<i>Dinophysis sp*</i>	Ordre : Gymnodiniales Lemmermann, 1910 Famille : Gymnodiniaceae Lankester,1885
<i>Amphidinium sp*</i> <i>Cochlodinium sp*</i> <i>Gymnodinium sp*</i> <i>Gyrodinium sp*</i>	Famille: Polykrikaceae Lindemann,1928
<i>Polykrikos sp</i>	Famille: Warnowiaceae Lindemann,1928
<i>Warnowia sp</i>	Ordre: Noctilucales Haeckel, 1894 Famille: Noctilucaceae Kent, 1881
<i>Noctiluca sp*</i>	Ordre: Peridinales Haeckel, 1894 Famille : Heterocapsaceae
<i>Heterocapsa sp*</i>	Famille: Ceratiaceae Kofoid,1907
<i>Ceratium sp</i>	Famille: Gonyaulacaceae Lindemann, 1928

*Alexandrium sp**
*Gonyaulax sp**

Famille: Oxytoxaceae Lindemann, 1928

*Oxytoxium sp**

Famille: Peridiniaceae Ehrenberg, 1828

*Peridinium sp**

*Protoperidinium sp**

*Scippsiella sp**

Ordre : Prorocentrales Lemmermann, 1910

Famille : Prorocentraceae Stein, 1883

Mesoporos sp

*Prorocentrum sp**

III.2.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah

■ Densité moyenne par classe recensée

Les résultats de notre dénombrement font apparaître la prédominance des individus de la classe des Diatomées qui comptabilisent une densité moyenne proche de 1,4 millions ind/l ; ces derniers sont suivis par les Dinoflagellés qui représentent moins de 1 million d'ind/l soit 33% de la densité moyenne globale. Quant aux Cyanobactéries leur densité moyenne est de l'ordre de 637500 ind/l ce qui représente 21% de la densité moyenne globale du phytoplancton récolté (fig.51).

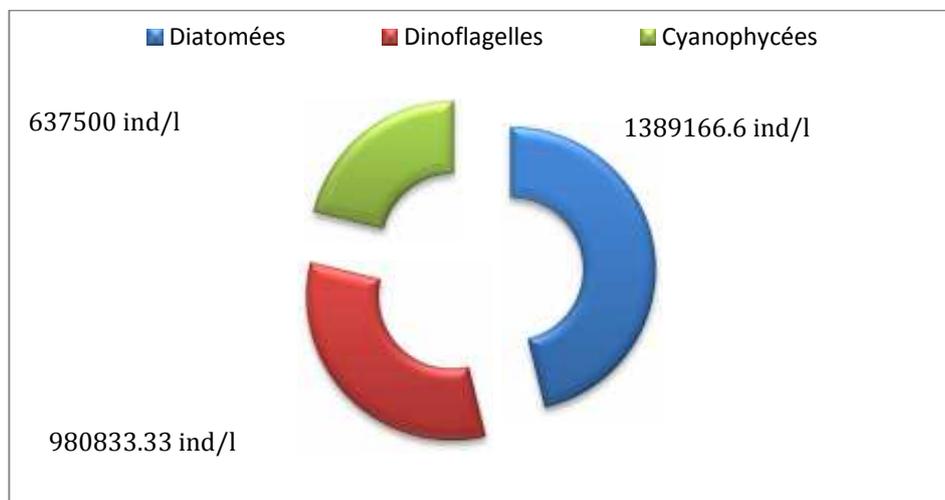


Figure 51 : Densités moyennes des différentes classes de phytoplancton recensées dans la lagune El Mellah

■ Distribution spatiale du phytoplancton dans la lagune El-Mellah

L'évaluation de la densité moyenne globale de l'ensemble des microalgues récoltées révèle que la répartition du phytoplancton varie d'une station à l'autre. Nous notons, en effet, que les

densités les plus élevées sont relevées au niveau de la partie sud (Boularoug) qui abrite 58% de la densité moyenne globale ; les 42% restant sont rencontrés à Boumalek (fig.52a).

L'évaluation de la communauté micro algale toxique indique que le plus grand nombre de genres toxiques recensés est relevé au niveau de Boumalek, soit 57% de la densité moyenne globale (fig.52b) ; par ailleurs, le sud de la lagune n'abrite que 43% des microalgues toxiques recensées.

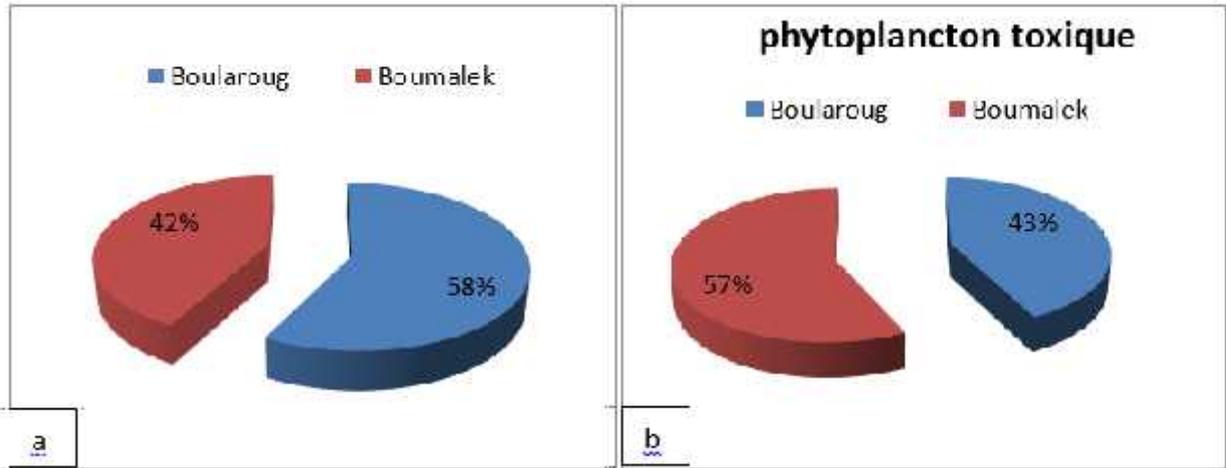


Figure 52 : Distributions spatiale de la densité microalgale (a) et des microalgues toxiques (b) de la lagune El Mellah

L'étude de la répartition spatiale des classes recensées montre :

- Que la plus forte proportion en Diatomées est rencontrée dans la partie sud de la lagune (57% à Boularoug et 43% à Boumalek) (fig.53) ;

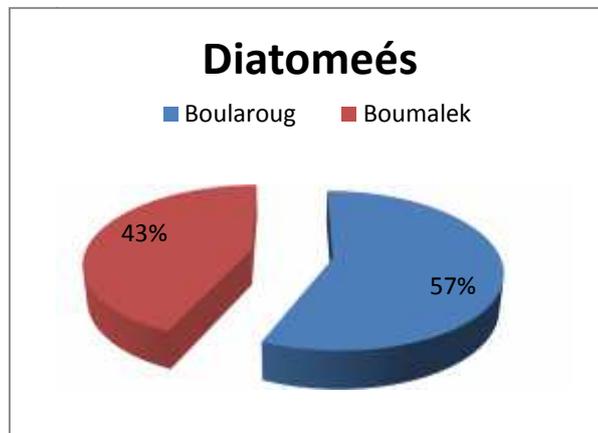


Figure 53 : Distribution spatiale des Diatomées dans la lagune El Mellah

▪ Que les Dinoflagellés, montrent la même distribution spatiale que celle des Diatomées ; nous notons, en effet, des proportions de l'ordre de 57% à Boularoug et 43% à Boumalek (fig. 54) ;

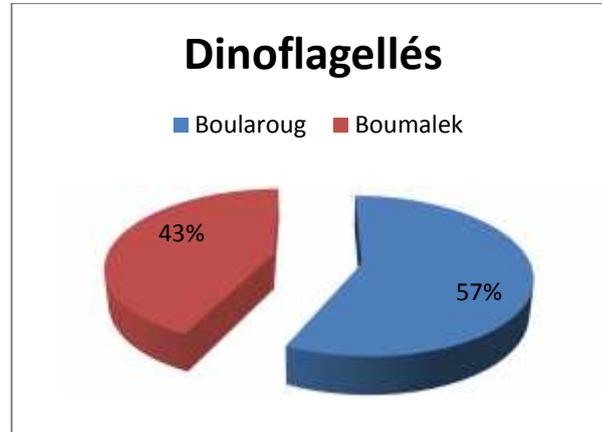


Figure 54 : Distributions spatiale des Dinoflagellés dans la lagune El Mellah

▪ Que les plus fortes proportions en Cyanobactéries sont enregistrées dans la partie sud de la lagune (58% à Boularoug contre seulement 42% à Boumalek) (fig. 55).

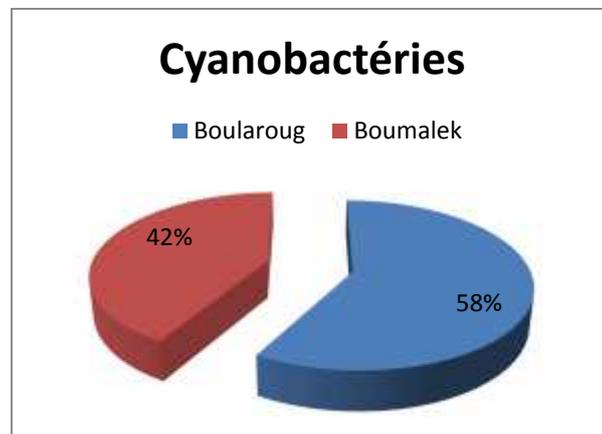


Figure 55 : Distributions spatiale des Cyanophycées dans la lagune El Mellah

■ Distribution saisonnière du phytoplancton dans la lagune El-Mellah

L'évaluation des densités phytoplanctoniques saisonnières montre que les densités les plus fortes sont relevées en été et en automne à des proportions respectives de 40% et 36% de la biomasse microalgale recensée. Les proportions en phytoplancton relevées en hiver (17%)

représentent moins de la moitié de celles notées en automne ; quant à la densité enregistrée au printemps, elle est la plus faible (seulement 7% de la biomasse microalgale recensée (fig. 56a).

En ce qui concerne les microalgues toxiques (fig.56b), les proportions les plus fortes sont enregistrées en automne (55%) et en été (22%) et les plus faibles en hiver (13%) et au printemps (10%).

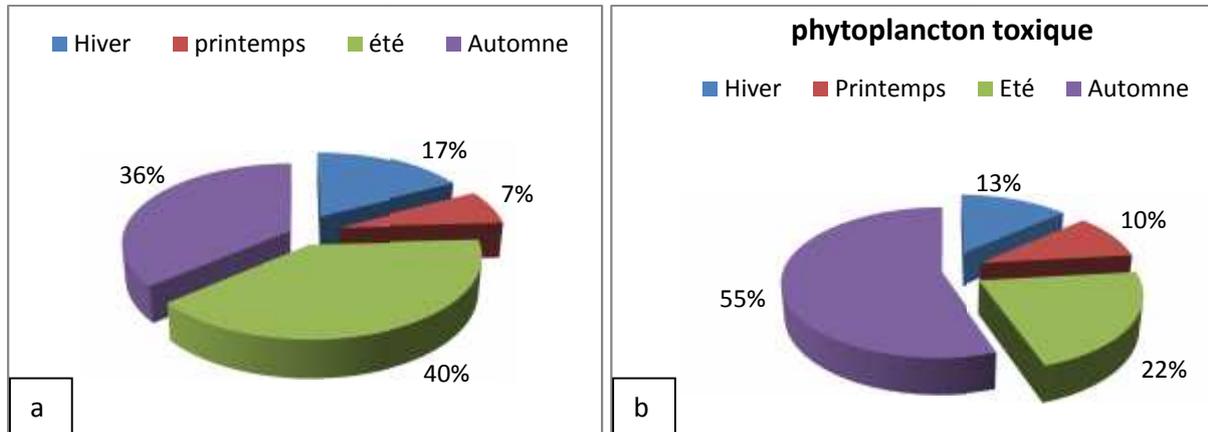


Figure 56 : Distributions saisonnière du phytoplancton (a) et des microalgues toxiques (b) dans la lagune El Mellah

■ Distribution saisonnière des classes de microalgues

L'étude de la distribution saisonnière de la densité de chaque classe d'algue montre :

➤ Que 38% et 33% de la densité globale en Diatomées récoltées durant toute l'année sont enregistrées en été et en automne ; Les proportions en Diatomées rencontrées en hiver et au printemps font moins du 1/3 de la masse microalgale rattachée à cette classe ; par ailleurs, c'est au printemps que les densités les plus faibles sont notées (fig. 57) ;

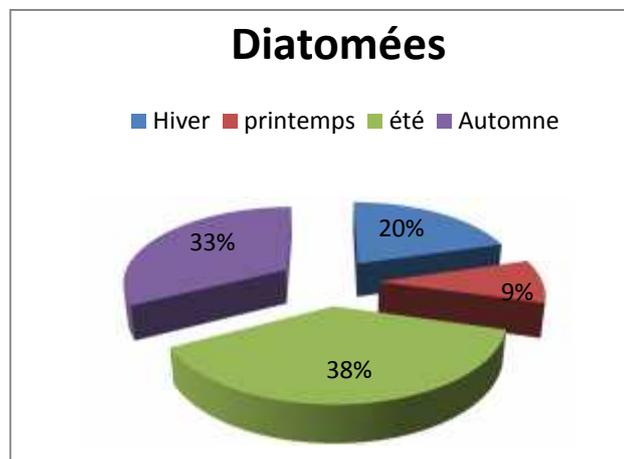


Figure 57 : Distribution saisonnière des Diatomées rencontrées dans la lagune El Mellah

➤ La distribution saisonnière des Dinoflagellés est similaire à celle des Diatomées ; nous notons, en effet, que plus de $\frac{3}{4}$ de la population est rencontré en été et en automne (respectivement 43% et 34%). En hiver, la proportion en Dinoflagellés ne représente que 18% de la densité globale annuelle en Dinoflagellés récoltés ; Et comme pour les Diatomées, la plus faible densité (5%) est relevée au printemps (fig.58) ;



Figure 58 : Distribution saisonnière des Dinoflagellés rencontrées dans la lagune El Mellah

➤ Les Cyanobactéries marquent une forte présence en automne (48%) et en été (37%) ou elles représentent plus du $\frac{4}{5}$ ^{ème} de la biomasse microalgale rattachée à cette classe. Les proportions notées en hiver et au printemps ne représentent que 15% de la biomasse cyanobactérienne (fig.59).

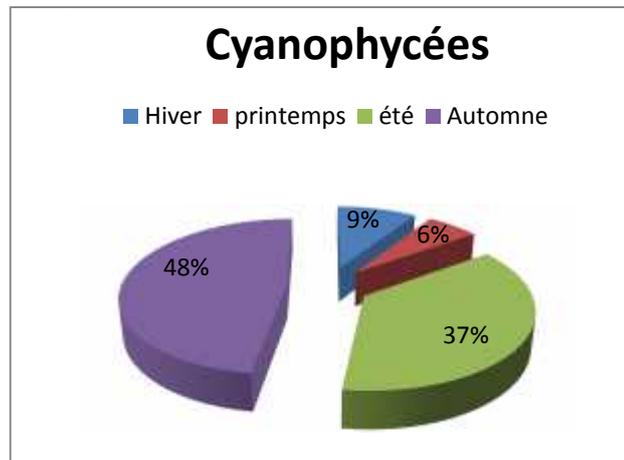


Figure 59 : Distribution saisonnière des Cyanobactéries rencontrées dans la lagune El Mellah

■ Distribution temporelle du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah

Sur le plan quantitatif, la densité moyenne globale du phytoplancton s'échelonne entre 700 000 en mars et 5,7 millions ind/l en août. L'allure de la courbe révèle l'existence de deux niveaux ; dans le premier niveau les densités fluctuent de 700 000 à 3 millions d'ind/l durant la période s'étalant de décembre à mai ; dans le second niveau, les densités relevées sont comprises entre 3 et 6 millions d'ind/l et sont par ailleurs rencontrées de juin à novembre ; c'est en août que la valeur maximale est enregistrée (correspond à 6 fois la valeur notée en mars) (fig.60).

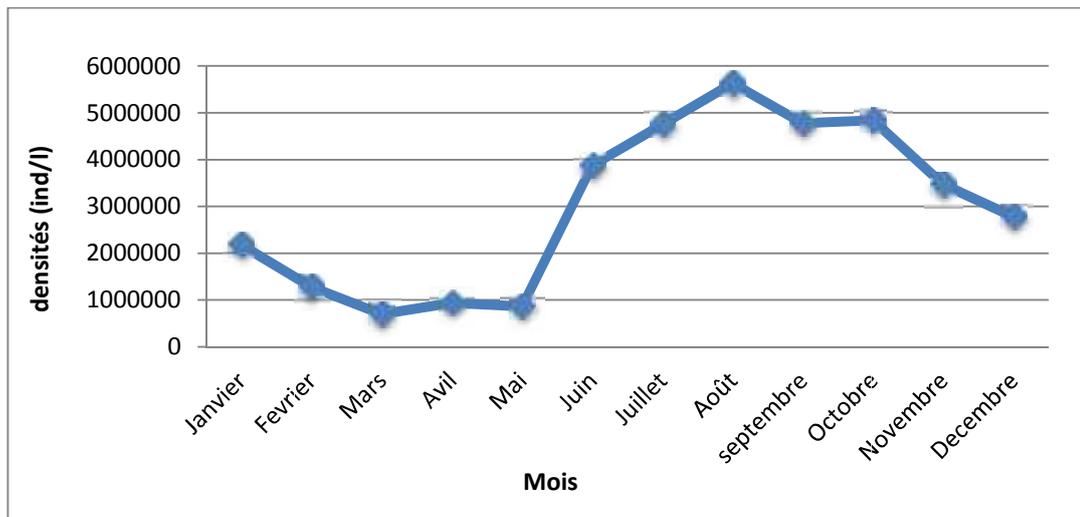


Figure 60 : Variation mensuelle de la densité globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah

■ Distribution des densités moyennes des classes de phytoplancton

L'évaluation de la densité moyenne globale des différentes classes de phytoplancton récolté mensuellement fait apparaître l'existence de 4 pics (fig.61)

- Un pic en janvier qui totalise 1,4 millions d'ind/l dont 71% sont représentés par des Diatomées. Dans cette classe, nous notons la prédominance de *Nitzschia* et *Amphora* avec des densités respectives de l'ordre de 580 000 et 320 000 ind/l.

-Un pic en juin qui représente une densité proche de 3 millions ind/l dont 60% des spécimens sont des Diatomées ; Parmi ces derniers les genres *Navicula* et *Striatialla* prédominent en totalisant respectivement 740 000 ind/l et 480 000 ind/l.

-Un pic en août qui comptabilise une densité proche de 3,5 millions d'ind/l dont 60% des individus sont des Dinoflagellés ; c'est par ailleurs le genre *Prorocentrum* qui enregistre la plus forte densité.

-Un pic de septembre qui compte 3,3 millions ind/l dont 71% sont représentés par des Diatomées. Dans cette classe, ce sont les genres *Rhizosolenia*, *Chaetoceros* qui prédominent en enregistrant respectivement 260 000 et 280 000 ind/l.

➤ Les Diatomées prédominent de janvier à juillet et même en septembre à des densités comprises entre 300000 ind/l et 3500 000 ind/l; nous notons par ailleurs que les densités les plus élevées (variant de 2,5 à 3,5 millions ind/l) sont notées en période estivale.

➤ Les Dinoflagellés montrent leurs plus basses densités (inférieurs à 200 000 ind/l) de février à mai ; les densités les plus fortes (comprises entre 1 et 3,5 millions ind/l) sont enregistrées en août, octobre, novembre et décembre.

➤ Les Cyanobactéries présentent de très faibles densités (moins de 400 000 ind/l) en période hivernale et printanière ; c'est en été et en automne que les densités les plus élevées sont notées (variant de 500 000 à 1,5 millions ind/l).

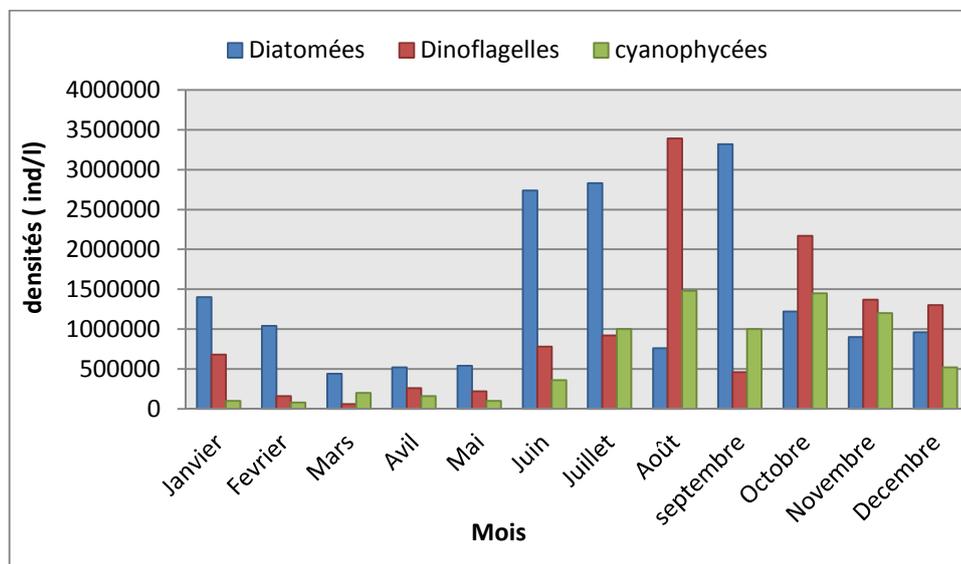


Figure 61 : Variations mensuelles de la densité globale des classes de phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah

■ Distribution des densités moyennes globale du phytoplancton toxique

- Les densités des Dinoflagellés toxiques sont comprises entre 50 000 ind/l en mars et 1,7 million ind/l en août ; à l'exception des mois de mars, juin et juillet où les densités en Dinoflagellés sont les plus faibles ; les spécimens toxiques de cette classe dépassent 500 000 ind/l. Les genres toxiques prédominants sont *Prorocentrum* (680000 ind/l), *Peridinium* (480000 ind/l) et *Dinophysis* (120 000 ind/l).

➤ En ce qui concerne les Diatomées toxiques, les densités les plus élevées (comprises entre 400 000 et 700 000 ind/l) sont notées au printemps ; durant le reste de l'année, les densités relevées n'excèdent pas 250 000 ind/l. Ce sont, par ailleurs, les deux genres *Nitzschia* et *Amphora* qui marquent les plus fortes densités (660 000 ind/l).

➤ Les Cyanobactéries montrent des densités comprises entre 50 000 ind/l en juin et 600 000 ind/l en novembre. En période hivernale et printanière les densités restent inférieures à 200 000 ind/l mais en revanche en période estivale et automnale, les densités relevées varient entre 250 000 et 600 000 ind/l. Nous notons par ailleurs que ce sont les genres *Oscillatoria* et *Microcystis* qui enregistrent les densités les plus élevées (240 000 et 530 000 ind/l respectivement).

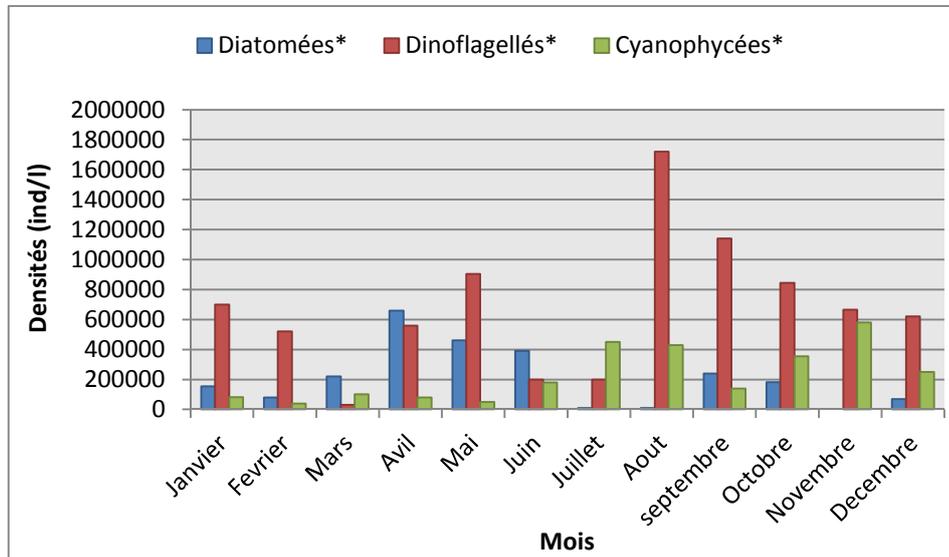


Figure 62 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans la lagune El Mellah

III.3. Identification des genres récoltés dans le lac Tonga

L'observation des caractères morpho anatomiques des spécimens de phytoplancton récolté dans le lac Tonga nous a permis d'identifier 73 genres dont 39 sont des Diatomées (soit 53% du nombre total de genres recensés), 19 sont des Dinoflagellés (soit 26%) et 15 sont des Cyanobactéries (ce qui représentent 21%) (fig.63).

La composition générique du phytoplancton récolté dans le lac Tonga se caractérise par une forte présence de genres rattachés à la classe des Diatomées.

Nos données montrent que sur les 73 genres recensés, 29 sont reconnus potentiellement toxiques (tab.10) et sont répartis comme suit : 12 genres de Dinoflagellés, 14 genres de Cyanobactéries et 3 genres de Diatomées. Il ressort de ces observations que les plus fortes proportions de genres toxiques sont représentées par les Cyanobactéries et les Dinoflagellés.

