

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

**ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DES SCIENCES DE LA MER ET
DE L'AMENAGEMENT DU LITTORAL**



THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat en sciences

Domaine : Science de la nature et de la vie

Filière : Hydrobiologie marine et continentale

Spécialité : Sciences de la mer

Par

ABDERRAHMANI Khaled

Thème :

Impact de la pollution sur quelques espèces sédentaires marines.

Soutenue publiquement le 13 /03/2023 devant le jury composé de :

LOUANCHI Ferial	Professeur (ENSSMAL)	Présidente
BOULAHDID Mostefa	Professeur (ENSSMAL)	Directeur de thèse
Arab Abdeslem	Professeur (USTHB)	Examineur
BADIS Abdelmalek	Professeur (USD Blida)	Examineur
KARA Mohamed Hichem	Professeur (UBM Annaba)	Examineur
REFES Wahid	Professeur (ENSSMAL)	Examineur

Année universitaire 2022/2023

Je dédie ce travail

A mes parents qui m'ont soutenu durant tous les moments de sa réalisation ;

A mes frères et sœurs et leurs enfants ;

A tous les enseignants qui ont participé à notre éducation et formation, allant des enseignants du primaire, secondaire, lycée jusqu'aux enseignants de l'Ecole

Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

ENSSMAL ;

A tous mes amis et collègues avec qui je savais la valeur de l'amitié.

Remerciements

Tout d'abord, je remercie dieu de m'avoir donné la chance, la patience et la force d'achever ce modeste travail.

Je tiens à remercier infiniment Monsieur **BOULAHID Mostefa**, professeur à ENSSMAL, pour son travail d'encadrement. Merci pour vos précieux conseils, critiques et remarques durant toutes les phases du déroulement de cette thèse. Un grand merci pour votre soutien, et la grande liberté que m'avez accordée dans mes recherches, et qui m'a permis d'acquérir l'autonomie nécessaire pour arriver à ce stade. Merci encore pour cette confiance.

J'exprime ma profonde gratitude à tous les membres de jury qui ont réservé leur précieux temps à évaluer et juger ce manuscrit, comprenant :

-Mme LOUANCHI Ferial professeur à l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral ENSSMAL, vous avez contribué activement à notre formation que ce soit en graduation ou en post graduation, merci d'avoir accepté de présider ce jury. Votre présence nous a beaucoup honoré.

-Mr KARA Mohamed Hichem professeur à l'université de Badji-Mokhtar, Annaba. Je vous exprime ma gratitude pour avoir accepté de participer au jury d'examination de cette thèse.

-Mr BADIS Abdelmalek professeur à l'université de Saad Dahlab de Blida. Je vous remercie d'avoir fait partie de jury. Merci à vous pour le temps réservé à l'examination de cette thèse tout en contribuant à l'amélioration de sa qualité.

-Mr ARAB Abdeslem professeur à l'université des sciences et de la technologie Houari Boumediene USTHB, je vous remercie pour votre contribution à examiner cette thèse.

Mr REFES Wahid, maître de conférences à l'ENSSMAL, j'ai l'honneur de vous exprimer mes sincères remerciements d'avoir accepté l'examination de cette thèse.

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide colossale de toute l'équipe de géochimie de la division technologie et développement (ex CRD) SONATRACH, toute ma reconnaissance va aux mesdames :**BENDOU N, AISSANI A, GHOURASSI S**, et aux messieurs :**BOUDISS K, DAHDOUH M, SAOUDI A, DIB M** et **BOUCHIBANE E**. J'étais accordé par un accueil très chaleureux pendant mon stage effectué, j'avais de la chance de rencontrer et travailler avec tous ces gens qui m'ont assuré un immense travail analytique de mes échantillons.

Sincèrement, je ne trouve pas les mots pour exprimer ma gratitude envers toutes ces personnes.

Mes remerciements vont aussi à l'ensemble du personnel de centre CNRDPA, collègues et administration pour leur soutien et encouragement lors les moments difficiles du déroulement de cette étude. J'en cite quelques-uns, **Ahmed, Belkacem, Rachid, Fateh, Kamel, Bilal, Abdellah, Youcef, Sid Ali, Samir, Moussa, Taher, Mustapha, El Hadi, Abdel Basset et Redouane**.

J'exprime ma profonde reconnaissance aux :**Mr ROUANE HACENE Omar**, enseignant à l'université d'Oran1 (Ahmed Ben Bella), **Mr OUDAINIA Salah Eddine**, docteur vétérinaire à la DPRH de Guelma, docteurs **Mr MONTEVECCHI Giuseppe** et **Mme MASINO Francesca**, chercheurs à l'université de Modena and Reggio Emilia, d'avoir apporté des remarques précieuses, révisions et conseils aux mes travaux de recherche soumis aux revues scientifiques.

Je n'oublie pas l'aide de l'équipe de la station Sidi Fredj, en particulier **Mr BOUDJELLAL, Mme EDDALIA, Mme OUNADI** et **Mr BRAHIMI**, pour les travaux de préparation et du traitement menés au laboratoire de recherche Ecosystèmes marins et littoraux. Je vous tous remercie.

Je remercie infiniment toute ma famille, parents, frères, sœurset leurs enfants, mes amis et tous ce qui m'ont aidé, soutenu ou qui ont contribué de près ou de loin à l'accomplissement de ce travail.

Résumé :

Cette présente étude a pour objet d'évaluer la bioaccumulation de quelques éléments traces métalliques (ETM) tels que le cadmium, plomb, arsenic, nickel, manganèse, cuivre et zinc, au niveau de quatre tissus de moules (branchie, glande digestive, gonade et reste de la chair) chez les deux espèces, *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna*, provenant de quatre sites du littoral algérien centre, Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et port d'Alger. Ce travail nous permet d'identifier les tissus potentiels d'accumulation, et déduire les impacts qui peuvent se produire sur ces espèces, en présence de ces contaminants dans l'environnement marin.

L'analyse des éléments traces métalliques dans les tissus de moules a été menée par la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif ICP-MS (Agilent 7700x).

Les résultats obtenus montrent une forte capacité de stockage en ETM étudiés, des tissus, branchies et glandes digestives pour les moules issues de quatre sites de prélèvement. En contrepartie, des faibles abondances en ETM ont été enregistrées dans les gonades et les restes de la chair des moules étudiées.

Les teneurs en ETM, durant les quatre saisons étudiées, révèlent des différences spatiales très significatives. En effet, le manganèse et le nickel sont plus concentrés dans les moules émanant des sites Figuier et Boudouaou El Bahri. Ceci suggère une utilisation excessive des produits phytosanitaires (pesticides) par les agricultures de la région. Des teneurs significativement élevées en cadmium ont été relevées au niveau des moules prélevées à Surcouf. Les rejets de différentes unités industrielles installées dans la zone de Reghaia et celle de Rouiba sont les éventuelles sources de cette contamination en cadmium. Au port d'Alger, de notables concentrations en plomb et cuivre ont été détectées dans les différents tissus de moules. Ce résultat est expliqué par le déversement de plusieurs produits issus des activités localisées dans cette enceinte (navigation, entretien et réparation navale).

Les résultats de cette présente étude ne révèlent aucune contamination des moules en cadmium et en plomb pour les trois sites étudiés Figuier, Boudouaou El Bahri et Surcouf, et donc aucun risque sanitaire ne s'est présenté après leurs consommations.

Mots clés : éléments traces métalliques, moule, bioaccumulation, contamination, littoral algérien centre.

Abstract:

The purpose of this present study is to assess the bioaccumulation of a few trace metal elements (TME) such as cadmium, lead, arsenic, nickel, manganese, copper and zinc, in four mussel tissues (gill, digestive gland, gonad and remains of flesh) of the two species, *Mytilus galloprovincialis* and *Perna perna*, from four sites on the central Algerian coast (Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf and port of Algiers). This work allows us to locate the potential tissues of accumulation, and deduce the impacts that may occur to these species, when these contaminants are present in the marine environment.

Analysis of metallic trace elements in mussel tissues was carried out by inductively coupled plasma mass spectrometry ICP-MS (Agilent 7700x).

The obtained results show a high storage capacity of the tissues: gills and digestive glands for the mussels sampled from the three sites, in terms of the studied TME. On the other hand, low abundances of metallic traces were recorded in the gonads and the flesh's remain of the studied mussels.

The levels of TME, during the four studied seasons, reveal very significant spatial differences. In fact, manganese and nickel are more concentrated in the mussels coming from Figuier and Boudouaou El Bahri sites. This suggests an excessive use of phytosanitary products (pesticides) by agriculture in the area. Significantly high cadmium contents were found in the mussels collected at Surcouf. The discharges from various industrial units installed in the Reghaia and Rouiba zones are the possible sources of this cadmium contamination. In the port of Algiers, significant lead and copper concentrations were detected in the various mussel tissues. This result is explained by the spillages of several products from the activities located in this enclosure (navigation, maintenance and ship repair).

The results of this present study do not reveal any contamination of cadmium and lead for mussels sampled in the three studied sites Figuier, Boudouaou El Bahri and Surcouf, and therefore no health risk is presented after their consumption.

Key words: metal trace elements, mussel, bioaccumulation, contamination, central algerian coast.

ملخص:

الغرض من هذه الدراسة هو تقييم تراكم بعض العناصر المعدنية الضئيلة مثل الكاديوم والرصاص والزرنيخ والنيكل والمنغنيز والنحاس والزنك، على مستوى أربعة أعضاء من بلح البحر (الخياشيم والغدة الهضمية والغدد التناسلية وبقايا الأنسجة) عند النوعين *Mytilus galloprovincialis* و *Perna perna*، من أربعة مواقع على الساحل الجزائري الأوسط: الكرمة، بودواو البحري، سركوف وميناء الجزائر. يتيح لنا هذا العمل تحديد الأنسجة ذات التراكم العالي، والتنبؤ بالتأثيرات التي قد تحدث لهذه الكائنات، في ظل وجود هذه الملوثات في البيئة البحرية.

تحليل العناصر المعدنية الضئيلة المتراكمة في أعضاء بلح البحر تم بواسطة تقنية المطياف الكتلالية البلازمية المقرونة بالحث ICP-MS Agilent 7700.

أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها قدرة تخزين عالية، في العناصر المعدنية الضئيلة المدروسة، للأنسجة: الخياشيم والغدة الهضمية لبلح البحر المأخوذ من الأربعة مواقع. من ناحية أخرى، تم تسجيل كميات قليلة من العناصر المعدنية في الغدد التناسلية وبقايا أنسجة بلح البحر.

أظهرت مستويات العناصر المعدنية الضئيلة، خلال الفصول الأربعة التي تمت دراستها، اختلافات مكانية ذات دلالة إحصائية. في هذا الشأن، وجدت تراكيز عالية من العنصرين المنغنيز والنيكل في بلح البحر المنبثق من الموقعين الكرمة و بودواو البحري يشير هذا ربما إلى الاستخدام المفرط للمبيدات الحشرية ومبيدات الأعشاب من قبل مزارعي المنطقة. تم العثور على نسبة عالية من الكاديوم في بلح البحر الذي تم جمعه في سركوف. إن التصريفات الناتجة من الوحدات الصناعية المختلفة المتواجدة في منطقتي الرغبة والروبية هي المصدر المحتمل للتلوث الناجم عن الكاديوم. في ميناء الجزائر، تم اكتشاف تركيزات كبيرة من الرصاص والنحاس في أنسجة بلح البحر المختلفة. يمكن تفسير هذه النتيجة من خلال تفرغ العديد من المركبات الناتجة عن الأنشطة الموجودة في هذا المرفأ (الملاحة، صيانة وإصلاح السفن).

لم تكشف نتائج هذه الدراسة عن أي تلوث للكاديوم و الرصاص في بلح البحر للمواقع الثلاثة التي خضعت للدراسة وهي الكرمة ، بودواو البحري وسركوف ، وبالتالي لا توجد مخاطر صحية بعد تناولها.

كلمات مفتاحية:

العناصر المعدنية الضئيلة، بلح البحر، التراكم البيولوجي، التلوث، الساحل الجزائري وسط.

Liste des acronymes

ACP : Analyse en Composante Principale

ADN : Acide Désoxyribo Nucléique

AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique

ANOVA : Analyses Of Variance

ARNm : Acide Ribo Nucléique messenger

ASP : Amnisiic Shelfish Poisoning

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

CRC : Comité Régional de la Conchyliculture

CRD : Centre de Recherche et Développement

DDT: Dichloro-Diphényle-Trichloro-éthane

EPA US: United States Environmental Protection Agency

ETM: Elément Trace Métallique

FAO: Food and Agriculture Organization

GST: Glutathion-S-Transférase

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

IC: Indice de Condition

ICP-MS:Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry

ICP-OES: Inductively Coupled Plasma – Optical EmissionSpectrometry

IGS : Indice Gonado-Somatique

IMBI : Individual Multimetal Bioaccumulation Index

MDA : Malondialdehyde

MMT : Méthylcyclopentadiényl Manganèse Tricarbonyl

MPI: Metal Pollution Index

MPO : Ministère des pêches et des océans (Canada)

MTLP: Metallothionein like protein

PBB : Polybromobiphényle

PCB: Polychlorobiphényle

pH: Potentiel Hydrogène

Ppm: Partie par million

PSP : Paralytic Shellfish Poisoning

RINBIO: Réseau Intégrateurs Biologiques

RNO: Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

UNEP: United Nations Environment Programme

WHO: World Health Organization

Liste des abréviations

Cd : Cadmium

Co: Cobalt

Cu: Cuivre

Fe: Fer

Hg: Mercure

Mn : Manganèse

Mo : Molybdène

Moy : Moyenne

M : Molarité (mol/l)

Ni : Nickel

Pb: Plomb

Se : Sélénium

V: Vanadium

Zn : Zinc

µg: Microgramme 10^{-6} g

Table des matières

Introduction	1
Chapitre I : Les contaminants dans l'environnement marin	
I.1 Les contaminants dans l'environnement.....	4
I.1.1 Les polychlorobiphényles : PCB.....	4
I.1.2 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	5
I.1.3 Les pesticides.....	6
I.1.4 Les détergents.....	8
I.1.5 Les métaux.....	9
I.2 Etat de la pollution métallique en Algérie.....	9
I.3 Accumulation des ETM dans les organismes marins.....	10
I.3.1 Voie directe.....	11
I.3.2 Voie trophique.....	13
I.4 Mécanisme d'excrétion des métaux.....	13
I.5 Mécanisme de stockage des métaux.....	14
I.6 Rôle des métaux essentiels dans les processus biologiques.....	15
I.7 Effets des ETM sur l'environnement.....	15
I.7.1 Effets des ETM sur la flore.....	16
I.7.2 Effet des ETM sur la faune.....	16
I.7.3 Effets des métaux sur les moles mollusques.....	17
a) Effets physiologiques.....	18
b) Effets biochimiques, immuno- toxiques et génotoxiques.....	18
c) Effets histologiques.....	19
I.7.4 Effet des métaux sur la santé humaine.....	20
a) Effet de l'arsenic.....	20
b) Effet de cadmium.....	20
c) Effet de mercure.....	21
d) Effet de plomb.....	21
e) Effet de cuivre.....	21
f) Effet de chrome.....	22
g) Effet de fer.....	22
h) Effet de manganèse.....	22

Chapitre II : Biosurveillance de l'environnement marin

II.1 Biosurveillance de l'environnement marin.....	23
II.1.1 La moule en tant qu'espèce indicatrice de pollution.....	24
II.1.2 Position systématique des moules étudiées.....	24
II.1.3 Distinction entre les deux espèces de moule	25
II.1.4 Organisation de la moule.....	26
II.1.4.1 La coquille.....	26
II.1.4.2 Charnière et ligament.....	27
II.1.4.3 Le pied et le byssus.....	27
II.1.4.4 Manteau.....	27
II.1.4.5 Branchies.....	27
II.1.4.6 Muscles adducteurs.....	28
II.1.5 Nutrition de la moule.....	29
II.1.6 La respiration de la moule.....	30
II.1.7 Le système circulatoire de la moule.....	30
II.1.8 Système nerveux de la moule.....	31
II.1.9 Le système excréteur de la moule.....	31
II.1.10 Reproduction de la moule.....	31
II.1.11 Répartition géographique.....	32
II.1.12 Pathologies des moules.....	33
II.2 Seuils limites des contaminants dans les moules.....	33

