

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار . عنابة.

UNIVERSITE DE BADJI MOKHTAR, ANNABA



FACULTE DES SCIENCES  
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

*Présenté en vue de l'obtention de Thèse de Doctorat*

Filière: Biologie Animale

Intitulé:

**Distribution des métaux traces chez les bivalves  
(Mollusques) dans le golfe d'Annaba (Nord-est  
Algérien)**

Par: Mme DRIF Fahima

**Membre de Jury:**

KHELILI Kamel(Pr)	Président	Université d'Annaba
ABDENNOUR Cherif (Pr)	Direc. de Thèse	Université d'Annaba
ZERIZAR Sakina (MC)	Examineur	University de Constantine
BAAZIZ Nacer (MC)	Examineur	University de Constantine

## *Remerciement*

*Dans un premier temps, nous remercions notre dieu, les clément, le miséricordieux qui nous a donné la patience, l'énergie et la volonté pour cet humble travail.*

*A mon professeur : Mr ABDENOUR C. C'est vous qui m'a reçu lors de ma candidature sur ce sujet de thèse et de magistère, merci pour ta confiance et l'autonomie que tu m'as laissée dès le début et pendant ces années.*

*A ma chère amie M elle/ LECHÉKHEB Y. De par ton engagement complet, merci de ton aide.*

*L'intérêt porté par professeur : OUNISSI M. sur la problématique de ma thèse me va droit au cœur et je le remercie vivement de ses conseils.*

*Je suis très heureux de pouvoir compter Messieurs : KHÉLLILI K., ZERIZAR S., BAZIZ N. parmi les membres de jury et je leur suis très reconnaissant d'avoir accepté de rapporter ce travail.*

*Nos sincères sentiments vont également à toute personne ayant participé de près ou de loin à la confection de ce travail et à tout mes amies.*



# SOMMAIRE

## CHAPITRE 1

### Introduction Générale

Introduction

Les points chauds

- Les indicateurs des points chauds

Les polluants

- Transport et mélange des polluants

Les métaux traces

Les bivalves mollusques

- Morphologie et anatomie des bivalves
- Biologie des bivalves
- Ecologie des bivalves
- Mode de vie
- Régime alimentaire
- Cycle de développement
- Classification des bivalves

Références

## CHAPITRE 2

### Monitoring des métaux lourds traces par les bivalves *Mytilus galloprovincialis* dans le golfe d'Annaba

- I. Introduction
- II. Matériels et Méthodes

## II.1 Lieu d'études

### II.1.1. Choix des sites

## II.2. Choix du matériel biologique

### II.2.1. Prélèvement d'échantillons

## II.3. Dosage des métaux lourds

## II.4. Analyse statistique

## II. Résultats

### a/ Variations hivernales des concentrations (Pb, Ni, Cu, Ni) chez

*Mytilus galloprovincialis*

### b/ Comparaison entre mâles et femelles

### c/ Variations saisonniers

### d/ L'effet du poids sec sur les concentrations des métaux lourds en hiver

## V. Discussion

## Références

## **CHAPITRE 3**

### **Monitoring des métaux traces par le bivalve *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba**

#### I. Introduction

#### II. Matériels et Méthodes

##### II.1.1. Choix des sites

## II.2. Choix du matériel biologique

### II.2.1. Prélèvement de Donax

## II.3. Dosage des métaux lourds

## II.4. Analyse statistique

## III. Résultats

a/ *Donax trunculus*

b/ Variations des concentrations (Pb, Ni, Cu, Ni) chez *Donax trunculus*

c/ Comparaison entre mâles femelles

d/ L'effet du poids sec sur les concentrations des métaux lourds chez  
l'espèce *D. trunculus*

## V. Discussion

**Résumé (français)**

**Résumé(Anglais)**

**Résumé (Arabe)**

Références

# LISTE DES FIGURES

<b>Chapitre 1</b>	
<b>Fig. 1:</b> «Points chauds de pollution le long du littoral méditerranéen»(HCMR d'après PNUE/OMS, 2003).	2
<b>Fig. 2:</b> schéma de la circulation des polluants en mer méditerranéenne (UNEP/WHO,1999).	3
<b>Fig. 3:</b> Les variations des rejets de métaux lourds par régions en Méditerranée (UNEP/MAP, 1997).	6
<b>Chapitre 2</b>	
<b>Fig. 1:</b> Carte géographique de la côte d'Annaba représentant les sites d'échantillonnages de <i>Mytilus galloprovincialis</i> .	23
<b>Fig. 2:</b> (Site1«El Heneya»)	25
<b>Fig. 3:</b> (Site 2«Seybouse»).	25
<b>Fig. 4:</b> (Site 3 « Rizi-Amor»)	26
<b>Fig. 5:</b> (Site 4 «Refès-Zahouane»)	26
<b>Fig. 6:</b> <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Linnaeus, 1758)	27
<b>Fig. 7:</b> Prélèvement des échantillons.	
<b>Fig. 8:</b> Préparation et dosage.	28
<b>Fig. 9:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les mâles.	33
<b>Fig. 10:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les femelles.	33
<b>Fig. 11:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les mâles.	34
<b>Fig. 12:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les femelles.	34
<b>Fig. 13:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les mâles.	35
<b>Fig. 14:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les femelles.	35
<b>Fig. 15:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les mâles.	36
<b>Fig. 16:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les femelles.	36
<b>Fig. 17:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux	38

## LISTE DES FIGURES

sexes.	
<b>Fig. 18:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	38
<b>Fig.19:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	39
<b>Fig.20:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	39
<b>Fig. 21:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en hiver.	42
<b>Fig. 22:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en hiver.	42
<b>Fig. 23:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la Moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en hiver.	43
<b>Fig. 24:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en hiver.	43
<b>Fig. 25:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été.	44
<b>Fig. 26:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été.	44
<b>Fig. 27:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été.	45
<b>Fig. 28:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été.	45
<b>Fig. 29:</b> Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été et en hiver.	47
<b>Fig. 30:</b> Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été et en hiver.	47
<b>Fig. 31:</b> Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été et en hiver.	48
<b>Fig.32:</b> Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en été et en hiver.	48
<b>Fig. 33:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	50
<b>Fig. 34:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g)	50

## LISTE DES FIGURES

chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	
<b>Fig. 35:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	51
<b>Fig. 36:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	51
<b>Fig. 37:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	52
<b>Fig. 38:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	52
<b>Fig. 39:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	53
<b>Fig. 40:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	53
<b>Fig.41:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	55
<b>Fig.42:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	55
<b>Fig.43:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	56
<b>Fig.44:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	56
<b>Fig.45:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	57
<b>Fig.46:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	57
<b>Fig.47:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	58
<b>Fig.48:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	58
<b>Fig.49:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	60
<b>Fig.50:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	60
<b>Fig.51:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g)	61

## LISTE DES FIGURES

chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	61
<b>Fig.52:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	62
<b>Fig.53:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	62
<b>Fig.54:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	63
<b>Fig.55:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	63
<b>Fig.56:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	65
<b>Fig. 57:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	65
<b>Fig.58:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	66
<b>Fig.59:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 1.	66
<b>Fig.60:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 2.	67
<b>Fig.61:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	67
<b>Fig.62:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 3.	68
<b>Fig.63:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	68
<b>Fig.64:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>M. galloprovincialis</i> du site 4.	80
<b>Chapitre 3</b>	80
<b>Fig.1:</b> Carte géographique de la côte d'Annaba, représente les sites d'échantillonnages de l'espèce <i>Donax trunculus</i> .	82
<b>Fig.2:</b> (Site 1: Bettah)	82
<b>Fig.3:</b> (Site 2: Chatt)	83
<b>Fig.4:</b> (Site 3: Sidi Salem)	83
<b>Fig.5:</b> (Site 4: Seybouse)	85
<b>Fig.6:</b> <i>Donax trunculus</i> (Linnaeus, 1758)	86

## LISTE DES FIGURES

<b>Fig.7:</b> Un diagramme montrant la collecte et la séparation des mâles et des femelles.	87
<b>Fig.8:</b> Préparation et dosage.	88
<b>Fig.9:</b> Les coquilles de <i>Donax trunculus</i> .	88
<b>Fig.10:</b> Les coquilles de <i>Donax trunculus</i> .	91
<b>Fig.11:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.	91
<b>Fig.12:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.	92
<b>Fig.13:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.	92
<b>Fig.14:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.	93
<b>Fig.15:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.	93
<b>Fig.16:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.	94
<b>Fig.17:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.	94
<b>Fig.18:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.	96
<b>Fig.19:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les deux sexes.	96
<b>Fig.20:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	97
<b>Fig.21:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	97
<b>Fig.22:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes.	99
<b>Fig.23:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	99
<b>Fig.24:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	100
<b>Fig.25:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g)	100

## LISTE DES FIGURES

chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	
<b>Fig.26:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	101
<b>Fig.27:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	101
<b>Fig.28:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	102
<b>Fig.29:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	102
<b>Fig.30:</b> Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	104
<b>Fig.31:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	104
<b>Fig.32:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	105
<b>Fig.33:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 2	105
<b>Fig.34:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	106
<b>Fig.35:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	106
<b>Fig.36:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	107
<b>Fig.37:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles <i>D. trunculus</i> du site 4.	107
<b>Fig.38:</b> Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	109
<b>Fig.39:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	109
<b>Fig.40:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	110
<b>Fig.41:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	110
<b>Fig.42:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g)	111

## LISTE DES FIGURES

chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	111
<b>Fig.43:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	112
<b>Fig.44:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	112
<b>Fig.45:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	114
<b>Fig.46:</b> Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site.	114
<b>Fig.47:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	115
<b>Fig.48:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	115
<b>Fig.49:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 1.	116
<b>Fig.50:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 2.	116
<b>Fig.51:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	117
<b>Fig.52:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 3.	117
<b>Fig.53:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	
<b>Fig.54:</b> Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de <i>D. trunculus</i> du site 4.	

# LISTE DES TABLEAUX

<b>Chapitre 2</b>	
<b>Tab.1:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) des métaux traces ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez les deux sexes de <i>Mytilus galloprovincialis</i> , échantillonnés sur des sites différents en hiver.	32
<b>Tab.2:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) d ( $\mu\text{g/g}$ poids sec) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> obtenu à partir de la côte d'Annaba en hiver et en été.	41
<b>Chapitre 3</b>	
<b>Tab.1:</b> Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) des métaux traces ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les deux sexes de <i>D. trunculus</i> , échantillonnés sur des sites différents.	90

# **Chapitre 1:**

## **Introduction Générale**

## INTRODUCTION

La mer Méditerranée est un lieu contient de nombreux endroits de pollution appelés «points chauds». Ces endroits ont été identifiés et classés géographiquement selon le type de pollution (industrielle, eaux usées, agricole, etc. . .) (Fig. 1).

Les sources de pollution identifiées sont multiples, dont on peut citer quelques unes tels que: les composés organochlorés toxiques, les hydrocarbures toxiques, et d'autres toxines de la mer. Il est important de citer surtout les métaux lourds toxiques, puisque ces derniers se propagent selon diverses manières. Les plus classiques de ces polluants sont déversés directement dans la mer (dégazage) ou indirectement par le biais du transport (UNEP/MAP, 1997).

### ➤ Les points chauds

Les points chauds sont des sources de pollution sur la côte de la mer Méditerranée qui peuvent influencer la santé humaine, les écosystèmes, la biodiversité et le développement durable d'une manière significative. Ils sont les principaux points où des niveaux élevés de charges de pollution provenant des sources domestiques, industrielles et agricoles sont déchargées (UNEP/WHO, 1999). Il est évident que les centres de concentration urbains et industriels sont aussi des points chauds de pollution (UNEP, 2001).

### Les indicateurs des points chauds:

Il faut dire qu'il existe de multiples indicateurs des points chauds :

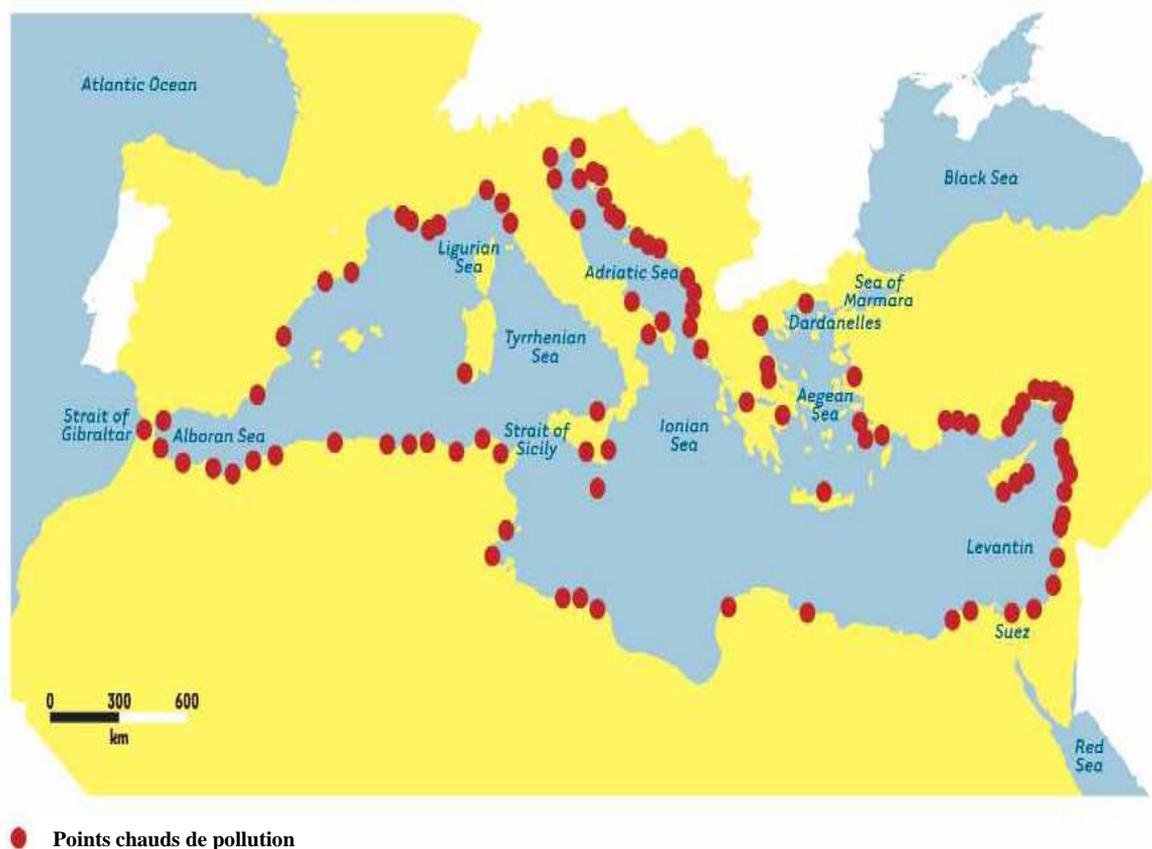
- Les demandes biologiques en oxygène (DBO) ;
- Les éléments nutritifs (phosphore, azote) ;
- Les Solides totaux en suspension ;
- Les hydrocarbures ;
- Les métaux lourds ;
- Les polluants organiques industriels ;
- Les substances radioactives ;
- Les déchets domestiques et industriels ;
- Les micro-organismes (*E. coli*).

## ➤ Les polluants

Non seulement les métaux lourds dégradent l'écosystème entraînant des risques pour la santé humaine, même les organochlorés, les pesticides, les hydrocarbures, et la pollution microbienne et virale l'affectent aussi (UNEP/WHO, 1999).

Les voies primaires de risques pour la santé humaine incluent la consommation de produits d'eau comme les fruits de mer contaminés. Les personnes à risque et au contact permanent avec l'eau de mer sont en premier lieu, les marins, les travailleurs des compagnies maritimes, les baigneurs, les plongeurs, et les consommateurs de produits alimentaires marins.

En Algérie, les endroits où les problèmes de déchets industriels existent, sont les villes côtières et industrielles à l'image de Skikda, Annaba et Jijel dans l'Est. Au centre on trouve l'axe Alger-Oued Smar, Rouiba-Reghaia et Béjaia. A l'ouest, Oran-Arzew, Ghazaouet et Mostaganem. (UNEP, 2001).

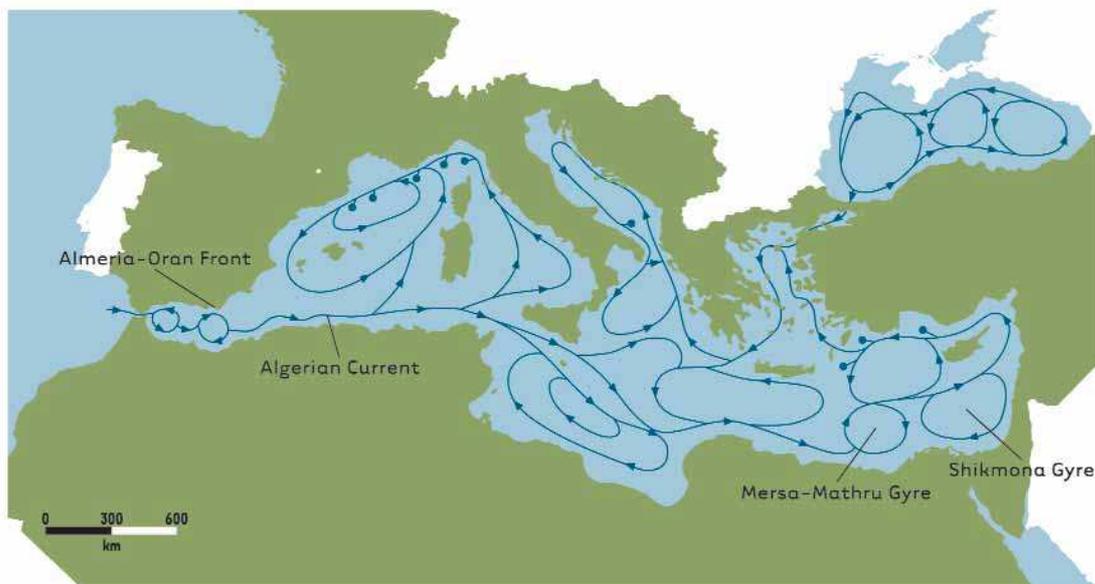


**Fig. 1:** Les «Points chauds» de pollution le long du littoral méditerranéen» (UNEP/WHO, 2003).

La particularité de la pollution des eaux qui n'est pas le seul problème environnemental mondial, est le fait de l'Homme et cela dans les domaines de la terre, de l'eau et de l'air.

L'Homme contribue par son ignorance au déséquilibre de l'écosystème, par une contamination de l'eau, des sédiments et des organismes.

**Transport et mélange des polluants :** Le transport de matériel et éventuellement la pollution est renforcée par les grands courants qui influencent le débit d'eau côtier. L'image (fig.2) qui émerge de la circulation d'eau dans la mer Méditerranée, montre que celui-là se mélange aux courants qui viennent à la fois verticalement et latéralement par rapport à la mer Méditerranée. Ainsi, les contaminants introduits soit par le vent, rejet à la mer, par des rivières seront mélangés rapidement par les forts courants.



**Fig. 2:** Schéma de la circulation des polluants en mer Méditerranéenne (UNEP/WHO, 1999).

### Les métaux traces

Les dépôts atmosphériques y compris l'eau de pluie, sont les principales sources de métaux lourds dans le bassin Méditerranéen (UNEP//MAP, 1997). Le transport de métaux lourds par voie fluviale dans le bassin Méditerranéen est important pour la répartition de ces contaminants entre la terre et la mer. La plupart des métaux lourds présents dans l'eau dans des conditions normales d'acidité, ne se dissolvent pas et une fois libérés, ils s'unissent à des particules, avant de choir au fond. Là ils restent en suspension pendant un certain temps. Cette phase particulière est considérée

comme la plus importante phase de pollution. Elle est indiquée par la teneur en particules de métal à un gramme de sédiments en suspension (% $\mu\text{g} / \text{g}$ ).

La composition métallique de l'eau de pluie et les dépôts humides de métaux ont été déterminés au niveau du Nord-Ouest de la Méditerranée. Il y a une tendance relative concernant le dépôt de cadmium (Cd), de cuivre (Cu), du plomb (Pb), du zinc (Zn) et celui du mercure (Hg). Les chemins sauvages qui sont très proches de la côte et les sites côtiers de la Méditerranée sont donc les plus touchés par les émissions de Pb. Le degré exact de la solubilité des métaux reste une question ouverte. Il faut dire qu'environ 49-82% de Cu, de 68-76% de Zn, 21-65% de Pb et de 75-92% du Cd sont déposés au niveau de la mer Méditerranée sous formes solubles et peuvent être ainsi facilement utilisés par les organismes (UNEP/MAP, 1997).

La pollution des eaux se manifeste au moment où les propriétés physico-chimiques des eaux sont abusivement utilisées comme un vecteur d'évacuation des déchets. Ce type de pollution était d'origine ménagère et facilement biodégradable. Aujourd'hui celle-ci est plus complexe. Ses origines sont variées, elle peut être urbaine, industrielle et/ou agricole (chimique, organique, radioactive et/ou microbiologique).

La bioaccumulation est la capacité des organismes à absorber et à concentrer dans tout ou une partie de leurs organismes (partie vivante ou inerte tel que la coquille de la moule) certaines substances chimiques, éventuellement rares dans l'environnement (Les métaux lourds ou autre substance toxique indésirable).

Ces métaux traces sont toujours piégés par les organismes aquatiques selon deux voies principales : soit à partir de l'eau (voie directe), soit à partir de la nourriture (voie trophique). Ils franchissent plusieurs structures biologiques spécifiques comme le revêtement fibreux et surtout l'épithélium branchial. Ce dernier est touché par les contaminants présents dans l'eau. Il s'avère que l'ensemble du tractus digestif via les métaux associés aux particules contenus dans les proies ingérées affecte aussi l'épithélium branchial. Toutes ces voies sont possibles pour un même métal et leur importance relative est en fonction de la forme chimique sous laquelle le métal est dans le milieu.

La capture par la surface perméable de beaucoup de ces métaux traces en solution se fait généralement par diffusion passive et ne requièrent aucune dépense d'énergie (Luoma, 1983; Phillips & Rainbow, 1994; Anandraj *et al.*, 2002). Le processus digestif joue aussi un rôle important dans la détermination de capture des métaux traces à partir de la nourriture et de l'eau

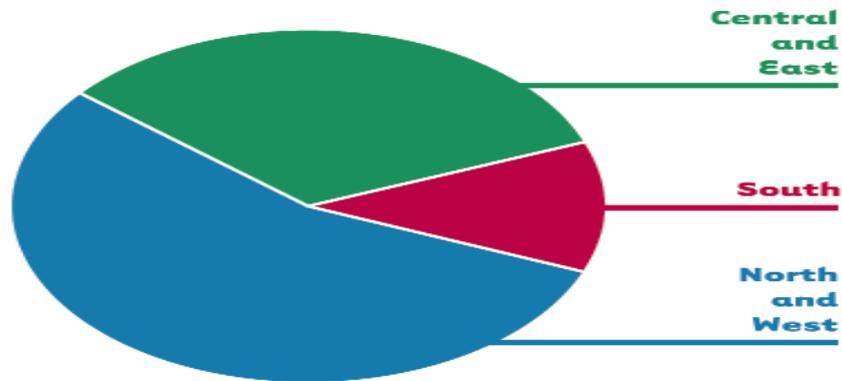
ingérée (Tran *et al.*, 2002). Le pH est probablement le facteur le plus important au niveau du tractus digestif.

La concentration de l'ion métallique libre a une grande importance dans le contrôle de la capture métallique à partir des solutions. Le métal sous forme d'ion libre a été distingué comme l'espèce métallique dissoute la plus bio-disponible (Campbell, 1995).

Au niveau des cellules, les métaux lourds sont captés par des molécules thiol telles que, les acides aminés (la cystéine), le glutathion et la métallothionéine. L'accumulation en métal dans les cellules d'une même espèce ou d'espèces différentes se modifie selon des facteurs biologiques et physiologiques. Parmi ces facteurs on note, la saison, la fonction de reproduction, la salinité et les profondeurs des eaux (Livingstone & Pipe, 1992). Cette accumulation est due à la capacité spécifique de l'espèce d'accumuler ces métaux (Rienfelder *et al.*, 1997; Otchere *et al.*, 2003). D'après les études de Gorbi *et al.*, (2008), des analyses chimiques de métaux traces ont été réalisées dans le tissu de certaines bivalves pour détecter des réponses biologiques au niveau de plusieurs cellules cibles.

Des études ont montré que la dernière décennie a vu une diminution marquée des émissions de plomb, de cadmium et de mercure dans les pays Méditerranéens (1990-1999). Ces émissions ont diminué aussi dans la plupart des régions d'Europe depuis les années 1980. Dans la région Méditerranéenne, la diminution des émissions toxiques n'est pas uniforme. La baisse rapportée dans les pays en Méditerranée occidentale (Espagne, France et Italie) est plus prononcée par rapport aux pays situés en Méditerranée centrale (UNEP/MAP, 1997). Les environnements marins des pays industrialisés sont de plus en plus menacés par la pollution anthropogène. L'étude de la sensibilité de nouveaux signaux d'alarmes éco-toxicologiques et des effets des polluants aquatiques renseignent encore davantage sur cette menace (Stefano *et al.*, 2008).

Certains métaux comme le mercure, le cadmium, l'arsenic, le zinc, le cuivre et le plomb ont un impact global. Il faut dire qu'une forte pollution par ces métaux dans la région Méditerranéenne a fortement progressé de 300 % entre 1950 et 1990. La plus grande concentration se situe dans le bassin du Nord-Ouest de la Méditerranée, ce qui représente environ la moitié totale des émissions du plomb, du cadmium, du zinc et du cuivre (Fig. 3).



**Fig. 3:** Les variations des rejets de métaux lourds par régions en Méditerranée (UNEP/MAP, 1997).

Les éléments traces sont des constituants normaux de la biosphère. Ils sont naturellement présents mais en quantités très faibles dans les sols, l'eau et l'air et ne sont pas biodégradables. Ils s'introduisent dans l'environnement de diverses façons: par extraction minière, par utilisation des énergies fossiles comme le charbon, par combustion des déchets, par les feux de forêt, par la fumée de cigarette.

Les métaux traces sont connus parmi les ions principaux pour le procédé vital. Etant donné qu'ils jouent un rôle clé dans les différents processus de la vie, ils sont libérés en grandes quantités par les voies naturelles. Ainsi ces métaux traces (métaux lourds), et lorsqu'ils sont en excès s'accumulent dans l'environnement aquatique et causent des effets toxiques pour les organismes vivants. Leur présence dans la mer est une grande préoccupation écologique pour les états qui se trouvent sur la côte notamment pour les pays en voie de développement (Das & Dasgupta., 2002). (UNEP/PAM, 1997).

Ces métaux traces sont divisés en éléments essentiels et non essentiels. Beaucoup d'entre eux sont essentiels au système biologique, et en absence de ces derniers, l'organisme est incapable de se développer (Underwood, 1977). Toutefois, ils sont considérés comme toxiques à une certaine dose (Rainbow, 1993). Alors, cette toxicité dépend du degré de leurs concentrations.

Les quatre éléments qui ont été choisis durant notre étude sont: le plomb, le nickel, le cuivre et le zinc. Pour les deux premiers, elle est de raison historique vue que les premiers biochimistes ont distingué ces métaux en raison de leur affinité avec le soufre permettant d'identifier les protéines (qui précipitent lourdement) ou carrément donnent facilement des sels (sels de mercure, sels de plomb, etc.). De plus, ils se transportent et changent de forme chimique. Ils ont une conductivité électrique élevée qui expliquent leur utilisation dans de nombreuses industries. Enfin, ils présentent une toxicité pour l'homme qui entraîne des lésions neurologiques graves. Pour le Cu et le Zn et contrairement aux deux précédemment cités, ils sont indispensables au déroulement des processus biologiques et deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil.

Les éléments non essentiels diffèrent des autres substances toxiques car ils ne sont ni créés, ni détruits par l'Homme, Elles engendrent des radicaux oxygénés (tel que le puissant radical hydroxyle OH). Il a été démontré que les éléments non essentiels tels que le mercure, le plomb, le cadmium et l'arsenic, sont toxiques même à l'état de trace (Bryan, 1976). Les éléments essentiels sont présents naturellement dans tous les organismes. Le cuivre et le zinc sont essentiels pour de nombreuses fonctions enzymatiques. À fortes doses, ils peuvent être toxiques et provoquent des effets dangereux sur la santé.

Des études ont par ailleurs clairement démontré que des métaux tel que le cuivre, le plomb, le mercure et le cadmium ont une action inhibitrice sur le système enzymatique à base de cytochrome P<sub>450</sub> (Namour, 1992 ; Stien *et al.*, 1997). Il faut dire que le nickel, le cadmium, le mercure, le plomb, le cuivre, le zinc et l'arsenic ainsi que d'autres métaux s'accumulent dans l'organisme et provoquent des effets toxiques à court et/ou à long terme. La nature de leur toxicité peut varier en fonction de la forme sous laquelle ils pénètrent dans l'organisme (métal lui-même, vapeurs, dérivés inorganiques ou organiques, hydro ou liposoluble, etc...). Certains métaux ont des propriétés cumulatives, pouvant développer leurs effets à long terme, lorsque les excrétions ne compensent pas les absorptions. Ils peuvent alors atteindre différents organes ou fonctions essentielles ou être responsable dans certains processus cancérogène (Viala, 1998).

La toxicité des métaux provoque un changement dans l'homéostasie de plusieurs systèmes physiologiques, spécialement le système immunitaire. Ils peuvent affecter aussi les tissus osseux (Burns *et al.*, 1995 ; Tersago *et al.*, 2004 ; Hemdan *et al.*, 2006), le système nerveux, la fonction rénale (Cai *et al.*, 2001), hépatique (Li & Lim., 2007) et respiratoire (Harber *et al.*, 2000 ; Lauwerys, 2000). Ces métaux sont également génotoxiques (Kim *et al.*, 2005 ; Nasser *et al.*, 2008) et apoptotiques (Tersago *et al.*, 2004 ; Mondal *et al.*, 2005 ; Jung *et al.*, 2007). Il a été remarqué

que les effets toxiques des métaux sont amplifiés chez les gros fumeurs à cause d'effets de potentialisation entre la fumée de cigarette inhalée et les taux des métaux. Une fois absorbé, ces métaux sont souvent difficiles à éliminer et la demi-vie de la plupart d'entre eux dans le corps humain est plutôt longue.

Il est connu que le plomb, est utilisé dans les matériaux de construction et dans l'industrie mécanique. Il est utilisé aussi dans la fabrication des batteries, des câbles et des pigments. Dans l'eau, le plomb existe principalement sous forme soluble (Balls, 1985). Il s'accumule notamment chez les Poissons et les Mammifères et il est très toxique. Les effets chroniques peuvent être neurotoxiques, immunologiques ou cancérigène (Aune, 1998; Dons & Beck, 1993). De plus, à lui seul il peut causer des dommages cellulaires par différents mécanismes. Il provoque des effets directs sur la membrane cellulaire et certaines organelles, altérant ainsi la transduction du signal ou affectant les systèmes enzymatiques à l'intérieur de la cellule.

Les doses létales du plomb, sous forme de sel minéraux sont souvent supérieurs à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est-à-dire 4 mg/l. Le plomb inorganique peut être considéré comme toxique (concentration létale est de 1010 mg/l), alors que les teneurs létales en plomb tétralkyle sont beaucoup plus faibles (Marchand & Kantin, 1997).

Cependant le cuivre est utilisé dans les peintures des bateaux et l'équipement de la pisciculture, les équipements électriques et les conduites d'eau. On le trouve aussi dans les eaux usées, les exploitations minières. Le traitement du nickel et du cuivre est également sources de cuivre dans l'eau. Dans la mer, le cuivre existe sous une forme dissoute et liée (Balls, 1985). Il est essentiel pour la respiration de nombreux organismes et d'autres fonctions enzymatiques. Chez l'homme, le cuivre est stocké dans la glande digestive (l'hépatopancras) et les branchies des invertébrés mollusques et au niveau du foie et la moelle osseuse chez les vertébrés. Un surdosage chez l'homme peut endommager le foie, perturber la pression artérielle, entraîner le coma ou même la mort (Dons & Beck, 1993; Blomseth & Hartmann-Pedersen, 1995). Il faut noter que certains sels de cuivre dissouts, sont dangereux pour de nombreuses algues, pour les bactéries et les champignons, les poissons et le plancton.

Enfin le zinc, représente un problème de nuisance de l'environnement partout dans le monde. Ses principales sources sont l'industrie métallurgique, galvanique, les mines de pyrite, les installations d'incinération et de produits anti-corrosifs, des peintures, du plastique et du caoutchouc. Beaucoup de composés de zinc sont solubles dans l'eau et s'accumulent dans les organismes. C'est un élément essentiel pour tous les organismes et pour l'Homme.

Le corps humain peut réguler l'absorption du zinc. Les surdoses de ce métal peuvent causer des diarrhées et des vomissements. Pour les organismes aquatiques, de fortes doses de zinc peuvent être également toxiques (Dons & Beck, 1993).

La pollution par les métaux pourrait affecter toute la chaîne environnementale. La surveillance de l'environnement se fait par analyse de l'échantillonnage des sédiments, de l'eau, des études de la biodiversité et l'utilisation de bio-indicateur (Phillips, 1977; Rainbow, 1995). Il est intéressant que l'utilisation d'organismes au lieu de l'échantillonnage des sédiments et de l'eau à de nombreux avantages. Tout d'abord, les concentrations trouvées via le bio-indicateur nous informent sur une biodisponibilité du polluant dans l'environnement. Deuxièmement, l'échantillonnage des sédiments et de l'eau pourrait montrer de grandes variations saisonnières et temporelles locales. La surveillance en temps-échelle pourrait être difficile et coûteuse (Phillips, 1977). Troisièmement, en utilisant un bio-indicateur qui à une large répartition géographique, les niveaux de contamination peuvent être comparés au niveau international (MUSSEL WATCH, 1980 ; Rainbow & Phillips, 1993 ; Rainbow, 1995).

Les organismes vivants peuvent absorber les contaminants de l'eau ou de particules et les accumuler ensuite dans leur corps (Stewart, 1999). Si les organismes ne sont pas en mesure d'éliminer les substances toxiques de leurs corps, les toxines passent alors au niveau suivant de la chaîne alimentaire par bioamplification. Il s'avère que les organismes vivants réagissent différemment lorsqu'ils sont exposés à des contaminants. Certains animaux peuvent accumuler de grandes quantités de contaminants sans effets nocifs. Tandis que d'autres s'exposent aux effets mortels même à des concentrations basses (Levinton, 1995 ; Clark, 1997). Les bio-moniteurs sont des organismes qui concentrent les contaminants dans leurs tissus, ce qui permettrait leur analyse et de contrôler la biodisponibilité des contaminants dans les écosystèmes (Rainbow & Phillips, 1993).

Les métaux lourds sont actuellement connus par leurs effets toxiques chez les êtres vivants malgré que certains sont indispensables (Bryan, 1984). Plusieurs études ont été effectuées sur la fertilité en testant la vitalité des spermatozoïdes ; ce qui fait que l'exposition à ces métaux réduit cette capacité. Alors qu'un traitement d'œufs avec chaque métal (Cd, Hg, Pb, Ni et Zn) n'a pas empêché la fertilisation, mais a retardé ou bloqué les premières divisions mitotiques, et un changement précoce dans le développement embryonnaire est envisagé.

Il est important de dire que les effets toxiques du Cd, Cr et Pb chez les espèces marines (les bivalves) sont multiples. D'après la législation Brésilienne de 1978, les concentrations en Cr chez *Perna perna* étaient plus abondantes que la limite maximale. Des résultats semblables ont été observé chez *P. perna* selon (Carvalho *et al.*, 1998). Ce groupe de recherche a montré la capacité de *P. perna* de concentrer de quantités élevées en Cr.

Le mélange de métaux lourds provoque aussi une toxicité variable selon les métaux qui ont été mélangés (leur concentration) et l'espèce utilisée. D'autre part, des analyses effectuées chez l'espèce *Argopecten ventricosus* afin d'étudier l'effet sur la croissance et la sensibilité ont montré la présence des ions métalliques tels que le Cd, Cr, Pb et leur mélange dans les tissus. Cette analyse a montré que le Cd est le métal le plus toxique sur les populations juvéniles, suivis du Pb et le Cr. D'autre part, le taux de croissance décroît selon l'ordre d'influence: Cd > Cd+Cr+Pb > Cr > Pb. Ces résultats suggèrent que les jeunes de *Argopecten ventricosus* sont plus sensibles à ces métaux part apport à d'autre jeunes bivalves, comme *A. irradians*, *M. edulis* et *C. virginica* (Sobrino-Figueroa *et al.*, 2007)

La toxicité du Ni chez les organismes marins est considérée comme faible. Il a été enregistré des effets sur la reproduction avec des concentrations très élevées (>300 mg/l). Cette concentration est inexistante dans l'environnement.

Le cuivre est un micro-élément important et essentiel qui agit comme pigment respiratoire chez les invertébrés marins et qui pourrait être métaboliquement régler par des mollusques (Förstner & Wittmann, 1983). Des concentrations élevées de ce métal peut entraîner des dommages oxydants aux lipides, et aux protéines. Il peut causer également une déformation d'ADN.

La toxicité vis-à-vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneur en matière inorganiques), agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et les formes ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique.

Finalement, la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, même s'il s'agit de fortes concentrations sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves.

Les programmes de surveillance de la qualité des milieux marins impliquent le bivalve comme bio-indicateur de la pollution métallique en raison de son caractère filtreur, sa sédentarité

et son pouvoir accumulateur. L'utilisation de la moule *Mytilus galloprovincialis* a été décrite dans plusieurs travaux (Viarengo *et al.*, 1993 ; Pipe *et al.*, 1995). L'un de ces programmes, le «MUSSEL WATCH» qui préconise l'utilisation des moules, des huîtres et des palourdes comme espèces sentinelles de la pollution métallique (NAS, 1980 ; Regoli & Orlando, 1993 ; Langston & Spence, 1995).

Un autre trait qui caractérise les bivalves, c'est leur vaste répartition géographique et une gamme de tolérance pour des salinités et des températures différentes. Elles ont également une taille suffisante, une forme de vie sensible mais résistante dans des conditions de laboratoire.

Malgré que les moules peuvent remplir de nombreux critères mentionnés ci-dessus, plusieurs facteurs biologiques et géochimiques peuvent entraîner de grandes variations dans leurs niveaux de contaminants. La taille, le sexe, le contenu d'estomac, la saison de reproduction des individus et de température de l'eau, le pH et la salinité, entre autres, sont des facteurs qui ont des effets sur l'accumulation des métaux dans le corps des moules (Boyden, 1977; Phillips, 1976; Lobel & Wright, 1982; Stecko & Bendell-Young, 2000). Il a été démontré que les moules peuvent accumuler le cuivre dans leur corps (Phillips, 1976). Les moules sont considérées comme une espèce indicatrice fiable de contamination par le zinc aussi (Lobel *et al.*, 1989). Les moules absorbent le plomb de l'eau et les particules de nourriture dans des taux similaires et reflètent la pollution de l'environnement de manière efficace (Phillips, 1976).

Les programmes de surveillance internationaux ont établi des normes pour les procédures d'échantillonnage et la préparation d'échantillon pour réduire notamment les sources de variations, la teneur en métal lui-même et dans les niveaux de contamination des moules. Il s'agit de la profondeur d'échantillonnage, de la taille des individus et de la saison (MUSSEL WATCH, 1980 ; Claisse, 1989).

Toutes ces données nous ont amené à envisager une étude sur la relation entre pollution et bivalves, vue le degré de pollution que connaît la région maritime d'Annaba.

### ➤ **Les bivalves mollusques**

Les mollusques sont des invertébrés aquatiques, en grand majorité marins, bien caractérisée par la présence constante de deux valves mobiles autour d'une charnière, qui protègent leurs corps en totalité ou en partie. Ces animaux vivent enfouis dans le sédiment (palourdes, coques) ou en pleine eau (moules, huîtres). Elles sont représentées par environ 7000 espèces adaptées aux milieux aquatiques. Ces bivalves se rencontrent dans les eaux saumâtres et

sont beaucoup plus nombreux et plus diversifiés dans les milieux marins. Ils jouent un rôle non négligeable dans les chaînes alimentaires.

**Morphologie et anatomie des bivalves:** Les bivalves ou lamellibranches ou pélécy-podes est une classe de mollusques aquatiques à symétrie bilatérale (Spadem & Adagp, 1972). Le corps est comprimé latéralement. Il est protégé par une coquille bivalve (exp: moule). Les deux valves sont unies par un ligament abducteur (conchylien) et de deux muscles adducteurs souvent inégaux. Elles sont articulées dorsalement, dans le plan sagittal par une charnière où les dents d'une valve pénètrent dans les fossettes de l'autre valve (Beaumont & Truchot, 2004). La partie principale du corps est appelée masse viscérale et représentée par une cavité entourée par une couche de tissu:

- Le manteau délimitant une cavité palléale renfermant,
- Un système nerveux élémentaire,
- Un système circulatoire,
- Des organes reproducteurs et excréteurs.

Son extrémité antérieure possède une tête atrophiée munie d'une bouche et d'un pied musculieux servant à la locomotion et à l'adhérence (Fischer *et al.*, 1987). À l'extrémité postérieure baignent, selon les espèces une ou deux branchies lamelleuses couvertes de cils vibratiles filtrant les particules en suspension dans l'eau, grâce à deux tubes: le siphon inhalant et le siphon exhalant qui respectivement aspire et rejette l'eau (Doumenc, 1993).

**Biologie des bivalves:** Les bivalves sont des animaux fouisseurs qui se réfugient rapidement dans le sable grâce au pied qui s'allonge et se rétracte alternativement et très rapidement (Fischer *et al.*, 1987). Ils ne laissent sortir que l'extrémité de leur siphon, qui assure la nutrition. Ce sont des consommateurs de microphages, et qui se nourrissent de phytoplancton et de particules de matières organiques en suspension (Wade, 1964).

Ces mollusques colonisent les zones de déferlement des vagues, là où l'hydrodynamisme favorise la présence des particules en suspension empêchant ainsi la sédimentation rapide de la matière organique. L'eau de mer entrant par le siphon inhalant est filtrée par les branchies. Les particules sont ainsi transportées vers la bouche par les ciliés vibratiles et triées par des palpes labiaux avant d'être ingérées. La respiration est donc branchiale (Doumenc, 1993).

**Ecologie des bivalves:** L'habitat des bivalves est nécessairement en accord avec deux exigences fondamentales:

1-Leur respiration qui est exclusivement branchial, ce qui en fait d'eux des animaux rigoureusement aquatiques.

2-Leur mode d'alimentation les oblige à vivre dans des eaux dont ils peuvent extraire les particules alimentaires (Spadem & Adagp, 1972).

**Modes de vie:**

Les monomyaires sont souvent fixés aux roches par leurs valves gauches, plus grandes et plus bombées que la droite (huîtres). Ils se regroupent en essaims à l'aide de leur byssus. Certains bivalves peuvent nager, les uns (pecten) par claquement brusque des valves, chassant ainsi l'eau vers l'arrière et avançant par réaction. Les autres par contraction du manteau et expulsion brusque de l'eau, à la manière des seiches ou des méduses. Il faut dire que l'influence du milieu sur la morphologie des bivalves est considérable (Lugano & Rasme, 1976).

**Régime alimentaire:** Les bivalves peuvent exercer une certaine sélection de leur nourriture. Périodiquement les palpes rejettent de petites quantités de nourriture. Les pseudo-fèces sont expulsés à partir de la cavité du manteau, parfois suite aux battements vigoureux des deux valves. Il semblerait que c'est la nutrition optimale pour les bivalves. Cependant, le phytoplancton forme sans aucun doute un des constituants majeurs de ce régime. D'autres sources d'alimentations peuvent être absorbés telles que, des particules fines de matières organiques inertes (détritus) associées aux bactéries et aussi à la matière organique dissoute (Morton, 1960).