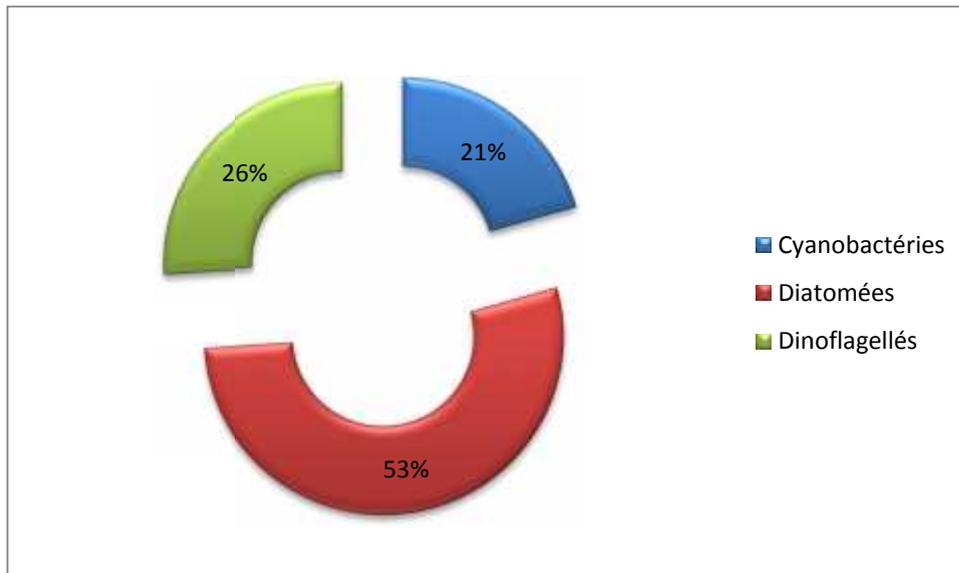


Figure 63 : Proportion des classes composant la communauté microalgale du lac Tonga

Tableau 10 : Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans le lac Tonga

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909	
Ordre :Chroococcales Wettscin,1924	
Famille : Chroococcacées Nágeli 1849.Catt.etnzell.Algen	
<i>Merismopedia sp*</i>	
<i>Microcystis sp*</i>	
<i>Woronichinia sp*</i>	
<i>Chroococcus sp*</i>	
Famille:Merismopediaceae	
<i>Coelosphaerium sp*</i>	
Ordre :Nostocales	
Famille : Nostocacées Durnortier,1829	
<i>Nostoc sp*</i>	
<i>Anabaena sp*</i>	
<i>Aphanizomenon sp*</i>	
<i>Cylindrospermum sp*</i>	
Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12	
<i>Lyngbya sp*</i>	
<i>Oscillatoria sp*</i>	
<i>Pseudanabaena sp*</i>	
<i>Phormidium sp*</i>	
<i>Spirulina sp</i>	
<i>Planktothrix sp*</i>	
CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)	
Ordre des Centrales	
Famille: Chaethoceraceae	
<i>Chaetoceros sp</i>	
Famille : Mélosiraceae	
<i>Mélosira sp</i>	
Famille :Biddulphiaceae	
<i>Cerataulina sp</i>	
<i>Eucampia sp</i>	
<i>Trigonium sp</i>	
Famille : Eupodiscaceae	
<i>Odentella sp</i>	
<i>Pleurosira sp</i>	
Famille :Lithodesmiaceae	
<i>Ditylum sp</i>	
Order: Soleniales	
Family: Soleniaceae Sch tt	
<i>Rhizosolenia sp</i>	
Ordre : Pennales	
Famille : Fragilariaceae	
<i>Fragilaria sp</i>	
<i>Synedra sp</i>	
<i>Striatella sp</i>	
<i>Grammatophora sp</i>	
<i>Licmophora sp</i>	

<i>Diatoma sp</i> <i>Asterionella sp</i> <i>Ardissonia sp</i> <i>Sceptconeis sp</i> <i>Climacosphenia sp</i>	Famille : Tabellariaceae
<i>Tabellaria sp</i>	
	Famille : Naviculaceae Kütz.,1844
<i>Navicula sp</i> <i>Pinnularia sp</i> <i>Pleurosigma sp</i> <i>Gyrosigma sp</i> <i>Diploneis sp</i>	
	Famille : Cymbellaceae
<i>Amphora sp*</i> <i>Cymbella sp</i>	
	Famille : Surirellaceae
<i>Surirella sp</i>	
	Famille : Nitzschiaceae., Grunov, 1860
<i>Nitzschia sp*</i> <i>Bacillaria sp</i> <i>Pseudonitzschia sp*</i>	
	Famille : Achnantheaceae
<i>Achnanthes sp</i> <i>Cocconeis sp</i>	
	Famille : Eunotiaceae
<i>Eunotia sp</i>	
	Famille : Epithémiaceae
<i>Rhapolodia sp</i> <i>Ephemia sp</i>	
	Famille : Entomoneidaceae
<i>Entomoneis sp</i>	
	Ordre : Mastogloiales Family Mastogloiaceae Mereschkowsky,1903
<i>Mastogoloia sp</i> <i>Aneumastus sp</i>	
CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch, 1927	
	Ordre : Peridinales Haeckel, 1894 Famille : Peridiniaceae Ehrenberg, 1828
<i>Protoperidinium sp*</i> <i>Scripssiella sp*</i>	
	Famille : Oxytoxaceae Lindemann, 1928
<i>Oxytoxum sp*</i>	
	Order Gonyaulacales Famille: Ceratocoryaceae Stein, 1883
<i>Ceratocorys sp</i>	
	Famille : Gonyaulacaceae Lindemann, 1928

<i>Lingulodinium sp*</i>	Famille : Pyrophacaceae Lindemann, 1928
<i>Pyrophacus sp</i>	Ordre : Dinophysales Lindemann, 1928
	Famille : Dinophysaceae Stein, 1883
<i>Dinophysis sp*</i>	Ordre : Gymnodiniales Lemmermann, 1910
	Famille : Gymnodiniaceae Lankester, 1885
<i>Gymnodinium sp*</i>	
<i>Gyrodinium sp*</i>	
<i>Amphidinium sp*</i>	
<i>Cochlodinium sp*</i>	Famille : Warnowiaceae Lindemann, 1928
<i>Warnowia sp</i>	
	Famille : Polykrikaceae Bütschli 1873
<i>Polykriko sp</i>	
	Ordre : Peridinales Haeckel, 1894
	Famille : Ceratiaceae Kofoid, 1907
<i>Fragilidium sp</i>	
<i>Ceratium sp</i>	
	Famille : Gonyaulacaceae Lindemann, 1928
<i>Gonyaulax sp*</i>	
	Famille : Peridiniaceae Ehrenberg, 1828
<i>Peridinium sp*</i>	
	Ordre : Prorocentrales Lemmermann, 1910
	Famille : Prorocentraceae Stein, 1883
<i>Mesoporos sp</i>	
<i>Prorocentrum sp*</i>	

III.3.1. Densité moyenne globale du phytoplancton récolté

Densité moyenne par classe recensée

Dans le lac Tonga les Diatomées et les cyanobactéries sont présentes à des proportions respectives de 36% et 35% de la densité moyenne globale. Les proportions de Dinoflagellés sont moindres et ne représentent que 29% (fig.64).

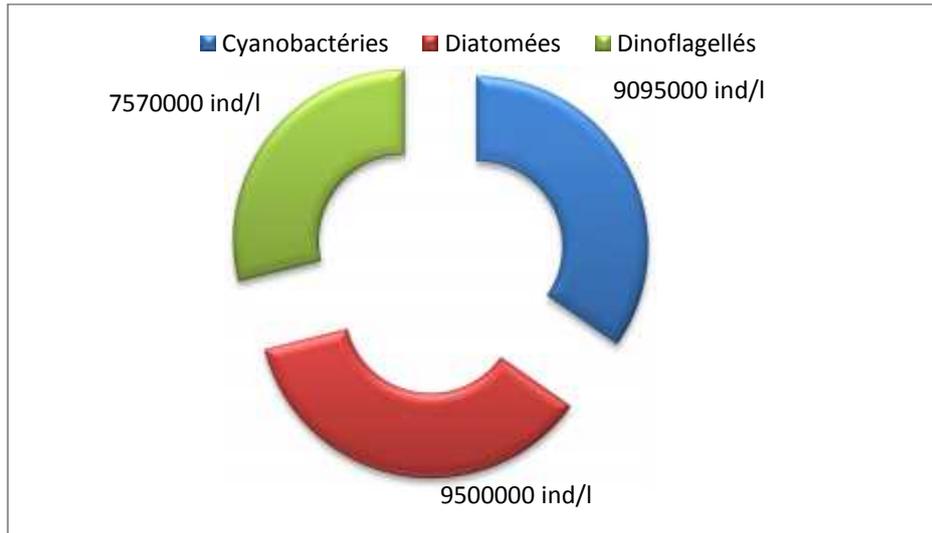


Figure 64 : Densité moyenne de chaque classe phytoplanctonique recensée dans le lac Tonga

■ Distribution spatiale du phytoplancton

L'évaluation de la densité moyenne globale des microalgues récoltées révèle que les densités les plus élevées sont relevées au niveau de la station « vanne »; cette station abrite 55% de la densité moyenne globale, contre 45% présents dans la station « centre » (fig.65 a).

L'évaluation de la communauté micro algale toxique révèle que c'est au niveau de la vanne que les plus fortes proportions (61% de la densité moyenne globale) de phytoplancton toxique sont relevées ; Les 39% restant sont hébergés au niveau du centre du lac (fig.65 b).

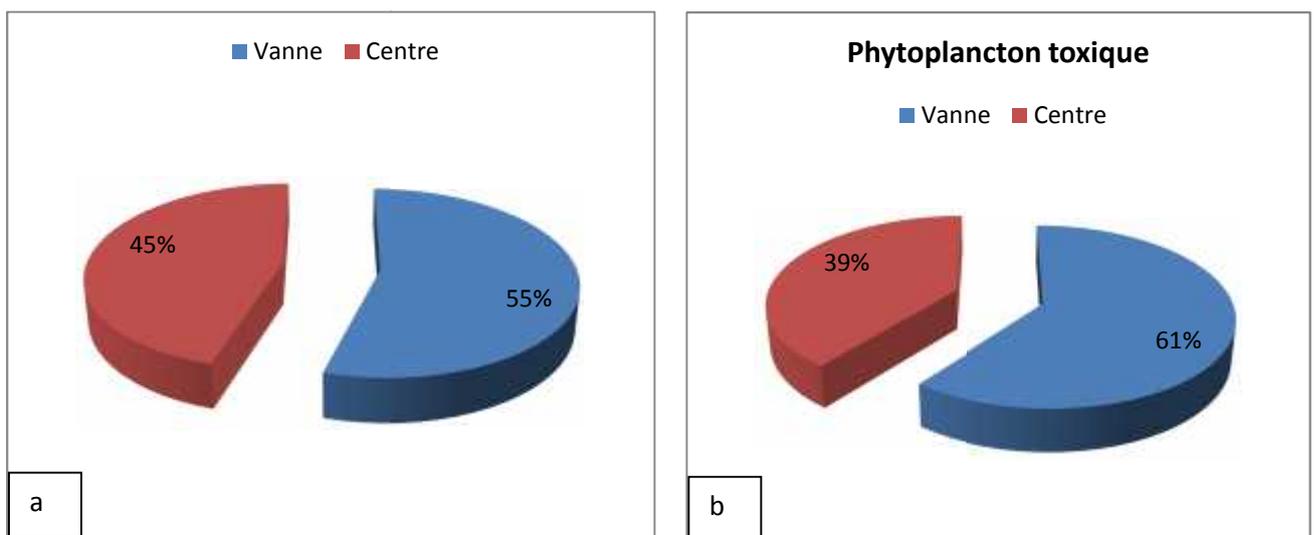


Figure 65 : Distribution spatiale de la densité microalgale (a) et du phytoplancton toxique (b) dans le lac Tonga

🌈 Répartition spatiale des classes recensées

L'étude de la répartition spatiale des classes recensées dans le lac Tonga montre :

- Que les plus forts taux, en Diatomées, sont enregistrés au niveau du centre (58% contre seulement 42 % au niveau de la vanne) (fig.66).

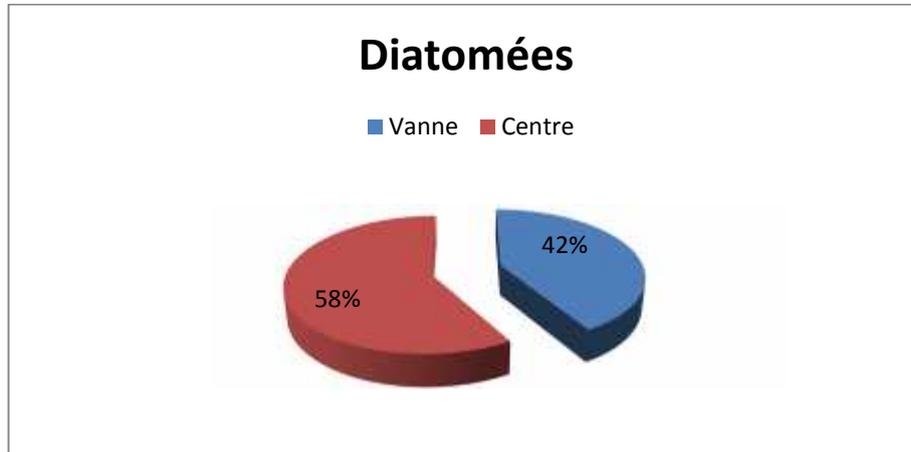


Figure 66 : Distribution spatiale des Diatomées dans le lac Tonga

- Que les Dinoflagellés enregistrent les densités les plus élevées au niveau de la vanne (55% contre 45% au niveau du centre) (fig. 67).

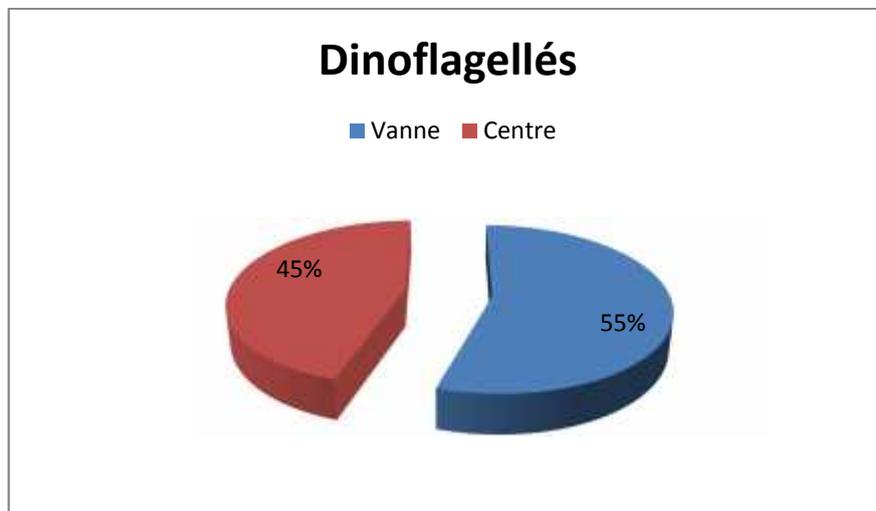


Figure 67 : Distribution spatiale des Dinoflagellés dans le lac Tonga

- Que les Cyanobactéries sont beaucoup plus présentes dans la vanne que dans le centre à des proportions respectives de l'ordre de 68% et 32% de la densité moyenne globale en Cyanobactéries recensées (fig.68).

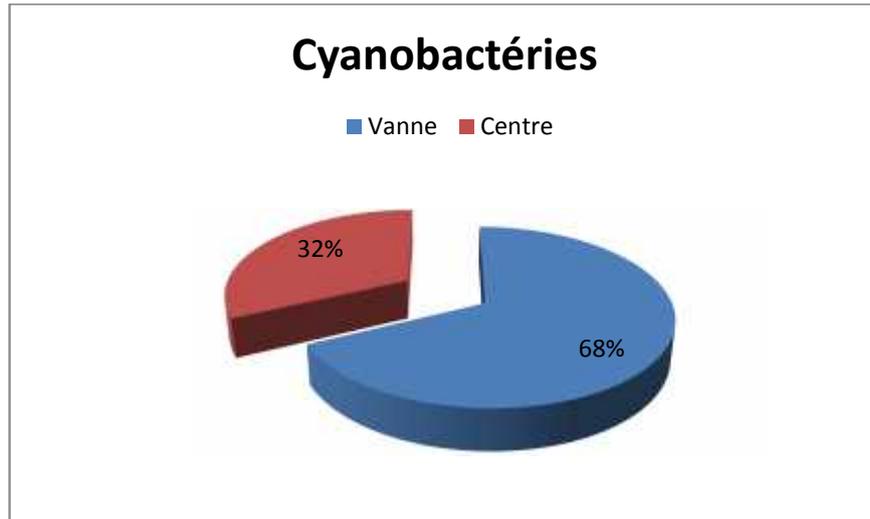


Figure 68 : Distribution spatiale des Cyanophycées dans le lac Tonga

■ Distribution saisonnière du phytoplancton

L'évaluation saisonnière des densités microalgales montre que les densités les plus fortes sont enregistrées pendant la période printanière (36%). Durant l'été et l'automne, les proportions relevées sont assez proches (23 et 22% respectivement) ; c'est en revanche, en hiver que les densités les plus faibles (19 %) sont enregistrées (fig. 69a).

En ce qui concerne le phytoplancton toxique, ce dernier est fortement présent au printemps ou il enregistre des proportions de l'ordre de 43%. C'est en automne que la plus faible proportion (10%) de phytoplancton toxique est relevée. En hiver et en été nous enregistrons des proportions assez proches de l'ordre de 25 et 22% respectivement (Fig. 69 b).

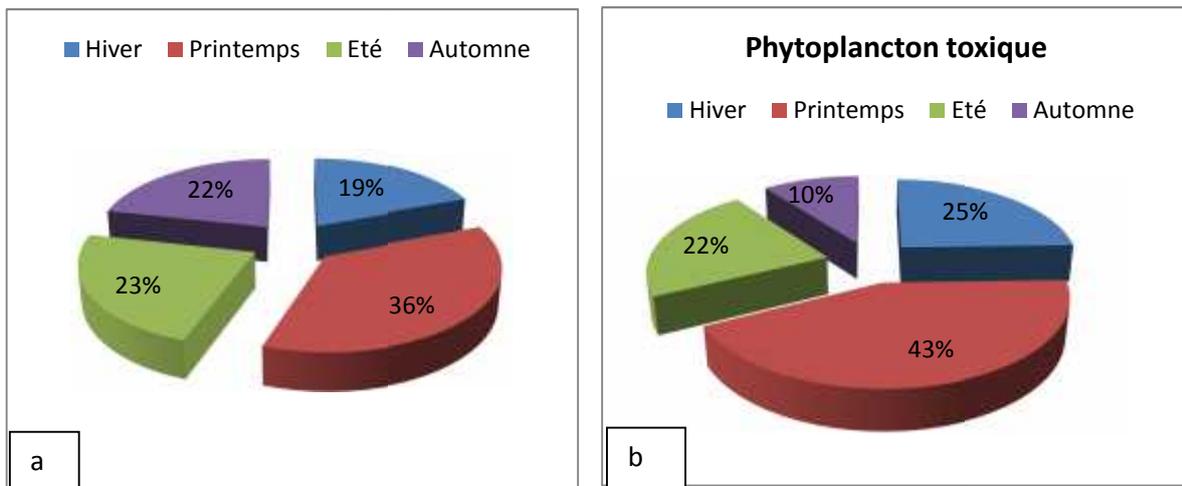
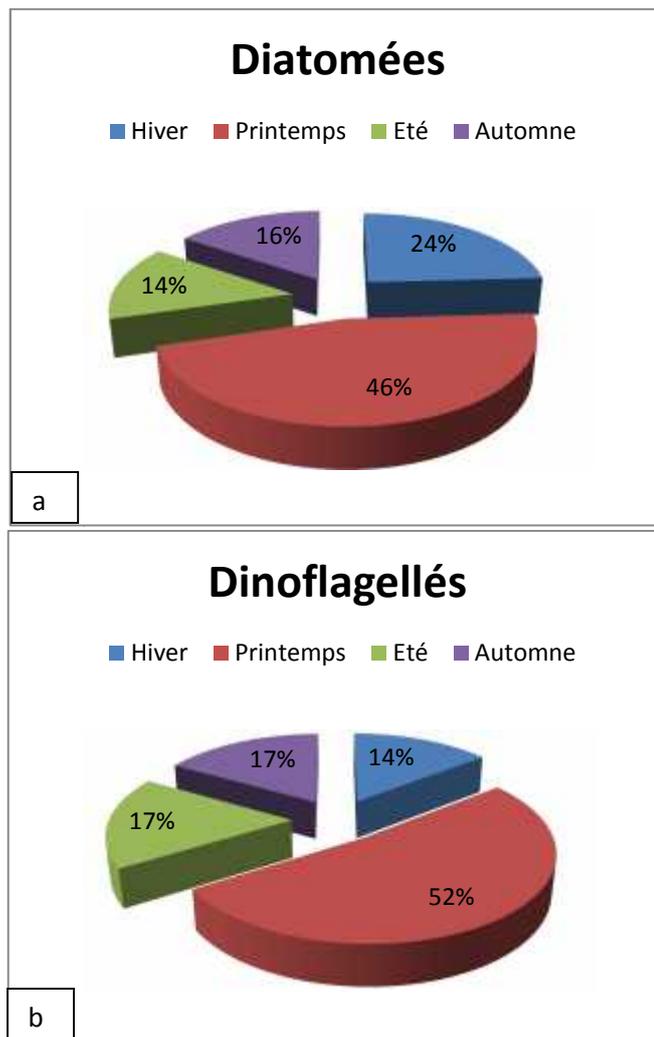


Figure 69 : Distribution saisonnière du phytoplancton (a) et du phytoplancton toxique (b) dans le lac Tonga

L'étude de la distribution saisonnière de la densité de chaque classe microalgale montre :

- Que presque les $\frac{3}{4}$ de la densité moyenne des Diatomées récoltées sont enregistrés en hiver et au printemps (correspondant à des proportions respectives de 24% et 46% de la densité globale en Diatomées récoltées durant toute l'année). Les proportions en Diatomées relevées en été et en automne ne dépassent pas le $\frac{1}{3}$ de la densité moyenne des Diatomées récoltées (fig.70 a)
- En ce qui concerne les Dinoflagellés, 52% de la densité globale annuelle en Dinoflagellés récoltés sont notées au printemps. En été et en automne les proportions relevées sont égales (17% par saison) et en hiver elles sont les plus faibles (14%) (fig.70 b) ;
- Que c'est surtout en automne et en été que les plus fortes densités en Cyanobactéries sont enregistrées ; les proportions relevées sont de respectivement de l'ordre de 37% et 35% de la densité globale annuelle en cyanobactéries récoltées. En hiver et au printemps, les proportions en cyanobactéries relevées sont égales (14% par saison) (fig.70 c).



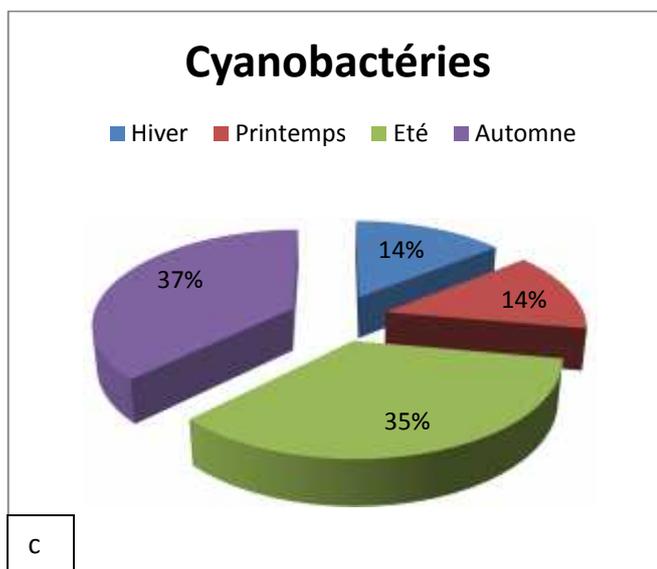


Figure 70 : Distribution saisonnière de chaque classe microalgale dans le lac Tonga

■ Distribution temporelle du phytoplancton

Sur le plan quantitatif, les densités moyennes mensuelles du phytoplancton récolté dans le lac Tonga fluctuent entre 1 million ind/l (en décembre) et 4 millions ind/l en août.

L'allure de la courbe montre l'existence de deux niveaux : le premier regroupe les mois de février, avril et mai où les densités sont comprises entre 3 millions et 4 millions d'ind/l ; le second niveau regroupe les autres mois de l'année où les densités relevées varient de 1 à 2,5 millions ind/l (fig.71).

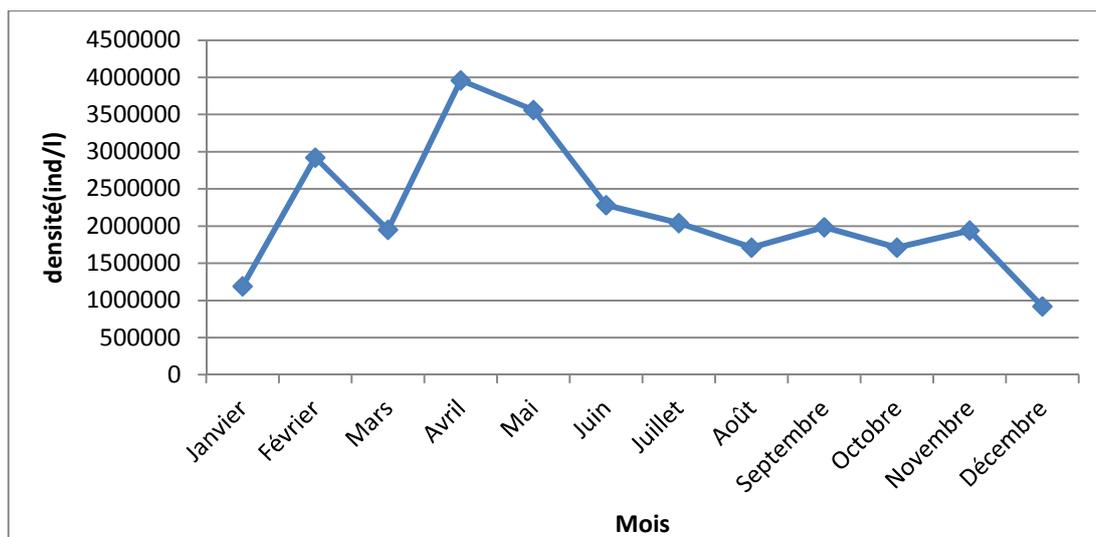


Figure 71 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans le lac Tonga

L'évaluation de la densité moyenne de chaque classe phytoplanctonique montre une prédominance nette des Diatomées ; ces derniers représentent une densité de plus de 2 millions ind/l en avril. Cette classe est dominée par les genres *Diatoma* (136 666 ind/l) et *Sceptoneis* (78 333 ind/l) (fig.72).

Les Cyanophycées présentent des densités de plus de 1,5 millions ind/l au mois de juillet ; les genres prédominants en densité sont *Oscillatoria* (densité de l'ordre de 318 333 ind/l) et *Microcystis* (densité moyenne de l'ordre de 168 333 ind/l).

Les Dinoflagellés enregistrent des densités comprises entre 50 000 et plus de 1,6 millions ind/l. Les genres dominants dans cette classe sont *Gyrodinium* (densité de l'ordre de 171 666 ind/l) et *Mesoporos* (qui compte 140 000 ind/l).

Les Dinoflagellés et les Diatomées prédominent en période hivernale et printanière ; mais en période estivale et automnale ce sont les cyanobactéries qui prédominent

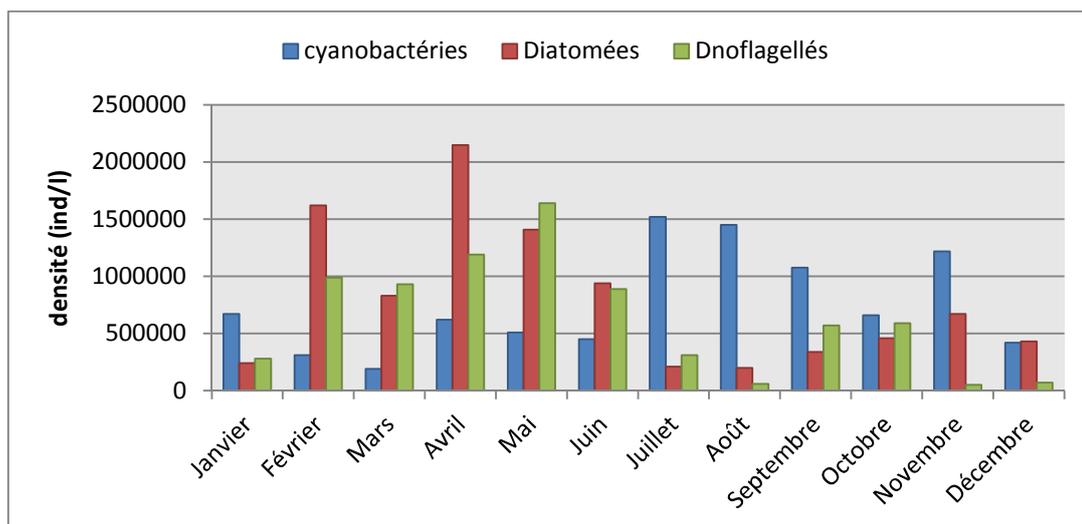


Figure 72 : Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques récoltées dans le lac Tonga

📊 Distribution du phytoplancton toxique

➤ La densité moyenne globale du phytoplancton toxique varie entre 40 000 et 1 200 000 ind/l. Les spécimens toxiques rattachés à la classe des Dinoflagellés prédominent durant la première moitié de l'année (de janvier à juin), en revanche, une prédominance des Cyanobactéries est notée de juillet à décembre (fig. 73).

➤ Les densités des Dinoflagellés toxiques sont comprises entre 230 000 ind/l en janvier et 1 120 000 ind/l en mai ; les densités en Dinoflagellés les plus faibles sont notées en été et en

automne. Les genres toxiques prédominants sont *Gyrodinium* (171 000 ind/l) et *Gonyaulax* (43 000 ind/l).

➤ En ce qui concerne les Diatomées toxiques, ils sont présents de janvier à juin à des densités n'excédant pas 100 000 ind/l (février). Ce sont les deux genres *Nitzschia* (30 000 ind/l) et *Amphora* (83 000 ind/l) qui présentent les plus fortes densités.

➤ Les Cyanobactéries montrent des densités comprises entre 60 000 ind/l en janvier et 1,2 millions ind/l en août. Ces microalgues prédominent de juillet à décembre. Ce sont les genres *Oscillatoria* et *Microcystis* qui enregistrent les densités les plus élevées (425 000 et 361 000 ind/l respectivement).

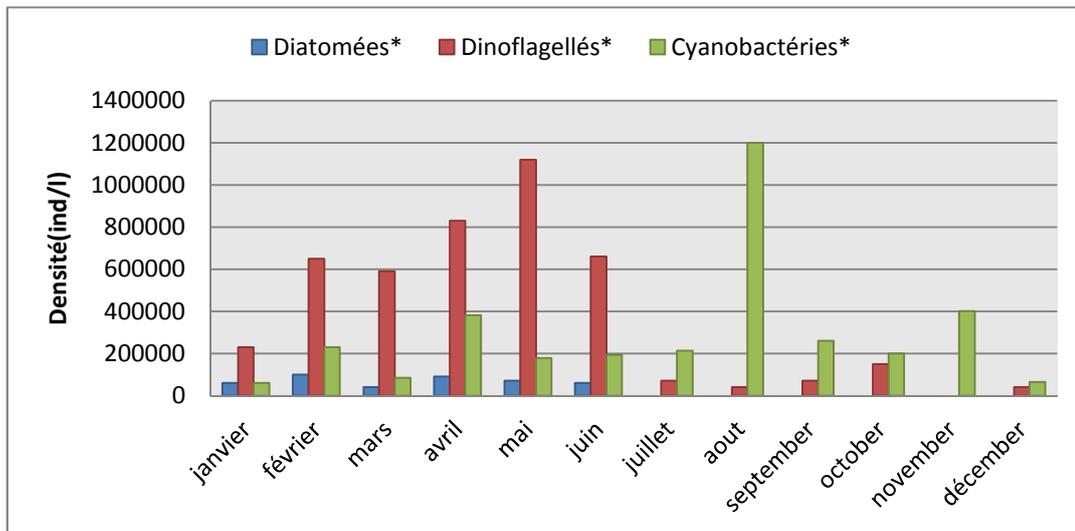


Figure 73 : Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques toxiques récoltées dans le lac Tonga

III.4. Résultats de l'analyse statistique :

III.4.1. Analyse statistique univariée :

➤ Lac Oubeira :

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre l'absence de différences significatives entre les densités des trois classes phytoplanctoniques : Cyanobactérie, Dinoflagellés, Diatomée au niveau des quatre stations d'échantillonnage.

