

**Badji Mokhtar –Annaba University  
Université Badji Mokhtar –Annaba**

جامعة باجي مختار عنابة



**Faculté des sciences  
Département des Sciences de la Mer**

**Laboratoire d'Ecobiologie des  
Milieux Marins et Littoraux**

## **MEMOIRE**

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

# **Réponses biochimiques des mollusques bivalves aux Variations de certains paramètres environnementaux (paramètres physico chimiques et phytoplancton toxique dans la lagune El Mellah)**

**Option : Biologie et physiologie des organismes marins.**

**Présenté Par : Djabourabi Aicha**

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

**Devant le Jury :**

**PRESIDENT : Ouzrout R. (Pr., C.Universitaire d'El Tarf)**

**EXAMINATEUR: Benyacoub S. (Pr., Université d'Annaba)**

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

**Année 2006**

## Résumé :

*Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma glaucum*

Ce travail porte sur les réponses biochimiques de 2 mollusques bivalves peuplant la lagune El Mellah ; ces 2 bivalves sont soumis aux variations des paramètres physico chimiques et des densités de microalgues toxiques.

Les résultats des mesures des paramètres physico chimiques font apparaître la saisonnalité des variations ; la température et la salinité s'élèvent en période chaude et baissent en période froide ; C'est en période hivernale et printanière que les teneurs en oxygène les plus élevées sont relevées. En ce qui concerne les teneurs en matières en suspension, en chlorophylle et les densités microalgales, c'est en période automnale que les valeurs les plus élevées sont rencontrées.

l'indice de condition

Les valeurs de montrent des variations similaires chez les 2 espèces de bivalves ; Cet indice montre, chez la palourde, une corrélation significative avec la température de l'eau.

Le phytoplancton toxique est représenté par 14 espèces dont 7 sont reconnues potentiellement toxiques ; Les densités relevées dans la lagune sont toutefois trop faibles pour représenter un danger.

Les dosages de GSH et de GST montrent des fluctuations saisonnières ; les teneurs en GSH augmentent et l'activité de la GST baisse quand la température et la salinité de l'eau baissent.

L'analyse statistique bivariée montre, chez la palourde, l'existence de corrélations significatives entre la teneur en GSH et la température, les teneurs en chlorophylle a, et en microalgues toxiques ; quant à la salinité et la teneur en GSH la corrélation est très hautement significative. Chez la coque, il existe une corrélation significative entre la teneur en GSH et seulement la salinité de l'eau. En ce qui concerne l'activité de la GST et la salinité de l'eau une corrélation hautement significative est mise en évidence chez la palourde.

Les changements saisonniers déterminent en grande partie l'intensité des rapports avec le milieu ; de ce fait, lors de contamination modérée, il est difficile de séparer les effets biologiques liés aux facteurs environnementaux de ceux qui sont dus aux polluants.

**Mots clés :** Réponses biochimiques ; paramètres physico chimiques ; phytoplancton toxique ; lagune El Mellah ; mollusques bivalves.

## Summary:

This work carries on the biochemical answers of 2 mollusks bivalves *Ruditapes decussatus* and *Cerastoderma glaucum* populating the lagoon El Mellah; these 2 bivalves are submitted to variations of parameters chemical physicos and of the poisonous microalgues densities.

Results of parameter measures chemical physicos make appear the saisonnalité of variations; the temperature and the saltiness rise in hot period and lower in cold period; It is in wintry and vernal period that contents in the most elevated oxygen are raised. With regard to contents in matters in abeyance, in chlorophyll and densities microalgaleses, it is in autumnal period that the most elevated values are met.

Values of the condition indication show some similar variations at the 2 species of bivalves; This indication shows, at the clam, a meaningful interrelationship with the temperature of water.

The poisonous phytoplankton is represented by 14 species of which 7 are recognized potentially poisonous; The raised densities in the lagoon are however too weak to represent a danger.

GSH
-----

 The dosages of GSH and GST show the seasonal fluctuations; contents in increase and the activity of the GST lowers when the temperature and the saltiness of water lower.

The analysis statistical bivariée shows, at the clam, the meaningful interrelationship existence between the content in GSH and the temperature, contents in chlorophyll have, and in poisonous microalgueses; as for the saltiness and the content in GSH the interrelationship is very highly meaningful. At the cockle, he/it exists a meaningful interrelationship between the content in GSH and only the saltiness of water. with regard to the activity of the GST and the saltiness of water a highly meaningful interrelationship is put in evidence at the clam.

The seasonal changes determine in large part the intensity of reports with the middle; of this fact, at the time of moderate contamination, he/it is difficult to separate the biologic effects bound to factors environnementauxes of those that are owed to pollutants.

**Key words:** Biochemical answers; parameters chemical physicos; poisonous phytoplankton; lagoon El Mellah; mollusks bivalves.

الملخص:

هذا العمل يظهر الخصائص البيوكيميائية للنوعين ثنائيي المصراعين *Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma glaucum* يعيشان في بحيرة الملاح.

هذان النوعان يتأثران بالاختلافات الفيزيو كيميائية و كثافة الطحالب السامة.

نتائج القياسات للاختلافات الفيزيو كيميائية تظهر اختلافات فصلية: في درجة الحرارة و ارتفاع الملوحة في الفترة الحارة وانخفاضها في الفترة الباردة, في الفترة الشتوية و الربيعية نلاحظ ارتفاع نسبة الأوكسجين. أما بالنسبة و الكلوروفيل و الكثافة الطحلبية, فهي في الفترة الخريفية أين تتجمع القيم الأكثر ارتفاع.

تظهر قيم *l'indice de condition* بعض الاختلافات المماثلة في النوعين من ثنائيي المصراعين , هذه الإشارة تظهر في *la palourde* علاقة داخلية بدرجة حرارة الماء.

الطحالب السامة ممثلة ب 14 نوع منها 7 أنواع سامة, إن الكثافات المسجلة في البحيرة ضعيفة جدا لان تشكل خطرا. تظهر جرات *GSH* و *GST* تقلبات موسمية, كميات *GSH* مرتفعة و نشاط *GST* ينخفض عند انخفاض درجة الحرارة و ملوحة الماء.

التحليل الإحصائي يظهر عند *la palourde* وجود علاقة داخلية ذات مغزى بين نسب *GSH* و درجة الحرارة, نسب الكلوروفيل و الطحالب السامة. أما بالنسبة للملوحة و نسب *GSH* فالعلاقة الداخلية ذات مغزى جيد.

عند *la coque* توجد علاقة داخلية ذات مغزى بين نسبة *GSH* و ملوحة الماء فقط.

فيما يتعلق بنشاط *GST* و ملوحة الماء فهي علاقة داخلية ذات مغزى جيد و توضح في *la palourde*

التغيرات الموسمية توضح في جزء كبير كثافة التقادير مع الوسط, في وقت التلوث المعتدل من الصعب فصل التأثيرات الحيوية المتعلقة بالعوامل البيئية التي تدن إلى الملوثات.

**الكلمات المفتوحة:** الاجوبة البيوكيميائية, التغيرات الفيزيو كيميائية, الطحالب السامة, بحيرة الملاح, ثنائيي المصراعين.

## Introduction

Jusqu'à la fin des années 1980, les méthodes de chimies conventionnelles 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 bio marqueurs 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), 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 d'une part de renseigner sur la biodisponibilité de ces polluants ainsi que sur les 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, (1994)a, b et c; EPA, (1994); Long et Wilson, (1997); Carr, (1998); Kaaya *et al.*, (1999); Thompson *et al.*, (1999); Conner et Ringwood (2000); 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), Samson et Semroud (1986), De Casabianca Chassany *et al.*, (1988), 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. Cet ensemble d'études entre dans le cadre d'un projet de recherche CNEPRU intitulé « Biosurveillance en milieu aquatique et évaluation des risques engendrés par l'utilisation de l'eau et la consommation de produits aquacoles ».

Ce travail a pour objectifs :

- Un suivi de l'indice de condition de 2 espèces de bivalves *Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma glaucum*;
- Un suivi de certains paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune ;
- D'évaluer quantitativement les populations phytoplanctoniques toxiques
- Un suivi de l'évolution de la teneur de la GSH et de l'activité de la GST chez les 2 bivalves.

## 1-GENERALITES :

### 1-1-Les bivalves :

Les bivalves sont généralement marins, mais il existe beaucoup d'espèces d'eau douce. Les deux valves de la coquille, unies par une charnière, enferment complètement le corps. La céphalisation est réduite, les organes des sens et la radula sont absents, les branchies sont étendues et possèdent des appareils ciliés utilisés comme filtreurs (peuvent filtrer jusqu'au 68 litres d'eau par jour). L'eau passe à travers les branchies sous l'action des cils, elle pénètre à travers une brèche des branchies ou siphon inhalant et sort par un siphon exhalant (fig.1).

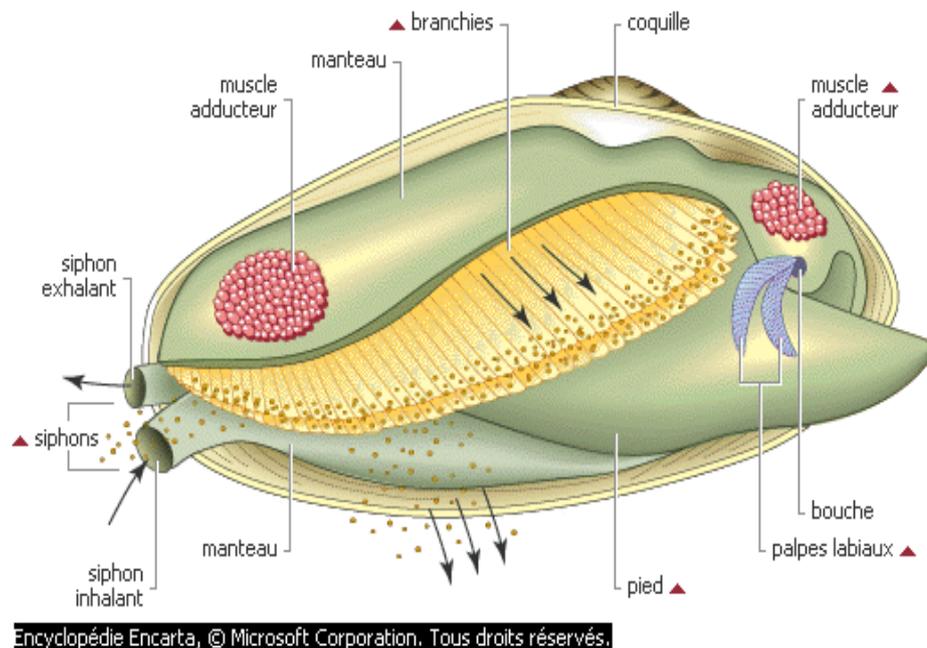


Figure 1: Anatomie d'un bivalve

Le pied peut être utilisé pour s'enfoncer (des enzymes pour digérer la lignase, et la cellulase du bois peuvent être sécréter). Les sexes sont généralement séparés. Les diverses espèces de mollusques se différencient entre elles par leur tendance à accumuler ou éliminer les biotoxines marines qui pénètrent dans leur tissu.

### 1-2-L'écotoxicologie :

De part le monde, les multiples pollutions qui découlent des diverses activités de l'homme (domestiques, agricoles et industrielles) ont comme point de convergence le milieu

aquatique, en général, et plus particulièrement les environnements côtiers qui subissent les perturbations les plus importantes.

L'écotoxicologie c'est la science qui étudie la toxicité des milieux par les divers polluants (Ramade, 1977). La nature des polluants est extrêmement variée : polluant physique, chimique et biologique ; Certains d'entre eux sont connus uniquement par leurs effets toxiques sur les êtres vivants tels que les métaux lourds (Bryan, 1984).

L'écotoxicologie a deux objectifs principaux :

- Etudier les processus de contamination des milieux ;
- Evaluer les effets des polluants à l'égard de la structure et du fonctionnement des systèmes naturels.

L'écotoxicologie se heurte à une très grande complexité liée à l'extrême diversité des constituants de l'écosphère, aux variations spatio-temporelles des facteurs écologiques, à la diversité qualitative et quantitative des contaminants et aux innombrables mécanismes d'adaptation mis en œuvre par les organismes.

### **1-2-1-Les biomarqueurs :**

Les biomarqueurs sont des variations biochimiques, physiologiques, histologiques ou morphologiques, mesurées chez des organismes exposés à des conditions de stress liées à la présence de substances chimiques dans l'environnement (Huggett *et al.* 1992). Ils représentent la réponse biologique initiale des organismes face à des perturbations ou des contaminations du milieu dans lequel ils vivent ; en conséquence, ils sont en général plus sensibles que les paramètres mesurés à un niveau supérieur d'organisation biologique tel que l'organe, l'individu ou la population (Stegeman *et al.* 1992).

De nombreux biomarqueurs biochimiques et cellulaires ont été étudiés chez les organismes aquatiques, et particulièrement chez les poissons et les mollusques bivalves. Depuis le début des années 1990, plusieurs revues de synthèse et ouvrages ont été publiés sur les biomarqueurs en écotoxicologie (Huggett *et al.*, 1992 ; Lagadic *et al.*, 1997 ; Kammenga *et al.*, 2000) et les mécanismes moléculaires mis en cause ont été relativement bien décrits.

Parmi ces biomarqueurs, on peut citer le glutathion S-transférase (GST), le glutathion réduit (GSH).

Les travaux réalisés en laboratoire ont permis de classer les biomarqueurs subcellulaires suivant la spécificité de leur réponse à certaines molécules ou à un type d'effet. Ainsi, classiquement, les auteurs distinguent les biomarqueurs d'exposition et les biomarqueurs d'effets (Lagadic *et al.* 1997; Kammenga *et al.* 2000).

- Les biomarqueurs d'exposition sont induits par un type spécifique de polluants et, de ce fait, leurs variations sont indicatrices d'une exposition de l'organisme à cette classe de polluants. Un biomarqueur d'exposition peut être considéré comme une réponse biologique à des interactions entre un type de polluant et une cellule ou une molécule cible à l'intérieur de l'organisme, sans que cette réponse n'ait pour autant de répercussions néfastes sur l'état de santé de l'individu.

- Un biomarqueur d'effet correspond à une altération biologique qui, en fonction de l'intensité de la réponse, peut être associée à une possible altération de l'état physiologique de l'individu, comme des effets sur la croissance ou sur le succès reproducteur. Par exemple, les protéines de stress (*Heat Shock Protein* ou HSP), qui sont induites par une grande variété de stress chimiques et physiques non spécifiques, sont indicatrices d'une perturbation de l'homéostasie des protéines cellulaires, le plus souvent via une altération de la structure des protéines (Hightower 1991; Nover 1991; Ryan and Hightower 1996 ; Freeman *et al.* 1999), souvent associées à des fonctions vitales pour la cellule.

Cette classification est finalement assez arbitraire dans la mesure où les biomarqueurs s'inscrivent dans un processus continu, depuis le contact avec le polluant jusqu'à la mort de l'individu exposé, et la frontière entre les réponses biologiques à une exposition et à un effet toxique est parfois imprécise.

L'évaluation du stress subi par des organismes vivant dans l'estuaire permet de détecter une réponse biologique globale face à de multiples facteurs d'agressions physiologiques. Ces facteurs qui peuvent être naturels, comme l'instabilité générale du milieu estuarien (fortes teneurs en MES\*, variations de salinité), ou d'origine anthropique, comme la contamination chimique, obligent les organismes à s'adapter pour survivre.

Dans le cas d'une étude de diagnostic environnemental, le stress peut être considéré comme une étape précoce permettant de signaler des effets non curables. Dans le milieu naturel, les effets biologiques peuvent être évalués à l'aide de biomarqueurs d'exposition aux polluants.

La représentation des effets des polluants sur une courbe de santé permet d'illustrer différents niveaux de stress. Ce stress est lui-même caractérisé par différents niveaux physiologiques qui évoluent en fonction de la charge en polluants (fig.2). Quand la charge en polluants est modérée, l'exposition entraîne un ajustement biologique suivi d'un retour à la normale

lorsque le stress disparaît. Si la charge est plus importante, des mécanismes physiologiques ou biochimiques interviennent pour une détoxification ou une excrétion des polluants ; c'est la compensation. Lorsque la charge en polluants dépasse les capacités de résistance de l'organisme, c'est la phase de non-compensation. Dans ce cas, peuvent apparaître des pathologies et la mort.

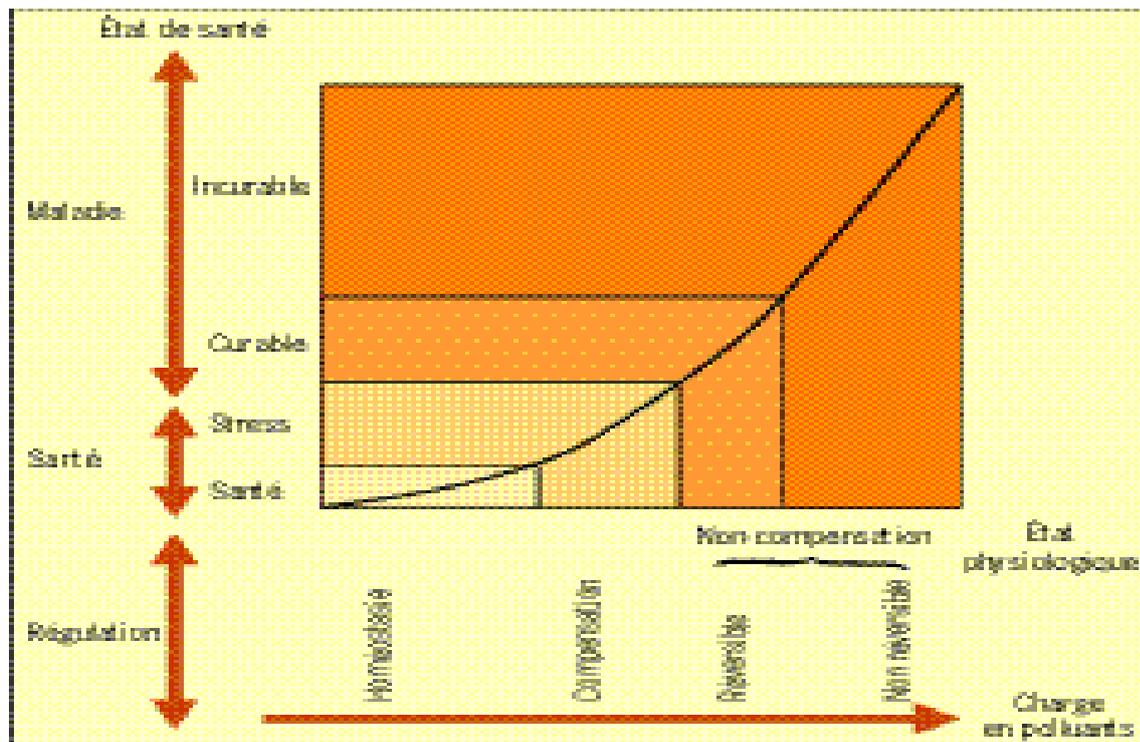


Figure 2 : Présentation de différents niveaux de l'état de santé d'un organisme en fonction de la charge en polluants. Le stress apparaît sur la courbe de santé comme un état intermédiaire précoce avant des pathologies plus graves. Il se caractérise par des mécanismes de compensation mis en place pour faire face à une déstabilisation issue du milieu environnant. Ces mécanismes peuvent être mesurés avec des biomarqueurs pour évaluer l'effet des polluants (d'après Depledge, 1994). \*expliqué dans le glossaire

### 1-2-2-Bioaccumulation :

L'étude de la bioaccumulation de polluants à tous les niveaux d'intégration permet d'acquérir une certaine connaissance des mécanismes de contamination et de détoxification. Cette connaissance amène à suspecter les effets induits par le polluant et ainsi à mieux cibler les recherches sur certains effets potentiels parmi tous ceux qui peuvent être envisagés et qui concernent la totalité des fonctions des être vivants.

L'effet du toxique au niveau cellulaire dépendra de la quantité qui pénètre, mais aussi de la spéciation chimique du polluant. Aussi il est important de connaître les transformations que subit l'élément, sa localisation intracellulaire et les formes physico-chimiques qu'il revêt dans la cellule (Martoja et Martoja, 1984).

L'ingestion, pour certains organes de stockage, de polluants très toxiques peut présenter un risque pour le prédateur. C'est ainsi qu'aux Iles Forôë, à la suite de divers travaux de (Caurant et al., (1987), il a été vivement déconseillé aux habitants de manger le foie et les reins d'un mammifère marin qu'ils capturent, car ces organes contiennent des quantités énormes de cadmium et de mercure.

La bioaccumulation au niveau de l'organisme sera tributaire de nombreux facteurs et en tout premier lieu de la nature de l'élément métallique, suivant qu'il ait un rôle biologique ou non et qu'il soit régulé ou non par l'organisme selon (Amiard *et al.*, (1987). La bioaccumulation dépendra aussi de facteurs biotiques comme l'âge, le sexe, l'état physiologique et les facteurs abiotiques comme le degré de la pollution, la saison. De plus, la plupart de ces facteurs inter-agissent et il est souvent difficile de faire la part de chacun. Ainsi au cours du cycle vital, la bioaccumulation peut subir de grandes variations. Par exemple, la concentration en zinc chez le Globicéphale noir chute de façon spectaculaire entre les jeunes allaités et les adultes (Caurant *et al.*, (1987). Selon (Métayer *et al.*, (1990) les mécanismes de bioaccumulation et de détoxification sont très différents d'une espèce à l'autre ; Ces auteurs constatent que l'huître est une espèce peu sensible à l'argent et fortement accumulatrice. En revanche, la moule est sensible et l'accumule peu tandis que la pétoncle est beaucoup plus sensible et l'accumule fortement et principalement dans la glande du byssus. Ces différences se trouvent au niveau de métalloprotéines porteuses de l'argent qui diffèrent d'une espèce à l'autre (Berthet, 1989). L'utilisation d'un modèle biologique unique en écotoxicologie est donc une aberration.

### **1-2-3- Biotransformation et système glutathion :**

La bio transformation est un processus qui permet la conversion de la molécule mère en métabolite et ultérieurement en dérivés conjugués, mais une seule de ces réactions peut être utilisée; Par exemple le benzène subit une oxydation (réaction de la phase 1) pour former un phénol, qui se conjugue avec un sulfate (réaction de la phase 2) les métabolites et les conjugués sont généralement plus hydrosolubles et plus polaires, donc excrétables. Selon

Williams *et al.*, (1966), la biotransformation peut être considérée comme un mécanisme de détoxification par l'organisme. Les réactions de détoxifications se déroulent en 2 phases :

**Réaction de la phase 1 :** Oxydation, réduction, hydrolyse.

**Réaction de la phase 2 :** Implique plusieurs types de métabolites endogènes qui peuvent former des conjugués avec les toxiques ou les métabolites.

Toutes les réactions de la phase I et II entrent dans le cadre du profil de détoxification.

Les réactions de phase II sont des réactions de conjugaison qui sont souvent des phases de détoxification et d'excrétion.

Face au dommage oxydatif causé par les radicaux libres oxygénés (souvent endogènes), et à l'effet toxique provoqué par les métabolites actifs des xénobiotiques (tels les médicaments), la cellule vivante peut se défendre grâce à plusieurs systèmes de détoxification dont le plus important est celui du glutathion. Cette importance résulte dans sa grande capacité de détoxifier un grand nombre de composés nuisibles pouvant être endogènes (métabolites actives des hormones), ou exogènes (métabolites toxiques des médicaments) (Beiswanger *et al.*, 1995).

L'activité du système du glutathion est assurée par le glutathion lui même, en présence de plusieurs enzymes qui constituent les éléments essentiels de ce système. On trouve alors quatre enzymes :

- ❖ La glutathion synthétase (GS) : intervient dans la biosynthèse de novo du GSH.
- ❖ La glutathion peroxydase (GPx) : réduit les hydroperoxydes en alcools primaires.
- ❖ La glutathion réductase (GR) : régénère le GSH à partir du GSSG.
- ❖ La glutathion S-transférase (GST) : intervient dans les réactions de conjugaison des électrophiles.

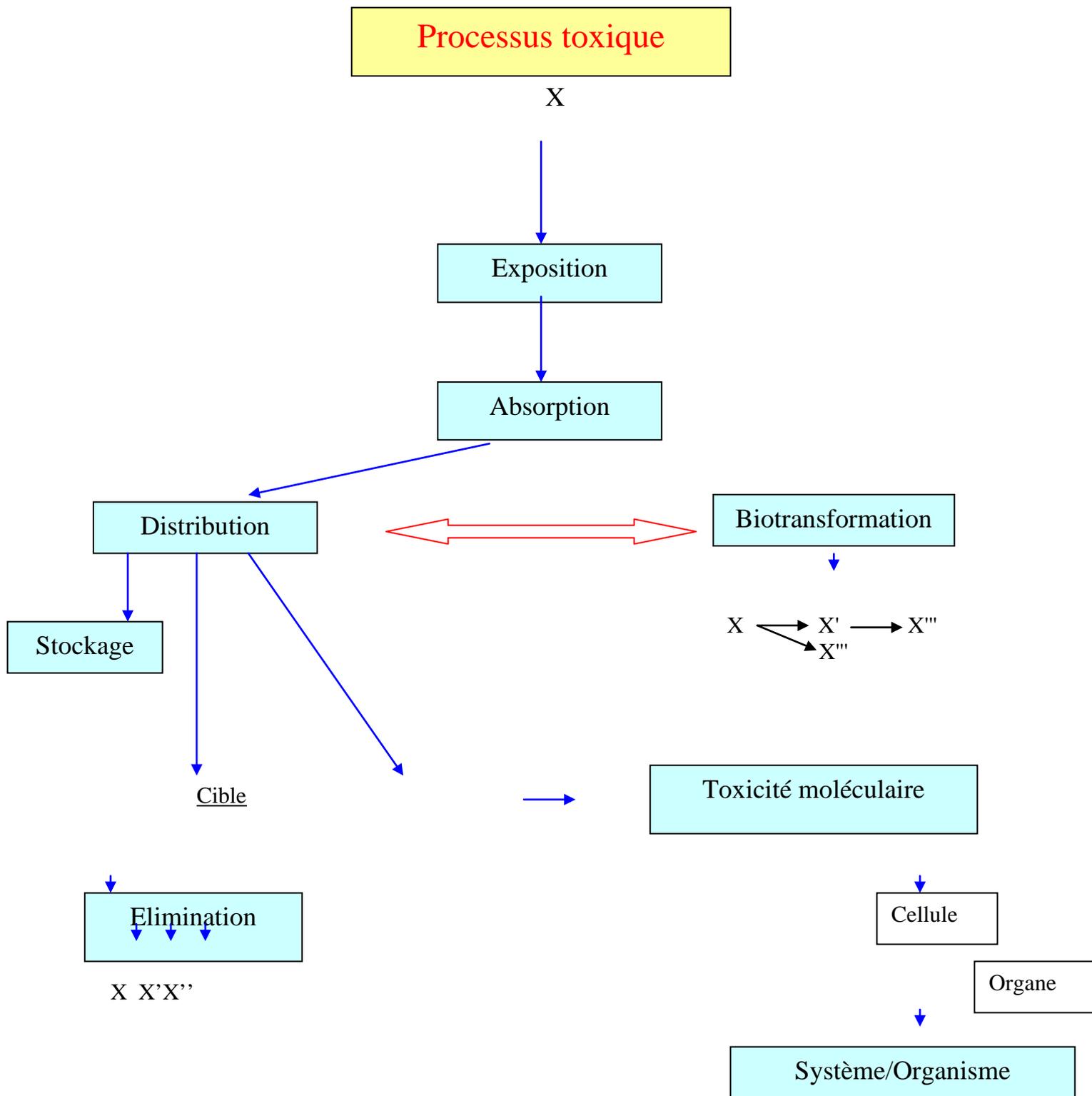


Figure 3: Schéma général du processus toxique.