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1 Localisation des sites de prélèvement.....	35
III.1.1 Le site de Figuier.....	35
III.1.2 Le site de Boudouaou El Bahri.....	36
III.1.3 Le site de Surcouf.....	37
III.1.4 Le port d'Alger.....	37
III.2 Méthodologie d'échantillonnage	40
III.2.1 Prélèvement et transport.....	41
III.3 Prétraitement des échantillons.....	41
III.3.1 Mesure des paramètres biométriques	41
III.3.1.1 Mesure de poids.....	42

III.3.2 Dissection des moules.....	42
III.3.3 Congélation des échantillons.....	44
III.3.4 La lyophilisation.....	44
III.3.5 Broyage.....	45
III.3.6 Homogénéisation.....	46
III.4 Les indices physiologiques.....	46
III.4.1 Indice de condition (IC).....	46
III.4.2 Indice gonado -somatique (IGS).....	46
III.5 Le traitement chimique.....	46
III.5.1 Nettoyage des instruments.....	46
III.5.2 La minéralisation.....	47
III.5.2.1 Minéralisation à blanc.....	47
III.5.2.2 Digestion des échantillons.....	47
III.6 Performance du procédé expérimental.....	48
III.6.1 Contrôle de la justesse.....	48
III.6.2 Contrôle de la répétabilité.....	49
III.7 Analyse des ETM.....	49
III.7.1 Principe de l'ICP-MS.....	49
III.7.2 Détermination de la concentration métallique des échantillons.....	52
III.7.3 Détermination de la concentration métallique dans la chair totale.....	57
III.8 Détermination d'indices de pollution.....	58
III.8.1 IMBI.....	58
III.8.2 MPI.....	58
III.9. Analyse statistique.....	58
III.9.1 ANOVA.....	58
III.9.2 Corrélation.....	59
III.9.3 ACP.....	59

Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1 Paramètres biométriques.....	60
IV.2 Paramètres physiologiques :.....	61
IV.2.1 Indice de condition (IC).....	61

IV.2.2 Indice gonado-somatique (IGS).....	62
IV.3 Distribution saisonnière des ETM dans les tissus de moules.....	63
IV.3.1 Le cadmium (Cd).....	63
IV.3.2 Le plomb (Pb)	66
IV.3.3 L'arsenic (As).....	68
IV.3.4 Le nickel (Ni).....	70
IV.3.5 le manganèse (Mn).....	72
IV.3.6 Le cuivre (Cu).....	74
IV.3.7 Le zinc (Zn).....	76
IV.4 Corrélation entre des résultats ETM dans les tissus des moules.....	78
IV.5 ANOVA.....	80
IV.6 ACP.....	81
IV.7 Les indices de pollution des tissus de moules.....	83
IV.7.1 IMBI.....	83
IV.7.2 MPI.....	84
IV.8 Répartition annuelle moyenne des ETM dans les tissus de moules.....	85
IV.8.1 Le cadmium	85
IV.8.2 Le plomb.....	85
IV.8.3 L'arsenic.....	86
IV.8.4 Le nickel.....	87
IV.8.5 Le manganèse.....	87
IV.8.6 Le cuivre.....	88
IV.8.7 Le zinc.....	89
IV.9 Concentration métallique dans la chair totale des moules	89
IV.10 Les indices de pollution de la chair totale des moules.....	91
IV.10.1 IMBI (Individual Multimetal Bioaccumulation Index).....	91
IV.10.2 MPI.....	98
IV.11 Comparaison spatiale des teneurs en ETM.....	92
IV.12 Comparaison saisonnière des ETM dans chaque site de prélèvement	93
IV.12.1 Figuier.....	93
IV.12.2 Surcouf	94
IV.13.3 Port d'Alger.....	95
IV.13.4 Boudouaou El Bahri.....	96

IV.14 Comparaison intersites de la teneur moyenne en ETM.....	98
IV.15 Comparaison des résultats ETM de cette étude avec ceux des études antérieures	100
DISCUSSION	101
Conclusion générale.....	109
Références bibliographiques	
Annexes	

Liste des figures

Figure 1 : Formule semi-développée de la molécule de PCB (Chahal, 2013).....	7
Figure 2 : Structures chimiques des HAP définis comme polluants prioritaires par l'US EPA.....	6
Figure 3 : Structure de DDT.....	7
Figure 4 : Formation d'une micelle. (Le Petit, 2020).....	8
Figure 5 : Sources anthropiques de la pollution des milieux marins	10
Figure 6 : Schéma illustrant la diffusion des métaux en solution dans la membrane plasmique (Campbell, 1995) (k1, k2 et k3 vitesses de réaction).....	12
Figure 7 : Schéma illustrant la capture du cuivre par endocytose(Minghetti et al., 2010).....	12
Figure 8 : Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (George, 1980).....	14
Figure 9 : La disposition des insertions musculaires sur la coquille de <i>Perna perna</i> (a) et de <i>Mytilus galloprovincialis</i> (b) (FAO, 1973).....	26
Figure 10 : Anatomie de la moule (Ben Cheikh, 2017).....	28
Figure 11 : La nutrition de la moule (MPO, 2003).....	29
Figure 12 : Le système circulatoire chez la moule (Gosling, 2015).....	30
Figure 13 : Cycle de reproduction de la moule (Boukadida Ammar, 2017).....	32
Figure 14 : Localisation des sites de prélèvements de moules.....	35
Figure 15 : Site de prélèvement des moules de Figuier.....	36
Figure 16 : Site de prélèvement des moules à Boudouaou El Bahri.....	36
Figure 17 : Les rejets solides (A) et urbain (B) au port d'Alger.....	38
Figure 18 : Les différents huiles et produits pétroliers rejetés au port d'Alger.....	39
Figure 19 : Les bassins du port d'Alger.....	39
Figure 20 : Le nettoyage des moules	41
Figure 21 : Mesure biométrique par le pied à coulisse.....	42
Figure 22 : L'égouttage des moules.....	43
Figure 23 : La dissection de la moule <i>Mytilusgalloprovincialis</i>	43
Figure 24 : La dissection de la moule <i>Perna perna</i>	43
Figure 25 : Prélèvement des branchies, glandes digestives, gonades et restes de la chair des moules.....	44
Figure 26 : Lyophilisation des moules modèle (CHRIST BETTA 1-8).....	45
Figure 27 : Broyage des moules à l'aide d'un broyeur en porcelaine.....	45

Figure 28 : Digestion des tissus des moules dans les godets en téflon sur la plaque chauffante.....	48
Figure 29 : Schéma de la trajectoire stable d'un ion traversant le quadripôle (Richard, 2009).....	50
Figure 30 : Schéma illustrant les différentes composantes d'ICP-MS (Richard, 2009).....	51
Figure 31 : Déroulement de l'analyse des échantillons par ICP-MS (Bettmer et <i>al.</i> , 2009).....	52
Figure 32 : Courbes d'étalonnage des ETM A(Cd), B (Pb), C (Mn), D (Ni), E (Cu), F (Zn) et G (As).....	56
Figure 33 : Les indices de condition des moules dans les sites de prélèvement.....	62
Figure 34 : Les indices gonado-somatique des moules dans les sites de prélèvement.....	63
Figure 35 : Distribution saisonnière de la concentration en cadmium dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test de Tukey.....	65
Figure 36 : Distribution saisonnière de la concentration en plomb dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test de Tukey.....	67
Figure 37 : Répartition saisonnière de la concentration en arsenic dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$).Test de Tukey.....	69
Figure 38 : Distribution saisonnière de la concentration en nickel dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$).Test de Tukey.....	71
Figure 39 : Distribution saisonnière de la concentration en manganèse dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test de Tukey.....	73
Figure 40 : Répartition saisonnière de la concentration en cuivre dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$).Test de	

Tukey.....	75
Figure 41 : Distribution saisonnière de la concentration en zinc dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p<0.05$).Test de Tukey.....	77
Figure 42 : Quelques diagrammes de corrélation des résultats en ETM dans les sites de prélèvement.....	80
Figure 43: Projection des variables sur les axes factoriels F1et F2.....	81
Figure 44 : Projection des tissus de moules sur les axes F1et F2 avec F :Fguier, B : Boudouaou El Bahri, S : Surcouf et P :Port d'Alger ;1: été, 2 : automne,3 : hiver et 4 : printemps ; B :branchie, G :glande digestive, R :reste de chair et g :gonade.....	82
Figure 45 : La teneur annuelle en cadmium (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.....	85
Figure 46 : La teneur annuelle en plomb (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.....	86
Figure 47 : La teneur annuelle en arsenic (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules	86
Figure 48 : La teneur annuelle en nickel (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.....	87
Figure 49 : La teneur annuelle en manganèse (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules	88
Figure 50 : La teneur annuelle en cuivre (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.....	88
Figure 51 : La teneur annuelle en zinc (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.....	89
Figure 52 : Comparaison des teneurs ETM dans les sites de prélèvement (moyenne + erreur standard). Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p<0.05$). Test Kruskal-Wallis.....	93
Figure 53 : Comparaison saisonnière des teneurs ETM dans le site de Figuier. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p<0.05$). Test Kruskal-Wallis.....	94
Figure 54 : Comparaison des teneurs saisonnières des ETM (moyenne+ erreur standard)	

dans les tissus des moules à Surcouf. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test Kruskal-Wallis	95
Figure 55 : Comparaison saisonnière de la concentration des ETM (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules du port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test Kruskal-Wallis.....	96
Figure 56 : Comparaison des teneurs saisonnières des ETM (moyenne+ erreur standard) dans les tissus des moules à Boudouaou El Bahri. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test Kruskal-Wallis	97
Figure 57 : Variation saisonnière de la teneur en zinc dans les sites de prélèvement. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test Kruskal-Wallis.....	97
Figure 58 : Comparaison des ETM entre les sites de prélèvement. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$). Test Kruskal-Wallis.....	99

Liste des tableaux :

Tableau 1: Les caractères différentiels entre la musculature <i>M.galloprovincialis</i> et <i>P.perna</i> (FAO, 1973).....	25
Tableau 2 : Teneurs limites des différents contaminants dans les moules (l'arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011).....	34
Tableau 3 : Dates de prélèvement des moules dans les sites étudiés.....	40
Tableau 4 : Résultats des analyses de matériel de référence IAEA-MESL-ILC-TE/BIOTA 2017 en µg/g du poids sec (ps).....	48
Tableau 5 : Variation saisonnière de la longueur, largeur et épaisseur moyennes des moules prélevées à Figuiers, Surcouf et port d'Alger.....	60
Tableau 6 : Résultats de corrélation de Pearson entre les ETM retrouvés dans différents tissus des moules.....	78
Tableau 7 : Valeurs saisonnières de l'indice IMBI des tissus de moules dans les sites de prélèvement.....	83
Tableau 8 : Valeurs saisonnières de l'indice MPI des tissus de moules dans les sites de prélèvement.....	84
Tableau 9 : Les concentrations métalliques dans la chair totale des moules (µg/g P frais) provenant de Figuiers, Boudouaou El Bahri, Surcouf et le port d'Alger.....	90
Tableau 10 : Variation saisonnière des valeurs de l'indice IMBI dans les sites de prélèvement.....	91
Tableau 11 : Variation saisonnière des valeurs de l'indice MPI dans les sites de prélèvement.....	91
Tableau 12 : Les valeurs de p des comparaisons multiples de la teneur en zinc entre les sites. Test de Kruskal-Wallis.p=0.0* indique une différence significative.....	99
Tableau 13 : Concentrations des ETM (µg/g Ps) dans la chair totale des moules de différents sites.(<i>M.g</i> : <i>Mytilusgalloprovincialis</i> et <i>P.p</i> : <i>Perna perna</i>).....	100



Introduction générale

Le développement technologique qu'a connu le monde actuel surtout dans le secteur de l'industrie, venait principalement pour satisfaire les différents besoins relevés dans tous les domaines. En effet, l'augmentation de la capacité de production des unités industrielles a généré des déchets considérables dans tout le globe terrestre (Danish et Ulucak, 2021). Ces derniers vont induire des effets néfastes sur l'ensemble des espèces animales et végétales. Par conséquent, ces perturbations se manifestent au niveau de l'individu (changement biochimique, subcellulaire et physiologique) ainsi qu'au niveau de la population (abondance et comportement) (Harmon, 2018), et parfois parvenant même à l'extinction de l'espèce entière.

Les contaminants dans l'environnement marin et terrestre, comprennent tout composé ou substance susceptible de porter des atteintes aux organismes vivants en perturbant leurs vies (Brusseau et Artiola, 2019). Toutefois, Différentes classes de produits chimiques ont une potentielle aptitude de créer de véritables problèmes environnementaux dès qu'elles sont présentes dans le milieu, et les dégâts occasionnés dépendront de plusieurs facteurs tels que la persistance dans le milieu, le mode d'action, la dégradabilité des contaminants, la tolérance des organismes vivants, et la possibilité d'accumulation et de transfert des produits toxiques à travers la chaîne trophique (Azizi et *al.*, 2018).

Les produits de pêche, poissons, mollusques, crustacés, échinodermes et algues sont très distingués par des valeurs nutritionnelles très hautes, ils sont riches en protéines, vitamines et plusieurs minéraux (Stankovic, 2012). Ces caractéristiques leurs permettent d'être trop demandés sur le marché par la communauté de consommateurs. Dans le cas où, une pollution surviendrait, notamment en milieu marin, une problématique importante se pose en matière de la salubrité des espèces marines exploitées, et un potentiel risque sanitaire peut se présenter aux consommateurs. Les contaminants présents dans l'environnement s'accumulent dans les organismes vivants par voie directe, la diffusion, ou bien en faisant leurs fonctions vitales (alimentation et respiration), c'est la voie indirecte (Casas, 2005). En effet, les prédateurs, plus particulièrement ceux occupant le sommet de la chaîne trophique, qui se nourrissent de proies contaminées ont tendance à concentrer davantage les contaminants (Treu et *al.*, 2022).

L'évaluation de la qualité environnementale de l'écosystème marin est une tâche indispensable pour connaître le degré de pressions anthropiques exercées et la protection non seulement des ressources biologiques mais aussi la santé humaine. Cependant, diverses approches servent à qualifier l'état de santé de l'environnement à savoir l'approche chimique (Naidu et *al.*, 2021), biologique (Contardo et *al.*, 2021), et le couplage de ces deux approches (Atique et An, 2018).

Le recours à des méthodes chimiques pour révéler la présence des éléments toxiques dans les différents compartiments de l'environnement, en l'occurrence, l'air, eau et sédiment, demeure trop demandées car elles sont plus sensibles et précises. De même, la recherche des contaminants dans le biote (espèces biologiques) offre une précieuse information sur leurs biodisponibilités (Kamel, 2014, Jitar et *al.*, 2013) qui aident les décideurs et scientifiques à comprendre l'état d'exposition de l'espèce aux sollicitations anthropiques et prévenir les éventuels impacts affectant la population. L'approche biologique, consiste à étudier des caractères soit au niveau de l'individu (biochimiques, physiologiques...etc.) et/ou la population (densité, comportement) pour déceler les dysfonctionnements parvenus à l'environnement. Il s'est avéré que la mise en œuvre de ces deux méthodes à la fois, dans le cadre de la surveillance du milieu marin, est très appréciée, car elle donne une vision plus vaste et claire de la qualité de l'environnement (Atique et An, 2018).