**Cycle de développement:** La reproduction est une fonction majeure chez les bivalves qui peuvent consacrer une grande part de leur énergie juste avant la ponte. Les tissus reproducteurs représentent ainsi 60 % de la masse de chaire (Duchemin, 2005).

Chez la majorité des bivalves, la maturité sexuelle dépend beaucoup plus de la taille que de l'âge. La taille atteinte à la maturité sexuelle, dépend des espèces et de leur distribution géographique. La gamétogenèse, et la taille du bivalve dépendent de la température et la qualité de la nourriture. La gonade est composée de plusieurs conduits, ciliés et ramifiés, et un nombre de sacs appelés follicules. La gonade femelle se trouve au dessus du pied (Lucas, 1965). Chez le mâle, la gonade est de couleur jaunâtre. Chez la femelle, elle est de couleur bleu intense (Lucas, 1965). Le développement gonadique se fait en fin de l'automne lorsque la température diminue (Beaumont & Truchot, 2004). Le bivalve continue à se développer jusqu'à ce qu'il devient

entièrement mature. Le développement est divisé en plusieurs stades:

- Phase de repos sexuelle,
- Phase de développement,
- Phase de maturité,
- Phase de ponte.

Quand des gonades ou tissus gonadiques sont complètement matures elles sont nettement visibles et représentent une partie assez significative du corps mou de l'animal. Les gonoductes qui vont transporter les gamètes jusqu'à la cavité palléale, se développent, s'élargissent et deviennent facilement visible dans la gonade. A ce moment l'animal est alors considéré comme mature.

La reproduction des bivalves se fait dans l'eau de mer. Les sexes sont séparés, les gamètes sont libérés et fécondés dans le milieu aquatique. Les femelles sécrètent une substance appelé fertilisine qui déclenche l'éjaculation chez les mâles (Turgeon *et al.*, 1998). L'œuf se développe dans l'eau. Il deviendra une larve capable de nager grâce à une couronne de cils appelée le velum. Cet organe lui sert également à se nourrir de bactéries, d'algues et d'animaux microscopiques. Après environ un mois de vie planctonique, le jeune bivalve s'installe au fond à proximité des adultes (Elston, 1990). Il faut dire que le cycle de vie des moules est assez complexe. Il comporte quatre stades de développement:

- Stade 1: Les glonchidies,
- Stade 2: Parasitaires,
- Stade 3: Juvénile,
- Stade 4: Adulte.

Pendant la période de reproduction, et grâce aux mouvements d'eau provoqués par l'activité respiratoire des femelles, les mâles libèrent les spermatozoïdes dans l'eau. Ils arrivent au contact des branchies des femelles fécondant les œufs. Ces derniers deviennent des larves appelées glochidies. Elles sont constituées de deux petites valves triangulaires et mesurent de 0.04 à 0.07 mm. La majorité d'entre-elles meurent. Seules quelques-unes vont pouvoir s'accrocher aux branchies d'une *Salmo trutta*, l'unique poisson hôte. La glochidie s'enkyste (stade parasitaire)

pour effectuer la métamorphose complète indispensable à la suite de son développement. Au printemps, le kyste libère un petit bivalve identique aux adultes (stade juvénile). Tombé sur le substrat, il s'enfonce à une profondeur de 5 à 50 cm et continue sa croissance jusqu'à l'âge adulte.

**Classification des bivalves:** Les bivalves sont des mollusques, les plus intéressants au point de vue alimentaire. Les bivalves se trouvent sur les côtes de la Manche, de l'océan. On les trouve sur les marchés de grandes villes, mais le nombre des espèces vendues ou consommées est assez limité. Contrairement sur le littoral de la Méditerranée, tous les mollusques du côté atlantiques sont d'une taille suffisante et sont recueillis comme consommables.

La classification des bivalves est basée sur de nombreux critères parmi lesquels, la forme de la coquille de la charnière et la structure des branchies (Bellon-Humbert, 1962).

Notre étude a porté sur quatre différents sites situés à l'extrême ouest du golfe d'Annaba. Notre premier site est celui de la plage Rizi-Amor. Le second est la plage Refès Zahouane. Le troisième site est de celui de l'embouchure de la rivière Seybouse et enfin le dernier se situe du côté de la plage El-Heneya. Sachant que notre première espèce est le *Mytilus galloprovincialis*. Les sites où la seconde espèce *Donax trunculus* retiendra toute notre attention sont encore une fois la Seybouse un site commun aux deux espèces puis celui de Sidi Salem suivit d'un troisième site à El chatt et enfin un site référence celui d'El-Battah.

Notre problématique repose sur la bio-surveillance des métaux en utilisant comme modèle biologique le bivalve *Mytilus galloprovincialis* et *Donax trunculus* localisés le long de la côte d'Annaba.

Le travail a été réalisé par l'étude de:

- La distribution des métaux lourds entre différents types de pollution;
- La distribution des métaux lourds entre mâles et femelles;
- La distribution des métaux lourds entre deux saisons (hiver – été);
- La relation entre la concentration du métal et la taille de l'animal.

## REFERENCES

- Anandraj A, Marshall DJ, Gregory MA & McClurg TP (2002).** Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharma-col.*, **132**: 355-363p.
- Aune T (1998).** Fremmedstoffer i mat: tilsetningsstoffer og miljøgifter i næringsmidler. 1. Ed. Høyskoleforlaget, Kristiansand. *Toxins in food: additional compounds and contaminants in food stuffs*, 275p.
- Balls PW (1985).** Copper, lead and cadmium in coastal waters of the western North Sea. *Marine Chemistry*, **15**: 363-378p.
- Beaumont A & Truchot JP (2004).** *Biologie et physiologie animal*; DUNOD. Paris. **493**: 84-86p.
- Bellon-Humbert C (1962).** Les mollusques marins testacés du Maroc. II-Lamelliibranches et Scaphopodes. *Travaux de l'institut scientifique Cherifien Série zoologique n°28*. Rabat. 184p.
- Blomseth LH & Hartmann-Pedersen P (1995).** Grunnstoffene- universets byggesteiner. Universitetsforlaget AS Oslo, 257p.
- Boyden CR (1977).** Effect of size upon metal content of shellfish. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, **57**: 675-714p.
- Bryan G.W. (1984).** Pollution due to heavy metals and their compounds. In: *Marine Ecology*. Kinne O. 5<sup>ème</sup> ed. chp3. John Willy et Son. Ltd. New-York. Paris, 205p.
- Bryan GW (1976).** Some aspects on heavy metal tolerance in aquatic organisms. In: Lockwood APM (ed) *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Cambridge Univ Press. Cambridge, 193p.
- Burns LA, Meade BJ & Munson AE (1995).** Toxic responses of the immune system. In: Klaassen, C.D. (Ed.), *Cassaret and Doull's Toxicology: Basic Sci. Pois.* McGraw-Hill, New York, 355-402p.
- Cai Y, Aoshima K, Katoh T, Teranishi H & Kasuya M (2001).** Renal tubular dysfunction in male inhabitants of a cadmium-polluted area in Toyama. Japanan. eleven-year follow-up study. *J. Epidemiol.*, **11**: 180-189p.
- Campbell PGC (1995).** Interactions between trace metals and organisms: critique of the free-ion activity model. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Tessier A and Turner DR, Wiley J & Sons-Chichester UK: 45-97.
- Carvalho CEV, Cavalcante MPO, Gomes MP, Faria VV & Rezende CE (1998).** Distribuição de metais pesados em mexilhões *P. perna* da Ilha de Santana (Macaé, R.J.). *Anais.5. Enc. Brasil. Ecotox. Itajaí, SC.*, 44p.

**Claisse D (1989).** Chemical contamination of French coasts. The results of a ten years Mussel Watch. *Marine Pollution Bulletin*, **20**: 523-528p.

**Clark RB (1997).** *Marine Pollution*. 4 ed. Clarendon press, Oxford, 16p.

**Das KK & Dasgupta S (2002).** Effect of nickel sulfate on testicular steroidogenesis in rats during protein restriction. *Environ. Health Perspect*, **110(9)**: 923-6p.

**Doumenc D (1993).** Gill cell culture of the butterfly clam *Ruditapes decussates*. *Journal of marine Biotechnology*, **1**:79-8p.

**Dons C & Beck PA (1993).** Priority hazardous substances in Norway. SFT-Report. *TA-nr 985*, **93 (22)**:115p.

**Duchemin M (2005).** Validations des outils immunotoxicologiques pour l'étude des effets biologiques des contaminants du milieu marin. Université de Bretagne occidentale et institut armand frappier. centre chirurgical marie lannelongue. thèse de doctorat.

**Elston RA (1990).** Molluscas diseases, Guide for the shell fish farmer. Washington sea Grant. Univ. Washington, 73p.

**Förstner U & Wittmann GTW (1983).** Metal pollution in the aquatic environment. ed.Springer. Verlag. 271-321p.

**Fischer W, Bauchot ML & Schneider M (1987).** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume II. Vertébrés. Rome. FAO., **1**: 760p.

**Gorbi S, Vimo-Lamberti C, Notti A, Benedetti M, Fattorini D, Moltedo G & Regoli F (2008).** An ecotoxicological protocol with caged mussel, *Mytillus galloprovincialis*, for monitoring the impact of an offshore platform in the Adriatic Sea. *Mar. Environ. Res.*, **65(1)**: 49-3449p.

**Harber LT, Diamond GL, Zhao Q, Erdreich L & Dourson ML (2000).** Hazard identification and dose response of ingested nickel-soluble salts. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, **31(2-1)**: 231-41p.

**Hemdan NYA, Emmrich F, Sack U, Wichmann G, Lehmann J, Adham K & Lehmann I (2006).** The in vitro immune modulation by cadmium depends on the way of cell activation. *Toxicol.*, **222**: 37-45p.

**Jung YS, Jeong EM & Moon CH (2007).** Cadmium induces apoptotic cell death through p38 MAPK in brain microvessel endothelial cells. *E. j. Pharmacol.*, 8-49p.

**Kim SD, Moon CK, Eun SY & Ryu PD (2005).** Identification of ASK1, MKK4, JNK, c-Jun, and caspase-3 as a signalling cascade involved in cadmium-induced neuronal cell apoptosis. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, **328**: 326-334p.

**Langston WJ & Spence K (1995).** Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms. In: Tessier A, Turner DR (Eds.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. John Wiley and Sons Ltd., New Jersey, 407-478p.

**Lauwerys R (2000).** Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles. 4ed: Molecular and cellular aspects. Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Ireland., **25**: 423-455p.

**Livingstone DR & PIPE RK (1992).** Mussels and environmental contaminants: Molecular and cellular aspects. Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Ireland, **25**: 423-455p.

**Levinton JS (1995).** Marine Biology- Function, Biodiversity, Ecology. 1ed. Oxford University Press, New York, 420p.

**Li Y & Lim SC (2007).** Cadmium-induced apoptosis of hepatocytes is not associated with death receptor-related caspase-dependent pathways in the rat. Environ. Toxicol. Pharmacol., **24**: 231-238p.

**Lobel PB, Belkhole SP, Jackson SE & Longerich HP (1989).** A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissues using 25 elements in mussel *Mytilus edulis* as a model. Marine Biology, **102**: 513-518p.

**Lobel PB & Wright DA (1982).** Total body zinc concentration and allometric growth ratios in *Mytilus edulis* collected from different shore levels. Marine Biology, **66**: 231-236p.

**Livingstone DR & PIPE RK (1992).** Mussels and environmental contaminants: Molecular and cellular aspects. Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Ireland. **25**: 423-455p.

**Lucas A. (1965).** Recherche sur la sexualité des Mollusques Bivalves. Thèse, Rennes. 135p. In: Mouëza M. (1971). Contribution à l'étude de l'écologie et de la biologie de *Donax trunculus* L. (Mollusque: Lamellibranche). Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques mention Océanographie. 130p.

**Lugano S & Rasm A (1976).** Grande encyclopédie alpha de la mer. ed. Atlasc, Paris et Transpines.Bruxelles, **2**: 640p.

**Luoma SN (1983).** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms a review. Sci. Total. Environ., **28**: 1-22p.

**Marchand M & Kantin R (1997).** Les métaux traces en milieu aquatique. Océanis, **23(4)**: 595-629p.

**Mondal TK, Li D, Swami K, Dean JK, Hauer C & Lawrence DA (2005).** Mercury impairment of mouse thymocyte survival in vitro: involvement of cellular thiols. J. Toxicol Environ Health, **68**: 535-556p.

**Morton JE (1960).** Molluscs: An Introduction to their form and function. Harper esctbooks New York, 232p.

**MUSSEL WATCH (1980).** Report of a workshop sponsored by the environmental studies board commission on natural resources. National Research Council. National Academy of Sciences. Washington. D.C., 245p.

**Namour P (1992).** Les mono-oxygénases de poissons, un outil pour la caractérisation des pollutions chroniques. Etudes du CEMAGRE, **6**:232p.

**N.A.S. (1980).** The International Mussel Watch. National Academy of Sciences, Washington D.C., 248p.

**Nasser B, Moustaid K, Moukha S, Mobio TA, Essamadi A & Creppy EE (2008).** Evaluation of the cytotoxicity and genotoxicity of extracts of mussels originating from Moroccan Atlantic coast, in human colonic epithelial cells Caco-2. Environ. Toxicol., **23**: 521-536p.

**Otchere FA, Joiris C & Holsbeek L (2003).** Mercury in the bivalves *Anadara Senilis*, *Perna perna* and *Crassostrea tulipa* from Ghona. Sci. Environ., **304**: 369-375p.

**Phillips DJH & Rainbow SP (1994).** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Aldenn Press Ltd, Oxford.

**Phillips DJH (1977).** The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. A review. Environmental Pollution, **13**: 281-317p.

**Phillips DJH (1976).** The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper II. Relationship of Metals in the mussel to those discharged by industry. Mar. Biol., **38**: 71-80p.

**Pipe RK, Coles JA, Thomas ME, Fossato VU & Pulsford AL (1995).** Evidence for environmentally derived immunomodulation in mussels from the Venise Lagoon. Aquat. Toxicol., **32(1)**: 59-73p.

**Programme des Nations Unies pour l'environnement "PNUE" (2001).** Plan Bleu. Les fascicules du Plan Bleu: La Démographie en Méditerranée. Economica, 249p.

**Programme des Nations Unies pour l'environnement / Programme des Nations Unies pour l'environnement/Organisation mondiale de la santé "UNEP/WHO" (2003).** Deuxième rapport sur les points chauds de pollution en Méditerranée: Partie II: Rapports par pays révisés. Réunion des Coordonnateurs nationaux pour le MED POL, Sangemini Italie, UNEP(DEC)MED WG., 231p.

**Programme des Nations Unies pour l'environnement / Programme des Nations Unies pour l'environnement/Organisation mondiale de la santé "UNEP/WHO" (1999).** Identification of Priority Hot Spots and Sensitive Areas in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series (UNEP, Athens), #124p.

**Programme des Nations Unies pour l'environnement /Plan d'Action pour la Méditerranée "UNEP/MAP" (1997).** Transboundary Diagnostic Analysis for the Mediterranean Sea.

**Rainbow PS (1995).** Accumulation of Zn, Cu and Cd by crabs and bamacles. Est. Coast. And Shelf Sci., **21**: 669-686p.

**Rainbow SP (1995).** Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, **31**:183-192p.

**Rainbow PS (1993).** The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. In: Dallinger R and Rainbow PS (Eds). *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publishers, 3-23p.

**Rainbow PS & Phillips DJH (1993).** Cosmopolitan biomonitors of trace metals. A review. *Marine Pollution Bulletin*, **26**: 593-601p.

**Regoli F & Orlando E (1993).** *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator of lead pollution: biological variables and cellular responses. *The Science of the Total Environment Supplement*, 1283-1292p.

**Reinfelder JR, Wang WX, Luoma SN & Fisher NS (1997).** Assimilation efficiencies and turnover rate of trace elements in marine bivalves comparison of oysters, clams and mussel. *Mar. Biol.*, **129**: 443-452p.

**Sobrino-Figueroa AS, Cáceres-Martínez C, Botello AV & Nunez-Nogueira G (2007).** Effect of cadmium, chromium, lead and metal mixtures on survival and growth of juveniles of the scallop *Argopecten ventricosus* ( Sowerby II, 1842). *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard Subst. Environ. Eng.*, **42(10)**: 7-1443p.

**Spadem D & Adagp A (1972).** Grande encyclopédie (la rousse). Australie bond, Librairie la rousse. Paris VI. ed. librairie la rousse. Canada **3**: 1880p.

**Stecko JRP & Bendell-Young LI (2000).** Uptake of <sup>109</sup>Cd from sediments by the bivalves *Macoma balthica* and *Protothaca staminea*. *Aquatic Toxicology*, **47**: 147-159p.

**Stefano B, Ilaria C & Silvano F (2008).** Cholinesterase activities in the scallop *Pecten jacobaeus*: characterization and effects of exposure to aquatic contaminants. *Sci Total Environ.*, **392 (1)**: 99-109p.

**Stewart AR (1999).** Accumulation of Cd by a freshwater mussel *Pyganodon grandis* is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 467-478p.

**Stien X, Rssso C, Gnassia-Barelli M, Romeo M & Lafaurie M (1997).** Effect of copper chloride in vitro on the hepatic EROD activity in the Fish *Dicentrhus labrax*. *Environ toxicol.Chem.*, **16**: 214-219p.

**Tersago K, De Coen W &Verhagen R (2004).** Immunotoxicology in wood mice along a heavy metal pollution gradient. *Environ. Pollut.*, **132**: 385-394p.

**Tran D, Boudou A & Massabuau JC (2002).** Relationship between feeding-induced ventilatory activity and bioaccumulation of dissolved and algal-bound cadmium in the asiatic clam *Corbicula fluminea*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**: 327-333p.

**Turgeon DD, Quinn JF, Bogan AE, Coan EV, Hochberg FG & Lyons WG (1998).** Common and scientific names of aquatic invertebrates from the united states and Canada: Mollusks. 2<sup>nd</sup> ed: American Fisheries Society Special publication. Bethesda, Moryland, USA.

**Underwood EJ (1977).** Trace elements in human and animal nutrition. 4<sup>th</sup> ed. Academic Press. New York.

**Viala A (1998).** Eléments de Toxicologie. Ed, Tec. Doc., 513- 453p.

**Viarengo A, Canesi L, Mazzucotelli A & Ponzano E (1993).** Cu, Zn and Cd content in different tissues of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*: role of metallothionein in heavy metal homeostasis and detoxication. Mar. Ecol. Progr. Ser., **95(1-2)**: 163-168p.

**Wade B.A. (1964).** Notes on the ecology of *Donax denticulatus* (Linné). PROC. Gulf. Carib. Fish. Inst. **17**: 36-41p.

# **Chapitre 2:**

**Monitoring des métaux traces par le bivalve**

***Mytilus galloprovincialis* dans le golfe d'Annaba**

## I. INTRODUCTION

La pollution par les métaux traces représente un véritable problème qui dépend du milieu, de l'état physiologique de l'organisme et de certains facteurs environnementaux (Phillips & Rainbow, 1993). On sait qu'aujourd'hui, les bivalves sont parmi les espèces les plus appropriées pour la surveillance de la pollution en métaux traces d'une zone définie (Cantillo, 1998). Cette caractéristique est en relation avec leur cycle de vie qui est assez long et également de leur immobilité (Phillips, 1977 ; Rainbow & Phillips, 1993). En excès, ils s'accumulent dans l'environnement (Rainbow, 1993). Phillips. (1976) a démontré qu'en Grande-Bretagne, qu'il existe une relation entre les corps des moules et les taux métalliques déchargé par l'industrie locale.

Les variations spatio-temporelles des concentrations de métaux ont été étudiées chez le bivalve au niveau de différentes régions climatiques du monde. On cite *Mytilus trossulus* de la mer Baltique (Rainbow *et al.*, 2004.), *Perna viridis* au Brésil du côté atlantique (Ferreira *et al.*, 2004). De la côte turque de la mer Noire l'espèce *Mytilus galloprovincialis* (Bat *et al.*, 1999). On cite aussi l'espèce *Tagelus californianus* dans la côte du Pacifique en Californie (Cohen *et al.*, 2001) et *Mytilus galloprovincialis* de la côte italienne (Conti et Cecchetti, 2003).

Du côté nord-est de l'Algérie, la côte d'Annaba est un site de réception des rejets industriels, agricoles et domestiques non traités. Annaba est considéré comme l'un des pôles les plus industrialisés de l'Algérie, avec une population de 0,7 millions d'habitants et une pluviométrie annuelle de 700 mm. Il faut dire que peu d'études ont été menées dans la région, indiquant l'état des organismes aquatiques à-propos de ce type de pollution (Abdenour *et al.*, 2000 ; Drif *et al.*, 2005).

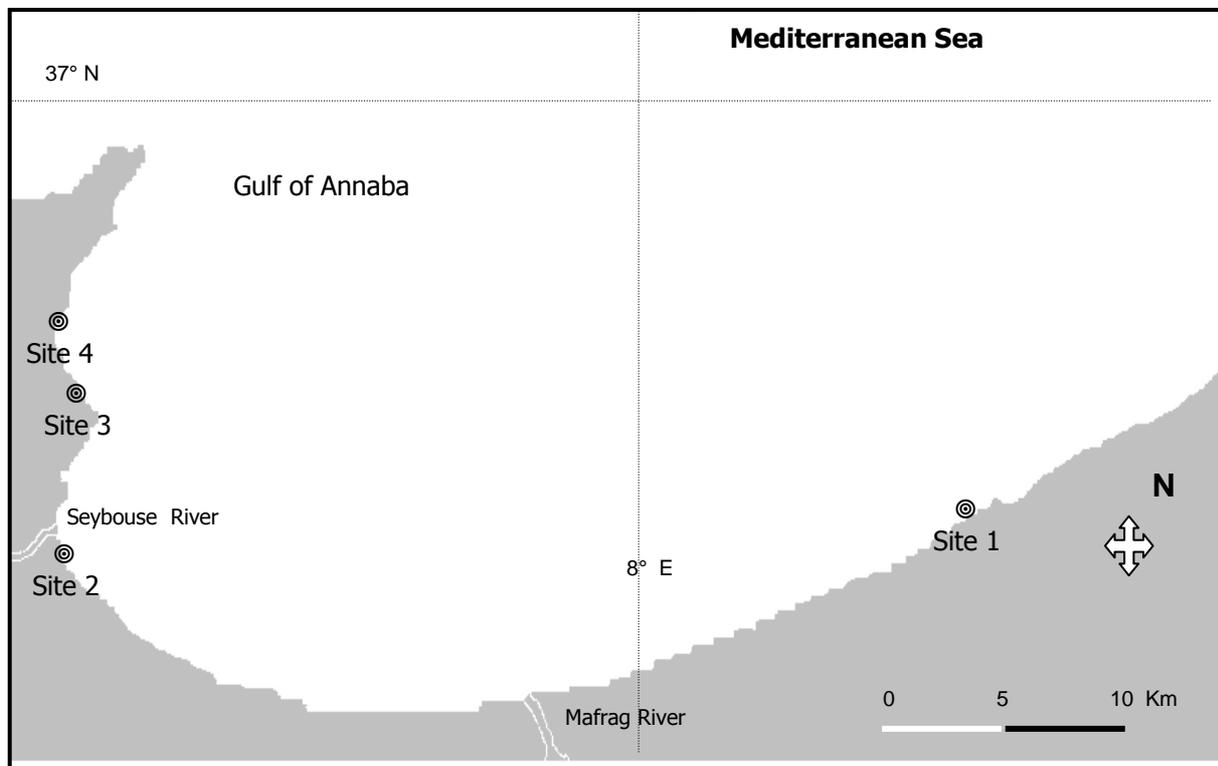
Le but de la présente étude, par conséquent, est de mesurer les concentrations de Pb, Ni, Cu et Zn chez le bivalve *Mytilus galloprovincialis*, une espèce largement consommés par la population locale.

L'espèce *Mytilus galloprovincialis* se trouve le long de la côte d'Annaba. Selon Phillips (1977), l'espèce *M. galloprovincialis* est un bon bio-indicateur, un organisme qui peut répondre à différents niveaux de contamination dans l'environnement.

## II. MATERIEL ET METHODES

### II.1 Lieu d'études:

L'étude a été réalisée au niveau du golfe d'Annaba, lequel se situe sur la partie orientale de la côte Algérienne. Le golfe d'Annaba est limité à l'Est par le Cap Rosa ( $8^{\circ} 15' E$  et  $36^{\circ} 58' N$ ), et à l'Ouest par le Cap de Garde ( $57^{\circ} 16' E$  et  $36^{\circ} 58' N$ ). Le golfe reçoit des apports par le biais de divers Oueds. Parmi les plus importants, Oued Mafragh, qui draine des éléments très riches en composés agricoles, et les Oueds Seybouse et Boudjemaa qui véhiculent des déchets d'origines agricoles, industrielles et domestiques. La direction du vent est généralement Est-Sud-Est. Quatre sites ont été sélectionnés dans ce secteur et qui ont servi à la réalisation de cette étude.



**Fig. 1:** Carte géographique de la côte d'Annaba représentant les sites d'échantillonnages de *Mytilus galloprovincialis*.

### II.1.1. Choix des sites:

Les quatre sites n'ont pas été sélectionnés par pur hasard, mais le fait qu'ils sont situés sur littoral d'Annaba.

**Site 1 «El-Heneya»:** Le premier site de prélèvement a pour coordonnées (8° 07' 17 22" E et 36° 54' 26 76" N). Ce site a été retenu pour sa particularité à savoir son éloignement des zones industrielles et/ou urbanisées. En effet située il est situé à l'Ouest de l'oued Mafragh et à l'Est de Cap Rosa. El-Heneya n'étant pas qu'une appellation mais c'est aussi un attribut puisque elle veut dire pente abrupte. C'est pourquoi la plage a été épargnée de la pollution et de son emplacement éloignée des routes et des décharges sauvages lui permis de jouer surtout d'un quasi normalité (Fig. 2).

**Site 2 «le Seybouse»:** Le second site de prélèvement a pour coordonnées (36° 52' 06 44" E et 7° 46' 25 27" N). Il se trouve non loin de l'oued du même nom qui charrie des déchets urbains. L'oued regorge de rejets de la zone industrielle et agricole tous proche ce qui amplifié les méfaits de la pollution (Fig. 3).

**Site 3 «Rizi-Amor»:** c'est une plage située en bas de plusieurs cités a fortes concentrations humaines déversant moult déchets domestiques directement dans la mer. C'est assurément un cas typique malheureusement non isolé qui se trouve exactement à (36° 54' 58 25" E et 7° 46' 14 49" N). Ce site reçoit aussi des déchets organiques (Fig. 4).

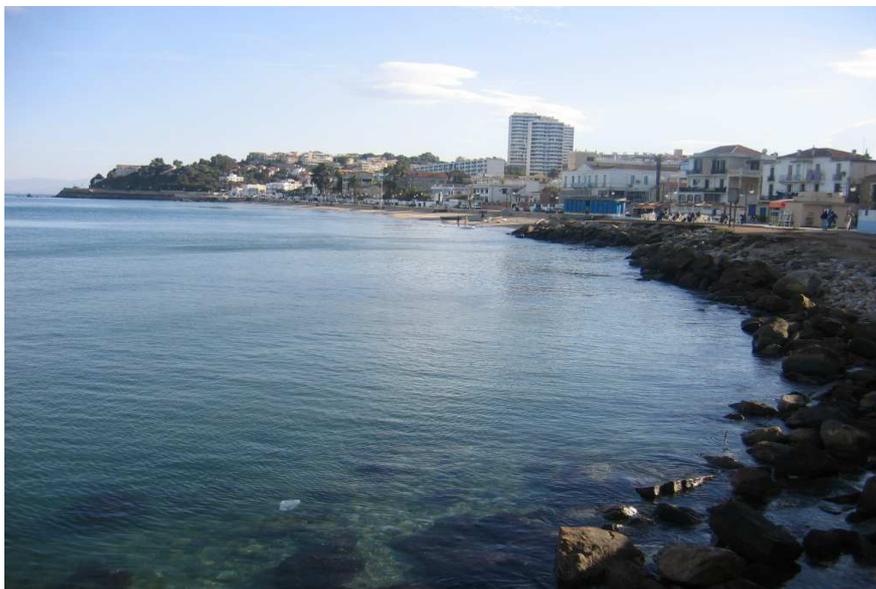
**Site 4 «Refès-Zahouane»:** Le site est géographiquement orienté entre les deux longitudes (36° 55' 31 86" E et 7° 45' 44 46" N). Il est riche en matière organique, bien qu'il s'agisse aussi de déchets domestiques et sa nature escarpée et éloignée en fait un coin idéal pour les pêcheurs amateurs dont le produit est directement consommée par leurs familles sans le moindre contrôle (Fig. 5).



**Fig. 2:** La région d'El-Heneya à environ 45 km des sources de pollution. Il est considéré comme un site de référence.



**Fig. 3:** L'oued Seybouse reçoit les décharges industrielles, agricoles et urbaines d'oued Seybouse.



**Fig. 4:** La plage Rizi-Amor qui reçoit les décharges urbaines.



**Fig. 5:** La plage Refès-Zahouan, un site qui reçoit les décharges urbaines.

## II.2. Choix du matériel biologique:

L'espèce objet de ce travail est le bivalve *Mytilus galloprovincialis* (Linnaeus, 1758), il s'agit d'une espèce suspensivore et filtreuse, menée d'un corps équivalve, plus au moins renflée, pointue avec une extrémité arrondie et l'autre allongée et régulière. Elle peut mesurer de 1 à 10 cm. L'espèce possède une couleur bleue noire parfois brune. Elle s'accroche par son byssus sur différents supports; sur les roches, le bois, les pierres et même entre-elles. Sa durée de vie est variable. En moyenne de 4-5 ans, avec un maximum de 8 ans.

Sa position systématique est la suivante:

**Embranchement:** Mollusques.

**Classe:** Bivalves.

**Sous classe:** Ptériomorphes.

**Ordre:** Mytiloidés

**Famille:** Mytilidés.

**Genre:** *Mytilus*.

**Espèce:** *galloprovincialis*.



**Fig. 6:** Le bivalve *Mytilus galloprovincialis* (Linnaeus, 1758)

### III 2.1. Prélèvement d'échantillons:

- Le bivalve est récolté dans les différents sites suscités du Golfe d'Annaba durant la saison humide (mois de Janvier/2005) et au mois de Juillet/2005 pour la saison sèche.
- Les échantillons ont été répartis selon le sexe mâles et les femelles (coloration du manteau: des lobes blanchâtre pour les males et orangé pour les femelles) en 20 individus dans chaque site de prélèvement.
- La longueur maximale de la coquille mesurée dans le site 2 est de 60 à 62 mm aux cours des deux saisons. Il a été décidé pour éviter l'effet de taille, de prendre cette longueur des coquilles comme référence pour tous les sites. Il est important de rappeler que la taille des coquilles les plus commercialisées dans la région est supérieur à 60 mm (Fig.7)

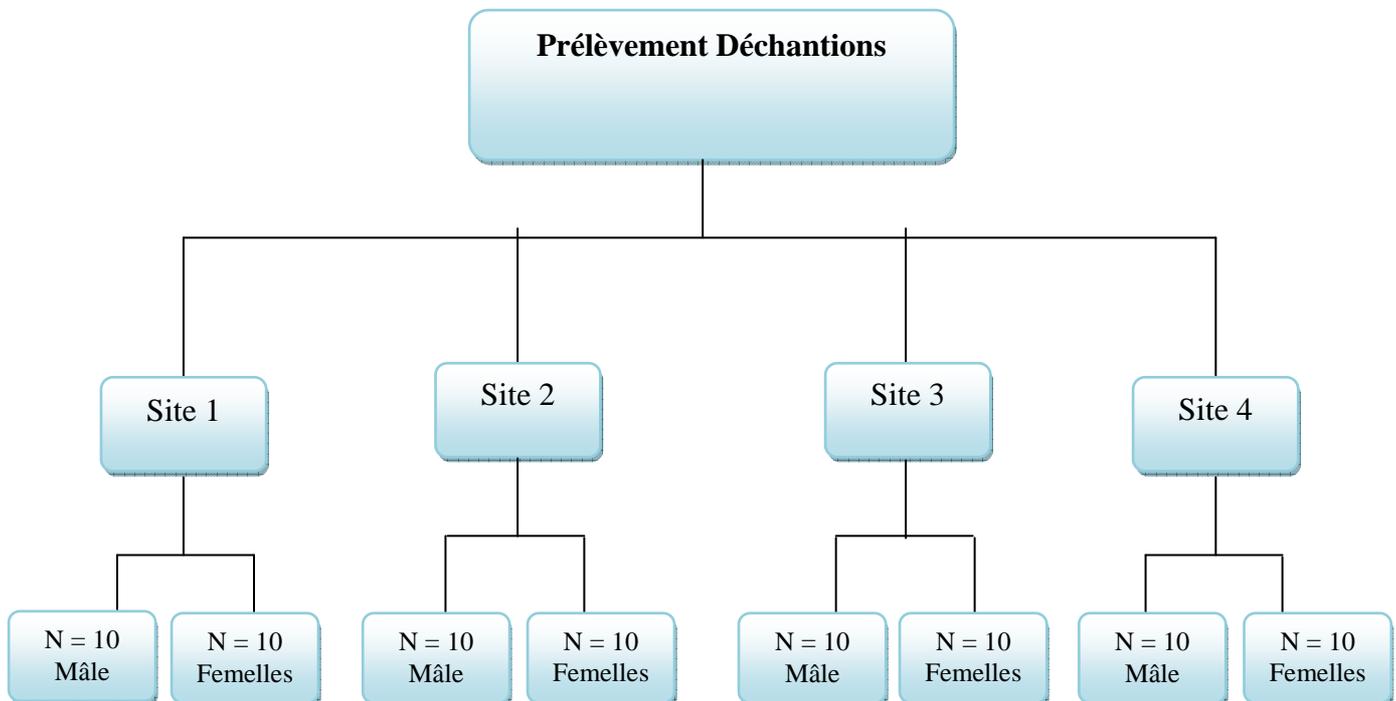


Fig. 7: Prélèvement des échantillons.

### II.3. Dosage des métaux traces:

Les échantillons récoltés ont été au préalable lavés avec de l'eau de mer et transportés dans des sachets en plastique jusqu'au laboratoire d'écophysiologie animale du département de Biologie, Université d'Annaba.

La sélection des échantillons a été déterminée selon les dimensions de la taille et le sexe. Comme deuxième étape, on a procédé à l'élimination des tissus mous des coquilles, ce qui permet de mesurer le poids humide des moules.

Les échantillons ont été par la suite séchés au four à 60°C dans des récipients en porcelaine. Les masses résultantes ont été placées dans des tubes en verre. Les échantillons ont été une seconde fois mesurés avec des valeurs en poids secs. Une quantité de HNO<sub>3</sub> concentré (70 à 90°) a été rajouté dans chaque bouteille et laissé entre-ouverte durant toute la nuit (pour permettre l'évaporation de l'acide). L'échantillon a été dissout dans un temps compris entre 1 à 2 semaines.

A la fin de l'opération, la solution a été récupérée, puis filtrée à l'aide du papier filtre de Whatman avec une taille de pore de 0.45µm.

L'analyse des échantillons a été faite par spectrophotométrie d'absorption atomique, après avoir dilué les concentrations avec de l'eau distillée (Fig. 8).

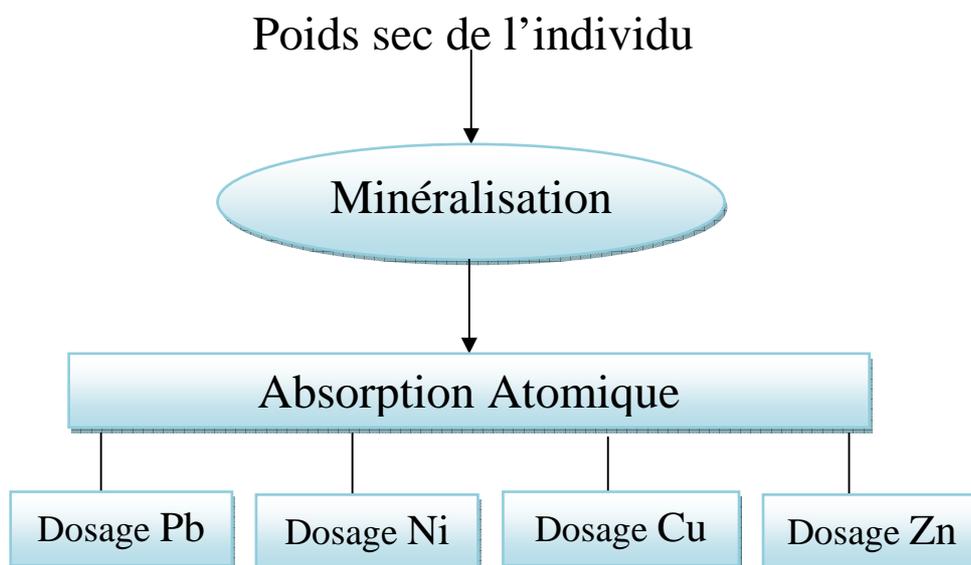


Fig. 8: Préparation des échantillons et dosage.

#### **II.4. Analyse statistique:**

Les moyennes des concentrations ont été comparées à l'aide test T de student. Les différences significatives à  $P \leq 0,05$  ont été considérées. Les corrélations entre concentrations et poids secs des individus ont été effectuées à l'aide de la droite de régression.

### III. RESULTATS

#### a/ Variations hivernales des concentrations en métaux (Pb, Ni, Cu, Zn) chez *Mytilus galloprovincialis*:

Les résultats du tableau 1 sont relatives aux variations mensuelles des concentrations en ( $\mu\text{gg}^{-1}$ ) des différents métaux lourds (Pb, Ni, Cu, Zn) chez *M. galloprovincialis*. Les plus faibles concentrations ont été enregistrées dans le site1, alors que les plus élevées ont été enregistrées sur le site 2. Ces variations métalliques permettent de faire le constat suivant:

- 1- Plomb:** Les teneurs moyennes les plus élevées sont de (3.61 et 5.95) chez les mâles et femelles respectivement sur le site 2, avec des variations signalées ( $p \leq 0.05$ ) au niveau de tous les sites pollués (S2, S3 et S4) par rapport au site non pollué (S1) chez les des deux sexes (Fig. 9-10).
- 2- Nickel:** La concentration moyenne maximale est de 25.8 et 36.9 chez les moules mâles et femelles de *M.galloprovincialis* enregistrée sur le site 2. La plus faible moyenne est de 0.65 et 0.68 chez les deux sexes respectivement au niveau du site 1. Il existe des variations signi significatives entre les sites (2 et 4) et les sites (2 et 3) chez les mâles et chez les deux sexes respectivement (Fig. 11-12).
- 3- Cuivre:** L'analyse statistique des variations des concentrations mensuelles en Cu montre une augmentation maximale (6.66 et 5.74) chez les mâles sur le site 4 et les femelles sur le site 2, avec des variations significatives ( $P \leq 0.05$ ) entre les sites (1 et 2), les sites (1 et 3) et les sites (1 et 4) chez les deux sexes de *M.galloprovincialis* (Fig. 13-14).
- 4- Zinc:** La variation mensuelle de cette forme de contamination est caractérisée par une augmentation significative ( $P \leq 0.05$ ) entre site non pollué et site pollué chez les deux individus de *M.galloprovincialis*. (Fig. 15 -16). Les plus faibles concentrations ont mesurés sur le site1, alors que les concentrations les plus élevées étaient enregistrées sur le site 2, suivi par le site 4 et 3.

**Tableau 1:** Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) des métaux traces en ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes de *Mytilus galloprovincialis* échantillonnés sur des sites différents en hiver.

	n	Pb	Ni	Cu	Zn
<b>Site 1</b>					
Mâle	10	0.14±0.036	0.65±0.036	2.05±0.51	1.88±0.018
Femelle	10	0.15±0.084	0.68±0.062	1.98±0.42	2.39±0.0
<b>Site 2</b>					
Mâle	10	3.61±1.54 <sup>a,S</sup>	25.8±7.90 <sup>a</sup>	5.56±1.38 <sup>a</sup>	64.84±15.6 <sup>a,S</sup>
Femelle	10	5.95±2.36 <sup>a</sup>	36.9±9.43 <sup>a</sup>	5.74±1.77 <sup>a</sup>	107.8±21.3 <sup>a</sup>
<b>Site 3</b>					
Mâle	10	1.46±0.098 <sup>b,d</sup>	10.15±2.25 <sup>b,d,S</sup>	4.81±1.54 <sup>b</sup>	26.41±12.8 <sup>b,d</sup>
Femelle	10	1.75±1.44 <sup>b,d</sup>	14.5±2.23 <sup>b,d</sup>	4.09±2.21 <sup>b</sup>	22.35±11.2 <sup>b,d</sup>
<b>Site 4</b>					
Mâle	10	1.05±0.082 <sup>c,e,S</sup>	12.15±2.13 <sup>c</sup>	6.66±2.42 <sup>c</sup>	32.35±14.2 <sup>c,e</sup>
Femelle	10	1.85±0.073 <sup>c,e</sup>	09.90±1.65 <sup>c,e</sup>	4.75±1.33 <sup>c</sup>	36.44±12.7 <sup>c,e</sup>

**a:** site1 x site2; **b:** site1x site3; **c:** site1x site4; **d:** site2 x site3; **e:** site2 x site4;

**s:** Mâles x Femelles.

Les lettres en exposant au sein des lignes signalent une différence significative de  $p \leq 0,05$ .

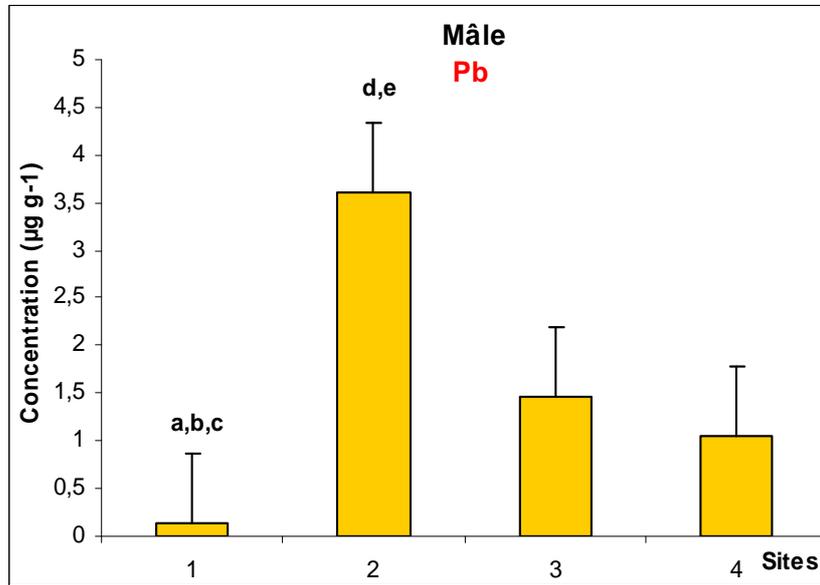


Fig. 9: Les concentrations moyennes du Pb (µg/g poids sec) chez les mâles.