- **Le glutathion :**

Le glutathion a été isolé et nommé pour la première fois en 1921, par le biochimiste anglais Hopkins, qui l'avait isolé à partir de la levure, du foie et des muscles. Le glutathion est

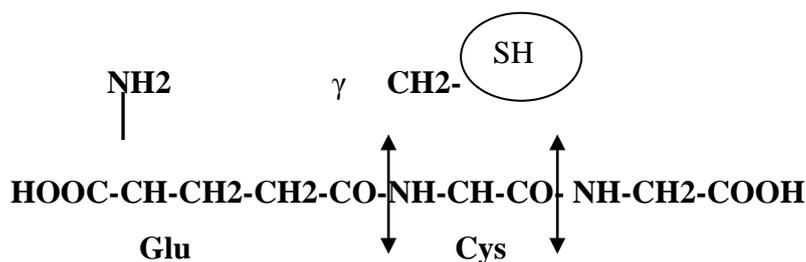
largement distribué dans le milieu intracellulaire des animaux, des plantes et des micro-organismes.

Au début, les chercheurs ont observé plusieurs composés éliminés au niveau des urines et de la bile, connues sous le nom d'acides mercapturiques, qui sont des thio-éthers de l'acétylcystéine. Il y a eu alors une spéculation sur la source de cystéine utilisée dans la synthèse de ces composés. L'évidence de l'implication du glutathion a été élucidée par le travail de Barnes *et al.*, (1959), qui ont signalé une diminution des niveaux du GSH dans le foie des rats après l'administration des composés contenant l'acide mercapturique.

C'est le système de conjugaison le plus important. C'est un tri-peptide qui joue un rôle central dans les processus de défense antioxydant intracellulaire (Figure) (Arrigo 1999; Sies 1999). Le GSH forme des acides mercapturiques, qui sont très solubles, souvent plus que les composés simplement polarisés par la phase I.

C'est un antioxydant non enzymatique qui va, en piégeant les radicaux libres, intervenir à divers degrés en complément des enzymes antioxydantes. Ce thiol non protéique, abondant chez les organismes vivants dans sa forme réduite (GSH), va agir dans la cellule comme un donneur d'électron.

Le glutathion est composé de trois acides aminés (Glu-Cyst-Gly). Il comporte donc en son centre un group -SH (cystéine).



L'enzyme qui catalyse la réaction est la glutathion-S-transférase (GST). Il constitue environ 10% des protéines du cytoplasme. Le système est très impliqué dans la détoxification des radicaux libres et des époxy, mais aussi des halogénés. Il est très présent dans la détoxification des aromatiques hétérocycliques, notamment liés au tabagisme. Il peut être induit par des facteurs exogènes: on montre par exemple une augmentation nette de la GST

total chez des animaux marins durant les périodes d'été lorsqu'ils sont confrontés à une pollution plus importante.

Dans certains cas, il peut cependant, provoquer un mécanisme d'activation. En effet, il peut faire apparaître des composés alkylants par l'apparition d'ion episulfonium. (L'époxyde est le cycle triangulaire entre deux carbones et un oxygène, l'episulfonium est un cycle très semblable construit entre deux carbones et un soufre). C'est le cas par exemple lors de la réaction du glutathion avec du di-chloro-ethane. Cette molécule peut à son tour être conjuguée avec un glutathion et les "choses" rentrent dans l'ordre, ou réagir avec l'ADN et d'autres protéines et il y a risque de dommage.

- **GLutathion S-transférase (GST) :**

Les glutathion S-transférases enzymes de la phase II représentent une famille d'enzymes multifonctionnelles essentiellement cytosoliques, impliquées dans des opérations diverses de transports et de biosynthèses intracellulaires (George, 1990). Mais la fonction des GST la plus étudiée en ce qui concerne la prévention de la pollution dans l'environnement demeure leur activité de catalyse des réactions de conjugaison entre un peptide, le glutathion, et des molécules réactives comportant des sites électrophiles, capables de réagir dangereusement avec des macromolécules comme les acides nucléiques (ARN, ADN). La catalyse de cette conjugaison du glutathion avec certains substrats représente une étape dans la formation de composés qui seront moins toxiques et plus hydrosolubles que les molécules de départ (Chatterjee et Bhattacharya, 1984).

Une grande variété de composés chimiques induisent les GST, dont certains inducteurs des cytochromes P450 tels que les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les PCB. Dans l'état actuel de nos connaissances sur les poissons toutefois, toutes les isoenzymes de la famille des GST n'ont pas encore été individualisées (comme c'est le cas pour les cytochromes P450) et leur activité spécifique demeure mal connue. Leur utilisation comme bioindicateur de pollution caractéristique d'un type de polluant dans l'environnement reste encore à définir et se rapproche encore aujourd'hui plus de celle d'un indicateur non-spécifique, témoin de l'état de santé global des organismes qui peuplent les écosystèmes marins . Il peut être induit par des facteurs exogènes: on montre par exemple une augmentation nette de la GST totale chez des animaux marins durant les périodes d'été lorsqu'ils sont confrontés à une pollution plus importante.

- **Le processus de détoxification par le système GST:**

Une substance subit un processus de phase I. Elle est oxydée (epoxydée). Par réaction sur le glutathion catalysé par la GST, elle va se substituer à l'hydrogène du groupe -SH.

Le nouveau complexe moléculaire va alors sortir de la cellule, puis perdre par réaction enzymatique à la surface cellulaire (par l'action du gammaGT et de la cysteinylglycinase-CG), son acide glutamique et la glycine. Ce nouveau composé, auquel on a retranché deux acides aminés, mais comportant toujours la substance étrangère et la cystéine, va à nouveau rentrer dans la cellule où la cystéine sera acétylée par un enzyme appelé la N-acétyltransférase pour former un acide mercapturique, très soluble, qui sera évacué de la cellule et excrété par les urines. Le glutathion peut se conjuguer avec les composés aliphatiques insaturés et déplacer les groupements nitrés dans les molécules. De nombreux métabolites électrophiles se forment au cours de la biotransformation des toxiques : certains de ces métabolites peuvent réagir avec des constituants cellulaires et causer la mort de la cellule ou induire la formation de tumeurs.

La fonction du glutathion est de réagir avec ces métabolites électrophiles et de prévenir ainsi leurs effets nocifs sur les cellules. Cependant, l'exposition à de grandes quantités de ces produits réactifs peut diminuer la quantité de glutathion disponible et provoquer des effets toxiques marqués. Certains xénobiotiques peuvent être transférés sur le glutathion au cours de la phase II de leur détoxification. C'est le cas du paracétamol à fortes doses (Fig.4).

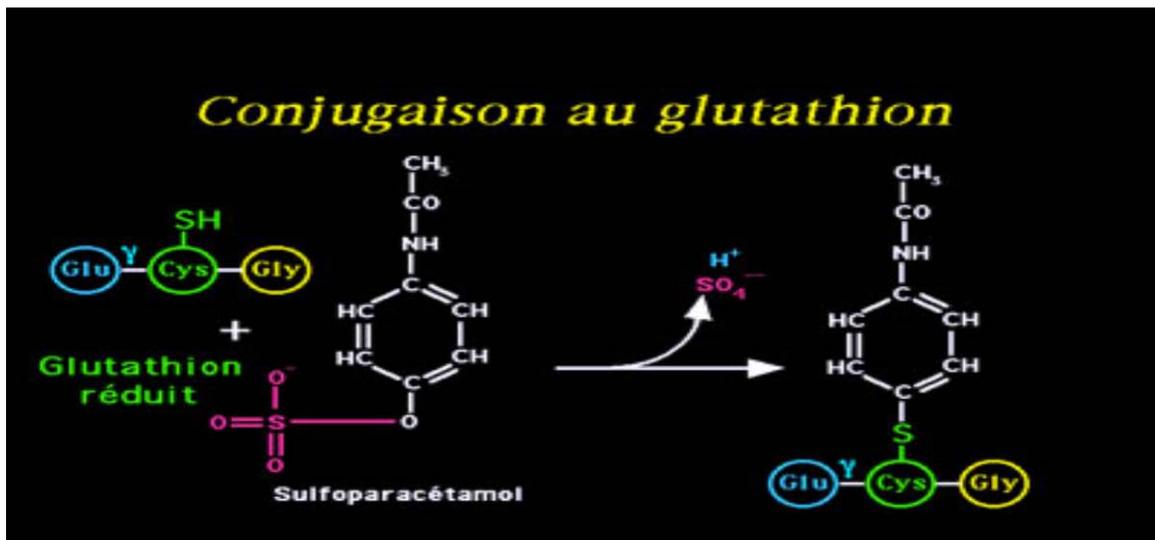


Figure 4 : processus de détoxication par la GST

### 1-3-Le Phytoplancton :

#### ✚ Définition

Le phytoplancton est constitué d'un ensemble hétérogène de micro-végétaux (anciennement connus sous le nom d'algues) unicellulaires ou pluricellulaires en suspension dans l'eau. Ces organismes présentent la capacité de photosynthèse, c'est-à-dire qu'ils peuvent élaborer la matière organique nécessaire à leur développement. Cette faculté à vivre sous le régime de l'autotrophie s'explique par l'existence de pigments tels que la chlorophylle, pigments qui leur donnent, la plupart du temps, une couleur caractéristique. Le processus de la photosynthèse ne peut se réaliser qu'à partir de l'eau, les sels nutritifs, le dioxyde de carbone et la lumière solaire. Cette dernière est d'ailleurs un des facteurs essentiels qui conditionnent l'existence du phytoplancton au voisinage de la surface, plus précisément, au niveau de la zone euphotique. Par conséquent, ces organismes végétaux ne peuvent vivre que dans les premiers mètres sous la surface, tout en étant capable de survivre à des profondeurs qui approchent les 100 voire les 120m (à condition que la clarté de l'eau permette un passage suffisant de la lumière) ( Gailhard, 2003).

De manière générale, leur taille varie de quelques microns (<20 µm) à quelques centaines de microns (200 µm). Leurs formes peuvent être extrêmement variées, la diversité morphologique étant souvent liée à une adaptation à la mobilité (flottaison et mouvements verticaux) (Zeitzschel, 1978 in Gailhard, 2003).

Le phytoplancton joue un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes marins car l'activité des communautés phytoplanctoniques en domaine hauturier participe au flux de

carbone entre l'océan et l'atmosphère. Ce processus contribue ainsi à la régulation du taux de CO<sub>2</sub> atmosphérique qui détermine l'évolution du climat à court et moyen terme. Par conséquent, les flux de matière au sein de l'écosystème sont contrôlés par les variations de la production biologique (Gailhard, 2003).

Par ailleurs, le phytoplancton est universellement reconnu comme étant le premier maillon de la chaîne trophique dans l'écosystème marin (1). Le phytoplancton se compose d'organismes que l'on qualifie de producteurs primaires et c'est à ce titre qu'il joue un rôle essentiel dans le développement et la survie de tous les organismes marins vivants puisqu'il correspond en réalité au premier maillon d'une pyramide alimentaire, dans laquelle chaque échelon sert de nourriture au suivant (2).

De manière générale, cinq groupes caractéristiques appartenant à deux règnes différents sont à distinguer

- Des Eucaryotes
  - les Diatomées,
  - les Péridiniens ou Dinophycées,
  - les Prymnésiophycées ou Coccolithophoridés,
  - les Silicoflagellés ou Chrysophycées
- Des Eubactéries ou vraies bactéries (Procaryotes)

#### ✓ **Les Diatomées**

Les diatomées sont des végétaux microscopiques unicellulaires caractérisées par une enveloppe siliceuse externe : « la frustule » à l'intérieur de laquelle se trouve la cellule, celle-ci pouvant prendre des formes diverses (triangulaires, ovales ou en forme de rosaces). Plus précisément, la frustule composée de silicate cristallisé, de quelques protéines et de polyamines, présente des ornements qui varient en fonction des espèces, ce qui permet leur identification. On suppose même que cette structure sert de moyen de défense contre les prédateurs herbivores. Le cytoplasme de ces organismes présente des organites pigmentés les chromoplastes qui sont situés à proximité de la membrane ce qui leur permet de mieux capter les radiations lumineuses. Elles peuvent prendre différentes teintes, jaunes, brunes ou vertes (5).

La forme caractéristique des diatomées peut se comparer à une sorte de boîte à deux couvercles : « l'épithèque et l'hypothèque (formée probablement par les protéines de la

frustule) » et leur taille varie à peu près de 5  $\mu\text{m}$  à 5mm. Une fois mortes ces structures tombent sur le fond et forment ce que l'on appelle les boues à diatomées.

Ces organismes ont la capacité de se développer un peu partout, du moment qu'ils ont de la lumière et de l'humidité en quantité suffisante, que ce soit en milieu marin, saumâtre, en eau douce ou même dans les sols ou dans les airs. De plus, ils tolèrent de grandes variations thermiques tout en étant plutôt considérés comme des organismes de milieu froid. En ce qui concerne leur besoin nutritionnel, ils nécessitent une grande quantité de lumière car ce sont des organismes photosynthétiques ; néanmoins, ils présentent également la capacité d'utiliser des sources organiques de carbone, adoptant ainsi un mode de vie saprophytiques (1).

Pour conclure sur ces espèces phytoplanctoniques, qui correspondent au groupe le plus important du phytoplancton, on pourrait dire qu'elles servent de contrôle pour la qualité des eaux car chaque espèce présente des nécessités particulières à sa croissance (pH, concentrations salines, azote dissout, température etc.) (5)

#### ✓ **Les Dinophycées**

Les Dinophycées, dinoflagellés ou péridiniens sont des organismes unicellulaires, qu'il est possible d'observer dans tous les milieux aquatiques (responsables de marées rouges dans les milieux marins, dulçaquicoles, saumâtres). Leur structure se caractérise par une thèque cellulosique, formée de deux valves séparées transversalement par un cingulum (sillon) dans lequel est inséré un flagelle dont les battements entraînent la cellule dans un mouvement rotatif spécifique (6).

De très nombreuses espèces composent ce groupe. Certaines d'entre elles peuvent être chlorophylliennes ou contenir des caroténoïdes, d'autres encore sont à l'origine d'organismes appelés zooxanthelles. Il s'agit en fait de l'établissement d'une symbiose entre des organismes tels que des vers, des éponges, des holothuries, des coraux, des mollusques et des crustacés. Cette association induit la perte des plaques de cellulose pour devenir à l'intérieur de l'hôte, des globules sphériques ou « zooxanthelles ». On distinguera également des espèces qui se caractérisent par un phénomène de bioluminescence causé par l'oxydation d'une protéine, la luciférine, par une enzyme, la luciférase (cas de l'espèce *Noctiluca*). Pour finir, il ne faut pas oublier les espèces responsables des phénomènes de toxicité chez les consommateurs d'organismes filtreurs tels que les moules ou les huîtres (cas des espèces *Dinophysis*, *Gymnodinium* et *Goniaulax*) (6).

### ✓ Les Cyanobactéries

Les cyanophycées sont, avec les Bactéries, les êtres les plus anciens ; tout deux, forment l'embranchement des Schizophytes, ne possédant ni véritable noyau, ni plaste; ils se distinguent des Bactéries par la présence de la chlorophylle *a* et de pigments accessoires hydrosolubles (Bourrelly, 1985). Les cyanophycées regroupent environ 120 genres et 1500 espèces (Bourrelly, 1985); toutefois, seuls 22 genres comprenant 40 espèces sont à l'origine d'efflorescences toxiques. A l'échelle d'un plan d'eau, les toxines peuvent être détectées là où se développent les cyanobactéries pour former des blooms (lac, étangs, réservoirs et rivières à courant lent, écumes à espèces de phytoplancton possédant des vacuoles gazeuses et sédiments chez des espèces benthiques (Codd, 1995 ; Yoo *et al.*, 1995 ; Carmichael, 1997 ; Reguera *et al.*, 1998).

Ces efflorescences toxiques sont associées à une eutrophisation croissante de plus en plus fréquente engendrant une dégradation de la qualité des eaux et pouvant se traduire par des pertes économiques et des risques pour la santé humaine. Les risques d'intoxication deviennent importants lorsque les blooms sont concentrés à la surface de l'eau au niveau des berges où ils s'accumulent.

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

### ✓ Prolifération ou « Bloom » phytoplanctonique

De nos jours, l'ensemble des phénomènes de proliférations micro végétales se regroupe sous le terme de « Harmful Algal Bloom » ou HAB. Ces HAB correspondent à un groupe hétérogène d'évènements ayant des caractéristiques communes, c'est-à-dire : une origine microvégétale et des conséquences négatives sur les activités humaines (Zingone & Enevoldsen, 2000 *in* Gailhard, 2003).

On distingue ainsi, deux groupes d'organismes, ceux qui ne produisent pas de toxines et qui ont un effet néfaste sur l'environnement et leurs organismes et ceux qui produisent des toxines devenant en conséquence nocifs, même dans de faibles proportions. (Gailhard, 2003).

✓ **Les Phénomènes de prolifération : « Facteurs d'induction et impacts sur le fonctionnement de l'écosystème marin »**

Le phénomène de Bloom phytoplanctonique peut être à l'origine de diverses conséquences plus ou moins néfastes pour l'environnement et/ou les êtres humains. Ainsi, il peut engendrer différents cas :

- Apparition d'eaux colorées
- Hypoxie ou Anoxie
- Dystrophies
- Phénomène de toxicité

Chacun de ces évènements se manifeste, suite à l'apparition de certaines espèces ou assemblages phytoplanctoniques induits par des facteurs environnementaux variables.

✓ **Impacts écologiques et sanitaires des espèces phytplanctoniques à phycotoxines**

Le phytoplancton marin présente un grand nombre d'espèces parmi lesquelles on trouve certaines ayant la capacité de produire des toxines, plus communément appelées phycotoxines.

Différents cas se posent en fonction du mode d'action des phycotoxines et de ses conséquences. Ainsi, certaines vont être libérées dans l'eau et deviennent donc directement nocives, voire mortelles pour les organismes marins vivant à proximité (1).

En 1995, un cas de ce genre a été observé sur l'ensemble du littoral atlantique. Une espèce phytoplanctonique « *Gymnodinium mikimotoi* » avait alors proliféré et cette espèce produisant des substances cytotoxiques et hémolytiques avait provoqué un très fort

taux de mortalité chez les poissons, coquillages, oursins et divers invertébrés (1). On peut également prendre comme exemple l'espèce *Gymnodinium sp* responsable d'hémorragie et de congestion des branchies chez des espèces de poissons, entraînant leur mort (Elevage en Corse, 1993).

Dans d'autres cas, les phycotoxines restées à l'intérieur de la cellule vont être accumulées par différents types d'organismes (mollusques bivalves, crustacés, poissons, gastéropodes). Ceux-ci vont seulement jouer un rôle de transporteurs, c'est-à-dire qu'ils ne seront pas affectés dans le sens de la santé, mais qu'en revanche ils sont devenus toxiques pour ceux qui les consomment (Gailhard, 2003).

## 2- Matériel et méthodes :

### 2-1-Zone d'étude :

#### ✚ La lagune d'El Mellah :

La lagune el-Mellah ou «Garrat El Mellah » est située à l'extrême Nord-Est de l'Algérie près de la ville d'EL-Kala à proximité de la frontière algéro-tunisienne (8° 19' 30" longitudes Est, 36° 53' 50 latitudes Nord), en bordure de la Méditerranée entre deux cap Rosa et Roux (fig. ). Le lac Mellah est situé dans un milieu naturel couvert d'une forêt dense de chêne liège, où se trouvent d'autres étendues d'eau douce (lac Oubeira et lac Tonga).

Cet écosystème est l'unique milieu lagunaire en Algérie, son originalité réside dans son caractère saumâtre. D'après sa configuration et les oueds qui s'y jettent, le lac Mellah serait une ancienne vallée fluviale envahie par la mer (Arrignon, 1963). .

La lagune totalise une superficie de 865 hectares et 3,5 m de profondeur moyenne avec une profondeur maximale de 6 m (Messerer,1999).

La lagune communique avec la mer par un chenal d'environ 900m de longueur et une dizaine de mètres de largeur. Avant son aménagement la profondeur du chenal variait entre 0,3 et 2 m. Afin d'améliorer la production halieutique du lac, un aménagement du chenal a été réalisé en 1988; ceci a permis d'élargir et d'approfondir son lit à 2 m et actuellement la profondeur ne dépasse pas 0.5m. Cette lagune est non seulement alimentée par les eaux marines, grâce au chenal, mais aussi par les eaux douces de trois oueds : Reguibet au Nord-ouest, El Mellah au Sud-ouest et Belaroug au Sud; Le débit de ces derniers est variable en fonction des saisons (Bouhayene et Merdaci, 1998).

Guelorget et *al.* (1989), signalent que la circulation des eaux dans le bassin s'effectue en une lente rotation périphérique dans les sens des aiguilles d'une montre en accord avec la direction des vents dominants du secteur Nord-Ouest. Toutefois, les études récentes de Messerer (1999) ; Retima (1999) et Haridi (2000), montrent que les mouvements des lames d'eaux à l'intérieur du lac ne sont pas circulaires, mais sont régis par les mouvements des marées entraînant ainsi des courants qui déplacent ces lames d'eaux du Nord au Sud lors de la pleine mer (flot) et un courant les déplaçant dans le sens opposé lors de basse mer (jusant). Les échanges entre le lac et la mer sont variables en fonction des saisons.

Cependant, Thomas et *al.* (1973), mentionnent un débit de l'ordre de 0.5m<sup>3</sup>/s dans le sens lagune-mer.

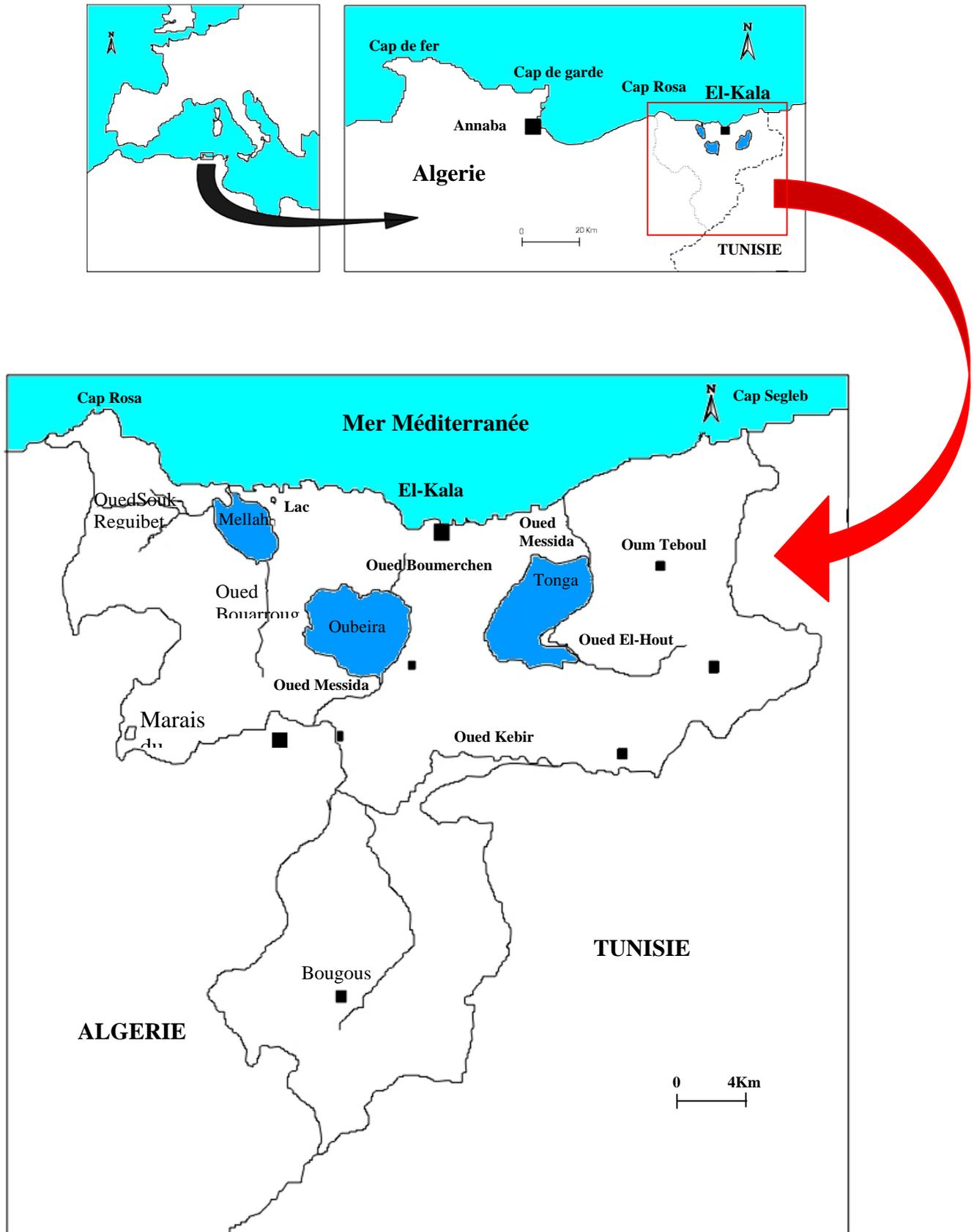


Figure 5: Situation géographique des zones humides du Parc National d'El-Kala (BENYACOUB, 1996).

## 2-2- Matériel biologique :

### 2-2-1- 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 %.

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<sup>ème</sup> degré Nord jusqu'au 12<sup>ème</sup> 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).

### **2-2-2- 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 côtes radiales 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.

### ✚ 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'il 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 inspireur 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 musculieux dit pied ; elle a par ailleurs, la capacité de s'enterrer en cas de prédation.

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.

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*

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

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

### ✚ 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).

### 2-3- Site et fréquence d'échantillonnage

L'échantillonnage du phytoplancton et la récolte des bivalves ont été réalisés 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.7). Les campagnes de prélèvement sont effectuées « in situ » entre Septembre 2003 et Mai 2004 à un rythme mensuel. Tous les prélèvements sont effectués généralement entre 9<sup>h</sup> : 30 et 15<sup>h</sup> 00.

### 2-4- Mesure des paramètres physico-chimiques :

Les mesures des 4 paramètres: la température « T°C », le pH, l'oxygène dissous (O<sub>2</sub>) et la salinité « S‰ » sont réalisées in situ, (au moment de l'échantillonnage des bivalves) à l'aide d'un multi paramètre (Consort 535) utilisant différentes sondes (fig.6).

L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis attendre quelques secondes pour la relever et lire le résultat de la mesure, après stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran



Figure6: Schéma d'un multi paramètre (CONSORT 535).