➤ Lagune El Mellah :

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre l'existence de différences très hautement significatives ($p = 0.000^{***}$) entre les densités mensuelles des Cyanobactéries, des Dinoflagellés et des Diatomées au niveau des deux stations d'échantillonnage.

➤ Lac Tonga :

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre l'existence de différences significatives entre les densités mensuelles des Cyanobactéries ($p = 0.046^*$) et des Dinoflagellés ($p = 0.024^*$), au niveau des deux stations d'échantillonnage.

III.4.2. Analyse statistique bivariée :

🚩 Lac Oubeira

Les résultats de l'analyse bivariée montrent l'existence :

- De corrélations hautement significatives entre les teneurs en orthophosphates de l'eau et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0073^{**}$) ;

- De corrélations significatives entre les teneurs en azote ammoniacal et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0411^*$) ;

- De corrélations hautement significatives entre le pH de l'eau et la densité des Dinoflagellés ($p = 0.0021^{**}$) et celle des Diatomées ($p = 0.0049^{**}$).

🚩 La lagune El Mellah

Les résultats de l'analyse bivariée montrent l'existence :

- De corrélations hautement significatives entre la salinité de l'eau et la densité des Dinoflagellés ($p = 0.0176^{**}$) ;

- De corrélations hautement significatives entre les teneurs en nitrates et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0193^{**}$) ;
- De corrélations significatives entre les teneurs en nitrites et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0322^*$) ;
- De corrélations hautement significatives entre les teneurs en oxygène dissous et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0024^{**}$) ;
- De corrélations significatives entre le pH de l'eau et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0273^*$) ;
- De corrélations très hautement significatives entre la salinité de l'eau et la densité des Cyanobactéries ($p = 0.0018^{***}$).

Lac Tonga

Les résultats de l'analyse bivariée montrent l'existence :

- De corrélations très hautement significatives entre les teneurs en orthophosphates de l'eau et la densité des Cyanobactéries ($p=0.000$);
- De corrélations hautement significatives entre les teneurs en ammonium et la densité des Cyanobactéries ($p=0.004$);
- De corrélations très hautement significatives entre les teneurs en chlorophylle a et la densité des Cyanobactéries ($p=0.000$);
- De corrélations hautement significatives entre les teneurs en MES et la densité des Cyanobactéries ($p=0.003$);
- De corrélations significatives entre la densité des Diatomées et celle des Dinoflagellés ($p=0.010$).

III.4.3. Analyse des principales composantes

Lac Oubeira

Le résultat fait ressortir l'importance du plan constitué par les deux premiers axes qui expriment 47% de la variabilité totale (F1 : 30% et F2 : 17%).

Le plan F1 x F2, représentant le cercle de corrélation de la projection des deux premières composantes, définit deux gradients résultant de la combinaison linéaire des variables initiales. La première composante associe les variables Température, Nitrates, Nitrites, et Cyanobactéries ; quant à la deuxième composante, elle associe les variables Dinoflagellés, Oxygène dissous et pH (fig.74)

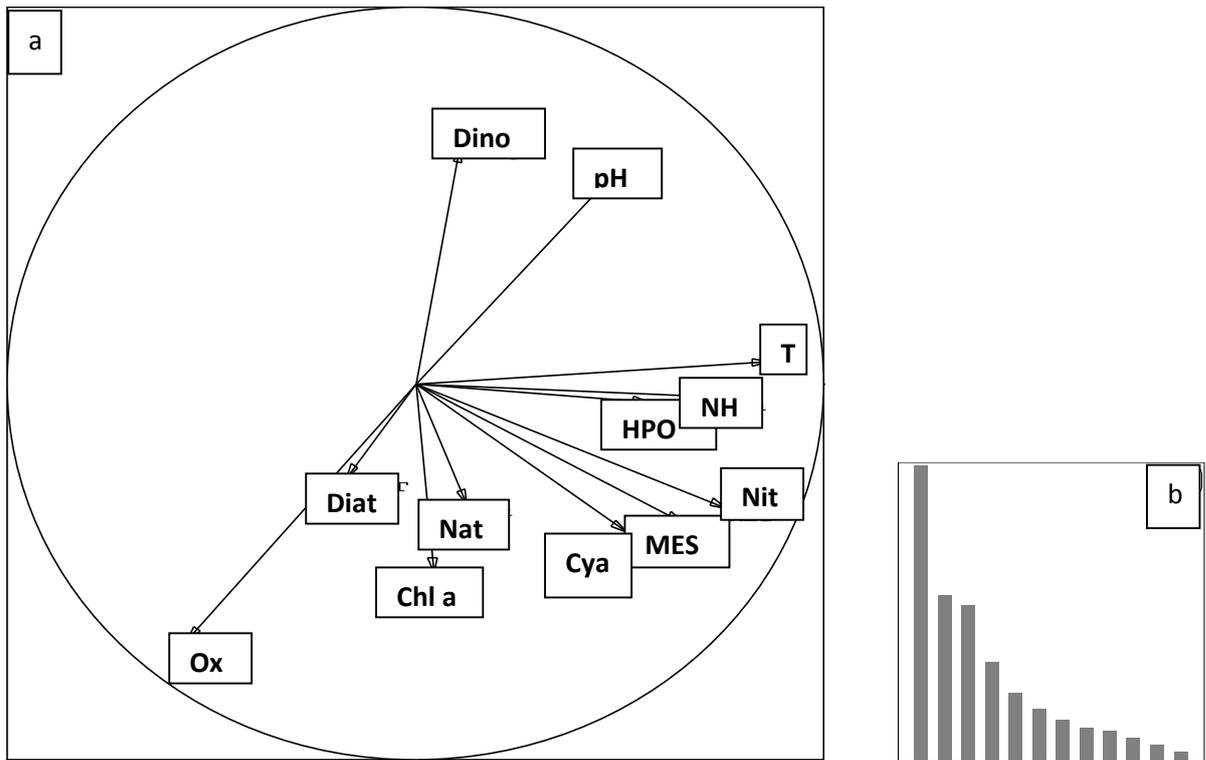


Figure 74 : a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ;
b-histogramme des valeurs propres des axes.

☒ **Lagune El Mellah**

Le résultat de l'analyse statistique fait ressortir l'importance du plan constitué par les deux premiers axes qui expriment 64% de la variabilité totale (F1 : 36% et F2 :28%).

Le plan F1 x F2, représentant le cercle de corrélation de la projection des deux premières composantes, définit deux gradients résultant de la combinaison linéaire des variables initiales. La première composante associe les variables, salinité, nitrite, Oxygène dissous, Dinoflagellés et Cyanobactéries ; quant à la deuxième composante, elle associe les variables Diatomées, Température, Chlorophylle et pH (fig.75).

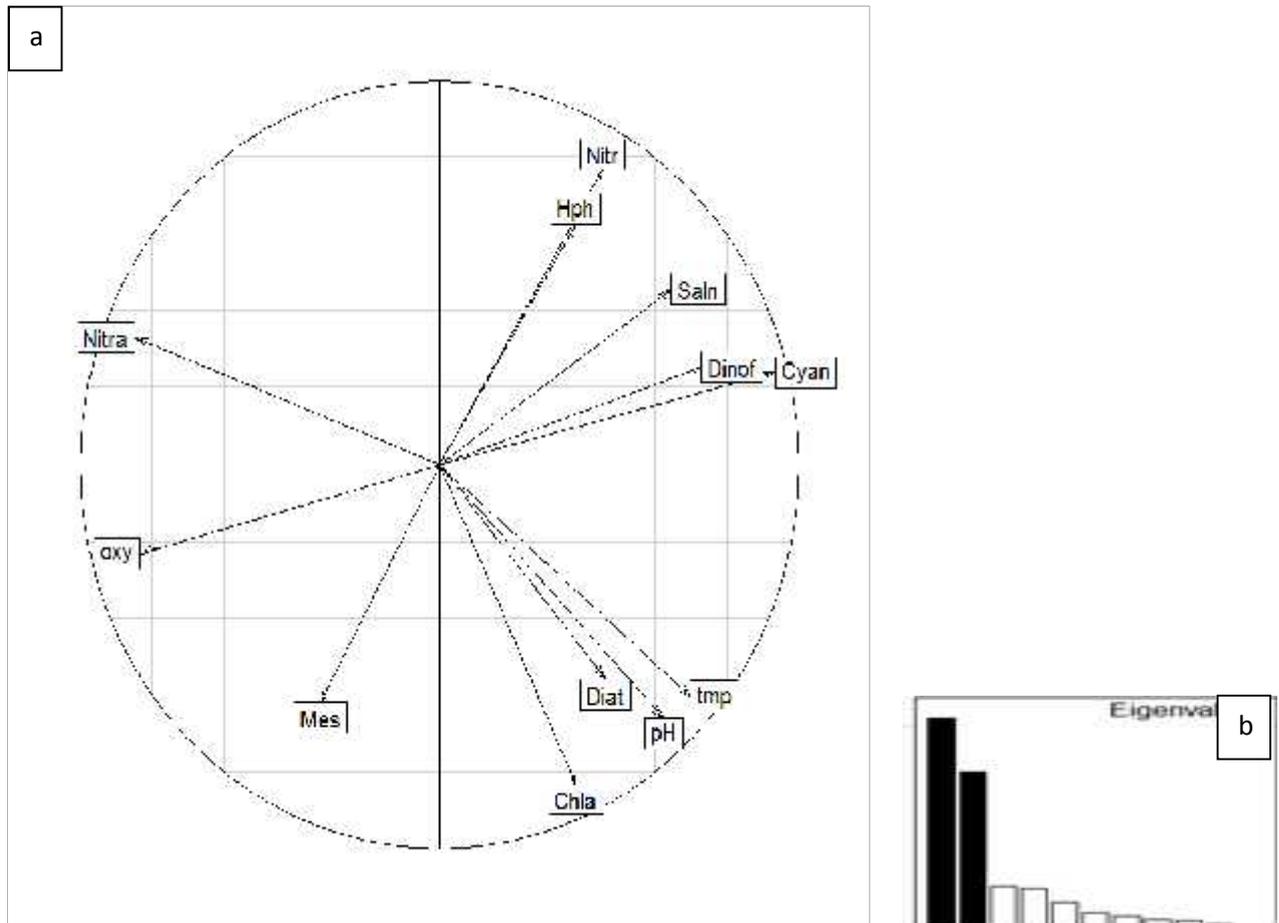


Figure 75 : a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ;
b-histogramme des valeurs propres des axes.

☒ Lac Tonga

Le résultat fait apparaître l'importance des deux premiers axes qui constituent le plan de projection, ils expriment 54% de la variabilité totale (F1 : 36% et F2 : 18%).

Le plan F1 x F2, représentant le cercle de corrélation de la projection des deux premières composantes, définit deux gradients résultant de la combinaison linéaire des variables initiales. La première composante associe les variables Température, MES, nitrate, Chlorophylle a et Cyanobactéries ; quant à la deuxième composante, elle associe les variables Oxygène dissous, pH et Dinoflagellés, Diatomées (fig.76).

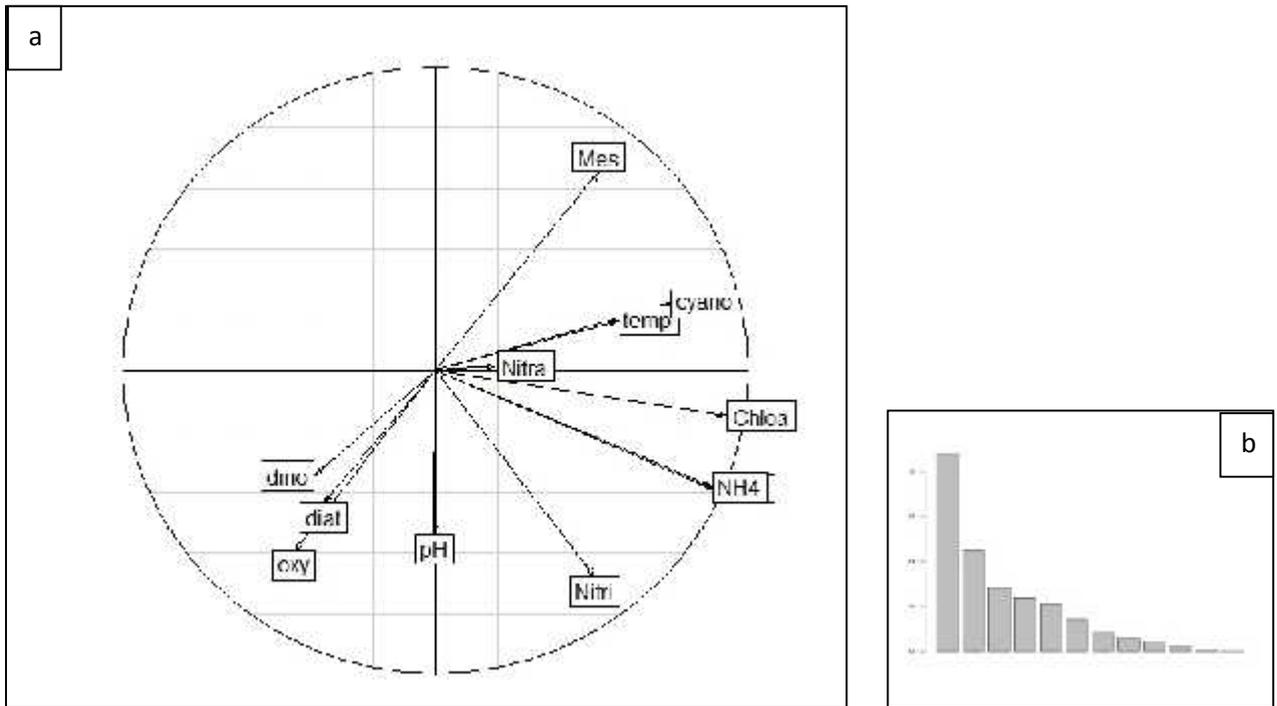


Figure 76 : a-Plan F1 x F2 représentant le cercle de corrélation ;
b-histogramme des valeurs propres des axes.

III.5. Structure des peuplements phytoplanctoniques:

Les indices de Shannon (H) et d'équitabilité (E) sont basés sur les proportions d'espèces observées. D'après la figure 77, c'est le lac Tonga qui enregistre les indices écologiques les plus importants avec un indice de Shannon de **3.6275395** et une équitabilité de 0.58.

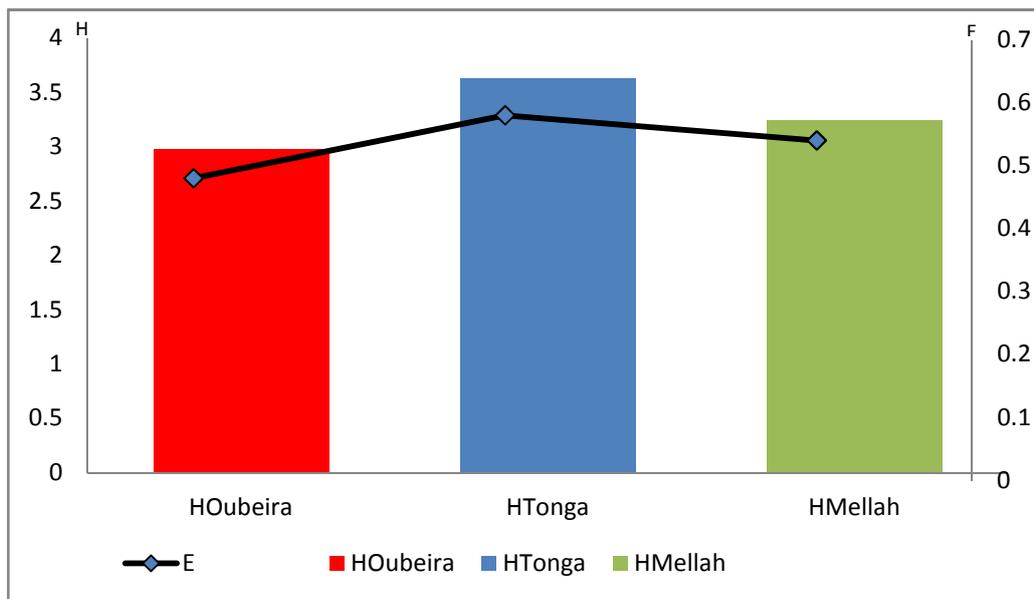


Figure 77 : les indices écologie des lacs Tonga, Oubeira et El Mellah

✓ Dans le lac Oubeira:

Les maximales sont obtenues en S3 ($H = 3.1594046$; $E = 0.58$). La variabilité des indices est presque égale au niveau des stations S1, S3 et S4. (tab.11).

L'espèce dominante est *Microcystis sp** dans l'ensemble des stations échantillonnées dans le lac Oubeira.

Tableau 11 : Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 4 stations du lac Oubeira

	Station 1 (Messida)	Station 2 (Day I Graa)	Station 3 (Boumerchene)	Station 4 (Demnet Rihana)
Richesse "S"	45	43	44	45
Espèce dominante	<i>Microcystis sp*</i>	<i>Microcystis sp*</i>	<i>Microcystis sp*</i>	<i>Microcystis sp*</i>
Diversité "H"	2.858846806	2.721080647	3.1594046	2.9788102
Equitabilité "E"	0.52	0.49	0.58	0.54

✓ Dans le lac Tonga :

Les valeurs de l'indice de Shannon (H) et de l'équitabilité (E) sont très rapprochées ; par ailleurs c'est le centre du lac qui présente les valeurs les plus importantes ($H = 3.682679$; $E = 0.60$).

Les espèces dominantes dans le lac Tonga sont des espèces toxiques appartenant à la classe des Cyanobactéries, il s'agit de *Microcystis sp** dans le centre et *Oscillatoria sp** au niveau de la station vanne (tab.12).

Tableau 12 : Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 2 stations du lac Tonga

	Station 1 (Vanne)	Station 2 (Centre)
Richesse "S"	68	69
Espèce dominante	<i>Oscillatoria sp*</i>	<i>Microcystis sp*</i>
Diversité "H"	3.4162938	3.6826791
Equitabilité "E"	0.56	0.60

✓ Dans la lagune El Mellah :

Le calcul des indices écologiques fait ressortir la dominance de deux espèces ; une appartenant à la classe des Diatomées (*Navicula sp*) rencontrée dans la station 1 et la deuxième est une espèce toxique (*Prorocentrum sp**) appartenant à la classe des Dinoflagellés, inventoriée dans la station 2 (tab.13).

Les valeurs de l'indice de Shannon (H) et d'équitabilité (E) présentent une variabilité entre les deux stations, c'est la station Boumalek qui montre les valeurs les plus importantes (H = 3.405913; E = 0.54)

Tableau 13 : Paramètres structuraux des peuplements phytoplanctoniques des 2 stations de la lagune El Mellah

	Station 1 (Boulaaroug)	Station 2 (Boumalek)
Richesse "S"	99	77
Espèce dominante	<i>Navicula sp</i>	<i>Prorocentrum sp*</i>
Diversité "H"	2.863592	3.405913
Equitabilité "E"	0.43	0.54

III.6-Discussion

L'observation des critères morpho-anatomiques des microalgues récoltées révèle, la présence de trois classes : *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae*.

La lagune El Mellah a suscité beaucoup d'intérêts de la part des scientifiques ; de nombreux auteurs ont étudié les peuplements phytoplanctoniques qu'elle abrite et les niveaux trophiques de ses eaux (Gimazane, 1982 ; Cataudella, 1982 ; FAO, 1982 ; Semroud, 1983 ; Guelorget *et al.* 1989 ; Samson-Kechacha et Touahria, 1992 ; Retima, 1999 ; Chaibi, 2004).

L'étude qualitative du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah nous a permis d'identifier 67 genres de Diatomées représentant ainsi 67% du nombre total de genres recensés ; cette classe a été dominée par les genres : *Navicula*, *Chaetoceros* et *Rhizonela*. Par ailleurs, au niveau du lac Oubéira, les Diatomées ne comptent que 23 genres représentés principalement par les genres : *Navicula* et *Fagilaria*. En ce qui concerne le lac Tonga, cette classe comprend 39 genres parmi lesquels *Diatoma* et *Sceptconeis* sont prédominants.

Au sein de la communauté micro algale de la lagune El Mellah, les Diatomées représentent en période estivale 38% de la densité globale des Diatomées récoltés car à cette période le milieu est riche en nutriment azotés ; toutefois, la dominance estivale des Diatomées n'est pas seulement liée à l'augmentation et à la disponibilité des nutriments mais elle dépend aussi de la lumière (Sakka, 2008). En effet, il été démontré que la croissance de ces microalgues augmente avec l'élévation de la température et de l'intensité de l'éclairement (Daly Yahia-Kéfi, 1998 ; Montagnes et Franklin, 2001). Cette dominance estivale des Diatomées dans la lagune El Mellah est confortée par les résultats de Sakka (2008) qui rapporte une nette dominance des Diatomées, en été, avec une proportion de 81% de l'abondance totale des microalgues dans la lagune de Bizerte. Cependant l'importance relative des diatomées en période estivale a été déjà signalée dans la lagune de Bizerte (Azouz, 1996) ainsi que dans d'autres systèmes côtier tunisiens, tels que le lac du nord de Tunis et la baie de Tunis (Daly Yahia-Kéfi, 1998 ; Guétari, 2002) et dans plusieurs endroits du bassin méditerranéen comme la Mer Catalane (Gomis et Fernandez de Puellas, 1995).

Au niveau des lacs Oubeira et Tonga les Diatomées présentent de fortes densités en période printanière en comptabilisant respectivement 33% et 46 % de la densité globale des Diatomées récoltés ; dans ces plans d'eau l'évolution saisonnière est ponctuée par des événements récurrents ; le printemps est caractérisé par des peuplements assez diversifiés et majoritairement composés de diatomées. Ces diatomées, à la base des efflorescences de printemps, ont une stratégie caractérisée par des taux de croissance élevés et un comportement écologique opportuniste (Kilham et Kilham,

1984), ce qui se traduit couramment par de faibles indices de diversité. La forte dominance des Diatomées peut s'expliquer par l'existence, à concentrations suffisantes, de nitrates qu'elles sont aptes à utiliser plus rapidement que les autres taxons du phytoplancton. Cette faculté permet aux Diatomées de se développer très rapidement ; leur temps de renouvellement ou « turn-over » étant particulièrement court, car selon Abrahamsi (2005), il est de l'ordre d'environ 12h. C'est habituellement le silicate, élément constitutif des frustules des Diatomées, qui est le premier élément limitant.

Les successions autogéniques des milieux aquatiques se caractérisent le plus souvent par la dominance de diatomées au printemps, avec un appauvrissement successif du milieu en phosphore et en silice (Sommer *et al.*, 1986). Les cyanobactéries se développent ensuite en été, lorsque le milieu est riche en phosphore et la colonne d'eau est relativement stable (Reynolds *et al.*, 1983).

En ce qui concerne les Dinoflagellés, l'observation microscopique nous a permis d'identifier 18 genres dans la lagune Mellah, 8 genres dans le lac Oubéira et 19 genres dans le lac Tonga ; nous notons, par ailleurs, que 8 genres sont communs aux trois plans d'eau. Les individus de cette classe sont dominés par 3 genres : *Prorocentrum*, *Péridinium* et *Dinophysis*.

La forte présence des Dinoflagellés a été enregistrée pendant la période estivale, saison durant laquelle ces microalgues enregistrent des proportions de 55% et 43% de la densité globale des Dinoflagellés respectivement à Oubéira et El Mellah. Par ailleurs, c'est en printemps que le taux le plus important (52%) est relevé dans le lac Tonga.

Le développement des Dinophycées dépend beaucoup des conditions locales d'éclairement du plan d'eau, mais également de l'hydro-morphologie qui conditionne le flux du phosphore (Horner et Welch, 1981; Horner *et al.*, 1983; Flipo, 2001) ; de plus, les Dinoflagellés dominent surtout pendant la saison chaude ; en étant moins exigeants que les diatomées en sels nutritifs, ils tendent à remplacer ces dernières lorsque les eaux sont peu fertiles.

Par ailleurs, de nombreux auteurs rapportent que l'établissement de thermoclines estivales est également propice aux efflorescences de dinoflagellés (Delmas *et al.*, 1993; Peperzak *et al.*, 1995 ; Carpenter *et al.*, 1995 ; Maestrini, 1998). Il est aussi rapporté que les fronts halins et les stratifications de densité dans les zones de panaches fluviaux sont des sites favorables au développement des dinoflagellés ; c'est le cas des panaches de la Seine (Lassus *et al.*, 1993 ; Cugier, 1999), de la Loire (Gentien *et al.*, 1995), du Rhin (Peperzak *et al.*, 1996), du Rio de la Plata (Carreto et Akselman, 1996) ou du Po (Maestrini, 1998).

Plusieurs auteurs soulignent que, de façon générale, les zones où la turbulence est réduite, se révèlent plus favorables au développement des flagellés qu'à celui des diatomées (Berdalet and

Estrada, 1993; Smayda, 1997). Les flagellés ont de plus la capacité d'effectuer des mouvements verticaux leur permettant d'accéder aux ressources nutritives en profondeur (nitracline) et à l'énergie lumineuse près de la surface.

Il apparaît donc que, fréquemment, des conditions hydrodynamiques particulières, telles que la présence de fronts ou de stratifications thermiques ou halines, confèrent au milieu une plus grande stabilité verticale, stabilité qui est vraisemblablement une condition nécessaire au développement des efflorescences de dinoflagellés.

En plus de ces caractéristiques physiques propices au développement des dinoflagellés, de nombreux auteurs évoquent l'accroissement des apports en nutriments, en particulier d'azote et de phosphore, comme cause possible de ce développement (Justic *et al.*, 1995; Radach *et al.*, 1990; Riegman, 1998; Smayda, 1990; Solic *et al.*, 1997; Vollenweider *et al.*, 1992).

En ce qui concerne les Cyanophycées, ces derniers sont représentés par 15 genres dans la lagune El Mellah et 14 dans les lacs Tonga et Oubeira ; parmi les genres identifiés 13 genres sont reconnus comme potentiellement toxiques. Nous notons, toutefois, dans l'ensemble des 3 plans d'eau, une communauté microalgale commune de 13 genres. Durant toute la période d'étude, ce sont les deux genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria* qui prédominent dans l'ensemble des trois lacs.

Dans la lagune El Mellah et Tonga, les Cyanophycées dominent durant la saison automnale enregistrant ainsi des taux respectifs de l'ordre de 48% et 38% ; mais en revanche, dans le lac Oubeira, c'est durant la saison estivale que les cyanophycées enregistrent les plus fortes proportions (41% de la densité globale des Cyanophycées récoltées).

De nombreuses hypothèses sont émises pour expliquer leur dominance et leur floraison ; elles seraient particulièrement favorisées par une élévation de la température (Robarts et Zohary, 1987 ; Mcqueen et Lean, 1987 ; Zevenboo et Mur, 1980), par une carence en azote par rapport au phosphore (Smith, 1986), par de faibles teneurs en CO₂ dans les eaux (Shapiro, 1990). Grogga, (2012) rapporte que, la communauté phytoplanctonique du lac Taabo présente une taxonomie dominée par les Cyanophycées ; ce qui caractérise les milieux pollués riches en substances organiques provenant de leur environnement (Thomas, 2003 ; Grogga, 2012) ; ceci est illustré par le rejet dans cet écosystème d'importantes quantités d'eaux usées domestiques non traitées. Les représentants de ces groupes, et notamment les genres *Scenedesmus*, *Microcystis* et *Lepocinclis*, sont connus pour leur prédilection pour les milieux eutrophes *sensu lato* (Reynolds *et al.* 2000).

Le rôle de la stratification et du mélange en tant que facteur responsable des floraisons de cyanobactéries a été évalué et observé par de nombreuses études (Zohary et Robarts, 1989; Bormans *et al.*, 1997; Brookes *et al.*, 1999; Nakano *et al.*, 2001). En plus de tirer avantage de la stratification pour s'accumuler en surface, les cyanobactéries, du fait de cette accumulation, modifieraient leur environnement de manière à entretenir les conditions qui assurent leur dominance (Vincent, 1989); elles épuiserait, par la photosynthèse, les réserves de CO₂ provoquant une augmentation du pH (Shapiro 1997) et réduiraient la quantité de lumière disponible dans les couches sous-jacentes (Scheffer *et al.*, 1997). De plus, elles amplifieraient la stratification en surface ce qui, d'une part, limiterait la présence des autres espèces incapables de se maintenir dans la colonne d'eau par elles-mêmes et d'autre part, réduirait les flux d'oxygène vers les sédiments, favorisant ainsi la remise en solution des éléments nutritifs (Kumagai *et al.*, 2000).