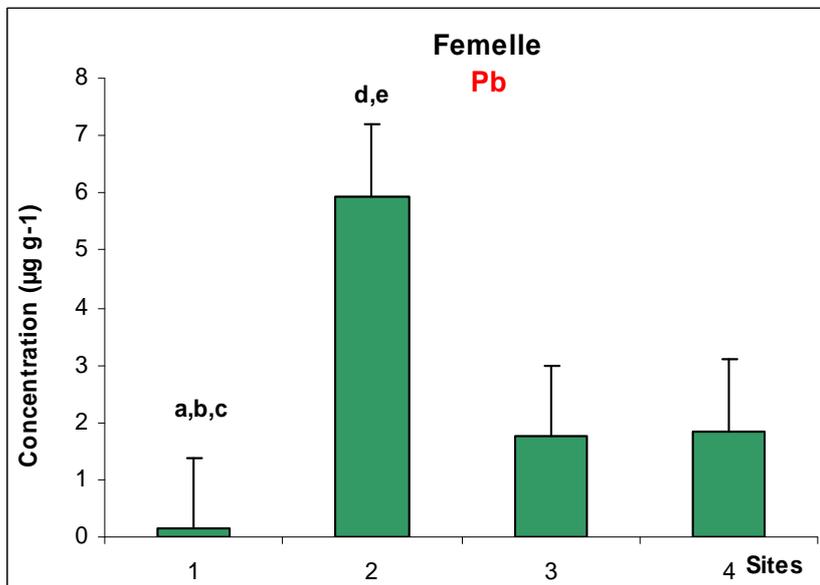


Fig. 10: Les concentrations moyennes du Pb (µg/g poids sec) chez les femelles.

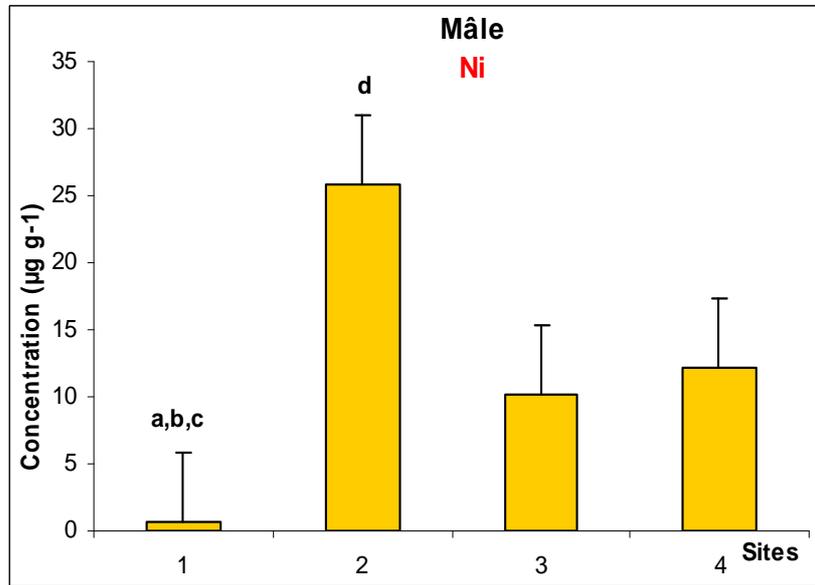


Fig. 11: Les concentrations moyennes du Ni (µg/g poids sec) chez les mâles.

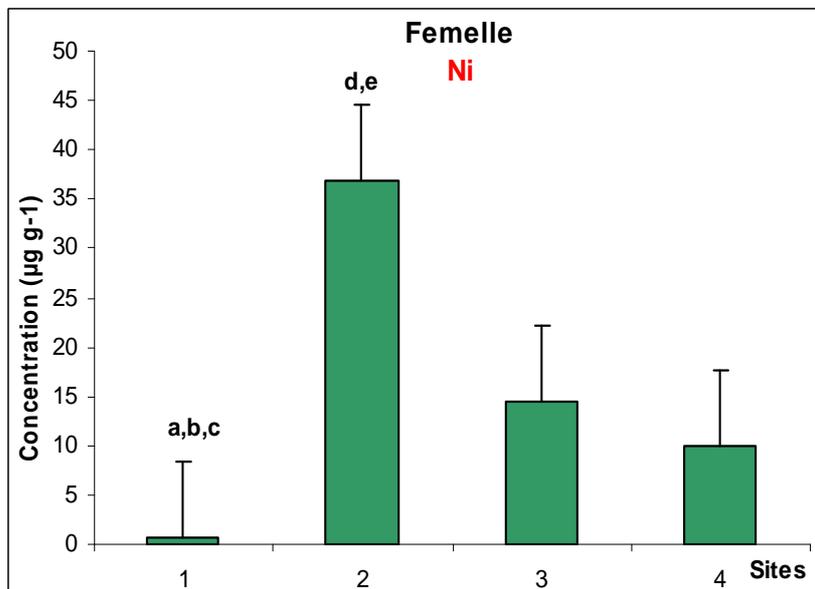


Fig. 12: Les concentrations moyennes du Ni (µg/g poids sec) chez les femelles.

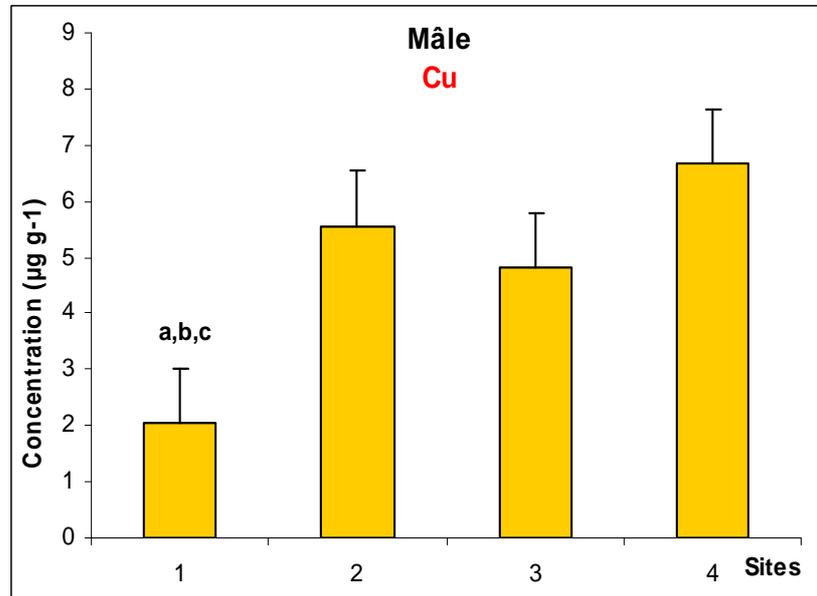


Fig. 13: Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les mâles.

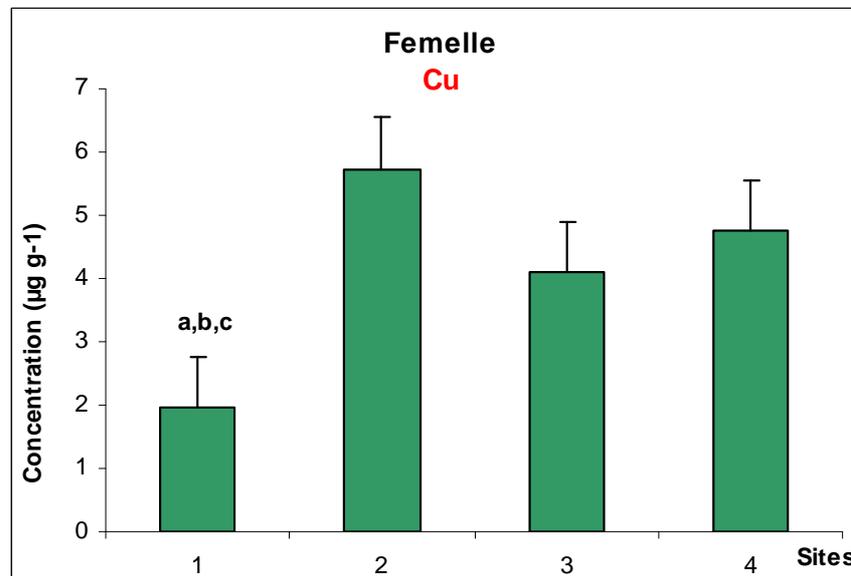


Fig. 14: Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les femelles.

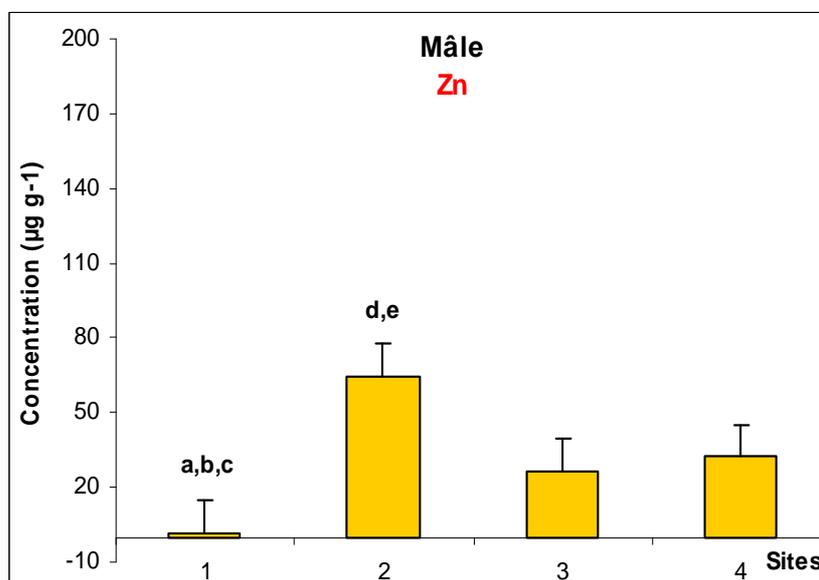


Fig. 15: Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les mâles.

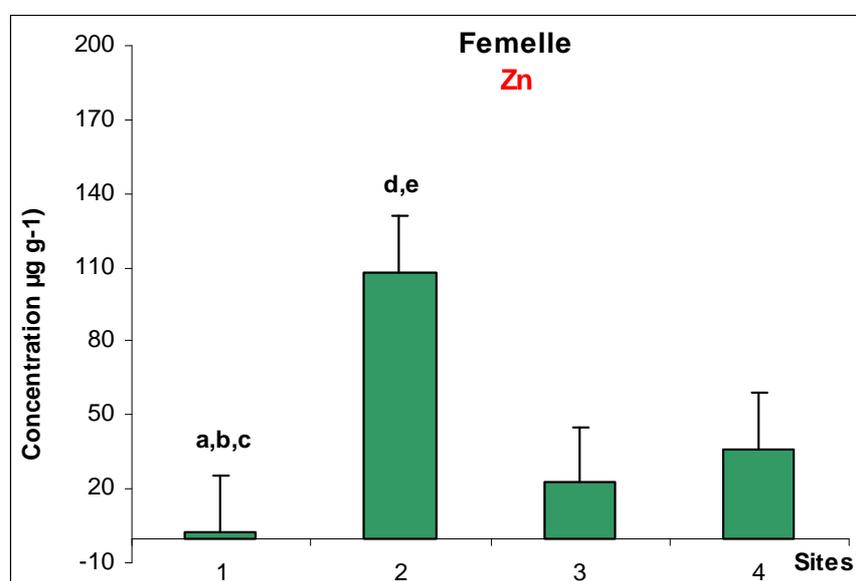


Fig. 16: Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les femelles.

**b/ Comparaison entre bivalves mâles et femelles:**

Les résultats illustrés dans le tableau 1 révèlent que les plus fortes concentrations sont observées chez les femelles de *M. galloprovincialis* concernant les taux des Pb, au niveau des sites pollués (2, 3 et 4). On a noté une variation significative ( $P \leq 0.05$ ) pour Pb au niveau du site 2 et 4 entre les deux sexes.

Une variation significative ( $p \leq 0.05$ ) a été enregistrée entre les deux sexes au niveau du site 3 pour le nickel (Fig.18).

Généralement les plus fortes concentrations de Cu ont été enregistré chez les mâles, sans signalé de variation significative entre les deux sexes pour cet élément (Fig. 19).

Pour les variations du Zn, une diminution remarquable a été observée chez les femelles du site 3 par rapport aux mâles du même site, avec une variation significative ( $p \leq 0.05$ ) noté au niveau du site 2 pour les deux sexes (Fig. 20).

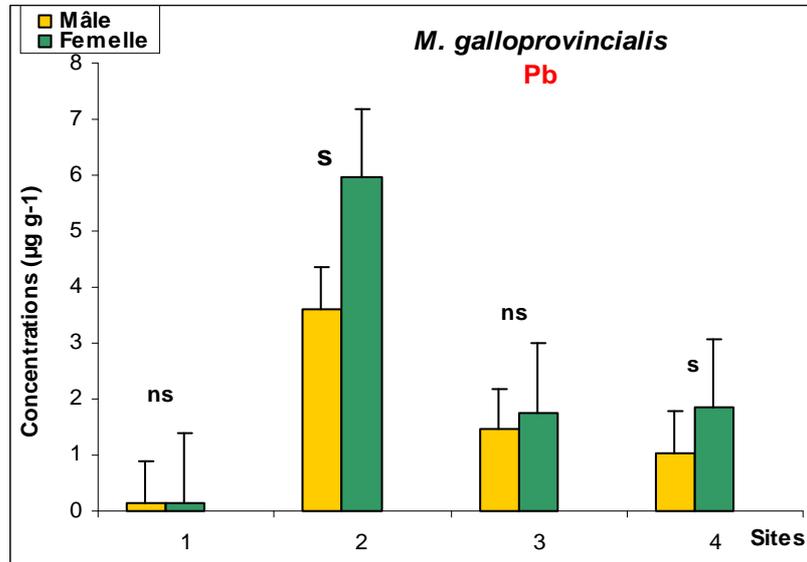


Fig. 17: Les concentrations moyennes du Pb ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

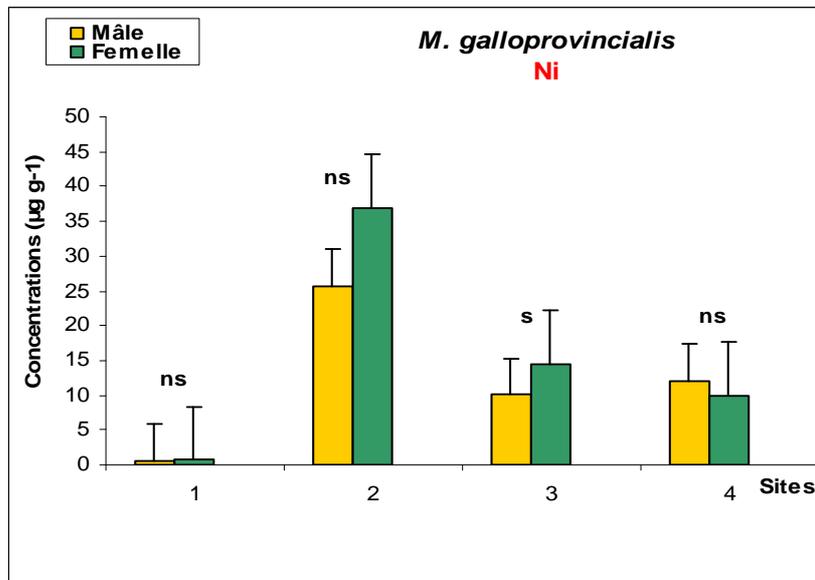


Fig. 18: Les concentrations moyennes du Ni ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

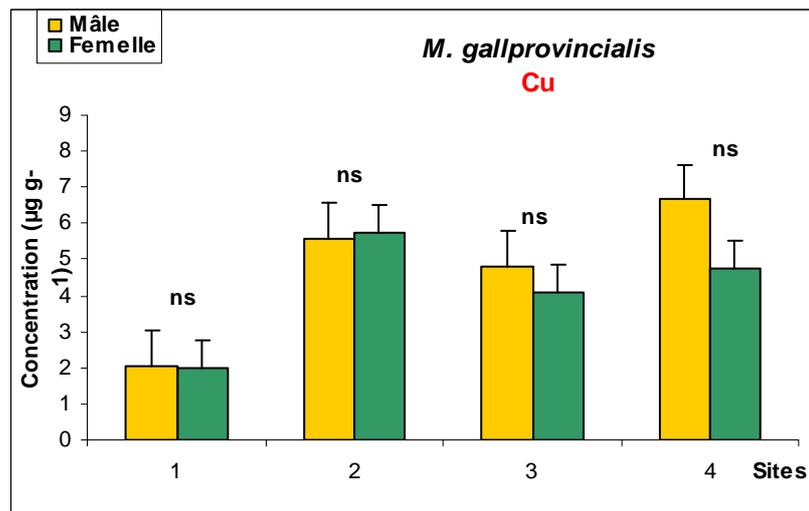


Fig. 19: Les concentrations moyennes du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

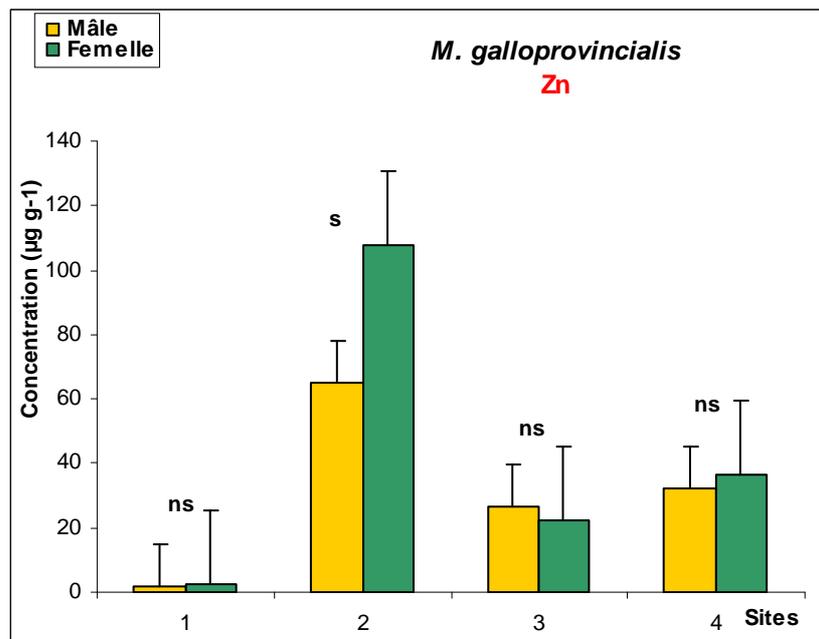


Fig. 20: Les concentrations moyennes du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

### c/ Les variations saisonnières:

La comparaison des niveaux d'accumulation des métaux lourds Pb, Ni, Cu et Zn dans les tissus de *M.galloprovincialis* pendant l'hiver et l'été sont représentées dans le (Tabl. 2).

#### Hiver:

**1-Plomb :** Une augmentation de concentration ( $4.51\mu\text{g/g}$  poids sec) de Pb a été signalée sur le site 2, avec des variations significatives ( $p \leq 0,05$ ) entre site 1et 2, site 1et 3, site 1et 4, site 2et3, site 2et4 (Fig. 21).

**2- Nickel:** Les concentrations moyennes les plus élevées du Ni en hiver en été obtenus au niveau du site 2suivi par le site 3, confirmer par les taux (30.7 et 12.5) chez la moule *M. galloprovincialis* respectivement. Les variations hevernales sont caractérisées par une augmentation significative ( $p \leq 0,05$ ) semblable à celle du Pb (Fig. 22).

**3- Cuivre:** Une augmentation maximale à été démontrée sur le site 2et4, elle est de (5.64 et 5.56) respectivement avec des différences significatives entre site 1et2, site 1et3, site 1et4 (Fig.23).

**4-Zinc:** Concernant cet élément de fortes teneurs ont été enregistrées sur le site 2 pour l'hiver, et assez de variations significatives ( $p \leq 0,05$ ) étaient révéler à l'aide de teste-T (Fig. 24).

#### Été:

**1-Plomb:** Le site 2 a enregistré la teneur maximale concernant cet élément d'où la moyenne est de ( $3.49\mu\text{g/g}$  poids sec). Tandis que les plus faible concentrations ont été signalées sur le site 1 suivi par le site 4, puis site 3 (0.12, 1.07 et 1.55) respectivement. Des variations significatives ( $p \leq 0,05$ ) trouvées entre site non pollué et sites pollués: site 1et2, site 1et3, site 1et4, site 2et3, site 2et4 (Fig. 25).

**2- Nickel:** L'analyse statistique a démontré assez de variations significatives entre différents sites comparaient: site 1et2, site 1et3, site 1et4, site 2et3, site 2et4. Avec une estimation des teneurs métalliques qui vise une augmentation de 25.4 au niveau du site 2 (Fig. 26).

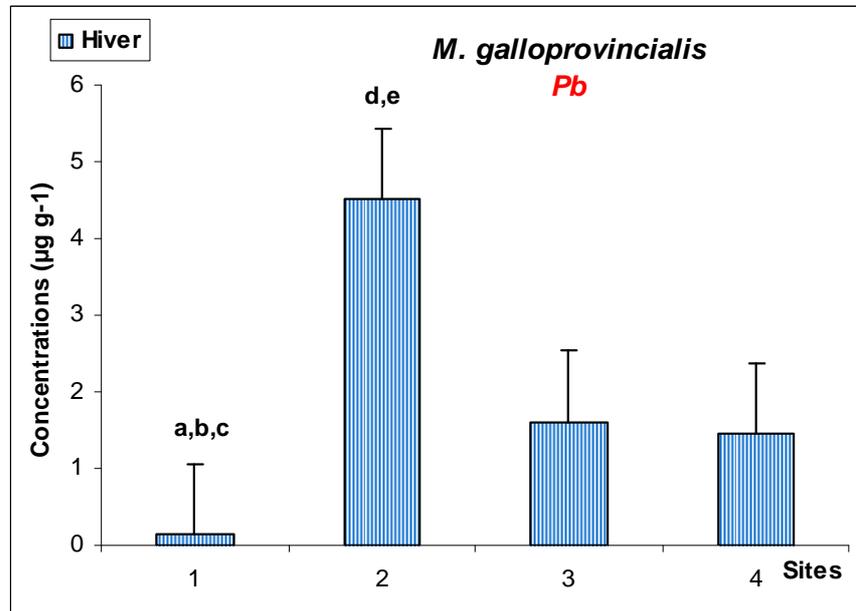
**3- Cuivre:** Des variations significatives ont été montrées entre le site témoin (site 1) et site 2,3 et 4 (sites pollués). D'autre part les concentrations moyennes du Cu sur le les sites 2, 3 et 4 sont proches (Fig. 27).

**4-Zinc:** Toujours les mêmes observations étaient signalées sur le site 2 d'où l'élévation (92.5) était significative ( $p \leq 0,05$ ) suivi par une augmentation au niveau du site 3 puis site 4. Des différences significatives ont été montrées entre site 1et2, site 1et3, site 2et3, site 2et4 (Fig. 28).

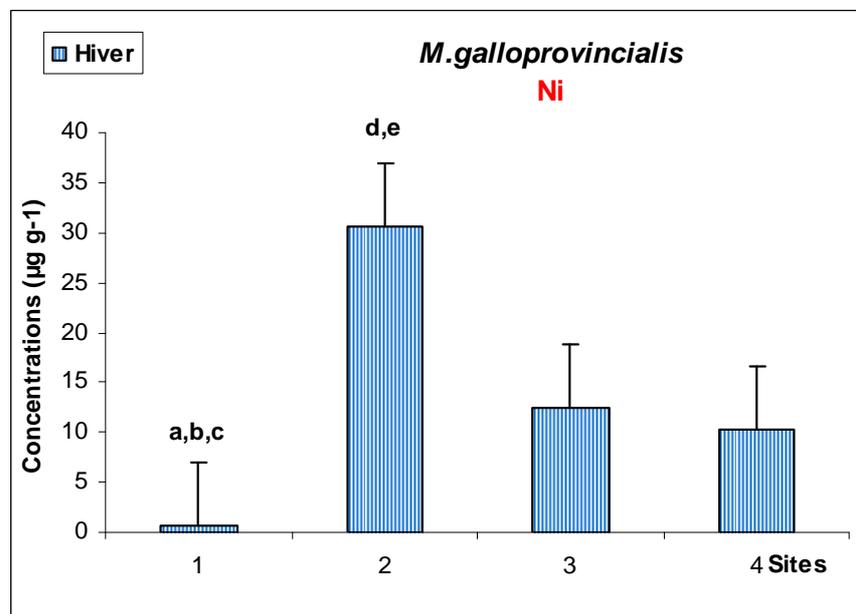
**Tableau 2 :** Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) des métaux traces en ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* obtenu au niveau de la côte d'Annaba en hiver et en été.

	n	Pb	Ni	Cu	Zn
<b>Site 1</b>					
Hiver	12	0.145±0.056	0.66±0.047	2.55±0.48	2.16±0.31
Eté	18	0.12±0.067	0.53±0.036	1.76±0.33	2.03±0.55
<b>Site 2</b>					
Hiver	12	4.51±2.84 <sup>a</sup>	30.7±8.67 <sup>a</sup>	5.64±1.56 <sup>a</sup>	71.8±18.3 <sup>a</sup>
Eté	16	3.49±1.26 <sup>a</sup>	25.4±6.74 <sup>a</sup>	4.87±1.36 <sup>a</sup>	92.5±17.6 <sup>a,1</sup>
<b>Site 3</b>					
Hiver	12	1.61±1.22 <sup>b,d</sup>	12.5±2.20 <sup>b,d,1</sup>	4.43±1.93 <sup>b</sup>	31.2±12.7 <sup>b,d</sup>
Eté	15	1.55±1.17 <sup>b,d</sup>	9.2±2.48 <sup>b,d</sup>	4.16±1.88 <sup>b</sup>	21.4±8.82 <sup>b,d</sup>
<b>Site 4</b>					
Hiver	12	1.46±0.078 <sup>c,e,1</sup>	10.35±1.5 <sup>c,e,1</sup>	5.56±2.06 <sup>c</sup>	34.24±13 <sup>c,e,1</sup>
Eté	18	1.07±0.027 <sup>c,e</sup>	06.31±1.86 <sup>c,e</sup>	4.22±1.96 <sup>c</sup>	19.5±11.9 <sup>c,e</sup>

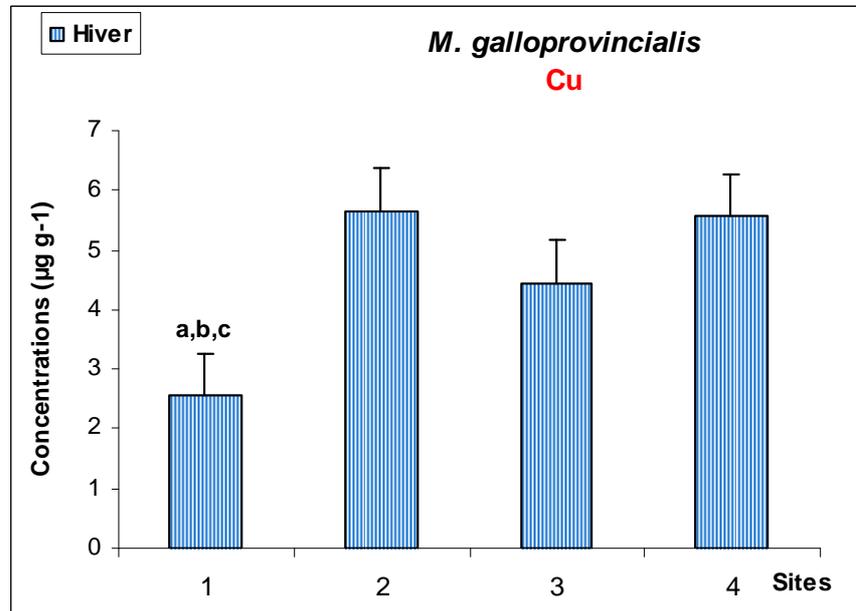
**a:** site1 x site2; **b:** site1x site3; **c:** site1x site4; **d:** site2 x site3; **e:** site2 x site4; **1:** Hiver x Eté.  
Lettres en exposant au sein des lignes signale une différence significative de  $p \leq 0,05$ .



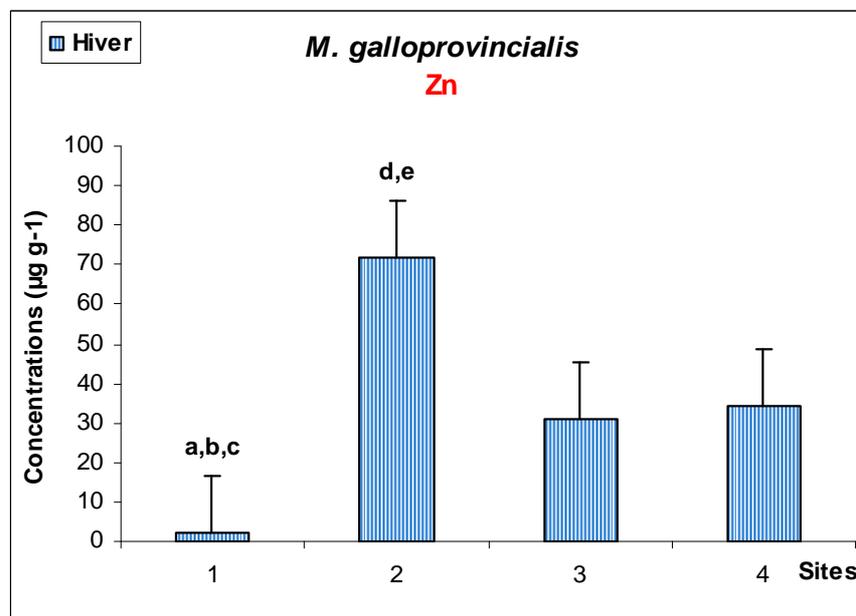
**Fig. 21:** Les concentrations moyennes hivernales du Pb ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig.22:** Les concentrations moyennes hivernales du Ni ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig.23:** Les concentrations moyennes hivernales du Cu (µg/g poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig. 24:** Les concentrations moyennes hivernales du Zn (µg/g poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.

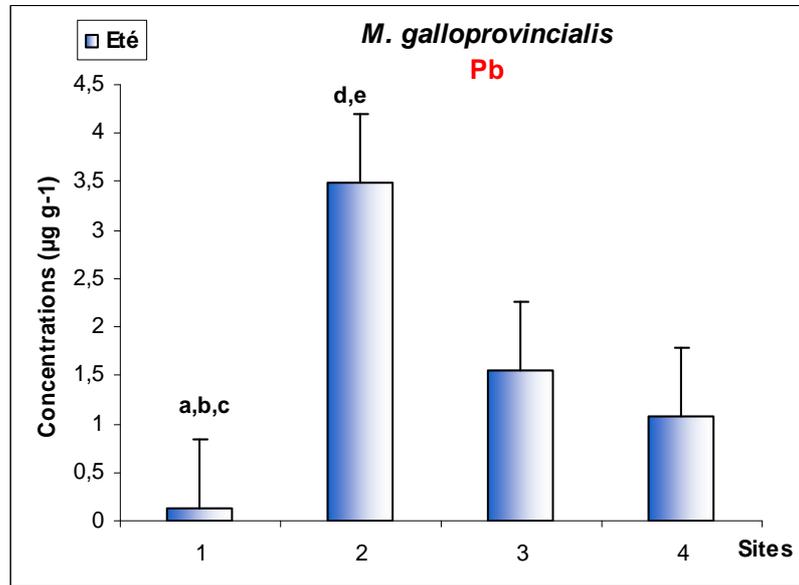


Fig.25: Les concentrations moyennes en été du Pb (µg/g poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.

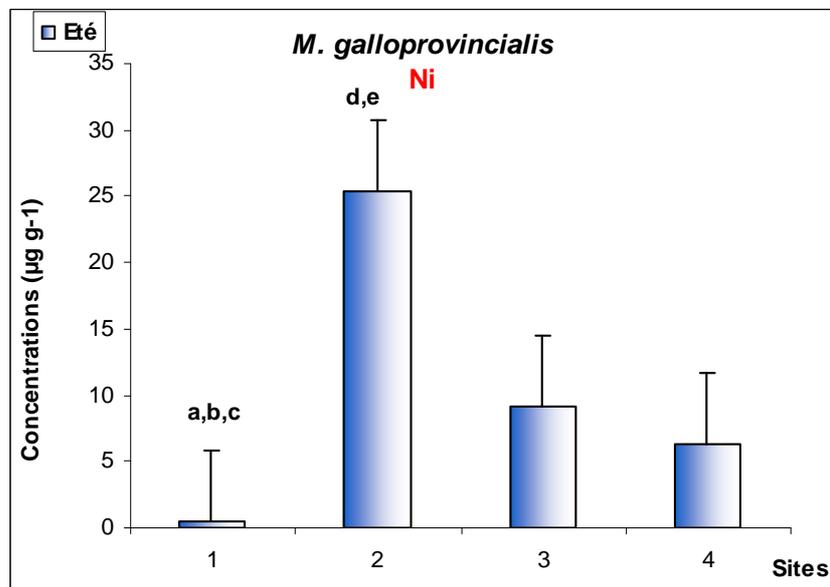
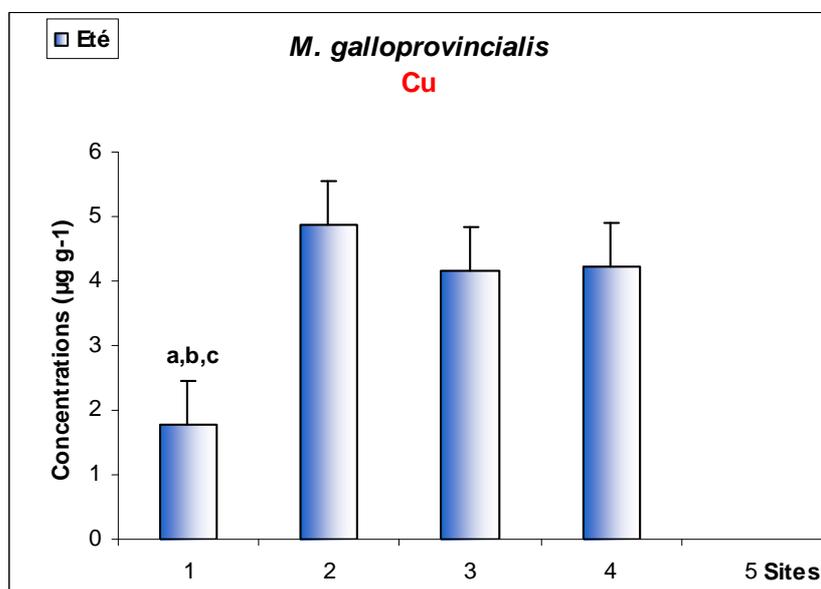
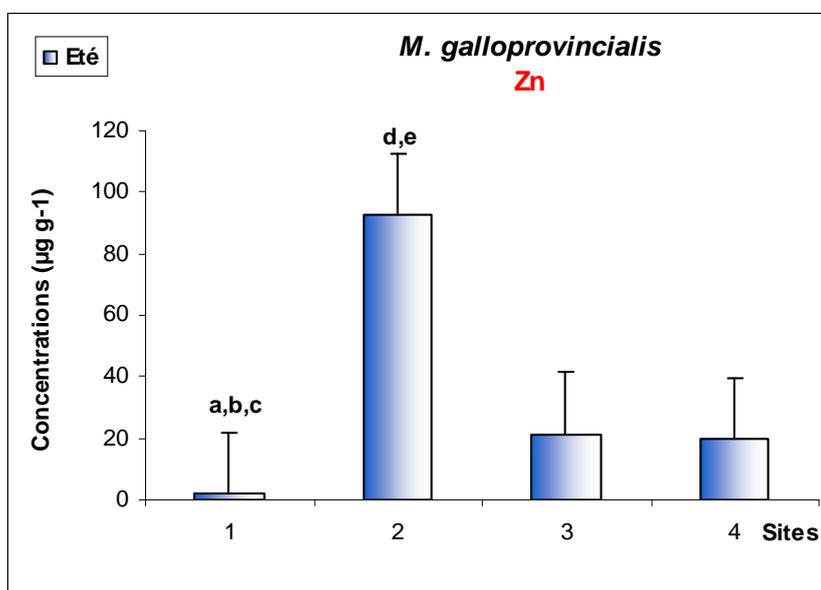


Fig. 26: Les concentrations moyennes en été du Ni (µg/g poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig.27:** Les concentrations moyennes en été du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.

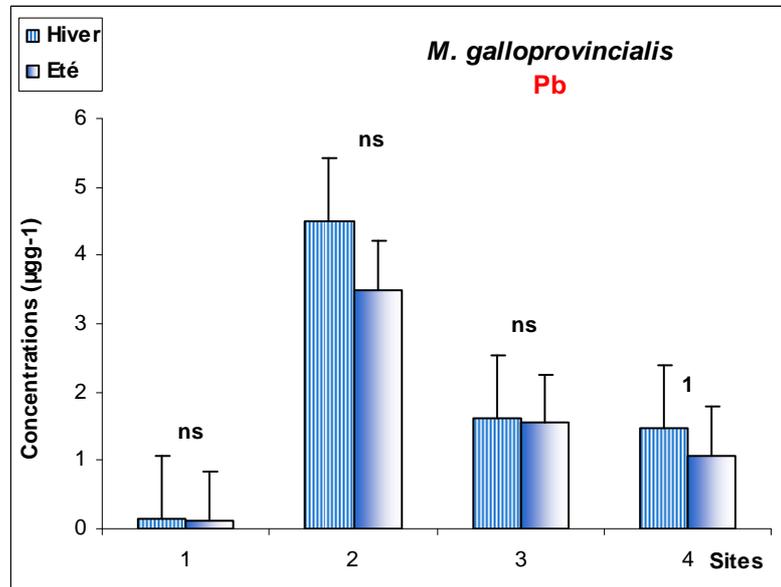


**Fig. 28:** Les concentrations moyennes en été du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.

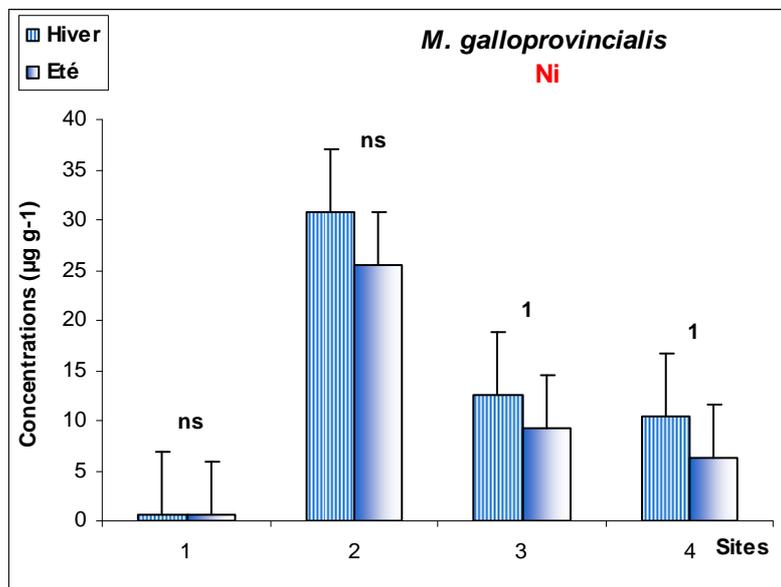
**d/ Comparaison entre hiver et été:**

Entre les deux saisons, les taux de Pb, Ni, et Zn étaient significativement plus faible en été qu'en hiver au niveau des quatre sites. Les plus faibles concentrations de ces métaux ont été trouvées sur le site 1, alors que les concentrations les plus élevées ont été enregistrées sur le site 2, suivi par le site 3 et 4 pour le Pb et Ni et pour Cu et Zn respectivement en hiver.

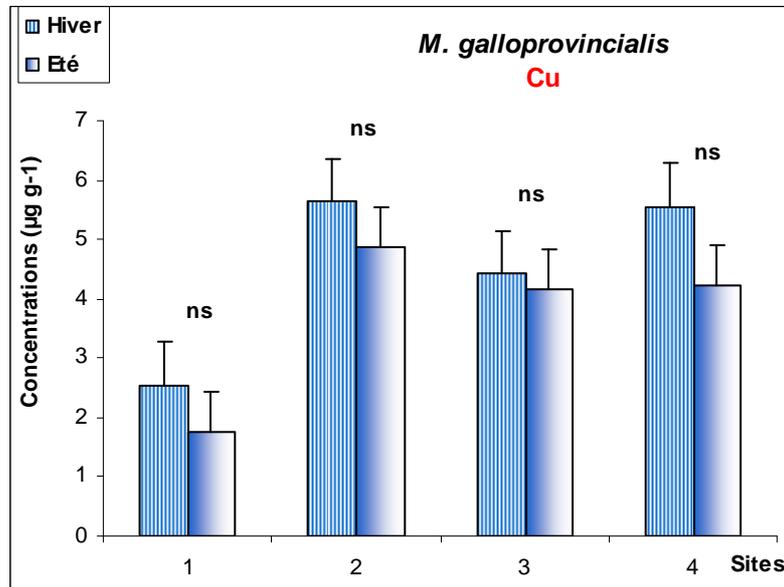
Les mêmes constatations ont été observées concernant les deux premiers sites, suivi par une augmentation des concentrations du Pb, Ni et Zn sur le site 3. L'élévation observée pour le Cu a été signalée qu'au niveau du site 4.



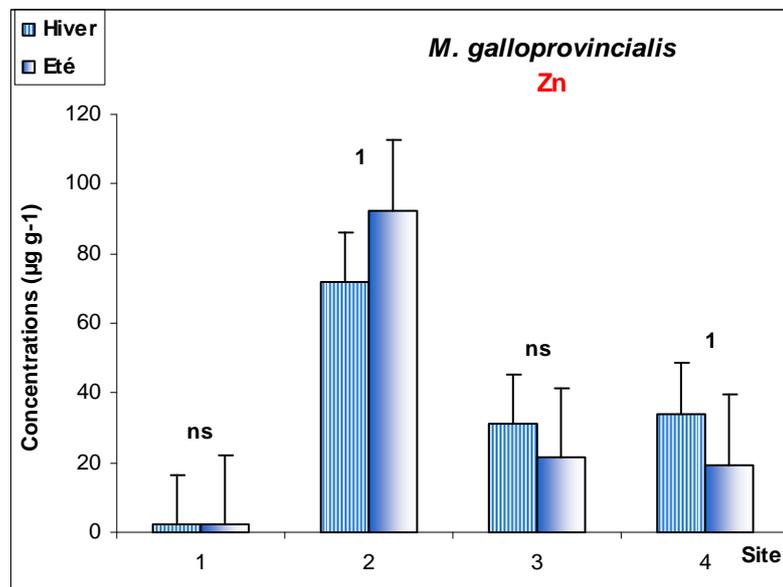
**Fig. 29:** Les concentrations moyennes en été et en hiver du Pb ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig. 30:** Les concentrations moyennes en été et en hiver du Ni ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig. 31:** Les concentrations moyennes en été et en hiver du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.



**Fig. 32:** Les concentrations moyennes en été et en hiver du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez la moule *M. galloprovincialis* de la côte d'Annaba.

### e/ Corrélation entre le poids sec et la concentration des métaux en hiver:

Les corrélations entre le poids sec et les concentrations des métaux sont représentés dans les (Fig. 33-64).