Les moules sont considérées depuis longtemps comme d'excellents bioindicateurs de la qualité environnementale des milieux marins. Elles sont capables de filtrer l'eau de mer et concentrer plusieurs classes des contaminants et, par conséquent, elles nous reflètent l'état de santé des milieux marins. Plusieurs programmes et réseaux de surveillance les ont utilisées comme espèces sentinelles tels que MUSSEL WATCH (états unis), RNO (France), RINBIO (Espagne, France et l'Italie) ... ect. (Firth et *al.*, 2019).

En Algérie, quelques travaux ont étudié les contaminants dans la chair des moules pour évaluer l'état environnemental des milieux marins, on peut citer ceux de Belabed (2008), Rouane Hacene (2013), Guendouzi (2017), Ben Ali (2017), Meknachi (2020) et le travail de Boudjema (2022).

Ce présent travail a pour objet d'étudier un aspect très intéressant en termes d'impacts des polluants métalliques sur les espèces sédentaires marines, qui est la distribution des ETM dans les différents tissus de deux espèces de bivalve, *Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis*. Ceci nous permet de décerner les sites potentiels de séquestration et les éventuels effets en parvenant à court et à long terme.

Les travaux de cette thèse s'articulent sur quatre chapitres, le premier chapitre, synthèse bibliographique, fait le tour des différents points relatifs aux éléments traces métalliques, leurs sources et leurs effets sur la faune, la flore et l'homme. De même, le processus d'accumulation des contaminants métalliques chez la moule est traité.

Le deuxième chapitre est consacré à une description exhaustive de la moule, les points y suscités sont : les critères du choix de la moule comme espèce sentinelle, l'anatomie de la moule, la nutrition, la reproduction, la répartition géographique, les pathologies et les seuils limites des contaminants dans la chair des moules.

Le troisième chapitre, matériel et méthode, décrit l'ensemble des sites de prélèvement des moules situant dans le littoral algérien centre ainsi que la méthodologie du travail expérimental mené afin de doser les éléments traces métalliques.

Les résultats des facteurs physiologiques (indice de condition, indice gonado-somatique) et biométriques (longueur, largeur et épaisseur) de la moule et la distribution saisonnière des éléments traces métalliques dans les différents tissus, l'étude statistique de la variation des teneurs ETM dans chaque site et entre les sites, sont discutés en chapitre quatre, résultats et discussion.

Enfin une conclusion générale clôture la thèse.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical line on the left and a horizontal line at the bottom, both ending in rounded, scroll-like shapes. The text is centered within this border.

Chapitre I : Les contaminants dans l'environnement marin

I.1 Les contaminants dans l'environnement

Un contaminant sous-entend tout composé ou substance induisant de remarquables atteintes aux organismes vivants. Dans l'environnement, ils existent plus de 2 millions produits chimiques synthétisés (Aarab, 2004), ce nombre risque de s'augmenter chaque année par l'introduction de nouvelles substances contaminantes, ce qui constitue d'importantes pressions supplémentaires exercées sur l'environnement naturel et ses ressources. Ces produits toxiques présents sur terre, parviennent massivement à l'écosystème marin et par conséquent d'éminentes perturbations sont atteintes. Ces produits toxiques artificiels peuvent être classés en deux catégories :

-les composés organiques, contenant des atomes de carbones, hydrogène et oxygène, qui regroupent les hydrocarbures polyaromatiques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les polybromobiphényles (PBB), les polychlorodioxines, les polychlorodibenzofuranes et les pesticides ;

-les composés inorganiques qui rassemblent les métaux et leurs dérivés organiques méthylés (méthylmercure) et les polluants atmosphériques (ozone et chlorofluorocarbone).

I.1.1 Les polychlorobiphényles : PCB

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des composés aromatiques chlorés. Il existe un grand nombre de combinaisons différentes liées au nombre d'atomes de chlore et aux positions qu'ils occupent : 209 composés ou congénères avec des niveaux différents de toxicité.

Les PCB se caractérisent par une grande stabilité chimique et physique et une faible biodégradabilité qui expliquent leur accumulation dans les organismes vivants qui se succèdent dans les chaînes alimentaires au bout desquelles se trouve l'espèce humaine.

De fait de leur caractère hydrophobe, seules quelques traces sont présentes dans la phase dissoute. L'empreinte de la contamination par les PCB dans l'eau est différente de celle obtenue dans les sédiments ou les organismes. Elle est caractérisée par la prédominance des congénères les plus faiblement chlorés et s'explique par des solubilités différentes pour chacun des congénères. Les PCB les plus chlorés sont plus présents dans les sédiments à cause de leur caractère hydrophobe. Par contre au niveau des organismes, ce sont les congénères les plus bioaccumulés qui résistent au métabolisme : il s'agit surtout des composés à quatre, cinq, six ou sept atomes de chlore par molécule (Aarab, 2004).

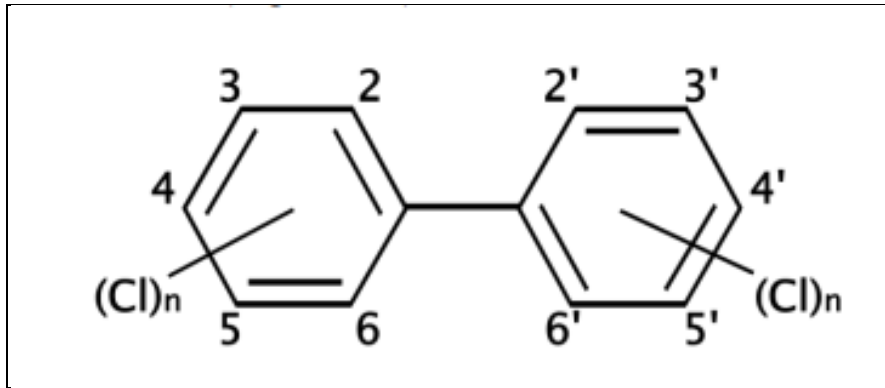


Figure 1 : Formule semi-développée de la molécule de PCB (Chahal, 2013).

I.1.2 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont une famille de composés chimiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène dont la structure des molécules comprend au moins deux cycles aromatiques fusionnés. Les hydrocarbures sont classés en deux groupes : les hydrocarbures saturés (alcanes) et les hydrocarbures aromatiques HAP. La famille des HAP comprend de nombreuses substances qui diffèrent entre elles par le nombre de cycles benzéniques et leurs positions respectives.

Seize HAP ont été retenus par l'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis (EPA US) comme polluants organiques prioritaires (Keith et Teillard, 1979) et suscitent donc un intérêt particulier dans la surveillance de l'environnement (Figure 2).

Les propriétés physico-chimiques des HAP dépendent de la structure et de la masse moléculaire de ces composés et conditionnent leur distribution dans l'environnement. D'une manière générale, les HAP sont peu solubles dans l'eau. La solubilité aqueuse est comprise entre 0,26 et 31000µg/l et elle diminue de façon considérable lorsque le poids moléculaire augmente (Aarab, 2004).

Les HAP sont des composés relativement stables et par conséquent ubiquistes dans l'environnement. Ce sont des substances toxiques qui présentent des propriétés cancérigènes ou mutagènes liées à leurs structures moléculaires.

La capacité de métaboliser les HAP chez les espèces invertébrés est variable et relativement faible comparée à celle des vertébrés (Livingstone et *al*;1992, 1993 ; Lemaire, 1993).

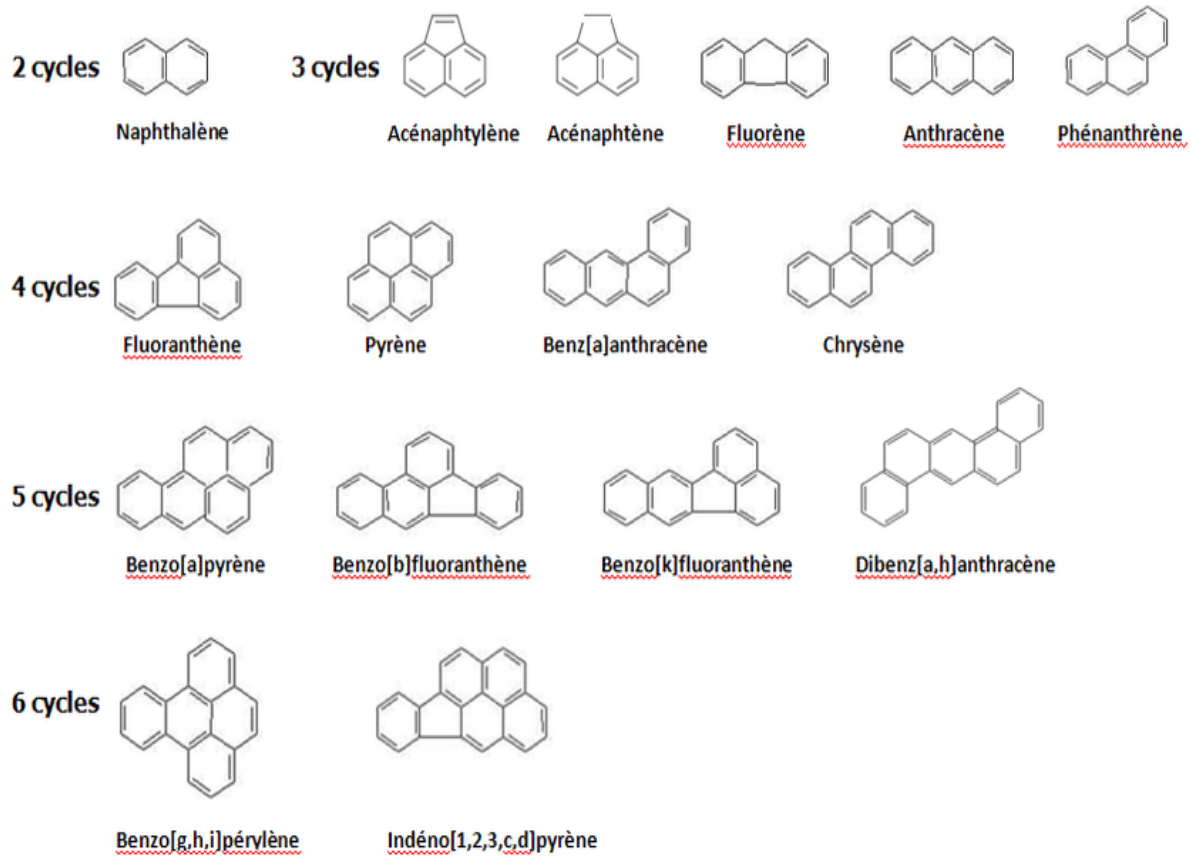


Figure 2 : Structures chimiques des HAP définies comme polluants prioritaires par l'US EPA

I.1.3 Les pesticides

Les pesticides sont des produits provenant le plus souvent de la synthèse chimique. Ils ont été définis par la FAO (Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation) en 1986 comme « toute substance ou mélange de substances utilisé pour la prévention, la destruction ou le contrôle d'un facteur nuisible, incluant les vecteurs de maladies animales ou humaines, les espèces non désirées de plantes qui interfèrent avec la production, la fabrication, le stockage, le transport et la commercialisation des productions alimentaires, agricoles, du bois et de ses dérivés ».

Les pesticides sont utilisés principalement pour la protection des végétaux, on les appelle produits phytopharmaceutiques ou plus communément produits phytosanitaires, il existe d'autres produits qu'on appelle biocides. Un insecticide sera un produit phytosanitaire s'il est utilisé sur du blé mais un biocide dès lors qu'il est utilisé sur du bois de charpente.

Différentes catégories de pesticides existent, les herbicides ou désherbants représentent, avec les fongicides, l'essentiel des interventions chimiques destinées à protéger les cultures. Les

désherbants sélectifs détruisent la majorité des plantes à l'exception de l'espèce cultivée. Plusieurs maladies touchant les plantes sont à l'origine de la présence des champignons microscopiques (Batsch, 2011). Il existe des espèces et des variétés très sensibles à ces maladies. Les cultures très denses entretiennent une atmosphère chaude et humide qui favorise le développement des champignons pathogènes. Pour être efficaces, les traitements fongicides doivent être répétés régulièrement. Les fongicides neutralisent ou réduisent l'activité des champignons qui participent au recyclage de la matière organique. Les insecticides correspondent aux produits de lutte contre les familles d'insectes (larves et adultes) afin de protéger le produit agricole.

L'utilisation abusive ou inappropriée des pesticides peut induire à détruire une partie de la récolte, stériliser les fleurs ou rendre le produit fini impropre à la commercialisation et la consommation.

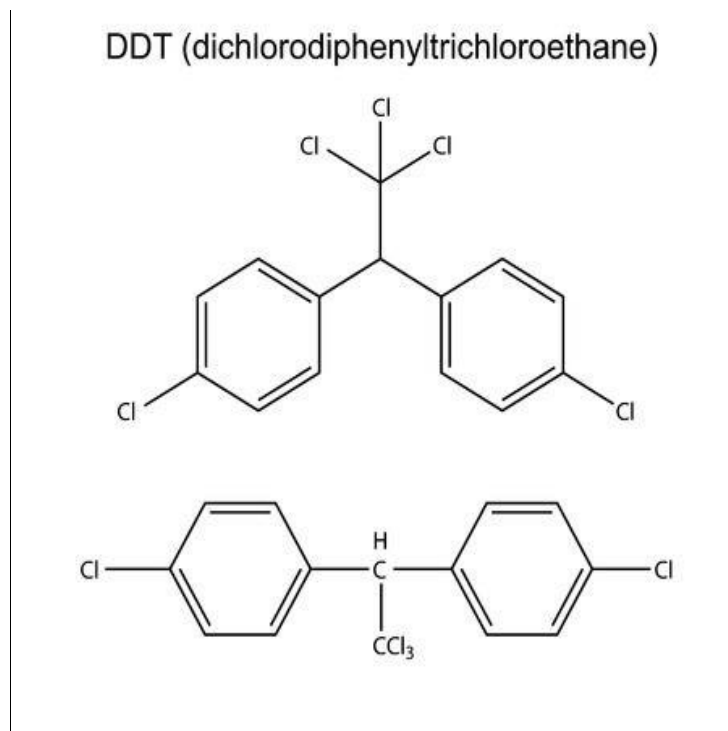


Figure 3 : Structure de DDT

I.1.4 Les détergents

Les termes « détergents », « surfactant », « tensioactifs » font référence à plusieurs composés de différentes structures et de multiples applications qui partagent, néanmoins, des caractéristiques structurales et physico-chimiques communes. La structure caractéristique de ces composés est constituée d'une partie qui a très peu d'affinité pour le solvant, le groupe lyophobic et une autre partie co-existante qui est au contraire lyophile et présente une forte attraction pour le solvant (Nguyen, 2017).

Le terme « détergents » désigne en général des molécules amphiphiles possédant une propriété particulière – la détergence – ou le pouvoir nettoyant. Ceci regroupe en effet certains processus incluant l'adsorption aux interfaces, l'altération des tensions interfaciales, la solubilisation et l'émulsification (Rosen, 2012).

Il existe différentes façons de classifier les détergents. Ils sont le plus souvent regroupés en quatre catégories en fonction de la charge portée par leur tête polaire :

- Les détergents anioniques portent une charge négative issue de groupements sulfate, carboxylate, sulfonate ou phosphate.
- Les détergents cationiques sont chargés positivement par une tête polaire de type ammonium.
- Les tensioactifs zwitterioniques possèdent à la fois une charge négative et une charge positive.
- Les tensioactifs non ioniques ne possèdent aucune charge.

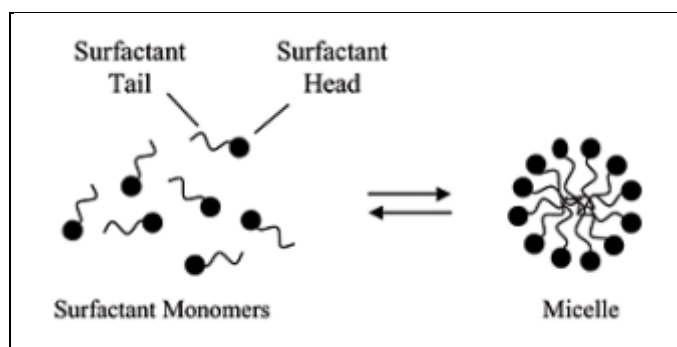


Figure 4 : Formation d'une micelle. (Le Petit, 2020).