Nos résultats montrent que la température et la chlorophylle sont bien corrélées avec la densité de ces microalgues. Les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures typiquement élevées (25°C) bien qu'elles soient capables de tolérer de faibles températures et de survivre dans les régions polaires (Robarts et Zohary 1987). Mais celles-ci, lorsque soumises à des températures plus élevées, connaissent une croissance plus rapide (Tang *et al.*, 1997). De plus, elles ont la capacité de croître à des pH élevés; certaines cyanobactéries auraient un mécanisme leur permettant d'utiliser le HCO₃ à l'aide d'une enzyme (anhydrase carbonique) capable de le convertir en CO₂ (Talling, 1976); ce qui est en accord avec les résultats de notre analyse statistique qui révèle l'existence de corrélation positive entre le pH et la densité des Cyanobactéries récoltées dans la lagune El Mellah.

La prolifération des cyanobactéries est favorisée par l'augmentation des concentrations de l'azote inorganique car ces microalgues possèdent le pouvoir de fixer cet élément (Kangro *et al.* 2007; Vahtera *et al.* 2007). Les proliférations des cyanobactéries peuvent potentiellement perturber le transfert d'énergie à des niveaux trophiques supérieurs du fait que ces dernières ne sont pas appréciées par les invertébrés brouteurs en plus de la capacité de production de toxines par certaines espèces de cyanobactéries (Huisman *et al.*, 2004; Paerl et Huisman, 2008).

En effet la croissance du phytoplancton dépend de la température (Buford et Person 1998), des éléments nutritifs (Granéli *et al.*, 1999) et de la luminosité (Levasseur *et al.*, 1984; Finkel, 2001); en effet le système se complique par sa grande diversité et permet la succession phytoplanctonique (Margalef, 1958; Frontier et Leprêtre, 1998).

Les études expérimentales ont montrés que l'enrichissement des milieux en nutriment engendre une plus forte production primaire qui stimule la prédominance d'espèces phytoplanctoniques spécifiques par groupe (Jurgensone et *al.*, 2011). L'enrichissement des plans d'eau par certains éléments minéraux favorise la croissance de certains groupes taxonomiques comme les diatomées, les chlorophytes et les flagellés autotrophes de petite taille (Vuorio et *al.*, 2005; Andersson et *al.*, 2006).

Les changements dans l'utilisation des terres ont conduit à une augmentation de la disponibilité de l'azote et de phosphore pour la production primaire. Dans certains écosystèmes, la composition du phytoplancton a changé; ce changement est illustré par une dominance des diatomées par rapport aux autres taxons tels que les dinoflagellés et les cyanobactéries, dont certaines espèces sont reconnues comme potentiellement toxiques et présentent un danger pour la qualité de l'écosystème (Cloern 2001; Mc Quatters-Gollop et *al.* 2009). D'autres aspects du changement climatique, tels que le vent, les courants et les précipitations, peuvent également affecter la communauté phytoplanctonique de diverses manières (Jurgensone et *al.* 2011).

Chapitre IV
Réponses
Biochimiques des
Bivalves

Chapitre IV. Réponse biochimique des bivalves

IV.1. Identification des genres récoltés

L'observation des caractères morpho anatomiques des genres de phytoplancton toxique récoltés dans la partie sud de la lagune El Mellah nous a permis d'identifier 18 genres. Ces derniers sont répartis en 3 classes : Diatomées (3 genres : *Amphora sp**, *Nitzschia sp**, *Pseudonitzschia sp**), Dinoflagellés (7 genres : *Dinophysis sp**, *Gymnodinium sp**, *Noctiluca sp**, *Peridinium sp**, *Protoperidinium sp**, *Scippsiella sp**, *Prorocentrum sp**) et Cyanobactéries (8 genres : *Microcystis sp**, *Gomphosphaeria sp**, *Oscillatoria sp**, *Lyngbya sp**, *Pseudanabaena sp**, *Amphora sp**, *Nitzschia sp**, *Pseudonitzschia sp**).

IV.2. Densité moyenne globale du phytoplancton toxique récolté

L'évaluation de la densité moyenne globale du phytoplancton toxique récolté mensuellement fait apparaître l'existence d'une période pendant laquelle la densité est comprise entre 900 et 1100 ind/l respectivement en septembre et en octobre. Durant la période s'étalant de novembre à janvier les densités fluctuent de 450 à 850 ind/l. Les densités les plus basses (comprises entre 100 et 200 ind/l) sont enregistrées de février à mai, sauf en avril où la densité en microalgue toxique est proche de 400 ind/l (fig.78).

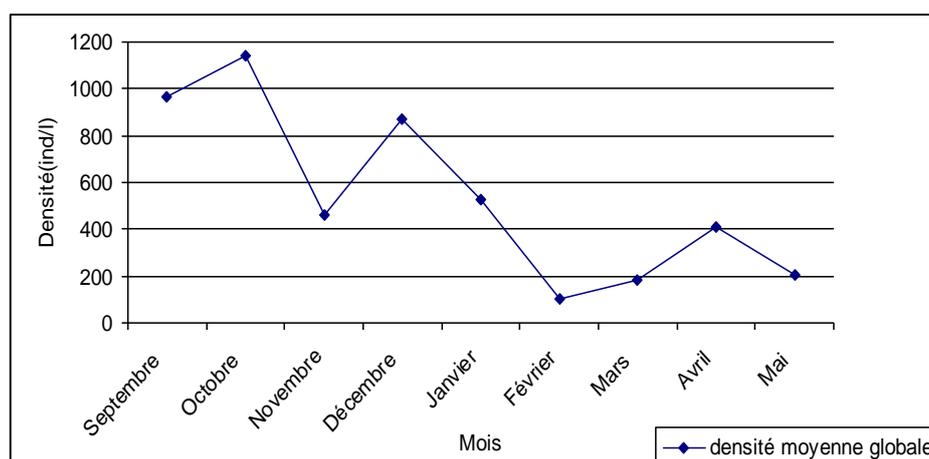


Figure 78 : Densité moyenne globale du phytoplancton toxique de la lagune El Mellah

IV .3. Indice de condition de *R. decussatus*

L'évaluation de l'indice de condition du bivalve *R. decussatus* fait apparaître l'existence de variations saisonnières de cet indice.

Chez l'espèce *R. decussatus* cet indice montre les valeurs les plus basses (comprises entre 3 et 4) en septembre –octobre, puis augmente pour atteindre la valeur maximale (7) en novembre et par la suite se stabiliser entre 5 et 6 de décembre à mars. Cet indice accuse une baisse (compris entre 4 et 5) en avril et mai (fig.79).

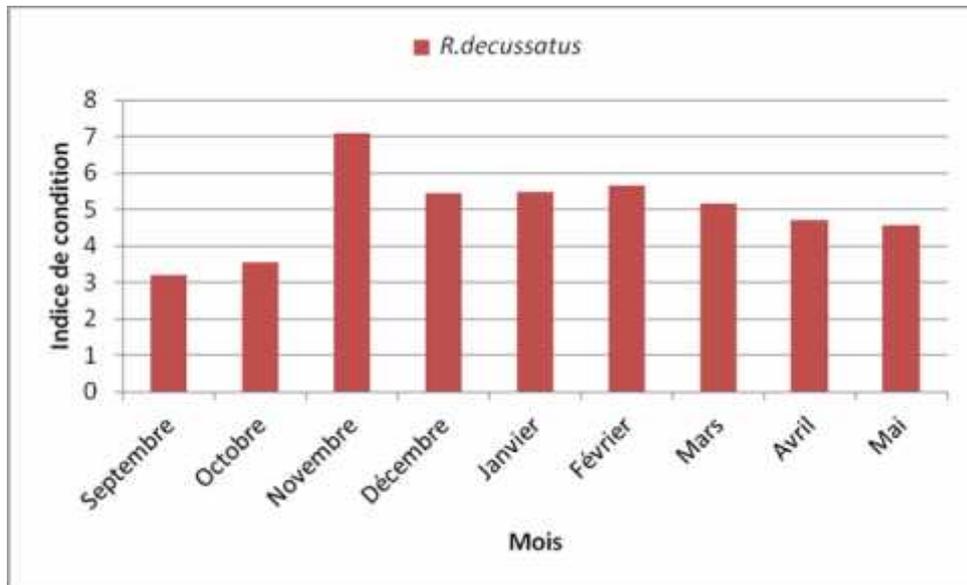


Figure 79 : Fluctuation de l'indice de condition de *R. decussatus* peuplant la lagune El Mellah

IV .3. 1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et indice de condition de *R. decussatus*

Les résultats de la mesure des paramètres physico chimiques de l'eau et de l'indice de condition du bivalve *R. decussatus* sont consignés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Résultats de la mesure de l'indice de condition de *R. decussatus* et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune el Mellah

Mois	IC	O2 dissous (mg/l)	T (°C)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a (µmol/l)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	3.19	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	3.57	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	7.1	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	5.46	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	5.47	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	5.65	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	5.17	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	4.7	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	4.56	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'existence d'une corrélation significative entre l'indice de condition et la température de l'eau de la lagune ($p = 0,013^*$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.277$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et l'Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'absence de corrélation entre l'indice de condition et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.636$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et le pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'absence de corrélation entre l'indice de condition et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.343$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et la matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.148$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et la Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la chlorophylle a dans l'eau de la lagune ($p = 0.295$).

📊 Indice de condition de *R. decussatus* et la densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la densité microalgale relevée dans l'eau de la lagune ($p = 0.295$).

IV .4. Indice de condition de *C. glaucum*

Chez *C. glaucum* les valeurs de l'indice de condition fluctuent de 4,5 à 5,5 durant la période s'étalant de septembre à janvier ; la valeur maximale étant relevée en octobre. De février à mai les valeurs de l'indice de condition fluctuent entre 3,5 et 4,5 ; la valeur minimale étant relevée en mai (fig.80)

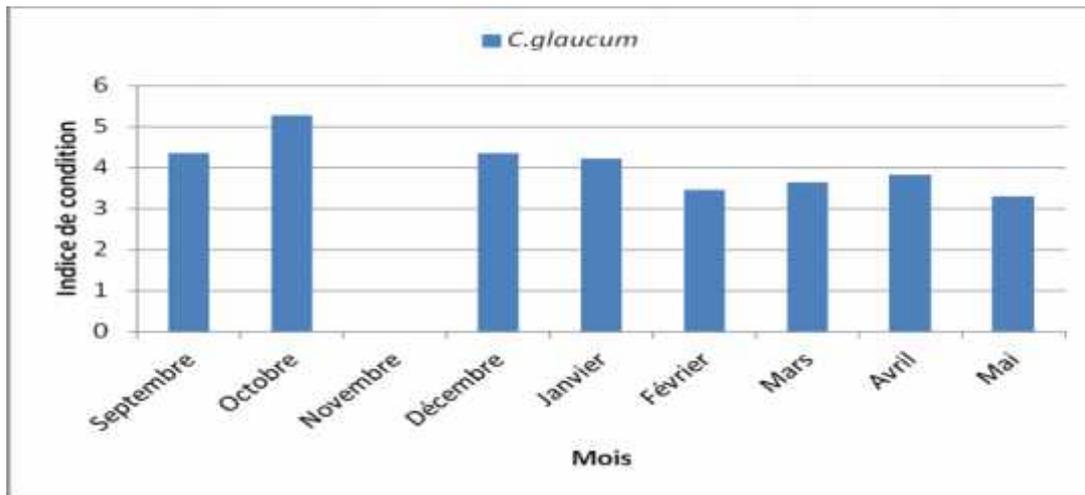


Figure 80 : Fluctuations de l'indice de condition de *C. glaucum* peuplant la lagune El Mellah

IV .4. 1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et indice de condition de *C. glaucum*

Les résultats de la mesure des paramètres physico chimiques de l'eau et de l'indice de condition du bivalve *C. glaucum* sont rapportés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Résultats de la mesure de l'indice de condition de *C.glaucum* et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	IC	O2 dissous (mg/l)	T (C°)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a (µmol/l)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	4.36	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	5.28	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	0	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	4.35	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	4.23	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	3.46	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	3.64	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	3.82	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	3.3	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

📊 Indice de condition de *C. glaucum* et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Coque, l'absence de corrélation entre l'indice de condition de la coque et la température de l'eau de la lagune ($p = 0.493$).

📊 Indice de condition de *C. glaucum* et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.948$).

Indice de condition de *C. glaucum* et Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'indice de condition et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.278$).

Indice de condition de *C. glaucum* et pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'indice de condition et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.789$).

Indice de condition de *C. glaucum* et matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.207$).

Indice de condition de *C. glaucum* et Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la chlorophylle a dans l'eau de la lagune ($p = 0.582$).

Indice de condition de *C. glaucum* et densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Coque, l'absence de corrélation entre l'indice de condition et la densité microalgale dans l'eau de la lagune ($p = 0.226$).

IV.5. Variations mensuelles des teneurs en GSH chez *R. decussatus*

Le suivi des teneurs en GSH chez *R. decussatus* montre que les teneurs les plus basses sont relevées en septembre et les maximales en janvier. Nous notons, en effet, une augmentation progressive des teneurs en GSH de septembre à janvier, puis une stabilisation des teneurs entre 50 et 60 $\mu\text{M}/\text{mg}$ de tissus à partir de février (fig.81).

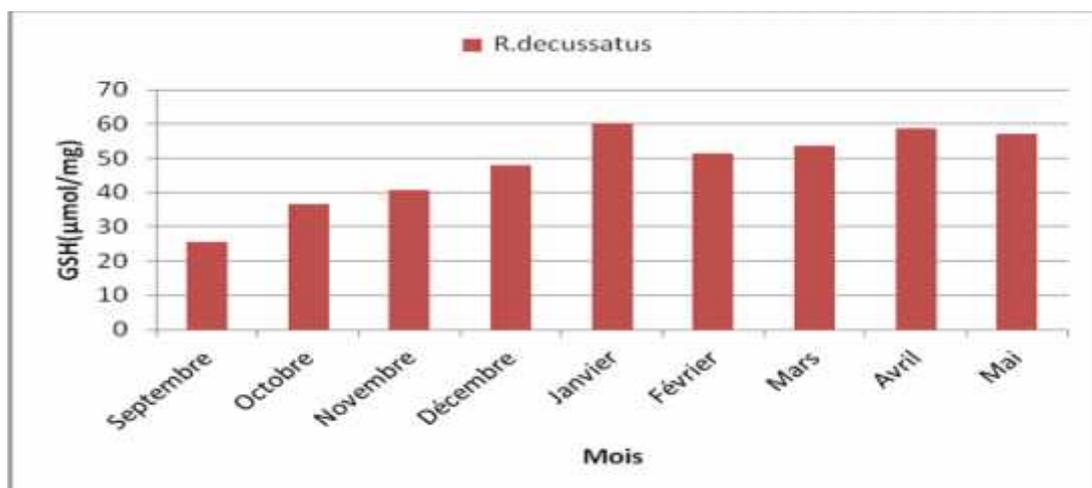


Figure 81 : Teneurs en GSH chez *R. decussatus*

IV.5.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et teneurs en GSH de *R. decussatus*

Les résultats des mesures de la teneur en GSH chez *R. decussatus* et des paramètres physico chimiques de l'eau de la lagune sont consignés dans le tableau 16

Tableau 16 : Résultats de la mesure de la teneur en GSH de *R. decussatus* et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah

<i>Ruditapes decussatus</i>	GSH ($\mu\text{mol/mg}$)	O ₂ dissous (mg/l)	T (C°)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a ($\mu\text{mol/l}$)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	18.87	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	46.26	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	0	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	50.75	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	63.84	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	53.25	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	51.45	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	60.58	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	58.37	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

Teneur en GSH et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la température de l'eau de la lagune ($p = 0.051$).

Teneur en GSH et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'existence de corrélation très hautement significative entre les teneurs en GSH et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.000***$).

Teneur en GSH et Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.449$).

Teneur en GSH et pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.163$).

Teneur en GSH et matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.522$).

🌈 Teneur en GSH et Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'existence de corrélation significative entre les teneurs en GSH et la chlorophylle a de l'eau de la lagune ($p = 0.048^*$).

🌈 Teneur en GSH et densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la Palourde, l'existence de corrélation significative entre les teneurs en GSH et la densité microalgale dans l'eau de la lagune ($p = 0.036^*$).

IV.6. Variations mensuelles du GSH chez *C. glaucum*.

Le suivi des teneurs en GSH chez *C. glaucum* montre que les teneurs les plus basses sont relevées de septembre à décembre et les plus élevées sont enregistrées en janvier (supérieur à $60 \mu\text{M}/\text{mg}$). Nous notons, en effet, une stabilisation des teneurs entre 50 et $60 \mu\text{M}/\text{mg}$ de tissus à partir de février (fig.82).

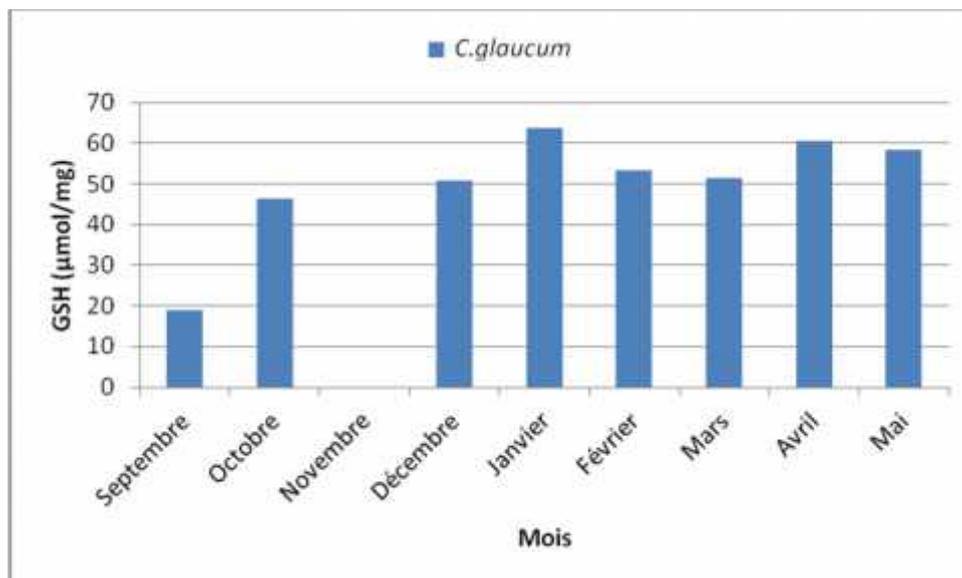


Figure 82 : Teneurs en GSH chez *C. glaucum*

IV.6.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et teneurs en GSH de *C. glaucum*

Les résultats des mesures de la teneur en GSH chez *C. glaucum* et des paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune sont consignés dans le tableau 17

Tableau 17 : Résultats de la mesure des teneurs de la GSH de *C. glaucum* et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	GSH (μmol/mg)	O ₂ dissous (mg/l)	T (C°)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a (μmol/l)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	18.87	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	46.26	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	0	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	50.75	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	63.84	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	53.25	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	51.45	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	60.58	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	58.37	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

Teneur en GSH et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la température de l'eau de la lagune ($p = 0.401$).

Teneur en GSH et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'existence de corrélation hautement significative entre les teneurs en GSH et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.025^*$)

Teneur en GSH et Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.153$).

Teneur en GSH et pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.309$).

Teneur en GSH et matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.161$).

Teneur en GSH et Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la coque l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la chlorophylle a de l'eau de la lagune ($p = 0.333$)

■ Teneur en GSH et densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent, chez la coque, l'absence de corrélation entre les teneurs en GSH et la densité microalgale relevée dans l'eau de la lagune ($p = 0.470$)

IV.7. Variations mensuelles de l'activité de la GST chez *R. decussatus*

L'activité de la GST a été établie à partir d'une équation de régression qui exprime les absorbances en fonction de la quantité d'albumine en ($\mu\text{g/g}$). L'activité de la GST ($m \pm s$) est exprimée en $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéines ; elle a été déterminée mensuellement chez les individus de l'espèce *R. decussatus* récoltés dans la lagune El Mellah.

Le suivi de l'évolution L'activité de la GST ($m \pm s$) $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéine chez *R. decussatus* fait apparaître l'existence d'importantes fluctuations illustrées par l'apparition d'activités maximales (supérieures à $6 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéines) en septembre et des activités minimales ($2,55 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) en janvier. L'activité de la GST montre une baisse progressive de septembre à janvier pour ensuite augmenter légèrement jusqu'à atteindre, en février-mars, presque les mêmes niveaux que ceux relevés en novembre décembre. L'activité de la GST baisse à nouveau, au dessous de $3 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéine en avril-mai (fig.83).

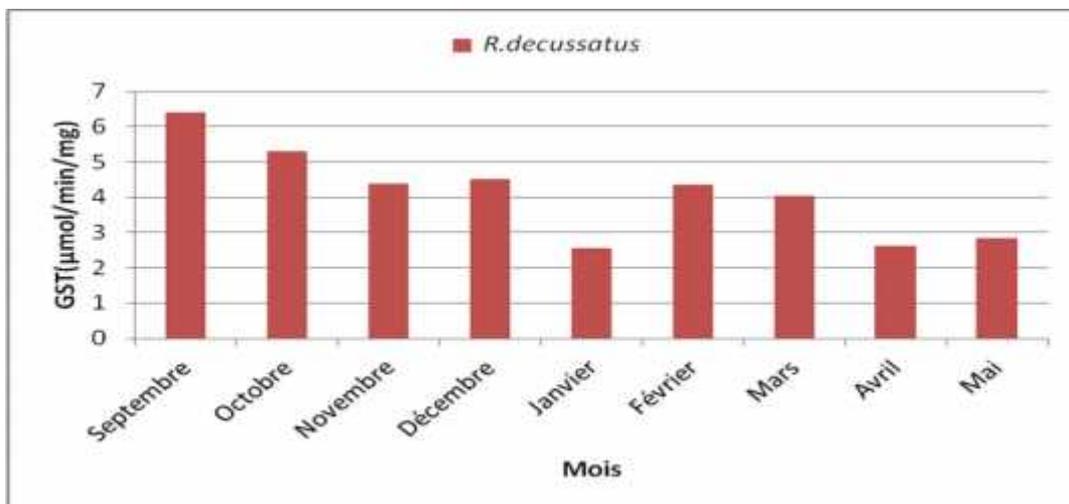


Figure 83 : Activité de la GST chez *R. decussatus*

IV.7.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et activité de la GST de *R. decussatus*

Les résultats des mesures de l'activité de la GST chez *R. decussatus* et des paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune sont consignés dans le tableau 18

Tableau 18 : Résultats de la mesure de l'activité GST de *R. decussatus* et des paramètres physico chimique de l'eau de la lagune El Mellah

<i>Ruditapes decussatus</i>	GST ($\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$)	O ₂ dissous (mg/l)	T (C°)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a ($\mu\text{mol}/\text{l}$)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	6.4	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	5.31	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	4.38	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	4.53	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	2.55	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	4.36	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	4.04	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	2.61	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	2.85	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

Activité GST et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST l'activité GST et la température de l'eau de la lagune ($p = 0.149$).

Activité GST et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'existence de corrélation hautement significative entre l'activité GST et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.002^{**}$).

Activité GST et Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.76$).

Activité GST et pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.33$).

Activité GST et la matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.541$).

Activité GST et Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST et la chlorophylle a de l'eau de la lagune ($p = 0.121$).

🌈 Activité GST et densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Palourde l'absence de corrélation entre l'activité GST et la densité microalgale dans l'eau de la lagune ($p = 0.077$).

IV.8. Variations mensuelles de l'activité de la GST chez *C. glaucum*

Le suivi de l'évolution de l'activité de la GST chez *C. glaucum* fait apparaître l'existence d'importantes fluctuations illustrées par l'apparition d'activités maximales ($6,64 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéines) en septembre et des activités minimales ($1,45 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) en janvier. L'activité de la GST montre une baisse progressive de septembre à janvier pour ensuite augmenter légèrement jusqu'à atteindre, en février-mars, presque les mêmes niveaux que ceux relevés en novembre-décembre. L'activité de la GST baisse à nouveau, au dessous de $3 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéine en avril-mai (fig.84).

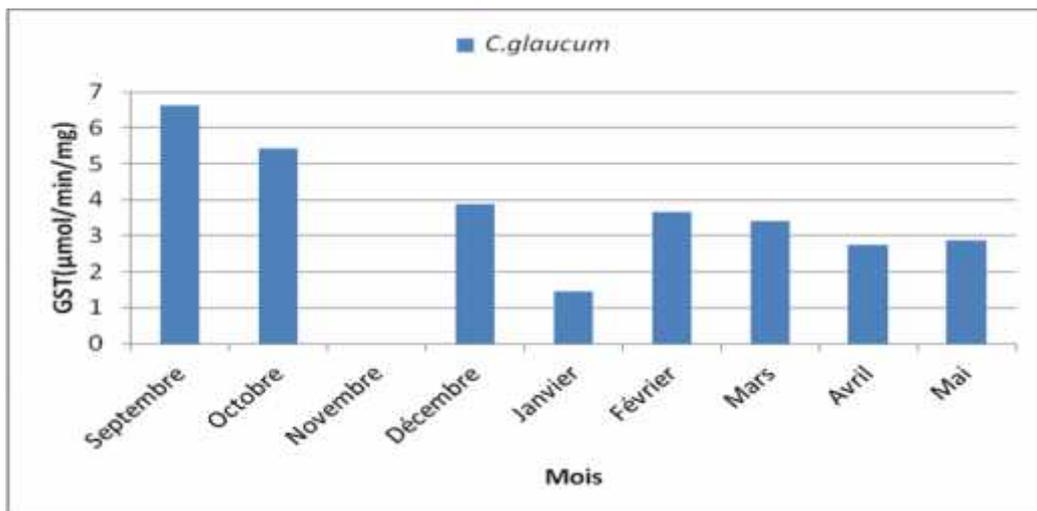


Figure 84 : Activité de la GST chez *C. glaucum*

IV.8.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau et activité de la GST de *C. glaucum*

Les résultats des mesures de l'activité de la GST chez *C. glaucum* et des paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune sont consignés dans le tableau 19 ;

Tableau 19 : Résultats de la mesure de l'activité GST de *C. glaucum* et des paramètres physico chimiques de l'eau de la lagune El Mellah

mois	GST ($\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$)	O ₂ dissous (mg/l)	T (C°)	Salinité (g/l)	pH	MES (mg/l)	Chl_a ($\mu\text{mol}/\text{l}$)	Densité microalgale (ind/l)
Septembre	6.64	6.3	29	29.5	8.35	27.8	8.83	967
Octobre	5.43	6.81	26	28.4	8.28	39	22.68	1142
Novembre	0	3.9	17.5	26.7	7.8	93.3	9.07	462
Décembre	3.89	12.25	15.7	23.6	7.64	100	5.34	873
Janvier	1.45	5.3	11.8	22.6	7.6	17.6	3.44	527
Février	3.65	7.3	13.5	22.8	5.4	24	0	101
Mars	3.42	9	16	23.7	7.73	34	0	180
Avril	2.74	7.6	22	21.9	6.66	28	2.13	411
Mai	2.86	10.35	22	22.3	7.63	28	2.136	208

Activité GST et température de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité de la GST et la température de l'eau de la lagune ($p = 0.060$).

Activité GST et salinité de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et la salinité de l'eau de la lagune ($p = 0.169$).

Activité GST et Oxygène dissous de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et l'oxygène dissous de l'eau de la lagune ($p = 0.436$).

Activité GST et pH de l'eau

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et le pH de l'eau de la lagune ($p = 0.572$).

Activité GST et matière en suspension

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et la matière en suspension dans l'eau de la lagune ($p = 0.284$).

Activité GST et Chlorophylle a

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et la chlorophylle a de l'eau de la lagune ($p = 0.342$).

Activité GST et densité microalgale

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez la Coque l'absence de corrélation entre l'activité GST et la densité microalgale dans l'eau de la lagune ($p = 0.128$).

IV.9 -Analyse des principaux composants

❖ L'analyse en composante principale de la matrice « biomarqueurs » permet d'extraire 6 axes.

Seuls les deux premiers axes (1,2) ont une signification

- L'axe 1 extrait 55 % de la variance
- L'axe 2 extrait 39,796 % de la variance (tab.20 fig.85).