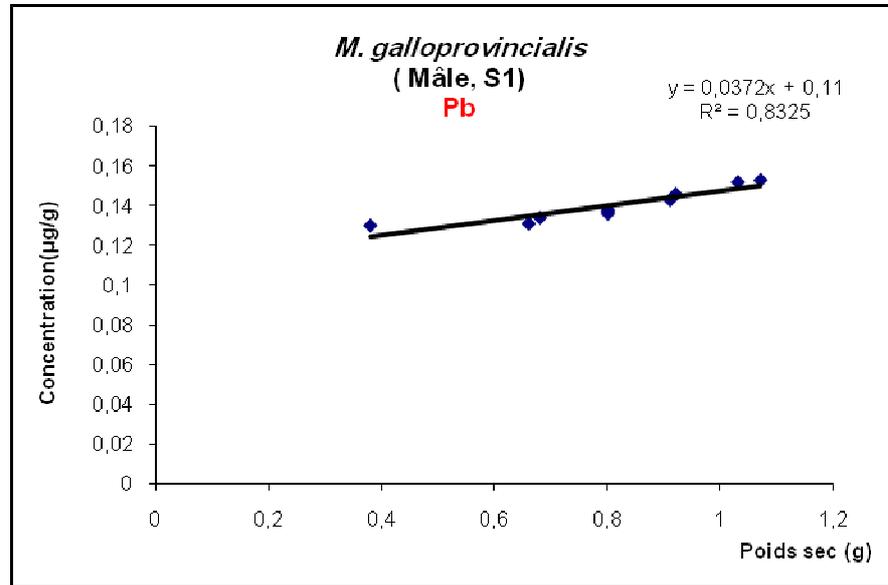
Pour le Pb et le Ni, on a noté une droite de régression positive dans le site témoin (site1) (Fig. 33-34 et fig 41- 42) et de même sur les sites pollués (site 2, 3 et 4) (Fig.35-40 et 43-48).

Une corrélation négative pour le cuivre (Fig. 49-56) montre que les plus fortes concentrations sont accumulées dans les moules de petites tailles au niveau des sites pollués et non-pollués.

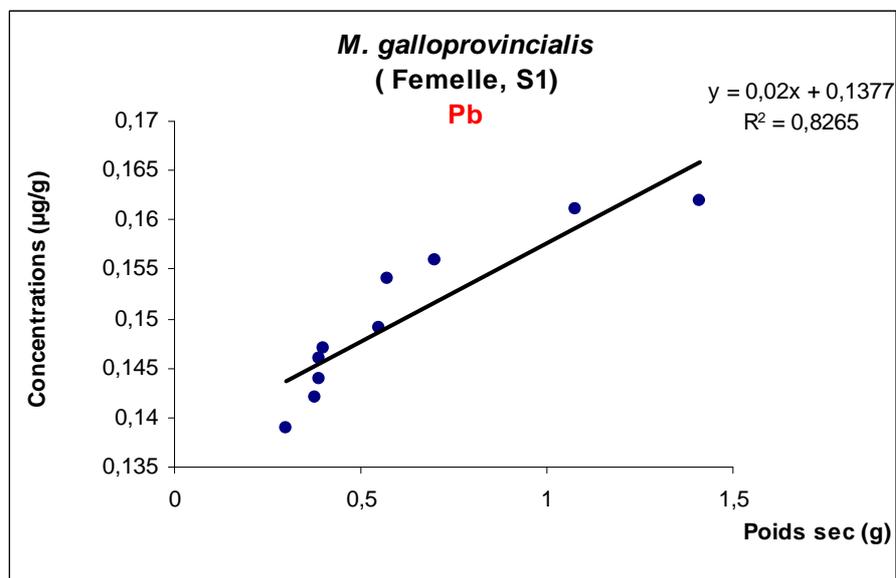
Pour le Zn, la corrélation est positive et négative en même temps dans les sites pollués et non pollués, respectivement (Fig. 59-64) et (Fig. 57-58).

**1- Le plomb:** D'après les figures (33-40), la concentration évolue dans le même sens que le poids sec chez les deux sexes de l'espèce *M .galloprovincialis* au niveau des quatre sites.

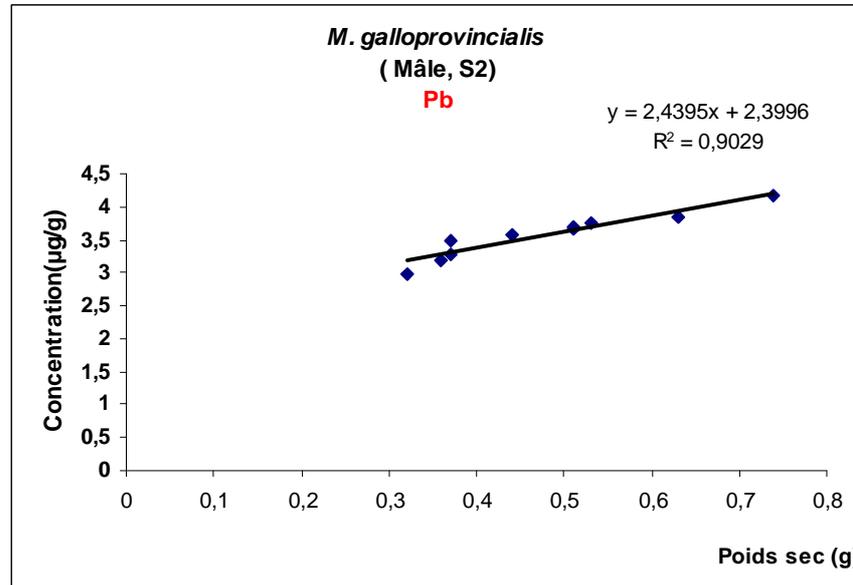
En outre, en fonction de la dispersion des points autour de la droite de régression, l'ajustement est de bonne qualité est mesuré par les coefficients de corrélation et de détermination  $R^2$ . Les coefficients de corrélation sont élevés, donc ces modèles peuvent être utilisé pour des applications prédictives (Fig. 33,  $R^2=0,83$  ; Fig.34,  $R^2=0,82$  ; Fig. 35,  $R^2=0,90$  ; Fig. 36,  $R^2=0,91$  ; Fig. 37,  $R^2=0,93$  ; Fig. 38,  $R^2=0,87$  ; Fig. 39,  $R^2=0,91$  ; Fig. 40,  $R^2=0,86$ ). Alors que  $1 - R^2$  est utilisé pour préciser le pourcentage des données qui ne s'accordent pas avec le modèle, donc (17%, 18%,10%, 9%, 7%, 13%, 9%, et 14%) respectivement sont calculés.



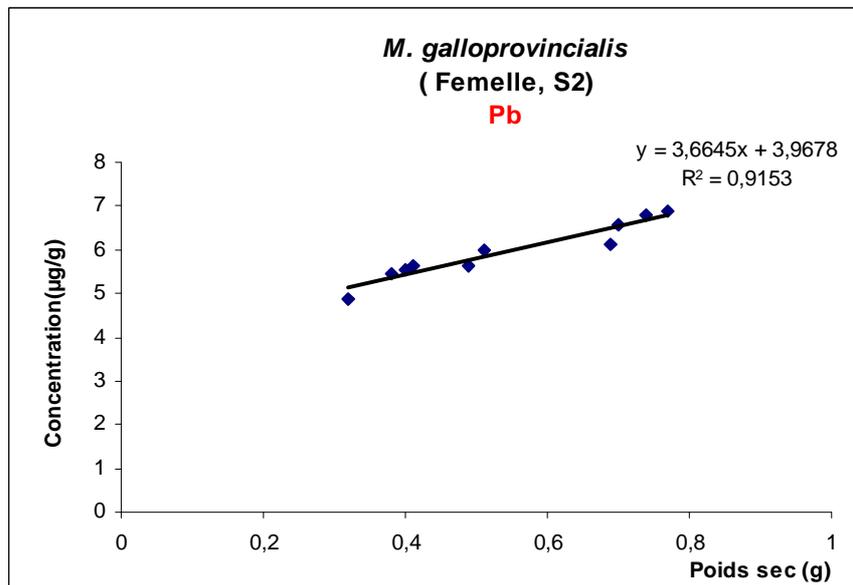
**Fig. 33:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



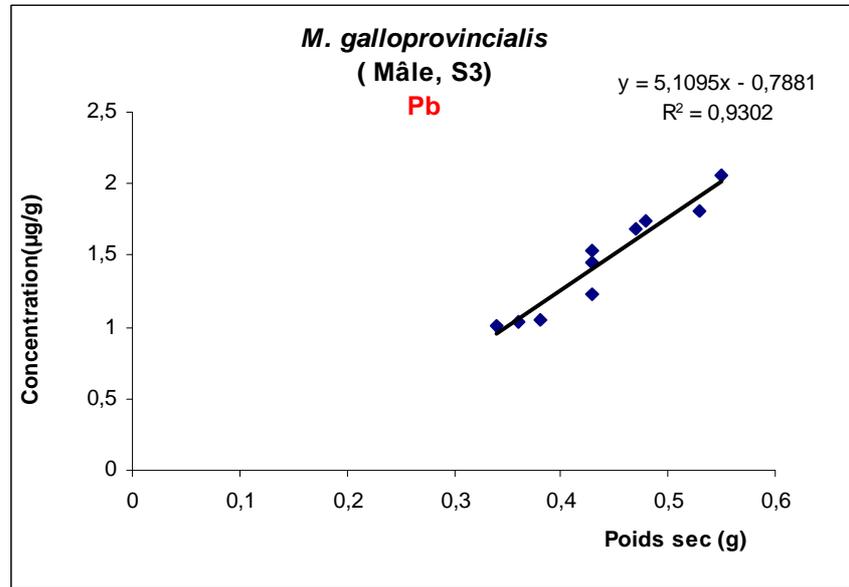
**Fig. 34:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



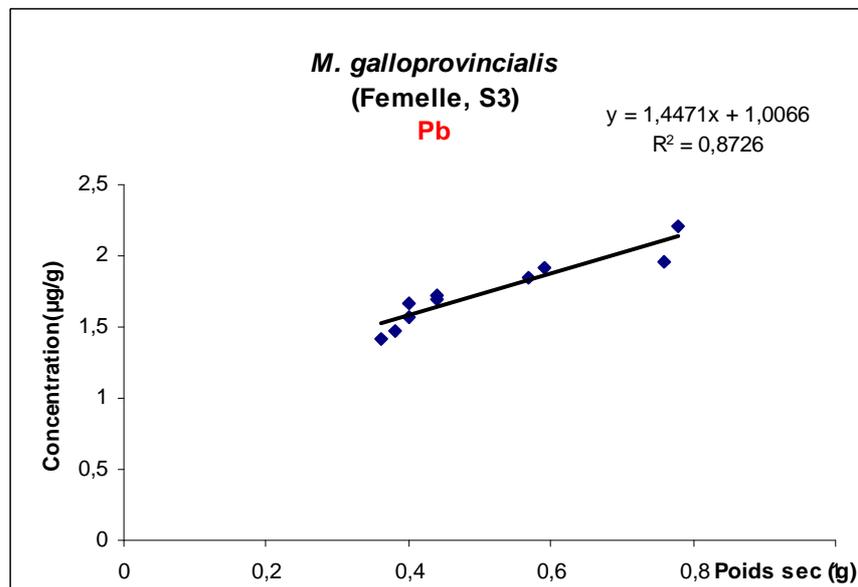
**Fig. 35:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



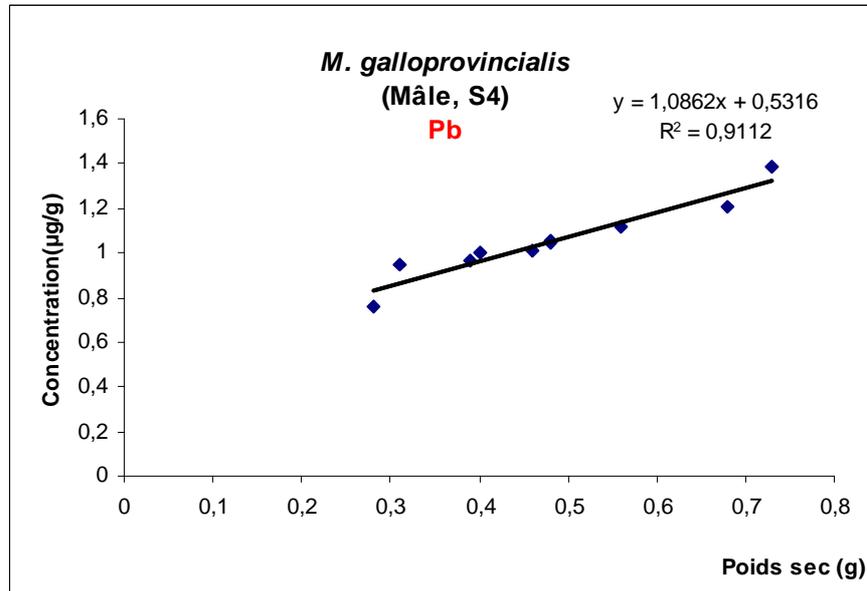
**Fig. 36:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



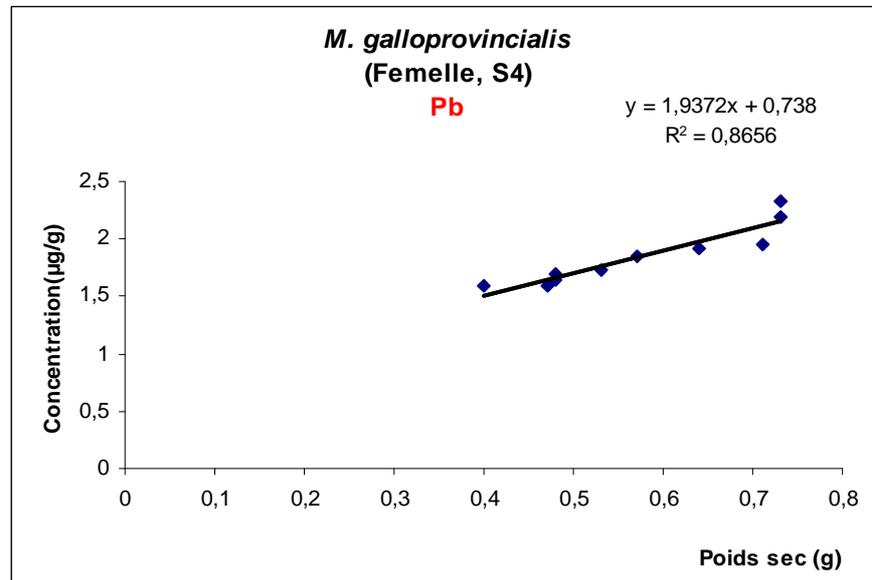
**Fig. 37:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 38:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.

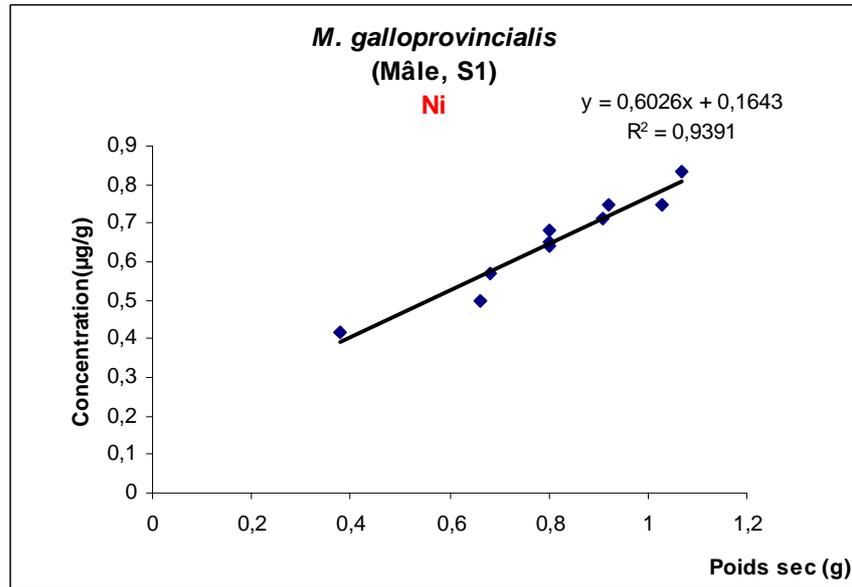


**Fig. 39:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

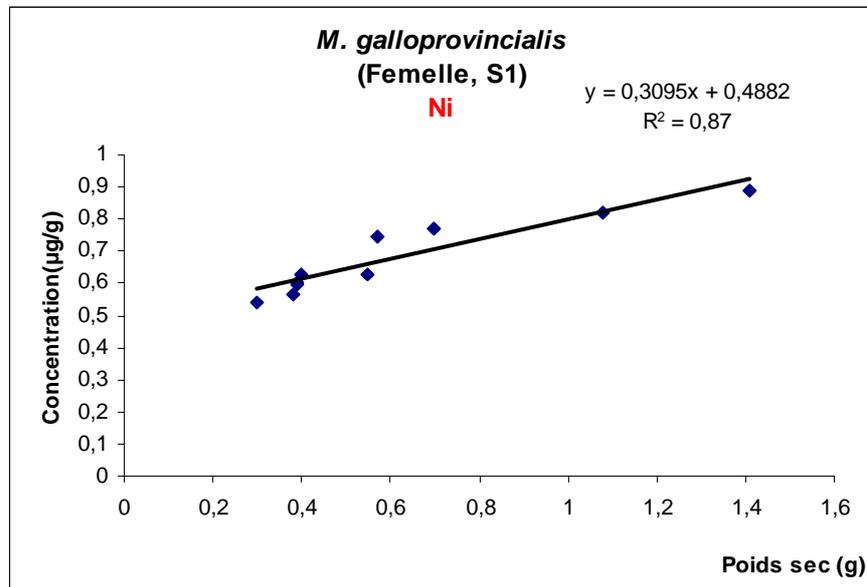


**Fig. 40:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

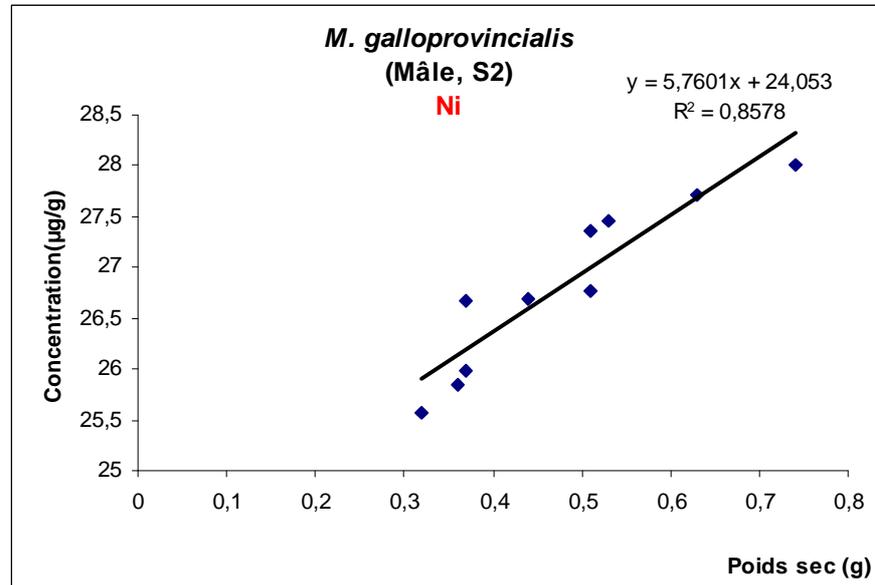
**2- Le nickel:** Les concentrations du Ni évolues dans le même sens que les valeurs du poids sec des moules des différents sites, d'où les poids les plus bas sont corrélés aux concentrations minimales. De plus en fonction de la dispersion des points autour de la droite de régression, l'ajustement de la droite de régression aux points est de bonne qualité pour les figures (Fig. 41,  $R^2=0,93$  ; Fig. 42,  $R^2=0,87$  ; Fig. 43,  $R^2=0,85$  ; Fig. 44,  $R^2=0,88$  ; Fig. 45,  $R^2=0,97$  ; Fig. 46,  $R^2=0,85$  ; Fig. 47,  $R^2=0,91$  ; Fig. 48,  $R^2=0,82$ ). Les mesures des valeurs des coefficients de corrélation  $r$  et de détermination  $R$  sont élevées. Alors, ces modèles sont utilisés pour des applications prévisionnelles. Finalement, les pourcentages (7%, 13%, 15%, 12%, 3%, 15%, 9% et 18%) de données ne s'accordent pas avec leurs modèles respectivement.



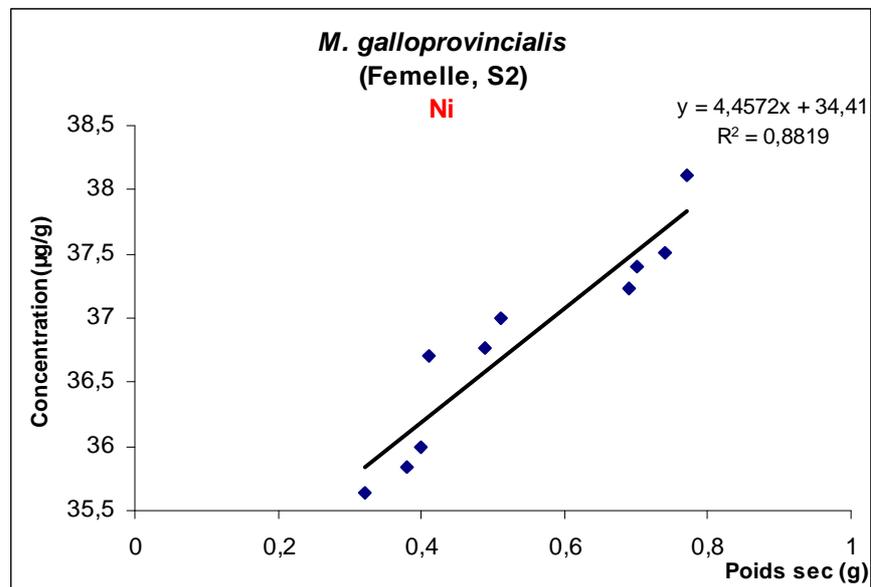
**Fig. 41:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



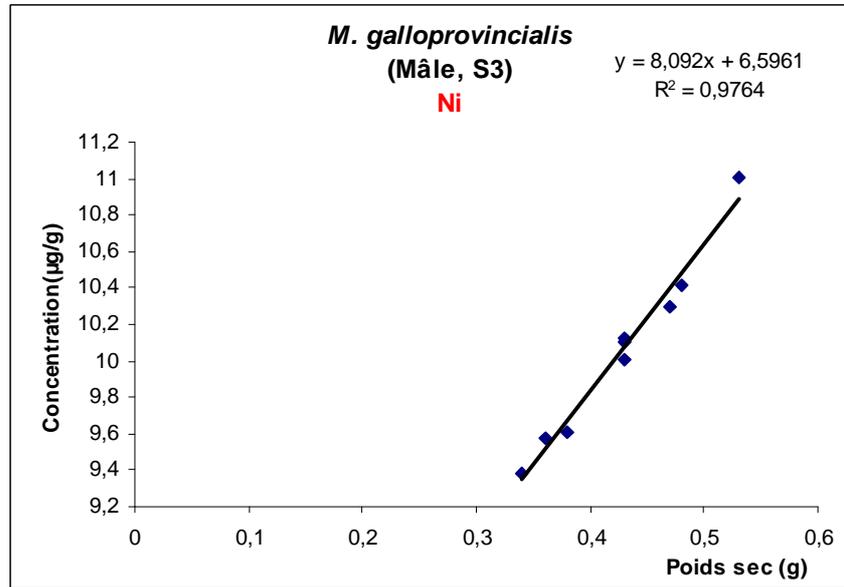
**Fig. 42:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



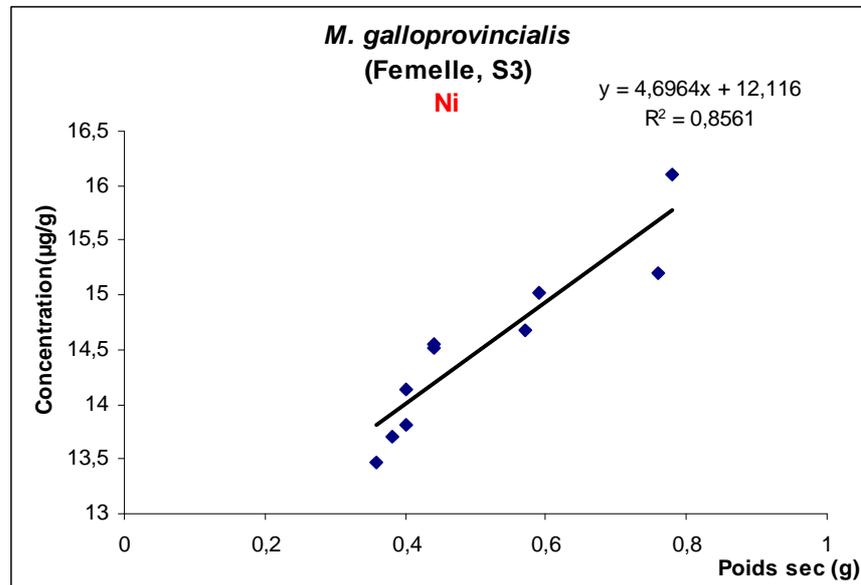
**Fig. 43:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



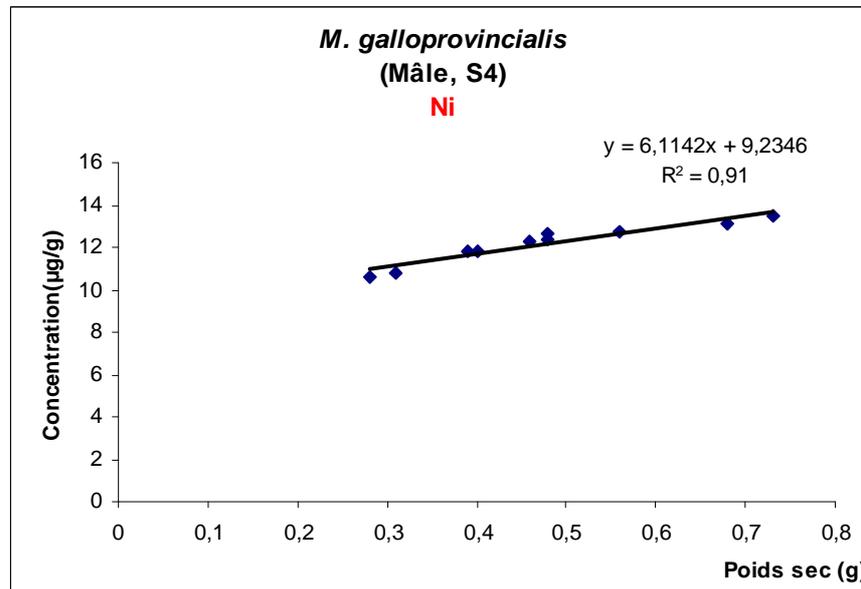
**Fig. 44:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



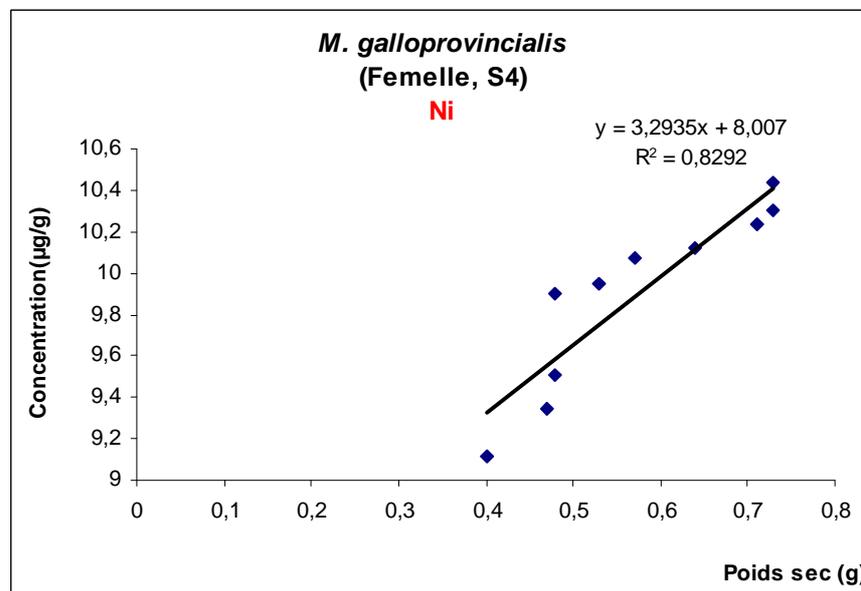
**Fig. 45:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 46:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 47:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

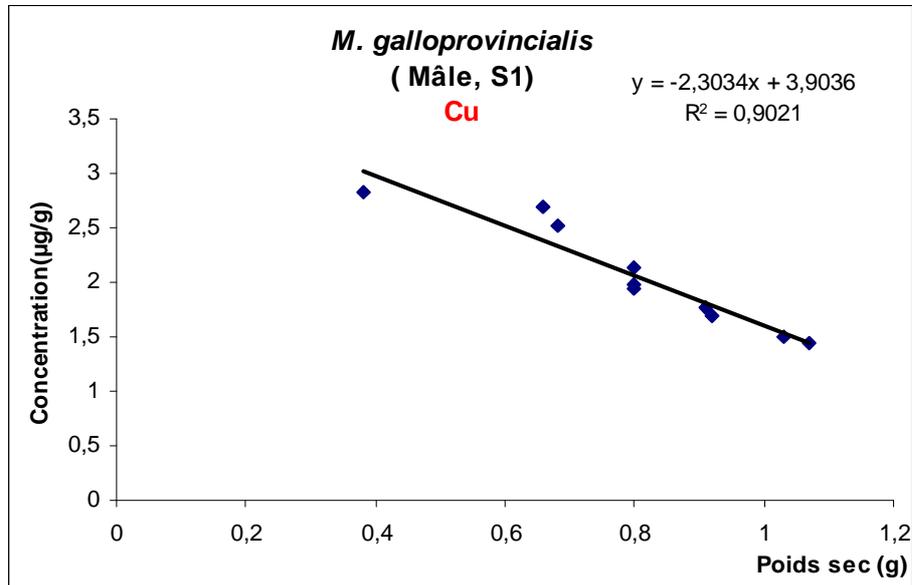


**Fig. 48:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

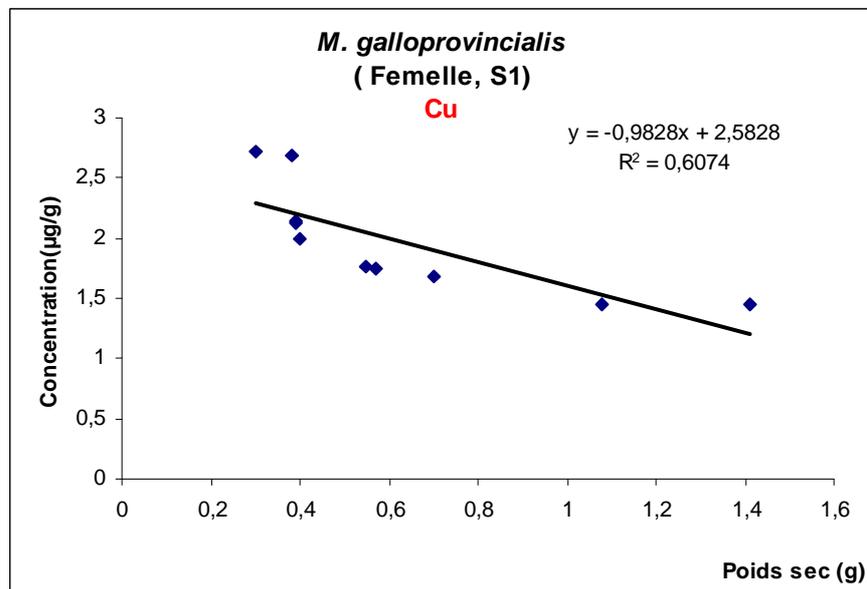
**3- Le cuivre:** Dans les figures (49-56), la concentration de Cu évolue dans le sens contraire que le poids sec. C.-à-d, le poids sec des moules au niveau des quatre sites de prélèvement est corrélé négativement aux concentrations de Cu. Autrement dit, un poids moins élevé est associé à une concentration plus importante en Cu ( $P \leq 0.05$ ) chez la moule *M. galloprovincialis*. Pour la figure 53, les concentrations en Cu sont (5.32 ; 4.77 ; 4.76) ( $\mu\text{g/g}$ ) pour un poids sec des moules (0.51 ; 0.63 ; 0.74) (g) pour affirmer l'équation  $y = - 4.0876x + 7.513$ .

Il faut dire que les coefficients de détermination (Fig. 49,  $R^2=0,90$  ; Fig. 51,  $R^2=0,88$ ; Fig. 52,  $R^2=0,92$  ; Fig. 53,  $R^2=0,96$  ; Fig. 54,  $R^2=0,95$  ; Fig. 55,  $R^2=0,87$  ; Fig. 56,  $R^2=0,93$ ) sont élevés, sauf celui de la (Fig. 50,  $R^2=0,60$ ).

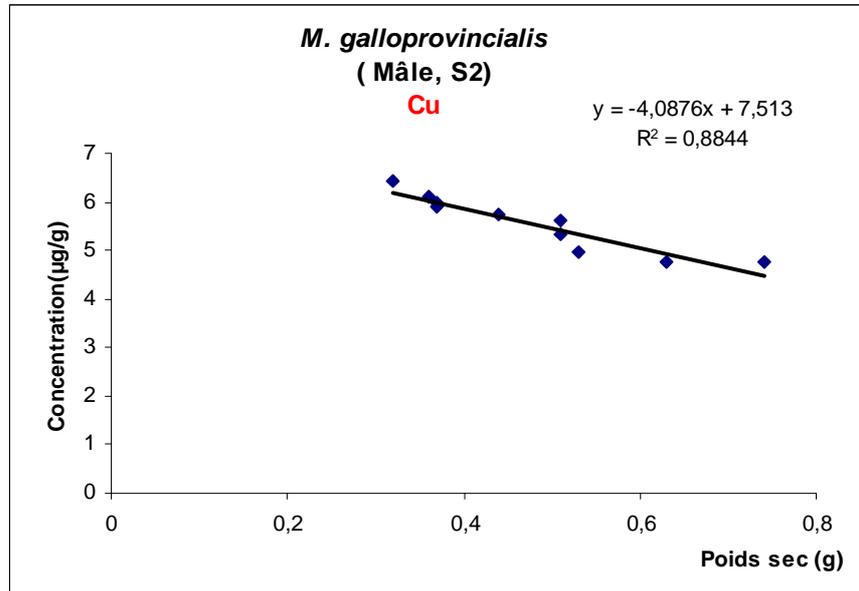
Concernant l'échantillonnage des points autour de la droite de régression présentée dans la Fig. 50, l'ajustement de la droite de régression aux points est peut bon, il est mesuré et donné par la valeur des deux coefficients de corrélation  $r$  et de détermination  $R^2$ , ceci signifie un modèle moins bon. Il faut dire que ces modèles sont significativement corrélés et que (10%, 12%, 8%, 4%, 5%, 13% et 7%) de données pour chaque modèle ne représentent pas cette forte corrélation respectivement. sauf celui de la fig.50 le pourcentage est de 40%.



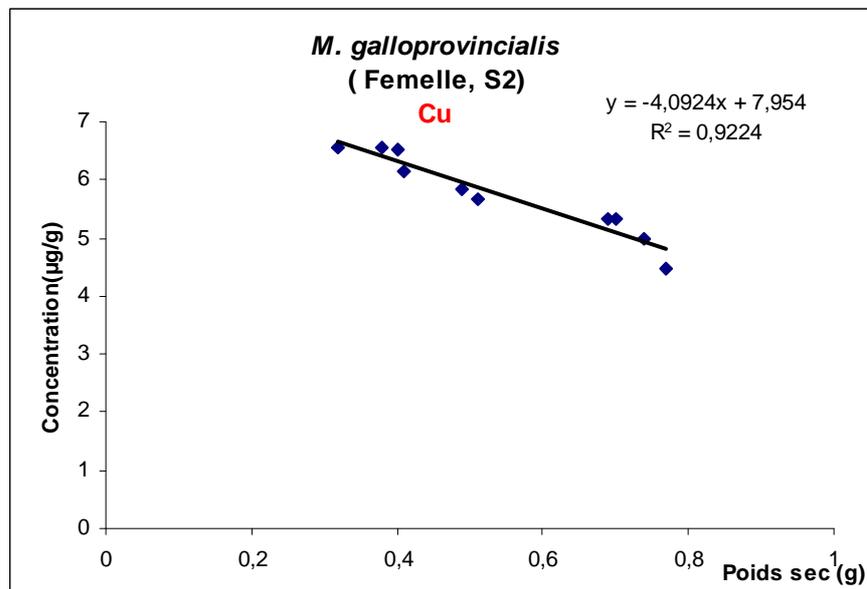
**Fig. 49:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



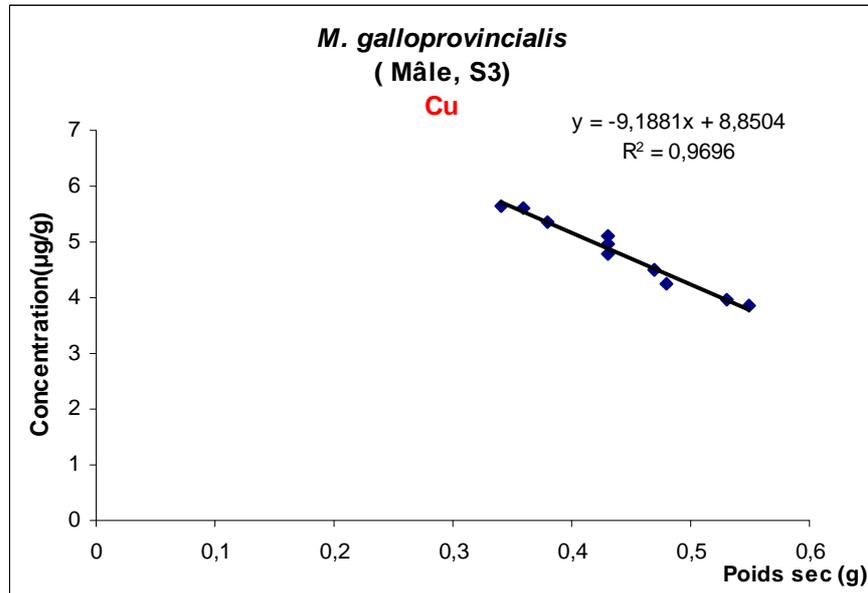
**Fig. 50:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



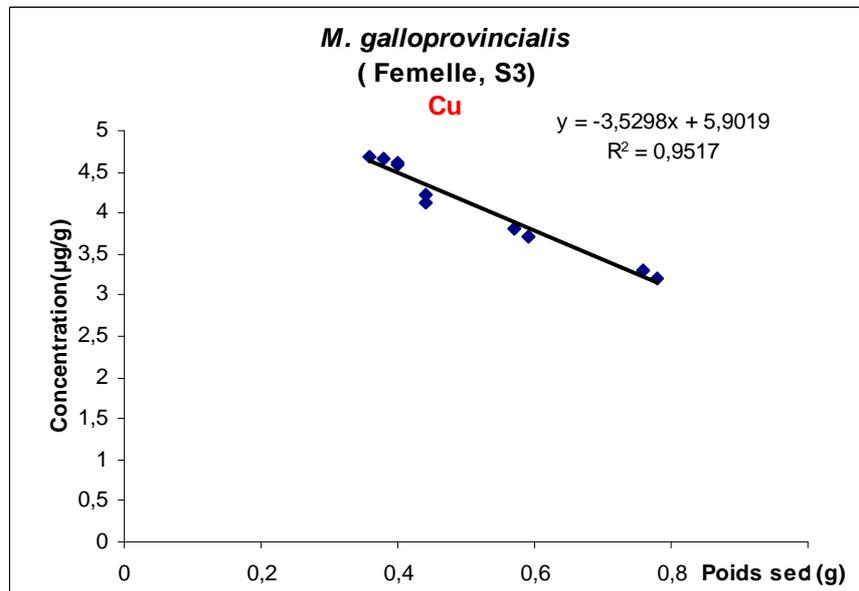
**Fig. 51:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



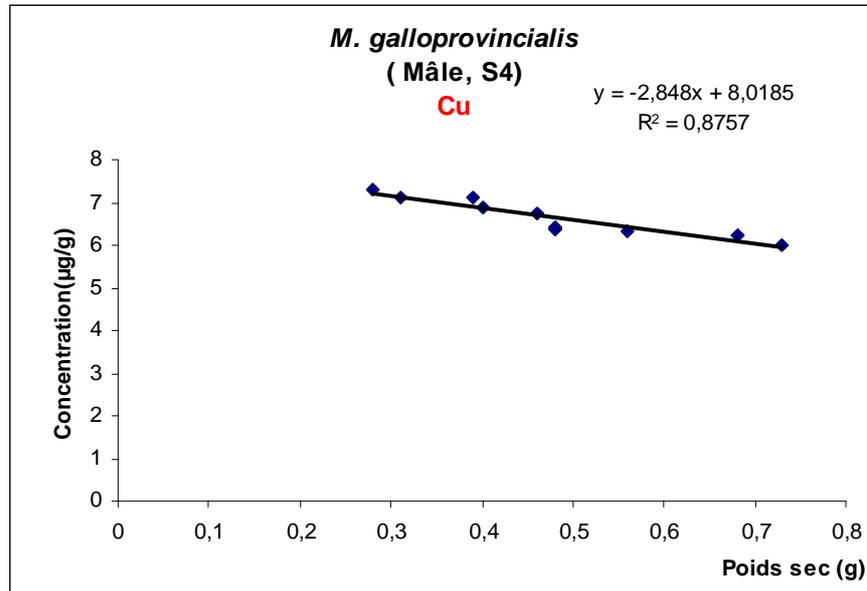
**Fig. 52:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



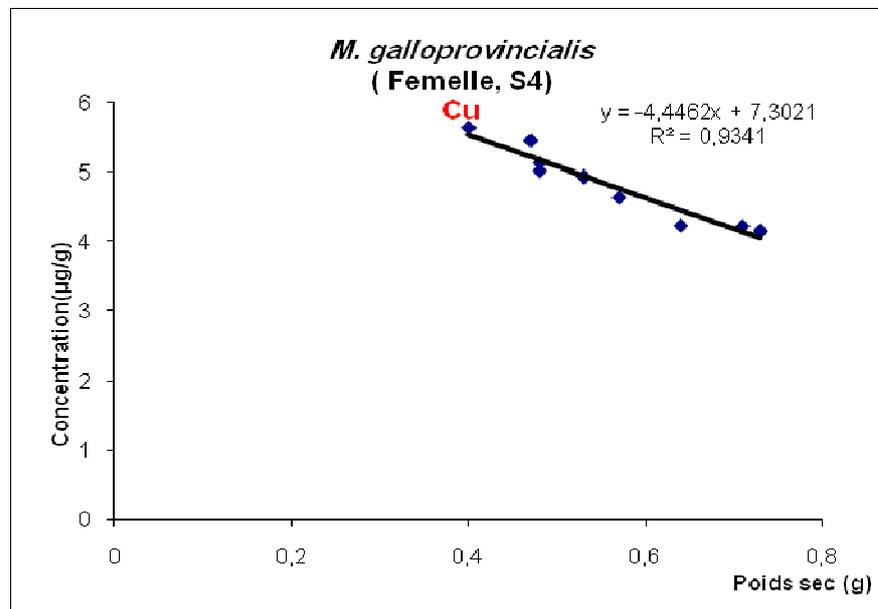
**Fig. 53:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 54:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.