I.1.5 Les métaux

Les métaux sont des éléments chimiques présents à l'état naturel, dispersés dans les roches, les minerais, le sol et l'eau ou concentrés dans des gisements à caractère économique. Actuellement, l'expression « éléments traces métalliques » vient remplacer l'expression "les métaux lourds" qui correspondent à une définition physique (métaux ayant une masse volumique supérieure à 5g/cm³). Ces éléments sont de bons conducteurs de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis longtemps (Casas, 2005).

Certains métaux, à des faibles concentrations, sont indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments) pour les espèces animales et végétales : ce sont les éléments métalliques dits "métaux essentiels". Dépassant les seuils requis par les organismes, des conséquences nuisibles vont y apparaître, et ils deviennent potentiellement toxiques. Ce groupe de métaux inclut le fer (Fe), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le cobalt (Co), le vanadium (V), le sélénium (Se), le molybdène (Mo), le manganèse (Mn)...etc. (Miquel, 2001).

En contrepartie, les métaux non essentiels n'ont aucun rôle biologique et considérés comme toxiques dès qu'ils sont présents à de très faibles concentrations dans le milieu. C'est le cas du mercure (Hg), du cadmium (Cd) et du plomb (Pb) (Ouknin et *al.*, 2018).

I.1.6 Etat de la pollution métallique en Algérie

À l'instar de la plupart des littoraux mondiaux, le littoral algérien est sujet à plusieurs pressions anthropiques issues de divers secteurs d'activité locale ou bien régionale. Cependant, les unités industrielles fabricant tous types de produits y sont très concentrées (peintures, céramiques, batteries, métallurgie, sidérurgie...etc.), l'agriculture (utilisation abusive des pesticides) et les réseaux de transport sont remarquablement présents dans cet espace côtier peuplé par une grande communauté humaine. Toutes les activités précitées produisent des déchets de natures et formes diverses qui rejoignent le milieu marin principalement par le biais de cours d'eau (oueds). Aussi, les contaminants disponibles dans l'atmosphère et la terre y parviennent respectivement à travers les échanges air –mer et les eaux par ruissèlement. Les organismes marins ont la capacité d'accumuler les contaminants métalliques et par conséquent ils peuvent présenter un grand risque sanitaire aux consommateurs.

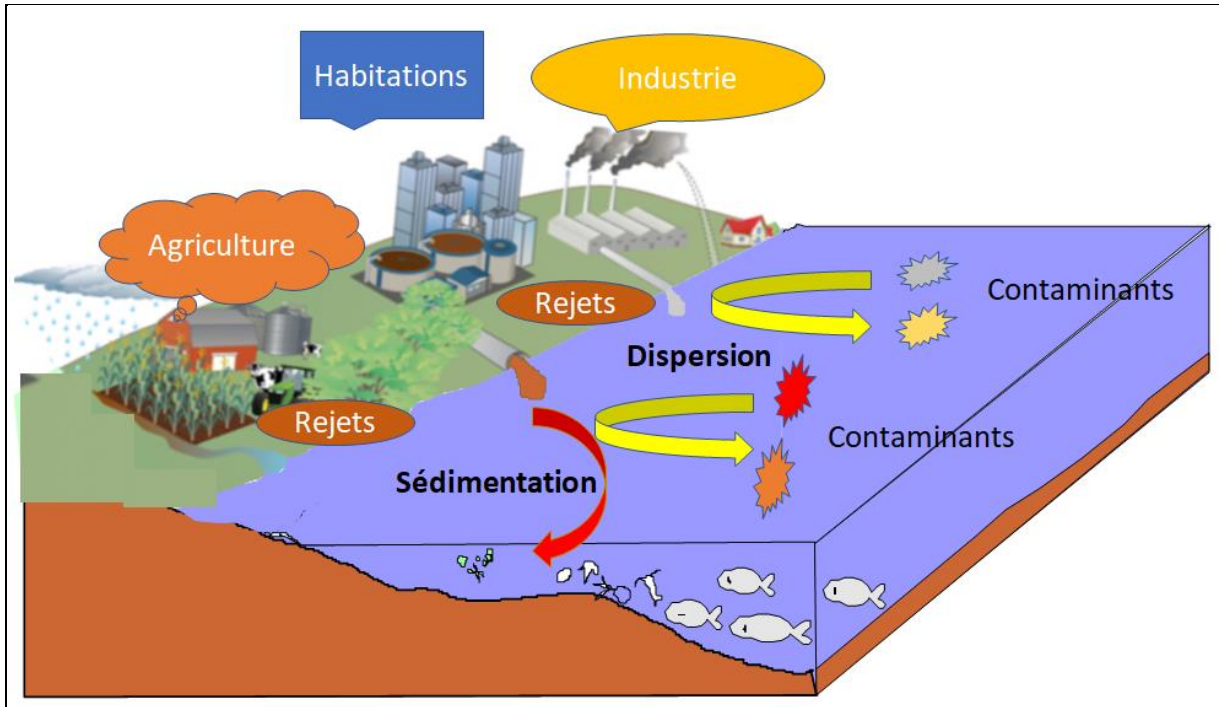


Figure 5 : Sources anthropiques de la pollution des milieux marins.

I.3 Accumulation des ETM dans les organismes marins

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise (Miller et *al.*, 2020). Elle résulte donc de différents processus par lesquels le contaminant entre dans l'organisme et des processus de décontamination, une combinaison des mécanismes d'excrétion vers l'environnement et de biotransformation endogène (Maher et *al.*, 2016).

Plusieurs appellations existent pour décerner les voies d'accumulations et de transferts des contaminants dans les êtres vivants.

La bioconcentration est le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présent dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant.

La bioamplification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans la proie (Miller et *al.*, 2020).

Ainsi, le concept de bioaccumulation résulte de la différence nette des processus de capture, de stockage et d'excrétion d'une substance dans un organisme, due à une exposition dans l'eau, la

nourriture, le sédiment et l'air (Neff, 2002). Elle est exprimée par la balance entre la quantité de métaux qui pénètre au travers des barrières biologiques et celle qui est éliminée vers le milieu extérieur (processus d'excrétion). Une forte emprise, des facteurs abiotiques du milieu, de la nature du contaminant et des caractéristiques physiologiques et biochimiques de l'organisme ou de l'espèce considérée dans les phénomènes de pénétration, stockage et élimination dans les organes cibles.

Les ETM peuvent s'adhérer à l'intérieur des organismes vivants par diverses voies. Leurs formes chimiques (ions liés, formes libres) et physiques (dissous, associés aux matières en suspension ou particulaire), le mode de nutrition de l'espèce, par filtration, prédation et le mode de vie par rapport au fond (en contact avec le fond, à l'intermédiaire, en surface) sont autant des facteurs qui déterminent la manière dont les ETM pénètrent dans le corps de l'organisme.

I.3.1 Voie directe

Pendant tout processus physiologique d'échange avec le milieu environnant, les molécules exogènes pénètrent à travers les barrières biologiques (cutanées et respiratoires) séparant l'environnement interne de l'organisme du milieu externe. La membrane plasmique est la structure primaire impliquée dans ces processus. La pénétration des métaux traces nécessite donc le franchissement de structures biologiques spécifiques comme le revêtement extérieur et surtout l'épithélium branchial pour les contaminants présents dans l'eau. Les caractéristiques de l'interface Environnement-Organisme ont une influence importante sur la forme métallique accumulée. Cette interface est une membrane lipidique, non polaire, imprégnée de molécules qui vont intervenir dans le transport de substances polaires essentielles à travers la membrane.

La capture des métaux en solution, par la surface perméable, se fait généralement par diffusion passive, ne requérant aucune dépense d'énergie (Phillips et Rainbow, 1994; Anandraj et *al.*, 2002). Ainsi, les formes métalliques liposolubles ou à polarité réduite (ex. HgCl_2 , CH_3HgCl ... etc.), peuvent traverser la membrane via la diffusion. Cette diffusion passive peut être facilitée (diffusion par gradients de concentration, déplacement dans un champ électrique, présence de solvants, transport par canaux spécifiques aux cations essentiels) en utilisant des protéines de transports associées à la membrane (Figure 7). Il est à signaler que la quantité du métal piégée dans l'organisme vivant est proportionnelle à sa concentration dans le milieu de vie (Casas, 2005).

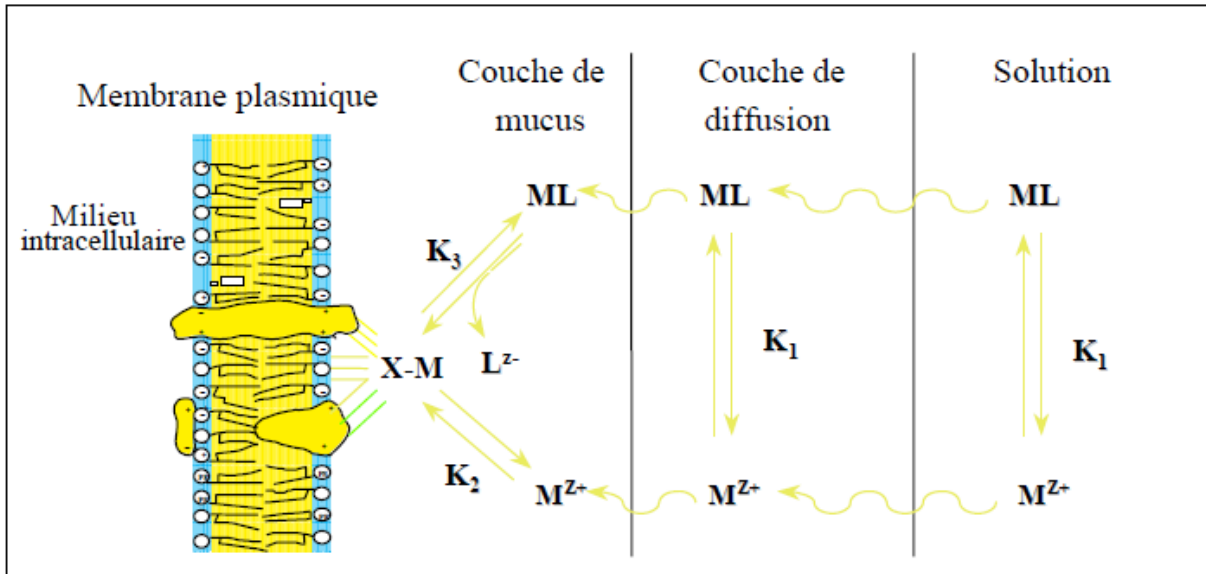


Figure 6 : Schéma illustrant la diffusion des métaux en solution dans la membrane plasmique (Campbell, 1995) (k_1 , k_2 et k_3 vitesses de réaction).

La capture des métaux associés aux particules (organiques ou inorganiques) dans les eaux naturelles peut se faire par quelques cheminements qui ne nécessitant pas leur ingestion, comme l'endocytose dans les branchies (Phillips et Rainbow, 1994) (Figure 8).

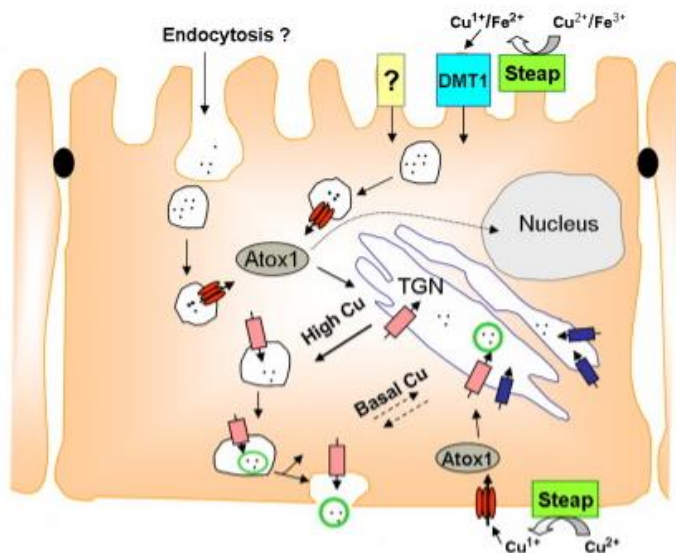


Figure 7 : Schéma illustrant la capture du cuivre par endocytose (Minghetti et *al.*, 2010).

I.3.2 Voie trophique

La rétention des ETM par voie alimentaire, au cas où une contamination métallique est présente, peut s'avérer conséquente chez certains organismes tels que la moule qui filtre à travers ses branchies des volumes considérables d'eau de mer afin de prélever la matière organique, le phytoplancton et les particules.

Quant aux prédateurs qui se nourrissent de proies contaminées, ils risquent d'accumuler davantage les métaux et de notables concentrations ont été relevées chez ceux occupant des maillants supérieures de la chaîne trophique. Donc, il s'avère très utile de les utiliser dans les travaux de surveillance de la qualité environnementale des milieux pour comprendre la variation de l'abondance des contaminants dans les différents maillants de la chaîne alimentaire.

I.4 Mécanisme d'excrétion des métaux

Contrairement aux processus de capture et de transfert des contaminants au sein de l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à leurs éliminations. Tous les organismes aquatiques piègent des métaux mais pour beaucoup d'espèces, l'excrétion des métaux accumulés n'est pas négligeable. Les quatre processus principaux d'excrétion sont : la défécation, la perte via la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion (Figure 9) (Phillips et Rainbow, 1994).

L'organe d'excrétion des métaux est le rein. Les métaux stockés dans les granules peuvent être perdus à travers le tractus alimentaire sous forme de fèces (Rainbow, 1990; Wang et Fisher, 1997). L'égestion par les fèces est le processus dominant pour la décontamination métallique (Simkiss et al., 1982; Wang et al., 1995). Ces métaux présents dans les lysosomes sont excrétés par exocytose du contenu vacuolaire (Casas, 2005). A cette voie principale via le rein s'ajoute la voie trans-tégumentaire, par synthèse du byssus ou de la coquille ou encore par les gamètes lors de la ponte (Cossa et Lassus, 1989; Wang et Fisher, 1998). Certains de ces mécanismes d'excrétion ont un caractère nettement épisodique, ce qui est susceptible d'amplifier les variations temporelles des concentrations en métaux chez les bivalves.

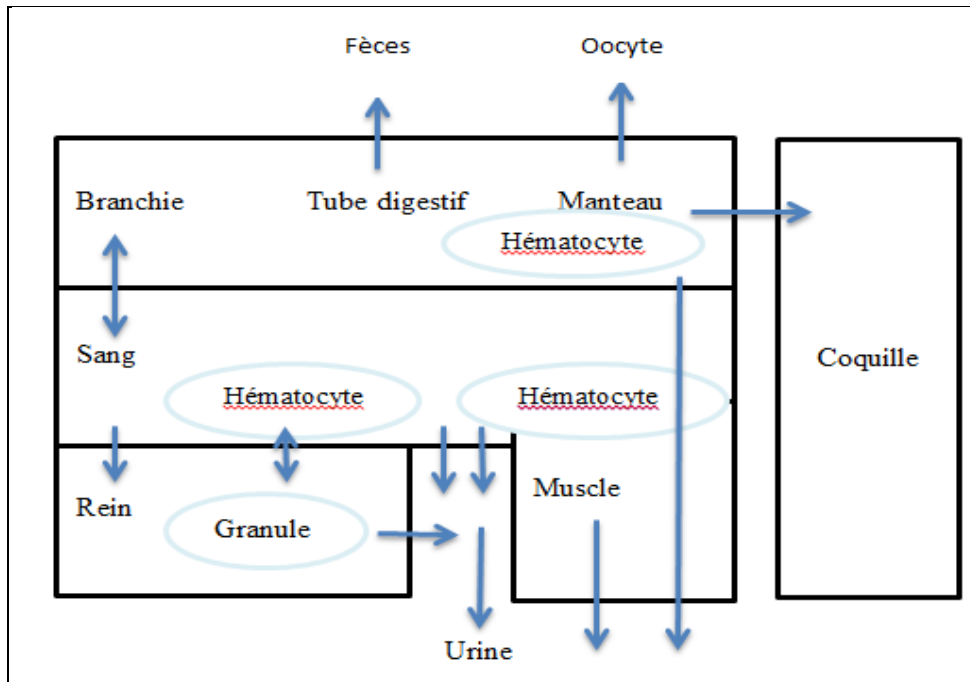


Figure 8 : Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (George, 1980).