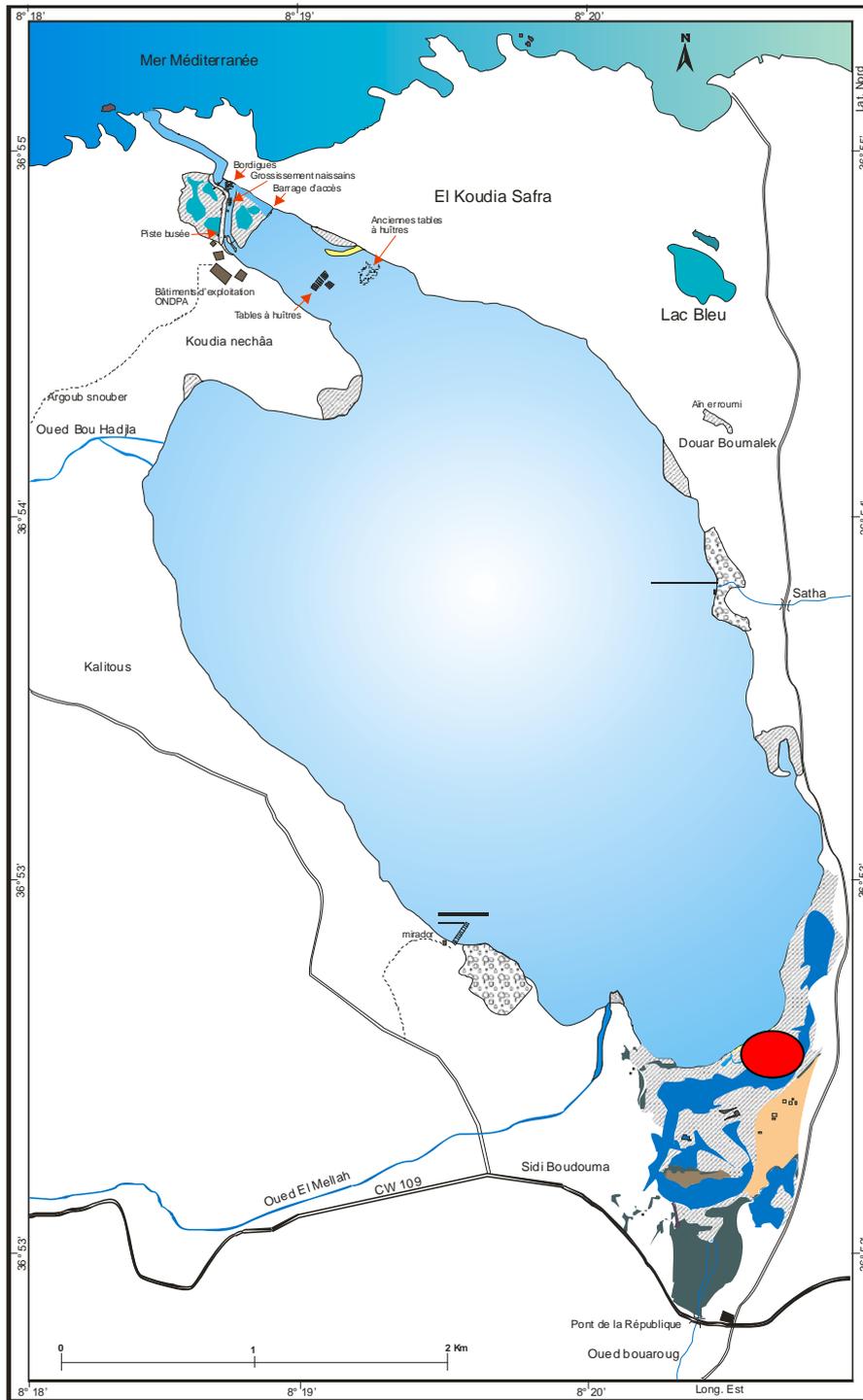


Figure7: Localisation de la station d'échantillonnage (Benyacoub, 2004, modifié)

### 2-5- Échantillonnage du phytoplancton

Des récoltes ont été effectuées à l'aide d'un filet à plancton (de 20 $\mu$ m de vide de maille) (fig.8). L'opération consiste à filtrer l'eau de surface (50 l) puis à transférer le filtrat obtenu dans un flacon en verre ombré de 125 ml contenant 5ml de formaldéhyde à 10%.

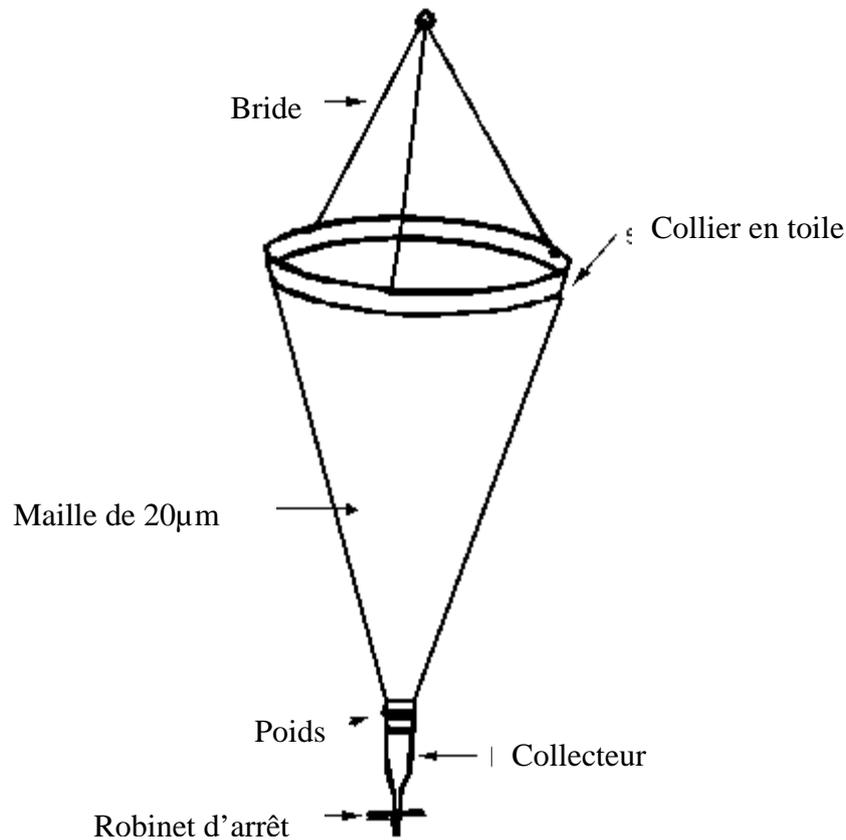


Figure8 : Schéma d'un filet à plancton

### 2-6-Echantillonnage et dosage de la Matière en suspension (MES) et de la chlorophylle a:

Pour le dosage de la matière en suspension et de la chlorophylle a nous avons prélevé 1,5 litre d'eau à la profondeur voulue (- 0,5m) que nous avons conservé au frais dans une glacière jusqu'à l'arrivée au laboratoire

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, chimiques ou biologiques avec l'eau de mer. Selon leur nature, Elles sont également une source nutritive non négligeable pour la faune.

#### ✚ Dosage des matières en suspension

##### ▪ Principe :

La détermination des matières en suspension dans l'eau a été faite par la méthode de pesée différentielle après filtration à l'aide d'un filtre de fibre de verre Whatman GF/C 47 µm afin de retenir toutes les particules de taille variant entre 0.47 µm et 250µm.

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

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

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

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

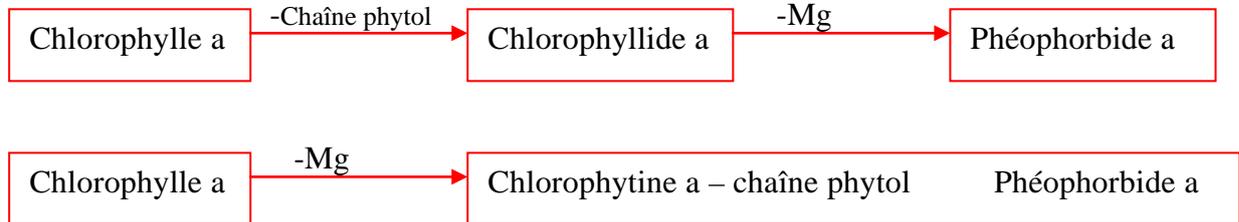
V = volume filtré (litre).

✚ **Dosage de la Chlorophylle a et des Phéopigments dans l'eau :** (selon la méthode de Lorenzen utilisant comme solvant l'acétone à 90%)

La détermination quantitative globale de la fraction particulaire vivante dans les milieux aquatiques est importante pour l'étude et la compréhension des phénomènes écologiques. Pour cela, une estimation du phytoplancton par voie chimique, par extraction et détermination des pigments photosynthétiques, s'avère satisfaisante, plus simple et plus rapide que des méthodes basées, par exemple, sur le comptage des cellules.

L'analyse des principaux pigments chlorophylliens (chlorophylles a, b, c et leurs phéopigments) et également des caroténoïdes nécessite l'extraction.

Pour la chlorophylle a on résume la dégradation selon les schémas suivant :



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

✚ **Principe** de la méthode est basé sur la filtration d'un volume d'eau connu (sur filtre Whatman GF/C 47 $\mu$ m en présence de carbonate de Mg); Le filtre est ensuite récupéré et les pigments retenus sont dissous dans l'acétone à 90%. La solution obtenue est filtrée afin d'obtenir une solution dépourvue de particules en suspension. La mesure des densités optiques se fait à l'aide d'un spectrophotomètre aux longueurs d'ondes  $\lambda = 665\text{nm}$  et  $\lambda = 750\text{ nm}$  avant et après acidification.

#### ✚ **Mode opératoire :**

✓ **la filtration:** L'eau doit être filtrée le plus rapidement possible après le prélèvement afin d'éliminer le zooplancton (ce qui consiste à filtrer l'eau brute dans un flacon jaugé de 1000 ml au travers d'un filet ou un tamis de 200 à 250  $\mu$ m de vide de maille). L'échantillon d'eau brute est filtré sur membrane en fibre de verre Whatman GF/C 47 $\mu$ m. (sur le filtre, déposer 3 à 4 gouttes de carbonate de magnésium afin de favoriser la filtration et d'éviter l'altération de la chlorophylle). Puis filtrer sous vide le volume d'eau considérée.

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

✓ **L'extraction des pigments** est réalisée dans 10 ml d'acétone à 90%. Le filtre et l'extrait pigmentaire ne doivent jamais rester à la lumière. A cet effet il est bon d'envelopper les tubes dans une feuille d'aluminium. Pour cela, prendre le filtre, le plier en 2 puis en 4... et ensuite le placer dans un tube contenant 10 ml d'acétone à 90%. (les filtres peuvent ainsi être conservés au congélateur, un mois au maximum).

- Par la suite, déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette ou d'un tube de verre à embout coupant;

Boucher et agiter pour disperser les fibres.

- Ensuite laisser l'extraction se poursuivre pendant une vingtaine d'heures au réfrigérateur dans l'acétone à 90% ou bien pendant 1 h à température ambiante dans le méthanol.

- Laisser revenir à température ambiante si nécessaire, ajuster exactement le volume. Boucher et agiter.

- Ensuite centrifuger pendant une minute et faire tomber les fibres de verre qui adhèrent à la paroi au-dessus de la surface du solvant, par un léger mouvement d'agitation.;

- Centrifuger à nouveau 5-10 min à 3000-4000  $\text{tr}\cdot\text{min}^{-1}$ . (les tubes doivent rester bouchés pour éviter l'évaporation).

✓ **La mesure de l'absorbance** se fait selon à 665 et 750 nm de longueur d'onde.

- Pour cela transférer le surnageant de centrifugation dans la cuve du spectrophotomètre (pour éviter l'entraînement de fibres de verre, aspirer lentement à l'aide d'une seringue en verre).

- Mettre la cuve en place et s'assurer de son positionnement correct; les absorbances brutes des extraits non acidifiés seront lues aux longueurs d'onde de 665 et 750 nm.

Soit  $Ab^{na}_{665}$  et  $Ab^{na}_{750}$ . La mesure à 750 nm doit rester inférieure à 0.005 par centimètre de trajet optique.

-Acidifier par addition de 10 $\mu$ l d'acide chlorhydrique (HCl à 0.3  $\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$  pour 1 ml) et attendre 2 à 3 min:

-Mesurer les absorbances brutes des extraits acidifiés à 665 et 750 nm (soit  $Ab^a_{665}$  et  $Ab^a_{750}$ ).

✓ **Expression des résultats** : Les absorbances brutes à 665 nm et les blancs de turbidité à 750 nm doivent être corrigés en soustrayant les blancs des cuves puis on obtient les absorbances nettes en soustrayant les absorbances corrigées mesurées à 750 nm des absorbances corrigées mesurées à 665 nm, c'est-à-dire :

- avant acidification

$$A^{na}_{665} = (Ab^{na}_{665} - bc_{665}) - (Ab^{na}_{750} - bc_{750})$$

- après acidification

$$A^a_{665} \sim (Ab^a_{665} - bc_{665}) - (Ab^a_{750} - bc_{750})$$

Les autres données sont: - V: volume d'eau filtrée (litre); v: volume de solvant d'extraction (millilitre); longueur du trajet optique de la cuve de mesure (centimètre)

○ Les concentrations de chlorophylle a e t de Phéopigments a se calculent d'après les équations suivantes:

$$[\text{Chlorophylle a}](\text{mg.m}^{-3}) = \frac{26.7(Ab^{na}_{665} - A^a_{665}) \times v}{V \times l}$$

$$[\text{Phéopigments a J}](\text{mg.m}^{-3}) = \frac{26.7(1.7Ab^a_{665} - A^a_{665}) \times v}{V \times l}$$

### 2-7-Identification et dénombrement des microalgues :

Dans cette étude, nous n'avons pris en considération que les genres reconnus comme toxiques; ces derniers appartiennent aux trois classes: diatomées ; dinoflagellés et cyanobactéries.

❖ Etude qualitative : 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 de différentes sources (Bourelly, 1985; Michel, 1987); Les principaux critères retenus sont la forme, la taille et la couleur

❖ Etude quantitative : Le dénombrement des micro algues se fait comme suit :

- Fixation et sédimentation en ajoutant à 10 ml de l'échantillon 5 ml de Lugol (le fixateur tue les algues, les alourdit (ce qui facilite leur sédimentation) et permet leur conservation pendant plusieurs mois.

- Homogénéisation des échantillons fixés, par agitation du flacon.

- Prélèvement d'un sous échantillon (Le volume est choisi en fonction de la densité algale) et dépôt dans une chambre à sédimentation.

- Comptage des Algues (sous microscope optique, en utilisant l'objectif (Gr x 20 et Gr x 40) par des parcours horizontaux sur toute la longueur de bande. Cette opération est répétée plusieurs fois (3 à 5 observations).

### 2-8- Récolte des bivalves :

✚ Au niveau de la lagune El Mellah la récolte de la palourde et de la coque est une activité artisanale et manuelle; 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.

## 2-9- L'indice de condition :

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.

## 2-10- Dosages biochimiques

### 2-10-1-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).

### 2-10-2- 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 dans 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 dans 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.

### 2-10-3-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 40000 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-dinitrobenzène (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 :

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

$\Delta$ 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.

### 2-10-4-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 1** : 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, conservation au froid et délais d'utilisation 2 à 3 semaines.

### 2-11- Analyses Statistiques des données

#### 📊 Analyses statistiques bivariées :

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

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

Ce coefficient est compris entre -1 et +1. Il est en valeur absolue, d'autant plus

proche de 1 que la liaison entre les deux séries d'observations est nette, pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire. Au contraire, si le coefficient est nul ou approximativement nul c'est que les deux variables ne sont pas corrélées entre elles.

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

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

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

#### **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 (Palm, 1998 *in* Frahtia, 2005).

D'après Dagnelie, (1982) *in* Frahtia, (2005), 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.

### 3-RESULTATS:

#### 3-1-Physico chimie de l'eau de la lagune El Mellah

##### 3-1-1-La température

Les mesures mensuelles de la température de l'eau du lac montrent l'existence d'une phase de décroissance s'étalant de septembre à janvier suivie d'une phase de croissance. La température la plus basse ( $11,8^{\circ}\text{C}$ ) est relevée en janvier et marque un écart de  $17^{\circ}\text{C}$  par rapport à celle de septembre ( $29^{\circ}\text{C}$ ) la plus élevée ; De janvier à mai l'eau de la lagune gagne  $10^{\circ}\text{C}$  (fig.9).

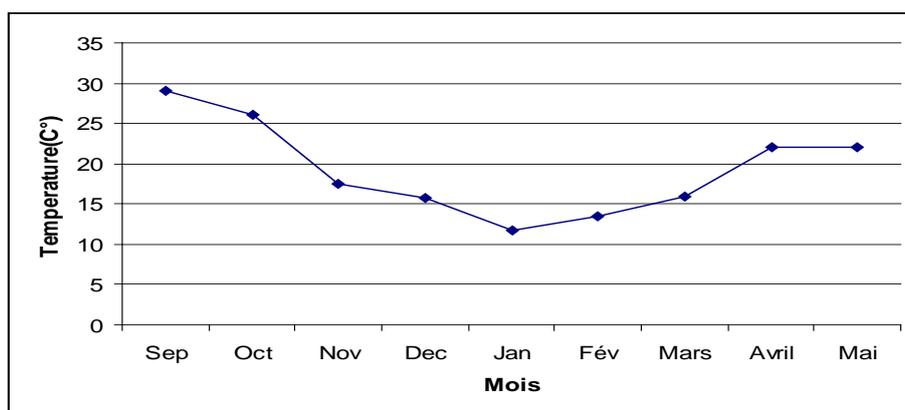


Figure 9: Evolution mensuelle de la température de l'eau de la lagune El Mellah.

##### 3-1-2-La salinité

La salinité de l'eau de la lagune décroît de septembre à mai ; elle passe de  $29,5 \text{ g/l}$  à  $21,9 \text{ g/l}$  et perd ainsi jusqu'à  $8 \text{ g/l}$  durant cette période d'étude. Des salinités supérieures à  $25 \text{ g/l}$  sont relevées de septembre à novembre ; c'est à partir de décembre que la salinité de l'eau passe en dessous de  $25 \text{ g/l}$  pour atteindre  $21,9 \text{ g/l}$  en avril (fig.10)

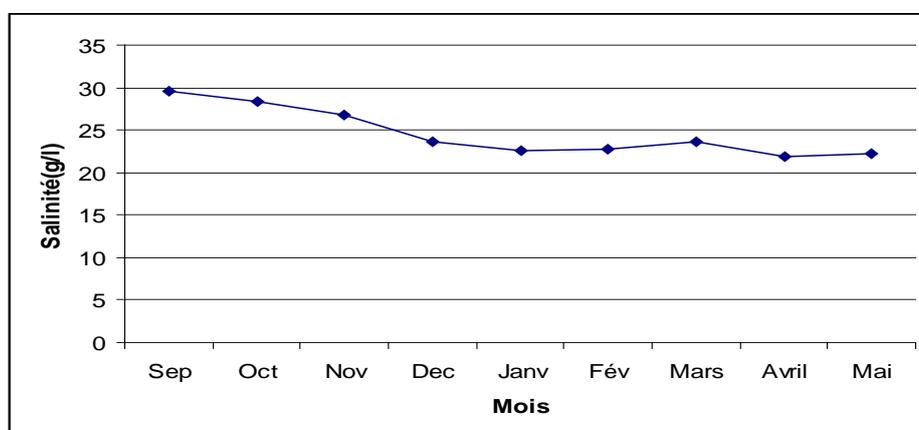


Figure10 Evolution mensuelle de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah.

### 3-1-3-L'oxygène dissous (O<sub>2</sub>) :

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau de la lagune dépassent généralement 5 mg/l à l'exception du mois de novembre où des teneurs proches de 4 mg/l sont relevées. Il est noté un pic de plus de 12 mg/l en décembre et des teneurs comprises entre 7 et 10 mg/l de janvier à mai (fig. 11).

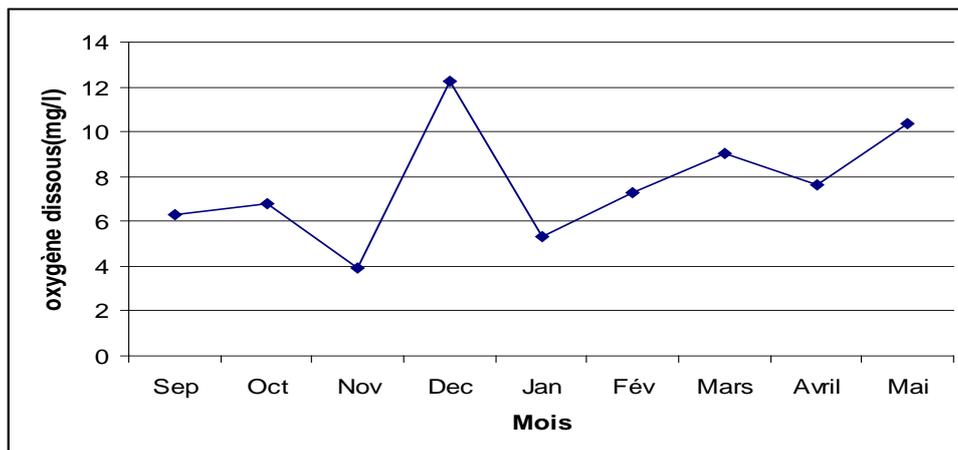


Figure11 Evolution mensuelle de la teneur en oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah

### 3-1-4- pH de l'eau

Durant cette période d'étude le pH de l'eau de la lagune varie entre 8,4 et 5,4 ; Ce paramètre montre une phase de décroissance lente de septembre à janvier, les valeurs se maintenant au dessus de 7,5 ; c'est en revanche, en février que le pH chute brusquement pour atteindre une valeur de 5,4. C'est à partir de mars que l'eau de la lagune retrouve son alcalinité (fig. 12).

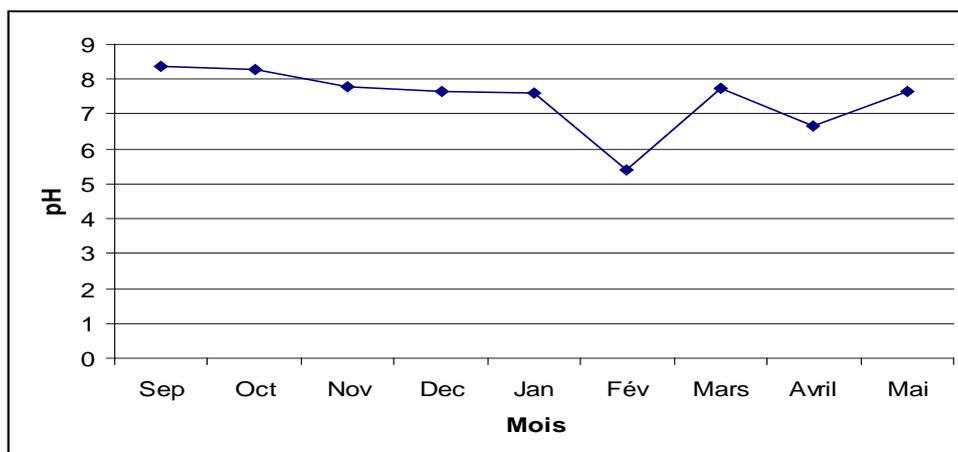


Figure12 : Evolution mensuelle du pH de l'eau de la lagune El Mellah

### 3-1-5- La matière en suspension (MES)

Nos données montrent l'apparition de 2 pics (proches de 100 mg/l) qui se suivent, l'un en novembre et l'autre en décembre. Par la suite une baisse brutale de la teneur en MES, qui passe en dessous de 20 mg/l, est relevée en janvier. Les teneurs en MES relevées à partir de février fluctuent entre 20 et 40 mg/l (fig.13 ).

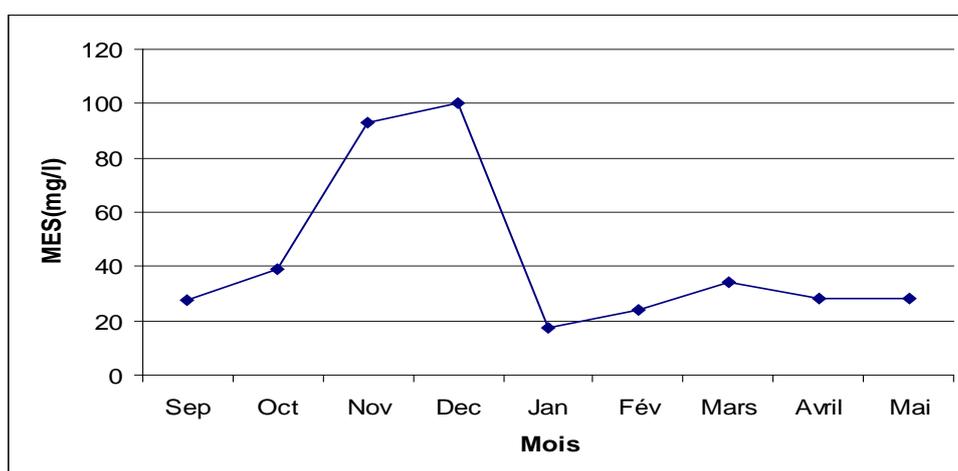


Figure13 : Evolution mensuelle des teneurs en matières en suspension de l'eau de la lagune El Mellah

### 3-1-6-Teneurs en chlorophylle a

Les résultats du dosage de la chlorophylle a font apparaître l'existence de 2 phases ; une première s'étalant de septembre à décembre, pendant laquelle les teneurs en chlorophylle a dépassent 5  $\mu\text{mol/l}$ , et une seconde comprenant des teneurs en chlorophylle a inférieures à 5  $\mu\text{mol/l}$  qui s'étale de janvier à mai. C'est, par ailleurs, en octobre que la teneur en chlorophylle a la plus élevée (proche de 23  $\mu\text{mol/l}$ ) est relevée (fig. 14 ).

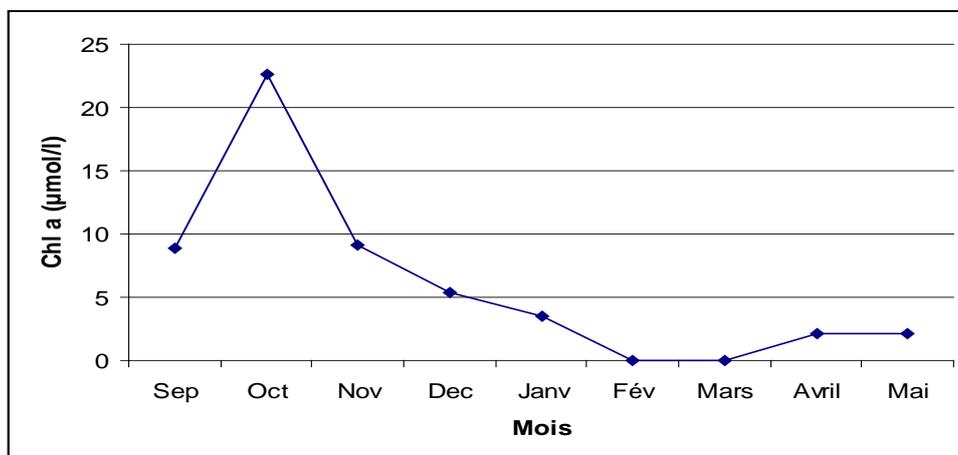


Figure14 : Evolution mensuelle des teneurs en chlorophylle a de l'eau de la lagune El Mellah

### 3-2- 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 14 genres (Tableau2 ). Ces derniers sont répartis en 3 classes : Diatomées (3 genres), Dinoflagellés (6 genres) et Cyanobactéries (5 genres) ;

**Tableau 2 :** Inventaire taxinomique du phytoplancton toxique (>20µm) récolté dans la partie sud de la lagune El Mellah

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909
<p><b>Ordre :</b>Chroococcales Wettstein,1924  <b>Famille :</b> Chroococcacées Nâgeli 1849.Catt.etnzell.Algen  <i>Microcystis sp*</i>  <i>Gomphosphaeria sp*</i></p> <p><b>Famille :</b> Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12  <i>Lyngbya sp*</i>  <i>Oscillatoria sp*</i>  <i>Pseudanabaena sp*</i></p>
CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)
<p><b>Ordre:</b> Pennales  <b>Famille :</b> Nostocacées Durnortier,1829  <i>Amphora sp*</i>  <b>Famille :</b> Nitzschiaceae  <i>Nitzschia sp*</i>  <i>Pseudonitzschia sp*</i></p>
CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch,1927
<p><b>Ordre :</b>Dinophysales Lindemann,1928  <b>Famille:</b> Dinophysaceae Stein, 1883  <i>Dinophysis sp*</i></p> <p><b>Ordre :</b> Gymnodiniales Lemmermann,1910  <b>Famille :</b> Gymnodiniaceae Lankester,1885  <i>Gymnodinium sp*</i></p> <p><b>Ordre:</b> Noctilucales Haeckel, 1894  <b>Famille:</b> Noctilucaceae Kent, 1881  <i>Noctiluca sp*</i></p> <p><b>Famille:</b> Peridiniaceae Ehrenberg, 1828  <i>Peridinium sp*</i>  <i>Protopteridinium sp*</i>  <i>Scippsiella sp*</i></p> <p><b>Ordre :</b> Prorocentrales Lemmermann, 1910  <b>Famille :</b> Prorocentraceae Stein, 1883  <i>Prorocentrum sp*</i></p>

### 3-2-1-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 au dessus de 400 ind/l. c'est en effet de septembre à janvier que les densités microalgales dépassent 400 ind/l atteignant jusqu'à 1200 ind/l en octobre. En revanche, de février à mars les densités micro algales sont inférieures à 200 ind/l puis remontent en avril pour atteindre 400 ind/l (fig.15 ).