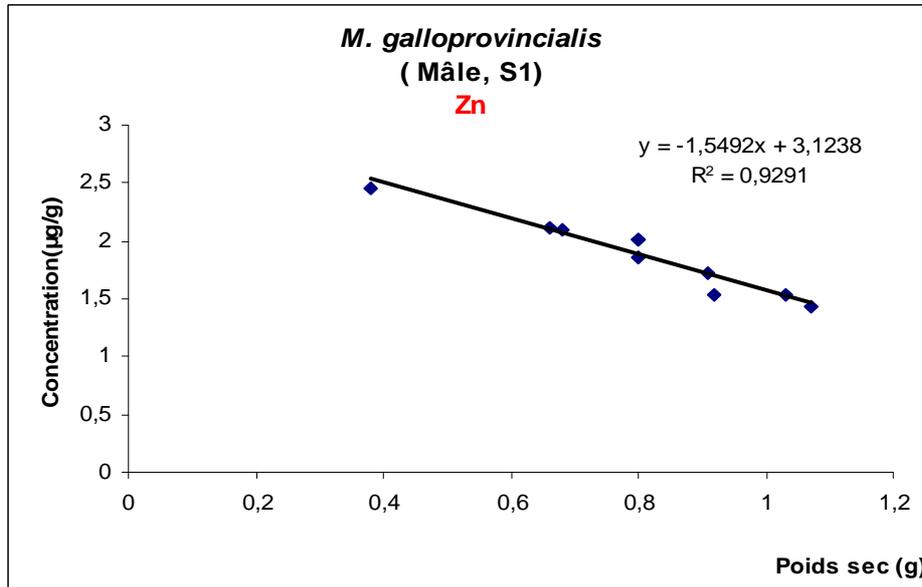


**Fig. 55:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

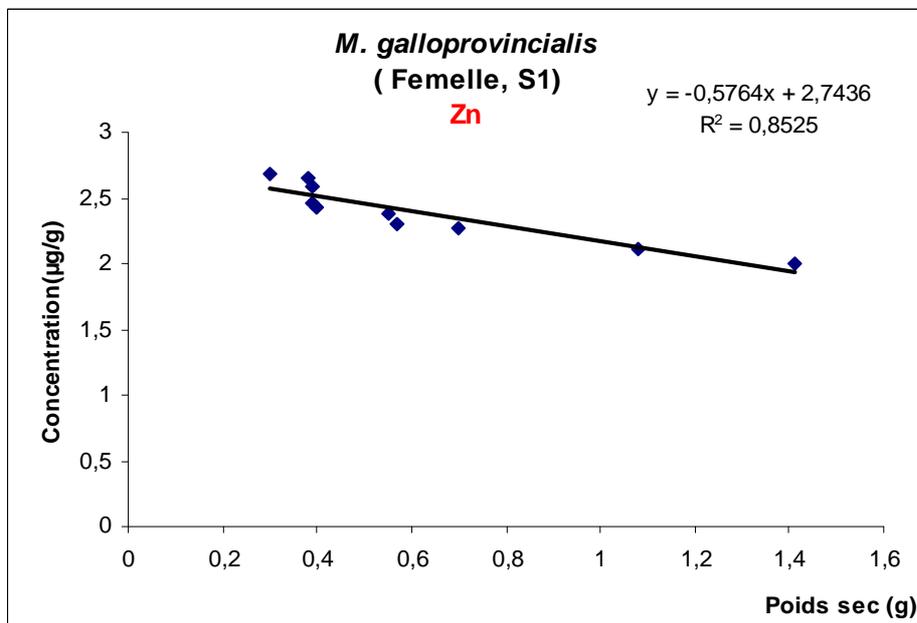


**Fig. 56:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

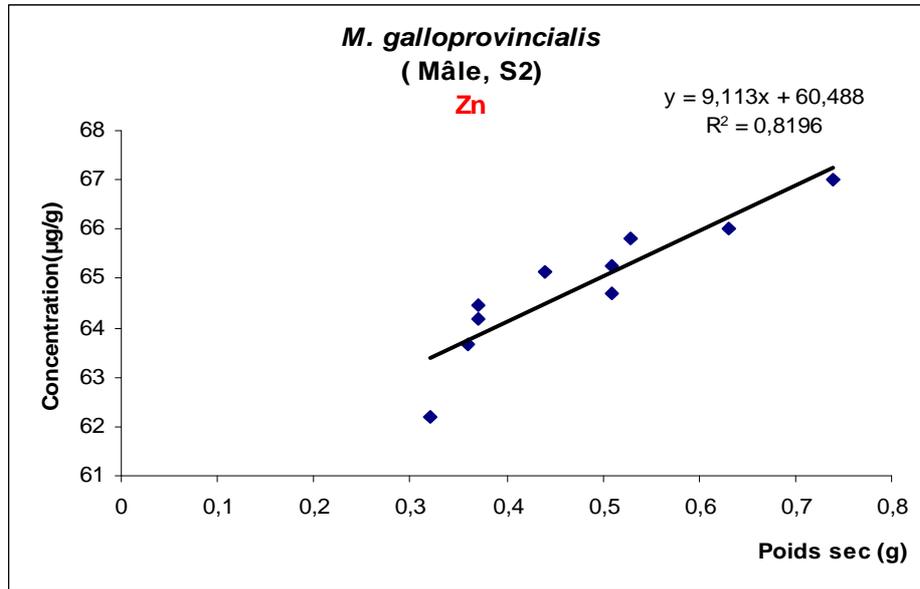
**3- Le zinc:** Les figures (59-64) illustrent l'évolution simultanée des critères poids sec et celui de la concentration en Zn chez les deux sexes du bivalve au niveau des sites pollués S2, S3 et S4. Par contre au niveau des sites non pollués S1, les variations figurées sur les deux figures (Fig. 57-58) montrent l'inverse proportionnel de ces deux critères. Finalement, l'ajustement de la droite de régression aux points est très bon et présente des bons modèles au niveau des quatre sites chez les deux sexes. Effectivement  $1-R^2$  identifie le pourcentage des données qui ne s'accordent pas avec nos modèles décrits (Fig.57 ;  $R^2 = 0.92$ , Fig. 58 ;  $R^2 = 0.85$ , Fig.59 ;  $R^2 = 0.81$ , Fig.60 ;  $R^2 = 0.84$ , Fig.61 ;  $R^2 = 0.91$ , Fig.62 ;  $R^2 = 0.92$  ; Fig.63 ;  $R^2 = 0.92$  ; Fig.64 ;  $R^2 = 0.86$ ) sont (8 %, 15 %, 19%, 16%, 9%, 8%, 8%, 14%) respectivement.



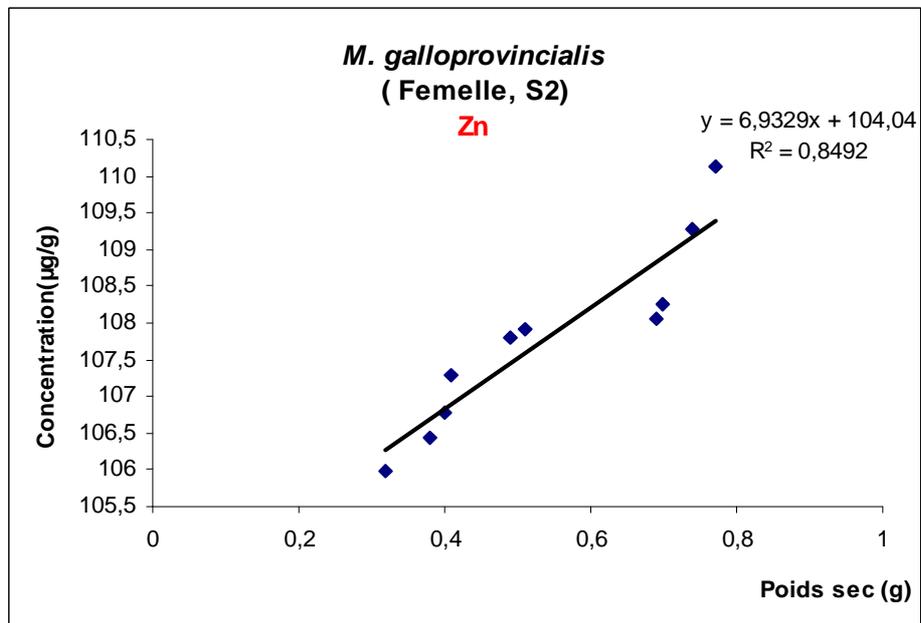
**Fig. 57:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



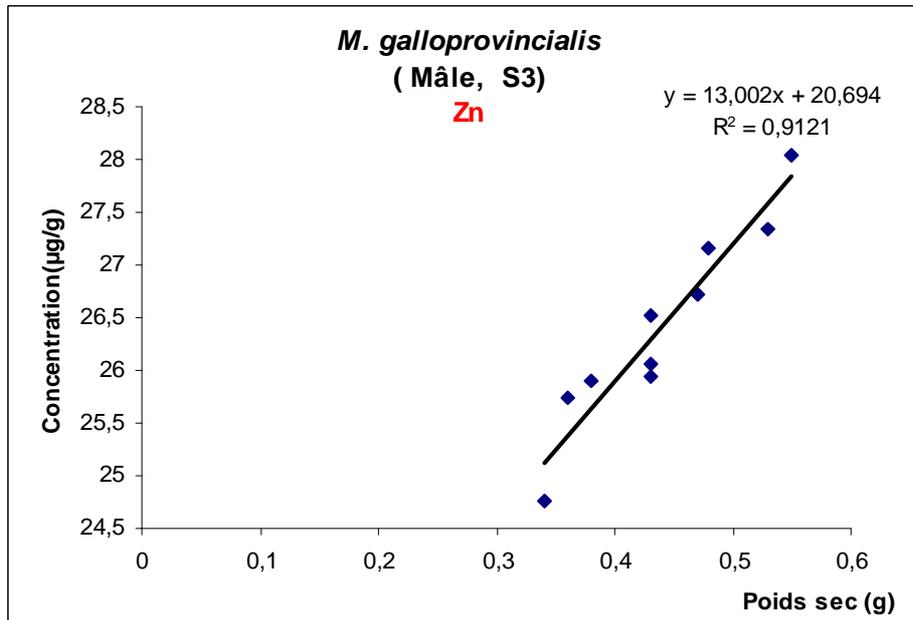
**Fig. 58:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



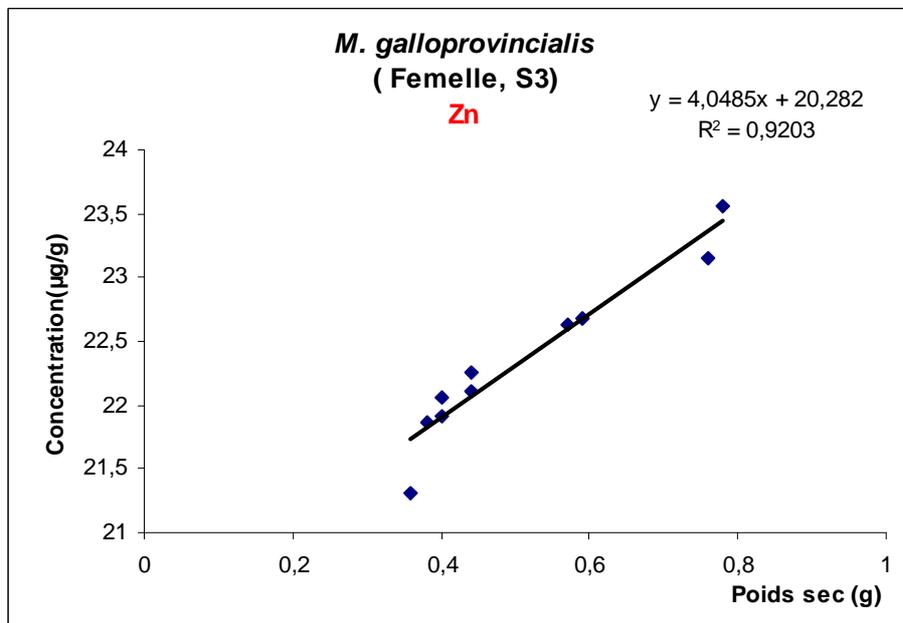
**Fig. 59:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 1.



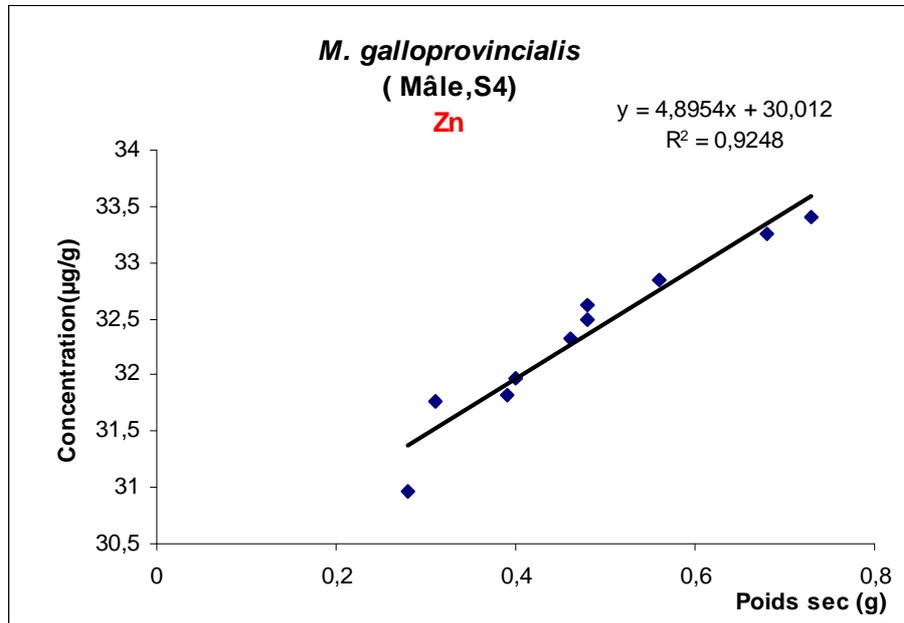
**Fig. 60:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 2.



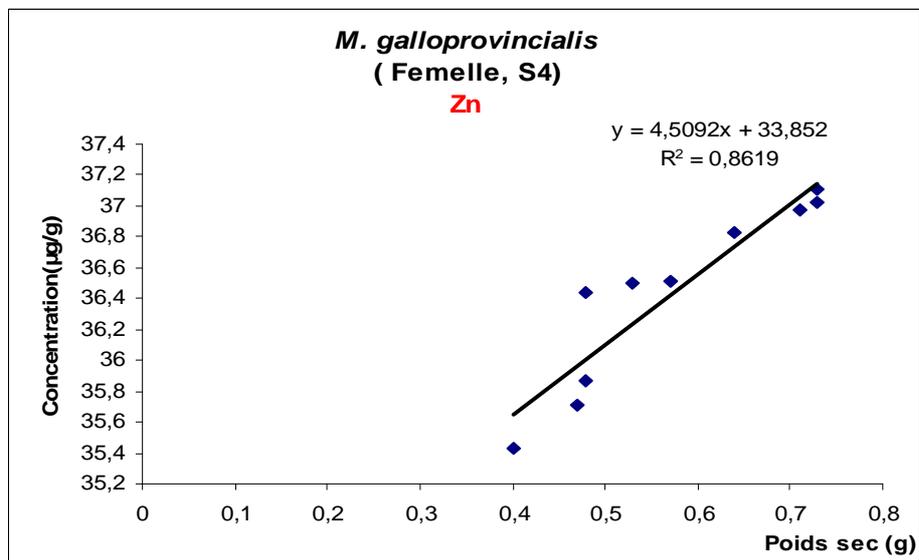
**Fig. 61:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 62:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 3.



**Fig. 63:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.



**Fig. 64:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *M. galloprovincialis* au niveau du site 4.

## VI- DISCUSSION

Les bivalves sont consommés par la population locale pendant les quatre saisons de l'année. Ils sont pêchés au niveau des estrans et ne sont pas soumis à des analyses toxicologiques, surtout pour les métaux traces. Cependant, les estrans de la région d'Annaba sont mis en contact avec toutes sortes de pollution urbaines et industrielles dus à l'activité humaine intense.

L'examen global des résultats chez *M. galloprovincialis* a révélé des concentrations très importantes des différents métaux étudiés ainsi que leur hétérogénéité. Ceci peut s'expliquer par la nature sédentaire ainsi que par son mode de nutrition qui se fait par filtration, entraînant une accumulation maximale d'éléments toxiques.

Certaines études ont rapporté que chez les femelles et les mâles de certaines espèces de bivalves, qu'elles peuvent accumuler des différents métaux (Alexander & Young, 1976; Gordon *et al.*, 1980).

Selon les résultats obtenus, le site 1 est le moins pollué avec les métaux traces. Cela revient par ce qu'il est loin du centre-ville, caractérisés par une intense activité humaine. Il est connu que lorsque des métaux atteignent la côte, ils se précipitent et se lient aux constituants du sédiment, limitant toutefois leur mouvement à d'autres localités. Ainsi, les résultats obtenus ont montré de fortes variations spatiales des concentrations corporelles totales chez les bivalves, indiquant que la zone côtière est soumise à différents degrés de pollution. Le site à proximité de l'embouchure de Seybouse a enregistré les plus fortes concentrations de métal, tout simplement parce que les rejets de la rivière sont produits par la zone industrielle située le long de son fleuve.

Il faut rappeler que la rivière Seybouse reçoit tous les contaminants provenant des activités agricoles des régions voisines. Il est surtout connu que les métaux traces peuvent se lier aux particules en suspension dans l'eau (Kremiling, 1988), en particulier pendant la période des crues hivernales, où tous les polluants peuvent être lavés. Par contre les sites 3 et 4 situés à proximité du centre-ville sont également contaminés par les quatre métaux traces, mais à un degré moindre par rapport au site 2.

Les sites du centre-ville sont soumis à des effluents urbains composés principalement d'eaux usées riches en matière organique. Dans notre étude, il a été observé que la taille maximale des corps trouvés au niveau du site exposé à la pollution industrielle est de 62 mm. Celle des autres sites est de 70 à 80 mm. La raison est probablement due au fait que les bivalves ne peuvent pas survivre à une taille supérieure. Ils meurent avant d'avoir achevé leur cycle de vie

dans cet environnement toxique. Il à été mentionné chez le Décapode *Paelemonetes varians* le rôle joué par la matière organique dans la détermination du contenu des métaux (Abdenmour *et al.*, 2000). D'autre part les différences de niveaux des métaux entre les sites exposés à la pollution organique pourraient être dues à la distance entre les sources de pollution. On a remarqué aussi que chez les animaux exposés à la pollution industrielle, les concentrations de métaux sont plus élevées que ceux exposés à la pollution organique.

Cependant, les variations temporelles des concentrations de métaux traces dans les bivalves *Perna viridis* de la côte brésilienne était liée à la variation dans les sources d'enrichissement, qui diffèrent selon les saisons (Ferreira *et al.*, 2004). Ce résultat est trouvé chez les mâles et les femelles de *M. galloprovincialis* provenant du golfe d'Annaba (Drif *et al.*, 2005).

Dans la présente étude, on a prêté un intérêt particulier aux effets conjugués des saisons en comparant l'état des métaux entre les deux saisons, froide et chaude. Les niveaux de Pb, Ni, Cu et Zn dans le site 2 sont les plus influencées par les saisons. Savant que le site 4 est bien proche des canalisations des eaux usées urbains que le site 3. Ces pipelines sont fermés temporairement pendant la saison estivale de Juin à Août. La diminution observée des concentrations de métaux en été est probablement due à la fermeture de ces canalisations. D'une part, de hautes températures estivales qui accélèrent la croissance des corps des bivalves, pourraient diluer le contenu des corps métalliques conduisant à la réduction du métal. Sachant que, Chez les femelles l'émission des gamètes nécessitent une grande consommation d'énergie et d'oxygène, cette émission entraîne un affaiblissement général des individus qui se présente par une importante perte de poids ainsi qu'un dégagement du métal.

Plusieurs travaux ont montré chez les mollusques marins que les concentrations métalliques sont plus élevées en hiver qu'en été (Pentreath, 1973 ; Bryan, 1976 ; Phillips, 1976). La même observation est notée chez la moule *Mytilus edulis* (Fowler & Oregioni, 1976, Poham & D'Auria, 1982), chez *Mytilus edulis*, *Perna vindis*, *Crassostrea gigas* et *Macoma balthica* (Phillip, 1976; Amiard *et al.*, 1986; Chu *et al.*, 1990; Boyden & Phillips, 1981; Bordin *et al.*, 1992).

Par contre, les observations de Uysal (1981) et Taleb & Boutiba (2007) chez *M. galloprovincialis* montrent une contamination par différents métaux lourds. Confirmant que l'hiver reste la saison où les concentrations sont très basses, en raison du fort gradient courantologique hivernal entraînant une meilleure dispersion des éléments polluants. Alors que les plus élevées sont enregistrées pendant l'été. D'autres auteurs ont observé que les teneurs les plus fortes sont notées plutôt au printemps et les plus faibles en automne (Radenac *et al.*, 1997) chez l'espèce *Mytilus edulis*.

Donc le facteur saisonnier est important et de nombreuses études ont d'ailleurs montré que les concentrations métalliques mesurées chez les espèces marines varient saisonnièrement (Majori *et al.*, 1978; Cossa *et al.*, 1980; Boalch *et al.*, 1981; Cossa & Rondeau, 1985; Lee *et al.*, 1996; Bei *et al.*, 1998; Wright & Mason, 1999; Kaimoussi *et al.*, 2000; Orban *et al.*, 2002). Chez *Mytilus galloprovincialis* de la région d'El Jadida, connaissent une variation saisonnière des métaux traces très nette (Kaimoussi *et al.*, 2000 ; Essedaoui & Sif.,2000). Même variation dans l'étude de Lee *et al.* (1996) et de Bei *et al.* (1998), Wright & Mason (1999) ; Orban *et al.* (2002). Cette variation est susceptible d'affecter les processus physiologiques des bivalves (Essedaoui & Sif, 2001, Sif *et al.* 2002). Il faut noter aussi l'évaluation du degré de contamination de l'estuaire de Bouregreg (Maroc) chez la même espèce durant les deux saisons (Tahiri *et al.*, 2005).

Pendant la saison humide aucune différence significative n'a été obtenue pour le Cu avec une augmentation précisée généralement chez les mâles. De plus, une différence significative observée sur le site 2 entre mâles et femelles concernant les taux du Zn, mais l'élévation remarqué été chez les femelles. Les mêmes constatations pour le Cu ont été signalées chez les deux sexes de *Perna perna* collectées soit en été ou au printemps (Rezend & Lacerda, 1986), avec une taille de 45 mm à 65 mm. Lobel *et al.* (1989) a constaté que les femelles de *M. edulis* accumulent plus de cuivre et de zinc que les mâles. Malgré cela, la plupart des programmes de surveillance des moules ne fait pas de distinction entre les sexes dans l'échantillonnage et on a supposé que, dans un échantillonnage aléatoire les proportions des deux sexes sont égale dans les populations normales.

Beaucoup d'études ont montré que le sexe n'affect pas les niveaux de plomb et de zinc chez *P. Perna* (Rezend & Lacerda, 1986 ; Machado, 1999). Et que le cycle gonadique pourrait affecter l'accumulation des métaux chez les bivalves (Coimbra & Carraca, 1990).

Les fluctuations du poids sec total chez un individu peuvent être dues à plusieurs facteurs comme la croissance, la formation et l'émission des gamètes, l'utilisation des réserves pendant certaines périodes du cycle biologique, et par la disponibilité de la nourriture dans le milieu.

Les résultats du poids sont exprimés sous forme de droite de régression. Les concentrations métalliques sont issues du quotient de deux composantes: la quantité métallique totale dans l'organisme et le poids sec de l'individu. De ce fait, les changements du poids des tissus du bio-indicateur peuvent affecter significativement les concentrations en métaux traces en diluant ou en concentrant simplement la masse totale du métal. Ainsi, que cela a été mentionné, les quanti-

tés de métaux concentrés dans les bivalves résultent de leur accumulation nette (ingestion - excrétion) qui est elle-même fonction de la taille et du poids (Morono *et al.*, 2001; Morono *et al.*, 2003). Ces facteurs allométriques vont donc agir d'une part sur les transferts de contaminants du milieu extérieur vers l'organisme et inversement (taux de filtration, d'ingestion et d'excrétion).

Le poids semble avoir chez les bivalves des effets différents sur les concentrations du Pb, Ni, Cu et du Zn dans les sites étudiés, pollués et non pollués. Au niveau des sites pollués, les trois métaux, à savoir, le zinc, le nickel et le plomb étaient significativement plus élevés dans les grandes moules. Dans l'étude de Riget *et al.* (1997), les résultats sont similaires sauf pour les niveaux de plomb. Le niveau du zinc par contre est indépendant de la taille des moules au niveau du site non pollué. Il a été démontré que des corrélations négatives et positives existent chez les moules entre le zinc, le plomb, par rapport à la taille (Popham & D'Auria, 1983). Par ailleurs, les concentrations de cuivre sont significativement plus élevés chez les moules de petits poids que dans les moules de gros poids au niveau des sites pollués et non pollués. Ces résultats sont semblables à l'étude de Riget *et al.* (1996).

Les concentrations dans les tissus mous sont donc plus variables que celles de la masse corporelle, puisque les variations de la masse tissulaires se superposent à celles de la quantité de métal dans l'organisme. Par exemple, si la croissance est relativement faible par rapport au taux d'accumulation du métal, la concentration de cet élément augmente avec l'âge et le poids (Phillips & Rainbow, 1994). De nombreuses études ont mis en évidence la relation métal/taille chez la moule. Cossa *et al.* (1980) ont montré chez la moule *Mytilus edulis* la relation entre les concentrations de différents contaminants métalliques (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn) et son poids ; les moules de petites tailles présentent des concentrations plus élevées que les grandes. Aussi, toutes les fonctions physiologiques (nutrition, croissance, reproduction, excrétion) et métabolique de l'organisme indicateur sont dépendantes du poids par des équations allométriques (Bayne & Newell, 1983).

La concentration du métal au sein de l'organisme entier est fortement influencée par la croissance et les pertes de poids (Simpson, 1979; Cossa *et al.*, 1980; Fisher, 1988). Cette influence est particulièrement observée durant la période de maturation des gonades. La croissance est caractérisée par une augmentation de la taille et du poids en fonction du temps et des variables environnementales.

Dans tous les sites la concentration de plomb, nickel et de zinc est positive et significativement corrélée au poids des moules, sauf pour le zinc sur le site non pollué (site témoin). Toutefois, Riget *et al.* (1996) rapporte des résultats similaires pour le plomb et d'autres opposés concernant le taux de zinc. Cependant, les corrélations négatives et positives constatées pour le zinc. Ainsi positives pour le plomb, notées par (Popham & D'Auria, 1983).

Pour le cuivre, ils sont négatives significativement, d'où les concentrations sont plus élevées dans les petits moules que les grandes moules au niveau de tous les sites, alors que le zinc, le nickel et le plomb ont été significativement plus élevée dans les grosses moules au niveau des sites pollués. Dans la présente étude, chez les moules des sites pollués et non pollués, la taille semble jouer un rôle différents par rapport aux concentrations de Zn et de Pb. Popham & D'Auria (1983) ont observé les mêmes variations avec le zinc et de plomb dans un environnement contaminé. La même observation a été démontrée dans nos résultats. Les différences dans l'accumulation de métaux chez les moules peuvent être dus au stress environnemental, ou en raison de l'effet d'autres métaux dans l'eau (Amiard *et al.*, 1986 ; Riget *et al.*, 1996 ; Stewart, 1999).

On a remarqué que les concentrations de métaux traces chez les moules reflète le niveau de contamination de l'environnement dans le cas de plomb, du cuivre et de zinc. Les plus hauts niveaux de contamination ont été trouvés dans la rivière Seybouse et la plus faible dans le site de référence. Alors, les moules de la rivière Seybouse sont modérément polluée par le plomb, le zinc, le cuivre et le nickel.

Les moules absorbe du cuivre dans l'organisme, qui lui dépend de la salinité, de la saison, de la température et de la présence d'autres métaux comme le zinc, le cadmium et le plomb (Phillips, 1976). Ces moules sont également capable d'accumuler les différentes concentrations de zinc et de cuivre a raison d'accomplir leurs effet métabolique en participant dans divers structures métalloenzymes et dans le transport d'oxygène d'où le site actif des molécules de l'hémocyanine (pigment respiratoire des mollusques) qui donne au à l'hémolymphe analogue au sang chez les vertébrés la couleur bleu vert.

(Boyden, 1977 ; Lobel & Wright,1982.). Toutefois, afin d'avoir une évaluation plus précise des niveaux de contamination dans la région, il faut surveiller la disponibilité des métaux dans les sédiments (Rainbow & Phillips, 1993).

## REFERENCES

- Abdennour C, Smith BD, Boulakoud MS, Samraoui B & Rainbow PS (2000).** Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns from north-east Algeria. *Hydrobiologia*, **432**: 217-227p.
- Alexandre GV & Young DR (1976).** Trace metals in Southern Californian mussels. *Marine Pollution Bulletin*, **7**:7-9p.
- Amiard JC, Amiard-Triquet C, Berthet B & Metayer C (1986).** Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. **I.** Field study. *Mar. Bio.*, **190**:425-431p.
- Bat L, Gundogdu A, Ozturk M & Ozturk M (1999).** Copper, zinc, lead and cadmium concentrations in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 from the sinop coast of the Black Sea. *Turk. J. Zool.*, **23**: 321-326p.
- Bayne BL & Newell RC (1983).** Physiological energetics of marine molluscs. The mollusca 4. Physiology, part 1. A. S. M. Saleuddin et K. M. Wilbur. New York, Academic Press: 407-515p.
- Bei F, Catsiki VA & Stroggyloudi E (1998).** Seasonal and spatial variations of Cu, Cr, Ni and Pb concentrations in *Mytilus galloprovincialis* of Saranikos Gulf, Greece. *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée*, **35(2)**.
- Boalch R, Chan S & Taylor D (1981).** Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.*, **12**: 276-280p.
- Bordin G, McCourt J & Rodriguez A (1992).** Trace metals in the marine bivalve *Macoma balthica* in the Westerschelde Estuary (The Netherlands). Part 1. Analysis of total copper, cadmium, zinc and iron concentrations – local and seasonal variations. *Sci. Total Environ.*, **127**: 255-280p.
- Boyden CR & Phillips DJH (1981).** Seasonal variations and inherent variability of trace elements in oysters and their implication for indicator studies. *Mar. Ecol. Prog Ser.*, **5**:29-40p.
- Boyden CR (1977).** Effect of size upon metal content of shellfish. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, **57**: 675-714p.
- Bryan GW (1976).** Some aspects on heavy metal tolerance in aquatic organisms. In: Lockwood APM (ed) *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Cambridge Univ. Press. Cambridge, 193p.
- Cantillo AY (1998).** Comparison of results of Mussel Watch programs of the United States and France with worldwide mussel watch studies. *Mar. Pollut. Bull.*, **2**: 712-717p.
- Chu KH, Cheung W M & Lau SK (1990).** Trace metals in bivalves and sediments from the To10 harbor. Hong Kong. *Environ.*, **16**: 31-36p.

**Cohen T, Quehee SS & Ambrose RF (2001).** Trace metals in fish and invertebrates of three California coastal wetlands. *Marine Pollution Bulletin*, **42(3)**: 224-232p.

**Coimbra J & Carraca S (1990).** Accumulation of Fe, Zn, Cu and Cd during different stages of the reproductive cycle in *Mytilus edulis*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **95(2)**: 265-270p.

**Conti ME & Cecchetti, G (2003).** A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental. Research* **9**: 99-112p.

**Cossa D & Rondeau J G (1985).** Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the estuary and gulf of St Laurent. *Mar. Biol.*, **88**: 43-49p.

**Cossa D, Bourget E, Pouliot D, Piuze J & Chanut J P (1980).** Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **58**: 7-14p.

**Drif F, Abdennour A, Boulakoud MS & Ounissi M (2005).** The effect of chemical and organic pollution on *Mytilus galloprovincialis* in the gulf of Annaba, Algeria. 4<sup>th</sup> Maghreb Congress of Marine Sciences, 17-21 December, Monastir, Tunisia.

**Essedaoui A & Sif J (2000).** Variation des activités estérases sous l'effet de la pollution métallique chez *Mytilus galloprovincialis* de la région de Jorf-Lasfar (Maroc). *J. Rech. Océanogr.*, **25(3-4)**: 34-42p.

**Ferreira A, Santos AG, Machado AL & Zalmon IR (2004).** Temporal and spatial variation of heavy metal concentrations in the bivalve *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) on the northern coast of Rio de Janeiro State. *Brazil. Arch. Boil. Technol.*, **47(2)**: 23-28p.

**Fisher H (1988).** *Mytilus edulis* as a quantitative indicator of dissolved cadmium. Final study and synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **48**: 163-174p.

**Fowler SW & Oregioni B (1976).** Trace metals in mussels from the NW Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, **7**: 26-79p.

**Gordon M, Knauer GA & Martin JH (1980).** *Mytilus californianus* as a bioindicator of trace metal pollution: Variability and statistical considerations. *Marine Pollution Bulletin*. **1**: 195-198p.

**Kaimoussi A, Chafik A, Cheggour M, Mouzdahir A et. Bakkas S (2000).** Seasonal variations of metal concentrations (Cd, Cu, Zn, Fe and Mn) in mussel *Mytilus galloprovincialis* from El jadida coastline (Morocco). *Mar. Life*, **10(1-2)**: 77-85p.

**Kremiling K. (1988).** Metal, Cycles in the Coastal Environments. In: *Metals in Coastal Environment of Latin America*. Berlin Heidelberg. New York: Springer-Verlag. 198-214p.

**Lee KM, Kruse H & Wassermann O (1996).** Seasonal fluctuation of organochlorines in *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea. *Chemosphere*, **32(10)**: 1883-1895p.

- Lobel PB, Belkhode SP, Jackson SE & Longerich HP (1989).** A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissues using 25 elements in mussel *Mytilus edulis* as a model. *Marine Biology*, **102**: 513-518p.
- Lobel PB & Wright DA (1982).** Relationship between body zinc concentration and allometric growth measurements in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **66**: 145-150p.
- Machado ALS (1999).** Distribuição de Metais Pesados em Macroalgas Marinhas Bentônicas no Litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro. Monografia. Ciências Ambientais. UENF., 51p.
- Majori L, Nedoclan G, Modonutti GB & Daris F (1978).** Study of seasonal variations of some trace elements in the tissue of *Mytilus galloprovincialis* taken in the gulf of trieste. *Revue. Int. Oceanogr. méd.*, **49**: 37-40p.
- Morono A, Arévalo F, Fernandez ML, Maneiro J, Pazos Y, Salgado C & Blanco J (2003).** Accumulation and transformation of DSP toxins in mussels *Mytilus galloprovincialis* during a toxic episode caused by *Dinophysis acuminata*. *Aquat. Toxicol.*, **62(4)**: 269-280p.
- Morono, A, Franco J, Miranda M, Reyero M I & Blanco J (2001).** The effect of mussel size, temperature, seston volume, food quality and volume specific toxin concentration on the uptake rate of PSP toxins by mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **257**: 117-132p.
- Orban E, Di Lena G, Nevigato T, Casini I, Marzetti A & Caproni R (2002).** Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels *Mytilus galloprovincialis* cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*, **77**: 57-65p.
- Pentreath R J (1973).** The accumulation from water of <sup>65</sup>Zn, <sup>54</sup>Mn, <sup>58</sup>Co and <sup>59</sup>Fe by the mussels *Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, **53**: 127-143p.
- Phillips DJ H P & Rainbow S (1994).** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Aldenn Press Ltd, Oxford.
- Phillips DJH & Rainbow PS (1993).** Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Elsevier Applied Science, London, 261p.
- Phillips DJH (1977).** The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. *Environmental Pollution*, **13**: 281-317p.
- Phillips DJH (1976).** The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Mar. Biol.*, **38**: 56-59p.
- Phillips DJH (1976).** The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper II. Relationship of Metals in the mussel to those discharged by industry. *Mar. Biol.*, **38**: 71-80p.

- Popham JD & D'Auria JM (1983).** Combined effect of body size, season, and location on trace element levels in mussels (*Mytilus edulis*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, **12**: 1-14p.
- Poham JD & D'Auria JML (1982).** Effects of season and sea water concentrations on trace metal concentrations in organ of *Mytilus edulis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., **11**: 273-282p.
- Radenac G, Miramand P & Tardy J (1997).** Search for impact a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* in Charente Maritime (France). Mar. Pollut. Bull., **34**: 721-729p.
- Rainbow PS, Fialkowski W, Sokolowski A.; Smth, BD. & Wolowicz M. (2004).** Geographical and seasonal variation of trace metal bioavailabilities in the gulf of Gdansk, Baltic Sea, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*) as biomonitors. Marine Biology, **144**: 271-286p.
- Rainbow PS (1993).** The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. In: R. Dallinger and P.S. Rainbow (Eds). Ecotoxicology of metals in invertebrates. Lewis Publishers., 3-23p.
- Rainbow PS & Phillips DJH (1993).** Cosmopolitan biomonitors of trace metals. A review. Marine Pollution Bulletin, **26**: 593-601p.
- Rézende CE & Lacerda LD (1986).** Metais pesados em mexilhões *Perna perna* no litoral do estado de Rio de Janeiro. Rev Brasil. Biol., **46**: 239-247p.
- Riget F, Johansen P & Asmund G (1997).** Uptake and release of lead and zinc by blue mussels (*Mytilus edulis*). Experience from transplantation experiments in greeland. Mar. Pollut. Bull., **34**: 805-815p.
- Riget F, Johansen P & Asmund G (1996).** Influence of length on element concentrations in blue mussels (*Mytilus edulis*). Marine Pollution Bulletin, **3**:745-75p.
- Sif J, Essedaoui A & Ferssiwi A (2002).** Concentration du Cu, Zn et Cd au niveau de la glande digestive de *Mytilus galloprovincialis*: rôle des métallothionéines dans la détoxification des métaux lourds. J. Rech. Océanogr., **27(3)**: 284-287p.
- Simpson RD (1979).** Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationship with body weight and reproductive cycle. Mar. Pollut. Bull., **10**: 74-78p.
- Stewart AR (1999).** Accumulation of Cd by a freshwater mussel *Pyganodon grandis* is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **56**: 467-478p.
- Tahiri L, Bennasser L, Idrissi L, Fckhaoui M, El Abidi A & Mouradi A (2005).** Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). Water. Qual.Res. J. Canada, **1(40)**: 111-119p.

**Taleb MZ & Boutiba Z (2007).** La moule *Mytilus galloprovincialis*: Bioindicateur de pollution marine-cas du port d'Oran. Sci. Tech., **25**: 59-64p.

**Uysal H (1981).** Levels of trace elements in some food chain organisms from the Aegean coasts. Ves Journées Etud. Pollution, Cagliari, C.I.E.S.M: 503-512p.

**Wright P & Mason CF (1999).** Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. The Science of the Total Environment, **226(2-3)**: 139-156p.



# **Chapitre 3:**

**Monitoring des métaux traces par le bivalve**

***Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba**

## I. INTRODUCTION

Actuellement l'étude des métaux traces chez les bivalves est nécessaire pour évaluer le niveau de la pollution dans les estrans de la côte d'Annaba. Le littoral d'Annaba (Nord-Est d'Algérie) est caractérisé par d'intenses activités économiques, agricoles et touristiques. Ainsi, les estuaires d'Annaba sont des réservoirs recevant les décharges de deux oueds, Seybouse et Mafrag. Ces rivières véhiculent les décharges industrielles, agricoles et domestiques, de bassins versants fortement urbanisés en particulièrement dans les trois dernières décennies, où le développement local et la population ont augmenté considérablement.

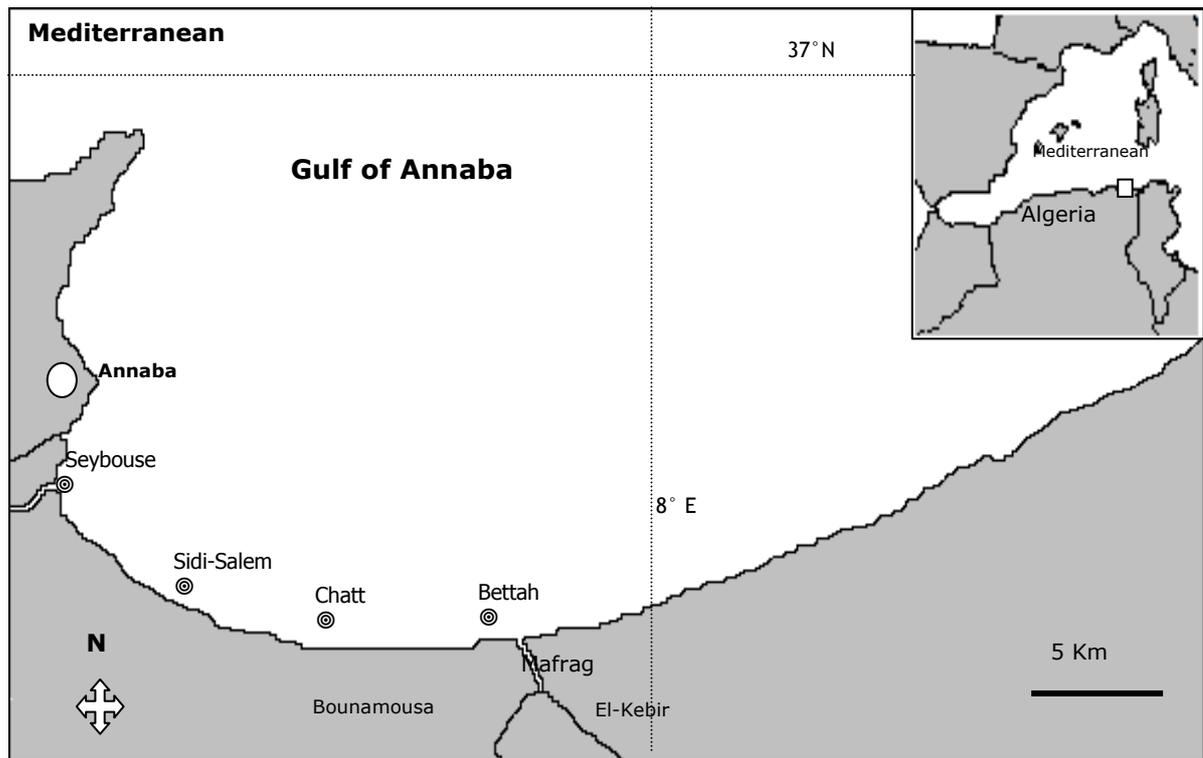
D'ailleurs, les moules, les huîtres et les crustacés sont des indicateurs capables de renseigner sur l'identité et les concentrations biodisponible dans l'environnement marin, de substances polluantes, tels que les métaux traces (Aouameur, 1990 ; Coombst,1977 ; Abdennour *et al.*, 2000). Ces organismes représentent l'outil le plus fiable pour surveiller la pollution par les métaux traces (Rainbow & Phillips, 1993; Bat *et al.*, 1999; Topcuoglu *et al.*, 2002 ; Rainbow *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005).

De nombreux études ont démontré que chez l'espèce *Donax trunculus*, assez de facteurs, externes et internes, susceptibles d'induire des fluctuations dans les mesures: variations dues à la taille des organismes (Hornung & Oren, 1980), variations entre sexe, variations saisonnières (Badino & Marchionni, 1972 ; Tlili *et al.*, 2011 ; Bayed, 1990 ; Gaspar *et al.*, 1999), variations de concentration entre différents organes ( Fishelson *et al.*, 1999 ; Neuberger-Cywiak *et al.*, 2007).

Cependant, peu de travaux ont été réalisés sur le thème de la distribution des métaux traces chez le bivalve *D. trunculus* (Drif *et al.*, 2005) dans les estrans d'Annaba. En tant qu'organismes benthiques filtreurs, ce bivalve montre une grande sensibilité pour les polluants métalliques (Moukrim *et al.*, 2004).

## II. MATERIEL ET METHODES

Les quatre sites sont situés le long de la côte d'Annaba sur une ligne côtière d'environ 20 Km (Fig. 1):



**Fig. 1:** Carte géographique de la côte d'Annaba, représentant les sites d'échantillonnages de l'espèce *Donax trunculus*.