I.5 Mécanisme de stockage des métaux

Après la capture et l'excrétion des métaux, le troisième facteur déterminant l'accumulation des éléments traces est la séquestration des métaux absorbés dans les tissus. Plusieurs mécanismes existent incluant les piègeages des métaux et la séquestration d'éléments dans des granules ou dépôts insolubles qui peuvent être ou non associés à des lysosomes (Amiard-Triquet et Caurant, 1994; Phillips et Rainbow, 1994). Après passage transmembranaire, les métaux se retrouvent dans l'hémolymphe des bivalves associés aux protéines circulantes et aux hématocytes.

Les processus d'accumulation dans les tissus sont extrêmement complexes. De nombreux facteurs vont intervenir tels que la stabilité des liaisons du produit chimique considéré avec les constituants sanguins, la vascularisation des organes, la structure et les propriétés des nombreuses barrières cellulaires (parois capillaires, membranes plasmiques ... etc.), la densité et l'accessibilité des sites potentiels de fixation ou le turn-over des structures tissulaires (Maury et Engrand, 1986).

Les métallothionéines sont des protéines solubles trouvées dans le cytosol qui ont un rôle très important dans l'homéostasie intracellulaire des métaux (Si et Lang, 2018). Elles ont un taux de renouvellement rapide dans les tissus et peuvent être accumulées en grandes quantités dans les lysosomes tertiaires. Ces lysosomes sont des vésicules membranaires à temps de vie biologique variable et sont reconnus dans les tissus sous forme de granules riches en métaux.

La séquestration des éléments traces accumulés est d'une importance majeure dans le mécanisme de détoxification (Yim et Mizushima, 2020). Ces métalloprotéines riches en groupes sulphhydrils fixent principalement le zinc, le cuivre, le cadmium et le mercure (Kohler et Riisgard, 1982; Depledge et Rainbow, 1990).

1.6 Rôle des métaux essentiels dans les processus biologiques

Les métaux traces essentiels sont des cofacteurs dans divers processus biologiques. Par exemple le Cu, le Zn, le Fe et le Co jouent des rôles vitaux dans l'utilisation de l'oxygène, la croissance cellulaire, de nombreuses réactions enzymatiques, la synthèse bimoléculaire et l'immunité du corps (Cassat et Skaar, 2013). Le fer se trouve dans l'hémoglobine, la myoglobine, les cytochromes, la catalase, aconitase, succinate déshydrogénase, aldéhyde oxydase et de nombreuses enzymes (Beard, 2001). Le cuivre est nécessaire pour la tyrosinase, la superoxyde dismutase, la cytochrome c oxydase, céruloplasmine et dopamine- β -hydroxylase (Festa et Thiele, 2011). Le zinc est nécessaire pour le repliement des protéines, changements de configuration et d'activité, ainsi que pour la synthèse de l'ADN, la fertilité masculine et l'hormone de croissance (Foresta et *al.*, 2014). Le cobalt est essentiel à la synthèse de la vitamine B12 (Lindsay et Kerr, 2011).

1.7 Effets des ETM sur l'environnement

Les métaux peuvent être dangereux, sur l'ensemble des êtres vivants (Zaynab et *al.*, 2022), en particulier les organismes aquatiques, dès leurs présences dans l'eau pour les éléments toxiques et au-delà de certains seuils de tolérance en ce qui concerne les métaux essentiels. La gravité des incidences de ces polluants est liée essentiellement à leur : toxicité, persistance dans l'environnement (pas biodégradable) et le pouvoir d'être accumulés à travers la chaîne trophique (Miller et *al.*, 2020). Il s'avère que l'homme ne soit pas à l'abri des conséquences très lourdes des ETM, car il occupe le sommet de la chaîne alimentaire et par conséquent le risque de bioamplification sera toujours présent. La respiration de l'air contaminé et le contact direct de ces éléments sont aussi des sources à ne pas ignorer de l'introduction des ETM dans le corps, et par suite plusieurs impacts vont se manifester.

1.7.1 Effets des ETM sur la flore

Plusieurs espèces floristiques aquatiques (flottantes, émergente et submergée) ont une capacité éminente d'accumuler les ETM présents dans l'eau ou bien adsorbés sur le sédiment marin. Le degré d'accumulation diminue d'une espèce submergée à celle flottante et émergente (Li et *al.*,

2018). Ainsi, les éléments métalliques altèrent plusieurs processus physiologiques et métaboliques des végétaux, entraînant une dégradation des chloroplastes et perturbant la photosynthèse (Chandra et Kang, 2015).

Divers auteurs ont signalé des diminutions similaires de la teneur en chlorophylle sous le stress des métaux lourds chez les cyanobactéries, les chlorophytes unicellulaires (*Chlorella*), les gymnospermes tels que *Picea abies* et les angiospermes (Siedlecks et Krupa, 1996; Zengin et Munzuroglu, 2006; Elloumi et al., 2007).

Rahman et Hasegawa (2011) ont rapporté que plus de 90% de l'arsenic accumulé dans des plantes se localise dans les racines.

Quelques macrophytes ont été proposées pour la remédiation des milieux contre les contaminants tels que : *Hydrilla verticillata* pour l'élimination du zinc et *Colocasia esculenta* pour l'élimination du chrome, cadmium et plomb (Saraswat et Rai, 2018)

I.7.2 Effet des ETM sur la faune

La croissance des larves et les juvéniles de poissons étant très rapide, dans les conditions optimales de vie, à des températures appropriées et en abondance des aliments. A l'inverse, dans les milieux aquatiques contaminés par les métaux, la croissance des poissons, y compris les larves, est inhibée (Khayatadeh et Abbasi, 2010). Par conséquent, la taille et le poids du corps de poissons ont des indicateurs des conditions environnementales (Sarnowski et Jezierska, 2007). Les poissons retiennent les éléments métalliques principalement à travers les branchies, le tractus alimentaire et la peau (Kennedy, 2011). De même, le sédiment pollué constitue une source potentielle de contamination pour les espèces faunistiques vivant en contact ou à proximité du fond, lors de la remise en solution de ces contaminants.

Les ETM sont susceptibles d'induire des perturbations : à la structure et la fonction des organes et tissus (Jezierska et Witeska, 2001), au système immunitaire rendant le poisson plus vulnérable aux maladies contagieuses (Al-Weher, 2008), aux fonctions physiologiques de reproduction et induisant parfois la mort de l'individu (Amundsen, 1997). Il est à noter que les individus de premiers stades de développement vont subir des effets plus sévères des ETM (Jezierska et al., 2009). En effet, la mort, la mal formation de l'embryon, la réduction du poids des larves (Jezierska et al., 2009), le retardement de l'éclosion de l'œuf (Lugowska, 2005) sont parmi les conséquences de la contamination métallique.

L'exposition au mercure peut induire une variété d'effets néfastes chez les poissons aux niveaux physiologique, histologique, biochimique, enzymatique et génétique. Cependant, certaines espèces de poissons semblent montrer plus de sensibilité à la toxicité du Hg que d'autres. Par conséquent, la pathologie toxicologique induite par le mercure est influencée par des facteurs tels que l'espèce, l'âge, les conditions environnementales, la durée et la concentration d'exposition (Morcillo et *al.*, 2017).

Le cadmium cause des altérations pathologiques du foie telles que la congestion, la nécrose des cellules pancréatiques et l'engorgement des vaisseaux sanguins (Dangre et *al.*, 2010; Kumar et Sing, 2010). Il provoque également une perturbation du métabolisme du calcium, une hypercalciurie et entraîne la formation de calculs rénaux (Elbeshti et *al.*, 2018). Il affecte la mortalité, la taille du corps et les différents indices morphométriques chez les stades embryonnaires et larvaires de l'espèce *Leuciscus idus* (Witeska et *al.*, 2014).

Le cuivre réduit la résistance des poissons aux maladies en perturbant la migration, modifie la natation, causant des dommages oxydatifs, altère la respiration, perturbe la structure d'osmorégulation et provoque des maladies au niveau des branchies, des reins, du foie et d'autres cellules souches (Eisler, 2000 ; Craig et *al.*, 2010, Tierney et *al.*, 2010; Woody et O'Neal, 2012).

L'augmentation des niveaux de plomb dans l'eau peut entraîner des effets néfastes chez certains êtres vivants et provoquer des altérations des paramètres sanguins et du système nerveux chez les poissons et d'autres animaux.

Le zinc est un élément essentiel, sa présence en excès le rend toxique pour les poissons comme précédemment indiqué. Le zinc s'accumule dans les branchies des poissons et crée des effets délétères, induisant des dommages structurels qui affectent la croissance et la survie. Il modifie également : le comportement des poissons, l'éclosion, les paramètres hématologiques, l'équilibre et la capacité de nage (Afshan et *al.*, 2014).

I.7.3 Effets des métaux sur les mollusques

Les ETM même à de faibles concentrations peuvent avoir des effets néfastes sur les fonctions biochimiques, physiologiques et immunologiques des populations de mollusques (Rittschof et McClellan-Green, 2005; Rainbow, 2007). Ils peuvent affecter leurs activités métaboliques et les modes de comportement tels que la croissance, reproduction, l'immunité, la survie et le mouvement des valves. De plus, ces éléments sont susceptibles d'augmenter la sensibilité aux

maladies infectieuses, induisant des mortalités et dans les cas graves l'extinction de l'espèce (Boldina-Cosqueric et *al.*, 2010 ; Renault, 2015 ; Chandurvelan et *al.*, 2015).

Chandurvelan et ses collaborateurs (2016) ont rapporté que la physiologie, les réponses biochimiques (biomarqueurs), le taux de filtration, l'efficacité l'absorption, le taux de respiration, le contenu du métallothionéine (MTLP) et l'activité catalase, ont été affectés chez la moule *Perna canaliculus* suite à l'exposition aux métaux lourds due à une activité sismique dans la région de Canterbury en Nouvelle-Zélande.

a) Effets physiologiques

Chandurvelan et ses collaborateurs (2012) ont rapporté que l'exposition de la moule *Perna canaliculus* à des concentrations aiguës et subchroniques (2000-4000µg/l) de cadmium, a entraîné une baisse drastique et une inhibition du taux de filtration. Aussi l'efficacité d'absorption, la respiration, et l'excrétion d'ammoniac, ont été perturbées comparés aux moules témoins.

Al-Subiai et ses collaborateurs (2011) ont montré que l'exposition de *Mytilus edulis* au cuivre à des concentrations de 18-56 µg/l a entraîné une réduction significative (94-96%) du taux de filtration de la moule.

Yeung et ses collaborateurs (2016) ont signalé lors d'une double exposition de la moule *Perna viridis* aux métaux (cuivre à 5 et 10 µg/l et cadmium à 0,01µg/l) que le glycogène, la teneur totale en lipides et l'indice de réserve énergétique total étaient significativement affectées. Le même constat a été rapporté par Boldina-Cosqueric et ses collaborateurs (2010) dans leur travail sur la palourde *Scrobicularia plana* collectée dans les estuaires français (Goyen, Loire et Seine) pollués par les métaux.

b) Effets biochimiques, immuno-toxiques et génotoxiques

L'étude de Boudjema et ses collaborateurs (2014 et 2022) a révélé une augmentation significative en termes d'enzymes antioxydantes (activité catalase, glutathion s-transférase et malondialdéhyde MDA) des moules exposées aux concentrations élevées en cuivre, zinc, cadmium et plomb. Le même constat a été retrouvé par Funes et ses collaborateurs (2006) concernant la superoxyde dismutase, la métallothionéine et de la glutathion peroxydase des huîtres *Crassostrea angulata* et moules *Mytilus galloprovincialis* prélevées dans des sites pollués comparées à des sites de contrôle. Cependant, ces mêmes résultats ont été enregistrés suite à une exposition des moules de *M. edulis* et *M. trossulus* pendant quatre jours à 500 µg/l de cuivre (Brooks et *al.*, 2015). D'autre part, une augmentation remarquable de la

métallothionéine, la glutathion-s-transférase (GST) et les activités de lactate déshydrogénase, a été décelée dans les tissus mous des palourdes provenant des sites contaminés par rapport aux sites de référence. A l'inverse, une réduction de la cellulase et les activités amylases, a été observée dans les glandes digestives chez les mêmes individus de palourdes *Scrobicularia plana* soumis à la pollution métallique (Boldina-Cosqueric *et al.*, 2010).

Suite à une exposition des huitres *Crassostrea gigas* au deux métaux toxiques, à savoir le cadmium et le mercure pendant 24 heures à des concentrations allant de 10 à 1000 μ mol/l, des niveaux élevés d'apoptose des hémocytes, de nécrose et de mortalité y étaient enregistrés. D'autres études sur la palourde *Mya arenaria* ont montré certains effets néfastes des contaminants métalliques sur la perturbation phagocytaire, aux concentrations élevées (10^{-6} - 10^{-4} M) de chlorure mercurique, nitrate d'argent, zinc et cadmium. Cependant, une réduction ou une altération de l'activité phagocytaire des hémocytes et viabilité cellulaire sont enregistrées. Choi et ses collaborateurs (2008) ont étudié les effets des doses et la durée d'exposition au cadmium sur l'ARN messager de la protéine de choc thermique 90 (HSP90) dans les branchies, les glandes digestives et l'hémolymphe des huîtres *Crassostrea gigas*. Ils ont découvert que les niveaux de l'ARN ont augmenté rapidement à des concentrations de cadmium de 0,05 et 0,1 ppm après 7 et 11 jours d'expositions. Des graves dommages oxydatifs à l'ADN de la moule *Mytilus galloprovincialis* prélevée dans un site contaminé, Punta Umbría, ont été observés par Funes et ses collaborateurs (2006). Ceci peut expliquer l'absence (extinction) de l'espèce dans le site le plus pollué de Mazagón (Espagne).

c) Effets histologiques

Plusieurs anomalies anatomiques ont été détectées chez les différentes espèces de moules suite à leurs expositions aux contaminants métalliques, à savoir les altérations de l'épithélium de la glande digestive, des infiltrations hémocytaires sévères et lourdes (Porte *et al.*, 1998 ; Nasci *et al.*, 1999), augmentation de la vacuolisation, et déstabilisation de la membrane lysosomale (Zorita *et al.*, 2006 ; Martinez-Gomez *et al.*, 2017). De plus, l'étude Al-Subiai et ses collaborateurs (2011) a rapporté que les muscles adducteurs postérieurs, les branchies et la glande digestive de *Mytilus edulis*, observés au microscope après exposition à différentes concentrations (18-56 μ g/l) de cuivre, ont montré des anomalies histologiques, déformations et altérations allant de l'augmentation des myocytes, perte de faisceaux de myocytes, hypo et hyperplasie, nécrose et infiltration hémocytaire.

I.7.4 Effet des métaux sur la santé humaine

Les ETM sont très disponibles dans les différents compartiments de l'environnement tels que l'eau, l'air et le sol, ce qui rendent leurs bioaccumulations dans le corps humain, une action très aisée et rapide, lors la respiration et le contact direct avec ceux-ci. En outre, ces contaminants s'introduisent dans l'organisme humain en ingérant divers produits (poissons, crustacés, mollusques, algues ... etc.) contenant des métaux. Par suite, ces contaminants impliquent des effets délétères sur la santé humaine.