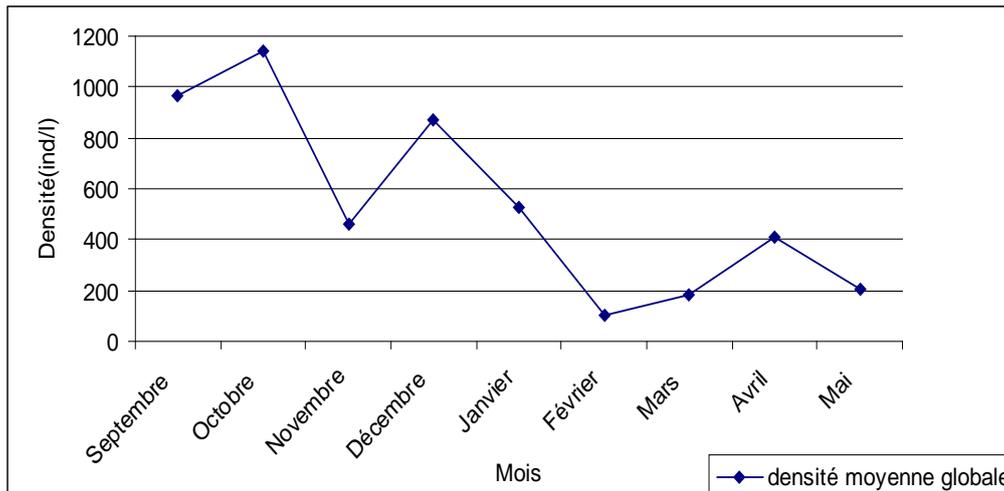


Figure 15 : Evolution de la densité moyenne globale du phytoplancton toxique de la lagune el Mellah

### 3-3- L'indice de condition des bivalves

#### 3-3-1 Variation mensuelle de l'indice de condition chez *R. decussatus* et *C. glaucum*

L'évaluation de l'indice de condition fait apparaître l'existence de variations saisonnières de cet indice chez les deux espèces de bivalves.

Chez l'espèce *R. decussatus* cet indice montre les valeurs les plus basses en septembre –octobre pour ensuite atteindre 7 (la valeur maximale) en novembre et par la suite se stabiliser entre 5 et 6 de décembre à mars. Cet indice baisse au dessous de 5 en avril – mai (fig.16 ).

Chez *C. glaucum* les valeurs de l'indice les plus élevées (dépassant 4) sont relevées en période automnale ; c'est en revanche en novembre que la valeur la plus élevée (dépassant 5) est relevée. Par ailleurs, c'est à partir de février que l'indice atteint des valeurs inférieures à 4 (tab. 3 ; fig.16)

Tableau 3 : Variations mensuelles de l'indice de condition ( $m \pm s$ ,  $n = 5,10$ ) chez *R. decussatus* et chez *C. glaucum* peuplant la lagune El Mellah)

Mois	Indice de condition chez <i>C.glaucum</i>	Indice de condition chez <i>R..decussatus</i>
Septembre	4,36±0,73 (n=9)	3,19±1,02 (n=5)
Octobre	5,28±0,98 (n=6)	3,57±1,74 (n=10)
Novembre	Coques vides	7,10±0,79 (n=10)
Décembre	4,35±0,40 (n=5)	5,46±0,82 (n=10)
Janvier	4,23±0,81 (n=10)	5,47±1,65 (n=10)
Février	3,46±0,39 (n=5)	5,65±0,95 (n=10)
Mars	3,64±0,36 (n=5)	5,17±0,89 (n=10)
Avril	3,82±0,34 (n=5)	4,70±0,83 (n=5)
Mai	3,30±0,69 (n=5)	4,56±1,71 (n=5)

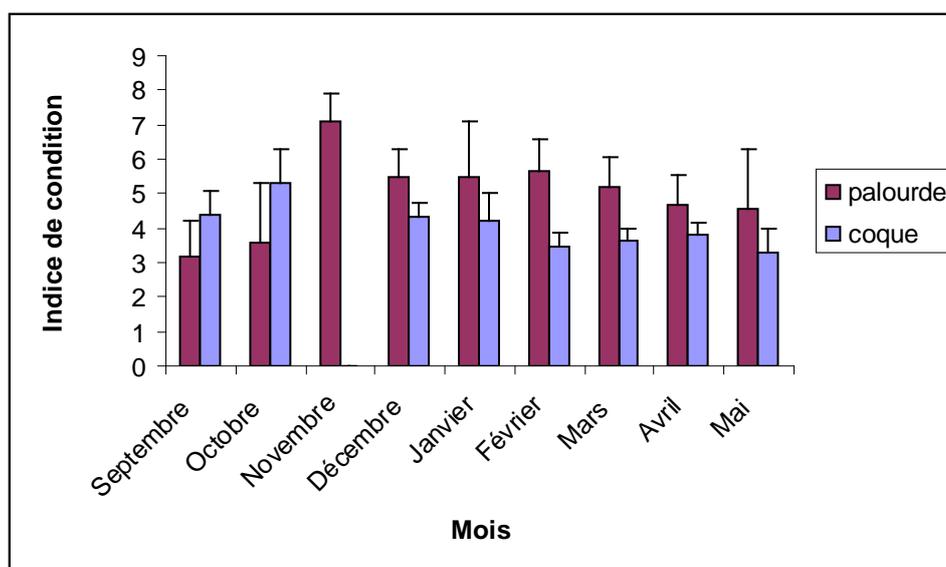


Figure16 : Variations mensuelles de l'indice de condition chez les bivalves peuplant la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### 3-3-2-Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction des paramètres physicochimiques de l'eau de la lagune

#### 🌈 Indice de condition et température de l'eau

L'indice de condition montre des variations similaires chez les 2 espèces de bivalves. Cet indice commence à croître quand la température de l'eau décroît de septembre à novembre.

Par la suite les valeurs de l'indice se stabilisent malgré les fluctuations de la température de l'eau qui continue sa décroissance jusqu'à janvier pour ensuite remonter progressivement (fig.17).

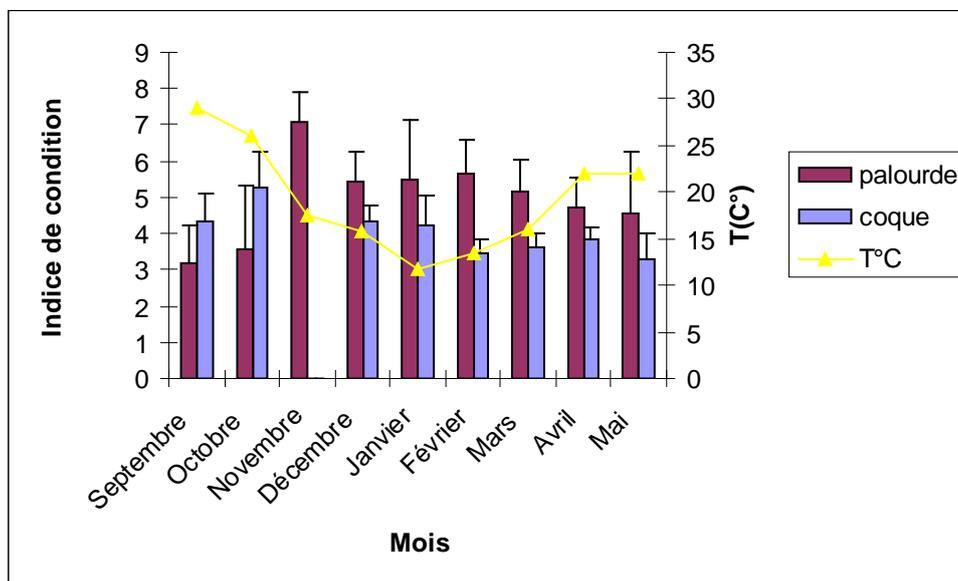


Figure17 : Variations mensuelles de l'indice de condition des bivalves en fonction de la température de l'eau (*R. decussatus* et *C. glaucum* - Lagune El Mellah)

#### 🚩 Indice de condition et salinité de l'eau

Selon la figure18 on remarque que l'indice de condition présente les valeurs les plus basses lorsque la salinité est élevée (dépassant 25 g/l) mais semble, en revanche, se stabiliser quand la salinité se maintient entre 20 et 25 g/l.

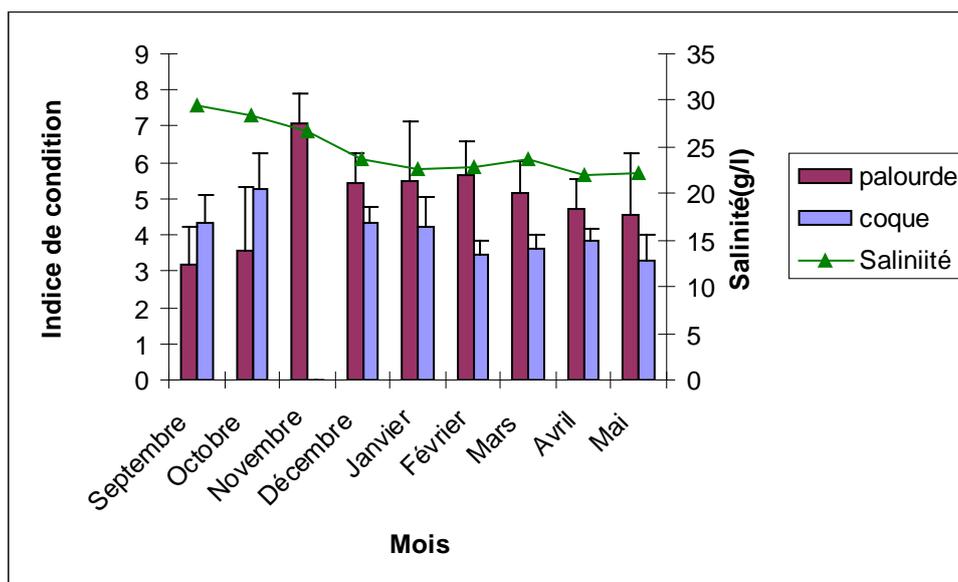


Figure 18: Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction de la salinité de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### Indice de condition et teneurs en oxygène dissous

L'indice de condition montre des valeurs basses lorsque les teneurs en oxygène dissous sont basses (inférieures à 4) ; toutefois cet indice augmente tout en se stabilisant avec la bonne oxygénation (supérieure à 6 mg/l) de l'eau relevée à partir de janvier (fig.19).

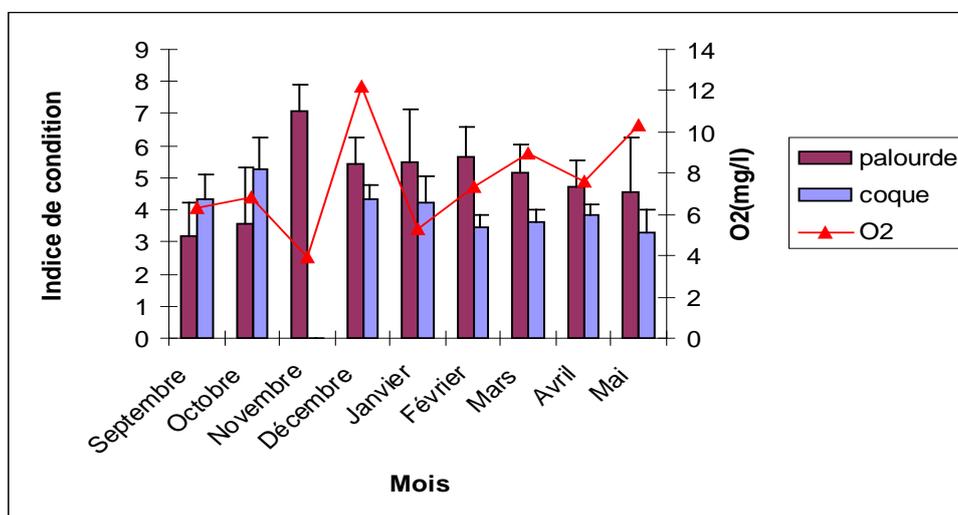


Figure19 : Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction de teneur en oxygène dissous de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### Indice de condition et pH

Le pH de l'eau de la lagune ne semble pas avoir une influence importante sur l'indice de condition des bivalves du fait que les écarts de pH relevés mensuellement à partir de février n'ont pas engendré de grosses variations de l'indice (fig.20).

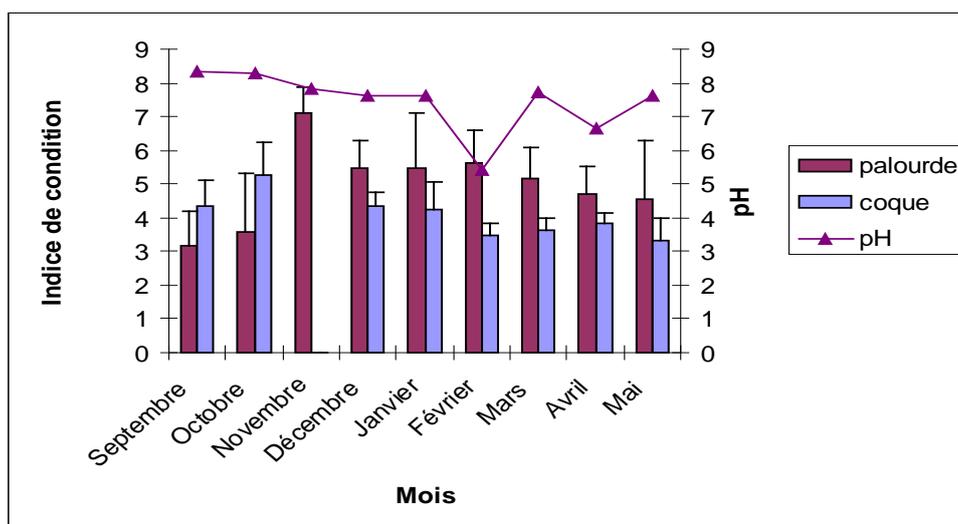


Figure20 : Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction du pH de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### ✚ Indice de condition et matières en suspension (MES)

L'indice de condition des bivalves semble évoluer de manière similaire avec les teneurs en MES. Nous notons, en effet, que l'indice de condition atteint sa valeur maximale quand les teneurs maximales (proches de 100 mg/l) en MES sont relevées en novembre –décembre. Nous remarquons toutefois que malgré la chute des teneurs en MES (à moins de 20 mg/l) l'indice de condition est maintenu à des valeurs assez élevées ; cet indice semble, par ailleurs, se stabiliser avec la stabilisation des teneurs en MES entre 20 et 40 mg/l (fig.21).

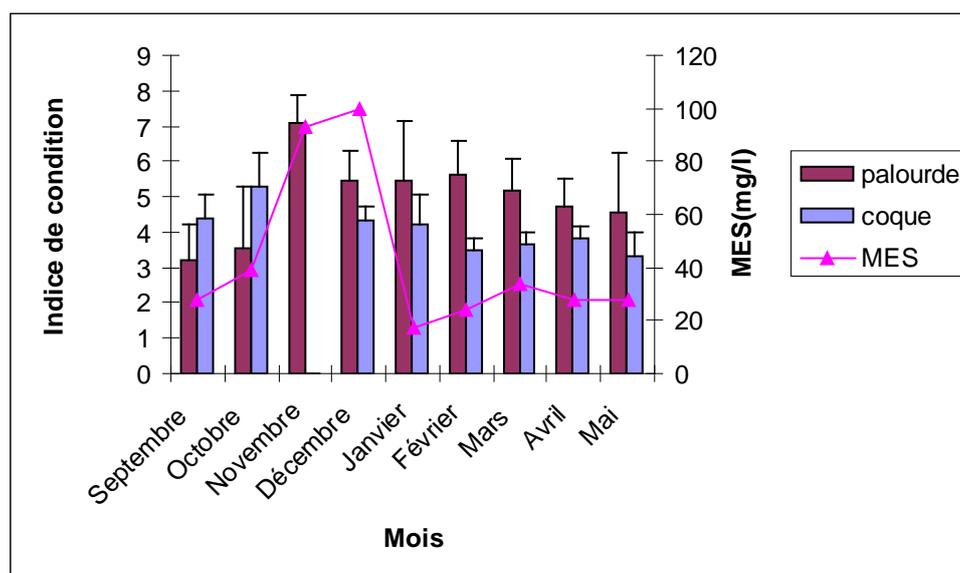


Figure 21 : Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction de la teneur en MES de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### ✚ Indice de condition et chlorophylle a

Les teneurs en chlorophylle a montrent en période automnale une évolution similaire à celle de l'indice de condition ; l'augmentation des teneurs (dépassant 8  $\mu\text{mol/l}$ ) en Chl a enregistrées de septembre à décembre suit celle de l'indice chez les deux bivalves. Nous relevons, toutefois que malgré la baisse, assez importante des teneurs en chlorophylle a relevées à partir de janvier (teneurs comprises entre 0 et 5  $\mu\text{mol/l}$ ) l'indice de condition des bivalves ne présente pas de fortes fluctuations (fig.22 )

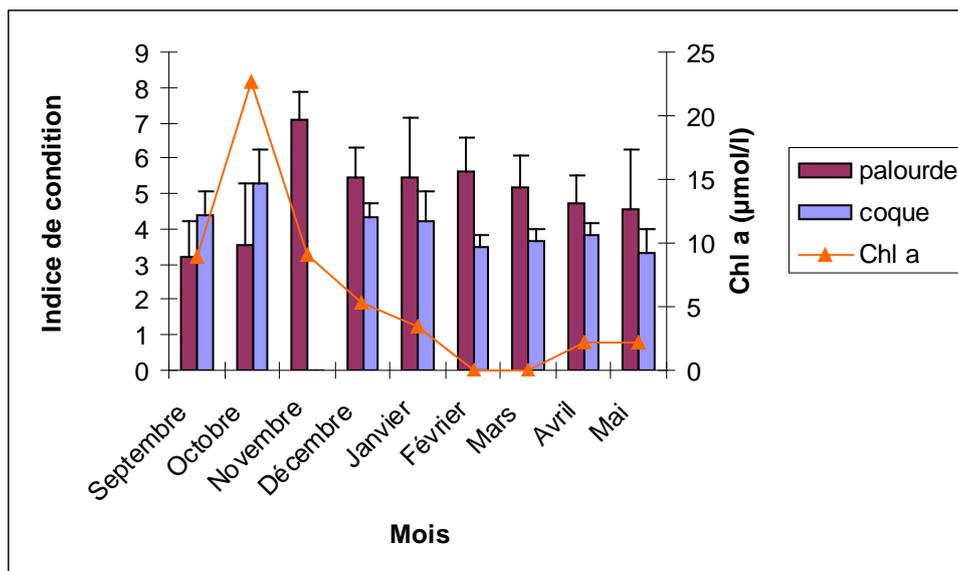


Figure 22: Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction de la teneur en chlorophylle a de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

#### ✚ Indice de condition et densité du phytoplancton toxique

L'indice de condition des 2 bivalves montre sa valeur la plus élevée avec l'apparition des densités maximales en phytoplancton toxique relevées en septembre-octobre. Mais comme nous l'avons constaté pour les teneurs en MES et en chlorophylle a nous ne notons pas de fluctuations importantes de cet indice suite à la chute des densités microalgales relevées à partir de février (fig.23 ).

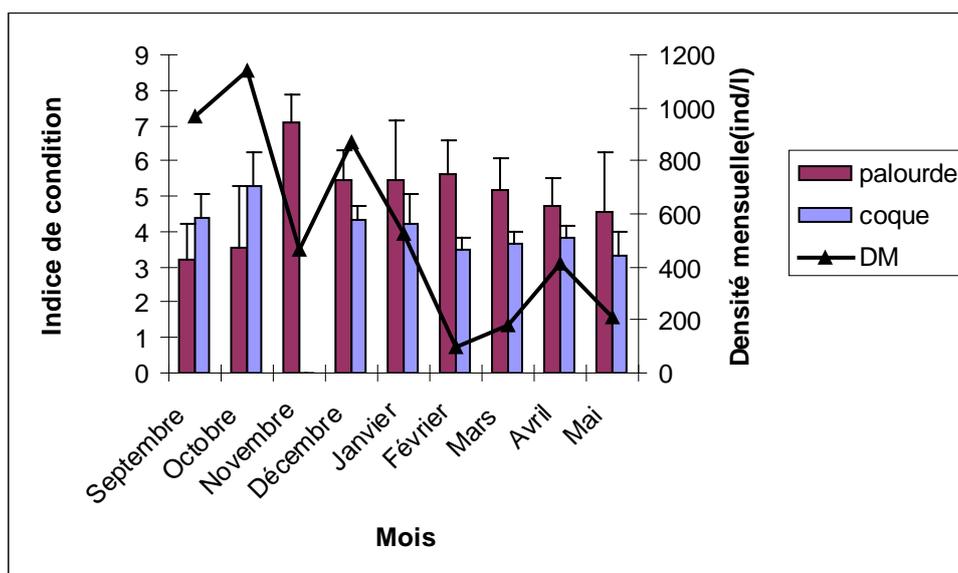


Figure23 : Evolution de l'indice de condition des bivalves en fonction de la densité du phytoplancton toxique de l'eau de la lagune (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

**3-4-Variations mensuelles du glutathion (GSH, GST) chez *R. decussatus* et *C. glaucum*.**

Le suivi des teneurs en GSH montre des variations similaires chez les 2 espèces de bivalves peuplant la lagune El Mellah. Les teneurs en GSH 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 (tab. 4 ; fig.24 ).

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 ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ). L'activité de la GST ( $\text{m}\pm\text{s}$ )  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, a été déterminée mensuellement chez les espèces *R. decussatus* et *C. glaucum*, récoltées dans la lagune El Mellah.

Le suivi de l'évolution L'activité de la GST ( $\text{m}\pm\text{s}$ )  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéine chez *C. glaucum* et chez *R. decussatus* fait apparaître l'existence d'importantes fluctuations illustrées par l'apparition d'activité maximales (supérieures à 6  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines ceci aussi bien chez *R. decussatus* que chez *C. glaucum*) en septembre et des activités minimales (2,55 et 1,45  $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines respectivement chez *R. decussatus* et chez *C. glaucum*) 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 (tab. 4; fig.25 ).

Tableau 4 : Variations mensuelles des concentrations du GSH ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de tissu) et de l'activité du GST( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéine), ( $\text{m}\pm\text{s}$ ), chez *R. decussatus* et chez *C. glaucum*.

Mois	GSH ( $\mu\text{M}/\text{mg}$ )		GST ( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ )	
	<i>R.decussatus</i>	<i>C.glaucum</i>	<i>R.decussatus</i>	<i>C.glaucum</i>
Septembre	25,72 $\pm$ 1,72 (n=5)	6,40 $\pm$ 0,92 (n=5)	18,87 $\pm$ 11,72 (n=5)	6,64 $\pm$ 1,14 (n=4)
Octobre	36,48 $\pm$ 9,03 (n=5)	5,31 $\pm$ 0,50 (n=5)	46,26 $\pm$ 12,81 (n=5)	5,43 $\pm$ 2,38 (n=5)
Novembre	40,85 $\pm$ 9,83 (n=5)	4,38 $\pm$ 0,34 (n=5)	Coques vides	Coques vides
Décembre	48,01 $\pm$ 17,04 (n=5)	4,53 $\pm$ 0,86 (n=5)	50,75 $\pm$ 12,24 (n=5)	3,89 $\pm$ 0,53 (n=3)
Janvier	60,24 $\pm$ 9,69 (n=5)	2,55 $\pm$ 0,45 (n=5)	63,84 $\pm$ 8,29 (n=5)	1,45 $\pm$ 0,30 (n=5)
Février	51,62 $\pm$ 6,57 (n=5)	4,36 $\pm$ 0,99 (n=5)	53,25 $\pm$ 6,02 (n=5)	3,65 $\pm$ 0,57 (n=5)
Mars	53,77 $\pm$ 4,53 (n=5)	4,04 $\pm$ 1,65 (n=5)	51,45 $\pm$ 11,12 (n=5)	3,42 $\pm$ 0,91 (n=5)
Avril	58,61 $\pm$ 17,33 (n=5)	2,61 $\pm$ 0,84 (n=4)	60,58 $\pm$ 12,00 (n=5)	2,74 $\pm$ 0,35 (n=5)
Mai	57,27 $\pm$ 8,52 (n=5)	2,85 $\pm$ 0,42 (n=5)	58,37 $\pm$ 19,39 (n=5)	2,86 $\pm$ 0,83 (n=5)

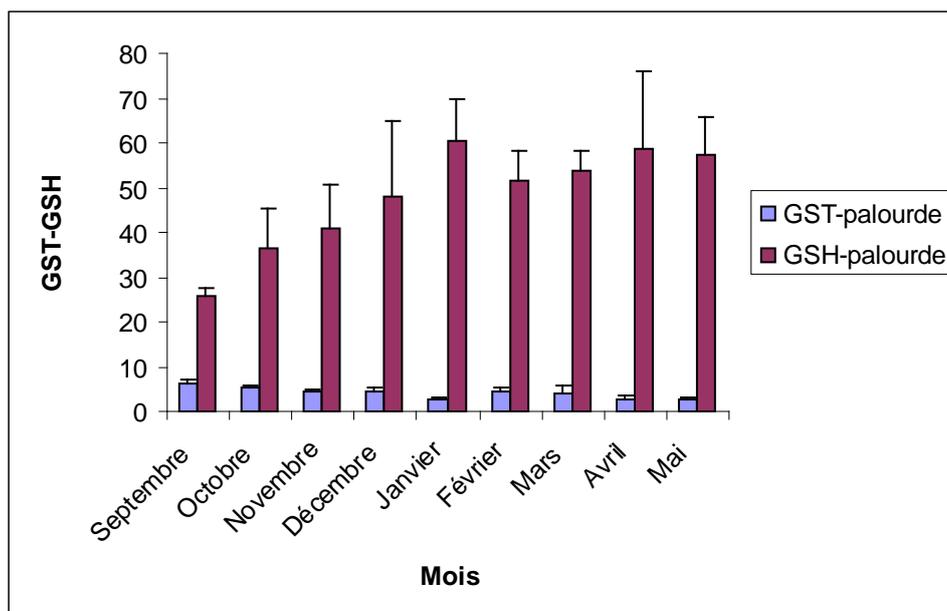


Figure 24 : Variations mensuelles de la teneur en GSH et de l'activité de la GST chez *R. decussatus* (Lagune El Mellah)

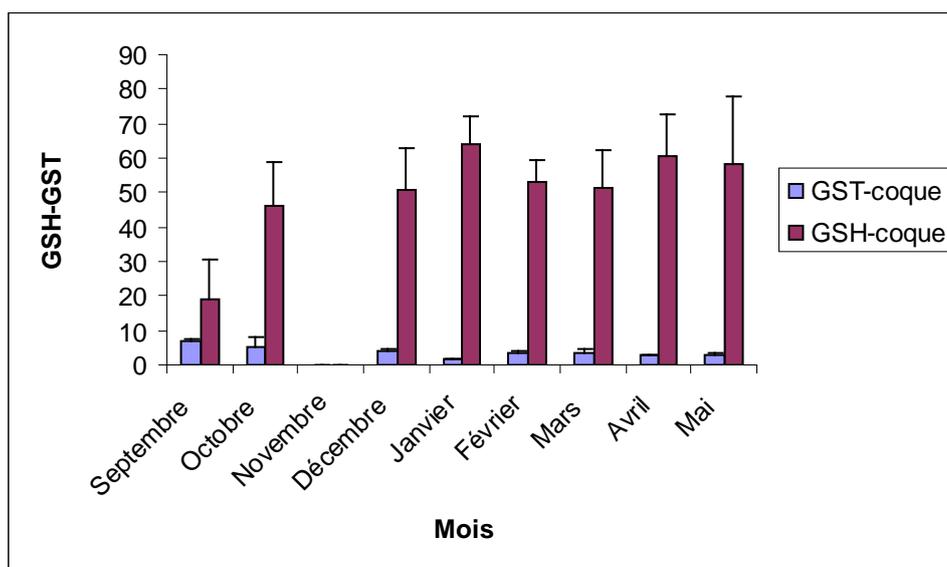


Figure 25 : Variations mensuelles de la teneur en GSH et de l'activité de la GST chez *C. glaucum* (Lagune El Mellah)

### 3-4-1- Variations de la teneur en GSH chez *R. decussatus* et *C. glaucum* en fonction des paramètres physico-chimiques de l'eau

#### ✚ Teneur en GSH et température de l'eau

Les teneurs en GSH augmentent quand la température de l'eau baisse. Nous relevons, en effet, que les teneurs minimales en GSH sont basses en septembre quand la température de l'eau est à son maximum (proche de 30°C); ces teneurs en GSH augmentent

progressivement avec la baisse progressive de la T° de l'eau pour atteindre les valeurs maximales en janvier quand la T° de l'eau est à sa valeur la plus basse.