Tableau 20: Cross-products matrix contains CORRELATION COEFFICIENTS among biomarkers

VARIANCE EXTRACTED, FIRST 6 AXES				
AXIS	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	Broken-stick Eigenvalue
1	3.304	55.071	55.071	2.450
2	2.388	39.796	94.867	1.450
3	0.223	3.714	98.582	0.950
4	0.075	1.250	99.832	0.617
5	0.006	0.107	99.938	0.367
6	0.004	0.062	100.000	0.167

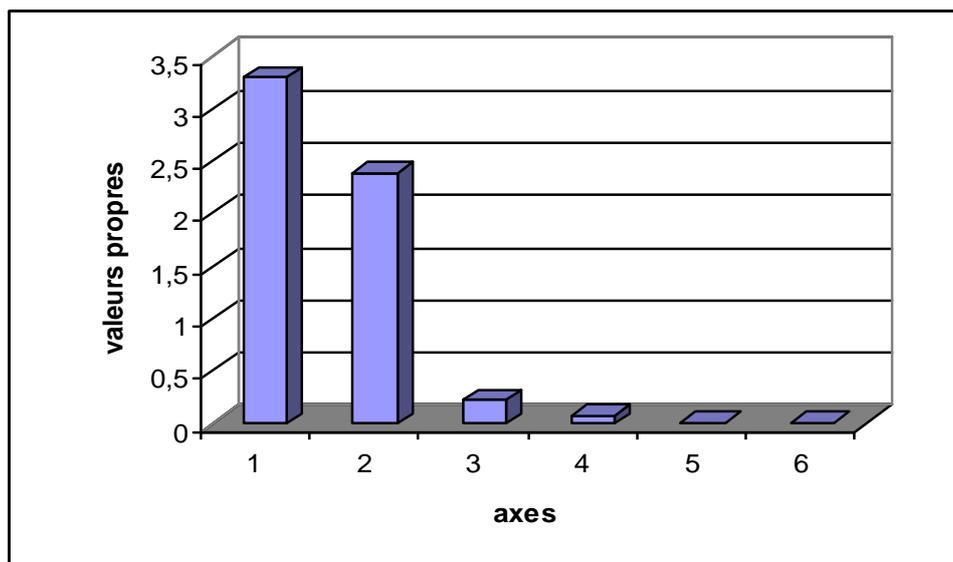


Figure 85 : Graphe des valeurs propres de l'ACP de la matrice « biomarqueurs ».

❖ La projection des relevés sur le plan 1 et 2 révèle que l'axe 1 ordonne les relevés selon un gradient saisonnier. En effet les relevés de 1 jusqu'à 9 correspondent aux mois d'étude s'étalant de septembre à mai (relevé 1 = septembre, relevé 2 = octobre, ..., relevé 9 = mai).

Seuls les relevés 3 et 5 ne répondent pas à la contrainte saisonnière (fig.86).

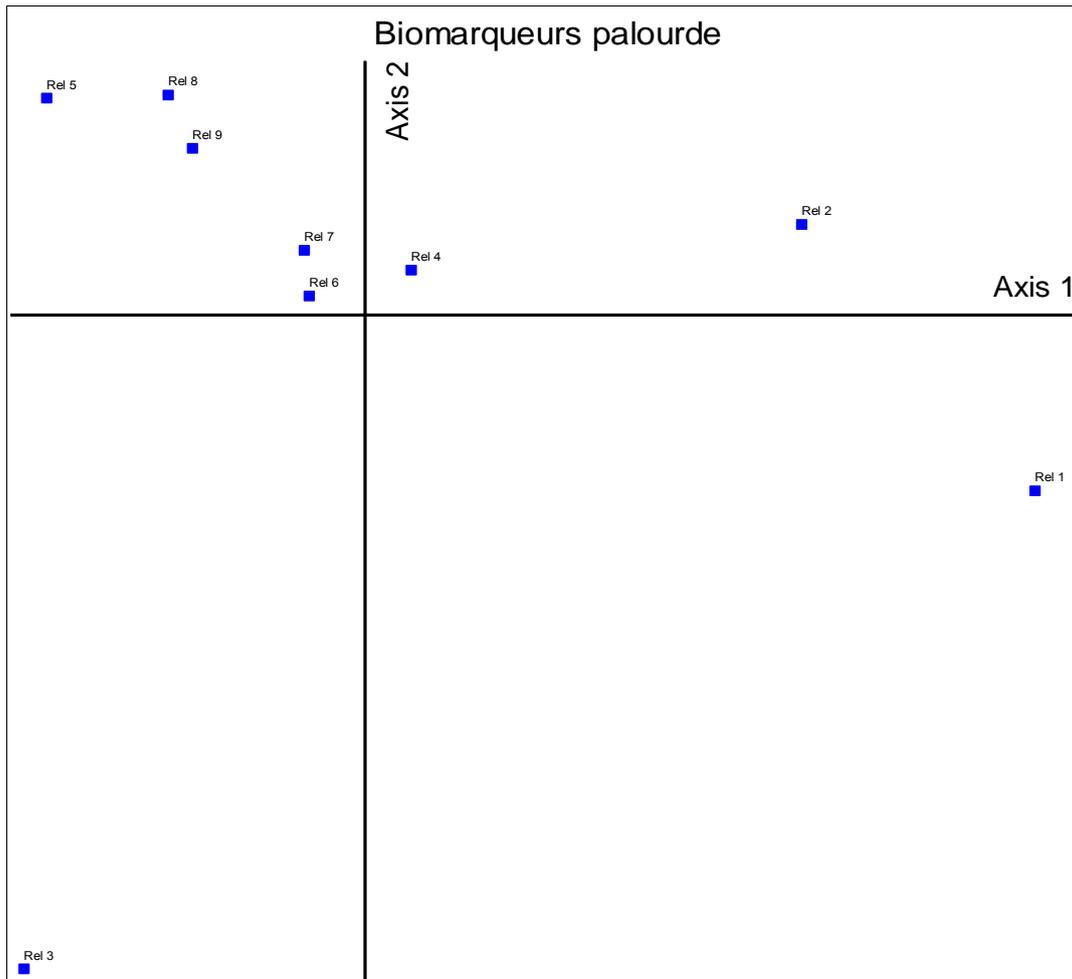


Figure 86 : Plan 1-2 de l'ACP de « biomarqueurs ».

▪ **Ordination de l'indice de condition sur le plan factoriel 1-2**

✓ La figure 87 représente la projection des points moyens des relevés chez l'espèce *Ruditapes Decussatus* sur le plan factoriel 1-2.

L'axe 1 emporte 55% de la variance de l'inertie totale du nuage de points. Il opère une partition entre les relevés 1, 3 et le reste des relevés qui occupent la partie négative de l'axe.

La projection de l'indice de condition selon cet axe présente un coefficient de corrélation égale à 81,3%. L'ordination des relevés selon l'axe 1 révèle une orientation négative (fig.87).

En outre, **l'axe 2** emporte 40 % de la variance de l'inertie totale du nuage de points. Il opère une partition entre les relevés 1, 2, 4 et le reste des relevés. La projection de l'indice de condition par rapport à cet axe n'est représentée qu'avec 46,2 % (fig.87).

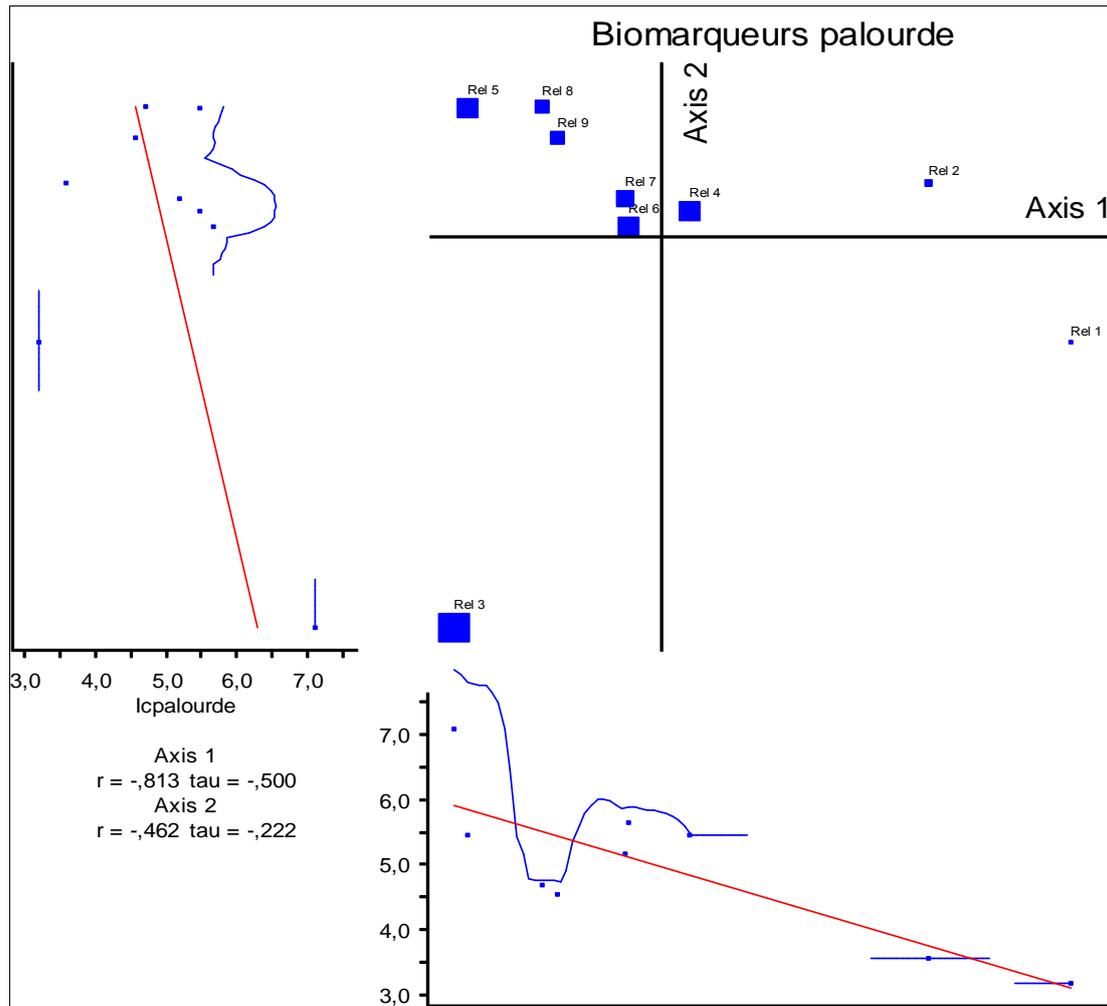


Figure 87 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC palourde ».

✓ La figure 88 illustre la projection des points moyens des relevés de l'espèce *Cerastoderma glaucum* sur le plan factoriel 1-2.

D'après la figure, on constate que **L'axe 1** opère la même partition que celle présentée pour la palourde, par contre l'ordination des relevés est orientée positivement (fig.88).

L'axe 2 opère une partition entre les relevés 1, 2, 4 et les relevés 5, 6, 7, 8, 9 projetés dans la partie négative de l'axe. La projection de l'indice de condition de notre espèce sur cet axe montre que ce dernier est expliqué avec un coefficient de 78,7 % (fig.88).

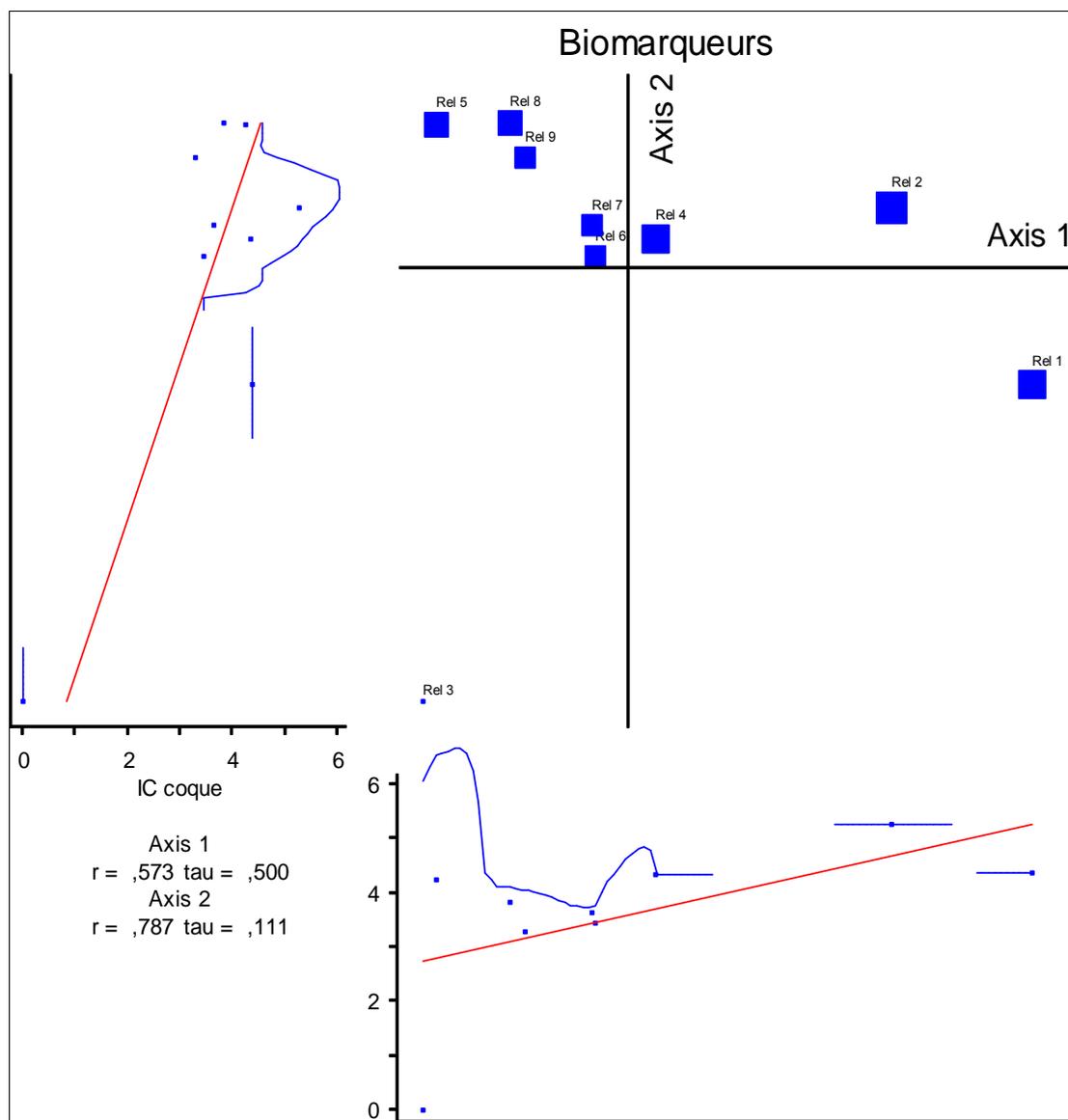


Figure 88 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC coque ».

▪ **Ordination de la GSH sur le plan factoriel 1-2**

✓ L'ordination des points moyens des relevés de *Ruditapes Decussatus* sur le plan factoriel 1-2 montre que :

L'axe 1 opère une partition entre les relevés 2, 4 (projetés dans la partie positive de l'axe), 5, 6, 7, 8, 9 (projetés dans la partie négative) et les relevés 1, 3 (fig.89).

On observe une ordination négative des relevés selon l'axe 1.

La projection de la variable GSH sur cet axe est représenté avec un coefficient de corrélation égale à 81%.

L'axe 2 opère une partition les relevés 1, 2 et 4 et le reste des relevés. La projection de la variable GSH sur cet axe est représentée avec un coefficient de 57,4% (fig.89).

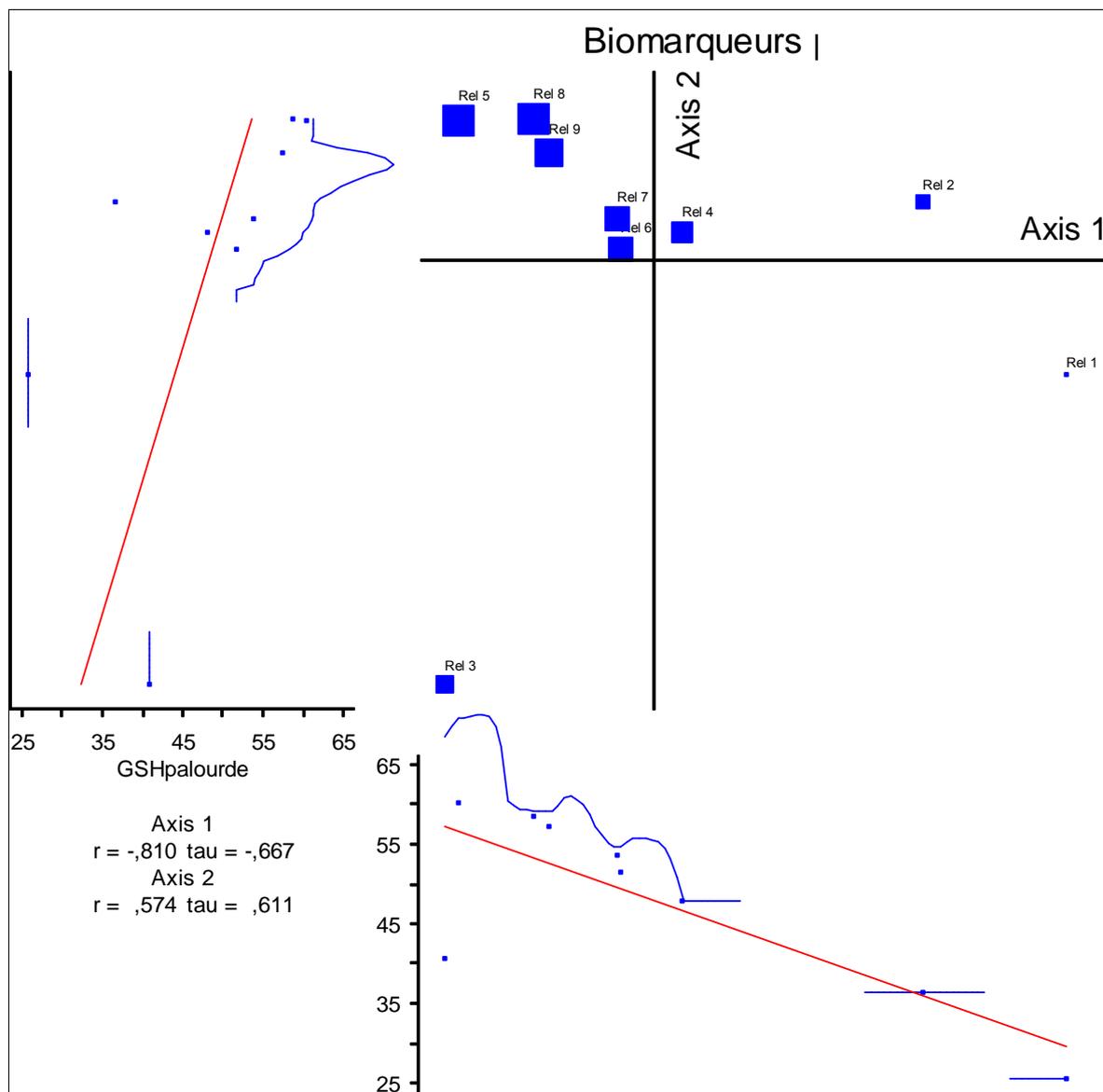


Figure 89 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH palourde ».

✓ En ce qui concerne l'espèce *Cerastoderma glaucum* l'ordination des points moyens sur le plan factoriel 1-2 révèle que l'axe 1 opère une partition entre les relevés 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et les relevés 1 et 3. Cet axe ordonne les relevés négativement (fig.90).

L'axe 2 opère une partition des relevés 1, 2, 4, et les relevés 3, 5, 6, 7, 8, 9. Il ressort de la figure que la projection de la variable GSH de l'espèce *Cerastoderma glaucum* sur cet axe est expliquée avec un coefficient de 96,1 % (fig.90).

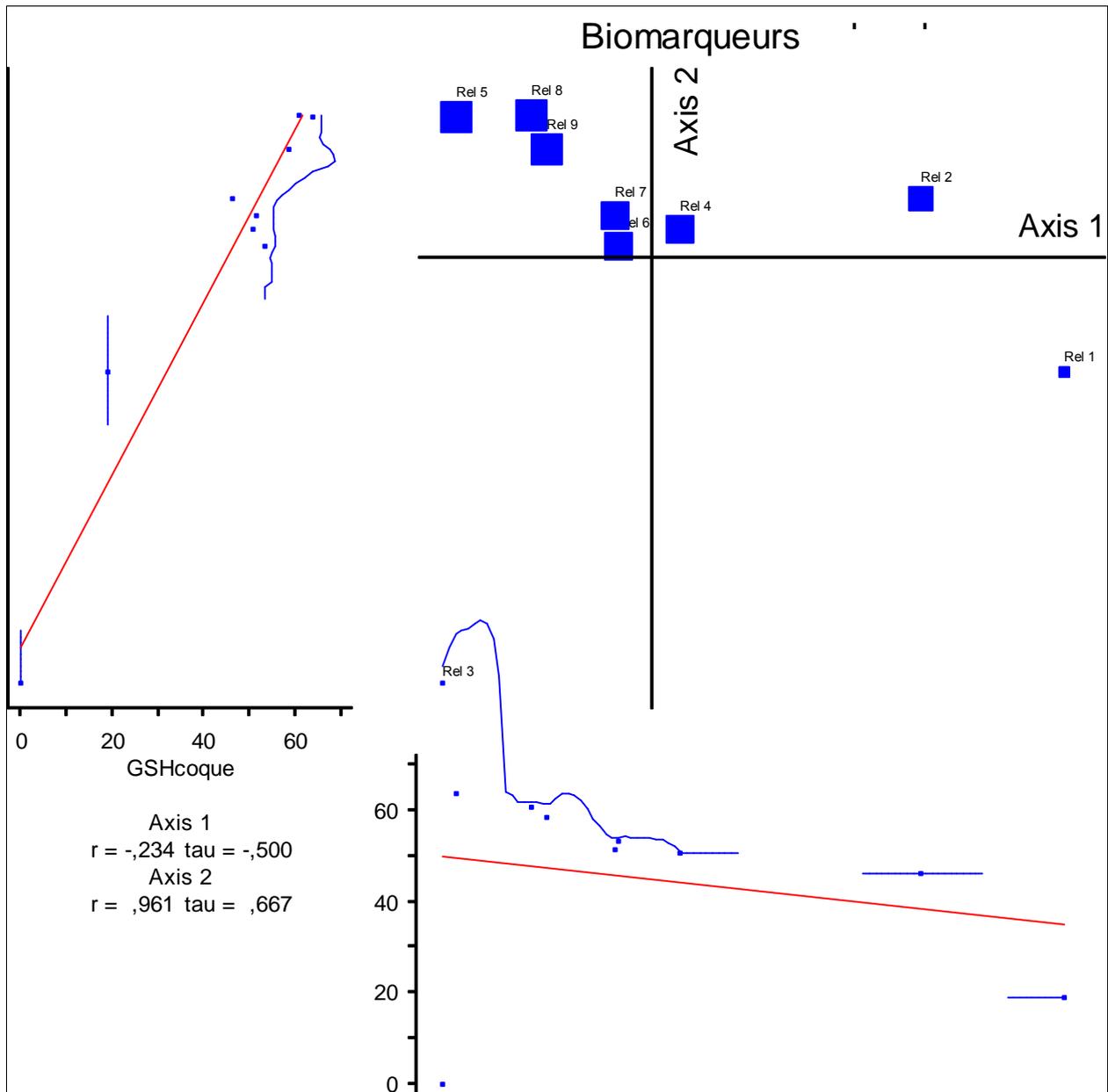


Figure 90 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH coque ».

▪ **Ordination de la GST sur le plan factoriel 1-2**

✓ Chez l'espèce *Ruditapes Decussatus* la projection des points moyens des relevés sur le plan factoriel 1-2, révèle que l'ordination des points moyens des relevés selon l'axe 1 est négative.

L'axe 1 opère une partition entre les relevés 1, 3 et le reste des relevés. La projection de la variable GST sur cet axe présente un coefficient de corrélation égale à 84,8 % (fig. 91).

L'axe 2, opère une partition entre les relevés 1, 2, 4 et les relevés 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 (fig.91).

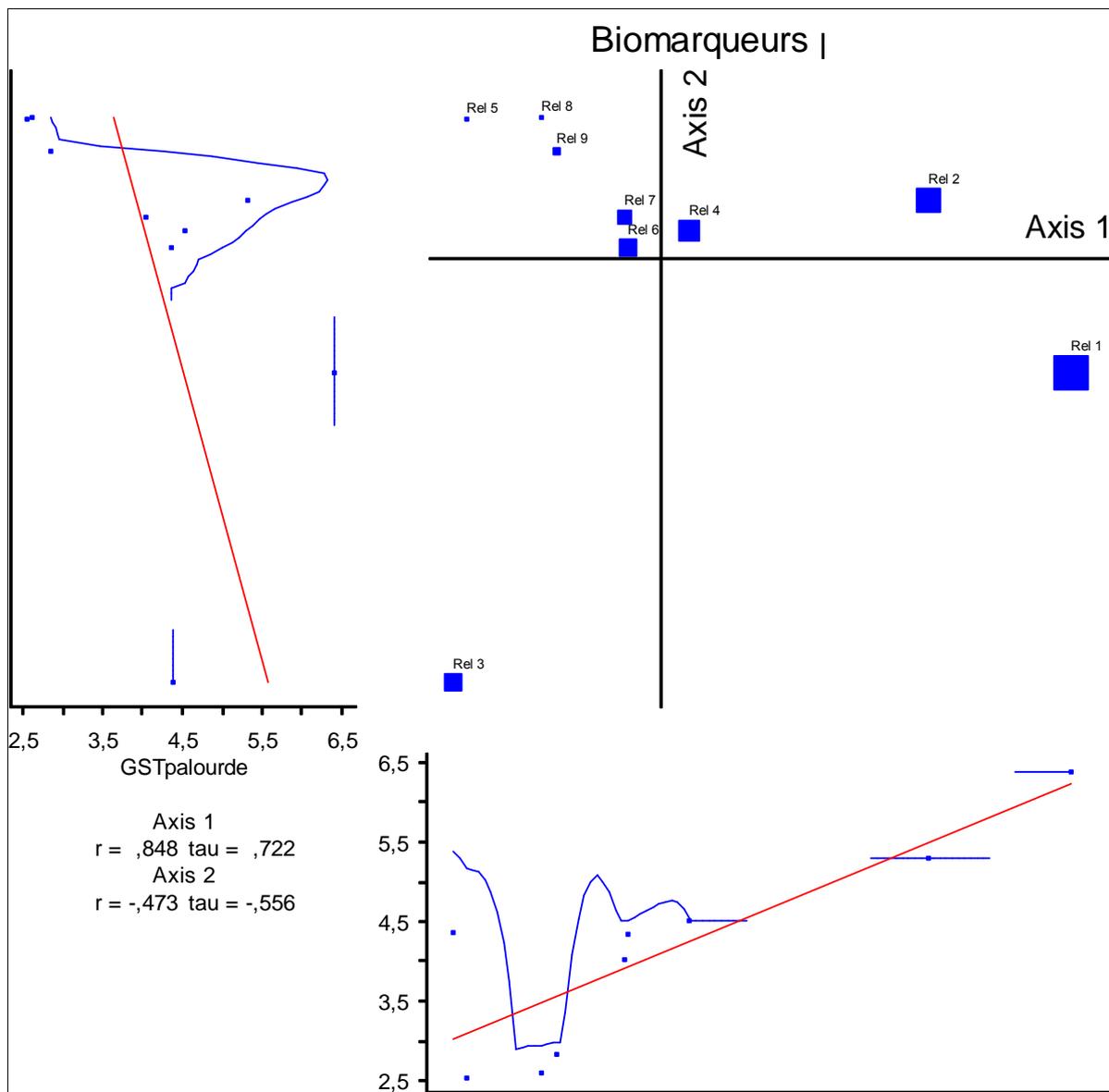


Figure 91 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST palourde ».

✓ La projection des points moyens des relevés sur le plan factoriel 1-2, montre que l'ordination des points moyens des relevés de l'espèce *Cerastoderma glaucum* est orientée négativement selon l'axe 1.

L'axe 1 opère une partition entre les relevés 1, 2, 4 projetés dans sa partie positive-, 5, 6, 7, 8, 9- projetés dans sa partie négative- et les relevés 1, 3 (fig. 92).

La projection de la variable GST sur cet axe est représentée avec un coefficient de 94,2 %.

L'axe 2 opère une partition entre les relevés 1, 2 et 4 et le reste des relevés, la projection de la variable GST sur cet axe n'est représentée qu'avec un coefficient de 28 % (fig. 92).