### II.1. Choix des sites:

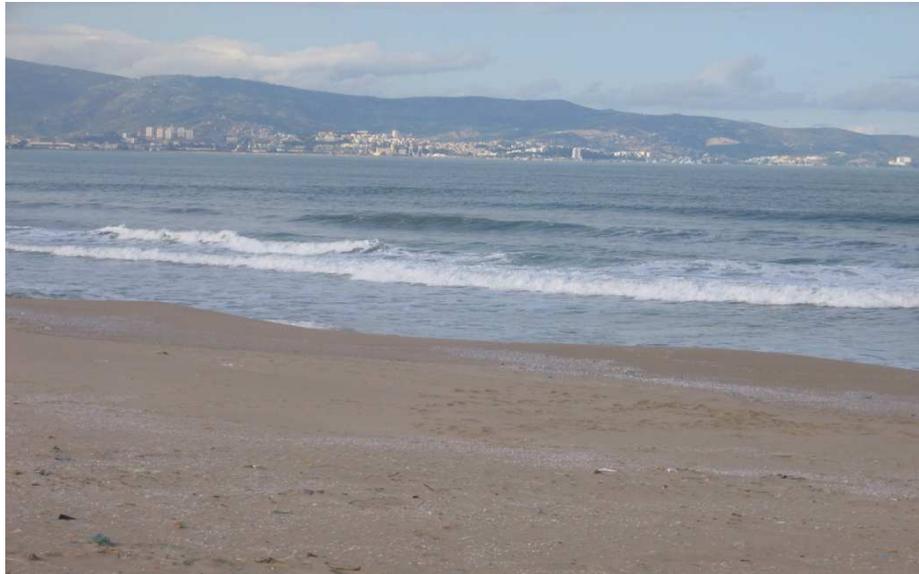
Quatre sites ont été choisis et qui sont situés le long du golfe d'Annaba.

**Site 1 «El-Battah»:** Le site se trouve exactement à ( $7^{\circ} 56' 35.64''$  E et  $36^{\circ} 50' 52.60''$ N). D'où les apports de l'estuaire de l'oued Mafragh considéré comme un site non pollué dans la mesure où la pollution sous entend les éventuels polluants situés en amont de l'oued et qui sont les agriculteurs occasionnels ne sont ni répertoriés, donc inscrits au registre de commerce, ni connus pour exercer une activité sédentaire ça et là et qui utilisent des fertilisants de manière anarchique (Fig. 2).

**Site2 «El-Chatt»:** L'orientation géographique du site est ( $7^{\circ} 49' 34.95''$  E et  $36^{\circ} 50' 46.77''$ N). Là également, les apports de l'estuaire de l'oued Mafragh, oued non pollué, viennent se mêler aux charriages de l'oued Seybouse qui est pollué et dont les effets catastrophiques persistent tant que la station d'épuration sise à sidi salem n'est pas opérationnelle (Fig. 3).

**Site3 «Sidi-Salem»:** La localisation du site de Sidi-Salem selon les deux longitudes ( $7^{\circ} 48' 55.44''$  E et  $36^{\circ} 50' 55.22''$ N). est exposé aux eaux brutes usées et non traitées de la ville d'Annaba. Le site présente une plaie largement ouverte. La bouche d'égout qui collectait jusqu'en 2008 date de sa fermeture après quarante années, entraînait des effets néfastes sur les écosystèmes. Ces effets catastrophiques se poursuivront tant que la station d'épuration n'est pas opérationnelle. Ce site victime, reçoit des rejets industriels non traités (Fig. 4).

**Site4 «Seybouse»:** Des déchets urbains et industriels sont mêlés aux apports de l'Oued Seybouse polluant gravement les rejets vers la mer. Ce site est le plus pollué(Fig.5).



**Fig. 2:** Le site1 El-Battah, il est plutôt sous l'influence directe des apports de l'estuaire du Mafrag. Il est considéré comme un site non pollué.



**Fig. 3:** le sites2 El-Chatt, il est soumis indirectement aux influences des décharges de l'Oued Seybouse; et Mafrag.



**Fig. 4:** le site 3 de Sidi-Salem, il est exposé à des eaux usées non traitées de la ville d'Annaba. L'égout est fermé en 2008 après plus de 40 ans.



**Fig. 5:** Le site 4 du Seybouse, il reçoit directement les apports urbains et industriels, en plus des apports d'Oued Seybouse. Il est fortement pollué.

## II.2. Choix du matériel biologique:

L'espèce concernée par ce travail est le bivalve *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758). Il s'agit d'une espèce munie d'une coquille solide, peu renflée, allongée triangulaire et inéquilatérale. Sa partie postérieure est plus courte que l'antérieure. Elle est de couleur blanc jaunâtre et uniforme extérieurement ou variablement ornée de bandes concentriques et de rayon plus ou moins violacées. L'intérieur est blanc souvent largement maculé de violet, brunâtre ou orangé scindé en deux parties inégales.

Elle est dotée de crochets, des ligaments externes logés dans le corps d'une charnière dans chaque valve et de deux muscles adducteurs. Les Marges internes sont fréquemment crénelées (parfois lisse).

L'espèce possède les caractéristiques d'un bio-indicateur par:

- Son abondance dans la zone d'étude.
- Facile à échantillonnée.
- Habitant d'un site (restant au même endroit) sédentaire.
- Accumulateur de métaux traces.
- Plus consommées par la population locale.

Sa position systématique est la suivante:

**Embranchement:** Mollusques.

**Classe:** Bivalves.

**Sous classe:** Eulamellibranches.

**Super ordre:** Hétérodontes

**Ordre:** Veneroïda

**Famille:** Donacidae

**Genre:** *Donax*

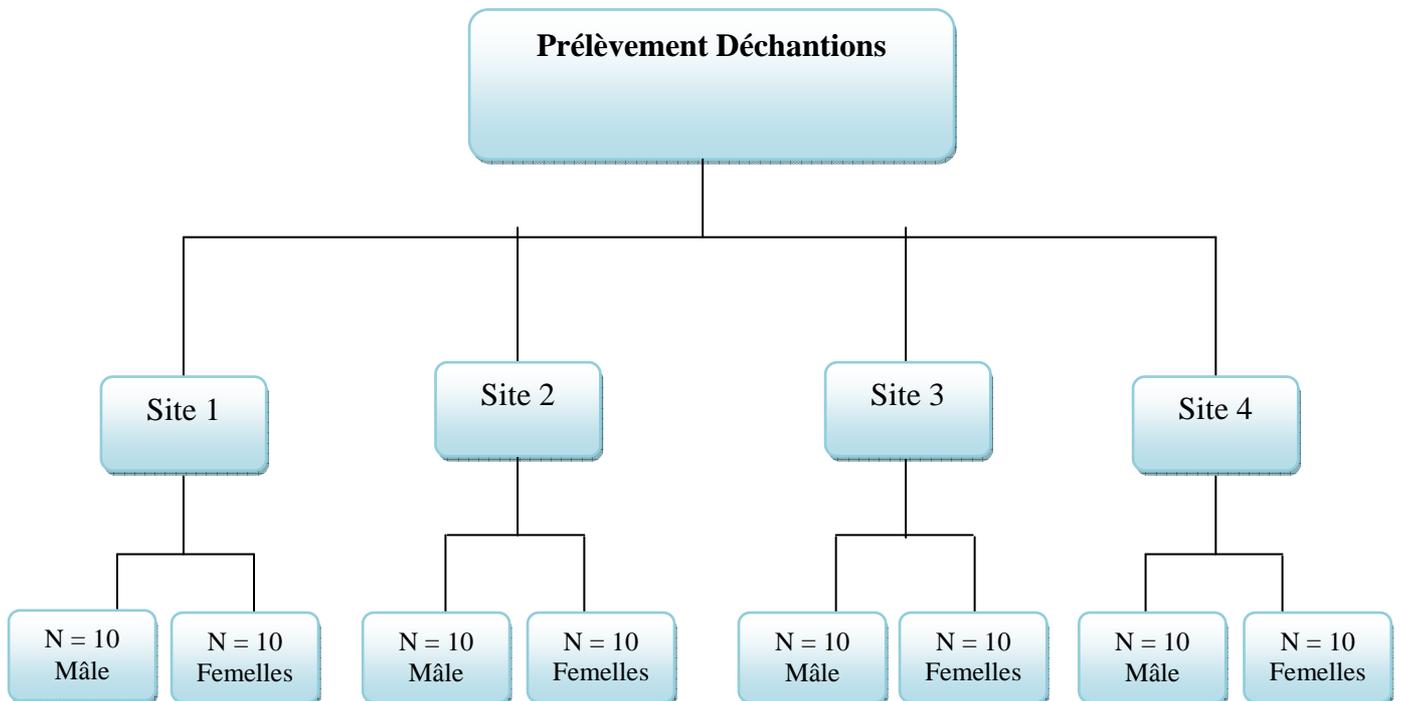
**Espèce:** *trunculus*



**Fig. 6:** *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758)

### II.2.1. Prélèvement de Donax:

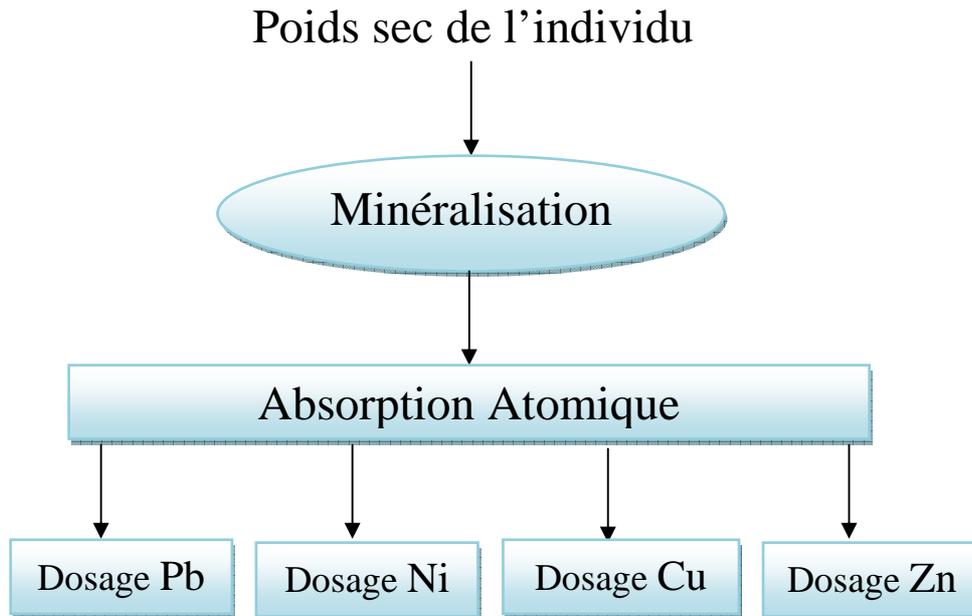
- Elle est récoltée au cours du mois de Juillet 2005 au niveau de la côte d'Annaba. Les dimensions sélectionnées couvrent les individus présents dans les 4 sites ayant une longueur comprise entre 28 et 30 mm. Il s'agit des dimensions les plus consommés par les populations.
- Les tissus mous ont été nettoyés à l'eau de mer, ensuite les individus ont été groupés selon la nature du sexe, coloration des gonades (blanchâtre pour les mâles et bleu pour les femelles en « n = 20 ») au niveau de chaque site de prélèvement.
- Le poids humide des tissus a été pris directement. Les tissus mous sont séchés à 60° C afin de mesurer le poids sec.



**Fig. 7:** Un diagramme montrant la collecte et la séparation des mâles et des femelles.

### II.3. Dosage des métaux lourds:

Le poids sec des tissus est minéralisé par l'acide nitrique et sulfurique concentré, afin d'évaluer les concentrations de Pb, Ni, Cu et Zn, en utilisant le spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (A-6601F).



**Figure. 8:** Préparation et dosage

### II.4. Analyse statistique:

Les moyennes des concentrations des différents métaux chez les populations de *D. trunculus* ont été comparées à l'aide test T de student. Les différences significatives à  $P \leq 0,05$  ont été considérées. Des corrélations entre concentrations et poids secs des individus ont été effectuées à l'aide de la droite de régression.

### III. RESULTATS

#### a/ *Donax trunculus* :

La comparaison des photos des coquilles prises le même jour au niveau des sites 1 et 2 a montré :

**Plus large (normal) dans le site 1.**

**Plus petite (anormal) dans le site 4.**



**Fig. 9 et 10:** Les coquilles de *Donax trunculus*.

**b/ Variations des concentrations (Pb, Ni, Cu, Zn) chez *Donax trunculus* :**

Les résultats du tableau 1 présentent les concentrations en ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  poids sec) des différents métaux lourds (Pb, Ni, Cu et Zn) chez *D. trunculus*. Généralement les plus fortes concentrations ont été enregistrées sur le site 4. Ces variations métalliques permettent de faire le constat suivant:

**1- Plomb:** Chez les mâles la variation des concentrations était similaire pour le site 1et2. Tandis une augmentation remarquable signalée au niveau du site 4 suivi par le site 3. Les mêmes différences significatives enregistrées entre les sites d'étude chez les mâles et les femelles: site 1et3, site 1et4, site 2et3, site 2et4. De plus une différence significative ( $p \leq 0.05$ ) démontrée chez les femelles au niveau du site 4.

**2- Nickel:** Les concentrations du Ni au niveau de quatre sites étaient plus élevés chez les individus du site 4 en particulier, suivi par site 3 et site 2. Tandis que les concentrations les plus faibles remarquées au niveau du site 1. Des différences significatives ont été illustrées entre différents sites: site 1et3, site1et4, site 2et3, site 2et4 et site 3et4 (Fig. 11-12).

**3- Cuivre:** Les taux les plus élevées ont été constatés au niveau du site 4 chez les mâles et les femelles du site 3. De plus des différences significatives démontrées entre sites: une différence significative entre site 1et2 chez les femelles et pas de variation significative au niveau du même site chez les mâles. Des variations significatives entre site 1et3, site 1et4, site2et3 site 2et4 (Fig. 15-16).

**4- Zinc:** Les concentrations chez *D. trunculus* sont par ordre décroissant du plus élevé jusqu'au moins élevé (site 4 > site 3 > site 2 > site 1). Ces variations sont accompagnées avec des différences significatives entre: site 1et3, site1et4, site 2et3, site2et4 chez les mâles et les femelles, et une variation significative chez les femelles entre site 3et4 (Fig. 17-18).

**Tableau 1:** Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) des métaux traces en ( $\mu\text{g g}^{-1}$  /poids sec) chez les deux sexes de *D. trunculus* échantillonnés sur des sites différents.

	<b>n</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Site 1</b>					
Mâle	10	0.40±0.048	1.90±0.35	2.50±0.76	16.40±3.43
Femelle	10	0.43±0.044	1.50±0.48	3.10±0.48	15.20±2.78
<b>Site 2</b>					
Mâle	10	0.42±0.044	2.60±0.74	3.20±0.97 <sup>1</sup>	18.40±2.11 <sup>1</sup>
femelle	10	0.41±0.047	1.70±0.53	5.40±0.23 <sup>a</sup>	24.50±3.66
<b>Site 3</b>					
Mâle	10	1.5±0.58 <sup>b,d</sup>	4.50±1.12 <sup>b,d</sup>	7.60±1.33 <sup>b,d</sup>	87.30±13.54 <sup>b,d</sup>
femelle	10	1.2±0.39 <sup>b,d</sup>	3.40±1.05 <sup>b,d</sup>	9.70±2.42 <sup>b,d</sup>	64.70±11.97 <sup>b,d</sup>
<b>Site 4</b>					
Mâle	10	2.3±0.57 <sup>e,c</sup>	11.80±2.43 <sup>e,c,f,1</sup>	11.00±2.20 <sup>e,c</sup>	124.00±24.45 <sup>e,c</sup>
Femelle	10	2.1±0.46 <sup>e,c,f</sup>	7.00±1.26 <sup>e,c,f</sup>	8.30±2.10 <sup>e,c</sup>	136.00±23.66 <sup>e,c,f</sup>

**a:** site1 x site2; **b:** site1x site3; **c:** site1x site4; **d:** site2 x site3; **e:** site2 x site4; **f:** site3 x site4; **1:** Mâles x Femelles. **a, b, c, d, e, f:** Lettres en exposant au sein des lignes signalent des différences significatives de  $p \leq 0,05$ .

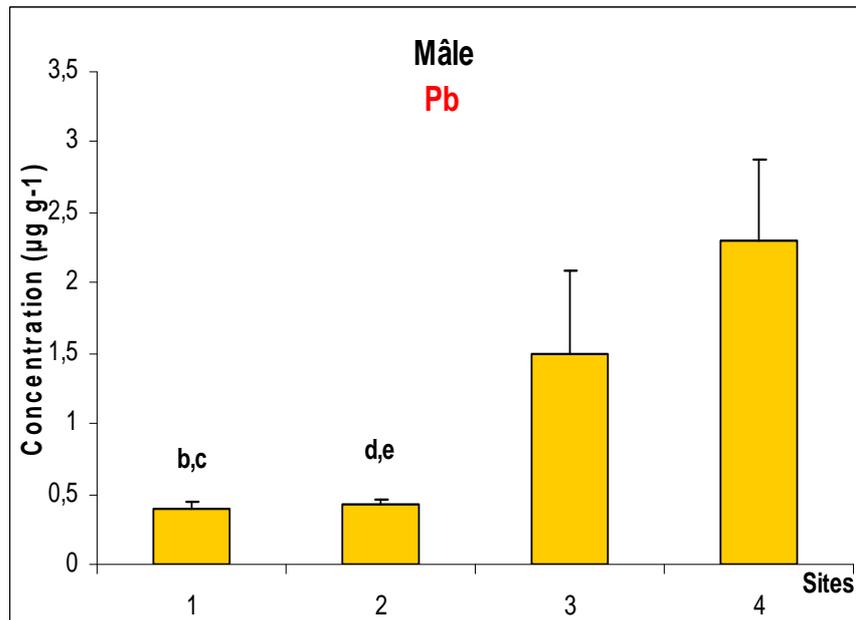


Fig. 11: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles

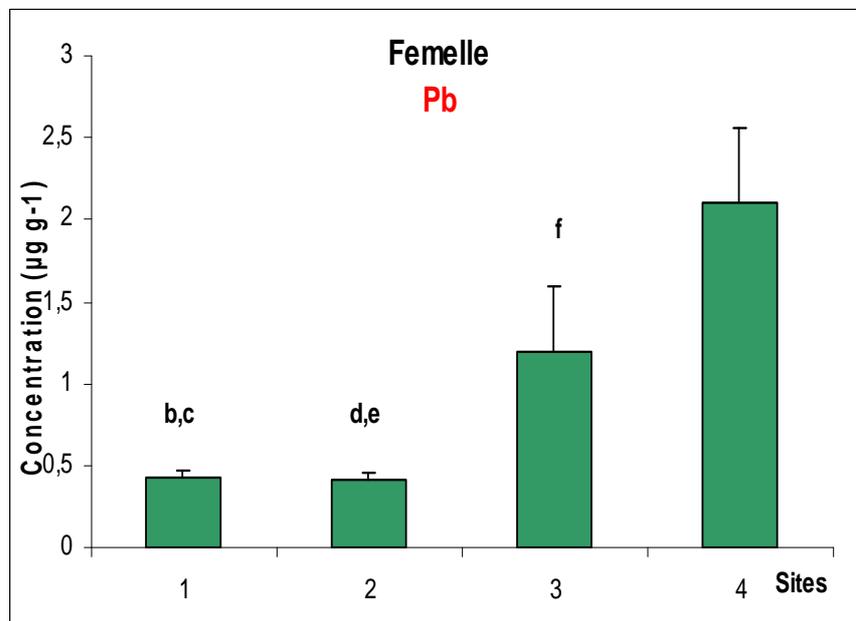


Fig. 12: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.

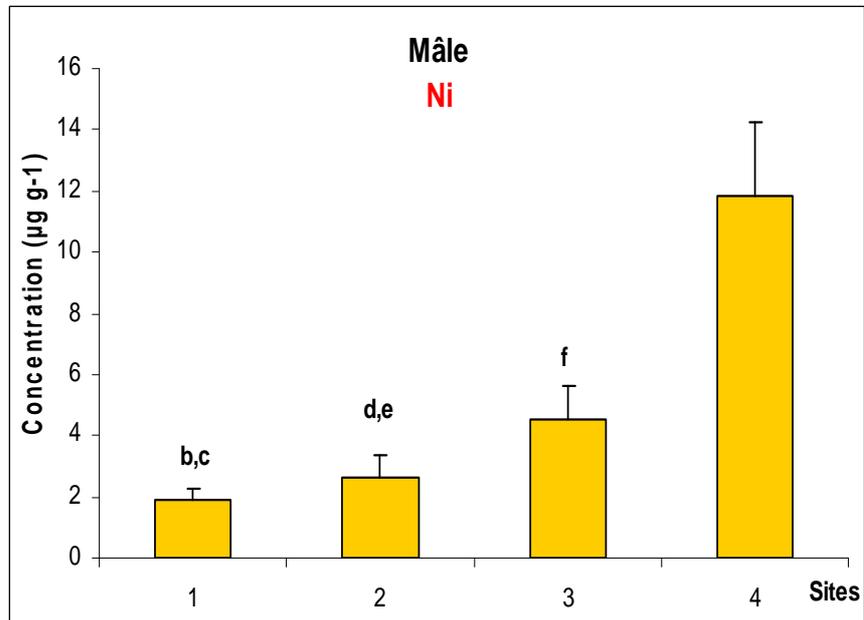


Fig. 13: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.

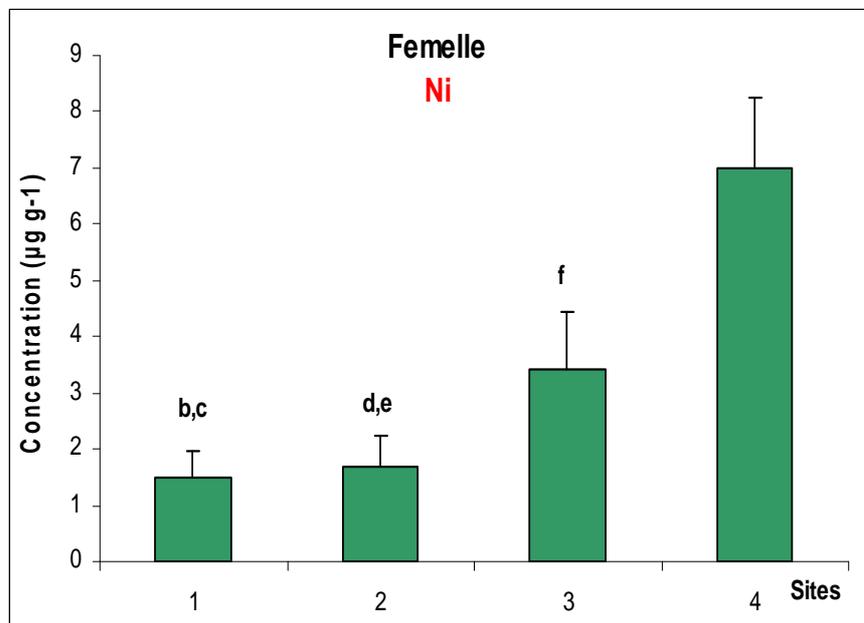
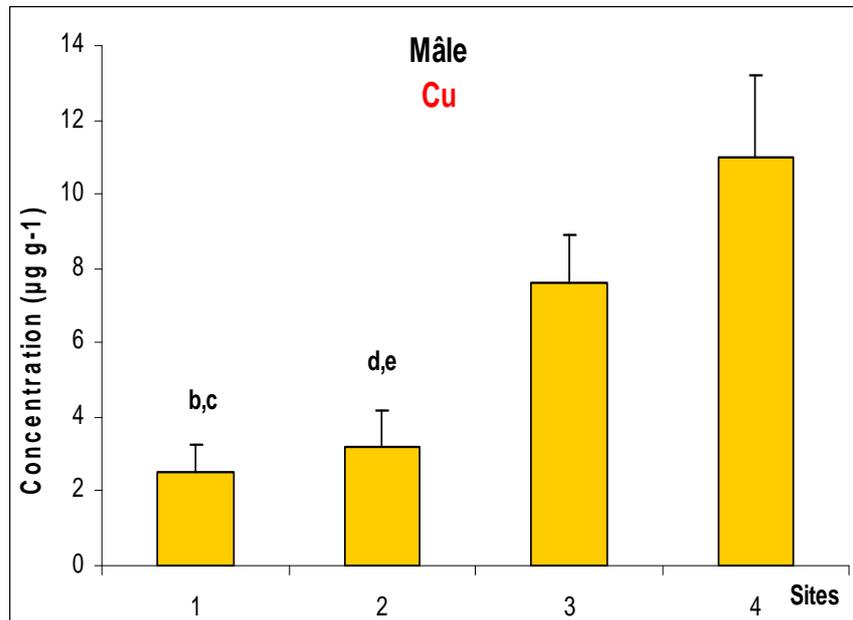
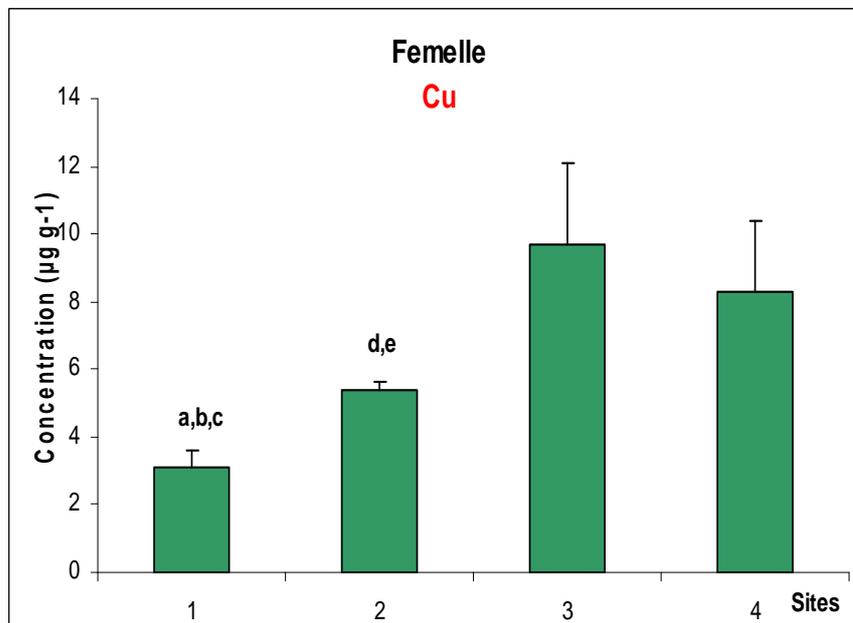


Fig. 14: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.



**Fig.15:** Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.



**Fig. 16:** Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles.

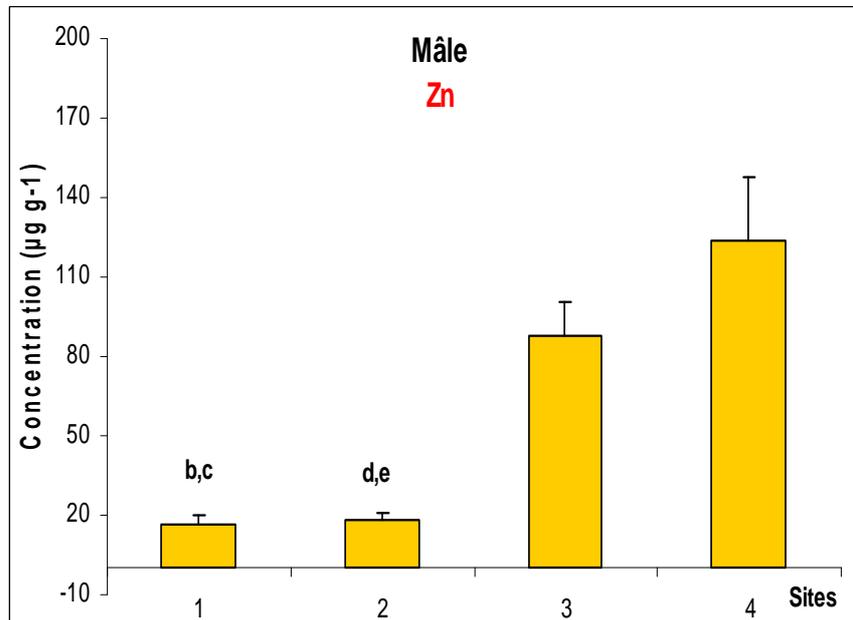


Fig. 17: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les mâles.

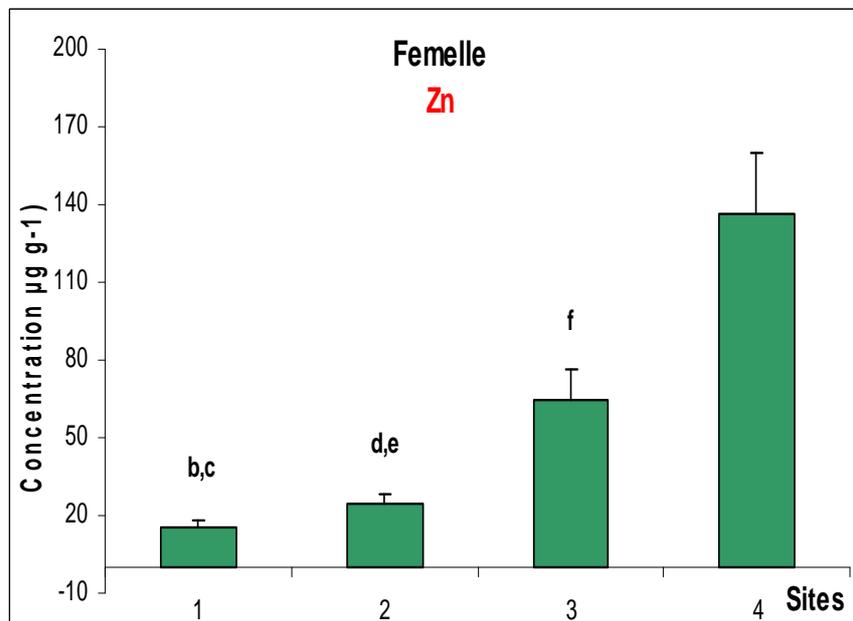


Fig.18: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les femelles

**c/ Comparaison entre mâles et femelles:**

Des taux du Pb sont presque similaires au niveau des sites 1 et 2 entre les mâles et les femelles. L'élévation signalée pour le Pb est enregistrée au niveau du site 2 chez les deux sexes. Concernant le Ni, les concentrations les plus élevées ont été enregistrées chez les mâles au niveau de tous les sites de prélèvement.

La comparaison entre les mâles et les femelles a propos du Cu montre une augmentation du taux de Cu chez les femelles sur le site 3 tandis qu'au niveau du site 4.

Cette augmentation est signalée chez les mâles

Toujours pour les variations des concentrations entre sexes ; un taux élevé chez les femelles du site 2 et 4 ; contrairement un taux élevé chez les mâles sur le site a et 3.

De plus, cette comparaison révèle des variations significatives enregistrées entre sexe pour les quatre éléments métalliques

La 1<sup>ère</sup> est signalée pour le Ni sur le site 4, la seconde est montrée sur éléments essentiels (Cu et Zn) sur le site 2. Tandis que, pour Pb aucune variation significative n'a été notée (Fig. 19-22).

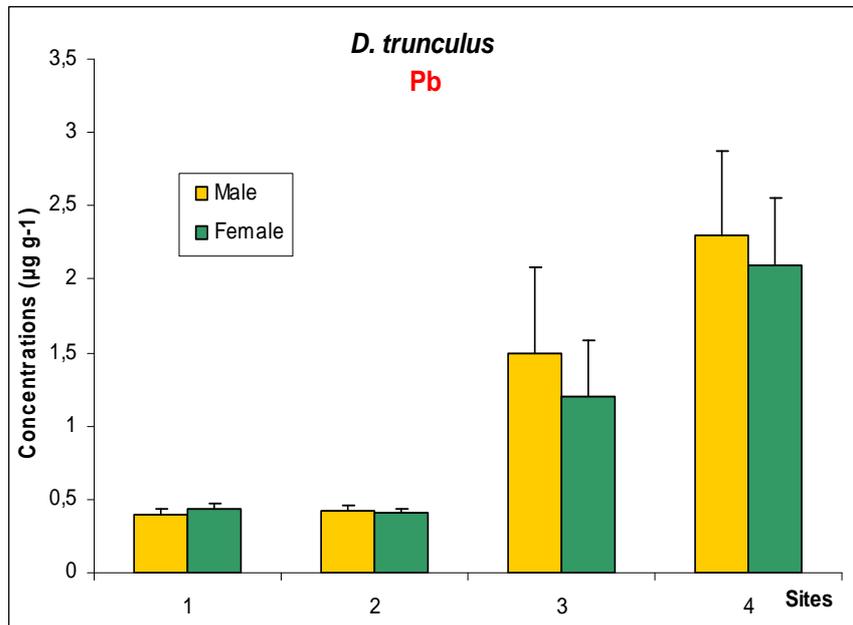


Fig. 19: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ /poids sec) chez les deux sexes.

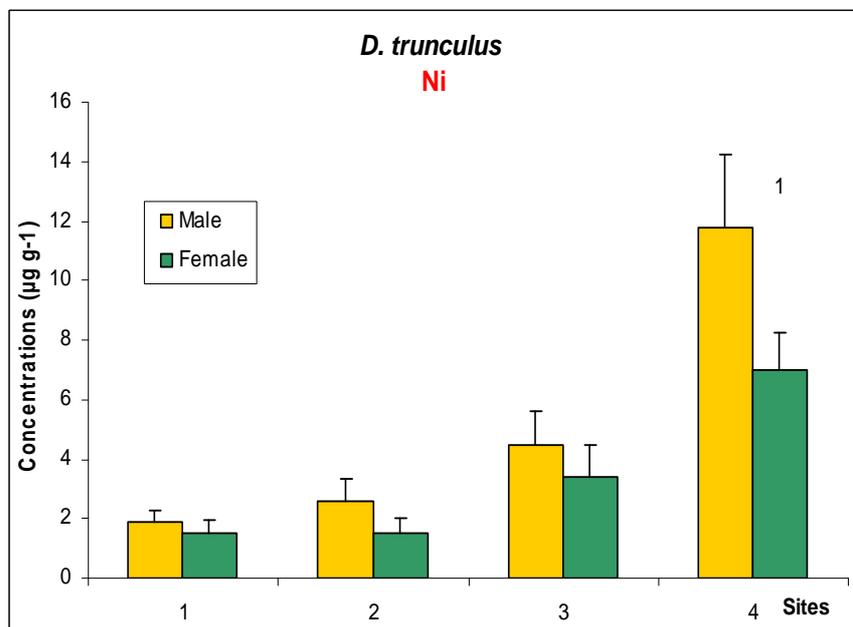


Fig. 20: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Ni ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

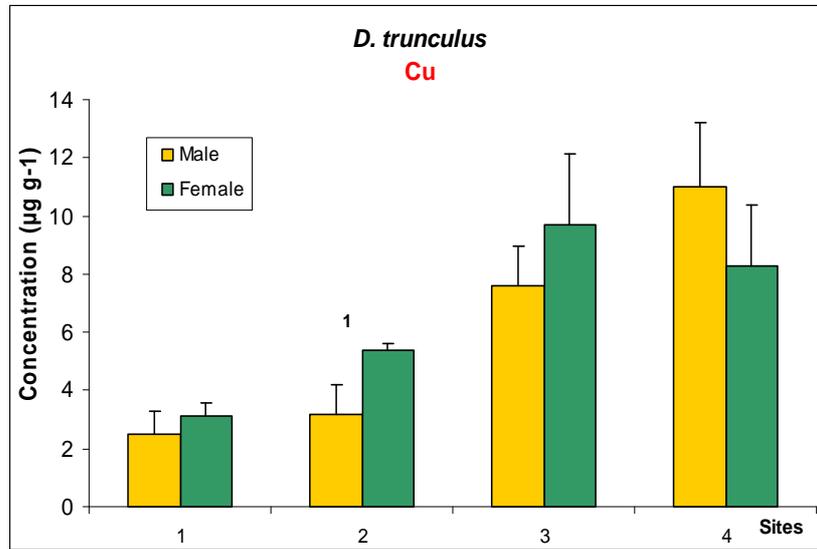


Fig. 21: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Cu ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

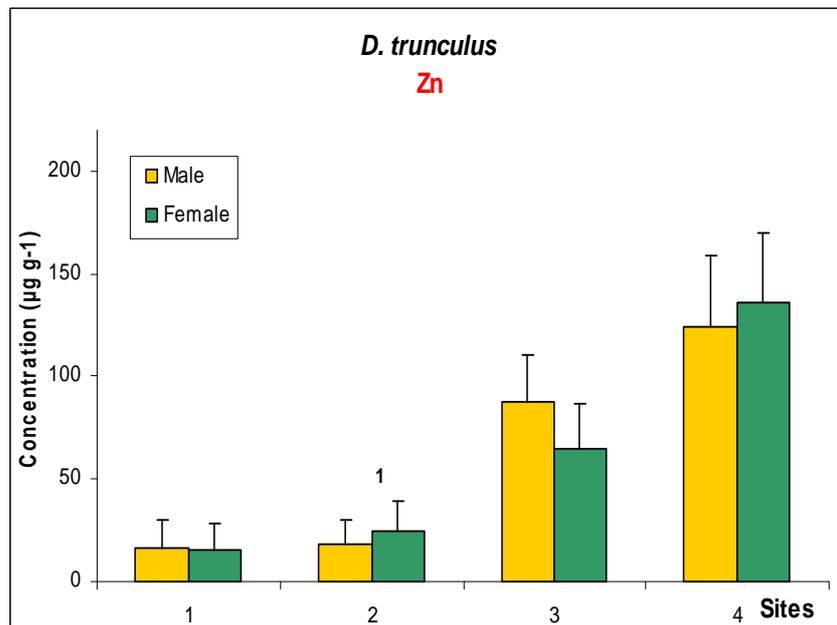


Fig. 22: Les concentrations moyennes ( $X \pm SD$ ) du Zn ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) chez les deux sexes.

#### d/ Corrélation entre le poids sec et les concentrations des métaux chez *D. trunculus*

Les résultats du poids sec sont représentés sous la forme d'une droite de régression dans les (Fig. 23-54).

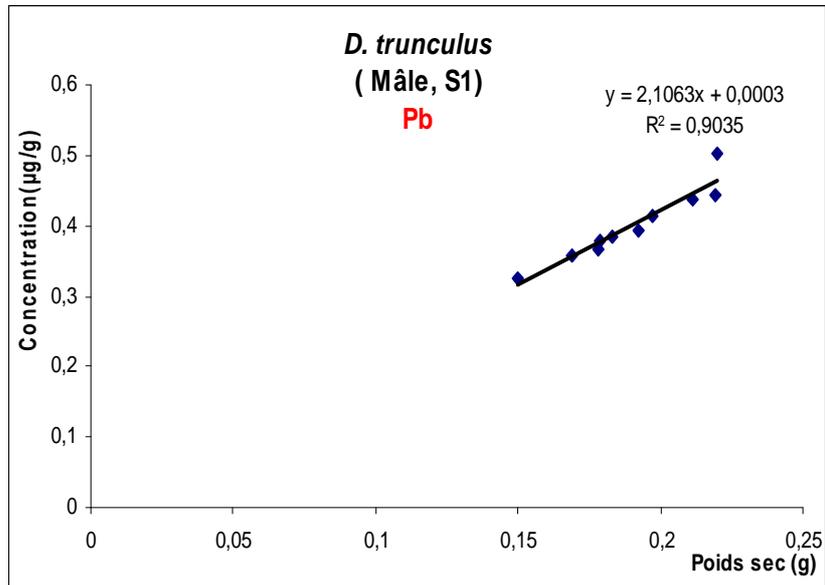
Pour le Pb et Ni, à noté une droite de régression positive dans tous les sites étudiés.

Une droite de régression négative pour le cuivre (Fig. 39-46) montre que les plus fortes concentrations sont accumulées chez le bivalve de petite taille au niveau des sites pollués.

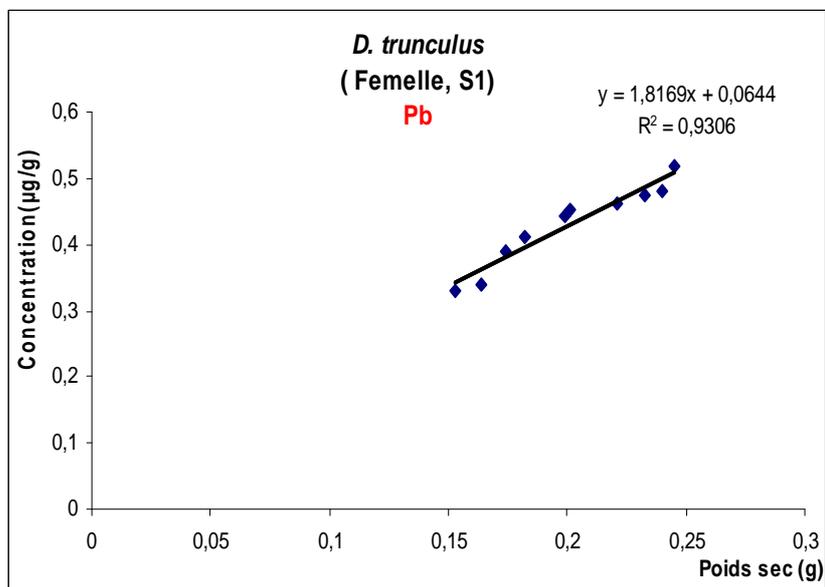
Finalement, une droite de régression positive et négative illustre les sites pollués et les sites non pollués, respectivement pour le Zn (Fig. 49-54) et (Fig. 47-48).

**1- Plomb:** Les concentrations du Pb et les valeurs du poids sec évoluent parallèlement chez les deux sexes de l'espèce *D. trunculus* au niveau de tous les sites, d'où les concentrations les plus élevées sont corrélés aux valeurs des poids les plus élevés. Dont les concentrations en Pb sont (17.119 ; 18.014 ; 18.784) ( $\mu\text{g g}^{-1}$  /poids sec) pour un poids sec (0.076 ; 0.099 ; 0.143), affirment l'équation  $y= 19.475x + 15.952$  chez les mâles (Fig. 49).

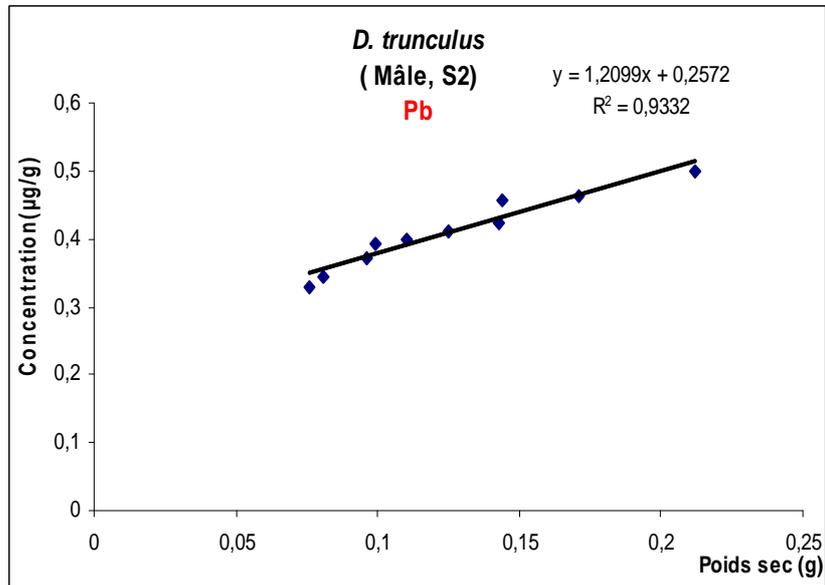
D'autre part l'échantillonnage des points autour de la droite de régression est de bonne qualité pour les graphes cités précédemment, cela signifie un bon modèle. En outre les modèles figurés (Fig. 23,  $R^2=0,90$  ; Fig. 24,  $R^2=0,93$  ; Fig. 25,  $R^2=0,93$  ; Fig. 26,  $R^2=0,8996$  ; Fig. 28,  $R^2=0,91$  ; Fig. 29,  $R^2=0,86$  ; Fig. 30,  $R^2=0,81$ ) sont significativement corrélés, sauf pour le modèle illustré dans la Fig. 27 ;  $R^2=0.50$ . Alors, le pourcentage des données présentés par  $1-R^2$  (10%, 7%, 7%, 11%, 9%, 14%, 19%) respectivement et 50% pour le modèle présenté par la (Fig. 27).