L'augmentation progressive de la T° relevée à partir de février et son maintien au dessous de 23°C semble être à l'origine d'une légère baisse puis d'une stabilisation des teneurs en GSH durant cette période (fig.26 ).

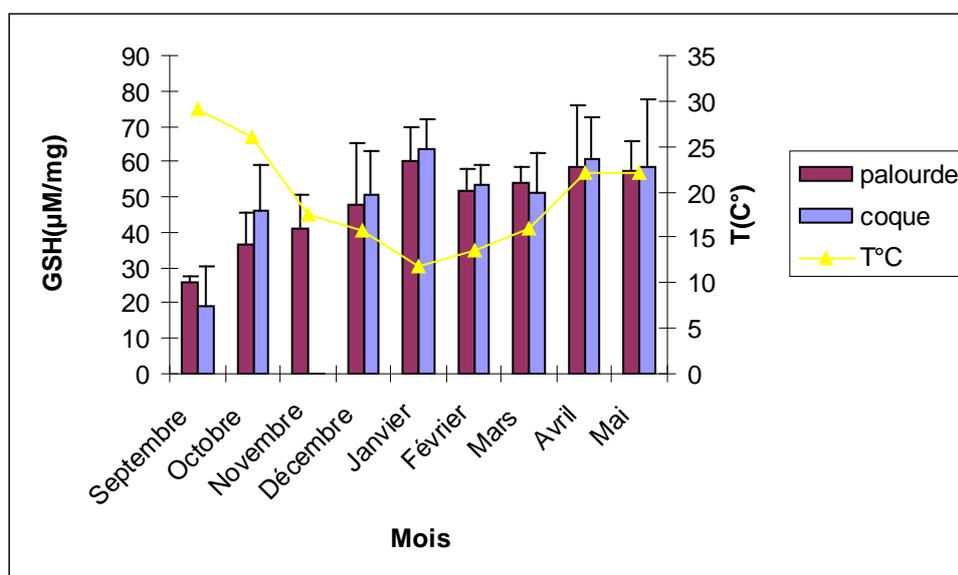


Figure26 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la température de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

#### ✚ Teneur en GSH et salinité de l'eau

Chez les 2 espèces de bivalves, la teneur en GSH présente des variations saisonnières illustrées par l'enregistrement de valeurs basses en septembre, quand la salinité de l'eau est maximale et des valeurs élevées quand la salinité atteint ses valeurs minimales.

La baisse progressive de la salinité observée de septembre à janvier semble coïncider avec l'augmentation progressive des teneurs en GSH relevées chez les bivalves (fig.27 ).

Nous notons par ailleurs que la stabilité des valeurs de la salinité de l'eau (comprise entre 20 et 24 g/l) observée à partir de février serait à l'origine du maintien des teneurs en GSH (entre 50 et 60 µM/mg de tissus).

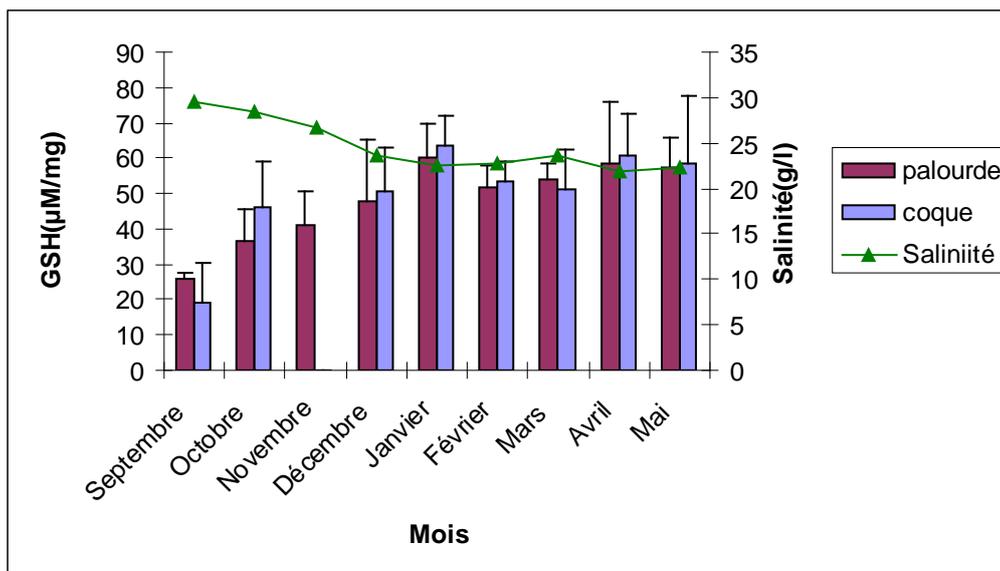


Figure27 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

#### ✚ Teneur en GSH et teneur en oxygène dissous de l'eau

Les concentrations en GSH relevées chez les bivalves peuplant la lagune El Mellah seraient influencées par les teneurs en oxygène dissous de l'eau ; l'augmentation de ce paramètre abiotique relevée en décembre (12 mg/l) et son maintien à des valeurs dépassant 6 mg/l de février à mai semblent favoriser l'augmentation et le maintien des teneurs en GSH à des niveaux assez élevés à ces périodes respectives (fig.28 ).

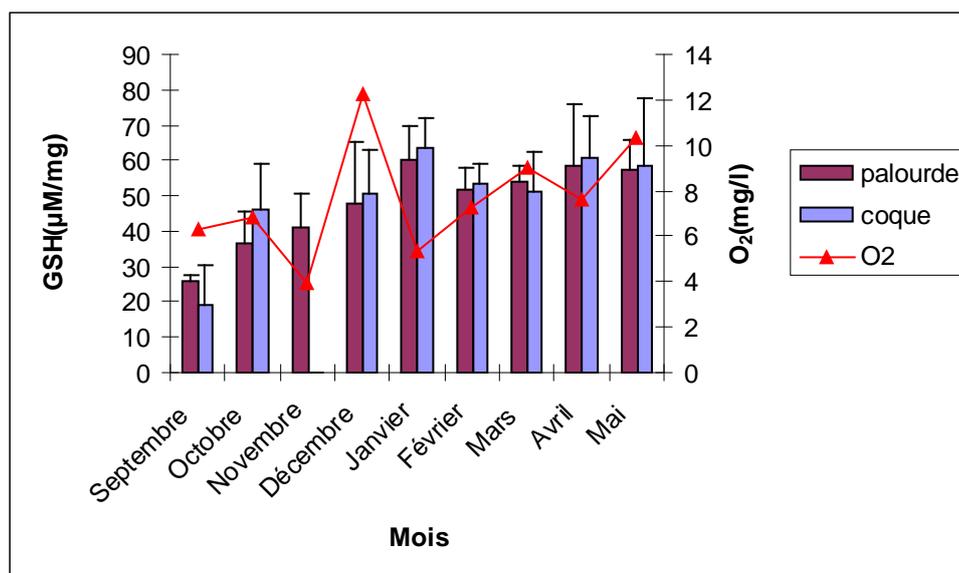


Figure28 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la teneur en oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### ✚ Teneur en GSH et pH de l'eau

Nos données montrent que le pH de l'eau de la lagune ne semble pas avoir un impact important sur les teneurs en GSH relevées chez les bivalves du fait que les écarts de pH relevés mensuellement à partir de février ne sont pas à l'origine de grosses variations des teneurs en GSH à cette même période (fig.29).

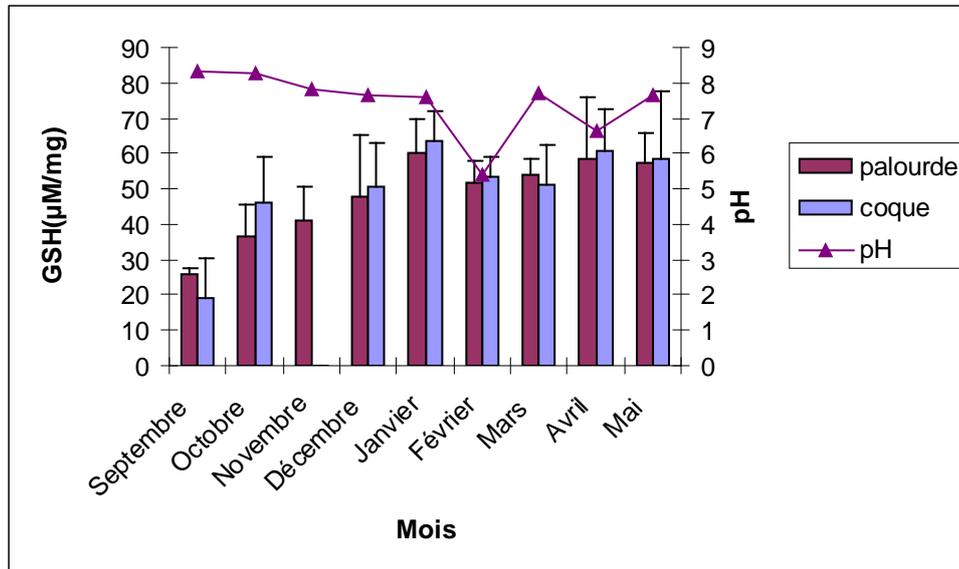


Figure 29 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction du pH de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### ✚ Teneur en GSH et teneur en matières en suspension dans l'eau

De septembre à décembre les teneurs en GSH dans les tissus des deux espèces de bivalves augmentent progressivement avec l'augmentation progressive de la teneur en matière en suspension dont les valeurs maximales (relevées en novembre-décembre) précèdent la teneur maximale en GSH enregistrée en janvier.

Nous remarquons toutefois que malgré la chute (à moins de 20 mg/l) des teneurs en MES, notées à partir de janvier, les teneurs en GSH se maintiennent à des valeurs assez élevées pour des teneurs en MES comprises entre 20 et 40 mg/l (fig.30).

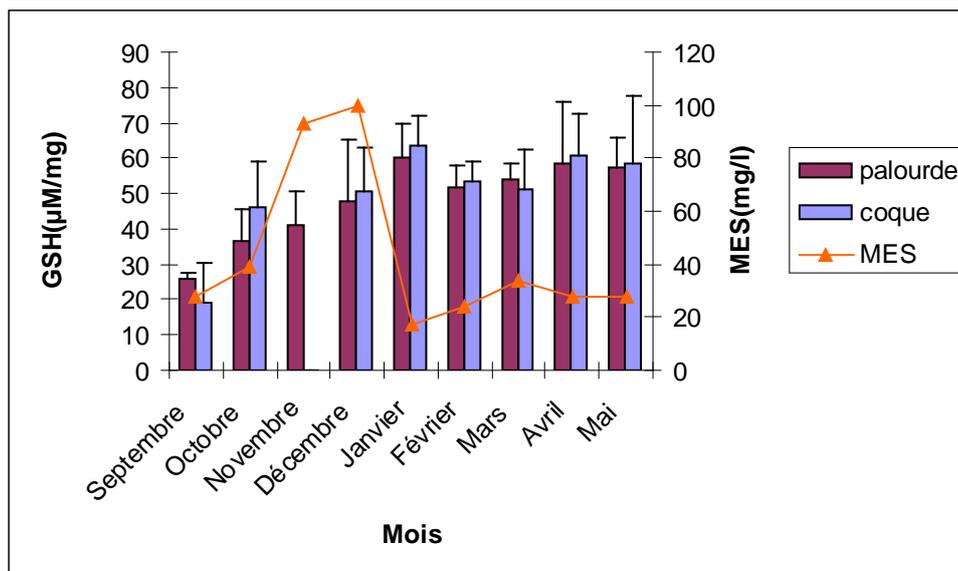


Figure 30: Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la teneur en MES de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

#### ✚ Teneur en GSH et concentration en chlorophylle a dans l'eau

Les teneurs en GSH dosées dans les tissus des bivalves montrent une augmentation progressive en période automnale quand les teneurs en chlorophylle a dans l'eau dépassent 8 µmol/l.

Nous notons toutefois que malgré la chute (au dessous de 3 µmol/l) des teneurs en chlorophylle a dans l'eau de la lagune, les teneurs en GSH dans les tissus maintiennent leur ascension et restent comprises entre 50 et 60 µM/mg de tissus de janvier à mai (fig.31).

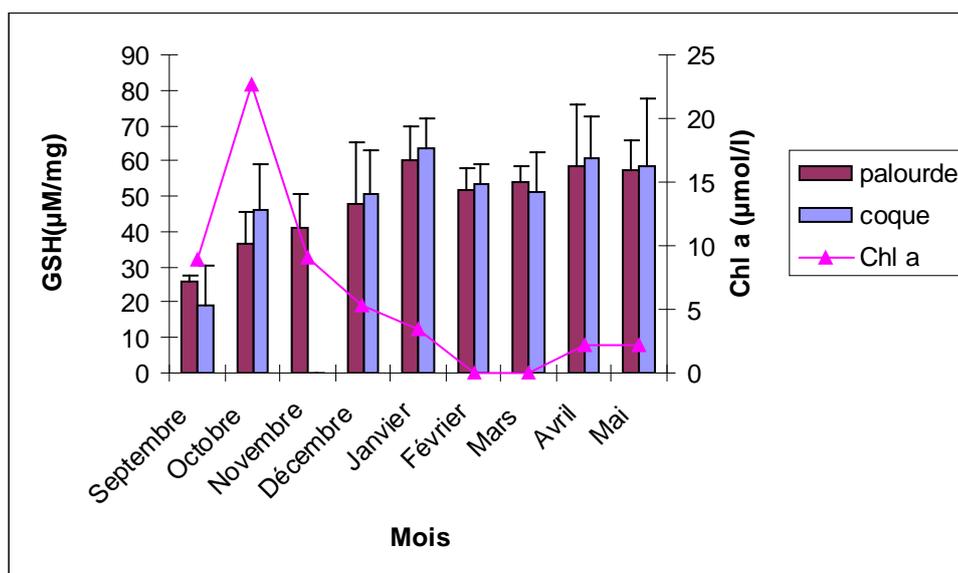


Figure31 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la teneur en chlorophylle a de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### ✚ Teneur en GSH et densité en phytoplancton toxique

En période automnale les teneurs en GSH semblent augmenter progressivement en présence des fortes densités en microalgues (supérieures à 400 ind/l) relevées de septembre à janvier. Mais par la suite, nous notons que malgré la chute des densités en microalgues les teneurs en GSH se maintiennent à des valeurs supérieures à 50  $\mu\text{M}/\text{mg}$  de tissus (fig. 32).

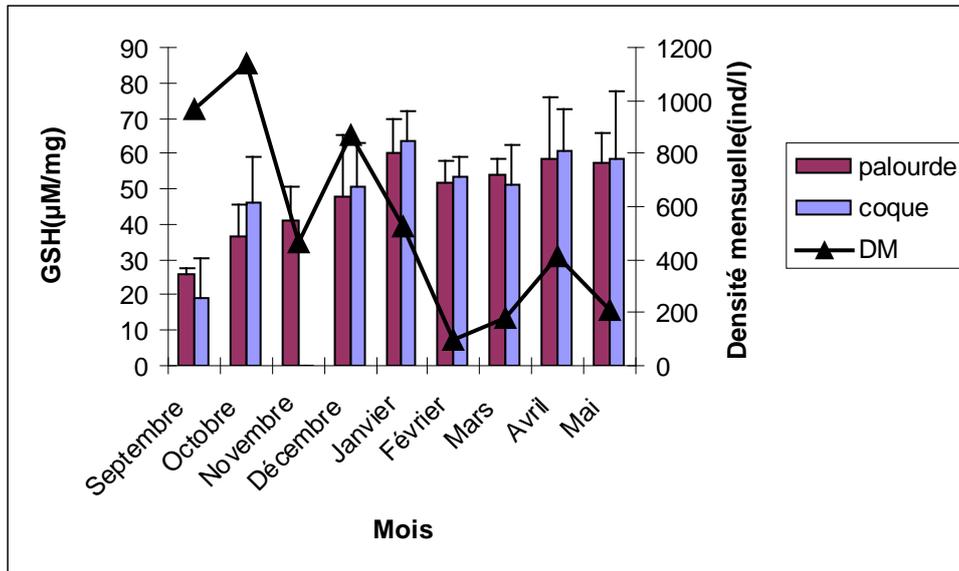


Figure32 : Evolution des teneurs en GSH chez les bivalves en fonction de la densité en phytoplancton toxique de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

### 3-4-2- Variations de l'activité de la GST relevée chez *Ruditapes decussatus* et *Cerastoderma glaucum* en fonction des paramètres physico-chimiques de l'eau

#### ✚ Activité de la GST et température de l'eau

Il ressort de la figure 33 que l'activité de la GST, chez les 2 espèces de mollusques bivalves (*R. decussatus* et *C. glaucum*) baisse progressivement avec la baisse progressive de la température de l'eau.

Nous enregistrons, en effet, que l'activité maximale de la GST est relevée en septembre quand la température de l'eau atteint 29°C et l'activité minimale de la GST est, en revanche, relevée en janvier quand la température de l'eau est à sa valeur minimale (fig.33).

L'activité de la GST amorcent, en février-mars, une légère hausse avec l'augmentation progressive de la T° de l'eau ; mais cette progression n'est pas poursuivie en avril-mai.

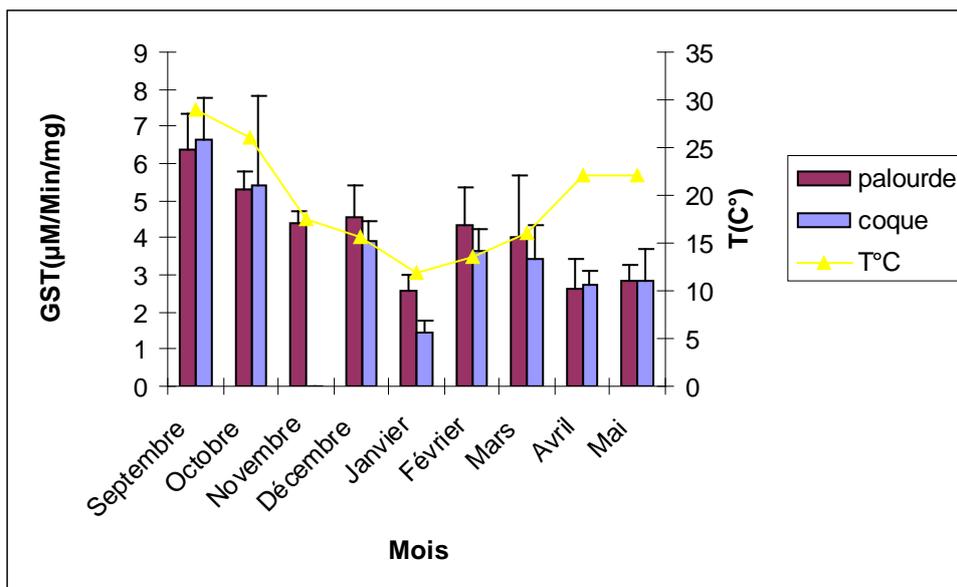


Figure33 : Evolution de l'activité de la GST en fonction de la température de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

#### ✚ Activité de la GST et salinité de l'eau

Le suivi de l'évolution de la salinité de l'eau et de l'activité de la GST chez *Ruditapes decussatus* et *C. glaucum* montre que lorsque ce facteur abiotique baisse l'activité de l'enzyme baisse ; une baisse progressive de ces 2 paramètres est en effet observée de septembre à janvier. Nous remarquons, par ailleurs, qu'une légère hausse de la salinité survenue en février-mars a engendré une augmentation de l'activité de la GST suivie par une baisse en rapport avec la baisse de la salinité relevée en avril-mai (fig.34).

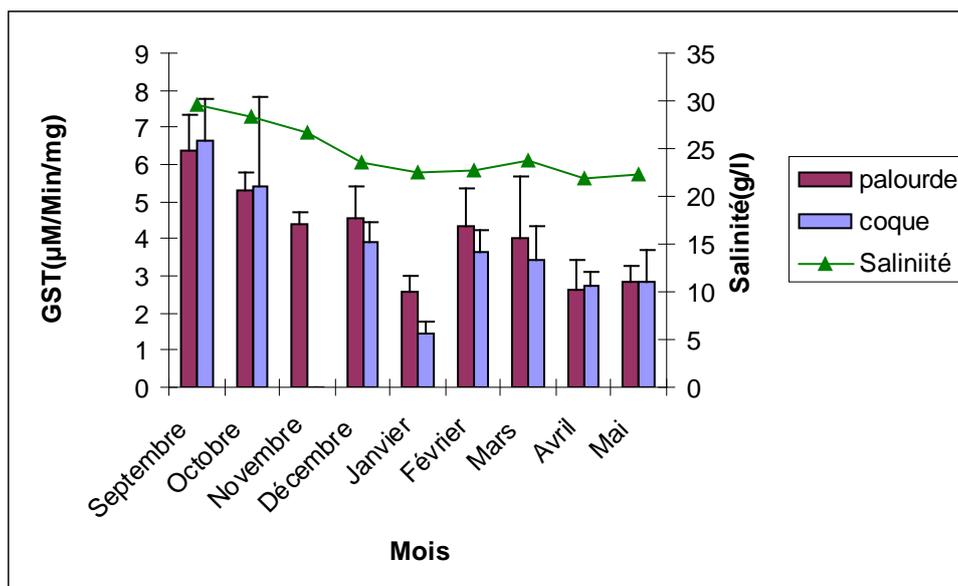


Figure34 : Evolution de l'activité de la GST en fonction de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

### ✚ Activité de la GST et pH de l'eau

La figure fait apparaître une baisse progressive de l'activité de la GST chez les bivalves en rapport avec la baisse du pH.

L'alcalinité de l'eau semble être favorable à l'augmentation de l'activité de la GST ; car à partir de mars plus le pH se rapproche de 8 et plus l'activité de la GST s'élève (fig.35). De ce fait, le pH relevé en février serait dû à une erreur de manipulation ou un défaut de fonctionnement de l'appareil.

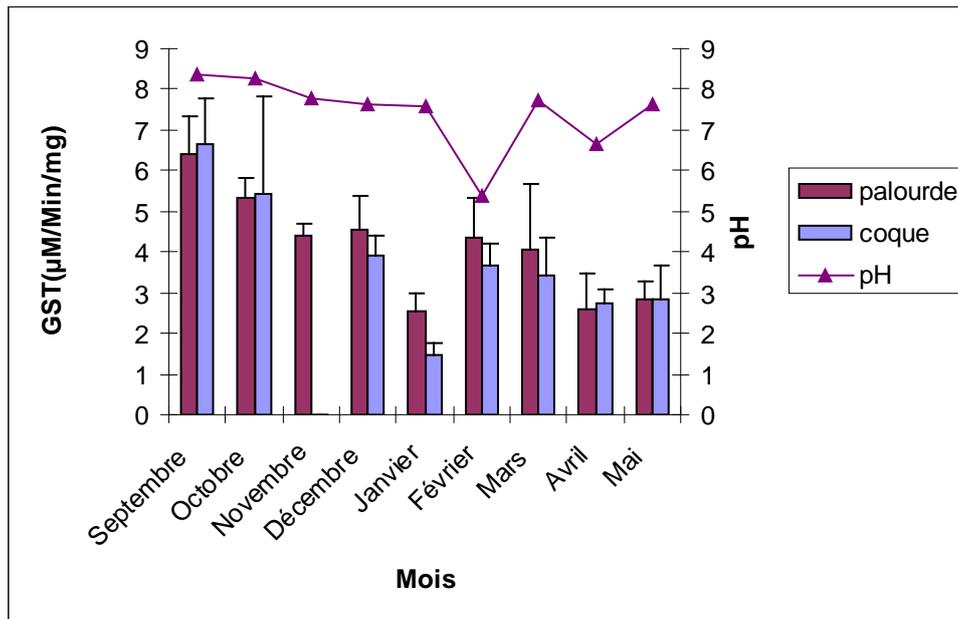


Figure 35: Evolution de l'activité de la GST en fonction du pH de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

### ✚ Activité de la GST et oxygène dissous de l'eau

Les activités de la GST les plus élevées sont relevées en septembre et octobre quand la teneur en oxygène dissous est proche de 6 mg/l.

Nous remarquons, par ailleurs, que ni les teneurs élevées (dépassant 7 mg/l d'oxygène dissous) observées à partir de février ni les teneurs les plus basses (proche de 4 mg/l) observées en novembre ne semblent être à l'origine d'une variation, dans un sens ou dans l'autre, de l'activité de la GST chez les bivalves (fig. 36).