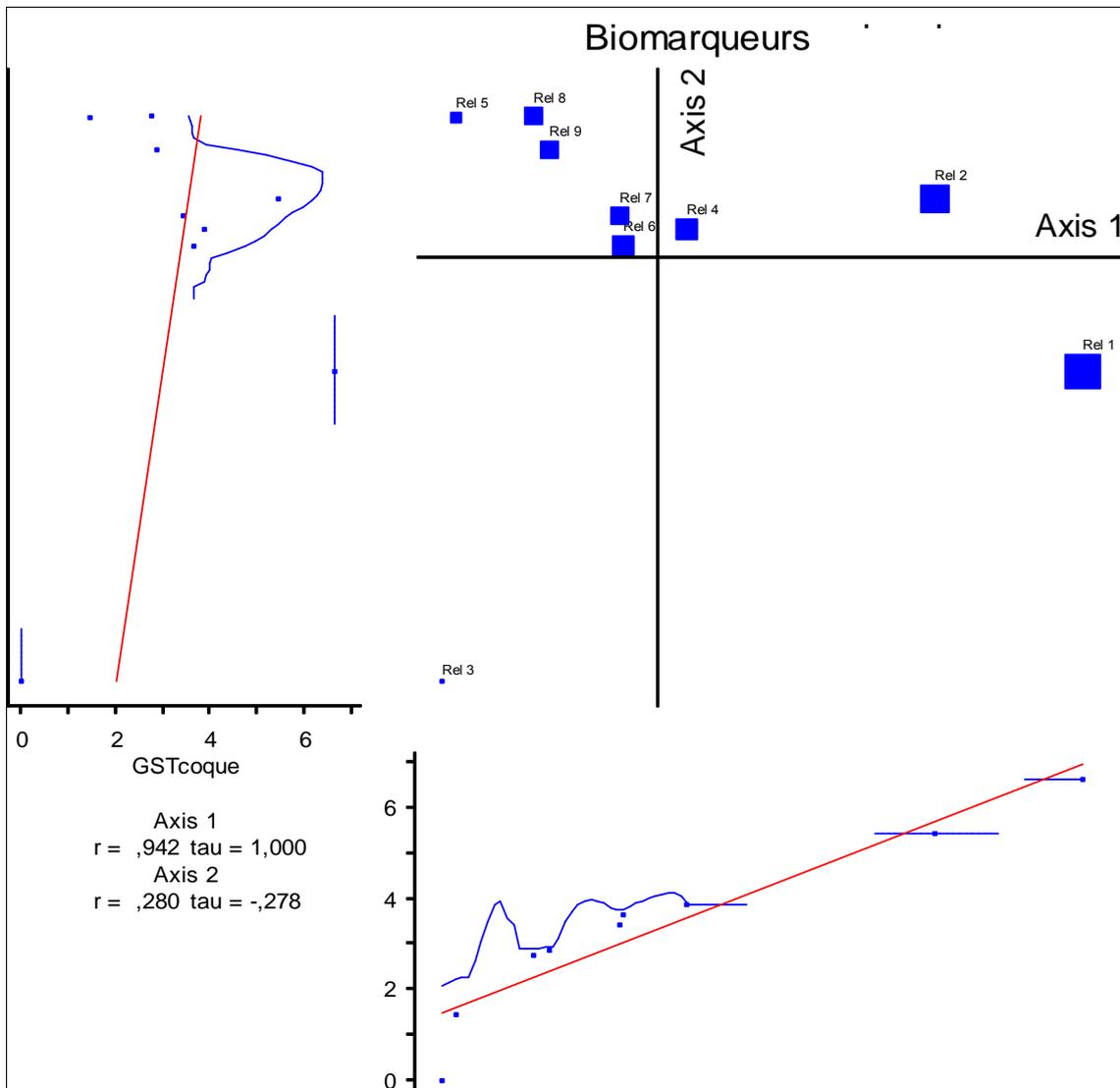


Figure 92 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST coque ».

🌈 La co-inertie permet de coupler la matrice "biomarqueurs" à la matrice "paramètres", cette dernière agit comme variable explicative de la première.

Les résultats sont illustrés dans la figure 93.

Les variables paramètres sont extraites dans l'ordre de leur valeur discriminante du nuage de points "biomarqueurs" et projetées sur le plan 1-2 de l'analyse ACP sous forme de vecteurs.

La longueur du vecteur est proportionnelle à la valeur discriminante de la variable.

- La température constitue la variable explicative la plus importante du nuage de points de l'analyse ACP de "biomarqueurs". Le vecteur est dirigé vers la partie positive de l'axe 1 vers les relevés 1, 2 et 4 ; elle indique que ces relevés sont les plus importants. A l'inverse les relevés 7, 8 et 9 sont les paramètres du vecteur les moins importants.

- Le vecteur salinité est orienté vers la partie positive de l'axe ; il suggère la même hiérarchie que la température dans les mêmes relevés.

- Le troisième vecteur concerne la densité microalgale toxique, il est orienté positivement le long de l'axe 1. Cette variable indique l'action des facteurs dont la température et la salinité sont les plus déterminantes (fig.93).

✓ La position du point 3 en dehors du gradient principal, est due à l'absence de données concernant l'espèce «*C. glaucum* ».

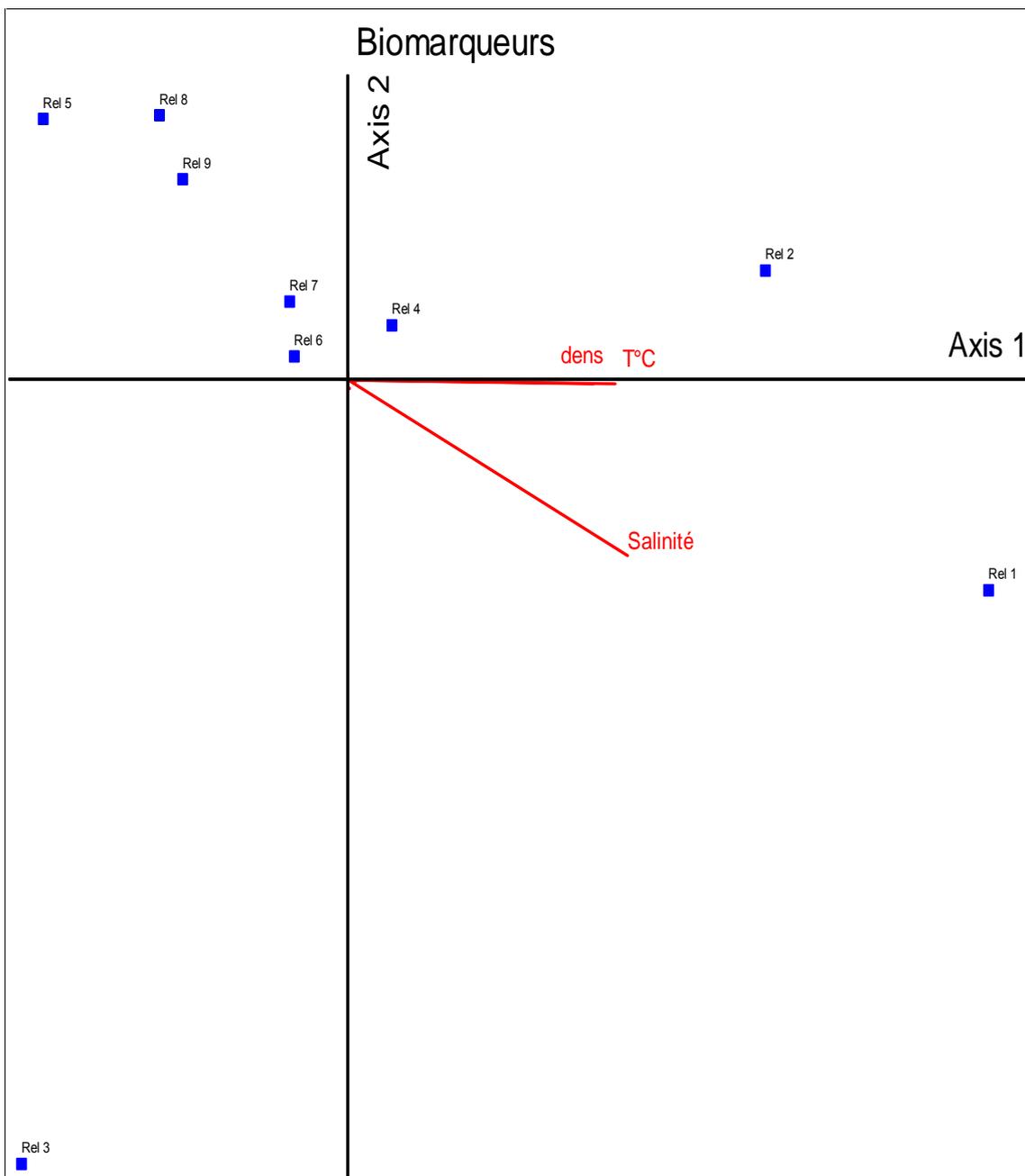


Figure 93 : Plan 1-2 de l'analyse de co-inertie de la matrice « biomarqueurs » et « Paramètres ». Illustration des 3 premières variables explicatives de la distribution du nuage de point de l'ACP (Température – Salinité – densité microalgale).

IV.10.Discussion

♣ Le phytoplancton toxique

Parmi l'ensemble des genres de phytoplancton récoltés, nous nous sommes intéressés aux 18 espèces toxiques recensées *Amphora sp**, *Nitzschia sp**, *Pseudonitzschia sp**, *Dinophysis sp**, *Gymnodinium sp**, *Noctiluca sp**, *Peridinium sp**, *Proto-peridinium sp**, *Scippsiella sp**, *Prorocentrum sp**, *Microcystis sp**, *Gomphosphaeria sp**, *Oscillatoria sp**, *Lyngbya sp**, *Pseudanabaena sp**, *Amphora sp**, *Nitzschia sp**, *Pseudonitzschia sp**.

L'évaluation de la densité moyenne globale du phytoplancton toxique récolté mensuellement montre que c'est de septembre à janvier que les densités microalgales toxiques globales dépassent 400 ind/l atteignant jusqu'à 1200 ind/l en octobre ; mais en période hivernale ces densités micro algales sont très basses. Des blooms phytoplanctoniques automnaux sont assez souvent signalés dans les plans d'eau de la région (Chaibi, 2004 ; Bensafia, 2005). Cette prolifération algale observée à cette période serait favorisée par la disponibilité des éléments nutritifs dans l'eau, par l'élévation de la température de l'eau, par l'ensoleillement, par l'hydrodynamisme du plan d'eau...

Selon Sournia *et al.* (1990), le phytoplancton marin se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires dont près de 600 espèces, par leur pullulation, sont à l'origine d'une modification de la couleur de l'eau ; d'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine.

Le genre *Dinophysis* est largement représenté dans presque toutes les mers du globe, et en particulier dans les zones côtières. En Europe, il est présent dans tous les pays de la façade atlantique et en Italie. *Dinophysis* fait partie du phytoplancton à faible taux de développement et n'est donc pratiquement jamais associé à des phénomènes d'eaux colorées, sa concentration dans l'eau dépassant rarement 100 000 cellules par litre (Lassus & Marcaillou-Le Baut *in* Sournia *et al.*, 1991). Plusieurs espèces de *Dinophysis* sont présentes en France, dont la plupart sont connues pour être productrices de toxines diarrhéiques (DSP). Il est présent surtout au printemps et en été en Atlantique, en été et en automne au niveau de la Manche, mais très rarement observé l'hiver dans ces zones, contrairement au littoral méditerranéen où

il peut être présent toute l'année (Belin & Raffin, 1998). Les concentrations maximales sont généralement comprises entre 1000 et 10 000 cellules par litre (dépassent très rarement 100 000). Ces concentrations sont suffisantes pour l'accumulation de toxines dans les coquillages.

Le genre *Alexandrium* est présent dans tous les pays d'Europe. Parmi les espèces toxiques appartenant à ce genre, l'espèce *A. minutum* est principalement observée dans les eaux plutôt chaudes, mais également dans les eaux tempérées, tandis que l'espèce *A. tamarense* est présente à peu près partout. Les espèces du genre *Alexandrium* peuvent proliférer à des concentrations très importantes (plusieurs millions ou même centaines de millions de cellules par litre) formant alors des eaux rouges. Plusieurs espèces d'*Alexandrium* sont présentes dans les eaux côtières françaises, dont deux sont connues pour produire des toxines paralysantes (PSP) : *A. minutum* et *A. catenella/tamarense*. Les fortes proliférations (supérieures à un million de cellules par litre) concernent essentiellement les deux espèces toxiques, à de rares exceptions près, et sont observées l'été en Bretagne nord, et en automne-hiver sur la côte ouest méditerranée. Les concentrations susceptibles de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages sont variables selon l'espèce et la zone : entre 10 000 et 100 000 cellules par litre.

Des proliférations importantes d'espèces non toxiques de *Pseudo-nitzschia* sont observées depuis longtemps sur l'ensemble du littoral français, en particulier au printemps. Des espèces toxiques (*P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*) connues pour produire des toxines amnésiantes (ASP) sont détectées depuis quelques années à faible concentration (Billard, 1998 ; Billard, 2000) et ce n'est que très récemment (printemps 2000) que l'une de ces espèces a proliféré de façon significative en Bretagne ouest. Selon les données disponibles actuellement, la concentration minimale susceptible de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages serait de l'ordre de 100 000 cellules par litre.

Les relations entre le développement biologique des algues nuisibles et les facteurs physiques du milieu sont souvent citées; c'est ainsi que les efflorescences de dinoflagellés (*Gymnodinium*, *Alexandrium*, *Dinophysis*) dans certaines régions sont mises en relation avec la diminution ou la suppression temporaire (liées au régime des vents) d'upwellings côtiers, ce qui provoque la pénétration, puis le développement, d'algues toxiques dans ces sites (Price *et al.*, 1991, Fraga, 1995 ; Mascarenhas *et al.*, 1995 ; Estrada, 1995).

Selon Garces *et al.*, (1999), des proliférations d'*Alexandrium taylori* sont régulièrement observées au niveau des plages de la façade méditerranéenne de l'Espagne ; ces efflorescences semblent plus liées à un confinement hydrodynamique important des eaux qu'à un enrichissement localisé en nutriments. Anderson, (2000) rapporte que dans le golfe du Maine, les efflorescences d'*Alexandrium* sont liées à l'interaction entre les courants côtiers et les panaches fluviaux où les espèces phytoplanctoniques trouvent les conditions favorables (en nutriments et en luminosité) à leur développement.

Par ailleurs, de nombreux auteurs rapportent que l'établissement de thermoclines estivales est également propice aux efflorescences de dinoflagellés (Delmas *et al.*, 1993; Peperzak *et al.*, 1995 ; Carpenter *et al.*, 1995 ; Maestrini, 1998). Il est aussi rapporté que les fronts halins et les stratifications de densité dans les zones de panaches fluviaux sont des sites favorables au développement des dinoflagellés ; c'est le cas des panaches de la Seine (Lassus *et al.*, 1993 ; Cugier, 1999), de la Loire (Gentien *et al.*, 1995), du Rhin (Peperzak *et al.*, 1996), du Rio de la Plata (Carreto et Akselman, 1996) ou du Po (Maestrini, 1998).

Plusieurs auteurs soulignent que, de façon générale, les zones où la turbulence est réduite, se révèlent plus favorables au développement des flagellés qu'à celui des diatomées (Berdalet and Estrada, 1993; Smayda, 1997) ; les flagellés ont de plus la capacité d'effectuer des mouvements verticaux leur permettant d'accéder aux ressources nutritives en profondeur (nitracline) et à l'énergie lumineuse près de la surface.

Il apparaît donc que, fréquemment, des conditions hydrodynamiques particulières, telles que la présence de fronts ou de stratifications thermiques ou halines, confèrent au milieu une plus grande stabilité verticale, stabilité qui est vraisemblablement une condition nécessaire au développement des efflorescences de dinoflagellés.

En plus de ces caractéristiques physiques propices au développement des dinoflagellés, de nombreux auteurs évoquent l'accroissement des apports en nutriments, en particulier d'azote et de phosphore, comme cause possible de ce développement (Justic *et al.*, 1995 ; Radach *et al.*, 1990 ; Riegman, 1998 ; Smayda, 1990 ; Solic *et al.*, 1997 ; Vollenweider *et al.*, 1992). Deux des exemples les plus frappants sont ceux de Tolo Harbor (Hong Kong) et de Seto Inland Sea (Japon) où l'accroissement des rejets a entraîné l'apparition de plus en plus fréquente d'eaux colorées (Lam and Ho, 1989 ; Murakawa, 1987 ; Nakanishi *et al.*, 1992) ; sur ce dernier site la

réduction des rejets à la fin des années 70 a permis de diminuer la fréquence de ces eaux colorées.

Selon Smayda (1989), dans tous les cas où l'on dispose de longues séries de données sur la disponibilité en silice dans les eaux côtières, la décroissance de cette disponibilité par rapport à celle de l'azote et du phosphore est corrélée à une augmentation des blooms d'algues nuisibles.

Dans la zone d'extension des eaux du Mississippi, Rabalais *et al.* (1996) ont ainsi montré que l'augmentation des apports en azote et en phosphore, liée à une diminution des apports en silice, avait provoqué des changements dans la composition des peuplements phytoplanctoniques, au détriment des diatomées. Egge et Aksnes (1992) ont confirmé, par des expériences en enceintes flottantes, que le développement de *Phaeocystis* n'apparaissait qu'avec de faibles concentrations en silice, alors que les diatomées devenaient dominantes pour des concentrations initiales en silice supérieures à 2 $\mu\text{mol/l}$. Par ailleurs les expériences en mésocosmes réalisées par Schollhorn and Granéli (1993), Escaravage *et al.* (1995), Sommer (1995) et Watanabe *et al.* (1995) mettent en évidence que l'augmentation du rapport N/Si dans le milieu tend à faire augmenter le ratio flagellés/diatomées.

Granéli *et al.*, (1999) signalent que dans les milieux pauvres en éléments nutritifs minéraux, et/ou en condition de faible éclaircissement, certains flagellés développent une capacité à l'hétérotrophie, soit par phagotrophie (consommation de particules organiques vivantes telles que des bactéries), soit par osmotrophie (consommation de substances organiques dissoutes telles que des acides aminés).

Il ressort de notre étude que la présence d'espèces de phytoplancton toxique dans la lagune El Mellah n'est pas alarmante du fait que la densité globale maximale n'excède pas 1200 ind./l alors que les densités requises pour une accumulation de toxines varient de 1000 à 1 million d'ind./l. Il est toutefois nécessaire de procéder à un suivi de la structure et la densité des populations phytoplanctoniques du fait que chaque espèce présente des caractéristiques propres en relation avec les conditions environnementales. Par ailleurs une urbanisation croissante et non contrôlée du bassin versant pourrait accentuer l'eutrophisation de la lagune et l'apparition de blooms phytoplanctonique fréquents avec tous les dangers que cela représente.

♣ **Indice de condition des bivalves *R. decussatus* et *C. glaucum***

Le suivi de l'évolution de l'indice de condition fait apparaître l'existence de variations saisonnières de cet indice chez les deux espèces de bivalves ; ces fluctuations de l'indice de condition seraient probablement liées aux fluctuations des différents paramètres environnementaux relevés tels que la température, la salinité, l'oxygène dissous, les M.E.S., la chlorophylle a et les densités en microalgues.

Il ressort de cette étude que l'indice de condition augmenterait avec la baisse de la température, la salinité et l'augmentation des teneurs en oxygène dissous de l'eau ; cette variation de l'indice de condition des bivalves serait aussi en relation avec l'apparition des fortes teneurs en MES et en chlorophylle a associées aux densités élevées en phytoplancton relevées en automne.

Selon Roméo *et al.*, (2000), l'indice de condition serait associé à la température de l'eau et correspondrait au taux de remplissage de la coquille par les tissus mous et de ce fait informerait sur l'état nutritionnel et physiologique de l'animal. L'analyse statistique de nos données montre, en effet, l'existence d'une corrélation significative entre l'indice de condition de la palourde et la température de l'eau de la lagune

Nos observations font apparaître une baisse de l'indice de condition en septembre–octobre chez les bivalves étudiées ; Cette baisse de l'indice de condition en période chaude a été rapportée non seulement par Reffes (1994) chez *R. decussatus* récoltée dans la lagune El Mellah mais aussi par Dellali (2001) chez les moules et les palourdes peuplant la lagune de Bizerte. De nombreux auteurs rapportent que l'augmentation de la salinité de l'eau ambiante diminue le taux d'absorption des organismes benthiques et peut entraîner chez les mollusques une réduction de leur capacité d'adaptation à l'anoxie (Namour, (1992) ; Stein *et al.*, (1997) ; Lubet et Chappuis, (1966)). D'après certains auteurs un indice bas pourrait être dû à de mauvaises conditions trophiques ou à un amaigrissement dû à une ponte (Fréon, 1979 ; Paulet *et al.*1992).

Nos résultats sont en accord avec ceux de Mougraud *et al.*, (2002) qui rapportent que l'indice de condition varie en fonction de la disponibilité des aliments mais aussi de la qualité des

nutriments. Andral *et al.*, (2004) rapportent que des valeurs élevées de l'indice de condition seraient en rapport avec de meilleures qualités trophiques du milieu. Nos données suggèreraient que les apports nutritionnels dont bénéficient les bivalves de la lagune sont de bonnes qualités du fait que même après la chute brusque des teneurs en MES, en chlorophylle a et en phytoplancton notée à partir de février, l'indice de condition se maintient durant la période où les teneurs en éléments nutritifs se stabilisent à des valeurs relativement moyennes.

Bayne *et al.*, (1985) considèrent l'indice de condition comme un outil diagnostique du fait qu'il soit lié à la croissance et renseigne sur l'existence de problèmes fondamentaux dans l'écosystème. Selon certains auteurs, l'indice de condition constitue un moyen simple et rapide permettant de mesurer les interactions des individus avec leur environnement (Geode et Barton, 1990). Quant à Hyötylänen *et al.*, (2002), ils considèrent que l'indice de condition est l'un des meilleurs indicateurs de l'état de santé d'un organisme lors d'études environnementales.

♣ Les biomarqueurs (GSH et GST)

Les données relatives au suivi des teneurs en GSH montrent que ce peptide présente des variations similaires chez les 2 espèces de bivalves peuplant la lagune El Mellah. Les teneurs en GSH chez les bivalves étudiés semblent subir l'influence de la température et de la salinité de l'eau. Cette observation est appuyée par l'analyse statistique des données qui montre chez la palourde l'existence de corrélation significative et très hautement significative entre la teneur en GSH et la température et la salinité de l'eau respectivement. Mais, en revanche, chez la coque nous notons l'existence d'une corrélation significative entre la teneur en GSH et la salinité de l'eau.

Ce résultat est en partie expliqué à travers certains travaux qui montrent que l'augmentation de la salinité de l'eau diminue le taux d'absorption des organismes benthiques et peut entraîner chez les mollusques une réduction de leur capacité d'adaptation à l'anoxie (Namour, (1992), Stein *et al.*, (1997) et Lubet et Chappuis, (1966)). Le même phénomène a été observé par Rosales et Escalona (1983) dans des lagunes du Mexique. En effet, pendant l'été, les conditions environnementales, sont défavorables et elles seraient, selon Mehdaoui *et al.*, (2000) à l'origine de la limitation de l'adsorption des gaz dissous dans l'eau.

D'ailleurs, l'augmentation progressive de la teneur en GSH observée en période automnale serait en rapport avec l'amélioration des conditions environnementales. Nous constatons en effet, une baisse progressive de la température et de la salinité de l'eau ainsi qu'une augmentation des teneurs en oxygène dissous, en chlorophylle a et en microalgues. Par ailleurs, l'analyse statistique des données révèle l'existence chez la palourde de corrélations significatives entre la teneur en GSH et les teneurs en chlorophylle a et en microalgues.

Les résultats du suivi de l'évolution de l'activité GST relevée chez *C. glaucum* et chez *R. decussatus* font apparaître l'existence de fluctuations similaires chez les 2 espèces ; ces variations saisonnières de l'activité GST concordent avec celles de la T° et de la salinité qui sont maximales en septembre et minimales en janvier. Les résultats de notre analyse statistique révèlent l'existence chez la palourde d'une corrélation hautement significative entre l'activité de la GST et la salinité de l'eau.

La température aurait, selon Bucheli et Frent, (1995) une influence sur l'activité des systèmes enzymatiques en altérant toutes les fonctions biologiques et physiologiques des animaux. Selon Dellali *et al.*, (2001), ce paramètre est très limitant en milieu lagunaire ; Cette importante augmentation de la température pourrait favoriser une prolifération de microorganismes à l'origine, d'une part, de la baisse de l'oxygène de l'eau et d'autre part d'une contamination quelconque ayant sollicité le système de détoxification du bivalve. Par ailleurs, Viarengo *et al.*, (1999), rapporte que l'élévation de ce paramètre stimulerait l'activité du glutathion dans la glande digestive de la moule.

Ces conditions environnementales affectent comme le signalent de nombreux auteurs la faune benthique étroitement dépendante de la qualité des sédiments (Ramade, (1992) ; Baudet, (2000) ;). Cet appauvrissement estival en oxygène, associé à une augmentation de la température de l'eau, est rapporté par plusieurs auteurs au niveau de la lagune de Bizerte reconnue comme un milieu fluctuant en raison de sa faible profondeur et de son hydrodynamisme restreint en période estivale (Azzouz, (1996); En travaillant sur l'activité de la catalase chez les palourdes de la lagune de Bizerte, Dellali *et al.*, (1999) constatent des corrélations significatives de la température et de l'oxygène dissous de l'eau.

Les paramètres abiotiques ne sont pas les seuls à influencer la variation des réponses enzymatiques des bio marqueurs ; Benson *et al.*, (1992) ; Baudrimont *et al.*, (1997) ; Lagadic *et al.*, (1997) pensent à l'implication d'autres facteurs tel que l'âge la croissance, le sexe ou le régime alimentaire dans les variations des réponses enzymatiques.

Selon Halla *et al.*, (1997), les variations saisonnières de l'activité enzymatique peuvent être liées au cycle de la reproduction ; car, chez la moule, la GST enregistre des valeurs élevées au cours de la phase de restauration des réserves et la gamétogénèse et des valeurs faibles lors de la ponte. Toutefois, Ahmed *et al.*, (1979), attribuent les variations des activités des biomarqueurs chez la moule à la nature saisonnière de son métabolisme. Gabbott (1983), quant à lui, relate les interactions complexes des facteurs endogènes et exogènes. Dautremepuits et Betoulle (2002) notent une induction de l'activité GST au niveau du foie et du rein antérieur de carpes exposé au cuivre. Chez *Posidonia oceanica*, Ferrat *et al.*, (2001) rapportent l'apparition d'une induction de l'activité GST après une exposition de cette dernière à des concentrations élevées de mercure. Bodin *et al.*, (2004) rapportent l'existence d'une relation entre les concentrations en Métallothionéine et celles du polluant (métaux lourds).

Les changements saisonniers déterminent en grande partie l'intensité des rapports avec le milieu ; de ce fait, Devitt *et al.*, (1989), Moriaty, (1990) ; rapportent que lors d'une contamination modérée, il est souvent difficile de séparer les effets biologiques liés aux facteurs environnementaux de ceux qui sont dus aux polluants.

Le suivi de l'évolution de la densité microalgale toxique et de l'activité GST chez *Ruditapes decussatus* et *C. glaucum* montre qu'en période automnale les densités en microalgues toxiques sont aussi élevées que les teneurs en GST. Ces résultats plaideraient pour une contamination des bivalves par les biotoxines libérées par les microalgues toxiques recensées à cette même période. Il est, en effet, rapporté par Chorus et Bartram, (1999), dans le bassin d'Arcachon, des mortalités d'huîtres (*Crassostrea gigas*) et de coques (*Cardium edule*) ayant pour origine la présence de bloom phytoplanktonique constitué d'espèces toxiques. Couté (1995) signale, quant à lui, que certaines souches de diverses Cyanobactéries produisent des substances toxiques responsables de la mort spectaculaire d'animaux et présentent des risques pour l'être humain.

Toutefois, en période printanière, malgré la baisse des densités en microalgues relevée en février-mars (moins de 200 ind/l) la GST reste aussi élevée que celle relevée en décembre pour des densités doubles. Ces observations suggèreraient que les souches de phytoplancton toxique recensées en période printanière bien que présentent à de faibles densités produiraient plus de toxines. Il est en effet rapporté que la production de toxine dépend non seulement de la souche mais aussi des conditions environnementales ; car une même souche peut produire plus ou moins de toxine selon les conditions environnementales dans lesquelles elle se trouve (Bourrely, 1985).

Benson *et al*, (1988) ; Costa (1996) ; Lagadic *et al*, (1997), rapportent, en effet, que l'activité enzymatique des animaux peut être extrêmement sensible aux variations saisonnières du milieu, ainsi qu'à la contamination probable de l'environnement.

Les nouvelles hypothèses émises chez les populations aquatiques considèrent que la variabilité de chaque biomarqueur est inhérente à la sensibilité des mécanismes des réponses au stress environnemental. Selon Dixon et Wilson (2000) les polluants chimiques constituent l'une des sources de stress environnemental qui agit probablement à long terme sur le matériel génétique en exerçant une pression sélective sur les structures génétiques des populations par leur influence et la modification de l'ADN.

Divers contaminants et à des niveaux différents peuvent être la cause de variabilité plus ou moins grande des biomarqueurs. Selon Ross *et al.*, (2000) la combinaison d'approches multiples : biochimiques, physiologiques et génétiques est requise pour pouvoir expliquer les variations observées chez l'organisme vivant. Une telle approche pourrait être facilitée chez les invertébrés par l'utilisation de la technique d'encagement (caging) ; cette technique permet la sélection d'organismes génétiquement uniformes sur plusieurs générations en vue de leur transplantation dans des sites à contamination spécifique et pouvoir ainsi comparer les réponses de populations de différentes origines et sensibilités.