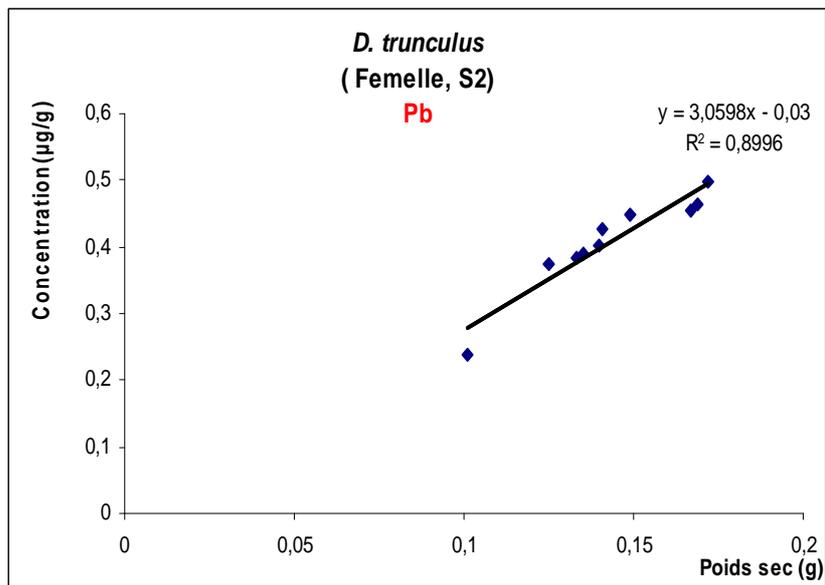
**Fig.23:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 1.



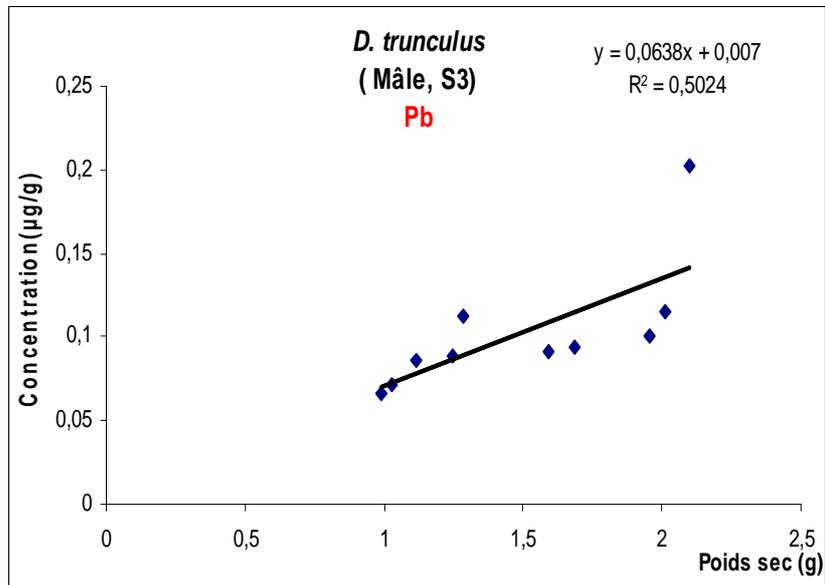
**Fig. 24:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 1.



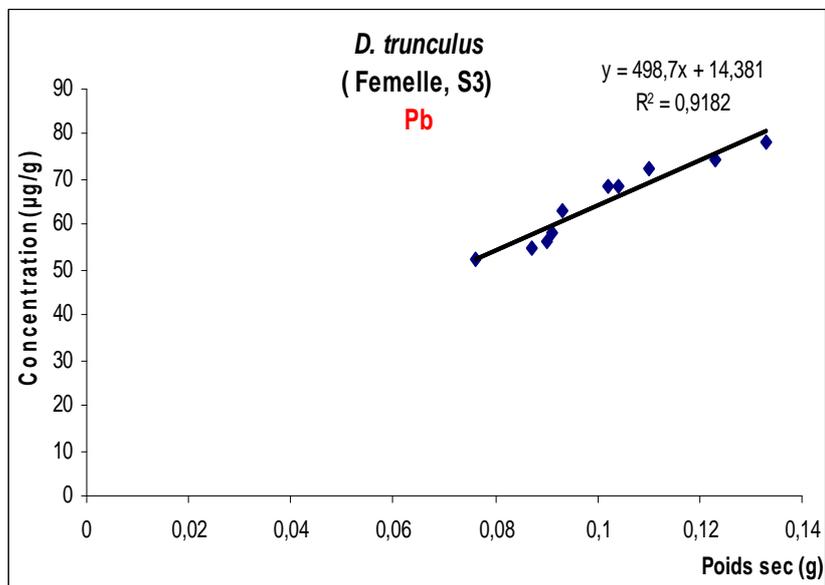
**Fig. 25:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 2.



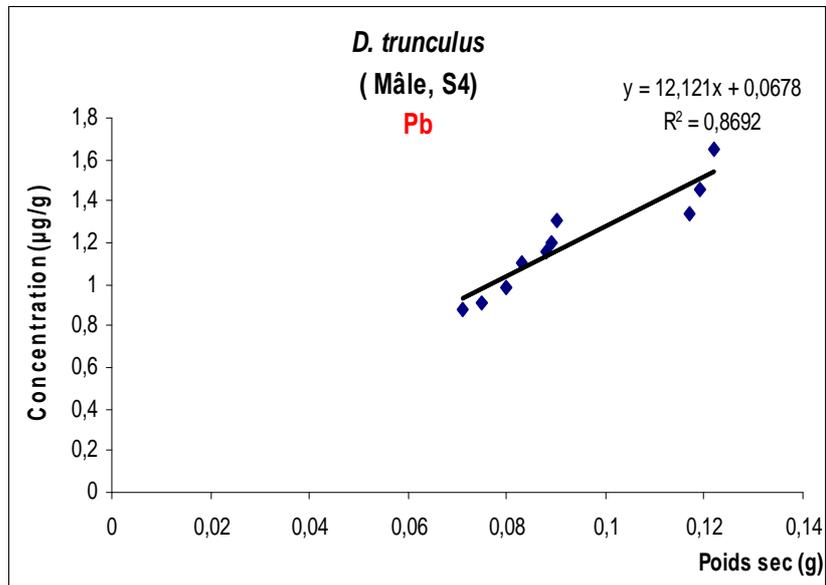
**Fig. 26:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 2.



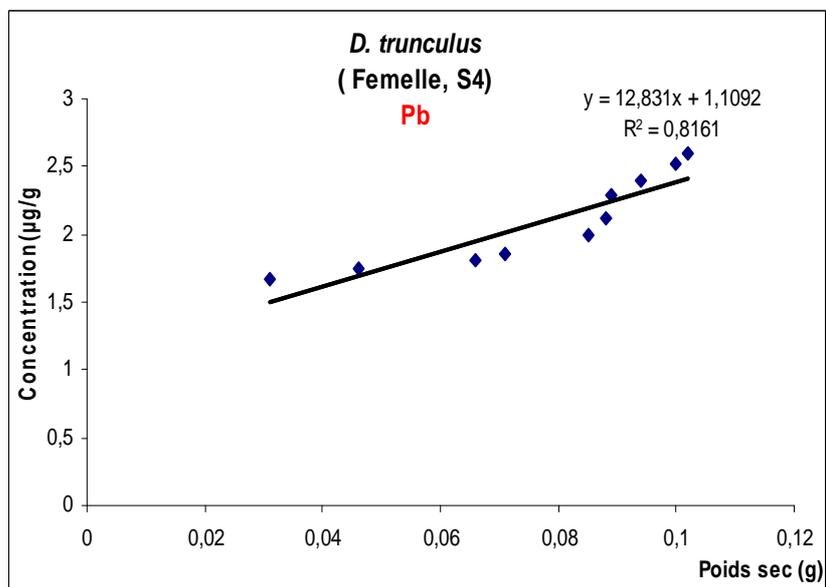
**Fig. 27:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 3.



**Fig.28:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 3.



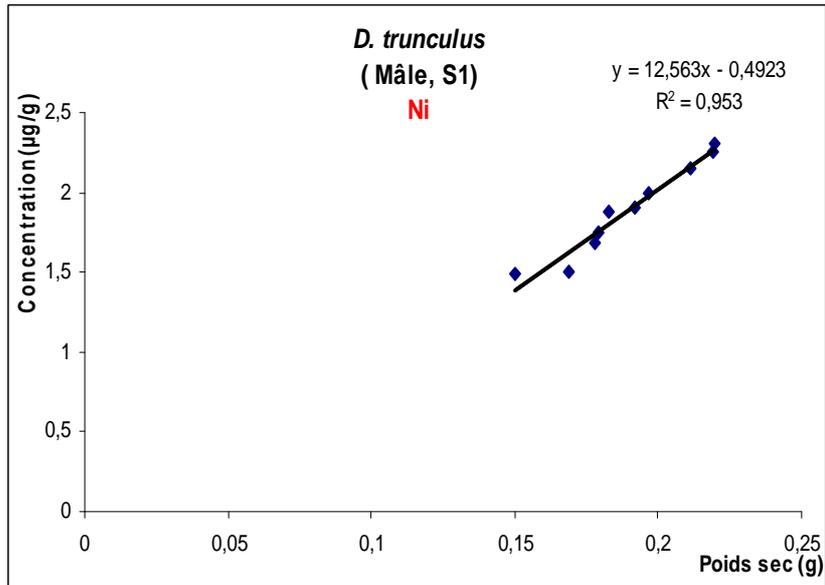
**Fig. 29:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 4.



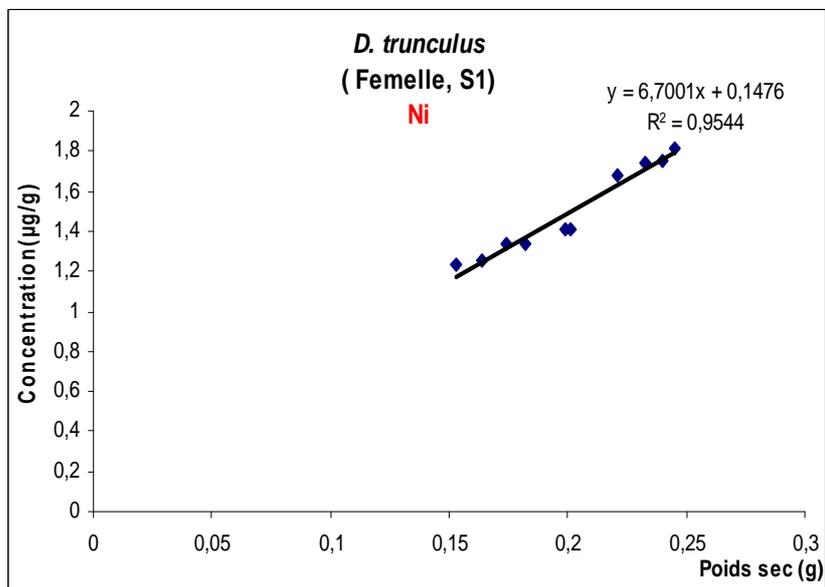
**Fig. 30:** Corrélation entre la concentration du Pb ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 4.

**2- Nickel:** Les concentrations en Ni évoluent dans le même sens que le poids sec des deux sexes de l'espèce *D. trunculus* d'où les poids les plus élevés sont corrélés aux concentrations élevées (Fig. 31-38).

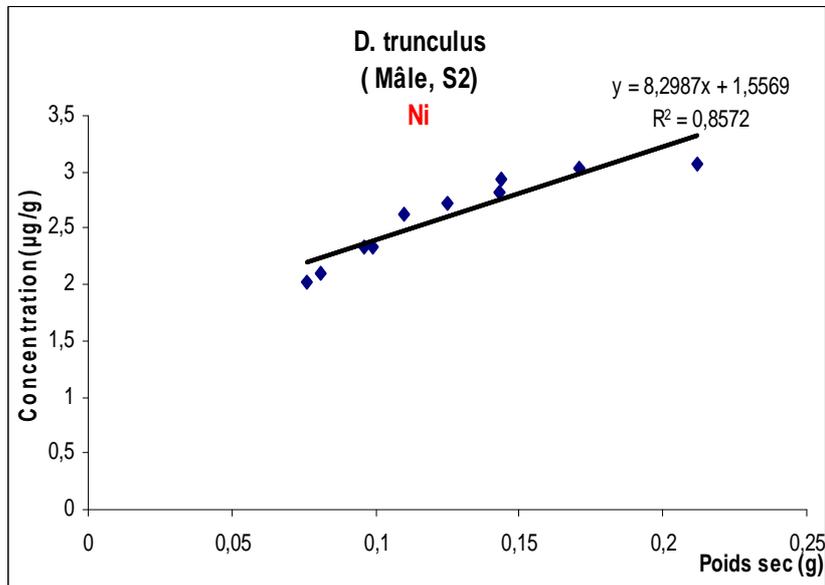
En fonction de la dispersion d'échantillonnage des points autour de la droite de régression, l'ajustement de la droite de régression est de bonne qualité concernant les graphes suivant (Fig 31,  $R^2=0,953$  ; Fig 32,  $R^2=0,9544$  ; Fig 33,  $R^2=0,8572$  ; Fig 34,  $R^2=0,8683$  ; Fig 36,  $R^2=0,8591$  ; Fig 37,  $R^2=0,9186$  ; Fig 38,  $R^2=0,9031$ ). Les mesures des valeurs des coefficients de corrélation et de détermination  $r$  et  $R^2$  sont très élevés (0,953 ; 0,9544 ; 0,8572 ; 0,8683 ; 0,8591 ; 0,9186 ; 0,9031). De ce fait, ces modèles seront utilisés lors d'application prévisionnelle. D'autre part le pourcentage des données qui ne s'accordent pas dans chaque modèle est (5%, 5 %, 15%, 14%, 15%, 9%, 10%) respectivement.



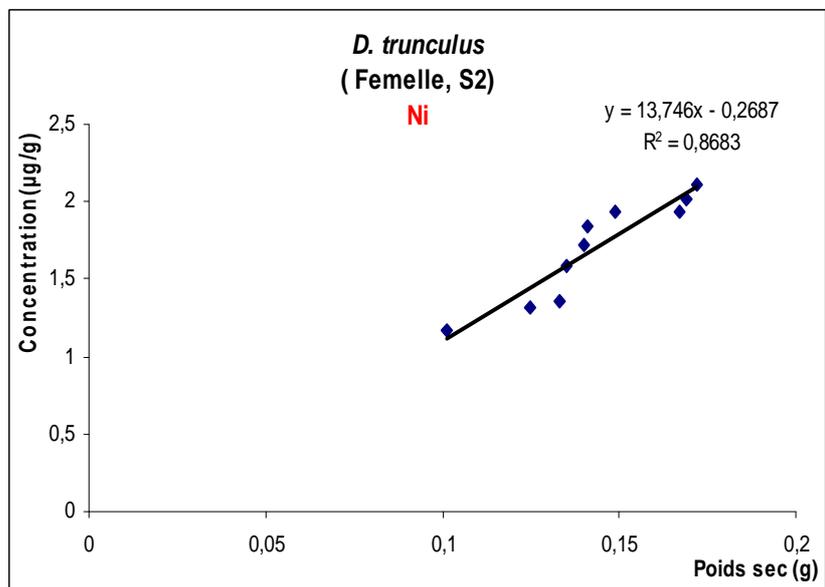
**Fig. 31:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 1.



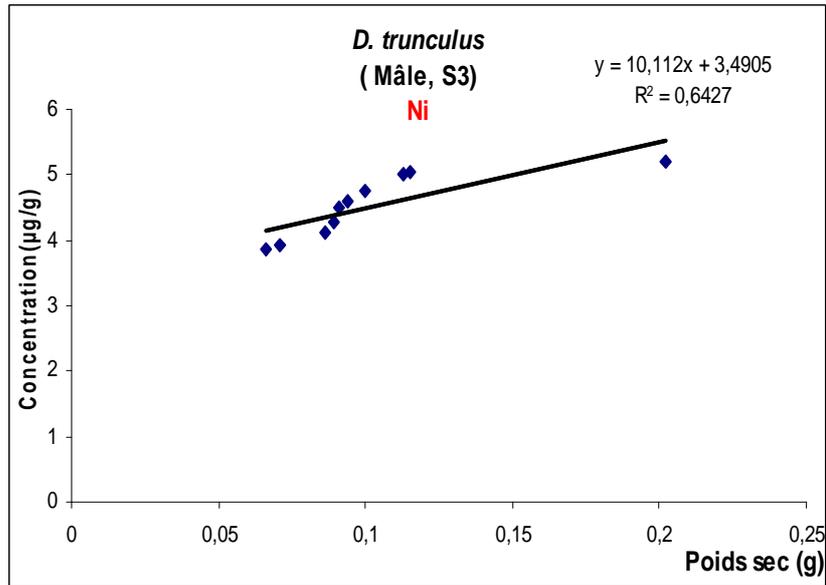
**Fig. 32:** Corrélation entre la concentration du Ni (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 1.



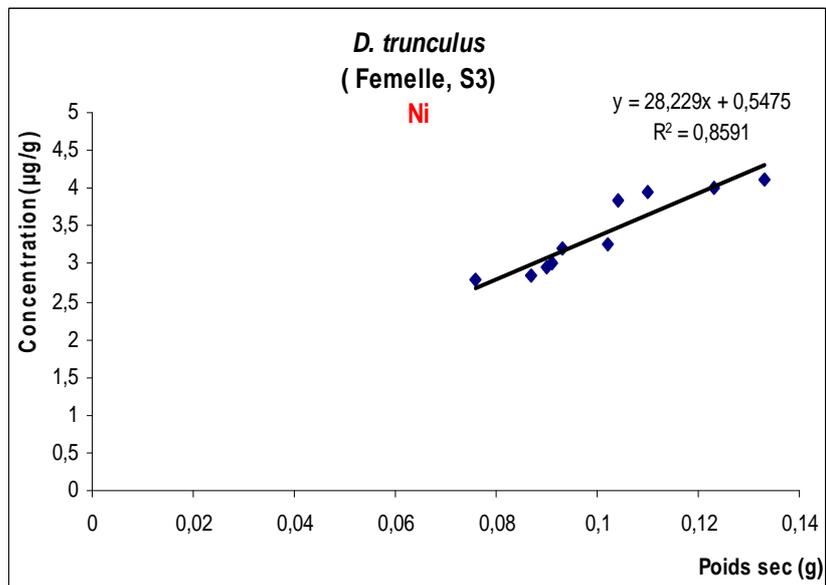
**Fig. 33:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 2.



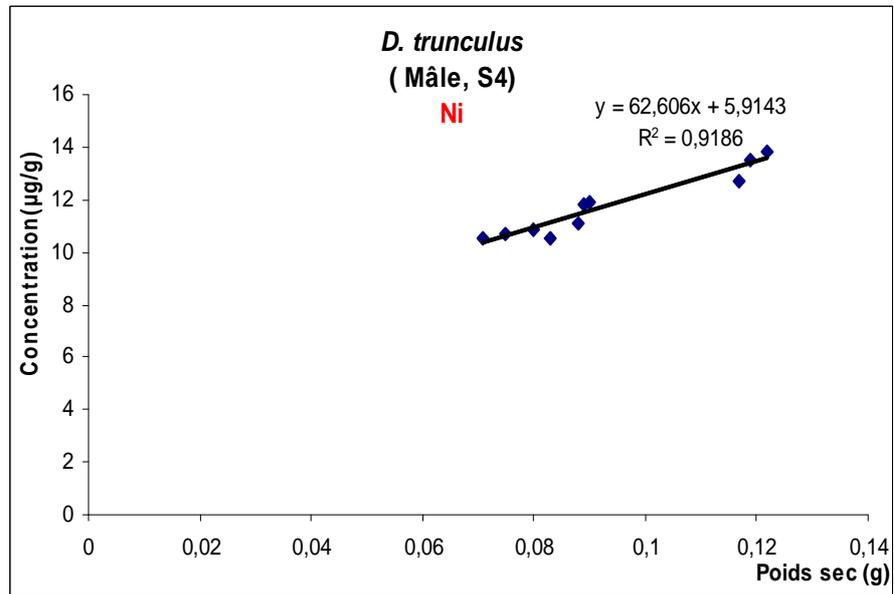
**Fig. 34:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 2.



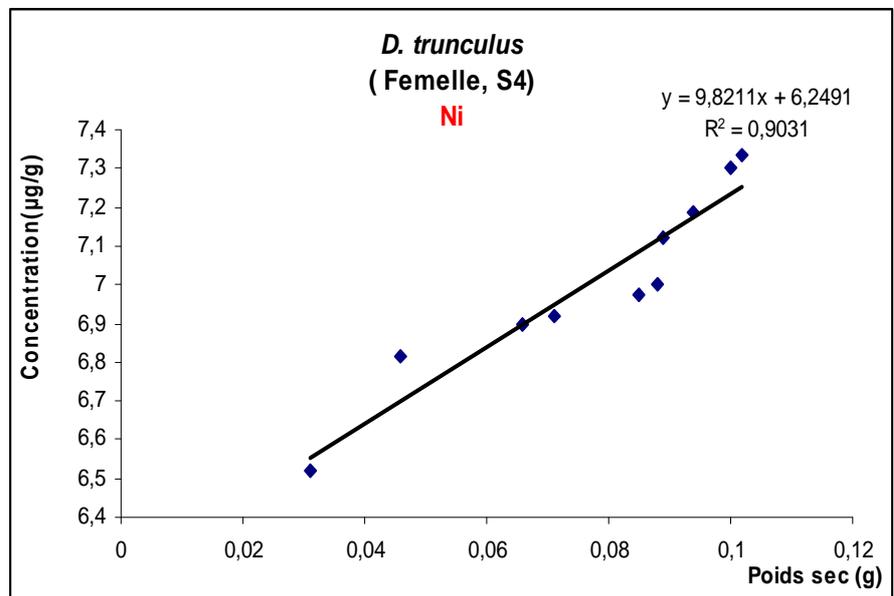
**Fig.35:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 3.



**Fig. 36:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 3.



**Fig.37:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 4.



**Fig. 38:** Corrélation entre la concentration du Ni ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 4.

**3- Cuivre:** Pour les figures (39-46), la concentration du Cu évolue inversement au poids sec. Autrement dit le poids sec de l'espèce Donax est corrélé négativement aux concentrations du Cu qui sont (9.984 ; 9.325 ; 7.849) ( $\mu\text{g g}^{-1}$  /poids sec) pour le poids sec des femelles (0.031 ; 0.066 ; 0.089) (g) pour affirmer l'équation  $y = - 50.155x + 12.172$ .

Concernant l'échantillonnage des points autour de la droite de régression présenté par les (Fig. 43-44), l'ajustement est peut bon, il est mesuré et donner par la valeur du coefficient de corrélation  $r = 0.6488$  et  $r = 0.7086$  respectivement, ceci signifie un modèle moins bon, présenté par 36% et 30% des données qui s'accordent pas avec ces deux modèles.

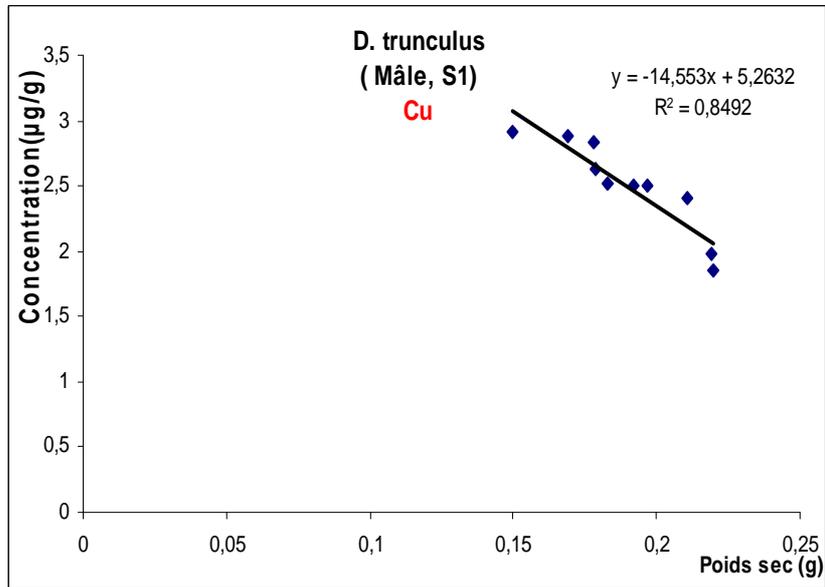


Fig. 39: Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 1.

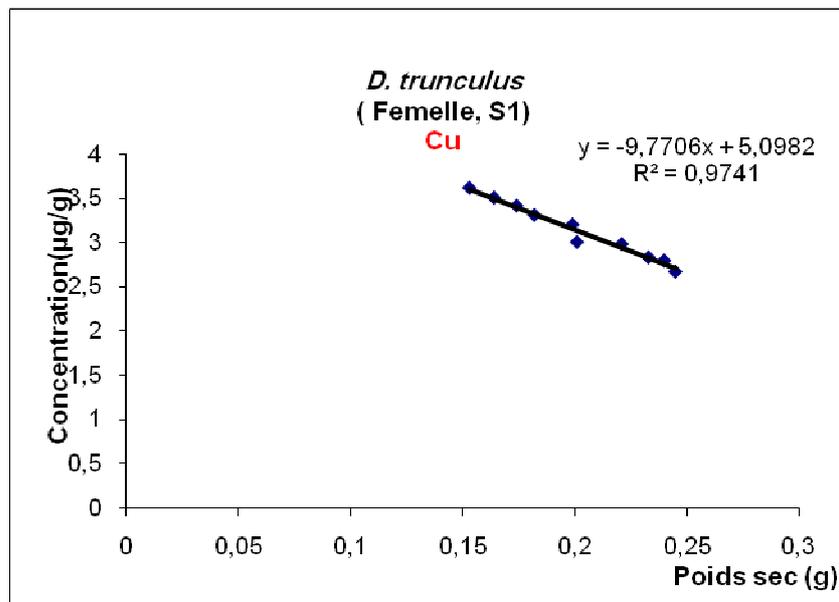
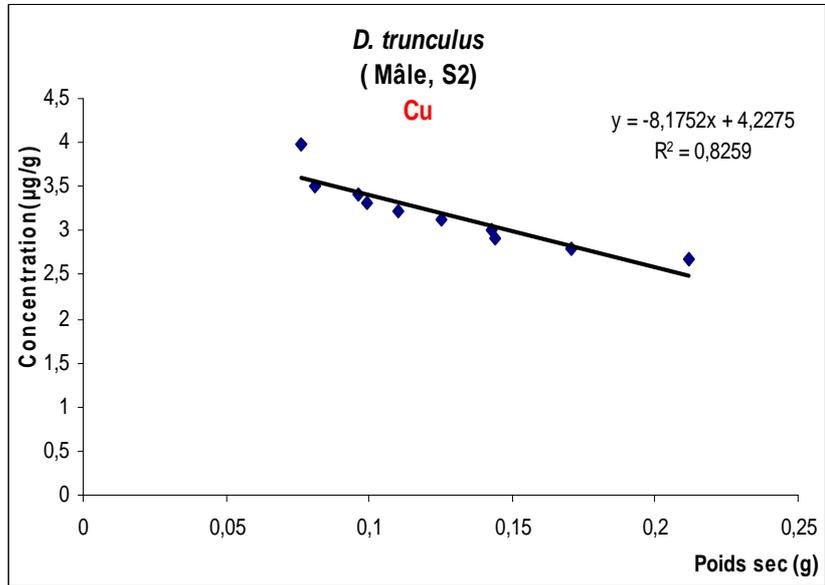
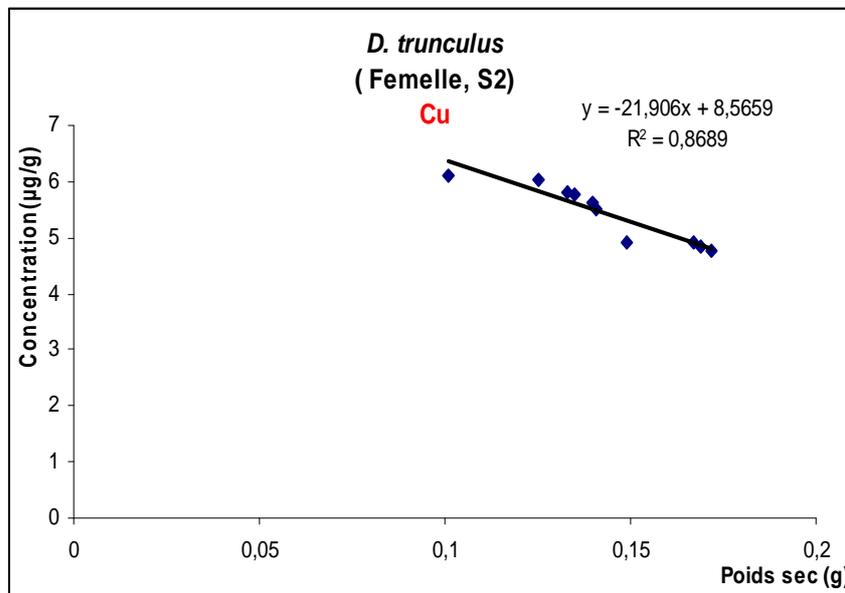


Fig. 40: Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 1.



**Fig. 41:** Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 2.



**Fig. 42:** Corrélation entre la concentration du Cu ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 2.

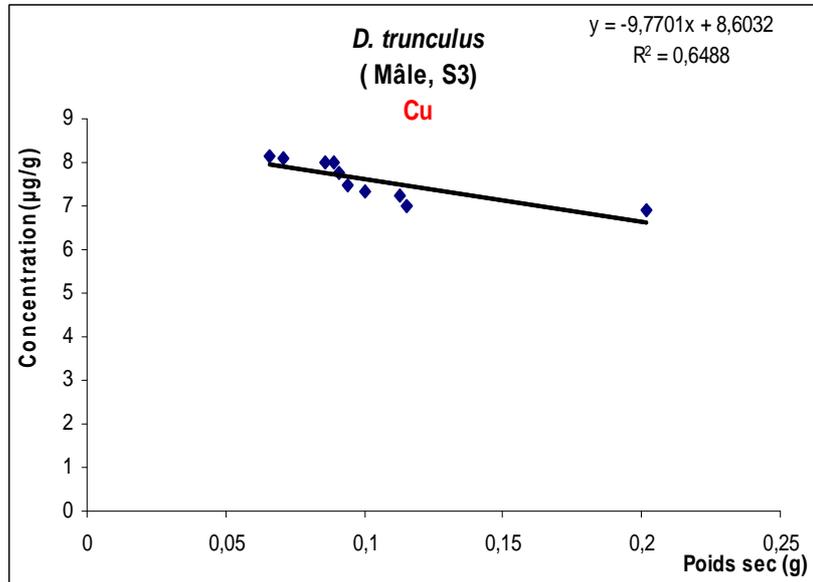


Fig. 43: Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 3.

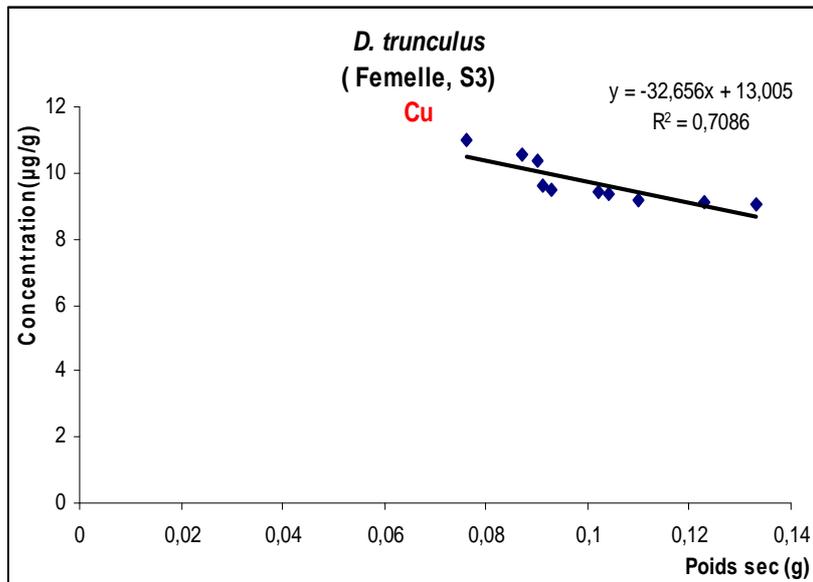
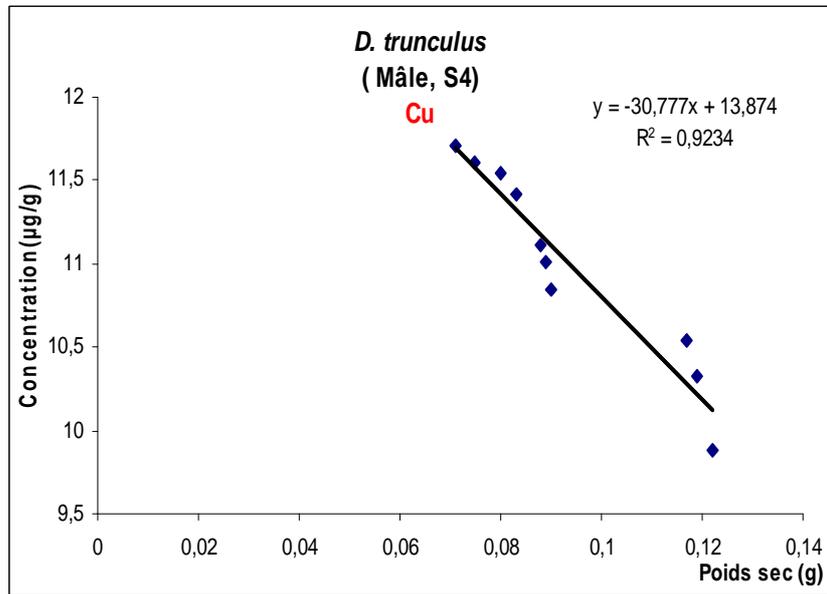
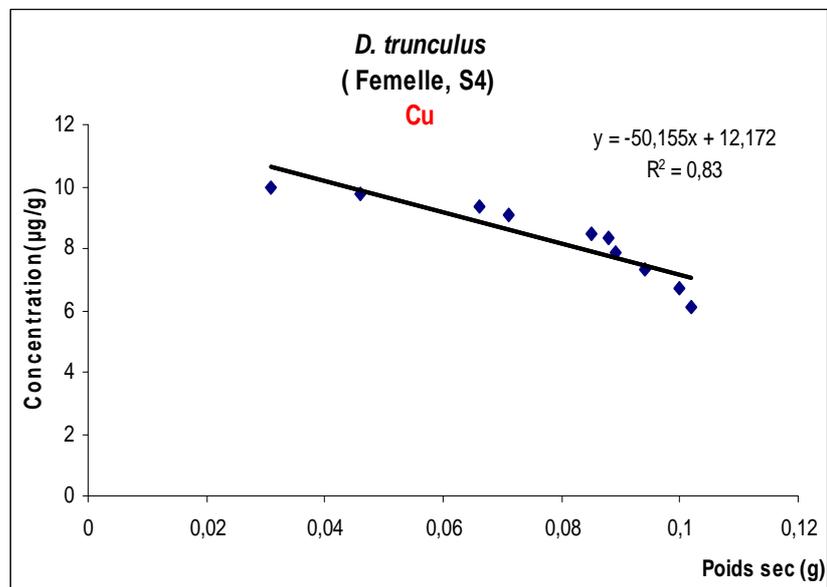


Fig. 44: Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 3.



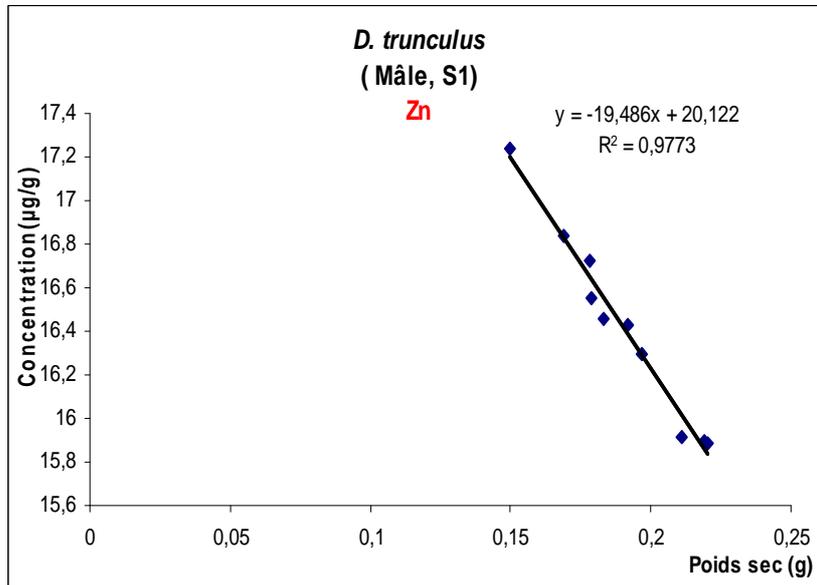
**Fig. 45:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 4.



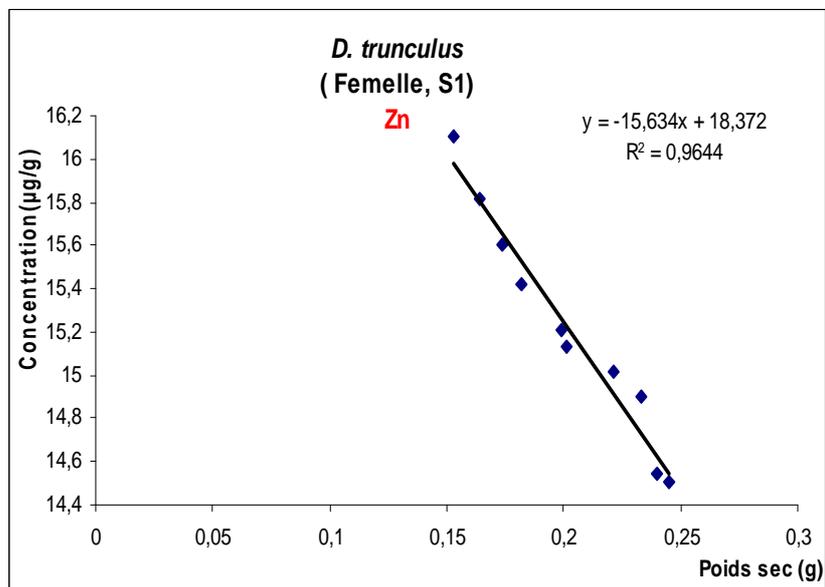
**Fig. 46:** Corrélation entre la concentration du Cu (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 4.

**4- Zinc:** Les figures (47-54) illustrent que la concentration évolue contrairement au poids sec chez les deux sexes au niveau du site témoin, par contre au niveau des sites pollués ces deux critères évoluent dans le même sens, donc premièrement le poids sec de l'espèce *Donax* est corrélé négativement à la concentration, et pour la seconde, le poids sec est corrélé positivement toujours à la concentration du métal.

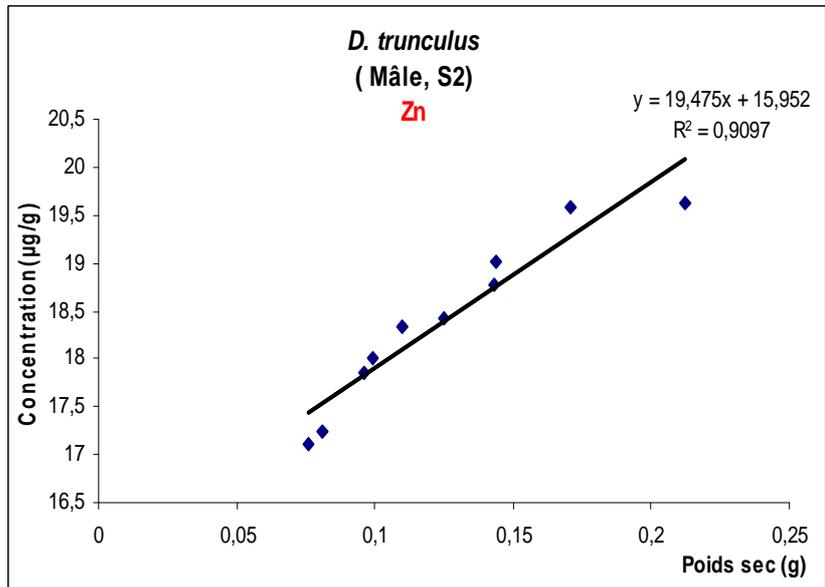
Pour l'échantillonnage des points autour de la droite de régression présentée dans les graphes, l'ajustement de la droite de régression est peut bon concernant les deux Fig. 51 et Fig. 54, cet ajustement est mesuré par la valeur du coefficient de corrélation  $r=0.6834$  et  $r=0.7183$ , respectivement. De plus, les pourcentages des données qui ne s'accordent pas avec les deux modèles figurés (Fig. 51 ; 32% et Fig.54 ; 29%).



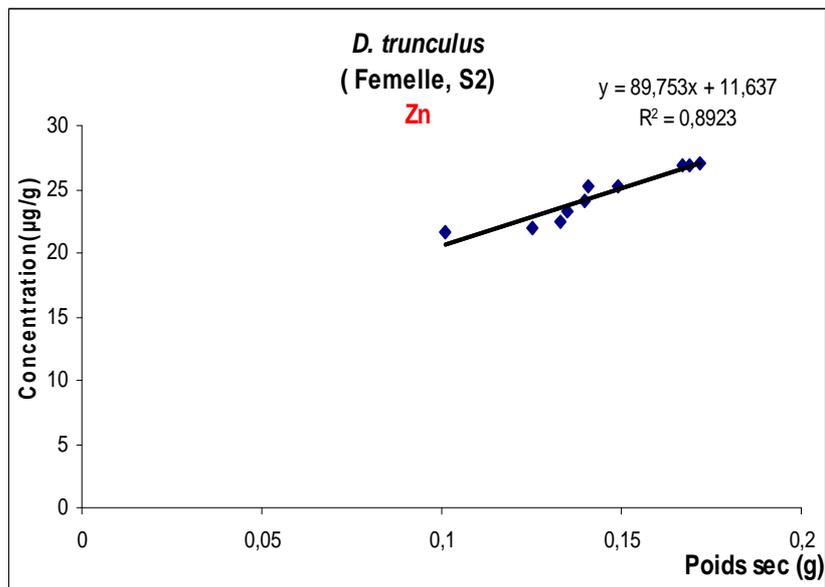
**Fig.47:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 1.



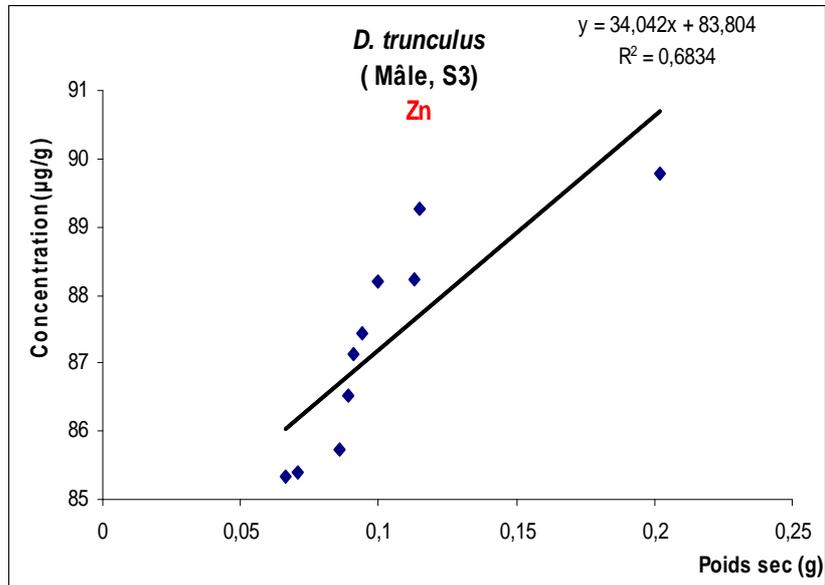
**Fig. 48:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 1.