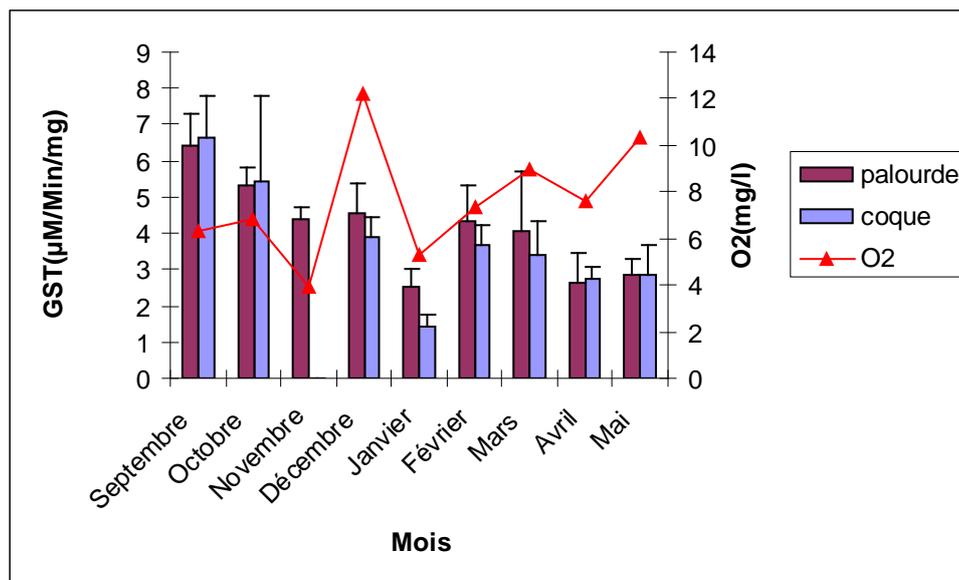


Figure36 : Evolution de l'activité de la GST en fonction de la teneur en oxygène dissous l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

#### 🚩 Activité de la GST et teneur des matières en suspension dans l'eau

L'activité minimale de la GST est relevée en janvier lorsque les teneurs en matières en suspension dans l'eau de la lagune sont les plus faibles. Mais, en revanche, les teneurs maximales en MES relevées en novembre-décembre ne semblent pas être à l'origine de l'activité maximale de la GST relevée en septembre-octobre. Par ailleurs, pour des teneurs en MES comprises entre 20 et 40 mg/l l'activité de la GST n'est pas aussi élevée que celle relevée en septembre ou les teneurs en MES sont comprises dans le même intervalle (fig.37).

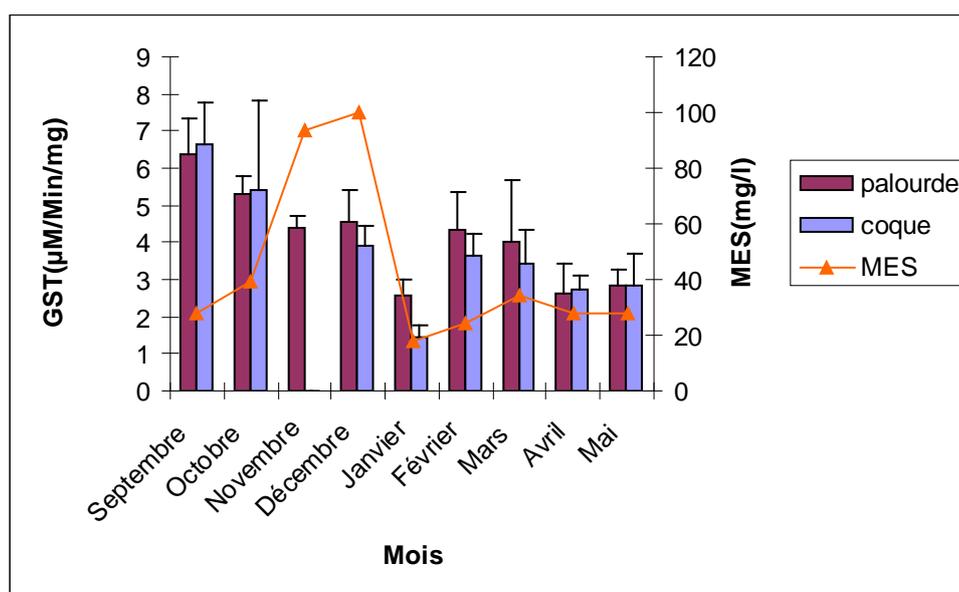


Figure37 : Evolution de l'activité de la GST en fonction de la teneur en MES de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

### ✚ **Activité de la GST et concentration en chlorophylle a**

Nos données ne font pas apparaître l'existence d'un rapport entre les teneurs en chlorophylle de l'eau et l'activité de la GST chez les bivalves.

Nous notons, en effet, que pour la teneur maximale en chlorophylle a l'activité de la GST relevée chez les bivalves n'est pas maximale; par ailleurs, pour les teneurs en chlorophylle a les plus basses (février-mars) nous notons une activité de la GST aussi élevée que celles relevées en novembre-décembre pour des teneurs respectives en chlorophylle a 5 et 8 fois plus importantes (fig.38 ).

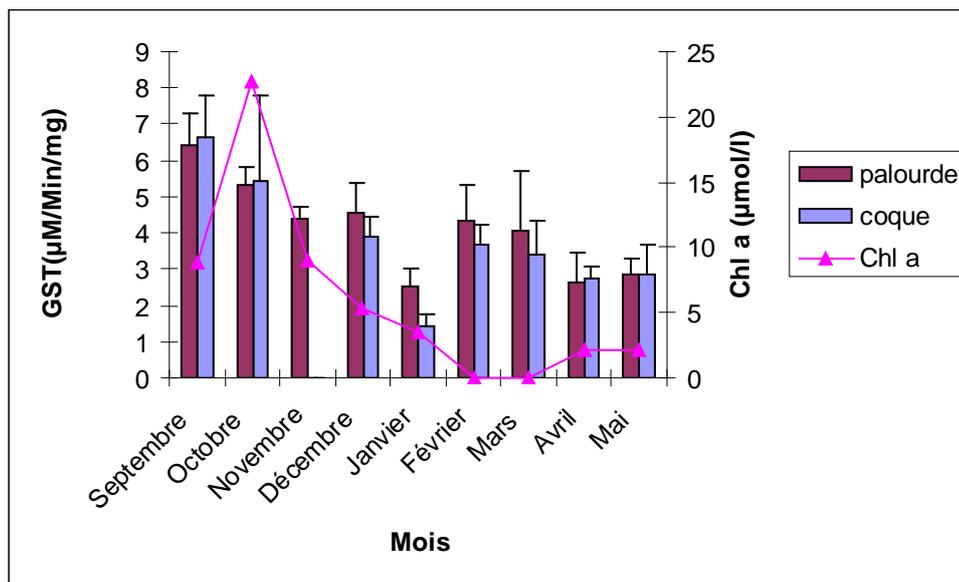


Figure38 : Evolution de l'activité de la GST en fonction de la teneur en chlorophylle a de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

### ✚ **Activité de la GST et densité du phytoplancton toxique**

Le suivi de l'évolution de la densité microalgale et de l'activité de la GST chez *Ruditapes decussatus* et *C. glaucum* montre qu'en période automnale les densités en microalgues sont aussi élevées que l'activité de la GST.

Toutefois, en période printanière, malgré la baisse des densités en microalgues relevée en février-mars (moins de 200 ind/l) l'activité de la GST reste aussi élevée que celle relevée en décembre pour des densités microalgales doubles (fig.39).

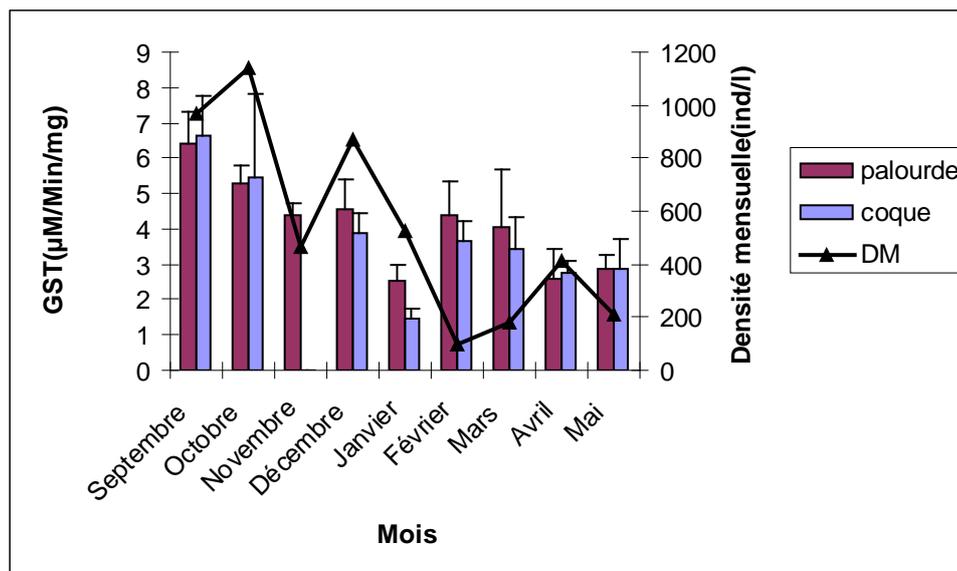


Figure 39: Evolution de l'activité de la GST en fonction de la densité en phytoplancton toxique de l'eau de la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*).

### 3-5- Résultats de l'analyse statistiques :

#### 3-5-1-Analyse bivariée :

Les résultats du calcul des corrélations linéaires simples (tab.-5) entre les différentes variables deux à deux montre:

✚ Chez la palourde, l'existence :

- D'une corrélation significative entre la teneur en GSH et les mois ( $p=0,035$ ).
- D'une corrélation significative entre la teneur en GSH et la Température de l'eau de la lagune ( $p = 0,05$ ),
- D'une corrélation significative entre la teneur en GSH et la teneur en Chlorophylle a relevée dans la lagune ( $p = 0,048$ )
- D'une corrélation significative entre la teneur en GSH et la densité en microalgue toxique relevée dans la lagune ( $p^* = 0,036$ )
- D'une corrélation très hautement significative entre la teneur en GSH et la salinité de l'eau de la lagune ( $p = 0,00$ ),
- D'une corrélation hautement significative entre l'activité de la GST et la salinité de l'eau de la lagune ( $p = 0,002$ )
- D'une corrélation significative entre l'indice de condition et la température de l'eau de la lagune ( $p = 0,013$ )

✚ Chez la coque, l'existence :

- D'une corrélation significative entre la teneur en GSH et la salinité de l'eau de la lagune ( $p = 0,025$ ).

Tableau 5 : Résultats de l'analyse bivariée.

Paramètres	GSH		GST		IC	
	Palourde	Coque	Palourde	Coque	Palourde	Coque
Mois	*	NS	NS	NS	NS	NS
Température	*	NS	NS	NS	*	NS
Salinité	***	*	**	NS	NS	NS
Oxygène dissous	NS	NS	NS	NS	NS	NS
pH	NS	NS	NS	NS	NS	NS
MES	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Chl a	*	NS	NS	NS	NS	NS
Densité microalgale	*	NS	NS	NS	NS	NS

\* corrélation significative, \*\* corrélation hautement significative, \*\*\* corrélation très hautement significative.

### 3-5-2-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.6 fig.40 ).

Tableau 6 : 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

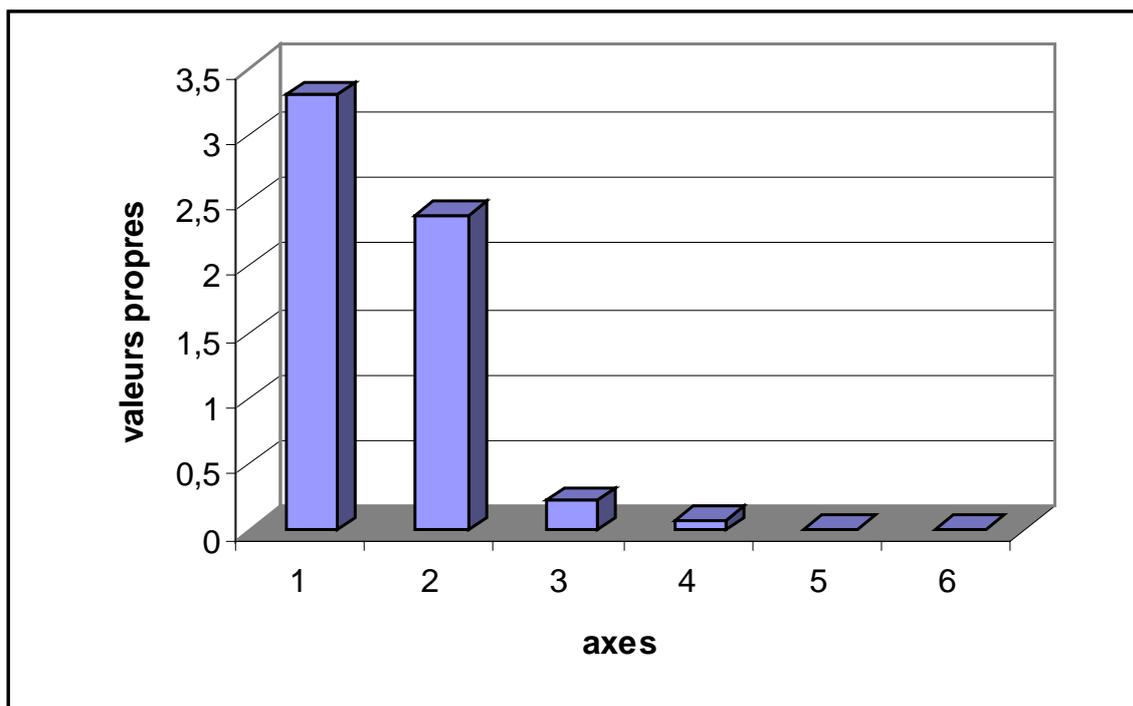


Figure 40 : Graphe des valeurs propres de l'ACP de la matrice « biomarqueurs ».

❖ 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.41).

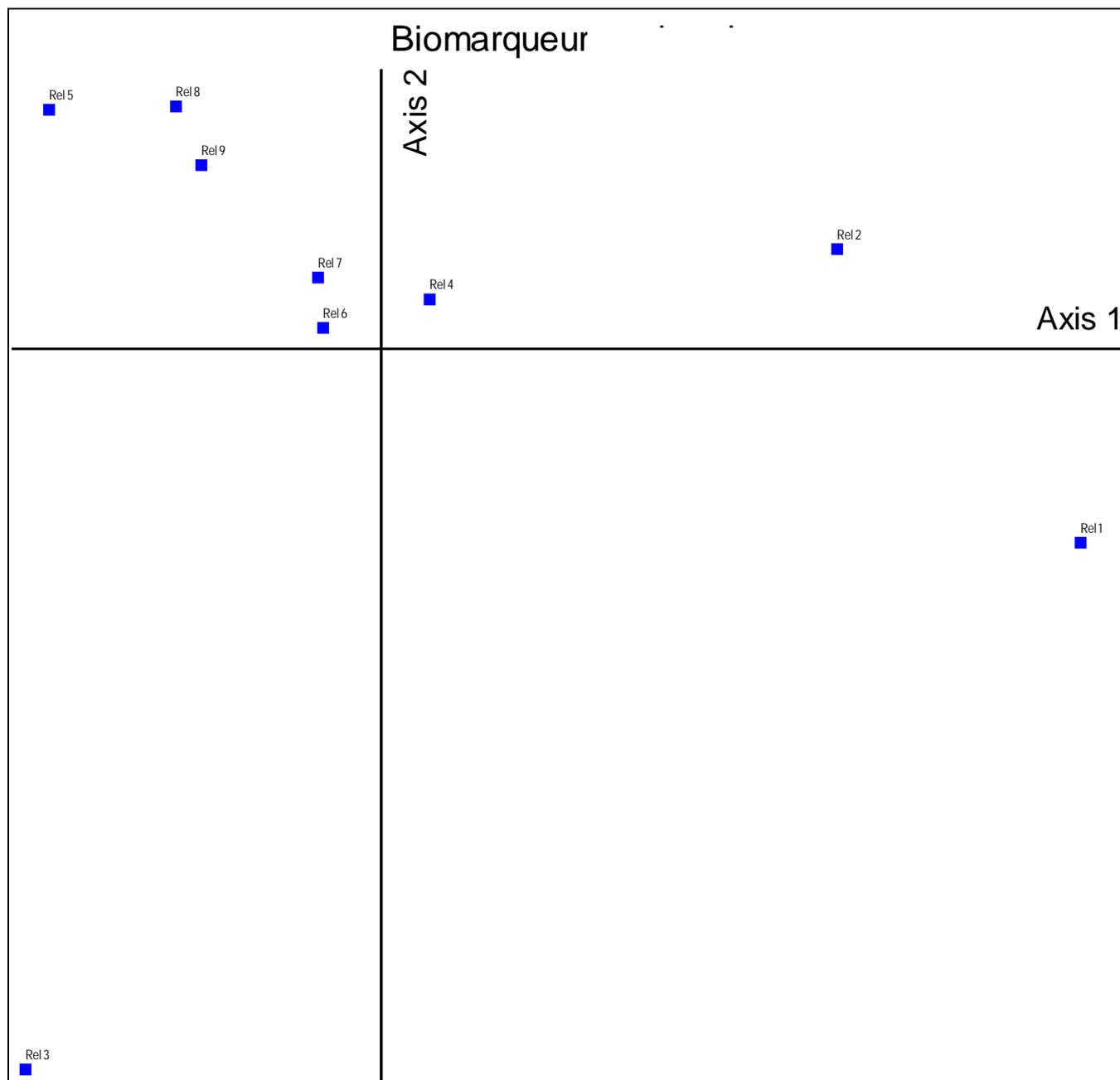


Figure 41 : Plan 1-2 de l'ACP de « biomarqueurs ».

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

✓ La figure 42 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.42 ).

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.42 ).

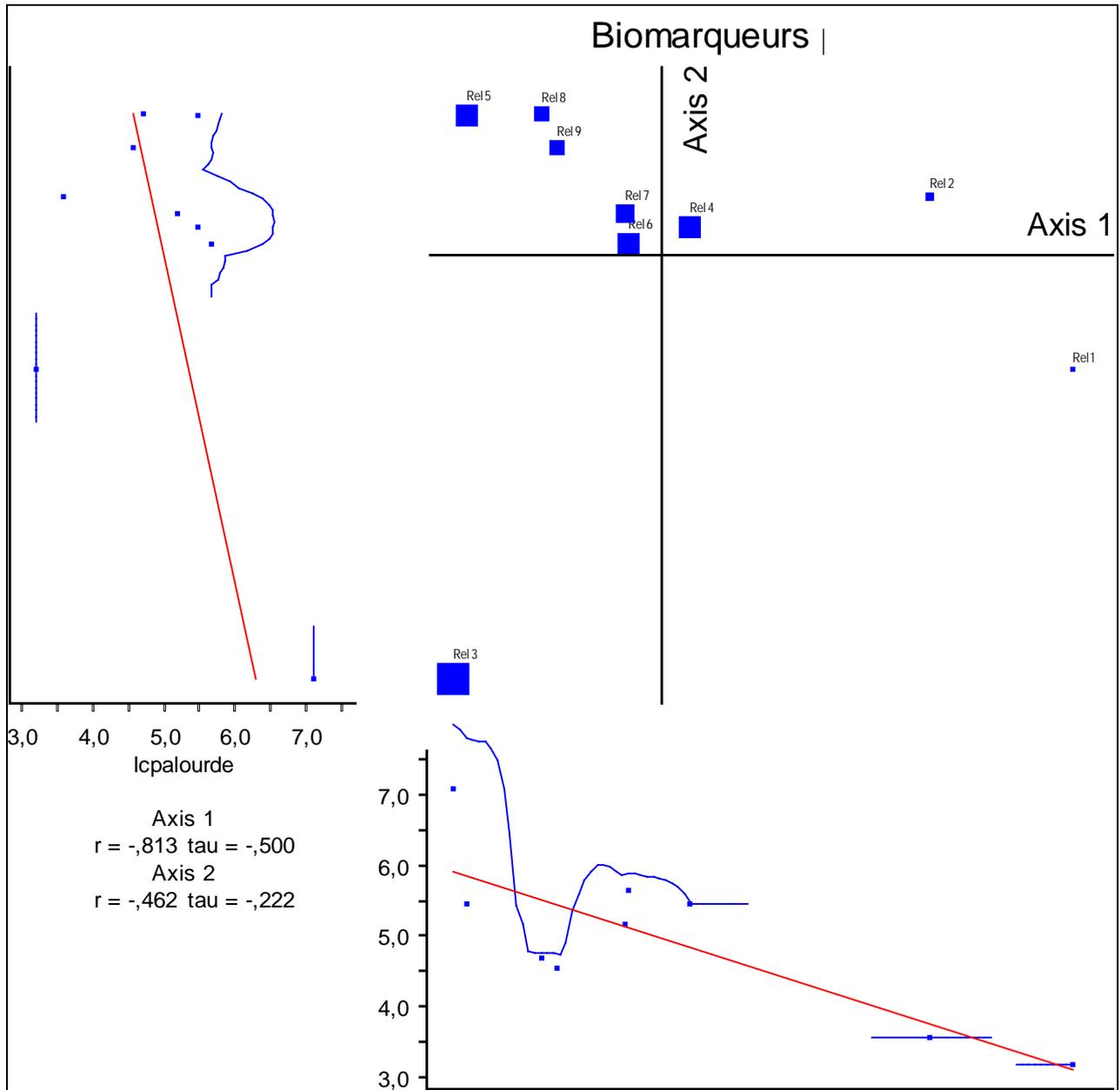


Figure42 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC palourde ».

✓ La figure 43 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 présenté pour la palourde, par contre l'ordination des relevés est orientée positivement (fig.43).

**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.43).

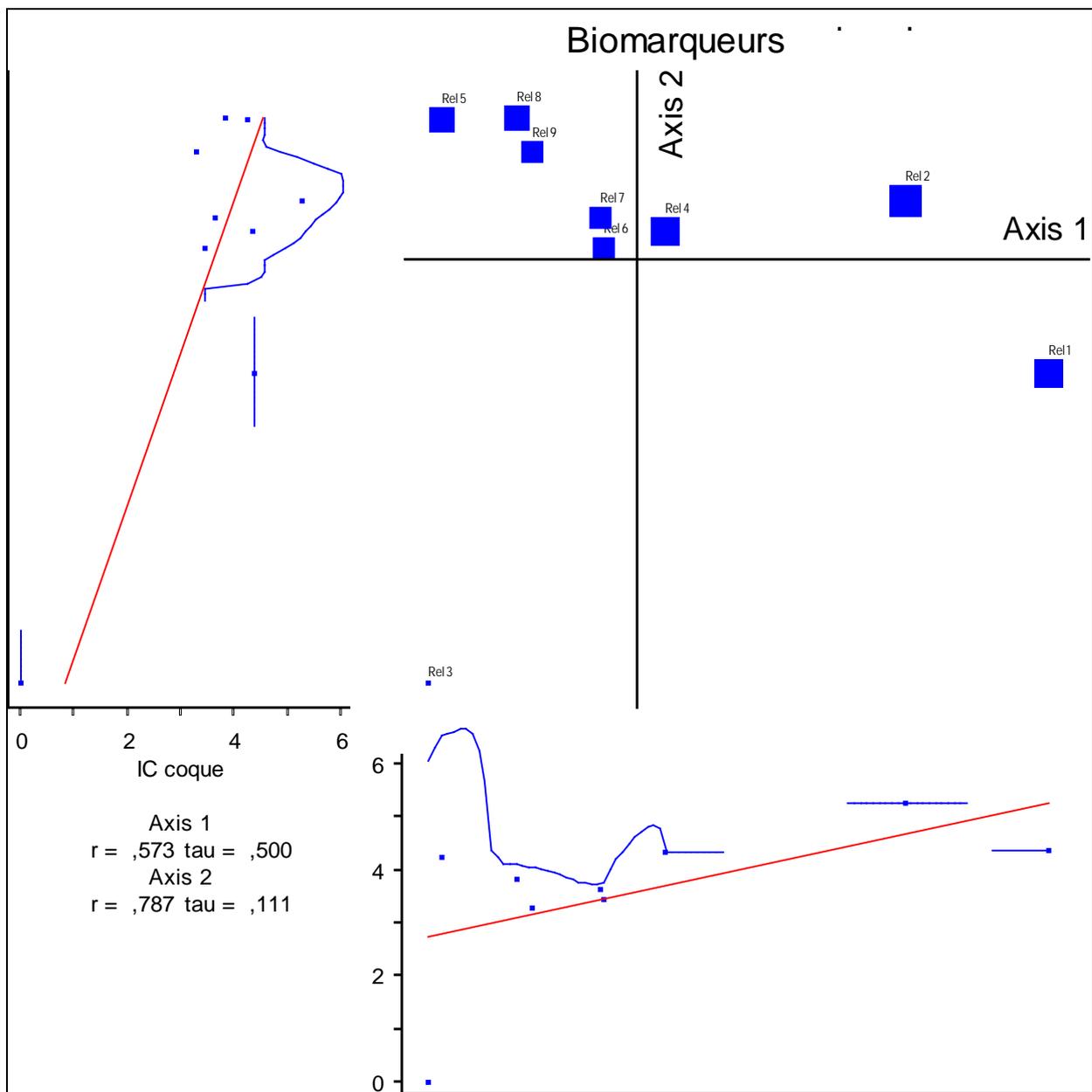


Figure43 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « IC coque ».

▪ **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.44 ).

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.44 ).

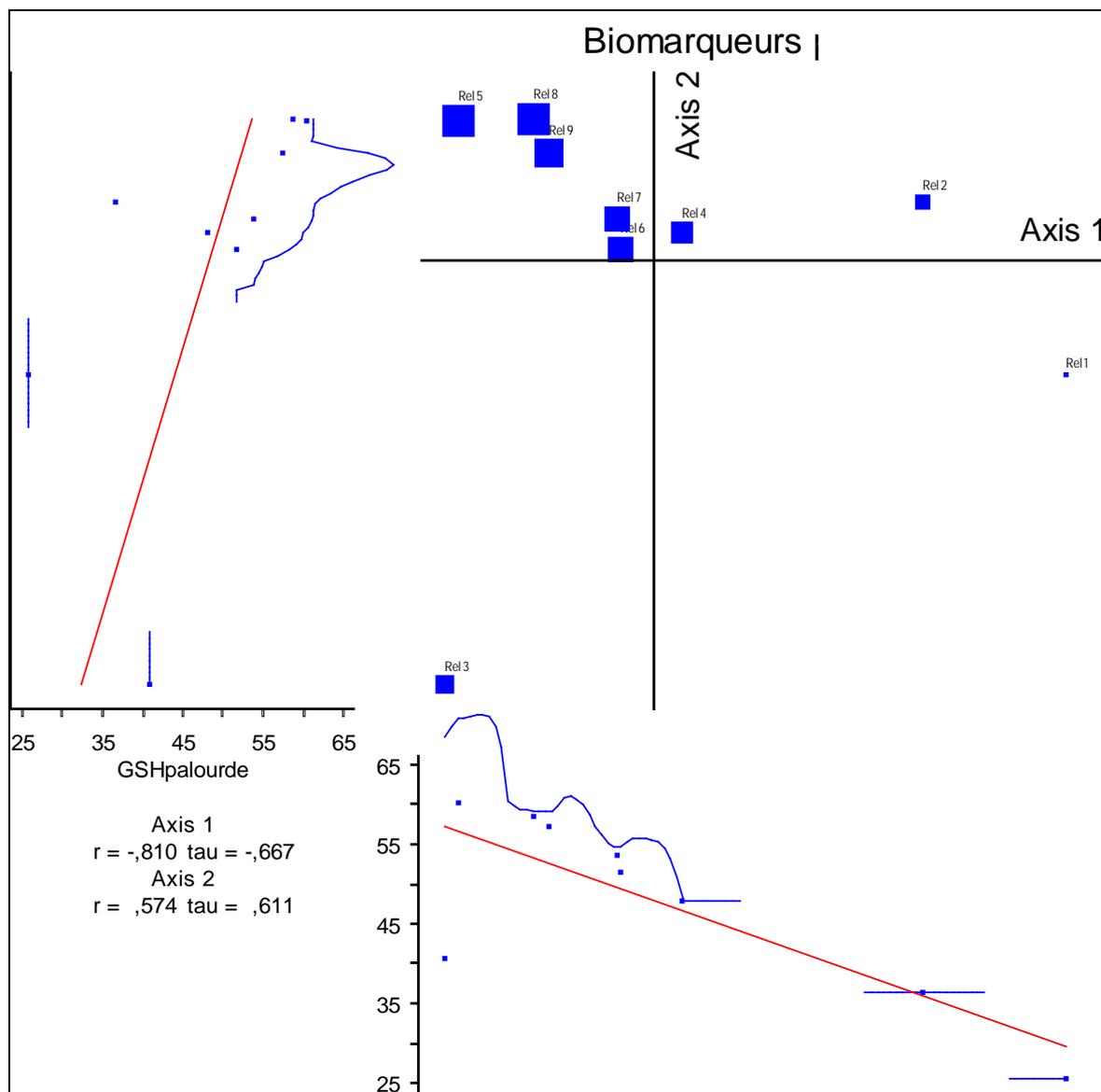


Figure 44 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH palourde ».