Conclusion Générale

CONCLUSION GENERALE

Les variations saisonnières décelées nous permettent d'affirmer que les facteurs majeurs qui influencent le fonctionnement des trois lacs sont liés au rythme des saisons, c'est-à-dire la variation de l'énergie au cours du cycle annuel. Ces variations dont les effets sont immédiats sur l'écosystème sont les vents, les précipitations, la température et l'ensoleillement.

La mesure de la concentration en chlorophylle a fournit un bon indice du niveau d'eutrophisation. De ce fait, en référence aux valeurs des seuils de l'état trophique établie sur la base des teneurs maximales de chlorophylle a, nous pouvons considérer les eaux des 3 plans d'eau comme eutrophes à hypereutrophes ; cette hypereutrophie est relevée en période estivale dans la lagune El Mellah et en période printanière dans le lac Oubeira ; quant au lac Tonga, c'est seulement en automne qu'il est eutrophe, car durant les autres saisons il est hypereutrophe.

L'étude qualitative du phytoplancton récolté dans les 3 plans d'eau fait apparaître la présence dans la lagune et les lac Oubeira et Tonga d'une communauté de diatomées composée de 129 genres. Cette classe est dominée par les genres : *Navicula* et *Nitzschia* dans la lagune et dans l'Oubeira et par *Diatoma* et *Sceptconeis* dans le lac Tonga. Les spécimens de cette classe prédominent en période estivale dans la lagune El Mellah (38% de la densité globale des Diatomées récoltés) et en période printanière dans le lac Oubeira et Tonga (respectivement 33% et 46% de la densité globale des Diatomées récoltés).

En ce qui concerne les Dinoflagellés, nous notons, dans les 3 plans d'eau, la présence de 8 genres communs parmi lesquels *Prorocentrum*, *Peridinium* et *Dinophysis* prédominent. La forte présence des Dinoflagellés a toutefois été notée, dans la lagune et l'Oubeira, en période estivale où ces microalgues enregistrent des proportions de 55% (Oubeira), 43% (Mellah) de la densité globale des Dinoflagellés et en période printanière dans le lac Tonga en enregistrant une proportion de 52%.

Les Cyanophycées sont représentés, dans les 3 lacs, par une communauté commune composée de 14 genres reconnus comme potentiellement toxiques ; mais, il est toutefois noté la prédominance des genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria*. La forte présence des Cyanophycées est relevée en période automnale dans la lagune El Mellah (48% de la densité

globale des cyanophycées) et dans le lac Tonga (38% de la densité globale des cyanophycées) et en période estivale dans le lac Oubeira (41% de la densité globale des cyanophycées).

L'étude de la variation mensuelle de la densité microalgale révèle que la forte présence des microalgues est une réponse logique au changement saisonnier des conditions physico-chimiques du milieu. Cette forte présence des microalgues en période estivale et automnale n'est pas seulement liée à l'augmentation de la température mais aussi à celle de la disponibilité des nutriments, à l'éclairement et aussi à l'hydrodynamisme. Car en hiver, la production du phytoplancton est limitée par les basses températures, les faibles conditions d'éclairement et le brassage par le vent.

La dynamique spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques est contrôlée par l'interaction de paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques. L'ensemble de ces interactions (ou tout au moins celles qui sont reconnues comme prépondérantes) doivent être prises en compte pour expliquer l'apparition d'efflorescences algales ou d'événements de toxicité.

Quant à l'activité enzymatique des animaux, elle peut être extrêmement sensible aux variations saisonnières du milieu, ainsi qu'à la contamination probable de l'environnement ; Par ailleurs, il est souvent difficile de séparer les effets biologiques liés aux facteurs environnementaux de ceux qui sont dus aux polluants.

Il ressort de cette étude que les changements saisonniers déterminent en grande partie l'intensité des rapports avec le milieu ; nous notons, en effet :

- Que l'indice de condition, chez les 2 espèces de bivalves, augmenterait avec la baisse de la température, la salinité et l'augmentation des teneurs en oxygène dissous, en MES, en chlorophylle et en phytoplancton de l'eau. Chez la palourde cet indice est corrélé avec la température de l'eau ;
- Que la teneur en GSH chez la palourde est corrélée avec la T°, les teneurs en chlorophylle a et la densité en microalgues; cette corrélation est très hautement significative avec la salinité;
- Que l'activité de la GST chez la palourde est corrélée** avec la salinité de l'eau ;
- Que la teneur en GSH chez la coque est corrélée avec la salinité de l'eau ;

L'ensemble des connaissances acquises, replacées dans le contexte de la mise en place de stratégies de gestion et de suivis adaptés à l'évaluation des risques sanitaires liés aux proliférations des algues potentiellement toxiques (et notamment des cyanobactéries), permet de mettre en évidence différentes perspectives de recherche.

Sur le plan fondamental, même si les questions paraissent éloignées des préoccupations directes des gestionnaires des plans d'eau et des organismes en charge de la veille sanitaire, elles sont nécessaires en amont pour mieux comprendre les différents mécanismes mis en jeu qui permettront de mieux répondre à leurs attentes.

Les principales questions qui intéressent les scientifiques doivent intégrer des données sur la génétique, la physiologie et l'écologie des microalgues, afin de mieux comprendre les capacités adaptatives de ces organismes et leur écologie pour mieux prévoir leur prolifération et mieux identifier leurs toxines, leurs effets sur la santé et sur la faune aquatique et l'influence de l'environnement sur la toxicité potentielle de ces proliférations.

Concernant l'approche dite finalisée, les questions récurrentes des utilisateurs et gestionnaires des plans d'eau sont les suivantes : « Comment lutter contre les proliférations phytoplanctoniques », « Comment surveiller et détecter les espèces et leurs toxines ? » et « Comment limiter l'exposition et les risques toxiques pour l'homme ».

Ces questions sont liées à des notions de temps, d'espace, en associant les connaissances et compétences acquises par la recherche fondamentale. Comme propositions importantes, le suivi des bassins par :

✓ **Le contrôle de la qualité des eaux brutes**

✓ **Des mesures visant la réduction des concentrations de nutriments** : Dans la plupart des cas, l'eutrophisation est aggravée par les activités humaines (agriculture, eaux usées, ...). Il convient donc dans un premier temps de maîtriser ces apports externes et de les limiter. Une bonne connaissance du bassin versant est nécessaire pour recenser les diverses sources de pollution afin de traiter le problème en amont.

✓ **La réduction des entrées externes de nutriments**

Pour mieux comprendre les variations observées chez l'organisme vivant, il serait judicieux de combiner des approches multiples "biochimiques, physiologiques et génétiques".

Références
Bibliographique

Références bibliographiques

A

- ABRAHAMI, F. 2005-** Variations dans l'abondance et la composition du microphytoplancton de la baie de Sainte-Marie (Nouméa). Campagne océanographique FRONTALIS 3; zone frontale située dans le Pacifique Equatorial. Rapport de stage; Institut National des Sciences et Techniques de la Mer; CNAM- Cherbourg.
- AMIARD J.C., CAQUET TH. et LAGADIC L. 1998-** Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. In Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F. (Eds), "Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement ». Tec et Doc Lavoisier, Paris, XXI – XXXI (introduction).
- AMINOT, A. et CHAUSSEPIED, M. 1983-** Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.
- ANDERSSON, A., SAMUELSSON, K. HAECKY, P. AND ALBERTSSON, J. 2006-** Changes in the pelagic microbial food web due to artificial eutrophication. *Aquatic Ecology* 40: 299–313.
- ANDERSON D. M. 2000-** The ecology and oceanography of toxic *Alexandrium* blooms in the Gulf of Marine: results from ECOHAB-GOM program. (Abst.) Harmful Algal Blooms, ninth Conference, Tasmania ([http://www. Utas.edu.au/docs/](http://www.Utas.edu.au/docs/)), 1p.
- ANDRAL, B., STANISIERE, J.Y., SAUZADE, D., DAMIER, E., THEBAULT, H., GALGANI, F., BOISSERY, P., 2004-** Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 704–712.
- ARFI R, 2003-**Suivi à haute fréquence de différents types contrastés de petits barrages. Rapport d'une contribution au programme CNRA/IRD « Projet Petits-Barrages », (Côte d'Ivoire). 42p.
- ASSOCIATION DE CHIMISTES AMERICAINS OFFICIELS., 2002-** Méthodes d'analyses officielles 17 th. Ed. Le Maryland, Etats-Unis.
- ARRIGNON J, 1963-** Contribution à l'inventaire des marécages, tourbières et autre zones humides d'Algérie. *Rapport; Ann. Cent. Rech. Exp. Forêt. Alger*, 5: pp. 30-32.
- ASTM., 1994 a .** Standard guide for conducting 10- Day Sediment Toxicity Tests with Marine and Estuarine Polychaetous Annelids . E- 1611- 94 . American Society for Testing and Materials, Pheladelphia , Pa .
- AZOUZ, A. 1996-** Etude des peuplements et des possibilités d'ostréiculture du lac du Bizerte. Thèse 3^{ème} cycle, 98pp.

B

- BANAS, D. 2001-** Flux des matières en étang piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation. Thèse de doctorat de l'université de Metz, 237p.
- BARTRAM, J., W. CARMICHAEL, I. CHORUS, G. JONES et SKULBERG, O. M. 1999-** Introduction, p. 1-14. In I. Chorus et J. Bartram [eds.], Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon.
- BAKALEM, A et ROMANO, J.C et SEMROUD, R. 1979-** Contribution à l'étude des milieux saumâtres en Algérie, les peuplements benthiques du lac Mallah. Rapp. Comm. Int. Mer Médit., 27(4) : pp.135-136.
- BAUDET K. , 2000-** Synthèse des travaux réalisés sur l'écotoxicologie des sédiments des ports régionaux (Boulogne-sur-mer, Calais et Dunkerque) avec référence particulière aux macroinvertébrés benthiques, indicateurs de la qualité du milieu. Diplôme Supérieur de Recherche de l'Université de Lille I. 102 p., plus annexes, plus CD ROM.
- BAUDRIMONT F., METIVAUX J., MAURY-BRACHET R., RIBEYRE F., BOUDOU A., 1997-**Bioaccumulation and metallothionein response in the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) after experimental exposure to cadmium and inorganic mercury. Environ. Toxicol. Chem., 10, 2096-2105.
- BAYNE B.L., BROWN D.A., BURNS K., DR DIXON A., IVANOVICI A., DR LIVINGSTON D.M., LOWE M.N., STEBBING A.R.D., ET WIDDOWS J. 1985-**The effects of stress and pollution on marine animals. Praeger Publishers , New York 384 p.
- BEAUPOIL, C. et BORNENS.P., 1997-** Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilité. Station de Biol. Mar. (Concarneau). Rapport; Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne. 48 p
- BEISWANGER C.M, DIEGMANN M.H. NOVAK R.F. PHILBERT M. A; GRAESSLE T.L. REUHT K.R. LOUNDESH.E. 1995-** Developmental changes in the cellular distribution of Gluthatione S- transferase in the marine nervous system. Neurotoxicology; 16 : 425-440.
- BELAUD, A. 1996-** Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Ed, collection POLYTECH, 207p
- BELIN C., RAFFIN B. 1998-** Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995, résultats du REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines). Rapport Ifremer RST.DEL/MP-AO 98-16, 2 tomes, 283 p.

- BENDSCHNEIDER. K., ROBINSON. R.J. 1952-** A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water, *J. Mar. Res.*, 11, 87-96.
- BENSAFIA, N. 2005-** Les peuplements de cyanobactéries de deux plans d'eau (Lac Tonga, Lac Oubéira) : Inventaire et dynamique spatiotemporelle. Magistère en Sciences de la Mer de l'Université Badji Mokhtar-Annaba. 180p
- BENSON D.; DAVIS J; SNYDER BD. 1988-** Posterior cortical atrophy. *Arch. Neurol.* 45:789: 793.
- 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.
- BENYACOUB, S. 1996.** Diagnose écologique de l'avifaune du parc national d'El-Kala. Expertise 107 projet banque mondiale.96 pages
- BERTHELOT,M.,** *Repert. Chem. Applique* 1, 1859, 284.
- BERDALET, E., ESTRADA, M. 1993-** Effects of turbulence on several dinoflagellates species. In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Smayda T. J. and Shimizu Y, eds, pp. 737-740.
- BILLARD C., 2000-** Expertise des phytoflagellés et diatomées nuisibles. Rapport final PNEC, contrat 99-2-490402 DEL Ifremer - Université de Caen.606pp.
- BLONDEL, J. 1975-** L'analyse des peuplements d'oiseaux - éléments d'un diagnostic écologique. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P). *Rev. écol. (Terre et Vie)*, 30(4): 533 – 589.
- BODIN N.; BURGEOT, T.; STANISIERE, J. Y.; BOCQUENE, G.; MENARD, D.; MINIER, C.; BOUTET, I; AMAT, A.; CHEREL, Y.; BUDZINSKI, H., 2004-** Seasonal variations of a battery of biomarkers and physiological indices for the mussel *Mytilus galloprovincialis* transplanted into the northwest Mediterranean Sea. *Comparat. Biochem. Physiol. Part C*, 138 (4), 411-427 (17 pages).
- BORMANS,M., MAIER, H., BURCH, M et BAKER, P. 1997-** Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: Implication for cyanobacterial bloom development. *Marine and Freshwater Research* 48: 647-654 pp.
- BOURRELLY, P. 1985-** Les algues d'eau douce, Vol III. Les algues bleues et rouges. Boubée. Eds, Paris.
- BOUGIS. P. 1976-** Ecologie du plancton marin ,Tome 1, Eds, Masson , PP 1- 196.
- BLOUNDI, M.K , 2005-** Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques p1-10. THESE de Doctorat

BRADFORD M.M., 1976- *A rapid and sensitive methode for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principe of protein-dye binding.* Anal. Biochem., 72: 278-254.

BROOKES, J. D., GANF.G. G., GREEN, D et WHITTINGTON, J., 1999- The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. Journal of Plankton Research p 21: 327-341.

BUCHELI, MARCELO 1995- “Sindicalismo y prensa entre los contratos petroleros: estudio histórico para Colombia,” *Desarrollo y Sociedad*, No. 35 (March): 27-52.

BUFORD, MA., PERSON, DC., 1998- Effet of différent nitrogène sources on phytoplankton composition in the aquaculture pond. quat Microb Ecol 15 :277-284.

BRUGUIERE J.G. 1789- Encyclopdie méthodique ou par ordre de matières. Histoire naturelle des vers. Pancoucke, Paris. Vol. 1 part 2, p. 345-758



CATAUDELLA, S.1982- Rapport de la mission effectuée du 19 au 29 octobre en Algérie (lac Melah et lac Oubeira). –FAO / MEDRAP, 37 pp.

CARR R.S. 1998- Marine and Estuarine porewater toxicity testing . In Microscale testing and Aquatic toxicology adavances , techniques and pratice . Edited by P.G. Wells, K. Lee and Blaise.CRC Press, Bocca Raton, chap ., **36**: 523-537.

CARPENTER, E. J., JANSON, S., BOJE R., POLLEHNE,F., CHANG, J. 1995- The dinoflagellate *Dinophysis norvegica* : biological and ecological observations in the Baltic Sea. Eur. J. Phycol. 30, 1-9.

CARRETO, J. I., AKSELMAN, R. 1996 - *Gymnodinium catenatum* and autumnal toxicity in Mar del Plata. In Harmful Algae News, IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms, 15, 1-3.

CHAIBI, R. 2004- Caractéristiques physico-chimiques et evaluation du niveau trophique d’un écosystème lagunaire (la lagune El-Mellah). Mémoire de Magister, option: Ecologie Animale de l’Université Badji Mokhtar-Annaba. 195p.

CHAPMAN P.M., ET MORGANJ.D. 1983 . Sediment biossays with oyster larvae . Bull Environm. Contam. Toxicol ., **31** : 438 – 444 .

CHASSARD-BOUCHAUD. 1995 -L’écotoxicologie .Paris , Pue , 127p.

CHASSANY.DE-CASABLANCA, M. L., GAUMER, G., SAMSON-KECHACHA, F. L., SEMROUD, R., 1981 - Note préliminaire relative à l’étude d'un écosystème saumatre : le lac El Mellah (Algérie), Rapp.Comm. Int. Mer Médit., 27 (4), : 131-133.

- COGELS, F.X. 1994-** La qualité des eaux de surface dans le delta du fleuve Sénégal et le lac de Guiers. Fonds Documentaire ORSTOM. 48p.
- CONNER D.E ET RINGWOOD A.H. 2000-** Effects of glutathione depletion on copper cytotoxicity in Oyster (*Crassostrea virginica*) Aquatic toxicology., **50**: 341- 349
- COSTANZA R, D'ARGE R, RUDOLF DE GROOT, STEPHEN F. K, MONICA G, BRUCE H, KARIN L, SHAHID N, R. V. O'NEILL, JOSE P, ROBERT G. R, PAUL S. K. K & MARJAN VAN DEN B 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital in *Nature's Services* VOL 387
- COUTE B. 1995-** Plastids from red alga: An endosymbiosis marker. *Crytog. Algal.* 16:141-142.
- CLOERN, J.E. 2001-** Our evolving conceptual model of coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.)
- COMBOUZE, P. 2004-** plans d'eau du limousin : eutrophisation 2003.*Aqua-gestion-limousin aquaculture*, 4p.
- COSTA, P. 1996-**, Reestruturação Económica, Estilos de Vida e Novas Formas de Organização do Espaço em Portugal: Uma Visão Estratégico-Prospectiva, dissertação apresentada à UTL para obtenção do grau de mestre em Planeamento Regional e Urbano
- CREEK .,G.A. 1960-** The development of *Cardium edule* .*Proc.Zool.Soc. London.* 135: 243-260.
- CUGIER, P. 1999-** Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si, O) rejetés par la Seine en baie de Seine. Thèse de doctorat, Univ. De Caen, 250 p.
- D**
- DAGNELIE. 2000-** Statistique théorique et appliquée, Tomme 2, inférences à une et ç deux dimensions.Bruxelles-université DE BOECK et LARCIER-206p.
- DAKKI, M. 2003-** Rapport : diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : 2. sebkha Bou Areg (lagune de Nador) *Institut Scientifique, Rabat*
- DALY, Y.K, O. 1998-** Le phytoplancton de la baie de Tunis (Analyse systématique.quantitative et synécologique des diatomées et des dinoflagellés. *Doc.*, Univ Tunis II, 332pp.
- DAUTREMEPUITS BETOULLE. 2002-** Antioxidant response modulated by copper in healthy or parasitized carp (*Cyprinus carpio* L.) by *Ptychobothrium* sp. (Cestoda)., 4-8. In *Biochimica et Biophysica Acta* 1573 (1).

- DE CASABIANCA-CHASSANY M, L., SEMROUD, R. ET SAMSON-KECHACHA FL. 1991-** Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie). *Mésogée*, 51 : 15 – 23.
- DELLALI M., 2001** – Utilisation d'indicateurs microbiologiques et biochimiques chez *Ruditapes decussatus* et *Mytilus galloprovincialis* dans la biosurveillance de la lagune de Bizerte : Validation de certains biomarqueurs. Thèse de doctorat, 218p. Fac. Sci. Bizerte.
- DELMAS, D., HERBLAND, A., MAESTRINI, S. Y. 1993-** Do *Dinophysis* ssp. come from the "open sea" along the French Atlantic coast *In* Smayda T. J., Shimizu Y (eds.) Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea, Elsevier Sci. Publ., New York, pp. 489-494.
- DESPREAUX, M. 1990-** Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lyon I, 199p
- DEVIDAL, S. 2007-** Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable, Université de Sherbrooke – RAPPEL, Sherbrooke, Québec, Canada, 51 p.
- DEVITT D. A., R. L. MORRIS, AND D.C. BOWMAN. 1989-** Evapotranspiration, crop coefficients, and leaching fractions of irrigated desert turfgrass systems, *Agron. J.*, 84, 717-723,
- DIXON, J. R., R. K. VAUGHAN, AND L. D. WILSON. 2000-** The Taxonomy of *Tantilla rubra* and allied Taxa (Serpentes, Colubridae). *Southwest. Nat.* 45(2):141-153.
- DOKULIL, M.T et TEUBNER, K. 2000-** Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- DOKULIL, M., CHEN, W. AND CAI, Q., 2000.** Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tai Hu example. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 81 – 94.
- DOLÉDEC. S, STATZNER B. & BOURNAUD M. 1999-** Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737-758.
- DREUX P., 1980** – Précis d'écologie. Ed. Presses Universitaires de France. Paris, 231p.
- DUSENBERRY, J.A., OLSON, R.J et CHISHOLM, S.W., 1999-** Frequency distribution of phytoplankton single-cell fluorescence and vertical mixing in the surface ocean. *Limnol. Oceanogr.* 44: 431-435.

- EGGE J. K., AKSNES D. L. 1992-** Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 83, 2-3.
- ERIK ET PETERSSON. 2001-** Impact écologique de l'aquaculture sur les stocks halieutiques .
- EPA. 1994-** Methods for Assessing the Toxicity of sediment – associated Ccontaminants with estuarine and marine Amphipods . 600/R-94/025.
- ESCARAVAGE V., PRINS T. C., NIJDAM C., SMAAL A. C., PEETERS J. C. H. 1995-** The response of phytoplankton communities to N-input reduction results from mesocosm experiments. ICES Annual Science Conference; C. M. 1995/T:10. 16 p.
- ESTRADA M. 1995-** Dinoflagellate assemblage in the Iberian upwelling area. In *Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 157-162.
- ƒ**
- FAO., 1982-** Lac Melah : mise en valeur au titre de la pêche et de l'aquaculture. –Rapport FAO/ MEDRAP N°79/033. RV/DEC
- FREON P., 1979-** Les ressources pélagiques côtières. *FAO Doc.Tech.Pêches*, (186.1): 13–78
- FISCHER-PIETTE ET METIVIER B. 1987-** Révision des Tapetinae (mollusque-bivalves).*Mem.Mus.Nat.Hist.Nat.*, NS,A, Zoologie, 71 : 1-106
- FINKEL,Z.V. 2001-** Light absorption and size scaling of ligh-limited metabolism in marine diatoms *Oceanoger* 46 :86-94 p.
- FLAMMARION, P., GARRIC, J. AND MONOD, G. 2000-** Use of EROD enzymatic activity in freshwater fish. Pp.59-77 in L.Lagadic, T.Caquet, J. C. Amiad and Ramad (eds) *Use of biomarkers for environmental quality assessment*. Science publishers, Inc.
- FLIPO, N. 2001-** Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique, Mémoire du DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Ecole des Mines de Paris.
- FORLIN L. ET HAUX C. 1990-** Sex differences in hepatic cytochrome P-450 monooxygenase activities in rainbow trout during an annual reproductive cycle. *Journal of Endocrinology* **124**, 207-213.
- FRAGA S., 1995-** Harmful algal blooms in relation to wind induced coastal upwelling and river plumes. In *Dynamics of upwelling in the ICES area*. Hagen E. and Da Silva A.J. eds. N 206, pp. 35-43.

FRANCISCO J. A. NASCIMENTO, AGNES M. L. KARLSON, AND RAGNAR ELMGREN. 2008-"Settling blooms of filamentous cyanobacteria as food for meiofauna assemblages" *Limnol. Oceanogr.*, 53(6), 2008, 2636–2643

FRONTIER, S et LEPRETRE, A. 1998- Développements récents en théorie des écosystèmes. *Ann. Inst. Océanogr., Paris*, 74 (1) : 43-87.



GABBOTT, P. A. 1983- Developmental and seasonal metabolic activities in marine molluscs. In *The Mollusca, Vol 2, Environmental Biochemistry and Physiology*, P. W. Hochachka, ed. pp. 165-217. Academic Press, New York.

GAC J.Y et KANE, A. 1986- Le fleuve Sénégal : I. Bilan hydrologique et flux continentaux de matières particulaires à l'embouchure. *Sci. Géol., Bull.*, 39 (1): 99–130.

GALVEZ-CLOUTIER,R., IZE S., ARSENAULT,S. 2002- La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, *Vecteur environnement*, vol 35, n°6, p 18-37.

GARCES E., MASO M., CAMP J. 1999- A recurrent and localized dinoflagellate bloom in a Mediterranean beach. *Journal of Plankton Research* 21 (12) pp 2373-2391.

GENTIEN, P., LUNVEN, M., LEHAITRE, M., DUVENT, J. L. 1995 *-In-situ* depth profiling of particle sizes. *Deep-Sea Res.* 42 (8), 1297-1312.

GERARD A. 1978- Recherche sur la variabilité de diverses populations de *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum* (Veneridae, Bivalvia), *Thèse de 3^{ème} cycle U.B.O.(Brest)*, 149 p.

GIMAZANE (J.-P.), 1982- - L'exploitation conchylicole du lac Melah, Algérie. *Rapp. FAO/MEDRAP*, 13 p.

GLEICK, P.H. 1993- "Water resources: A long-range global evaluation." *Ecology Law Quarterly* Vol. 20, No. 1, pp. 141-149.

GOLD, C. 2002- Etude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphytiques des cours d'eau. *Approches expérimentales in situ et en laboratoire. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I*, 175 pp.

GOLDSBOROUGH, L.G et ROBINSON,G.G.C. 1996- Pattern in wetlands. In *Algal ecology, freshwater benthic ecosystems*. Stevenson R.J., M.L. Bothwell et R.L. Lowe. (eds). Academic Press, San Diego. 77-117.

GOMIS, C., FERANDEZ DE PUELLES, M.L. 1995- The phytoplankton cycle in the south-west of Majorcan shelf : seasonal distribution. *Rapp Comm int Mer Medit* 34,207pp.

- GRANÉLI, E., CALSON, P., TUTNER, J.T., TESTER, P., BECHEMIN, DAWSON, R., FUNARI. 1999-** Effet of N:P:Si ration and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrient, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquat Microb Ecol* 18:37:54.
- GRASMAN K.A, SCANLON P.F. AND FOX G. A. 2000-** Geographic variation in hematological variables in adult and pre fledgling herring gulls (*Larus argentatus*) and possible associations with organochlorine exposure. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.*, 38 : 244 – 253.
- GRÉGOIRE (A.) et CHAMPEAU (A.). 1978—** Impact de plusieurs aménagements hydro- électriques sur la qualité physico-chimique de l'eau d'une rivière : le Verdon. *Cahiers de Montereau* (8) : 21-25.
- GRIMES S. 1994-** Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) et *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : 221p.
- GUETARI, L.J. 2002-** Etude du milieu et de la structuration du phytoplancton côtier du complexe baie de Tunis et lac nord de Tunis. D. E. A., Univ. 7 novembre de Carthage, 182 pp.
- GREGOIRE.T., MAURICE,R. 1978-** Manuel de planctologie méditerranéenne Tome II.
- GUELORGET,O., FRISONI.G.F., XIMENS.M , C et PERTHUISOT, J.P. 1989-** Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne: le lac Melah (Algérie). –Revue d'Hydrobiologie Tropicale, 22 (2) : 87-99.
- GARNIER,J.,BILLEN.G et COSTE,M. 1995-** Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- GEODE R.W., BARTON B.A., 1990-** Organismic indices and an autopsy based assessment as indicators of health and condition of fish. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8, 93-108.
- GOLDBERG E.D., BOWEN V.T., FARRINGTON J.W., HARVEY G., MARTIN J., PARKER P.L., ET ROBERTSON W. 1975-** The mussel watch *Pollution bulletin* . 5: 101-126.
- GROGA, 2012-** Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire); Doctorat De l'université De Toulouse. 224p
- GRIMES, S. 1994-** Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) et *Brachydontes marioni* (Locard,

1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) thèse de Doctorat: 221p.

GIMAZANE, J-P., 1982- L'exploitation conchylicole du lac Melah, Algérie. –Rapport de mission FAO (MEDRAP), juin 1982, 13 pp.



HABIG W.H., PABST M.J. and JAKOBY W.B. 1965- *glutathione-s-transferase. The first enzymatic step in mercapturic acid formation.* The journal of biological chemistry 249:7130-7139

HALLA L.S., P.R. KRAUSMAN, AND M.L. MORRISON. 1997- The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildl. Soc. Bull. 25:173-182.

HARRIS G.P., 1986- Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation. Chapman and Hall Ltd, New York, U.S.A.

HAVENSE, K.E., 1991- Fish induced sediment resuspension: effect on the phytoplankton biomass and community structure in shallow hypereutrophic lake. J.plankton Res., 13, 1163-1176

HORNER,R.R., WELCH, E.B., 1981-Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38, 449-457

HORNER,R.R., WELCH,E.B.,VEENSTRA,R.B., 1983- Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity. In R.G. Wetzel (eds). Periphyton of Freshwater Ecosystems. Dr W.Junk Publishers, 121-133

HYÖTYLÄINEN T , K HARTONEN . 2002- Détermination de retardateurs de flamme bromés dans les échantillons environnementaux . Trac: Tendances de la chimie analytique , 21 (1) :13-29. Tillgänglig Fran:10.1016/S0165-9936 (01) 00122-

HUISMAN, J., J. SHARPLES, J.M. STROOM, P.M. VISSER, W.E.A. KARDINAAL, J.M.H. VERSPAGEN, AND B. SOMMEIJER. 2004- Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. Ecology 86: 2960–2970.