De plus, ces éléments ont l'aptitude d'affecter la fonction nerveuse centrale conduisant à des troubles mentaux, endommagent les constituants sanguins, les poumons, le foie, les reins et d'autres organes vitaux (Godwill et *al.*, 2019).

Aussi, à long terme, les métaux peuvent ralentir la progression physique, musculaire et les processus dégénératifs neurologiques qui imitent certaines maladies comme la maladie de Parkinson et la maladie d'Alzheimer (Monisha et *al.*, 2014). Jarup (2003) a révélé que le contact répété avec ces contaminants peut porter préjudice aux acides nucléiques, provoque des mutations, imite les hormones perturbant les systèmes endocrinien et reproducteur et éventuellement induit le cancer.

a) Effet de l'arsenic

L'empoisonnement aigu de l'arsenic peut entraîner la destruction des vaisseaux sanguins, des tissus gastro-intestinaux et peut affecter le cœur et le cerveau. Une exposition à long terme peut entraîner des lésions cutanées, maladies pulmonaires, problèmes neurologiques, diabète, hypertension et maladies cardiovasculaires (Huy et *al.*, 2014). Une exposition à un niveau faible d'arsenic peut provoquer des nausées et des vomissements, une réduction de la production d'érythrocytes et leucocytes, dommages aux vaisseaux sanguins et sensation de piqûre dans les mains et les jambes (Godwill et *al.*, 2019).

b) Effet du cadmium

Le cadmium exerce des effets toxiques sur les reins, les squelettes et les voies respiratoires. Il est classé comme cancérogène pour l'homme (WHO, 2011). Son ingestion à une dose élevée peut provoquer une irritation de l'estomac, entraînant des vomissements et des diarrhées. L'exposition à long terme au cadmium conduit à son dépôt dans les os et les poumons (Bernard, 2008). Aussi, cet élément est capable de provoquer des perturbations dans le métabolisme du calcium, la formation de calculs rénaux et l'hypercalciurie (Godwill et *al.*, 2019).

c) Effet du mercure

Le mercure est un élément qui peut se combiner facilement avec d'autres éléments pour former le mercure inorganique et organique. Le méthylmercure est la forme la plus toxique. L'exposition à des niveaux élevés de métal, peut endommager les reins, le cerveau et le développement du fœtus (Alina et *al.*, 2012). Le mercure et ses composés affectent le système nerveux et son exposition accrue peut altérer les fonctions cérébrales et entraîne des tremblements, la timidité, de l'irritabilité, des problèmes de mémoire et des modifications de l'audition ou la vision. Une courte exposition au mercure organique peut entraîner une dépression, maux de tête, fatigue, problèmes de mémoire et la perte de cheveux (Martin et Griswold, 2009).

d) Effet du plomb

Le saturnisme "intoxication au plomb" est principalement relié au tractus gastro-intestinal et au système nerveux central chez les enfants et les adultes (Markowitz, 2000). L'exposition aiguë au plomb peut provoquer des maux de tête, une perte d'appétit, des douleurs abdominales, la fatigue, l'insomnie, des hallucinations, vertiges, dysfonctionnement rénal, hypertension et l'arthrite, tandis que l'exposition chronique au plomb peut entraîner des anomalies congénitales, un retard mental, l'autisme, la psychose, des allergies, paralysie, perte de poids, hyperactivité, faiblesse musculaire, dommages au rein, lésions cérébrales, coma et peut même entraîner la mort (Martin et Griswold, 2009).

e) Effet du cuivre

Aux seuils élevés, cet élément métallique peut engendrer des symptômes gastro-intestinaux (nausées et vomissements), rénaux (hématurie, oligurie, élévation de l'urée et de la créatinine, nécrose tubulaire aiguë), hématologiques (anémie hémolytique), respiratoires (fièvre, congestion nasale, frissons, malaise, essoufflement) (WHO, 2011).

f) Effet du chrome

Le chrome peut provoquer une irritation de la muqueuse et des ulcères du nez, une anémie, des irritations et ulcères dans l'intestin grêle et l'estomac, des dommages au système reproducteur masculin. L'exposition à des doses extrêmement élevées de composés de chrome peut entraîner

des effets cardiovasculaires, respiratoires, effets hématologiques, gastro-intestinaux, rénaux, hépatiques et neurologiques et peut causer la mort (Shekhawat et *al.*, 2015). De même, les composés du chrome induisent des dommages à l'ADN, et peuvent entraîner la formation d'adduits à l'ADN, des aberrations chromosomiques, des altérations dans les échanges de chromatides sœurs de réplication et la transcription de l'ADN (Matsumoto et *al.*, 2006).

g) Effet du fer

La toxicité des composés de fer, allant des effets gastro-intestinaux (vomissements, diarrhée et saignements gastro-intestinaux) à l'apparition de symptômes cliniques qui se caractérisent par une hypotension, des chocs, une léthargie, une nécrose hépatique, une tachycardie, et peut parfois entraîner la mort (Hillman, 2001), et le développement de sténoses et formation des ulcérations gastro-intestinales. La consommation des produits riches en fer risque de déclencher le cancer (Godwill et *al.*, 2019).

h) Effet du manganèse

Bien que le manganèse soit un métal essentiel pour le corps, certains de ses composés sont connus pour être toxiques tels que le méthylcyclopentadiényl manganèse tricarbonyl (MMT), qui est introduit comme additif pour l'essence. Les risques de MMT sont liés au développement de maladie de Parkinson (symptômes de tremblement), des troubles de la marche et instabilité posturale (O'Neal et Zheng, 2015). Le manganisme est une maladie neurologique due au manganèse, caractérisée par une rigidité, un tremblement d'action, troubles de la marche, troubles de la mémoire et cognitifs, et troubles de l'humeur (Kloset *al.*, 2006).

Chapitre II : Biosurveillance du milieu marin

II Biosurveillance de l'environnement marin

Dans le passé, le diagnostic de l'état environnemental des milieux marins s'est effectué par des analyses chimiques de plusieurs contaminants présents dans les trois compartiments de l'écosystème à savoir l'air, eau et le sédiment. Cependant, les informations recueillies par ces études ne sont pas suffisantes pour évaluer les risques d'expositions et les effets qui vont apparaître à court et/ou à long terme sur l'ensemble des organismes vivants peuplant les milieux contaminés. Pour remédier à ces insuffisances, à partir des années 1970 (Yap et Syazwan, 2022), les études de qualification de niveau de santé des milieux marins incluent l'utilisation de quelques espèces animales et végétales dans le travail de monitoring, c'est la biosurveillance. Elle fournit de précieux résultats sur la fraction biodisponible des polluants présents dans l'environnement et effectivement incorporés (bioaccumulés) dans les tissus biologiques.

Ainsi, diverses espèces appartenant aux différents groupes taxonomiques ont été utilisées comme bioindicatrices tels que les mollusques, tortues, poissons, éponges, macro algues et herbiers marins. En effet, certains critères sont indispensables chez ces espèces pour les considérer comme espèces sentinelles, capables de refléter précocement un changement de la qualité de l'écosystème dans lequel elles vivent. L'UNEP (1993) a fixé les critères suivants :

- Présenter une corrélation entre la teneur du polluant et la concentration moyenne dans le biotope (eau, sédiments) ou dans l'alimentation ;
- Être capable d'accumuler le polluant sans être affectée et perturbée par les niveaux des polluants présents dans l'environnement ;
- Être sédentaire, en représentant le site géographique où elle a été prélevée ;
- Être abondante et avoir une distribution géographique étendue dans l'ensemble de la zone étudiée afin de faire des comparaisons entre les zones ;
- L'espèce vit suffisamment longtemps pour pouvoir échantillonnée plusieurs classes d'âge ;
- Être de taille suffisante pour fournir des tissus en quantité suffisante pour les analyses ;
- Être facile à échantillonner et suffisamment résistante pour être utilisée dans des expériences en laboratoire ;
- L'espèce présente des facteurs élevés de bioaccumulation, pour permettre une analyse sans préconcentration.

II.1 La moule en tant qu'espèce indicatrice de pollution

Les moules sont des mollusques filtreurs de couleurs variées, vivant dans la zone intertidale et dans les eaux peu profondes où elles se fixent sur divers types de substrats immergés tels que les rochers, enrochements, les parties immergées des bouées, pilotis et mouillages ainsi que sur les coques des bateaux. Ces espèces répondent parfaitement aux critères cités auparavant permettant la qualification des organismes vivants comme espèces indicatrices des changements et altérations qu'a connu l'environnement où elles vivent. En 1975, Goldberg a proposé le principe de « bioindicateur quantitatif » qui permet de suivre, à l'échelle internationale, les concentrations des contaminants dans les organismes vivants afin de surveiller le milieu environnant. Ce principe est basé sur le fait que les organismes marins, partie intégrante de la chaîne alimentaire, concentrent les contaminants en relation avec les concentrations présentes dans le milieu. Il a proposé le programme « Mussel Watch », comme première étape dans une surveillance globale du milieu marin. Aussi, plusieurs réseaux de surveillances régionaux ont utilisé les moules pour qualifier l'état environnemental du milieu marin, on cite le réseau national d'observation du milieu marin RNO fondé en 1974 (France) et qui a été remplacé par le réseau d'observation de la contamination chimique ROCCH en 2008; et le réseau intégrateur biologique RINBIO (1996-2004) qui se base sur la surveillance active (moules en cage implantées dans les littoraux de trois pays France, Espagne et l'Italie).

II.2 Position systématique des moules étudiées

Embranchement : Mollusca

Classe : Bivalva

Ordre : Filibranchiata

Famille : Mytilidae

Genre : Perna

Espèce : *Perna perna* (Linné, 1758)



Embranchement : Mollusca

Classe : Bivalva

Sous classe : Ptemorphia

Ordre : Filibranchia

Sous ordre : Anisomyaria

Superfamille : Mytiloidea

Famille : Mytilidae

Genre : Mytilus

Espèce : *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819)



II.3 Distinction entre les deux espèces de moule

La classification des bivalves ou lamellibranches est basée sur des critères anatomiques, la couleur et la forme de coquille, la charnière et les caractères structuraux des branchies (Beaumont et Cassier, 2004).

La moule *Perna perna* se distingue par : des valves relativement allongées ; de coloration marronne ; la coloration blanc jaunâtre de la face interne des valves ; la séparation d'une des trois empreintes musculaires et enfin par sa charnière à une seule dent sur chaque valve (Abada-Boudjema, 1996). On note également l'absence d'un muscle adducteur antérieur (Tableau 1).

L'espèce *Mytilus galloprovincialis* se caractérise par : une coquille large de couleur violacée à brun fauve ; crochet terminal légèrement incurvé vers l'avant et pointu ; la surface ventrale des valves est légèrement aplatie au niveau et juste en arrière du plateau cardinal ; bord ventral droit ; bord postérieur bien arrondi ; le bord ligamentaire forme un angle saillant. De même, l'intérieur des valves est lisse, gris bleuâtre ; ligament peu épais ; charnière pourvue de trois ou quatre petits denticules ; insertion du muscle adducteur antérieur ventrale de très faible taille ; muscle adducteur postérieur bien développé ; muscles rétracteurs du pied et du byssus à empreintes adjacentes entre elles et avec celle de l'adducteur postérieur (FAO, 1973).

Tableau1 : Les caractères différentiels entre la musculature *M.galloprovincialis* et *P.perna* (FAO, 1973)

	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>Perna perna</i>
Muscle adducteur antérieur	Petit	Absent
Muscle adducteur postérieur	Grande taille	Grande taille
Muscles rétracteurs du pied	1 paire s'insérant dorsalement dans la région postérieure	1 paire s'insérant dorsalement dans la région postérieure
Muscles rétracteurs du byssus (3 paires)	Rétracteurs antérieurs: 1 paire s'insérant antérieurement Rétracteurs moyens: 1 paire formée de deux faisceaux s'insérant dorsalement dans la région moyenne contre Les rétracteurs postérieurs Rétracteurs postérieure: 1 paire de deux faisceaux s'insérant postérieurement entre les précédents et l'adducteur postérieur	Rétracteurs antérieurs: 1 paire s'insérant antérieurement Rétracteurs moyens: 1 paire de muscles très épais formée de nombreux faisceaux, empreinte distincte Rétracteurs postérieure : 1 paire formée de deux faisceaux à insertion distincte contre l'adducteur postérieur

ma : muscle adducteur antérieur
 mp : muscle adducteur postérieur
 rab : rétracteur antérieur du byssus
 rmb : rétracteurs moyens du byssus
 rpb : rétracteurs postérieurs du byssus
 rp : rétracteur du pied

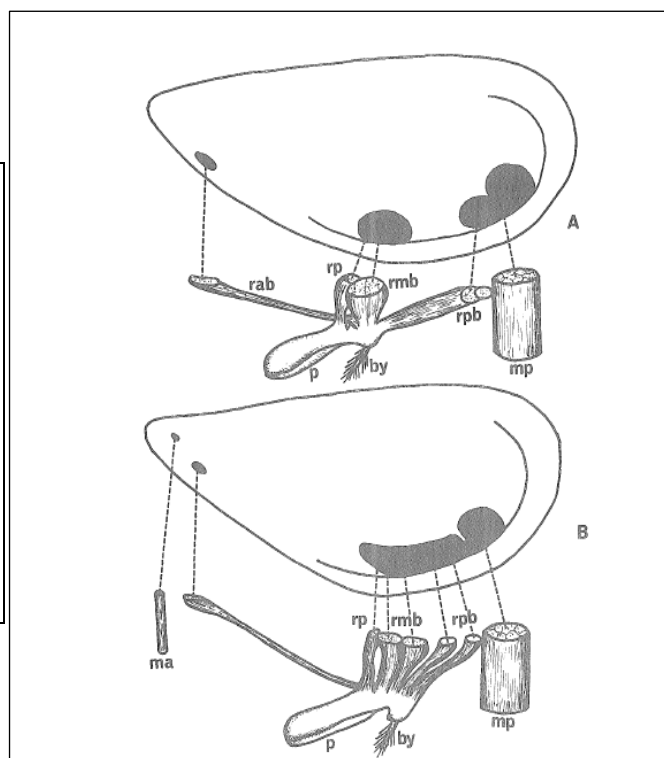


Figure 9 : La disposition des insertions musculaires sur la coquille de *Perna perna* (a) et de *Mytilus galloprovincialis* (b) (FAO, 1973).

II.4 Organisation de la moule

Bien que les espèces de moules montrent des divergences en ce qui concerne les caractères taxonomiques, les propriétés fondamentales se trouvent similaires chez toutes les espèces.

II.4.1. La coquille

La coquille, plus ou moins renflée, pointue à l'une des extrémités et arrondie à l'autre, comprend deux valves égales, l'une droite et l'autre gauche, unies par un ligament situé le long de la charnière dorsale. La partie antérieure du mollusque correspond à l'extrémité rétrécie (le crochet) de la coquille, la partie postérieure à la région arrondie. La couleur, généralement très variables. On peut observer, à partir du crochet, de fines stries concentriques qui sont des stries d'accroissement représentant les étapes de la croissance de l'animal.

Quant à la composition chimique, la coquille est composée à 95 % de carbonate de calcium. Ce composé peut cristalliser sous forme de calcite ou d'aragonite (Marteil, 1976).

II.4.2 Charnière et ligament

La charnière est réduite et l'union des valves est assurée à peu près exclusivement par le ligament. Ce dernier offre l'aspect d'une étroite bande brunâtre qui court le long de la charnière. Comme chez tous les bivalves, il est essentiellement formé de conchyoline (substance apparentée à la chitine) et est constitué d'une partie externe qui est étirée lors de la fermeture des valves et d'une partie interne que cette fermeture comprime. Ces deux couches, par leur élasticité, tendent à provoquer l'ouverture de la coquille (Marteil, 1976).