✓ 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.45).

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.45).

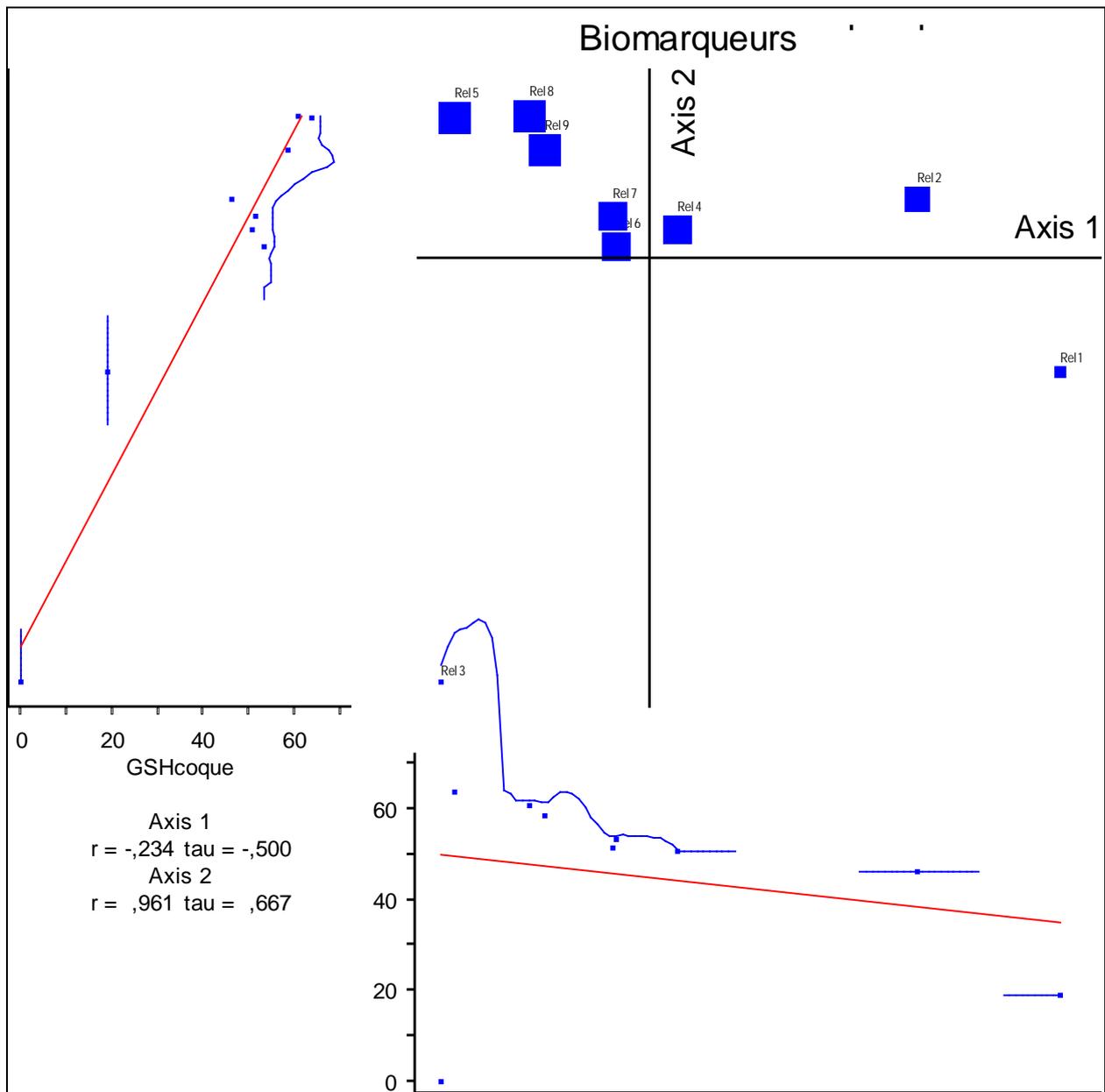


Figure45 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GSH coque ».

▪ **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.46).

L'axe 2, opère une partition entre les relevés 1, 2, 4 et les relevés 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 (fig.46).

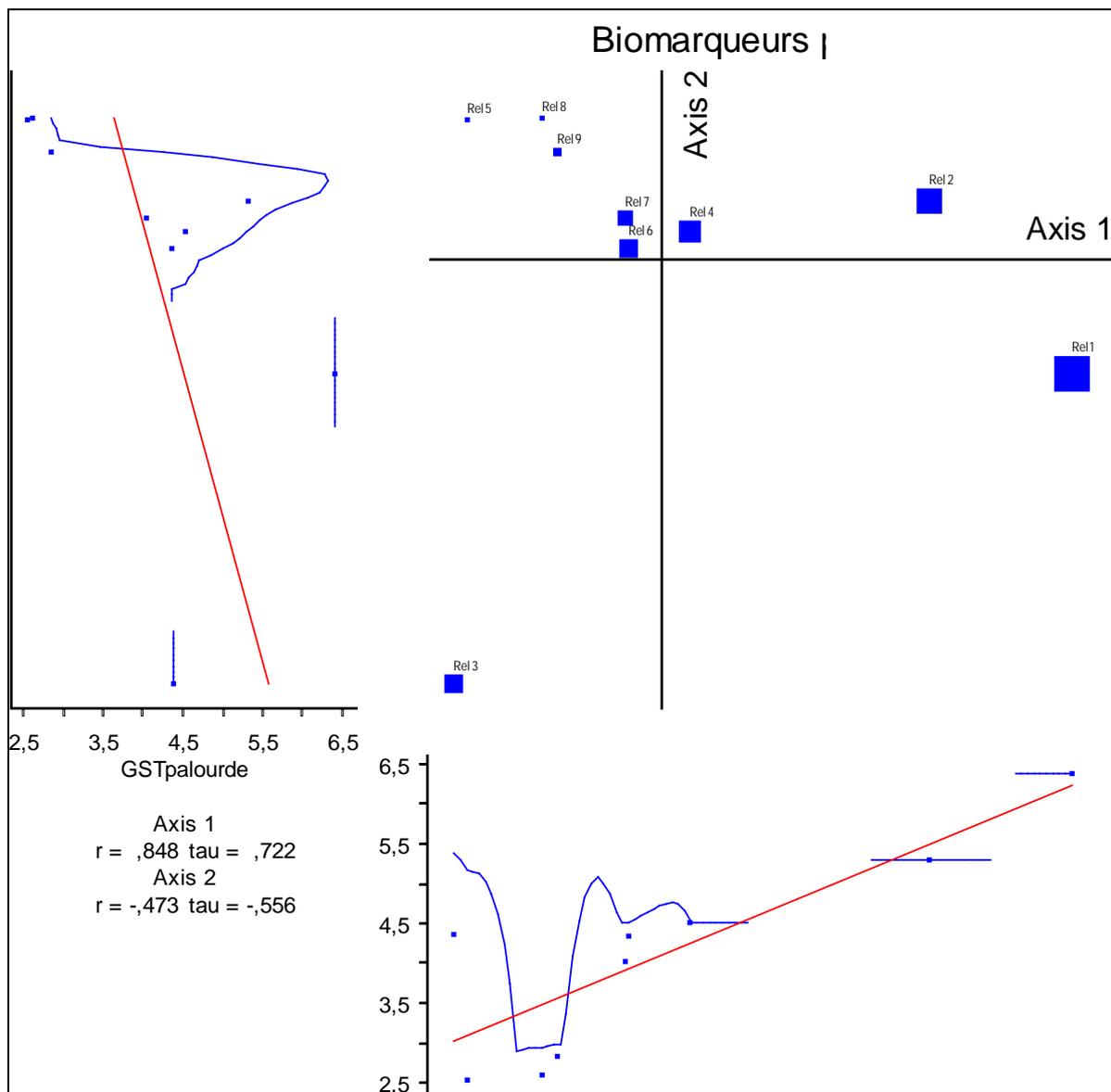


Figure46 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST palourde ».

✓ 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. 47).

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. 47).

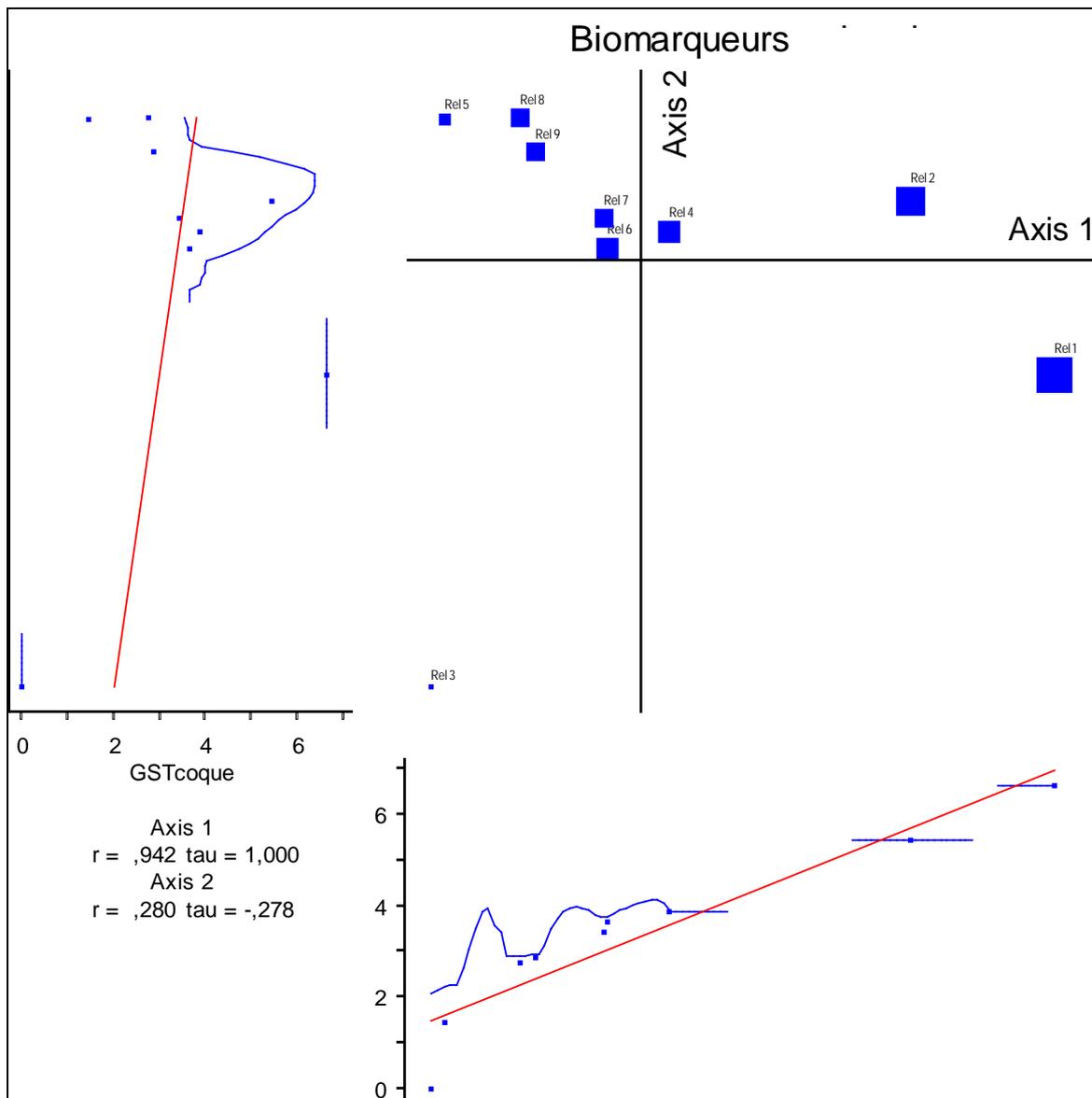


Figure47 : Plan 1-2 de l'ACP « biomarqueurs ». Projection des valeurs « GST coque ».

✚ 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 48 .

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 orienté vers la partie positive de l'axe 1 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.48 ).

✓ La position du point 3 en dehors du gradient principal, est due à l'absence de données concernant l'espèce «*C. glaucum* ».

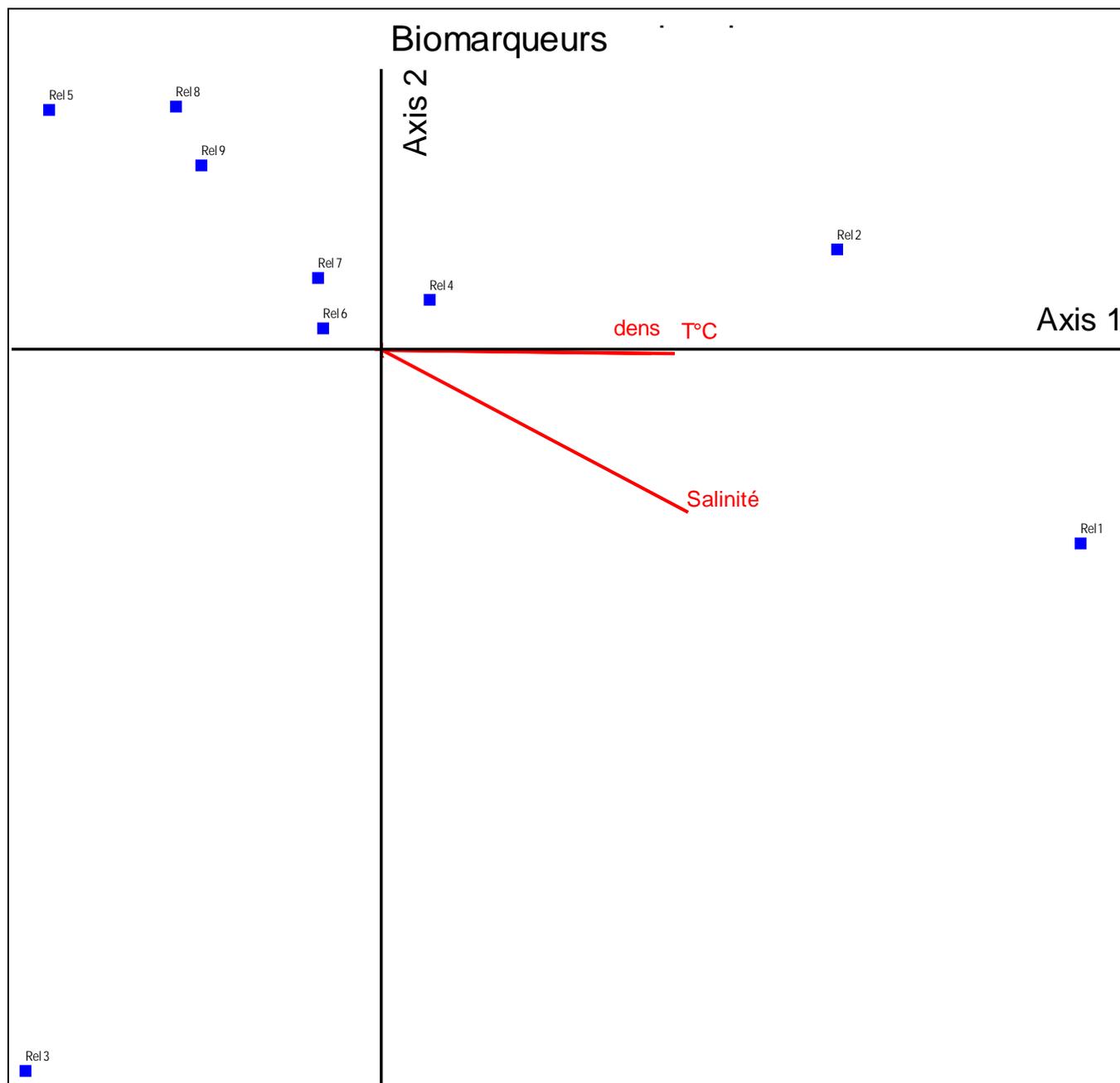


Figure48 : Plan 1-2 de l'analyse de co-inertie de la matrice « biomarqueurs » et « Paramètres ». Illustration des 3 premières variables explicatives de la distribution du nuage de point de l'ACP (Température – Salinité – densité microalgale).

## 4-Discussion

### 4-1. Paramètres physicochimiques de l'eau de la lagune

Les résultats de l'étude du suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune pendant cette période d'étude montrent l'existence de fluctuations saisonnières. Les mesures mensuelles de la température de l'eau de la lagune montrent l'existence d'une phase de décroissance s'étalant de septembre à janvier suivie d'une phase de croissance. La température la plus basse (11,8C°) est relevée en janvier et marque un écart de 17°C par rapport à la maximale relevée en septembre (29°C); De janvier à mai l'eau de la lagune gagne 10°C.

Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air et les phénomènes d'évaporation d'eau qui en résultent quand cette dernière augmente. Des résultats similaires, concernant cette lagune, ont été rapportés par de nombreux auteurs qui signalent l'existence de période chaudes et froides (Semroud, 1983 ; Decasabianca-Chassny *et al.*, 1991; Grimes, 1994 ; Reffes, 1994). Cette 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 de l'eau de la lagune, les relevés de ce paramètre abiotique mettent en évidence l'existence de fortes teneurs en oxygène en période hivernale et printanière. Les fluctuations de la teneur en oxygène dissous de l'eau sont liées aux variations saisonnières de la température qui agit directement sur le processus de solubilité de l'oxygène dans l'eau. Nous notons en effet, une bonne oxygénation de l'eau en période hivernale du fait de la baisse de la température de l'eau et l'augmentation du brassage de l'eau engendrée par l'augmentation des échanges oueds-lagune.

La salinité de l'eau de la lagune présente elle aussi des fluctuations saisonnières. La salinité de l'eau de la lagune décroît de septembre à mai et perd ainsi jusqu'à 8 g/l durant cette période d'étude. Cette basse salinité hivernale 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 l'eau relevées en période chaude ont pour origine l'action combinée des fortes températures engendrant de fortes évaporations et la baisse des précipitations à l'origine de la baisse de l'apport en eau douce. Cette salinité est aussi sous l'influence des échanges mer-lagune par le biais du chenal ; Bakalem *et al.*, 1991

rapporte, suite à l'aménagement du chenal en 1988, une forte salinité en avril par rapport à celle enregistrée en mai ; cet auteur explique cela par l'importance des échanges qui ont eu lieu à cette période dans le sens mer-lagune.

Le pH de l'eau de la lagune est légèrement alcalin ; les valeurs enregistrées sont en effet comprises entre 7 et 8. Des observations similaires sont rapportées par Semroud (1983), par Bakalem *et al.*, (1987), par Gibout (1987), par Guelorget *et al.*, (1989) et par Draredja, (1992) ; Cette alcalinité de l'eau de la lagune dépend de la ventilation de l'eau et serait ainsi en relation avec la circulation des eaux qui s'effectue, selon Guelorget *et al.*, (1989), par une lente rotation dans le sens des aiguilles d'une montre.

Les résultats du dosage des matières en suspension dans l'eau montrent la présence de 2 pics (proches de 100 mg/l) l'un en novembre et l'autre en décembre. Toutefois les teneurs en MES sont généralement comprises entre 20 et 40 mg/l. Les fortes teneurs en MES relevées en novembre-décembre s'expliqueraient par les apports importants en matière organique charriés par les oueds en crue à cette période de l'année.

En ce qui concerne les teneurs en chlorophylle a, nous notons des variations saisonnières ; elles sont relativement élevées (dépassent 7  $\mu\text{mol/l}$ , avec un pic de 23  $\mu\text{mol/l}$ ) en période automnale mais basses (inférieures à 5  $\mu\text{mol/l}$ ) en période hivernale et printanière. Dans les années 80, les teneurs moyennes en chlorophylle a variaient de 1 à 3  $\text{mg.m}^{-3}$  (Semroud, 1983) atteignant un maximum de 4,7  $\text{mg.m}^{-3}$  en période post estivale (Guelorget, 1986). Nos données montrent donc que la biomasse chlorophyllienne a pratiquement quadruplé au cours des vingt dernières années écoulées. Les teneurs relevées en automne seraient en rapport avec les efflorescences phytoplanctoniques généralement signalées à cette période de l'année (Chaibi, 2004). Les concentrations en chlorophylle sont évoquées par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne. Cette approche est intéressante car la concentration en chlorophylle constitue une des réponses du milieu aux apports de nutriments, réponse qui intègre les spécificités physiques de la zone considérée. Néanmoins de grandes différences apparaissent dans les valeurs proposées suivant que l'on prend en compte soit les concentrations maximales, soit les concentrations moyennes durant la période productive. Selon Bricker *et al.*, (1999) des concentrations maximales en chlorophylle a inférieures à 5  $\text{mg.m}^{-3}$  sont le signe d'une eutrophisation faible, et des concentrations comprises entre 20 et 60  $\text{mg.m}^{-3}$  illustrent une eutrophisation élevée. De ce fait, si on se réfère à cette classification, nous constatons que la

lagune El Mellah passe selon la saison par divers niveaux d'eutrophisation ; d'une eutrophisation élevée en automne à faible en période hivernale.

#### 4-2 Le phytoplancton toxique

Selon Chaibi (2004) la lagune El Mellah abrite jusqu'à 98 genres phytoplanctonique répartis en trois classes Diatomophyceae, Dinophyceae et Cyanophyceae.

Parmi l'ensemble des genres de phytoplancton récoltés, nous nous sommes intéressés aux 14 espèces toxiques recensées dont 7 sont reconnues particulièrement toxiques : *Pseudonitzschia sp*, *Dinophysis sp*, *Prorocentrum sp*, *Alexandrium sp*, *Gonyaulax sp*, *Microcystis sp* et *Oscillatoria 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 en 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 1 000 000 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 bloom phytoplanctonique fréquents avec tous les dangers que cela représente.

#### 4-3. 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.*, (2001), 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 (2000) 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) ; Buchelli et Frent, (1995) ; Stein *et al.*, (1997); Lubet et Chappuis, (1998)). 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 ; Dorange *et al.* 1989 ; Paulet *et al.* 1992 ; Brillé, 1996).

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 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 ou 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.

#### **4-4. 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), Buchelli et Frent, (1995), Stein *et al.*, (1997) et Lubet et Chappuis, (1998)). 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 la teneur en GST relevée chez *C. glaucum* et chez *R. decussatus* font apparaître l'existence de fluctuations similaires chez les 2 espèces ; ces variations saisonnières des teneurs en GST concordent avec celles de la T° et 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.*, (1999), 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) et Porte *et al.*, (2001), rapportent 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 (Alami, (1991) ; Ramade, (1992) ; Baudet, (2000) ; Antoine, (2002). 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 d'été (Azzouz, (1966) ; Aissa, (1991), Dellali, (1996) et Dellali et Aissa, (1998). 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 Méthallothionéine et celles du polluant (métaux lourds).

Les changements saisonniers déterminent en grande partie l'intensité des rapports avec le milieu ; de ce fait, Stebing, (1985), Devitt *et al.*, (1989), Moriaty, (1990) ; Cripe *et al.*, (2000) 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 la teneur en 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 relevées en février-mars (moins de 200 ind/l) les teneurs en GST restent aussi élevées que celles relevées 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) ; Doving, (1991) ; Scherer, (1992) ; Silbergeld, (1993) ; Costa (1996) ; Baudrimont *et al.*, (1997) ; 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.

## 5-Conclusion:

✚ 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;
- Qu'il y a un effet mois sur la teneur en GSH chez la palourde;
- Que la teneur en GSH chez la palourde est corrélée avec la T°, les teneurs en chlorophylle et 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;

✚ En ce qui concerne de phytoplancton toxique 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 mais un suivi de la structure et la densité des populations phytoplanctoniques est nécessaire.

✚ 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.

## Perspectives:

Pour mieux comprendre les variations observées chez l'organisme vivant, il serait judicieux de combiner des approches multiples "biochimiques, physiologiques et génétiques"; cette approche est facilitée chez les invertébrés aquatiques par l'utilisation de la technique de caging; cette dernière permet

- de maîtriser l'uniformité des populations d'invertébrés utilisées (génétiquement)
- de mieux cerner l'aspect physiologique (âge, sexe, phase de repos ou de reproduction...);
- de mieux évaluer l'impact de polluants sur les organismes

- d'utiliser une batterie plus importante de biomarqueurs (acétylcholinestérase, GSH, GST, catalase, métallothionéine, EROD...)
- d'étaler l'étude sur les périodes désirées afin de mieux suivre l'évolution de la pollution dans des sites ciblés.

**6-References bibliographiques:**

**Ahmad T.A, Chaplin A.E. 1979.** Seasonal variation in the anaerobic metabolism of the mussel *Mytilus edulis* (L.). *Comp Biochem Physiol* 64B: 351-356.

**Aissi A. et Siblot D. 1981. Etude du lac Mellah (Wilaya de Annaba).** Les métaux lourds dans certains organismes. Vème Journées Etud. Pollutions, Caqliari, CIESM : 151-154

**Alami M. 1991 .** Toxicité des pesticides organochlorés chez les organismes aquatiques. Thèse de 3 ème cycle Rabat, Fac, Sci ;173p.

**Amiard. J.C., Caquet. Th. Et Lagadic. L. 1998.** Les biomarqueurs parmi les methods 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 qualité de l'environnement » . Tec et Doc Lavoisier, Paris, XXI – XXXI (introduction).*

**Aminot A Et Chauss pied M. 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.

**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., Stanisière J.Y., Sauzade D., Amier 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.* in press (available on-line).

**Antoine M. 2002 .** Les Mollusques : animaux, structures et fonctions biologiques ,2525.

**Arrignon J, 1963 :** Contribution à l'inventaire des marécages tourbières et autre zones humides d'Algérie. *Ann. Cent. Rech. Exp. Forêt. Alger*, 5 : 30-32.

**Arrigo, A. P. 1999 .** Gene expression and the thiol redox state. *Free Rad. Biol. Med.* 27: 936-944.

**ASTM., 1994 a .** Standard guide for conducting 10- Day SedimentToxicity Tests with Marine and Estuarine Polychaetous Annelids . E- 1611- 94 . American Society for Testing and Materials, Pheladelphia , Pa .

**ASTM., 1994 b .** Standard guide for conducting Static AcuteToxicity Tests starting with Embryos of four Species of saltwater Bivalve Molluscs. E- 724- 94 . American Society for Testing and Materials, Pheladelphia .

**ASTM., 1994 c.** Standard guide vfor conducting 10- Day Static SedimentToxicity Tests with Marine and Estuarine Amphipods . E- 1367- 92 . American Society for Testing and Materials, Pheladelphia , Pa .

**Azouz A. 1966 .** Etude des peuplements et des possibilités d'ostréiculture du lac de Bizerte. *Ann. inst. Ocea. Pêches. Salambo.* (15) : 1- 69.