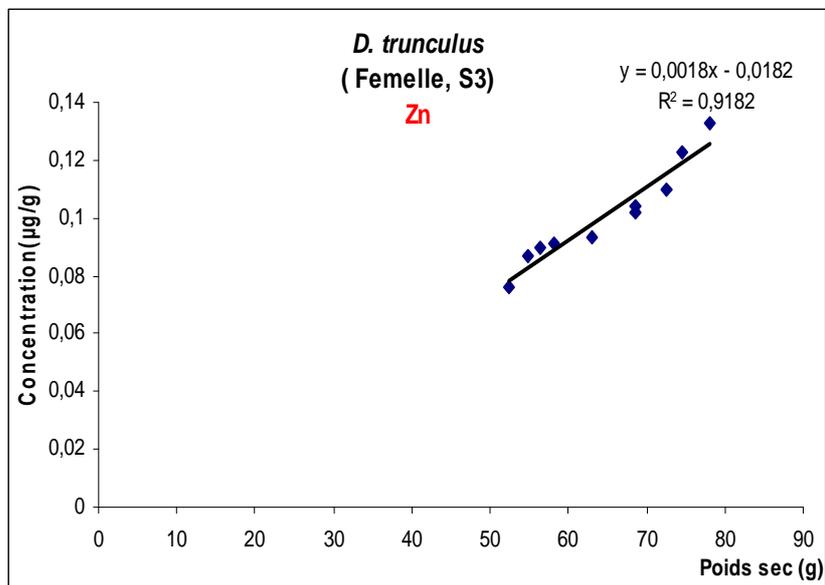
**Fig. 49:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 1.



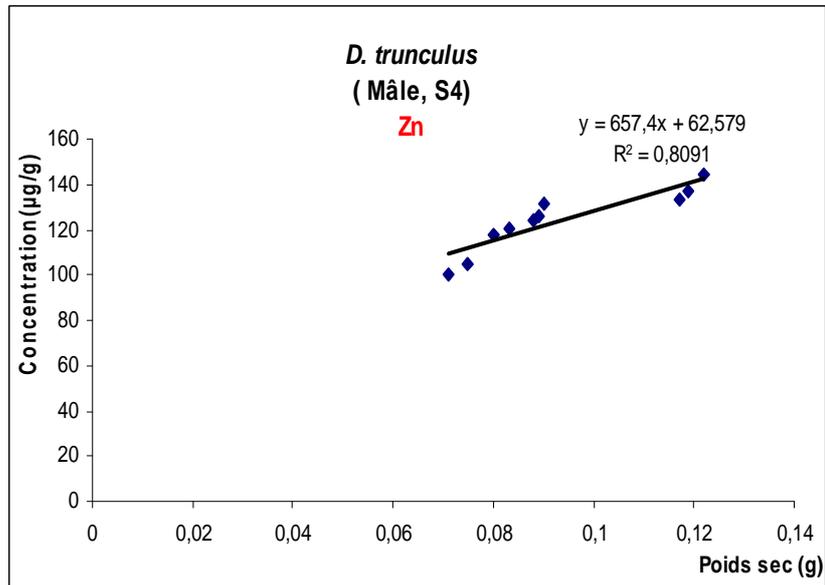
**Fig. 50:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 2.



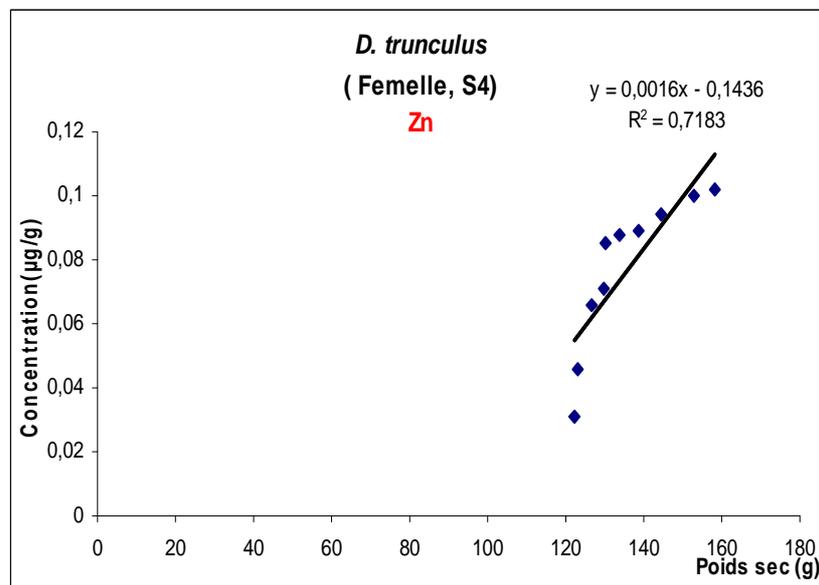
**Fig. 51:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 3.



**Fig. 52:** Corrélation entre la concentration du Zn ( $\mu\text{g/g}$ ) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 3.



**Fig. 53:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les mâles de *D. trunculus* du site 4.



**Fig.54:** Corrélation entre la concentration du Zn (µg/g) et le poids sec (g) chez les femelles de *D. trunculus* du site 4

#### IV. DISCUSSION

La contamination métallique des bivalves généralement dans certaines régions de Méditerranée a montré une importante hétérogénéité des concentrations. Ainsi, les taux de ces polluants relevés chez ce Mollusque au niveau de la côte Algérienne sont relativement moins importants que ceux des moules provenant d'autres côtes.

Particulièrement en Algérie, la côte d'Annaba est soumise à des décharges urbaines et industrielles dû aux activités humaines intenses. Les estrans sont utilisés comme sources de nourriture, surtout pour les poissons et les bivalves. La moule *Donax trunculus* est consommée par la population locale pendant les quatre saisons de l'année. Cependant, la pêche des organismes marins n'est pas soumise à l'analyse de leur contenu en polluants, en particulier les métaux traces. Les niveaux de métaux traces dans les estrans étudiés ont montré des variations larges à travers les différents sites visités. Les concentrations de métal chez *D. trunculus* étaient en ordre croissant du site relativement non pollué, modéré, jusqu'aux stations les plus polluées. Cette comparaison nous a permis de classer les sites de prélèvement et de confirmer que l'accumulation de ces éléments métalliques chez les bivalves varie en fonction des saisons (Tahiri *et al.*, 2005)

Il faut dire que les quatre sites choisis sont situés entre deux grandes rivières, Mafrag dans l'est et Seybouse dans l'ouest. Ainsi donc, les sites 1 et 2 sont influencés principalement par la rivière Mafrag, alors que les sites 3 et 4 sont influencés par la rivière Seybouse. Si notre regard se penche sur le contenu des décharges de chaque rivière, nous pourrions expliquer pourquoi les concentrations des métaux traces varient entre les sites. L'influence de ces rivières sur les estuaires de l'air où la région Mafrag est jaunâtre, alors qu'au niveau du Seybouse elle est brunâtre du mois d'Octobre à juin. La quantité d'eau des deux rivières baisse considérablement entre la période Juillet-Septembre. Le site 3 reçoit indirectement des effluents industriels et urbains de la rivière Seybouse, et également la canalisation de l'eau d'égout de la ville d'Annaba à travers l'année entière. La richesse de ce site en matière organique associée aux métaux ne peut qu'activer la bioaccumulation. Ce phénomène qui a lieu en particulier dans la glande digestive pour ces organismes marins (Say & Giani 1981; Coimbra *et al.*, 1991; Wang *et al.* 1996; Bei *et al.*, 1998 ; Boudjellal *et al.*, 1998; Ozdemir *et al.*, 1998).

Les sels de la mer aussi précipitent les métaux traces dans les sédiments (Rainbow, 1997). Le bivalve *D. trunculus* est une espèce qui habite le sédiment et en contact direct avec les métaux précipités. Cependant, nos résultats constatent que, les concentrations de métaux traces dans *D. trunculus* sont en ligne avec ceux des sédiments, et qui augmentent d'est en ouest. Cela veut dire que si le métal existe chez cette espèce, cela reflète dans une certaine mesure qu'il existe dans les sédiments. Comparé à la lagune de l'eau saumâtre semi-fermée (Abdenour *et al.*, 2004).

Il est clair que la collection d'échantillons a été faite en juillet où la température atteint ses plus hauts niveaux. Cela voudrait dire que le taux de croissance de l'animal était dans son niveau maximal. La croissance et le développement des bivalves dépendent de la disponibilité des nutriments qui fluctue saisonnièrement dans l'environnement et de l'intensité de leur stockage pour des raisons principalement physiologiques. Les animaux rassemblés dans le site 3 contiennent des débris noirs de la matière organique malgré que les concentrations métalliques sont élevées au niveau du site 3, mais ils sont toujours inférieurs de celui du site 4. Il a été rapporté que les métaux se fixent à la matière organique, en réduisant cependant, leur bio-disponibilités aux organismes vivants (Rainbow, 1997). Abdenour *et al.* (2000) ont mentionné le rôle joué par les matières organiques dans la détermination du contenu des métaux chez le Décapode *Paelemonetes varians* présent en été dans une lagune d'eau saumâtre, semi-fermée, riche dans les eaux d'égout et situé 200 m à l'est du site 3.

Avant de passer à l'interprétation des résultats, il faut s'intéresser à la pénétration des éléments métalliques au niveau des organismes particulièrement les bivalves mollusques ainsi de suite au stockage, pour donner assez de renseignements sur la bioaccumulation de ces éléments métalliques.

L'accumulation des éléments métalliques chez les bivalves résulte soit de l'apport par voie dissoute (voie directe) et soit par voie trophique. Ces éléments rares franchissent deux barrières biologiques en permettant l'entrée au sein des organismes: La membrane plasmique des branchies et la paroi du tractus digestif. Différents mécanismes ont été proposés pour expliquer l'entrée des métaux dans la cellule (Luoma, 1983 ; Simkiss & Taylor, 1995 ; Tessier *et al.*, 1994). La liaison a des protéines membranaires de transport, le passage à travers des canaux membranaires selon un gradient de concentration, la

diffusion passive des structures lipophiles des métaux et l'endocytose qui intervient exceptionnellement au niveau des intestins (Depledge & Rainbow, 1990). Les bivalves ingèrent par filtration des particules (algues, bactéries, particules, organiques) puis ils sont acheminés vers le système digestif par des phénomènes complexes. Ils associent une digestion extracellulaire intestinale (voie courte) et une digestion intracellulaire via la glande digestive (voie longue) (Decho & Luoma, 1996). Une fois les contaminants accumulés dans l'organisme, des mécanismes de régulation comme l'excrétion ou la détoxification permettent aux organismes aquatiques de lutter contre leur effet toxique. Ainsi la toxicité ne s'exprimera que si le taux d'accumulation dans l'organisme excède le taux conjoint d'élimination et d'excrétion (Rainbow, 2002).

L'accumulation ne va donc pas renseigner directement sur la toxicité, des travaux ont été réalisés par Company *et al.* (2008) sur *Bathymodius azoricus* (bivalve des Mytilidae présente dans les environnements hydro-thermiques). Cette espèce a été exposée à des concentrations élevées de cuivre, et les résultats ont montré une réduction des activités enzymatiques antioxydantes.

. Cependant la pénétration des métaux sous forme ionique leur permet de se fixer sur de nombreuses molécules biologiques avec une préférence pour celles possédant des groupements thiols (-SH) (Labrot *et al.* , 1996a). Cette fixation ou liaison provoque une induction d'un autre système qui est un système de défense autonome parmi ces molécules décrites dans la cellule le glutathion « GSH », la métallothionine « MT » et les acides aminés. Par conséquent une complexation due à cette liaison diminue la biodisponibilité des métaux toxiques (Roesijadi & Robinson, 1994). Les métallothionéines (MTs) appartiennent au groupe des biomarqueurs qui contribuent à limiter la toxicité des métaux lourds. Elles possèdent des résidus de cystéine (20 à 30 % de la totalité des acides aminés) et de ce fait une importante capacité de liaison avec les métaux (Kagi & Vallee, 1960). Kojima & Kagi (1978) ont montré que les MTs de mammifères jouent un rôle de réservoir de métaux intracellulaire capables de moduler l'homéostasie et de transférer les éléments essentiels (zinc et cuivre) à partir de et vers les métalloenzymes. Beaucoup d'études ont montré la capacité des MTs à donner ou à fixer le Zn au cours des interactions avec les Zn-métalloenzymes (Jacob *et al.*, 1998 ; Jiang *et al.*, 1998 ; Maret & Vallee, 1998). Pour avoir une signification physiologique, le complexe MT-Zn doit avoir la capacité d'échange avec les autres structures Zn, les MTs peuvent avoir le rôle de chaperonne pour le Zn (Suhy *et*

*al.*, 1999). Aussi, les GSH ont été mises en évidence dans la plupart des êtres vivants tels que les mollusques (Fitzpatrick *et al.*, 1997).

Pour cela les sites contaminés ont été analysés avec d'autres non contaminés, afin d'évaluer leur contenu métallique en les comparant (Wright & Mason, 1999; Shulkin *et al.*, 2003; Usero *et al.*, 2005). Rappelant que les concentrations des métaux traces chez *D. trunculus* ont été remarquées au niveau des sites choisis. Ceci pourrait être lié au mécanisme de transfert du métal dans l'eau de mer.

Les résultats de cette étude ont montré que les Donax de chaque site accumulent différentes quantités de métaux dans leurs tissus et que le Zn et le Cu sont les métaux les plus abondants. Cependant, des variations des niveaux du Pb et Ni entre site témoin et les autres trois sites (2, 3 et 4). Dans un ordre les concentrations du Ni sont plus élevées que celle du Pb, donc l'élément qui présente généralement les concentrations les plus faibles c'est le Pb, ou il a enregistré une augmentation au niveau du site 4, suivi par le site 3. Sans noter de variations significatives concernant les éléments non essentiels entre les deux sexes, sauf celle notée au niveau du site 4 pour le Ni.

De même d'autres études ont montré que le sexe n'affecte pas les niveaux du Pb chez *P. perna* (Rézende & Lacerda, 1986).

Pour le nickel, c'est difficile de trouver une explication chez les mâles concernant son augmentation. Si les métaux non essentiels, Pb et Ni, sont considérés comme polluants, une partie des métaux essentiels, Zn et Cu, est connue pour jouer des rôles physiologiques dans les tissus des animaux (White & Rainbow, 1985). De cet intérêt les concentrations de ces deux éléments montrent des variations remarquables durant l'année. De ce fait, les concentrations Zn et Cu ont été élevées au niveau du site 4 suivi par le site 3. Toutefois, des quantités de Cu chez *Perna perna* sont en rapport avec le sexe en été (Rézende & Lacerda 1986), on raison qu'elles varient considérablement entre mâles et femelles (Lima, 1997). L'accumulation du Cu et du Zn en particulier chez les femelles par rapport aux mâles est peut être due à des différences de concentrations au niveau des gonades. Selon Sidoumou (1991), les gonades femelles concentrent plus de Cu et de Zn que les gonades mâles.

Le stockage du cuivre chez les bivalves a lieu au niveau de l'hépatopancréas et les reins. Le cuivre joue un rôle très important comme cofacteur enzymatique (Malkin & Malmström, 1970). La superoxyde dismutase, d'abord connue sous les noms d'hémocupréine, érythrocupréine et cérébrocupréine (Hassan, 1980), deux formes pour cette enzyme: cytosolique et mitochondriale. La forme cytosolique contient des ions  $Cu^{++}$

et  $Zn^{++}$ . Cette enzyme interviendrait dans la phagocytose (Richardson, 1976). Le cytochrome c oxydase est un complexe multimoléculaire renfermant notamment un atome de cuivre. La mono amine oxydase participe à l'élaboration des ponts dans les structures des fibres. Il semble qu'il faut intervenir avec divers acides aminés, en particulier l'histidine (Burch *et al.*, 1975 ; Favier *et al.*, 1979), ou avec des protéines vectrices, principalement la métallothionéine (Crampton *et al.*, 1965 ; Evans, 1973). La majeure partie du cuivre est stockée dans l'hépatopancréas, cette intense capture de cuivre, détermine une forte concentration de cet élément. Les teneurs peuvent varier en fonction de l'espèce (Underwood, 1977), et l'âge (Evans, 1971) chez les vertébrés. Tandis que, le cuivre est dix fois plus élevée dans le sang que dans la lymphe (Sternlieb *et al.*, 1967).

La nature du sexe affecte cependant les concentrations des métaux traces. Si chez les femelles les taux élevés en Zn pourraient être en rapport avec l'activité reproductrice qui commence d'avril jusqu'à septembre. Sachant que le zinc a pour rôle au niveau de l'organisme (catalytique et structural), pour les assurer, il est impliqué dans la structure de plusieurs métalloenzymes (Enzymes hydrolytiques: Carboxypeptidase (monozinc), Phosphatase (dizinc), Lyase: Anhydrase carbonique, Oxydo-réductase: Alcool déshydrogénase), et sa fixation à l'ADN: protéines à « doigt de zinc ».

Nous avons évalué les corrélations entre les concentrations métalliques chez l'espèce *D. trunculus* et son poids sec. Pour le Pb les résultats illustrent une corrélation positives et de même pour le Ni au niveau de tous les sites étudiés. Par contre la corrélation est négative pour le Cu. C'est-à-dire les individus de petite taille « les jeunes » accumulent plus Cu que les grosses « les plus âgés » ça revient à l'activité enzymatique intense chez les jeunes. Underwood (1977) a noté que Chez les jeunes, le stockage du cuivre est plus intense il est d'ailleurs maximal pendant la vie fœtal. Différemment le Zn montre une corrélation positive pour les sites pollués, et négative au niveau du site non pollué. De fait que, l'excès accumulé de la quantité du Zn. Ce dernier qui se comporte comme élément toxique. Notant que les coefficients de corrélations sont importants. Ces corrélations entraînent chez les individus de petites tailles une plus importante concentration des métaux que pour les grandes tailles, ceci est enregistré au niveau de tous les sites. Ces observations ont été déjà constatées par Sidoumou *et al.* (1992) chez le *Donax rugosus* et chez *Venus verrucosa* En outre Sidoumou (1991) expriment les variations et les différences observées dues à la quantité du métal bio-disponible et la dilution du métal.

Chez l'animal, la concentration métallique varie selon son poids. Métayer *et al.* (1985) ont observé des fluctuations saisonnières du niveau des métaux lourds (Cu, Zn, Pb et Cd) chez l'huître *Crassostrea gigas* parallèlement à des changements de poids des tissus liés en grande partie à la maturité sexuelle.

Pendant ces périodes, l'émission des œufs s'accompagne d'une chute de teneurs métalliques. Pendant la gamétogenèse, les gonades se développent énormément et peuvent constituer un siège efficace d'accumulation des métaux. Par ailleurs il a été démontré que le cycle reproducteur peut affecter l'accumulation du métal chez les bivalves (Coimbra & Carraca, 1990). Selon Mauri & Arando (1983) et Cheggour *et al.* (1990), les processus physiologiques liés à la reproduction (gamétogenèse et ponte) semblent être les facteurs essentiels qui expliquent les variations saisonnières des contaminations des concentrations métalliques chez les mollusques bivalves. Cette variation saisonnière pourrait être particulièrement attribuée aux processus physiologiques, notamment ceux de la reproduction ainsi qu'à la variation de certains facteurs de l'environnement (salinité, température) qui auraient un rôle dans la biodisponibilité de ces métaux lourds.

Les facteurs abiotiques par leur action sur les processus physiologiques liés au métabolisme et surtout à la reproduction (maturité sexuelle, ponte, développement larvaire des œufs) joueraient un rôle important dans la variation saisonnière de la bioaccumulation des métaux. La salinité et la température soit à l'origine des fluctuations saisonnières de l'accumulation des métaux lourds. Des observations similaires ont été rapportées par Asso (1984) chez les moules *Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis* en baie d'Alger. D'autres auteurs ont rappelé l'influence du pH sur la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux en agissant sur leur spéciation chimique. En règle générale, cette disponibilité est très importante quand le milieu est alcalin (Luoma 1983).

## REFERENCES

- Abdenmour C, Smith BD, Boulakoud MS, Samraoui B & Rainbow PS (2000).** Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns from north-east Algeria. *Hydrobiologia*, **432**: 217-227p.
- Abdenmour C, Khelili K, Boulakoud MS & Rainbow PS (2004).** Trace metals in shrimps and sediment from Algerian water. *J. Catal. Mat. Env.*, **3**: 9-12p.
- Aouameur R (1990).** Contribution à l'étude de certains métaux lourds dans les sédiments Superficiels de la baie d'Alger. Mémoire d'Ingénieur d'Etat, I.S.M.A.L. (Alger): 62 p.
- Asso A (1984).** Etude des teneurs globales en métaux lourds chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Variation de ces teneurs en fonction des paramètres biologiques. VIIème journées d'étude des pollutions, Lucerne, C.I.E.S.M.
- Badino G & Marchionni B (1972).** Neurosecretion and gonad maturation in a population of *Donax trunculus* L. from Leghorn (Italy). *Bull. Zool.* **39**: 321-326p.
- Bat L, Gundogdu A, Ozturk M & Ozturk M (1999).** Copper, zinc, lead and cadmium concentrations in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 from the sinop coast of the Black Sea. *Turk. J. Zool.*, **23**: 321-326p.
- Bayed A (1990).** Reproduction de *Donax trunculus* sur la côte Atlantique marocaine. *Cah. Biol. Mar.* **31**: 159-170p.
- Bei F, Catsiki VA & Stroggyloudi E (1998).** Seasonal and spatial variations of Cu, Cr, Ni and Pb concentration in *Mytilus galloprovincialis* of Saronikos Gulf, Greece. *C.I.E.S.M.* **35**:2p.
- Boudjellal B, Refes W, Eddalia N, Ounadi F, Benchikh S & Azzouz M (1998).** Etude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* d'un milieu lagunaire : le lac Mellah (Algérie). *C.I.E.S.M.* **35**:236-237p.
- Burch RE, Hahn HKJ & Sullivan JF (1975).** Newer aspects of the roles of zinc, manganese, and copper in human nutrition. *Clin. Chem.*, **21**, 501. copper. *Proc. Nutr. Soc.*, **33**:15p.
- Cheggour M, Texier, H, Moguedt & Elkaim B (1990).** Metal exchange in the fauna-sediment system; the case of *Nereis diversicolor* and *Scrobularia plana* in the Bou Regreg estuary (Morocco). *Hydrobiologia*, **207**: 209-219p.
- Coimbra J, Carraca S & Ferreira A (1991).** Metals in *Mytilus edulis* from the Northern Coast of Portugal. *Mar. Pollut. Bull.* **22**:249-253p.

**Coimbra J & Carraça S (1990).** Accumulation of Fe, Zn, Cu and Cd during different stages of the reproductive cycle in *Mytilus edulis*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **95(2)**: 265-270p.

**Company R, Serafim A, Cosson RP, Fiala-Médioni A, Camus L, Colaço A, Serrão-Santos R & Bedianno MJ (2008).** Antioxidant biochemical responses to long-term copper exposure in *Bathymodidus azoricus* from Menez-Gwen hydrothermal vent. *Sci. Total. Environ.*, **389(2-3)**: 17-407 p.

**Coombs L (1977).** Uptake and storage mechanisms of heavy metals in marine organisms. *Proc. Analyst. Div. Chem. Soc.* 219-222p.

**Crampton RF, Matthews DM & Poisner R (1965).** Mechanism of absorption of copper by the small intestine. *J. Physiol.*, **178**: 1111p.

**Decho AW & Luoma SN (1996).** Flexible digestion strategies and trace metal assimilation in marine bivalves. *Limnology and Oceanography*, **41(3)**: 568-572p.

**Depledge MH & Rainbow PS (1990).** Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology-C. Pharmacology*, **97(1)**: 1-7p.

**Drif F, Abdennour C, Boulakoud MS & Ounissi M (2005).** The effect of chemical and organic pollution on *Mytilus galloprovincialis* in the gulf of Annaba, Algeria. 4<sup>th</sup> Maghrebin Congress of Marine Sciences, Tunisia. 17-21p.

**Evans GW (1971).** Function and nomenclature for two mammalian copper proteins. *Nutr. Rev.*, **29**: 195p.

**Evans GW (1973).** Copper homeostasis in the mammalian system. *Physiol. Rev.*, **53**: 535p.

**Favier A, Maljournal B & Laturaze J (1979).** Données actuelles sur la biochimie des oligoéléments. 1. Le cuivre. *Lyon Pharm.*, **30**: 257.

**Fishelson L, Bressler V, Manelis R, Zuk-Rimon, Z, Dotan A & Yawetz A (1999).** Toxicological aspects associated with the ecology of *Donax trunculus* (Bivalvia, Mollusca) in polluted environment. *Sci. Total Environ.* **226**: 121-131p.

**Fitzpatrick P J, O'Halloran, Sheehan D & Walsh AR (1997).** Assessment of a glutathione Stransférase and related proteins in the gills and digestive gland of *Mytilus edulis* (L.), as potential organic pollution biomarkers. *Biomarkers*, **2**: 51-56p.

**Gaspar MB, Ferreira R & Monteiro CC (1999).** Growth and reproductive cycle of *Donax trunculus* L., (Mollusca: Bivalvia) off Faro, southern Portugal. *Fish. Res.* **41**: 309-316p.

**Hassan HM (1980).** Superoxide dismutases. In *Biological roles of copper*. Ed. Excerpta Medica. Amsterdam, 125p.

**Hornung H & Oren OH (1980).** Heavy metals in *Donax trunculus* L. (Bivalvia) in Haifa bay, Mediterranean (Israel). *Marine Environmental Research*, **4**: 195-201p.

**Jacob ST, Ghshal K & Sheridan JF (1998).** Induction of metallothionein by stress and its molecular mechanisms. *Gene expression*, **7**: 301-310p.

**Jiang LJ, Maret W & Vallee BL (1998).** The ATP-metallothionein complex. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, **95**: 9146-9149p.

**Kagi JHR & Vallee BL (1960).** Metallothionein: a cadmium and zinc containing protein from equine renal cortex. *J. Biol. Chem.*, **235**: 3460-3465p.

**Kojima Y & Kagi JHR (1978).** Metallothionein. *Trends. Biochem. Sci.*, **3**: 90-93p.

**Labrot FRD, Tisnerat G, Cabridenc R & Narbonne JF (1996).** Le plomb dans l'environnement: sources, mécanismes de transfert et effets biologiques. Dans: "Aspects analytiques du plomb dans l'environnement" . coordonateur M. Morlot, Lavoisier Tec & Doc éditions, 3-15p.

**Lima EFA (1997).** Determinação de cádmio, cromo, cobre e zinco em mexilhões *Perna perna* (LINNE, 1758) do litoral do estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Depto de química. PUC/RJ., 151p.

**Luoma SN (1983).** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. A review. *The Sci. of the total Environ.* **28**:1-22p.

**Malkin R, Malmström BG (1970).** The state and function of copper in biological systems. *Adv. Enzymol.*, **33**: 177p.

**Maret W & Vallee B L (1998).** Thiolate ligands in metallothionein confer redox activity on zinc clusters. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, **95**: 3478-3482p.

**Mauri M & Orlando E (1983).** Variability of zinc and manganese concentration in relation to sex and season in the bivalve *Donax trunculus*. *Mar. pollut. Bull.* **14(9)**: 342 - 346.

**Métayer C, Amiard JC, Amiard-Triquet C & Berthet B (1985).** Facteurs biologiques et écologiques contrôlant le niveau d'éléments traces (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les moules et les huîtres de la baie Bourgneuf. *Bull. Sco. Sc. Nat., Nlle série*, **7(2)**: 53-69p.

**Moukrim A, El Hamidi F, Lagbouri A, Kaaya A, Zekhnini A, Bouhaimi A & Narbonne JF (2004).** *Donax trunculus* as a sentinel species for environmental monitoring of sandy beaches on Moroccan coasts. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **73**: 674-681p.

**Neuberger-Cywiak L, Aчитuv Y & Garcia EM (2007).** Effects of sublethal Zn<sup>++</sup> and Cd<sup>++</sup> concentrations on filtration rate, absorption efficiency and scope for growth in *Donax trunculus* (Bivalvia: Donacidae). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **79**: 622-627p.

**Ozdemir E, Ugur S & Kaimaki A (1998).** Heavy metals concentrations in some molluscs and in superficial sediment from Izmir Bay (Turkey). *C.I.E.S.M.* **35**:2p.

**Rainbow PS, Fialkowski W, Sokolowski A, Smith BD & Wolowicz M (2004).** Geographical and seasonal variation of trace metal bioavailabilities in the gulf of Gdansk, Baltic Sea, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*) as biomonitors. *Mar. Biol.*, **144**: 271-286p.

**Rainbow P S (2002).** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and What? *Environmental pollution*, **120(3)**: 497-507p.

**Rainbow PS (1997).** Trace metal accumulation in marine invertebrates: Marine biology or marine chemistry. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, **77**: 195-210p.

**Rainbow PS & Phillips DJH (1993).** Cosmopolitan biomonitors of trace metals, a review. *Mar. Pollut. Bull.*, **26**: 593-601p.

**Rézende CE & Lacerda LD (1986).** Metais pesados em mexilhões *Perna perna* no litoral do estado de Rio de Janeiro. *Rev Brasil. Biol.*, **46**: 239-247p.

**Richardson T (1976).** Salicylates copper complexes, free radicals and arthritis. *J. Pharm. Pharmacol.*, **28**: 666.

**Roesijadi G & Robinson WE (1994).** Metal regulation in aquatic animals: Mechanisme of uptake, accumulation and release. *Aquatic Toxicology. Molecular. Biochemical and cellular perspectives*, 387-420p.

**Say PJ & Giani N (1981).** The Riou Mort tributary to the river Lot polluted by heavy metals, accumulation of zinc by oligochaetes and chironomids. *Acta Ecologia*, **2**:339-335p.

**Shulkin VM, Presley BJ & Kavun VI (2003).** Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments. *Environ Int.*, **29(4)**: 493-502p.

**Sidoumou Z, Roméo M, Gnassia-Barelli M, Nguyen PH & Caruba R (1992).** Détermination de la qualité des eaux du littoral Mauritanien par la mesure des métaux traces chez les mollusques *Donax rugosus* et *Venus verrucosa*. *Hydroécol. Appl.* **2(4)**: 33-4 1p.

**Sidoumou Z (1991).** Qualité des eaux du littoral mauritanien : étude des métaux traces chez deux mollusques bivalves (*Venus verrucosa* et *Donax rugosus*). Thèse de Doctorat sciences de la vie. 184 p.

**Simkiss K & Taylor M (1995).** Transport of metals across membranes. In: Terssier A, Tumer D, editors. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Chichester: John Wiley & Sons, 1-44p.

**Sternlieb L, Vanden-Hamer CJA & Alpert S (1967).** Role of intestinal lymphatics in copper absorption. *Nature*, **216**: 824p.

**Suhy DA, Simon KD, Linzer DI & O'Halloran TV (1999).** Metallothionein is part of a zinc-scavenging mechanism for cell survival under conditions of extreme zinc deprivation. *J. Biol. Chem.*, **274**: 9183-9192p.

**Tahiri L, Bennasser L, Idrissi L, Fckhaoui M, El Abidi A & Mouradi A (2005).** Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water. Qual.Res. J. Canada*, **1(40)**: 111-119p.

**Tessier A, Buffle J & Campbell PGC (1994).** Uptake of trace metals by aquatic organisms. In: Buffle J. De Vitre RR, editors. *Chemical and biological Regulation of Aquatic Systems*. Boca Ration: Lewis publishers, 197-230p.

**Tlili S, Métais I, Ayache N, Boussetta H & Mouneyrac C (2011).** Is the reproduction of *Donax trunculus* affected by their sites of origin contrasted by their level of contamination?. *Chemosphere*, **84**: 1362-1370p.

**Topcuoglu S, Kirbasoglu C & Gungor N (2002).** Heavy metals in organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997-1998. *Environ. Int.*, **27(7)**: 521-6p.

**Underwood EJ (1977).** Trace elements in human and animal nutrition, 4th edition, Academic Press, New York.

**Usero J, Morillo J & Gracia I (2005).** Heavy metal concentrations in mollusks from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere*. **59(8)**: 1175-81p.

**Wang Y, Liang L, Shi J & Jiang G (2005).** Study on the contamination of heavy metals and their correlations in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea. *Environ Int.*, **31(8)**: 1103-13p.

**Wang WX, Fisher NS & Luoma SN (1996).** Kinetic determination of trace elements bio-accumulation in the *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol.* **95**:163-168p.

**Wright P & Mason CF (1999).** Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Sci. Total Environ.*, **226**: 56-139p.

**White SL & Rainbow PS (1985).** On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. *Mar. environ. Res.*, **16**: 215p.

## CONCLUSION GENERALE

Les résultats obtenus des concentrations des métaux traces chez les bivalves dans la côte d'Annaba montrent :

### Chez *Mytilus galloprovincialis* :

- 1) Des augmentations remarquables du taux de Pb, Ni, Cu et Zn au niveau des sites 2, 3 et 4.
- 2) Le site Seybouse renferme les concentrations les plus élevées en métaux, en raison de rejets industriels.
- 3) Des différences significatives en métaux entre sites.
- 4) Peu de différences significatives ont été observées entre les mâles et les femelles.
- 5) Le site 1 peut être utilisé comme un site de référence pour le monitoring des métaux.
- 6) Des corrélations positives entre la concentration métallique et le poids corporel ont été observées dans tous les sites pour les métaux non-essentiels (Pb, Ni).
- 7) Des corrélations négatives ont été observées entre la concentration métallique et le poids corporel pour le Cu dans tous les sites, et pour le Zn au niveau de site non pollué seulement (El-Heneya).
- 8) Enfin, *M. galloprovincialis* pourrait être utilisée pour la surveillance de la pollution métallique en milieu marin.

### Chez *Donax trunculus* :

- 1) Les sites 3 et 4 sont les plus pollués en raison des rejets industriels et domestiques.
- 2) Les taux du Pb, Ni, Cu et Zn sont presque les mêmes entre mâles et femelles.
- 3) Site 1 peut être utilisé comme site de référence pour le monitoring des métaux.
- 4) Des corrélations positives ont été observées entre la concentration métallique et le poids corporel dans tous les sites pour les métaux non-essentiels (Pb, Ni).
- 5) Des corrélations négatives ont été observées entre la concentration métallique et le poids corporel pour le Cu dans tous les sites, pour le Zn des corrélations négatives au niveau du site non pollué seulement (El-Heneya).
- 6) La consommation des bivalves est ainsi fortement déconseillée.
- 7) L'espèce *D. trunculus* peut être utilisée pour la surveillance de la pollution métallique dans la côte d'Annaba.

## ABSTRACT

### **Monitoring of trace metals by the bivalve *Mytilus galloprovincialis***

The status of trace metal (Pb, Ni, Cu, and Zn) in the marine bivalve *Mytilus galloprovincialis* has been investigated along the coast of Annaba (Northeast Algeria). Animals were collected from different sites in wet and dry seasons and from males and females.

Results have revealed high concentrations of Pb, Ni, Cu and Zn in sites mainly exposed to industrial pollution in both seasons.

Metal concentrations were higher in sites exposed to industrial pollution compared to sites contaminated by sewages, except for Cu. It has been observed that sites contaminated by the sewage rich in organic pollution are characterized by an increase in Pb followed by Cu, Ni and Zn.

When comparing the two seasons, metals from the sewage areas were lower in summer, while those from the industrial site were almost similar.

It has been noted that the site which is far away from pollution contains the lowest metal concentrations and animals collected from sites close to Annaba city are not recommended for human consumption.

Only few significant differences between the two sexes were recorded, and females have higher metal concentrations than males.

Size has different effects on the trace metal concentrations in blue mussels in polluted and unpolluted sites. Cu was significantly higher in small mussels than large ones in the unpolluted site, while Ni and Pb were significantly higher in large mussels in the polluted and unpolluted site.

Mussels in Seybousse site are moderately polluted by Pb, Zn, Cu and Ni.

In conclusion, *M. galloprovincialis* could be used to know the status of trace metal pollutions along the coast of Annaba, because this species is capable to accumulate metals according to its surroundings.

### **Monitoring of trace metals by the bivalve *Donax trunculus***

Trace metals in the mussel *Donax trunculus* of Annaba esruaries, North-East Algeria have been studied. Samples were collected from four sites exposed to different types and degree of pollution.

Site 3 and 4 are the most polluted due to the urban and the industrial discharges, respectively.

Positive correlations were observed for the non-essential metals in all sites (Pb, Ni).

Negative correlations were observed for Cu in all sites and for Zn in the non polluted site (site 1).

However, the concentrations of Pb, Ni, Cu and Zn are almost similar between males and females.

This study suggests that this species might be used for monitoring the pollution by trace metals in Annaba estuaries.

However, the consumption of bivalves collected from polluted sites is highly avoided.

## RESUME

### **Monitoring des métaux traces par le bivalve Mytilus galloprovincialis**

L'état de métaux traces (Pb, Ni, Cu et Zn) chez le bivalve marins *Mytilus galloprovincialis* a été étudiée le long des côtes d'Annaba (Nord-est de l'Algérie). Les animaux mâles et des femelles ont été prélevés à différents sites au cours des deux saisons sèche et humide.

Les résultats ont révélé de fortes concentrations de Pb, Ni, Cu et de Zn dans les sites exposés principalement à la pollution industrielle au cours des deux saisons. Les concentrations de métaux étaient plus élevées dans les sites exposés à la pollution industrielle par rapport aux sites contaminés par les eaux usées, à l'exception du Cu. Les sites contaminés par les eaux usées riches en pollution organique sont caractérisés par une augmentation de Pb suivie par le Cu, Ni et le Zn.

Lorsque l'on compare les deux saisons, les métaux provenant des zones des eaux usées sont plus faibles en été qu'en hiver, tandis que ceux du site industriel sont presque similaires.

Il a été noté que le site qui est loin de la pollution contient les plus faibles concentrations en métaux. Les d'animaux prélevés dans les sites à proximité de la ville de Annaba ne sont pas recommandés pour la consommation humaine.

D'autre part, peu de différences significatives ont été enregistrées entre les deux sexes. Les femelles ont des concentrations de métaux plus élevés que chez les mâles.

La taille à des effets différents sur les concentrations en métaux traces chez les moules des sites pollués et non pollués. Le cuivre est significativement plus élevée chez les petits moules que les grands dans le site non pollué, alors que, le nickel et le plomb sont significativement plus élevée chez les grosses moules dans le site pollué et non pollué.

Les moules du site Seybouse sont modérément polluée par le plomb, le zinc, le cuivre et le nickel. En conclusion, la moule *M. galloprovincialis* pourrait être utilisée pour connaître l'état de pollution par les métaux traces le long des côtes d'Annaba, parce que elle est capable d'accumuler les métaux selon sa le milieu.

### **Monitoring des métaux traces par le bivalve Donax trunculus**

Les métaux traces chez la moule *Donax trunculus* des estrans d'Annaba, Nord-Est de l'Algérie ont été étudiés. Les échantillons ont été récoltés de quatre sites différemment soumis aux pollutions. Les sites 3 et 4 sont les plus pollués en raison des rejets domestiques et

industriels. Cependant, Les concentrations du Pb, Ni, Cu et Zn sont presque similaires entre mâles et femelles.

Des corrélations positives ont été observées dans tous les sites pour les métaux non-essentiels (Pb, Ni).

Des corrélations négatives ont été observées pour le Cu dans tous les sites, et pour le Zn au niveau de site non pollué seulement.

Cette étude suggère que cette espèce peut être utilisée dans la surveillance de pollution métallique dans la côte d'Annaba.

Cependant, la consommation des bivalves récoltés de sites pollués est ainsi fortement déconseillée.

## المخلص

### رصد المعادن النادرة بواسطة ثنائي الصدفية *Mytilus galloprovincialis*

تم الكشف عن حالة المعادن النادرة (الرصاص، النيكل، النحاس و الزنك) عند ثنائي الصدفية *Mytilus galloprovincialis* على طول شاطئ عنابة (شمال شرق الجزائر). جمعت عينات الحيوانات من مواقع مختلفة في الفصل الرطب والجاف ومن الذكور والإناث.

أوضحت النتائج المسجلة ارتفاعا في تركيز الرصاص، النيكل، النحاس و كذلك الزنك في المواقع المعرضة أساسا إلى التلوث الصناعي في كلا الفصلين. لقد لوحظ أن المواقع المعرضة للتلوث الصناعي بها أعلى التراكيز من المعادن مقارنة بتلك المعرضة للتلوث بمياه الصرف الصحي، ما عدا النحاس.

وقد لوحظ أن المواقع الملوثة بمياه الصرف الصحي التي هي غنية بالتلوث العضوي تتميز بزيادة في الرصاص يليها النحاس والنيكل ثم الزنك.

عند المقارنة بين الفصول، فإن المعادن في مواقع الصرف الصحي كانت اخفض في فصل الصيف، في حين كانت متقاربة في المواقع المعرضة للتلوث الصناعي، هذا وقد سجل في الموقع البعيد عن مصادر التلوث أخفض التراكيز في كل المعادن.

كما سجلت اختلافات معنوية قليلة بين الجنسين، وقد أظهرت الإناث أعلى تركيز للمعادن من الذكور.

سجلت علاقات ارتباط موجبة بين تركيز كل المعادن ووزن الحيوان في كل المواقع بالنسبة للمعادن غير الأساسية (الرصاص والنيكل)، ما عدا النحاس فإنها كانت سالبة، وبالنسبة الزنك عند الموقع غير الملوث.

ينصح بعدم استهلاك حيوانات المواقع القريبة من مدينة عنابة من قبل الإنسان.

نستنتج من ذلك أنه يمكن استعمال هذا الحيوان لرصد حالة التلوث بالمعادن النادرة على طول شاطئ عنابة نظرا لقدرته على تركيز كميات من المعادن في جسمه والتي تعكس حالة محيطه.

## رصد المعادن النادرة بواسطة ثنائي الصدفية *Donax Trunculus*

قدر تركيز المعادن النادرة عند بلح البحر *Donax trunculus* من شواطئ عنابة بشمال شرق الجزائر. جمعت العينات من أربعة مواقع معرضة لأنواع مختلفة من التلوث. موقع 3 و 4 هي الأكثر تلوثا بسبب قربها من المناطق الحضرية، والنفايات الصناعية، على التوالي.

سجلت علاقات ارتباط موجبة بين تركيز المعادن ووزن الحيوان في كل المواقع بالنسبة للمعادن غير الأساسية (الرصاص والنيكل).

سجلت علاقات ارتباط سالبة بين تركيز المعادن ووزن الحيوان، بالنسبة للنحاس في كل المواقع، وبالنسبة الزنك عند الموقع غير الملوث.

وجد أن تركيز الرصاص، النحاس، النيكل والزنك متشابهة تقريبا بين الذكور والإناث. وتقترح هذه الدراسة استخدام هذه الأنواع من الحيوانات لرصد التلوث الناجم عن المعادن النادرة في المناطق الساحلية لعنابة.

وبناء على هذه الدراسة، فإنه يجب تجنب استهلاك ثنائية الصدفية التي تجمع من المواقع الملوثة.