II.4.3 Le pied et le byssus

Le pied, linguiforme, permet le déplacement et l'enfouissement de l'animal dans le sable. Il peut se replier sous l'action de deux muscles rétracteurs.

A sa base se trouve la glande du byssus. Elle synthétise des filaments (byssus) qui fixent la moule à son substrat. Une fois qu'ils sont sécrétés, les filaments se solidifient au contact de l'eau de mer (Cahen, 2006).

II.4.4 Manteau.

Le manteau, dont la couleur, va du blanc au jaune plus ou moins foncé, présente deux lobes (droit et gauche) qui adhèrent étroitement au corps dans la région dorsale, sont partiellement soudés dans la zone antérieure (capuchon céphalique) et forment dans la zone postérieure une boutonnière ou siphon exhalant, orifice de sortie de l'eau. Sur la face ventrale, les bords des deux lobes sont libres et délimitent la cavité palléale. Le rôle principal est d'assurer la formation de la coquille, sa calcification et la sécrétion du ligament (Marteil, 1976).

II.4.5 Branchies

Deux branchies flottent dans la cavité palléale contre la masse viscérale. Chaque branchie a la forme d'un "W" et est formée par un feuillet direct qui descend de l'axe branchial et se replie au niveau du sillon marginal pour former le feuillet réfléchi avec son sillon dorsal. Ces feuillets comprennent des longs filaments à fine structure avec une orientation dorsale-ventrale. La paroi des filaments est constituée d'un épithélium simple qui porte de nombreux cils. Ceux-ci sont animés de mouvements ondulatoires incessants qui entretiennent la circulation de l'eau dans la cavité palléale. Les nombreux cils vibratiles des branchies sont responsables de l'entretien du courant d'eau mais assurent également un courant permanent de mucus amenant la nourriture vers les palpes labiaux et ensuite vers la bouche (Ben cheikh, 2017).

II.4.6 Muscles adducteurs

Deux muscles adducteurs dont l'un, l'antérieur, est réduit, s'opposent à l'action mécanique du ligament : par leur contraction ils ferment la coquille. Chez la plupart des bivalves, ces muscles sont composés de deux parties distinctes : une partie vitreuse, translucide, faite de fibres striées à contractions rapides mais de courte durée (fibres phasiques) ; une partie nacrée, plus opaque, faite de fibres lisses à contractions lentes et durables (fibres toniques ; ce sont elles qui maintiennent la coquille fermée pendant de longues périodes). Il existe toutefois des bivalves à muscles homogènes, soit entièrement vitreux, soit entièrement nacrés. Chez la moule, les portions phasiques et toniques sont indifférenciées, mais l'animal est capable de faire deux types de contractions (Marteil, 1976).

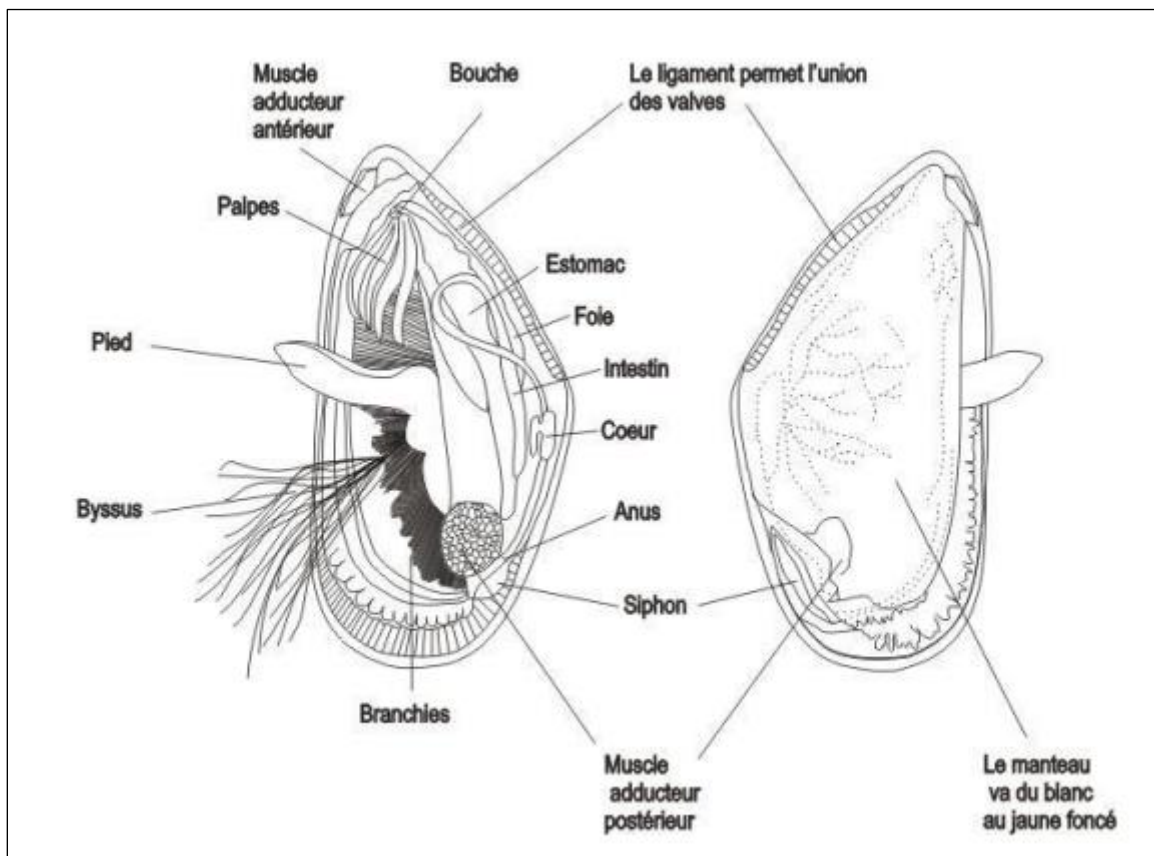


Figure 10 : Anatomie de la moule (Ben Cheikh, 2017).

II.5 Nutrition de la moule

La moule est un organisme filtreur. Elle ne possède plus de radula. Elle se nourrit de fines particules en suspension dans l'eau (phytoplancton, bactéries, matière organique en suspension..., etc.). Celles-ci sont retenues grâce au mucus qui tapisse les branchies. Sous l'eau, la moule s'ouvre légèrement et un courant d'eau pénètre via le siphon inhalant dans la cavité palléale. Le siphon exhalant propulse ensuite l'eau hors de la cavité palléale. Le courant d'eau est entretenu par les nombreux cils vibratiles des branchies. Ceux-ci assurent également un courant permanent de mucus amenant la nourriture vers les palpes labiaux et ensuite vers la bouche. Seules les plus fines particules sont ingérées et digérées par le système digestif. Les plus grosses particules sont rejetées (Cahen, 2006). Il convient de noter que plusieurs facteurs internes tels que l'âge, état physiologique, l'état de maturité sexuelle et les particularités anatomiques affectent le taux de filtration de la moule. De même, l'activité valvaire et l'activité ciliaire sont sous la dépendance de nombreux facteurs externes dont les principaux, outre la durée d'émersion, sont la température, la salinité, le pH, le débit du courant, la teneur en matière en suspension et la présence de certaines substances dissoutes (His et Cantin, 1995).

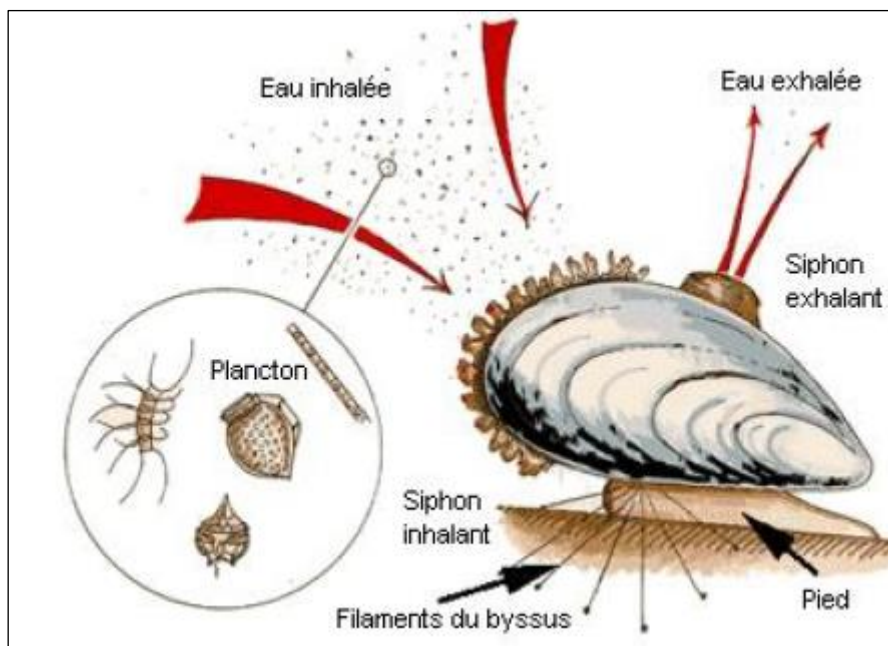


Figure 11 : La nutrition de la moule (MPO, 2003).

II.6 La respiration de la moule

Les échanges d'oxygène se font par l'intermédiaire des branchies. L'eau chargée en oxygène dissous pénètre dans la cavité palléale via le siphon inhalant. Elle est filtrée par les filaments des deux paires de branchies lamelleuses avant d'être évacuée par le courant exhalant. L'oxygène ainsi capté pénètre dans l'hémolymphe pour être distribué dans tout l'organisme. Lorsque la moule se retrouve à l'air libre, elle ferme sa coquille et passe à une respiration anaérobie (respiration réalisée par certains organismes en l'absence d'oxygène) (Cahen, 2006).

II.7 Le système circulatoire de la moule

L'appareil circulatoire est composé du cœur dorsal qui comprend deux oreillettes latérales et un ventricule. L'hémolymphe, incolore, est propulsée à partir du ventricule dans deux aortes pour être distribuée aux différentes parties de l'organisme par un réseau de vaisseaux sanguins. Le système artériel, qualifié de diffus, aboutit à des espaces libres sans parois propres : les lacunes. Ainsi l'hémolymphe n'est plus canalisée dans des vaisseaux individualisés et baigne directement les tissus. L'hémolymphe assure de nombreuses fonctions physiologiques comme les échanges des gaz dissous, l'osmorégulation, la distribution des nutriments et l'élimination des déchets. Elle joue aussi le rôle de fluide squelettique, assurant la rigidité de certains organes comme les palpes labiaux, le pied ou encore le bord de manteau (Gosling, 2008).

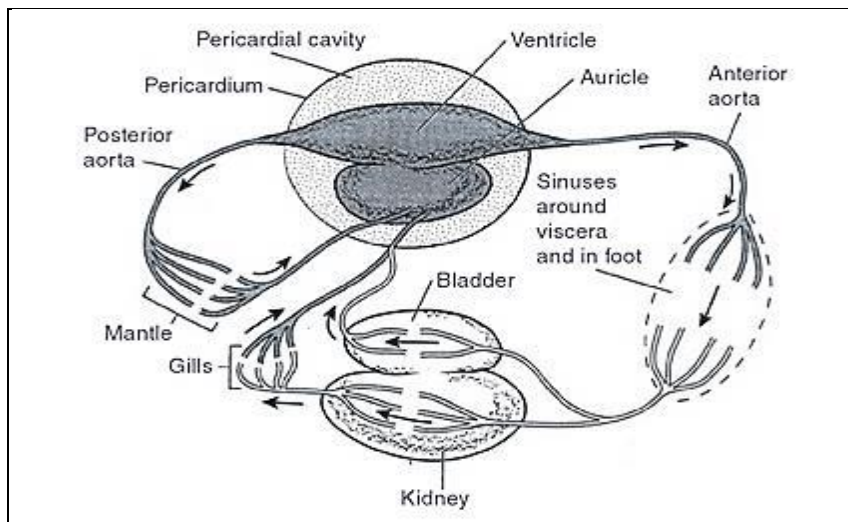


Figure 12 : Le système circulatoire chez la moule (Gosling, 2015).

II.8 Système nerveux de la moule

Il comporte trois paires de ganglions : les ganglions cérébro-pleuraux, de chaque côté de la bouche, les ganglions pédieux, à la base du pied, et les ganglions viscéraux, près du muscle adducteur postérieur. Chaque ganglion est uni à son homologue par une commissure et au ganglion voisin par un connectif. De nombreux nerfs, issus des ganglions, des commissures et des connectifs, innervent les différentes parties du corps (Marteil, 1976).

II.9 Le système excréteur de la moule

L'excrétion est réalisée par une paire de reins (néphridies) qui acheminent les déchets de l'hémolymphe vers la cavité palléale. Ceux-ci sont ensuite rejetés dans l'environnement de l'animal par le courant d'eau exhalant (Cahen, 2006).

II.10 Reproduction de la moule

La moule est sexuellement différenciée. La glande génitale ou gonade s'étend de façon diffuse dans le manteau. Elle est constituée d'une multitude de follicules (masses de cellules sécrétrices entourant l'extrémité en cul-de-sac du canal excréteur) où se forment, selon le sexe, les ovules ou les spermatozoïdes. Le cycle sexuel des moules comprend quatre stades :

- Stade 0 qui correspond à la phase de repos sexuel ; au cours de cette période, qui débute dès la fin des dernières émissions de gamètes, les animaux accumulent de nombreuses réserves, glucides et lipides notamment ; leur manteau prend un aspect très homogène ;
- Stade I où le manteau apparaît moins homogène que précédemment ; les follicules commencent à se développer et dessinent un fin réseau que l'on peut apercevoir ;
- Stade II où les follicules deviennent de plus en plus apparents ; le manteau prend une teinte propre à chaque sexe : rouge-orangée pour les femelles, jaune-crème pour les mâles ;
- Stade III au cours duquel la maturité sexuelle est atteinte : les gamètes sont prêts à être émis. La glande peut se vider en une ou plusieurs fois, puis le manteau devient translucide et rougeâtre (Marteil, 1976).

Au cours la reproduction, les spermatozoïdes libérés dans la colonne d'eau sont entraînés par la circulation d'eau entrante et vont à la rencontre des ovules dans la cavité palléale. Peu de temps après la fécondation, les embryons deviennent des larves trochophores qui nagent librement. Ces dernières se transforment en 24h en larves véligères caractérisées par une bouche fonctionnelle et un tube digestif. Les larves continuent à croître pendant 2 à 3 semaines. Une

fois les pédivélignes entièrement développés, les pieds s'étendent et entrent en contact avec le substrat pour se fixer. Si le substrat est approprié, la larve se métamorphose alors dans la forme juvénile et fixe son byssus (Ben cheikh, 2017).