- Bakalem A & Romano J.C. & Semroud, 1981** : Contribution à l'étude des milieu saumatre en Algerie, les peuplements benthiques du lac Mallah. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 27(4) : 135-136.
- Bakalem a & Romano j.c. & Semroud, 1991**. Contribution à l'étude des milieu saumatre en Algerie, les peuplements benthiques du lac Mallah. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 27(4) : 135-136.
- Barnes, R.D. 1980**. Invertebrate Zoology. 4th. Ed. Saunders College, HRW. 1089 p.
- Baudet K. 2000** . Les peuplements macro zoo benthiques indicateurs des qualités physico-chimiques des sédiments portuaires. *Bull. Sos.Fr.*125 (1) : 49-62.
- Baudrimont M., Lemaine- Gony., Rribeyre F ., Métivaud J., et Boudou A. 1997** . Seasonal variations of metallothionein concentrations in asiatic clam *Corbicula fluminea* after experimental exposure to cadmium and inorganic mercury. *Environ.Toxical.Chem.*16(2) :2096- 2106.
- 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.
- Beiswanger C.M ; Diegmann M.H. Novak R.F. Philbert M. A;Graessle T.L. Reuht K.R. LoundesH.E. 1995**. Developemental chaanges in the cellular distribution of Gluthatione S-transferase in the marine nervoos system.*Neurotoxicology* ; 16 : 425-440.
- 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.
- Bensafia N. 2005**. Les peuplements de cyanobacteries de deux plans d'eau douce (lac oubeïra, lac tonga) Inventaire et dynamique spatiotemporelle. Mémoire de Magister en Sciences de la Mer.
- Benyacoub S. 1996**. Diagnose écologique de l'avifaune du parc national d'El-Kala. Expertise 107 projet banque mondiale.96 pages
- Benyacoub S, 2004** – Projet : Connaissance des biomasses des lacs de la Wilaya d'El Tarf et établissement des règles de gestion. Etude de base : *Caracteristiques hydrologiques des lacs*
- 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.
- Benson W. H ., Waston CF., Baer K.N., et Stackhouse R.A. 1988** . Response of hematological and biochemical parameters to Heavy Metal Exposure / Implication in environmental Monitoring . *Mar. Environ. Res.*, 24 :219-222.

- Benson W. H., et Di Giulio R.T. 1992 .** Biomarkers in hazard assessments of contaminated sediments. In sediment toxicity assessment . Edited by GA Burton Jr. Lewis Publishers, Chelsea ,Mitch., pp.241-222.
- Berthet. B. 1989 .** Caractérisation des formes physico-chimiques de stockage de l'argent soluble chez des Mollusques filtreurs. *Oceanis*, 15 (4), 404-409.
- Billard C., 1998.** Expertise des phytoflagellés (autres que les dinoflagellés) et diatomées nuisibles. Rapport final PNEAT, contrat 97-2-490402 DEL Ifremer - Université de Caen.
- Billard C., 2000.** Expertise des phytoflagellés et diatomées nuisibles. Rapport final PNEC, contrat 99-2-490402 DEL Ifremer - Université de Caen.606pp.
- Bodin N., Burgeot T., Stansièrre J. Y., Bocquene G., Menard D., Minier C., Boulet 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 north Mediterranean Sea.
- Bouhayene S. & Merdaci M., 1998-** Approche sédimentaire et physico-chimique d'un milieu lagunaire méditerranéen : lac Mellah (El-Kala). *Mémoire de D.E.S., Département de Biologie marine, univ. Annaba* : 76p.
- Bougis. P. 1974.** Ecologie du plancton marin ,Tome 1, le phytoplancton, collection d'écologie , Eds, Masson , PP 1- 196.
- Bourrelly P. 1985 .** Les algues d'eau douce, Vol III. Les algues bleues et rouges. Boubée. Eds, Paris.606pp.
- Beiswanger C.M ; Diegmann M.H. Novak R.F. Philbert M. A; Graessle T.L. Reuht K.R. Loundes H.E. 1995.** Developmental changes in the cellular distribution of Glutathione S-transferase in the marine nervous system. *Neurotoxicology* ; 16 : 425-440.
- Bricker S. B., Clement C. G., Pirhalla D. E., Orlando S. P., Farrow D. R. G. 1999.** National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service,
- Brillé A.N. 1996 .** Contribution à l'étude des potentialités conchyliques du Pertuis Breton. Thèse de doctorat en biologie .Université d'Aix –Marseille 2.
- Buchelli T.D., and Frent K. 1995 .** Introduction of cytochrom P450 as a biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystem .Review. *sci. Technology* 25: 202-208.
- Carr R.S. 1998 .** Marine and Estuarine porewater toxicity testing . In *Microscale testing and Aquatic toxicology advances , techniques and practice .* Edited by P.G. Wells, K. Lee and Blaise. CRC Press, Boca Raton, chap ., **36**: 523-537.
- 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.

**CARMICHAEL, W. W. 1994.** The toxins of cyanobacteria. *Scientific American* **270**: 78-86.

**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.

**Caurant j. F., Amiard J.C. et Amiard –Triquet C. 1987.** Preliminary results about metallic contamination of the pilot Whales (*Globicephala melaena*) from Faroe Islands . 39<sup>th</sup> Meeting Intern. Whaling Commission, Bournemouth, UK, 2-14 Juin 1987

**CODD. G.A, WARD C.J ET BELL. S/G. 1997.** Cyanobacterial toxins: Occurrence, mode of action, Health effects and exposure routes. In: Applied toxicology: approaches through basic science proceedings of the 1996 Eurotox Meeting, Alicante, Spain September 22-25. Archives of toxicology suppliment 19. Eds, J.P. Seiler and E. Vilamova. Springer. Verlag. PP 399-410.

**Conner D.E et Ringwood A.H. 2000 .** Effects of glutathione depletion on copper cytotoxicity in Oyster ( *Crassostrea virginica* ) *Aquatic toxicology.*, **50**: 341- 349.

**Costa L, G. 1996 .** Biomarkers research in neurotoxicology : The role of mechanistic studies to bridge the gap between the laboratory and epidemiological investigations . *Environ. Health Perspect.*, **104** : 55-67.

**Couté. A. 1995.** Diversité chez les microalgues. T.S.M. 01. 1995 PP 20- 24.

**Creek .,G.A. 1960 .** The development of *Cardium edule* .*Proc.Zool.Soc. London.* **135**: 243-260.

**Cripe G.M., Carr R.S., Foss S.S., Harris P.S., Fisher T. 2000 .** An situ system for exposing aquatic invertebrates to contaminated sediments. *Environ. Toxicol . Chem* .**19** : 2715-2719

**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.

**Chaïbi R. 2004.** Caractéristiques physico-chimiques et évaluation du niveau trophique d'un écosystème lagunaire (la lagune el-mellah). Mémoire de Magister en Ecologie Animale.

**Chapman P.M., et Morgan J.D. 1983 .** Sediment bioassays with oyster larvae . *Bull Environm. Contam. Toxicol* ., **31** : 438 – 444 .

**Chassany.De-Casablanca, M. L., Gaumer, G., Samson-Kechacha, F. L., Semroud, R., 1981 -** Note préliminaire relative à l'étude d'un écosystème saumâtre : le lac El Mellah (Algérie), *Rapp.Comm. Int. Mer Médit.*, **27** (4), : 131-133.

**Chassard-Bouchaud . 1995 .** L'écotoxicologie .Paris , Pue , 127p.

**Chorus I., et Barthram J. 1999 .** Toxic cyanobacteria in water monitoring and anagement great lakes *Res .* **26** ( 3) : 241- 249 .

**Chatterjee S. et Bhattacharya S. 1984** . Detoxification of industrial pollutants by the glutathion S-transférase system in the liver of *Anabas testudineus* (bloch). *Toxicol. Lett.*, 22 : 187-198.

**Dautremepuit C et Betoulle S. 2002**. Réponse au cuivre du système antioxydant de la Carpe (*Cyprinus carpio* L) saine ou parasitée par le cestode *ptychobotrium* sp. *Bull. Soc. Zool. Fr*, 12(4) :305-314.

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

**De Casabianca-Chassany M.L., Semroud R. et Samson-Kechacha F.L. 1991** . Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie). *Mésogée*, 51 : 15 – 23.

**Dellali M. 1996** . Etat de pollution de la lagune de Bizerte et effets à court terme de certains polluants sur *Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787), *Idotea balthica* (Pallas, 1772) et *Ruditapes decussatus* (Linné,1758) : 144 p.

**Dellali M. et Aissa P. 1998** . Etat de pollution de la lagune de Bizerte. *Bull. Inst. Nat. Sci. Techn. Mer.* (3) : 56-60.

**Dellali M., Romeo M., Aissa P. 1999** . Suivi annuel de l'activité catalase chez des moules et des palourdes originaires de la lagune de Bizerte .Vol 24 : N3

**Dellali M., Elbour M. et AISSA P. 2000** . Caractérisation des populations de *Vibrionaceae* de la lagune de Bizerte (Tunisie). *Jour. Europ. Hydrol.* 31 (1) : 91-103 p.

**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.

**Depledge M.H. 1994**. The rational basis for the use of biomarkers as ecological tools. *I n*: Non destructive biomarkers in vertebrates. Fossi M.C. & Leonzio C. (eds), Lewis Publishers, Florida, 227-295.

**Devitt T.H., Swartz R.C., Lamberson J.O. 1989** . Measuring the acute toxicity of estuarine sediments . *Environ .Toxicol.* 8 : / 135-148.

**Dixon D. R., Wilson J. T. 2000**. Genetic and marine pollution. *Hydrologia* 420, 29-43.

**Dorange G., Paulet Y.M., Le Pennec M., et Cochard J.C. 1989** . Critères histologiques de la qualité des ovocytes émis par *Pecten maximus*. *C.R.Acad.Sci* .,Paris 309 série 3 :113-120 .

**Doving K.B. 1991** . Assesment of animal behaviour environnmental toxicity. *Comp. Biochem. Physiol.*, 100 : 247-252.

- Draredja B, 1992.** Conditions hydrosédimentaires et structure de la macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagunaire méditerranéen :lac Mallah (Algérie). *Thèse magister en ocianographie biologique, ISMAL (Alger)* : 147p.
- Egge J. K., Aksnes D. L. 1992.** Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 83, 2-3.
- EPA. 1994 .** Methods for Assessing the Toxicity of sediment – associated Ccontaminants with estuarine and marine Amphipods . 600/R-94/025.
- Erik et Petersson. 2001 .** Impact écologique de l'aquaculture sur les stocks halieutiques .
- 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. 19951T: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.
- Ferrat L., Romeo M., Pergent-Martini C. 2001.** Biochemical answer of Posidonia Oceanica To A Mettalic Stress. *Rapport du 36 éme congrés de la CIESM. Monte-Carlo (Monaco).* Volume 36.
- Fischer-Piette et Metivier B. 1971.** Révision des Tapetinae (mollusque-bivalves).*Mem.Mus.Nat.Hist.Nat., NS,A, Zoologie,* 71 : 1-106.
- Fischer et Schneider M., Bouchot M. 1987 .** Fiches FAO, identification des espèces pour les besoins de la pêche méditerranéennes et de la mer noir : Végétaux et invertébrés . Pub FAO.Rome 1987, Vol 7 p371-714 .
- 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.
- Forlin. L. et Haux. C. 1990.** Sex differences in hepatic cytochrome P450 monooxygenase activities in rainbow trout during and annual reproductive cycle. *J. Endocrinol.,* 124: 207-213.
- Frahtia K. 2005.** Contribution à l'étude des lépidoptères dans la région d'El Kala. Diversité, déterminisme de la reparation et dynamique poste-incendie des peuplements de Rhopalocères. *Memoire de magistere*
- 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.

- Freeman, M. L., Borrelli, M. J., Meredith, M. J. and Lepock, J. R. 1999** . On the path to the heat shock response: destabilization and formation of partially folded protein intermediates, a consequence of protein thiol modification. *Free Rad. Biol. Med.* 26: 737-745.
- Gailhard I. 2003.** Analyse spatiotemporelle des populations microalgales côtières observées par le «Réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines »(REPHY). These de Doctorat de l'Université de la Méditerranée, Aix Marseille II. Spécialité : Sciences de l'environnement marin pp.171.
- 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.
- Gabbott P. A. 1983.** Development and seasonal metabolic activity in marine mollusks. In : Hochachka PW (ed) *the mollusca: rather ecology and physiology*, vol 2. Academic Press, London, 165-217.
- Grasman. K.A, Scanlon. P.F. and Fox. G.A. 2000.** Geographic variation in hermatological variables in adult and pre fledgling herring gulls (*Larus argentatus*) and possible associations with organochlorine exposure. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.*, 38 : 244 – 253.
- Geode R.W ., Barton B.A. 1990** . Organismic indices and an autopsy- based assessment as indicators of health and condition of fish .*Am. Sos.Symp.* 8 : 91-108 .
- George G. S. et Bouchanan G., 1990** . Isolation, properties and induction of plaice liver cytosolic glutathion S-transférases. *Fish. Physiol. Biochem.*, 8 (6) : 437-449.
- Gentien P., Lunven M., Lehâitre 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<sup>ème</sup> cycle U.B.O.(Brest)*, 149 p.
- Gibout P. 1987.** Atlas hydrologique de la Méditerranée. Ed. Ifremer- Shom (Paris), 150 p.
- 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 .
- Granéli, E., Carlsson,P.,Turner, J.T., Tester, P.,Bechemin, C., Dawson, R., Funari, E. (1999).** Effets of N:P:Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea.I.Nutrients, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquat Microb Ecol* 18:37-54
- Grimes S. 1994.** Contribution à la connaissance des population de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) at *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : 221p.
- Guelorget O., Brunel G., Fresi E. 1985** . Aquatique and coastal planing in the mediterranean split, pap . p 44/ fra .

- Guelorget. O., Frisoni G.F., Ximenes M.C., Perthuisot - J.P., 1989.** Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne : lac El Mellah (Algérie) : *Rev. Hydro. trop.* 22 (2),
- Habig, W. H., Pabst, M. J. and Jakoby, W. B. (1974) .** Glutathione S-Transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of Biological Chemistry* 249: 7130-7139.
- Halla M, Bhaimi A, Zekhnini A, Narbonne J.F, Mathieu M, Moukrim A. 1997.** Etude de cycle de reproduction de deux espèces de moules *Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis* dans la baie d'Agadir (sud du Maroc). *Haliotis* 26 :51-62.
- Huggett, R.J., R.A. Kimerle, P.M. Mehrle JR & H.L. Bergman, EDS.1992.** Biomarkers. Biochemical, Physiological, and histological markers of anthropogenic Stress. Boca Raton, Fla., Lewis Publishers, 347 pp.
- Hightower, L. E. 1991.** Heat shock, stress proteins, chaperones, and proteotoxicity. *Cell* 66: 191-197.
- Hyötylänen T. Karels A., Oikari A. 2002.** Assessment of bioavailability and effects of chemicals duet o remediation actions with caging mussels (*Anodonta anatine*) at a creosote-contaminated lake sediment site. *Water Res*, 36, 449764504.
- Justic D., Rabalais N. N., Turner E. 1995.** Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 30 (1), 41-46.
- Kaaya M., Najimi S., Ribera J.F., Narbonne J.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.
- Kammenga, J. E., Dallinger, R., Donker, M. H., Kohler, H. R., Simonsen, V., Triebkorn, R. and Weeks, J. M. 2000.** Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 164*. G. W. Ware (Eds.). 175 Fifth Ave/New York/NY 10010/USA, Springer-Verlag. 93-147.
- 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) .
- 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.
- 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.
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C. et Ramade F. 1997.** Intérêt d'une approche multiparamétrique pour le suivi de la qualité de l'environnement : 393- 401. *In* : Bio marqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux. Edt. Masson. : 419 p.
- 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.
- 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.
- Livingstone D. R. 1993 .** Biotechnology and pollution monitoring ; use of molecular biomarkers in the aquatic environment .*J. Chem. Tech. Biothechnol.*, **57**: 195-211.
- Lubet P., et Chappuis. 1998 .** Nutritons des lamellibranches, *Oceanis* **4**(1) : 23-34.
- Levasseur, M.E., Therriault, J.C., Legendre, L. 1984.** Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar Ecol Prog Ser* **19**:211-222p.
- 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.
- Martoja. M. et Martoja. R.,(1984) .** La bioaccumulation de métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution. *Le Courrier du CNRS* n° 54 , 32 – 37.
- 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.
- Mehdaoui O., Feraoui M., Descoin C. 2000 .** Accumulation et biomagnification des insecticides organochlorés dans les mollusques et poissons de la lagune de Moulay Bouselhem( Maroc ). Sous presse .

- Messerer Y. 1999.** Etude morpho-métrique et hydrographique du complexe lacustre d'El-Kala ; cas du lac Oubeira et du lac Mellah. Thèse de magister, Uni- Annaba.123 p.
- Metayer. C., Amiard- Triquet. C et Baud. J.P. 1990.** Variations inter-spécifiques de la bioaccumulation et de la toxicité de l'argent à l'égard de trois Mollusques Bivalves marins. Water Research (in press).
- Michel. R. 1987 .** Atlas du phytoplankton marin "DIATOMOPHYCEES Volume II" . Muséum National d'Histoire Naturelle.
- 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 .
- Moriarty F. 1990 .** Ecotoxicology , the study of pollutants in ecosystems .Academic Press, London, 289p.
- Mougraud Y. Martinez E., Geffard A., Adral B., Staisière J. Y. Amirad J. C. 2002.** Metallothionein concentration in the mussel *Mytilus galloprovincialis* as a biomarker of response to metal contamination : validation in the field. Biomarker 7, 479-490.
- 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.
- Nakanishi H., Ukita M., Sekine M., Fukagawa M., Murakami S; 1992.** Eutrophication control in the Seto Inland Sea. *In* Marine Coastal Eutrophication, Vollendweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 1239-1256.
- 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.
- Nixon S.W. 1982.** Nutrimet dynamic primary production and yields of lagoons Oceanologica Acta.N° sp : 357- 370 .
- Nover, L. 1991 .** Heat Shock Response. CRC Press, Boca Raton, FL
- Pallary P., (1906) :** Addition à la faune malacologique du Golfe de Gabès. J. Conchyl., 54 : 77-123.
- Paulet Y.M., Dorange C., Cochard J.C., et Le Pennec. 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 .
- Pellerin M., Vincent Y. Et Pelletier E. 1989 .** Evaluation de la qualité de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport remis au Ministère de l'environnement du Québec,130pp.

**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

**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.

**Porte C., Solé M., Borghi V., Martinez M., Chamorro J., Torreblanca A., Ortiz M., Orbea A., Soto M., et Cajaraville M.P. 2001.** Chemical, biochemical and cellular responses in the digestive gland of the mussel *Mytillus galloprovincialis* from the Spanish Mediterranean coast. Biomarkers, vol 6., 5 : 335-350.

**POURIA. S. 1998.** Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. Lancet **352**: 21-26.

**Price D., Kiser W., Hangsen H. K. 1991.** California's paralytic shellfish poisoning prevention program. Journal of Shellfish Research. 10, 119-145.

**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.

**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. 1977.** Ecotoxicologie- Masson, Paris, 205 p.

**Ramade F. 1992.** Précis d'écotoxicologie. Paris, Masson, X – 300 p.

**Rayan, J. A. and Hightower, L. E. 1996.** Stress proteins as molecular biomarkers for environmental toxicology. In *Stress-Inducible Cellular Responses*. U. Feige, R. I. Morimoto, I. Yahara and B. Polla (Eds.). Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland. 411-424.

**Retima A, 1999 :** Incidence des échanges hydrologiques, chimique et phytoplanktonique sur la fertilité de la lagune et du littoral voisin du lac Mellah, 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.

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

**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 Hallegraef G. M. eds. NATO ASI Series, vol G41, pp. 475-488.

**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

**Romeo M., Gracia – Barrelli J.P., Sidoumou Z., et Nguyen P.H. 1993 .** Variation spatio-temporelles des concentrations en métaux traces chez le mollusque *Donax rugosus* de la cote mauritanienne .*Bull. Ecol.*, t. **24** ( **2-3-4** ) : 83-86.

**Romeo M., Gnassia- Barrelli ,J-p . 2001 .** Approche multimarqueurs de la contamination chimique chez les mollusques .*Fac .Sci. Ecoto et chimie marine*.

**Rosales MLT et Escalona RL. 1983 .** Organochlorines residues in organisms of tow different lagoons of North west Mexico. *Bull. Env Contaam.Toxicol.*; **30**: 456-463

**Ross K. Cooper N., Bidwel J. R., Elder J. 2002.** Genetic diversity and metal tolerance of two marine species : a comparison between populations from contaminated and reference sites. *Mar. Pollut. Bull.* **44**, 671-679.

**Scherer E. 1992 .** Behavioural responses as indicators of environmental alteration : Approaches, results ,developments .*j .Appl. Ichthyol.*, **8** : 122-131.*Secret. Res. Doc N°98/88*, 28pp.

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

**Sies, H., (1999):** Glutathione and its role in cellular functions. *Free Radic. Biol. Med.* **27**: 916-921.

**Silbergeld E.K. 1993.** Neurochemical approaches as indicators of environmental biochemical markers of neurotoxicity : Review of current status and evaluation of future prospects. *Environ. Res.*, **63**: 274-286.

**Simpson J., and Norris R.H. 2000 .** Biological assessment of water quality: developpement of Ausrivias models and outputs. Inter workshop. 16 – 18 .

**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.

**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.

**Sommer U. 1995.** Eutrophication related changes in phytoplankton species composition: is there a role of nutrient competition? ICES Annual Science Conférence; C. M. 1995/T:7. 6 p.

**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., Gentien 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.

**Stebbing A.R. 1985.** Bioassay in the affects of stress and pollution on marine animals. BL. Bayne, D.A. Brown. Edts, pp 133- 140, Praeger.Publishers, New York.

**Stegeman, J. J., Brouwer, M., DiGiulio, R. T., Forlin, L., Fowler, B. A., Sanders, B. M. and Van Veld, P. A. 1992.** Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In *Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthrpopogenic stress*. R. Huggett, R. Kimerle, P. Mehrle and H. Bergman, Lewis. 235-335.

**Stein X., Percik P., Gnassia-Barelli M., Romeo M. et Lafaurie M. 1997 .** Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to asses the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean sea. *Environ. Poll.*, (99) : 111 - 117.

**Thomas J. P., Bougazelli N. et Djender M. 1973.** Projet de parc national marin, lacustre et terrestre d'El kala Annaba Algérie.

**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 .

**ViarengoA., Burlando B., CavallettoM., Marchi B., Ponzano E. et Blasco J. 1999 .** Role of metallothionein against oxidative stress in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Am. J. Physiol.* 277: R1612-1619.

**Vincke M. 1982.** Population dynamics and secondary productiôn 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.*

**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.

**Watanabe M., Kohata K., Kimura T., Takamatsu T., Yamaguchi S., Loriya T. 1995.** Generation of a *Chattonella antiqua* bloom by imposing a shallow nutricline in a mesocosm. *Limnol. Oceanogr.* 40 (8), 1447-1480.

**Weeckbeker G. et Cory J. G., 1988.** Ribonucleotide reductase activity abd growth of glutathione-depleted mopuse leukaemia L 1210 cells *in vitro*. *Cancer Lettres*, 40, 257, 264.

**Williams A. K., et Sova C. R., 1966 .** Acetylcholinesterase levels in brains of fishes from polluted water. Bull. Contam. Toxicol., 5: 198-204.

**Zwarts L. et Wanink. 1989.** Siphon size and burring dept in deposit and suspension – Fiding benthic bivalves. Mar. Biol., 100: 227-240.

**ANNEXE**Tableau.7. Variations mensuelles de la GSH ( $\mu\text{M}/\text{mg}$ ) chez les bivalves récoltés dans la lagune El Mellah

Mois	GSH palourde	GST coque
Septembre	25,72	18,87
Octobre	36,48	46,26
Novembre	40,85	0
Décembre	48,01	50,75
Janvier	60,24	63,84
Février	51,62	53,25
Mars	53,77	51,45
Avril	58,61	60,58
Mai	57,27	58,37

Tableau.8. Variations mensuelles de l'activité GST ( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ ) chez les bivalves peuplant la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

Mois	GST palourde	GST coque
Septembre	6,4	6,64
Octobre	5,31	5,43
Novembre	4,38	0
Décembre	4,53	3,89
Janvier	2,55	1,45
Février	4,36	3,65
Mars	4,04	3,42
Avril	2,61	2,74
Mai	2,85	2,86

Tableau.9. Variations mensuelles de l'indice de condition chez les bivalves peuplant la lagune El Mellah (*R. decussatus* et *C. glaucum*)

Mois	IC palourde	IC coque
Septembre	3,19	4,36
Octobre	3,57	5,28
Novembre	7,1	0
Décembre	5,46	4,35
Janvier	5,47	4,23
Février	5,65	3,46
Mars	5,17	3,64
Avril	4,7	3,82
Mai	4,56	3,3

Tableau.10. Evolution mensuelle de la teneur en oxygène dissous(mg/l) de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	O2 dissous
Sep	6,3
Oct	6,81
Nov	3,9
Dec	12,25
Jan	5,3
Fév	7,3
Mars	9
Avril	7,6
Mai	10,35

Tableau.11. Evolution mensuelle de la température(C°) de l'eau de la lagune El Mellah.

Mois	Température
Sep	29
Oct	26
Nov	17,5
Dec	15,7
Jan	11,8
Fév	13,5
Mars	16
Avril	22
Mai	22

Tableau.12. Evolution mensuelle de la salinité(g/l) de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	Salinité
Sep	29,5
Oct	28,4
Nov	26,7
Dec	23,6
Janv	22,6
Fév	22,8
Mars	23,7
Avril	21,9
Mai	22,3

Tableau.13. Evolution mensuelle du pH de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	pH
Septembre	8,35
Octobre	8,28
Novembre	7,8
Décembre	7,64
Janvier	7,6
Février	5,4
Mars	7,73
Avril	6,66
Mai	7,63

Tableau.14. Evolution mensuelle des teneurs en matières en suspension(mg/l) de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	MES
Sep	27,8
Oct	39
Nov	93,3
Dec	100
Jan	17,6
Fév	24
Mars	34
Avril	28
Mai	28

Tableau.15. Evolution mensuelle des teneurs en chlorophylle ( $\mu\text{Mol/l}$ ) a de l'eau de la lagune El Mellah

Mois	Chl_a
Sep	8,83
Oct	22,68
Nov	9,07
Dec	5,34
Janv	3,44
Fév	0
Mars	0
Avril	2,13
Mai	2,136

Tableau.16. Evolution de la densité moyenne globale du phytoplancton toxique de la lagune el Mellah

Mois	Densité microalgale
Septembre	967
Octobre	1142
Novembre	462
Décembre	873
Janvier	527
Février	101
Mars	180
Avril	411
Mai	208

Tableau.17. Genres phytoplanctoniques toxiques inventoriées dans la lagune El Mellah

	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
<i>Microcystis sp*</i>	0	0	0	0	0	0	20	60	20
<i>Gomphosphaeria sp*</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	0
<i>Lyngbya sp*</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	0
<i>Oscillatoria sp*</i>	0	20	0	20	20	0	40	0	40
<i>Pseudanabaena sp*</i>	200	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Amphora sp*</i>	0	200	0	60	180	21	80	100	40
<i>Nitzschia sp*</i>	0	0	100	70	20	20	20	160	42
<i>Pseudonitzschia sp*</i>	355	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinophysis sp*</i>	0	0	0	0	20	0	0	40	0
<i>Gymnodinium sp*</i>	22	0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Noctiluca sp*</i>	300	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Peridinium sp*</i>	0	200	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protoperidinium sp*</i>	55	200	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scippsiella sp*</i>	0	0	0	20	220	60	0	40	20
<i>Prorocentrum sp*</i>	35	522	262	703	27	0	20	11	6