HUSZAR,V.L.M AND REYNOLDS,C.S., 1997- Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil):



IFREMER, 2001- réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY): Bulletin qualité de l'eau : l'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France.

IFREMER, 2006- Bilan des connaissances générales : la surveillance dans le Bassin d'Arcachon Phytoplancton et phycotoxines ; laboratoire Environnement Ressources côtier d'Arcachon

IZAGUIRE JA , DP CATARELLO, JM WOZNAK, RD SKEEL. 2001- Langevin stabilization of molecular dynamics. *The Journal of chemical physics* 114 (5), 2090-2098.

J

JONES B., 1987- Lake Okeechobee eutrophication research and management. *Aquatics*. 9: 21-26.

JURGENSONE IVETA & JACOB CARSTENSEN & ANDA IKAUNIECE & BAIBA KALVEKA -2011- Long-term Changes and Controlling Factors of Phytoplankton Community in the Gulf of Riga (Baltic Sea) *Estuaries and Coasts* 34:1205–1219

JUSTIC, D., RABALAIS N, N., TURNER, E. 1995- Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 30 (1), 41-46.

K

KAAYA M., NAJIMI S ., RIBERA J.F., NARBONNEJ.F., ET MOUKRIM A. 1999 - Characterisation of glutathion S- transférase(GST) activities in *Perna perna and Mytilus galloprovincialis* used as a biomarker of pollution in Agadir marine Bay (south of Morroco) .*Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **62**: 623-629.

KADIK B., 1987 – Contribution à l'étude du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill) en Algérie : Ecologie- dendrométrie- morphologie. OPU, 580p

KALFF, J. 2002- Limnology: Inland water ecosystems. Prentice-Hall, New Jersey: 592 pp

KAPETSKI D.M. 1984. Coastal lagoon the worl : some perspectives on fishery yields and other comparative fishery characteristics studies and reviews *C.G.P.M*, 61(2) .

KHATTABI. 2002- Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etuefont (Belfort France). Thèse de Doctorat à l'Institut des Sciences de l'Environnement, 167 p.

KHATI W., OUALI K., BENSOUILAH M., GNASSIA-BARELLI M. ET ROMEO M. 2007- Effet du cadmium sur certains biomarqueurs de stress chez la moule *Perna perna* du golfe d'Annaba (Algérie). *Mésogée*, Volume 631. pp51

KILHAM, S et KILHAM,P. 1984- The importance of resource supply rate in determining phytoplankton community structure. In *Trophic interactions within aquatic ecosystems*. *Am. Assoc. Adv. Sci. Symp.* 85: 7-27.

KANGRO, K., K. OLLI, T. TAMMINEN, AND R. LIGNELL. 2007- Species-specific responses of cyanobacteria-dominated phytoplankton community to artificial nutrient limitations in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 336: 15–27.

- KOROLEFF, F.1969-** Direct determination of ammonia in natural water as indophenol blue. Int. Counc. Explor. Sea Comm. meet. (hydrography comm.) 9: 4 pp.
- KRAMER.K.J.M ET BOTTERWEG. J. 1991-** Aquatic biological early warning systems: an overview . In “ bioindicators and environmental management”, Jeffrey. D.W., Madden. B. (Ed) , Academic press, Londen, pp 95 – 126.
- KUMAGAI, M., ISHIKAWA,K et CHUNMENG,J.2002-** Dynamics and biogeochemical significance of the physical environment in Lake Biwa. Lakes & Reservoirs: Research and Management 7: 345-348.
- ℥
- LABROUE, L.,CABPLANCQ, J et DAUTA, A. 1995-**Cycle des nitriments : l’azote et le phosphor.In : Limnologie générale. Pourriot Ret Meybec M(ED), Masson, Paris, 727-764.
- LABBARDI, H., ETTAHIRI, O., LAZAR S., MASSIK, Z., EL ANTRI. 2004-** -Etude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caracté d'une lagune côtières et ses zonations écologiques : cas de Moulay Bousselham, Maroc. *C.R. Géosciences*, 1, 10 pp. sous presse.
- LACAZE J. C, 1996-** « l’eutrophisation des eaux marines et continentales ». Ed. Ellipses. 181 p
- LAFaurie M., NARBONNE J.F ., GALGANIE F.1992-** Indication biochimique et contamination de l’environnement marin. Anal. Mag., V20, n° 6 : 27-33 .
- LAGADIC L., CAQUET T., ET RAMADE F. 1994-** Te role of biomarkers in environmental assessment (5) . Invertebrate population and communities. *Ecotoxicology* 3. 193-208.
- LAM C. W. Y., HO K. C. 1989-** Red tides in Tolo Harbor, Hong Kong. In Red Tides : Biology Environmental Science and Technology. Okaichi T., Anderson D. M., Nemoto T. eds. pp. 49-52.
- LAGADIC, L., CAQUET, T., AMIARD, J.-C. AND RAMADE, F. 1997-** Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Paris, Masson
- LARNO – VALERIE . 2002** -Réponse génétique et physiologique de population de chevaines (*Leuciscus cephalus*) à la contamination chimique du bassin de Rhône. Thèse de doctorat 2002 .
- LASSUS, P., PRONIEWSKI, F., MAGGI, P., TRUQUET P., BARDOUIL, M. 1993-** Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis cf. acuminata* in the Antifer area (France). In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Smayda T. J. and Shimizu Y., Eds. Elsevier Science Publishers B. V., pp. 519-523

- LEMOALLE, J. 1973-** Azote et phosphore dans les eaux de pluie à Fort Lamy (1970). Cahiers ORSTOM série Hydrobiologie. 7: 95-116.
- LESEL, R. 1980-** Détruit et decomposition dans les écosystemes aquatiques .In R. Billard, la pisciculture en Etang, INRA, Publ. Paris, 31-36.
- LEVASSEUR, M.E., THERRIT, J.C., LEGENDRE,L.,1984** -Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors *Mar Ecol Prog Ser* 19:211-222.
- LIVINGSTONE D. R. 1993** - Biotechnology and pollution monitoring ; use of molecular biomarkers in the aquatic environment .*J. Chem. Tech. Biothechnol.*, **57**: 195-211.
- LORENZEN,C.J. 1967-** Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol.oceanogr.*12.343-346.
- Lubet P., et Chappuis J-G., 1966-** Nutrition des Lamellibranches. *Océanis* 4(1), 23-24.Paris.158(II) : 2125-2128.



- MAC- CARTHY AND SHUGART L.R. 1990-** Biological markers of environmental contamination : LR(Eds) , pp 3- 14 , Lewis publishers, Florida . USA .
- MAESTRINI, S. Y. 1998-** Bloom dynamics and ecophysiology of *Dinophysis* spp. NATO ASI Series, Vol. G 41. Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms. Eds D. M. Anderson, A. D.Cembella, and G. M. Hallegraeff, pp. 243-265
- MAINSTONE ,G., GLSON,J et PRR,W. 1993-** Phosphate in fresh water, Standards for nature conservation. English Nature Research Reports 73,91p 1993.
- MALMQVIST B, RUNDLE S. 2002-.** Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29 (in press).
- MARGALEF, R., 1958-** Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: Perspectives in marine biology, (Buzzati-Traverso A.A., ed.) University California Press, Berkeley, 323-349.
- MARTIN, B.V. 2004-** floraisons de cyanobactéries au lac saint-augustin : dynamique à court terme et stratification, Thèse,Univ Laval p 45
- MASCARENHAS V., ALTIVO P., FRANCA S., SOUSA I., GAGO-MARTINEZ A., RODRIGUEZ-VASQUEZ J.A. 1995-** The dinoflagellate *Alexandrium lusitanicum* isolated from the coast of Portugal: observations on toxicity and ultrastructure during growth phases. *In Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 71-76.

- MCQUATTERS-GOLLOP, A., A.J. GILBERT, L.D. MEE, J.E. VERMANT, Y. ARTIOLI, C. HUMBORG, and F. WULFF. 2009-** How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 583–596.
- MCQUEEN, D. J., LEAN, D. R. S. 1987-** Influence of water temperature and nitrogen to phosphorous ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 44 : 598-604.
- MEHDAOUI O., VENANT A., FEKHAOUI M. 2000-** Contamination par les pesticides organochlorés et les nitrates de la lagune de Moulay Bouselham, Maroc. *Cahiers d'études et de recherches francophones / Santé ;* 10 : 381-8.
- MICHEL, R., 1987-** Atlas du phytoplancton marin "DIATOMOPHYCEES Volume II" . Muséum National d'Histoire Naturelle.
- MILLET, B. 1989-** Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanol. Acta* 12:37-46.
- MILLER B.S., PINE D.J., ET REDSHAW C.J. 2000 -** An assessment of contamination and toxicity of marine sediments in the Holy Loch ,Scotland .*Mar.Poll.*, **40**: 22-34 .
- MILLER C, B. 2004 -** Biological oceanography. Blackwell Publishing, Malden MA. 402 pp.
- MONTAGNES, D.G.S., FRANKLIN, D.J. 2001-** Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content : Reconsidering some paradiagrams. *Limnol Oceanogr* 46:2008-2018.
- MORIARTY, D.J.W. 1990-** Interactions of microorganisms and aquatic animals particularly the nutritional role of the gut flora. In: R. Lésel (ed.), *Microbiology in Poecilothers: Proceedings of the International Symposium on Microbiology in Poecilothers*. Elsevier Science Publishers, B.V. pp. 217- 222.
- MOUGRAUD, Y., MARTINEZ, E., GEFFARD, A., ANDRAL, B., STANISIAËRE, J.Y. & AMIARD, J.C. 2002-** Metallothionein concentration in the mussel *Mytilus galloprovincialis* as a biomarker of response to metal contamination: validation in the field. *Biomarkers.* 7: 479-490
- M.P.R.H., 2004-** Ministère de la pêche et des ressources halieutiques Projet : connaissance des biomasses des lacs de la willaya d'El Terf et établissement des règles de gestion. Rapport D'expertise N°1 ; Fonctionnement des lacs, pp :172

MURAKAWA M. 1987- Marine pollution and countermeasures in Japan. *Oceanus* 30, 55-60

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.



NAKANISHI H., UKITA M., SEKINE M., FUKAGAWA M., MURAKAMI S; 1992- Eutrophication control in the Seto Inland Sea. In *Marine Coastal Eutrophication*, Vollandweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 1239-1256.

NAKANO, S. 2001- Cyanobacterial blooms in a shallow lake: A large scale enclosure assay to test the importance of diurnal stratification. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 491-509.

NAMOUR P. 1992- Les mono-oxygénases de poissons, un outil pour la caractérisation des pollutions chroniques. *Etudes du CEMAGREF, Sér. Res. Eau, n°6*. 232 p

NAUMANN, E. 1919- Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi med sarskild hansyn till fytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift* (English transl. by the Freshwater Biological association, no.49) 13: 129-163.

NARBONNE JF., BOCQUENET T., CACHOT M., CASTEGNARD O., BUGEOT J. 2000- Recommandation du groupe de travail sur la mise en place d'un système de surveillance par les bio marqueurs suite à la pollution du naufrage de l'Erika . Univ.

NEJI ALOUI , J. HUSSENOT et EL ABED1, A. 2003- amélioration de la production d'artémia dans les salines tunisiennes par fertilisation minérale: détermination de la dose optimale d'emploi.

NEWELL N.D. 1965- [29 January]. Classification of the Bivalvia. *American Museum Novitates*, 2206: 1-25.

NIXON (S. W.), 1982- - Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. In : *Coastal lagoons* P. LASSERRE and H. POSTMA ed. Actes du symposium sur les lagunes côtières, Bordeaux, sept. 1981. *Oceanol . Acfa*, no spéc. : 357-372.



OZENDA P. 1982- La cartographie de la végétation des Alpes, centre de gravité d'une étude phytogéographique des montagnes européennes. *Veröff. D. forstl. Bundesversuch.* 26: 113-133.



PACHECO, M., SANTOS, M.A., 2001 b- Tissue distribution and temperature-dependence of *Anguilla anguilla* L. EROD activity following exposure

to model inducers and relationship with plasma cortisol, lactate and glucose levels. *Environ. Int.* 26, 149–155.

PARACHE A. 1982-La Palourde. *La Peche Maritime*, 20 September. p. 496-507.

PAULET, Y.M., ÔORANGE, G., COCHARD, IC., LE PENNEC, M. 1992-Reproduction et recrutement chez *Pecten maximus* L. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 68(1-2): 45-64.

PEAKALL D.B., ET SHUGART L.R. 1993- Biomarkers research and application in the assessment environmental health . Springer – Verlag , Berlin.Germany .

PALLARY P., 1906- Addition à la faune malacologique du Golfe de Gabès. *J. Conchyl.*, 54 : 77-123.

PELLERIN-MASSICOTTE, J., VINCENT, B., GRATTON, Y. & LÉVESQUE, M.-C. 1989A-. Variations des réserves énergétiques de *Mya arenaria* dans un cycle de vive-eau, au Bic, dans l'estuaire du Saint-Laurent. XXIII e Congrès annuel, Société canadienne de Météorologie et d'Océanographie, Rimouski, juin 1989

PEPERZAK, L., SNOEIJER, G. J., DIJKEMA, R., GIESKES, W. W. C., JOORDENS J., PEETERS, J. C. H., SCHOL, C., VRIELING, E. G., ZEVENBOOM, W. 1996- Development of a *Dinophysis acuminata* bloom in the river Rhine plume (North Sea). *In Harmful and Toxic Algal Blooms*, Yasumoto T., Oshima Y. and Fukuyo Y., Eds, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 273-276.

PEPERZAK, L., LAWRENCE, J. P., HAGEL, P. 1995- *Mitylus edulis* as a biomonitor for the potentially toxic dinoflagellates *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp. and *Gyrodinium aureolum* in the central North Sea. *In Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 809-814.

PLANTE-CUNY, M.R., PLANTEA, R., MAZOUNIB, N., FONTAINEA, M.F., SOUCHUB, PH., DESLOUS-GRENZA, CH. 1998- Oxygen fluxes involving the benthic micro- and Oxygen fluxes involving the benthic micro- and macrophytic components in the Thau Lagoon under pre-anoxic conditions. *Oceanologica Acta*, 21 (6), p. 819-829.

PAERL.H.W., 1988- Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnologie et Océanographie*. 33: 823-847.

PAERL, H.W., and J. HUISMAN. 2008- Blooms Like it Hot. *Science* 320: 57–58

PICARD J. (1965) Recherches qualitatives sur les Bi océnoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. Thèse, Université d'Aix-Marseille, 160 p.

PITTOIS, S., JACKSON, M et WOOD, B. 2001- Sources of the eutrophication problems associated with toxic algae: An overview. *Journal of Environmental Health* 64: 25- 32.

PRESCOTT. H et KLEIN., 1995- *Microbiology De Boeck-Wesmael*,1014p.

PRICE D., KISER W., HANGSEN H. K. 1991- California's paralytic shellfish poisoning prevention program. *Journal of Shellfish Research*. 10, 119-145.



RADACH, G., BERG J., HAGMEIER, E. 1990- Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10, 305-328.

RAMADE, F., 1992- *Précis d'écotoxicologie*. Paris.

RAMADE F., 1999- *Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales* » p55.

RABALAIS N. N., WISEMAN W. J., TURNER R. E., JUSTIC D., SEN-GUPTA B. K., DORTCH Q. 1996- Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19 (2B), 386-407.

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

RETIMA A. 1999 - Incidence des échanges hydrologiques, chimique et phytoplanktonique sur la fertilité de la lagune et du littorale voisin du lac Mallah, selon le régime de la marée dix ans après l'aménagement du chenal de communication. *Thèse de magister en écologie et environnement*, université de Annaba : 87p.

REYNOLDS. C. S. ET MELO, S. 2000-. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow *Hydrol. Process.* 14, 3119±3132

REYNOLDS, C.S. 1998- What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. *Hydrobiologia*. 369/370: 11-26.

REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J.; SOMMER, U. 1993- Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183-188.

REYNOLDS, C.S., WISEMAN S.W., GODFREY B.M et BUTTERWICK.C. 1983- Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *J. Plankton Res.* 5:203-234.

RIEGMAN, R. 1998- Species composition of harmful algal blooms in relation to macronutrient dynamics. *In Physiological ecology of harmful algal blooms*. Anderson D. M., Cembella A. D. and Hallegraeff G. M. eds. NATO ASI Series, vol G41, pp. 475-488.

ROBARTS, R.D. et ZOHARY.T. 1987- Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming Cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 391-399.

RODRIGUEZ – ARIZA ., ABRIL N., NAVAS J.L., DORADO G.,LOPEZ- BAREA J ., ET PUEYO C. 1992- Metal ,mutagenicity, and biochemical studies on Bivalve Molluscs from Spanish coasts .*Environmental and Molecular Mutagenesis* . **19** : 112- 124

RAMOS, I. N., MAY, M., AND RAMOS, K. S.,2001, Environmental health training of promotoras in colonias along the Texas-Mexico border. *American Journal of Public Health*, 91, 568-70

ROMEO M., GNASSIA- BARRELLI ,J-P . 2000- Approche multimarqueurs de la contamination chimique chez les mollusques .*Fac .Sci. Ecoto et chimie marine*.

ROSS, P. S. 2000- Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessmen*.



SAKKA HLAILI A., GRAMI B., NIQUIL N., GOSSELIN M., DOMINIQUE H. ET TROUSSELLIER M. 2008- The planktonic food web of the Bizerte lagoon (South-Western Mediterranean) during summer: I. Spatial distribution under different anthropogenic pressures. *Estuar. Coast . Shelf S.* 78: 61-77.

SALOMONI C., 1991- Biotrattamento di reflui suinicoli per la produzione di organismi aquatic. *Riv. Suinic.* 2: 33.37

SAMSON , F.L., GAUMER, G. 1979- Données préliminaires sur l'hydrologie et le phytoplancton du lac El Mellah. *Etude préliminaire de lac El Mellah (El Kalla).*Doc.int.C.R.O.P. , (Alger) : pp 36-42

SAMSON-KECHACHA, F-L et TOUAHRIA, T. 1992- Populations phytoplantoniques et successions écologiques dans une lagune saumâtre : le lac Mellah (Algérie). –Rapport de la Commission Internationale de la Méditerranée, CIESM, 33 : 103.

SHAPIRO J. 1990- Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verhandlungen der internationale Vereinigung fur theoretische und angewandte Limnologie*, 24, 38–54.

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

SCHOPF, J. W. 1993- Microfossils of the Early Archean apex chert : New evidence of the antiquity of life. *Science* 260: 640-646.

- SEMROUD, R. 1983-** Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens la lac Mellah (El Kala, Algérie). Thèse de troisième cycle USTHB. Alger 137p
- SEYNI, S. 2006 -** Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle de Biologie Végétale. Univ Cheik Anta Diop
- SCHEFFER, M., RINALDI .S., GRAGNANI, A., MUR, L. R. et VAN NES, E. H. 1997-** On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.
- SCHOLLHORN E., GRANELI E. 1993-** Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in ratios of N, P and Si ? *In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea.* Smayda T. J. and Shimizu Y, Eds. Elsevier Science Publishers B. V., pp. 811-817.
- SCHLUMBERGER, O. 2002-** Mémento de pisciculture d'étang. 4^{ème} édition CEMAGREF, 237p
- SIMPSON J. AND NORRIS R.H. 2000-** *Biological assessment of water quality: development of Ausrivas models and outputs.* Inter workshop. 16–18.
- SKULBERG, O.M., CARMICHAEL, W.W., CODD, G.A et SKULBERG.R. 1993-** « Taxonomy of Toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria) » the Algal Toxins in Seafood and Drinking Water. Londres, Ed. Falconer, Ian R., Academic Press, 145-163.
- SMAYDA T.J. 1980-** Phytoplankton succession. *In:* Morris (ed) *Physiological Ecology of Phytoplankton.* Oxford Blackwell scientific publications: 493-570.
- SMAYDA T. J. 1989-** Primary production and the global epidemic of phytoplankton blooms in the sea : a linkage? *In Novel phytoplankton Blooms : Causes and Impacts of Recurrent Brown Tides and Other Unusual Blooms,* Coosper E. M., Carpenter E. J., Briceli V. M. (eds), Springer-Verlag, Berlin.
- SMAYDA, T. J. 1990-** Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. *In Toxic marine phytoplankton,* Graneli E., Sundstrom B., Edler R. and Anderson D. M., Eds. Elsevier, New York., pp. 29-40.
- SMAYDA T.J. 1997a-** Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (5, Supp2): 1137-1153.
- SMITH, V. H. 1986-** Predicting the proportion of bluegreen algae in Lake Phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquatic Si.*, 43 : 148-153.
- SOLIC, M., KRSTULOVIC, N., MARASOVIC, I., BARANOVIC, A., PUCHER-PETKOVIC, T., VUCETIC, T. 1997-** Analysis of time series of planktonic communities

in the Adriatic Sea : distinguishing between natural and man-induced changes. *Oceanologica Acta* 20 (1), 131-143.

SOLORZANO, L. 1969- Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14(5). 799-801.

SOMMER, U., GLIWITCZ, M., LAMPERT, W. et DUNCAN, A. 1986- The PEG-model of succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433- 471.

SOURNIA, A., ERARD-LE DENN, E., GRZEBYK, D., LASSUS, P., PARTENSKY, F. 1990- Plancton nuisible sur les côtes de France. *Pour la Science* 153, 60-67.

SOURNIA A., BELIN C., BERLAND B., ERARD-LE DENN E., GENTHEN P., GRZEBYK D., MARCAILLOU-LE BAUT C., LASSUS P., PARTENSKY F. 1991- Le phytoplancton nuisible des côtes de France. De la biologie à la prévention. IFREMER, S.D.P., 154 p.

STEGEMAN, J. J., BROUWER, M., DIGIULIO, R. T., FRILIN, L., FOWLER, B. A., SANDERS, B. M. AND VAN VELD, P. A. 1991- Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In *Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress*. R. Huggett, R. Kimerle, P. Mehrle and H. Bergman, Lewis. 235-335.

STEIN ROSS S. , AYKUT A. BARKA AND JAMES H. DIETERICH 1997- Progressive failure on the North Anatolian fault since 1939 by earthquake stress triggering. *Geophysical Journal International*, VOL 128, pp 594-604

STUM, W et MORGAN, J.J. 1991- Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters 2^{ème} Ed., J. Wiley and sons; 790p

SWEENEY B.W., BOTT T. L., JACHSON J. K., KAPLAN L. A., NEWBOLD J. D., STANDLEY L. J., HESSION W. C. ET HORWITZ. R. J. 2004- Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem service. *Proc. Natl. Acad. sci. USA* 101: 14132-14137.



TALLING, J. F. 1976- The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology* 64: 79-121

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

- TAZI, O., FAHDE, A. AND EL YOUNOUSSI, S., 2001-** Impact de la pollution sur l'unique réseau hydrographique de Casablanca, Maroc. *Sécheresse*, 12: 129 – 134.
- THOMAS J. P., BOUGAZELLI N. ET DJENDER M. 1973-** Projet de parc national marin, lacustre et terrestre d'El kala Annaba Algérie.
- THOMAS.S., 2000-** Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain: dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris 6. 246 p.
- THOMAS C-S., 2003-** "Protist phylogeny and the high-level classification of Protozoa", *Europ. J. Protistol.* 39, 338-348.;
- THOMPSON B., ANDERSON B., HUNT J., ET PHILIPS B. 1999-** Relationship between sediment contamination and toxicity in San Francisco Bay. *Mar. Environ. Res.*, **48**: 285- 310 .
- TRINTIGNAC, A et KERLEO,V. 2004-** Impacts des étangs à gestion piscicole sur l'environnement.Etude de synthèse bibliographique, Syndicat Mixte pour le Développement de l'Aquaculture et de la Pêche en Pays de la Loire, 59 p.
- U
- UTERMÖHL, H. 1958 -** Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Method. *Int.Ver. theor. angew. Limnol.*, 9 : 1-39.
- V
- VAHTERA, E., M. LAAMANEN, and J.M. RINTALA. 2007-** Use of different phosphorus source by the bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Nodularia spumigena*. *Aquatic Marine Ecology* 46: 225–237.
- VALDEYRON, A. 1993-** L'apport des amendements des calcaïques. *Aqua revue*, 50 ; 12-17p
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINGS, J. R. SEDELL, AND C. E. CUSHING. 1980-** The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- VAZQUEZ, G. AND FAVILA, M.E., 1998-** Status of the health conditions of subtropical Atezea lake. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 245 – 255.
- VIARENGO, A., CANESI, L., PERTICA, M., MANCINELLI, G., ACCAMANDO, R., SMAAL, A.C., ORUNESU, M., 1999-** A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Mar. Environ. Res.* 39: 245–248.

VINCKE, M. 1982- Population dynamics and secondary production of benthos. in : Marine Benthic dynamics tenore K-R. and Coull B-C (Eds)., University of South Carolina press, Belle W. Baruch libr. Mar. Sci., II: 1-24.

VINCENT, W. F, 1989- Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis. Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie 32: 239-254.

VOLLENWEIDER, R. A., RINALDI, A., MONTANARI, G. 1992- Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system : results of ten year monitoring along the Emilia romagna coast (Northwest Adriatic Sea). *In* Marine Coastal Eutrophication, Vollandweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 63-106.

VUORIO, K., A. LAGUS, J.M. LEHTIMÄKI, J. SUOLELA, AND H. HELMINEN. 2005- Phytoplankton community responses to nutrient and iron enrichments under different nitrogen to phosphorus ratios in thenorthern Baltic Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 322: 39–52.

W

WATANABE M., KOHATA K., KIMURA T., TAKAMATSU T., YAMAGUCHI S., IORIYA T. 1995- Generation of a *Chattonella antiqua* bloom by imposing a shallow nutricline in a mesocosm. Limnol. Oceanogr. 40 (8), 1447-1480.

WECKBECKER G, CORY JG 1988- Ribonucleotide reductase activity and growth of glutathione-depleted mouse leukemia L 1210 cells in vitro. Cancer Lett., 40: 257-264.

WETZEL,R. G et LIKENS,G. E. 2000- Limnological Analyses 3rd edition Springer-Verlag. 429 pp.

Z

ZARRAD,R., EL ABED, A., ROMDHANE, M. S et MISSAOUI, H. 2002- Les oeufs et les larves de l'anchois et des sardinelles dans le golfe de Tunis : Abondance et cartographie. Actes des 13ème Journées Biologiques de l'ATSB, 20 au 23 Mars 2002

ZEVENBOOM,W., MUR.L, R.1982- N₂-fixing cyanobacteria : why they do not become dominant in Dutch hypertrophie lakes. Hydrobiol. Bull., 16 (2-3): 289-290.

ZOHARY, T., AND ROBARTS, R. D. 1989- Diurnal mixed layers and the long-term dominance of *Microcystis aeruginosa*. J. Plank. Res. 11:25–48.

ZWARTS L. ET WANINK. 1989- Siphon size and burring dept in deposit and suspension – Fiding benthic bivalves. Mar. Biol., 100: 227-240.

Sites web:

www.scielo.cl/fbpe/img/gbot/v58n2/img01-02.gif

www.linternaute.com/

www.nodc.noaa.gov/

www.hydrodictyon.eeb.uconn.edu

www.savetheplankton.org

www.forum.mikroskopia.com

www.glf.dfo-mpo.gc.ca

www.thallobionta.szm.sk

Annexe

❖ **Préparation des réactifs**

■ **Azote Ammoniacal**

RÉACTIF 1 : SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSATE

Pour 1 litre :

⊕ dissoudre 35g de phénol et 400mg de nitroprussiate 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 réactif 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 déminéralisée 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 Nitrites (NO_2) :**

REACTIF 1 : SOLUTION DE SULFANILAMIDE

Pour 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-ÉTHYLÉNE-DIAMINE

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

⊕ Conserver 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 ; elle ne se conserve que quelques heures.

■ **Les orthophosphates : PO_4^{-3} :**

REACTIFS :

SOLUTION DE MOLYBDATE D'AMMONIUM

⊕ Dissoudre 15 g de paramolybdate d'ammonium « pour analyse » $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 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 ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) dans 500 ml d'eau distillée. En flacon de plastique, cette solution se conserve plusieurs mois. Au congélateur : décongeler juste avant utilisation et recongeler aussitôt après. Au réfrigérateur, en flacon protégé de la lumière, on peut la conserver quelques semaines.

SOLUTION D'OXYTARTRATE DE POTASSIUM ET D'ANTIMOINE :

⊕ Dissoudre 0.34 g d'oxytartrate de potassium et d'antimoine $(\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$, 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 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 indiquées.

■ **Extraction des pigments**

⊕ **Suspension de carbonate de magnésium a 1%**

Dans 100 ml de l'eau, mettre en suspension 1g de carbonate basique de magnésium (hydroxycarbonate) de pureté analytique. Finement pulvérisé. Cette suspension sera *agitée immédiatement avant l'emploi* pour disperser la poudre.

⊕ **Solvant d'extraction Acétone à 90% :**

Dans une fiole jaugée de 500 ml. Introduire à la pipette 50 ml d'eau distillée et compléter au trait de jauge avec l'acétone déshydraté.