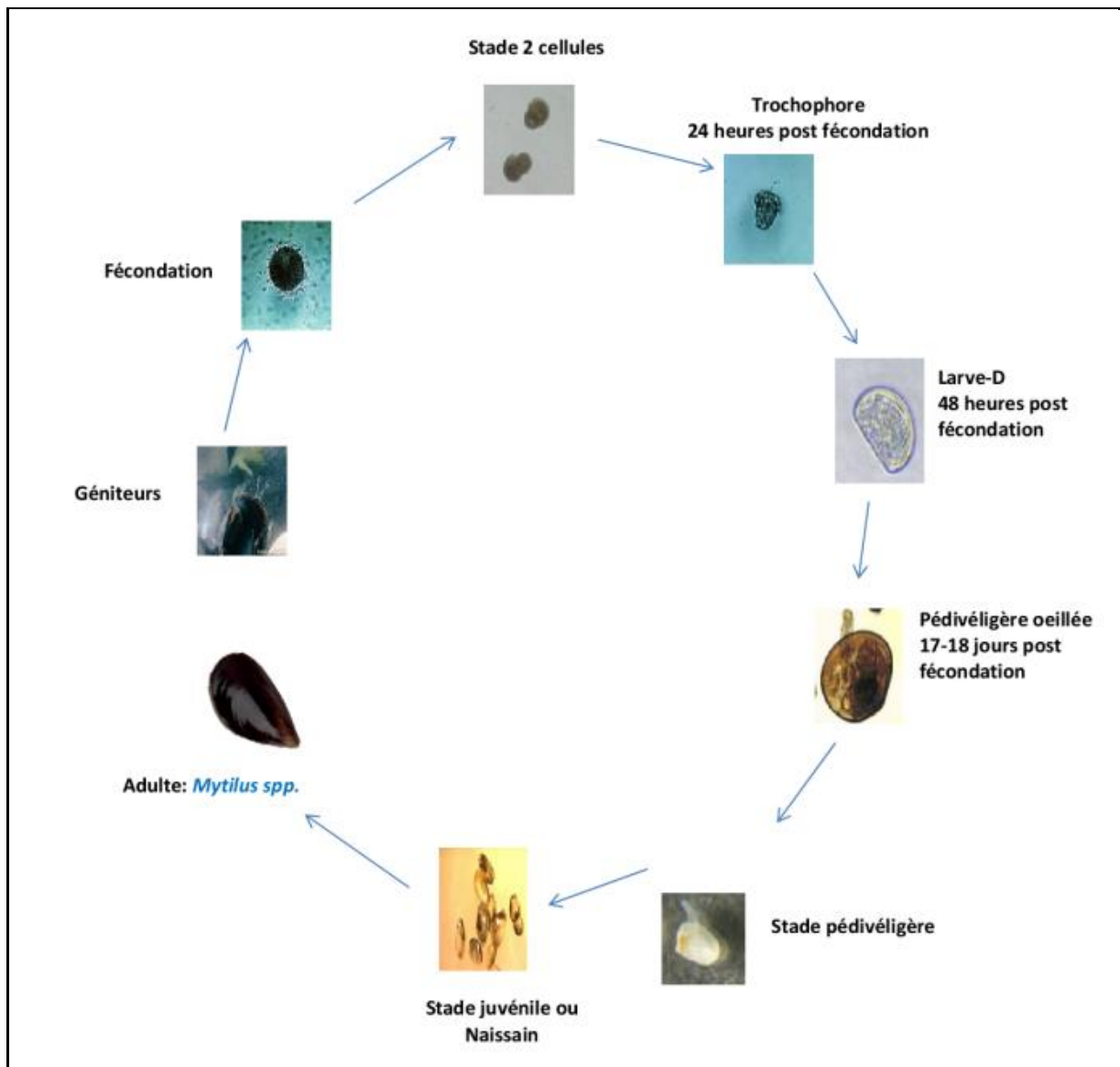


Figure 13 : Cycle de reproduction de la moule (Boukadida Ammar, 2017).

II.11 Répartition géographique

La moule *Mytilus galloprovincialis* est présente dans plusieurs côtes du bassin méditerranéen soit à l'état naturel (gisement naturel) ou bien cultivée dans les fermes d'élevages installées dans les eaux côtières. On la retrouve aussi dans la côte atlantique, allant de la baie d'Agadir (Maroc) jusqu'aux îles britanniques, en Afrique du Sud, en Nouvelle Zélande et en Californie (MC Doneld et koehn, 1991). En Algérie, les fermes mytilicoles cultivent davantage la moule

M. galloprovincialis car cette espèce offre une quantité remarquable de la chair, et leur cycle élevage ne dure pas longtemps pour atteindre la taille commerciale.

La moule *Perna perna* est largement distribuée en Méditerranée (côtes de l'Afrique du Nord ; de Gibraltar au golfe de Tunis) et dans les régions tropicales et subtropicales de l'océan Atlantique (Siddall, 1980). Les coquilles peuvent servir comme un milieu de vie de plusieurs espèces végétales (différents groupes d'algues) et animales (organismes fixés de différentes tailles) qui vont sans aucun doute induire des changements perceptibles en termes de l'état physiologique de l'individu (poids, volume filtré, la croissance...etc.).

II.12 Pathologies

Les moules filtrent des volumes considérables d'eau de mer, par conséquent, un fort risque de retenir, en plus les contaminants chimiques, les agents infectieux incluant des bactéries, des protozoaires et des virus.

Divers organismes pathogènes ont été associés avec les espèces de mytilidés particulièrement dans un contexte de mortalités. Le copépode parasite *Mytilicola intestinalis* a causé d'importantes pertes dans la production mytilicole (Ben cheikh, 2017). *Polydora ciliata* également engendré de fortes mortalités, cet annélide polychète se fixe sur les moulières de larves en quantités importantes formant une « couverture » qui gêne l'alimentation des mollusques (Ropert et Olivési, 2002). De même, les microorganismes y compris les virus, ont été décrits comme agents infectieux des moules causant des effets perturbant les fonctions biologiques et peuvent même conduire à la mort des individus.

L'homme, consommateur de la chair de ces filtreurs se trouve soumis à un risque sanitaire potentiel. A cet effet, un grand soin doit être pris avant de les consommer, et suffisamment d'informations sont nécessaires sur l'état environnemental des sites où elles sont prises.

II.13 Seuils limites des contaminants dans les moules

Dans le cadre de la protection de la santé des consommateurs, le législateur algérien, à travers l'arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011 a défini les seuils maximaux de la présence des contaminants chimiques, microbiologiques et toxicologiques dans les différents produits de pêche et d'aquaculture, y compris la moule. L'arrêté du 30 Moharram 1432 a apporté des nouveautés par rapport à celui de 3 Safar 1418 correspondant au 8 juin 1997 en matière des teneurs en cadmium et plomb où les limites maximales ont été réduites à 1 et 1.5mg/kg, respectivement, alors qu'elles étaient 2mg/kg. De

même, le précédent arrêté classe les zones de pêche aux coquillages vivants en trois zones A, B et C se basant uniquement sur les paramètres microbiologiques (concentrations des coliformes fécaux, *Escherichia coli* et Salmonelles) avec des concentrations en mercure, cadmium et plomb inférieures à **0.5**, à **2** et à **2mg/kg** en poids humide, respectivement. Dans toutes les zones de pêche aux coquillages, Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) ne doit pas dépasser 80 µg pour 100g de chair et une absence de Amnisc Shelfish Poisoning (ASP) est requises à la mise en marché des produits de coquillages.

Tableau 2 : Teneurs limites des contaminants métalliques et benzopyrène dans les moules (l'arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011).

	Contaminants	Produits de pêche	Seuils limites
Chimiques	Benzo (a) pyrène	Mollusques bivalves vivants	5.0 µg/kg de poids à l'état frais
	Plomb (Pb)	Mollusques bivalves vivants	1.5 mg/kg de poids à l'état frais
	Cadmium (Cd)	Mollusques bivalves vivants (à l'exception des huîtres et des coquilles Saint-Jaques)	1.0 mg/kg de poids à l'état frais

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left side and rounded corners on the right side.

Chapitre III : Matériels et méthodes

III.1 Localisation des sites de prélèvement

La recherche des éléments traces métalliques (ETM) biodisponibles dans les différents tissus (branchie, glande digestive, gonade et le reste de corps mou) de deux espèces de moule *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna* a été menée dans quatre sites marins du littoral algérois centre. La zone d'étude de ce présent travail couvre deux baies à savoir Zemmouri et Alger.

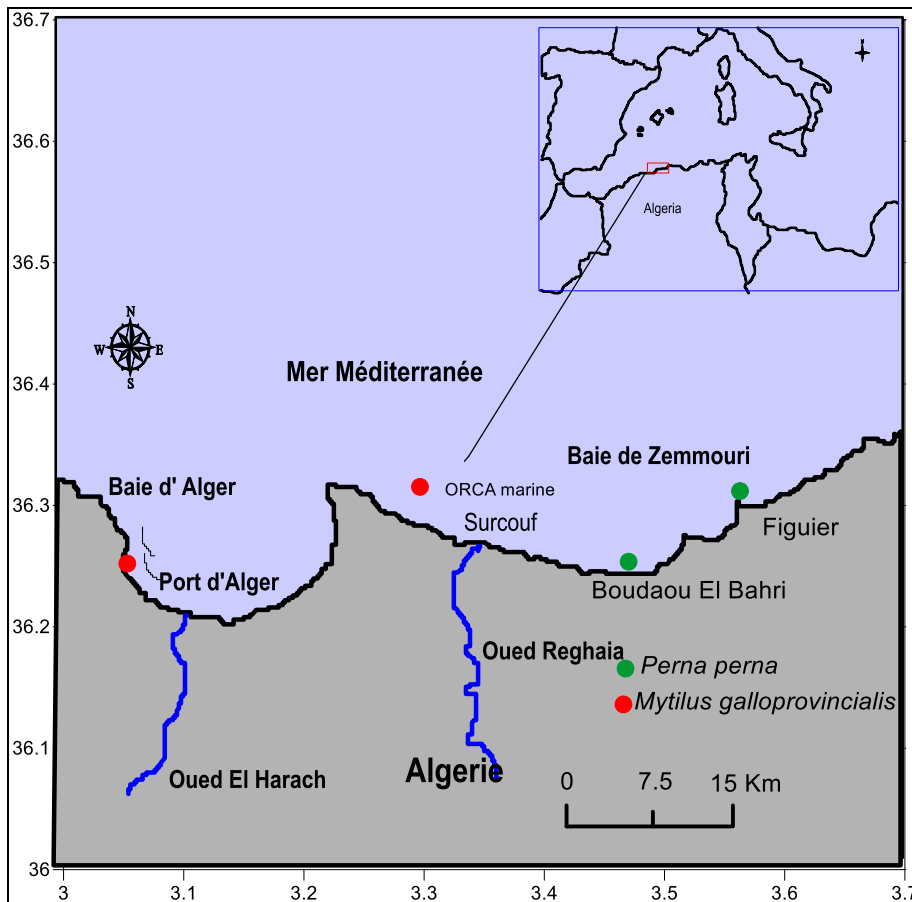


Figure 14: Localisation des sites de prélèvements des moules.

La baie de Zemmouri, située à l'Est immédiat de la baie d'Alger, très largement ouverte vers le Nord et s'étalant sur une cinquantaine de kilomètres. Elle comprend trois sites d'échantillonnages qui sont d'Est en Ouest :

III.1.1 Le site de Figuiers (latitude 36°47'02.88''N ; longitude 3°31'01.84''E) : Situé en face les rejets domestiques émanant de la population installée dans les chalets, ce site est considéré comme relativement propre en raison de l'absence d'installations industrielles qui affectent fortement le milieu marin. L'activité agricole est présente, les laboureurs utilisent plusieurs produits phytosanitaires (insecticide, herbicides...etc.) en vue de préserver leurs produits

agricoles, et peut par conséquent, induire une contamination chimique à l'écosystème marin et perturber ses ressources.



Figure 15 : Site de prélèvement de moules de Figuier

III.1.2 Le site de Boudaouaou El Bahri (latitude 36°46'25.21''N ; longitude 3°22'57.20''E) :

Se trouve juste à côté du début des enrochements servant comme moyen de protection de la route permettant l'accès à la côte. A l'instar du site de Figuier, Boudaouaou El Bahri est une petite commune de la wilaya de Boumerdès située à 5 km au Nord de la ville de Boudouaou, à 7 km à l'Ouest de Boumerdès et à environ 35 km à l'Est d'Alger. C'est une zone très calme à sollicitations très modérées sur l'environnement marin où les sources potentielles de pollution sont quasiment inexistantes, seuls les rejets déversés par la population citadine et les eaux de ruissellement provenant des champs agricoles et des zones limitrophes qui y arrivent tel que de la ville de Boudouaou.

Les moules prélevées dans ces deux sites sont de l'espèce *Perna perna*.



Figure 16: Site de prélèvement de moules à Boudouaou El Bahri

III.1.3 Le site de Surcouf (latitude 36°47'51.96''N ; longitude 3°18'35.12''E) : La ferme Orca marine est localisée à Ain Taya, très proche de la périphérie Reghaia-Rouiba (quelques kilomètres), où il existe deux importantes zones industrielles. Les activités industrielles dans la zone sont très importantes et dans l'objectif d'étudier l'effet de ces activités anthropiques sur les moules d'élevage destinées à la consommation, plusieurs prélèvements ont été effectués afin d'évaluer les contaminants métalliques qui peuvent causer des troubles sanitaires très graves aux consommateurs.

III.1.4 Le port d'Alger (36°46'32.89''N/3°03'45.90''E) : Se situe dans la baie d'Alger (dans la partie centrale de la côte algérienne). Cette dernière est délimitée par deux caps, la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et le cap Matifou (Tamenfoust) à l'Est. Le port d'Alger occupe une position géographique particulière dans le bassin méditerranéen et aussi à l'échelle nationale, couvrant une surface globale de 126 hectares, faisant de lui le premier port commercial d'Algérie.

Les ouvrages de protection sont constitués de 05 digues artificielles d'une longueur totale de 6 Km construites sur des fonds sablonneux (à des profondeurs allant de 20 et 36m) dont (02) prennent racine perpendiculairement à la côte et 03 disposées en ligne brisée formant un brise-lame de 2,6 Km parallèle à la côte. Le plan d'eau abrité par ces ouvrages est de 184hectares, divisé en 03 bassins successifs :

- Bassin du vieux port 75 ha ;
- Bassin de l'agha 35 ha ;
- Bassin de Mustapha 74 ha.

Le tirant d'eau variant entre **6 et 10 mètres**, ces tirants d'eau permettent au port d'Alger d'accueillir des navires pouvant transporter jusqu'à **25.000 tonnes** de marchandises.

Les quais d'accostage sont au nombre de 34, ils sont construits suivant des moles successifs allant d'Ouest en Est dont la profondeur varie de 5 m à 10 m. Le linéaire total de ces quais est de 8.352 m.

L'accès des navires au port se fait à travers :

- La passe Nord : Permet l'accès au vieux port, située entre la jetée Nord et l'épi Sud de la jetée Agha avec 176 m de largeur et 12 m de profondeur ;
- La passe Sud : Permet l'accès au bassin Mustapha, située entre l'épi transversal de la jetée Mustapha et le brise-lames Est avec 240 m de largeur et 16m de profondeur.

Le port d'Alger dispose d'une surface totale d'entreposage de 282.000 m², répartie entre les 3 zones géographiques et accueillant diverses marchandises (terres pleines et magasins). Cette capacité permet l'entreposage de 120.000 tonnes de marchandises, alors que le volume moyen débarqué mensuellement est de 800.000 tonnes (www.portalger.com.dz Juin 2020).

Ce fameux port est une enceinte semi fermée, caractérisée par des activités économiques et industrielles très intenses, ce qui constitue des sources éminentes de contamination de l'environnement. Les divers rejets contenant des éléments toxiques, y parvenant, risquent de persister ou séjourner long temps dans ce milieu et par conséquent l'écosystème portuaire est sujet aux fortes pressions. Cependant, différentes unités industrielles y sont localisées, telles que la centrale électrique, les unités de production de corps gras (huilerie, savonnerie), unités d'hydrocarbures (bitume, fuel et gasoil), des silos à blé et les installations de la réparation navale. Ces activités génèrent des produits et des déchets. Malheureusement, la grande partie de ces déchets solides ou liquides parviennent au port et occasionnent des perturbations à l'écosystème. A ces rejets s'ajoutent les décharges induites par le trafic maritime (produits antifouling et antidétonants), aire de stockage et les travaux d'entretien des infrastructures du port.

De plus, le port d'Alger accueille une partie importante des rejets urbains et domestiques émanant de la ville d'Alger (plusieurs points de rejet des eaux usées y sont présents).



Figure 17 : Les rejets solides (A) et urbains (B) au port d'Alger.



Figure 18: Les différents huiles et produits pétroliers rejetées au port d'Alger

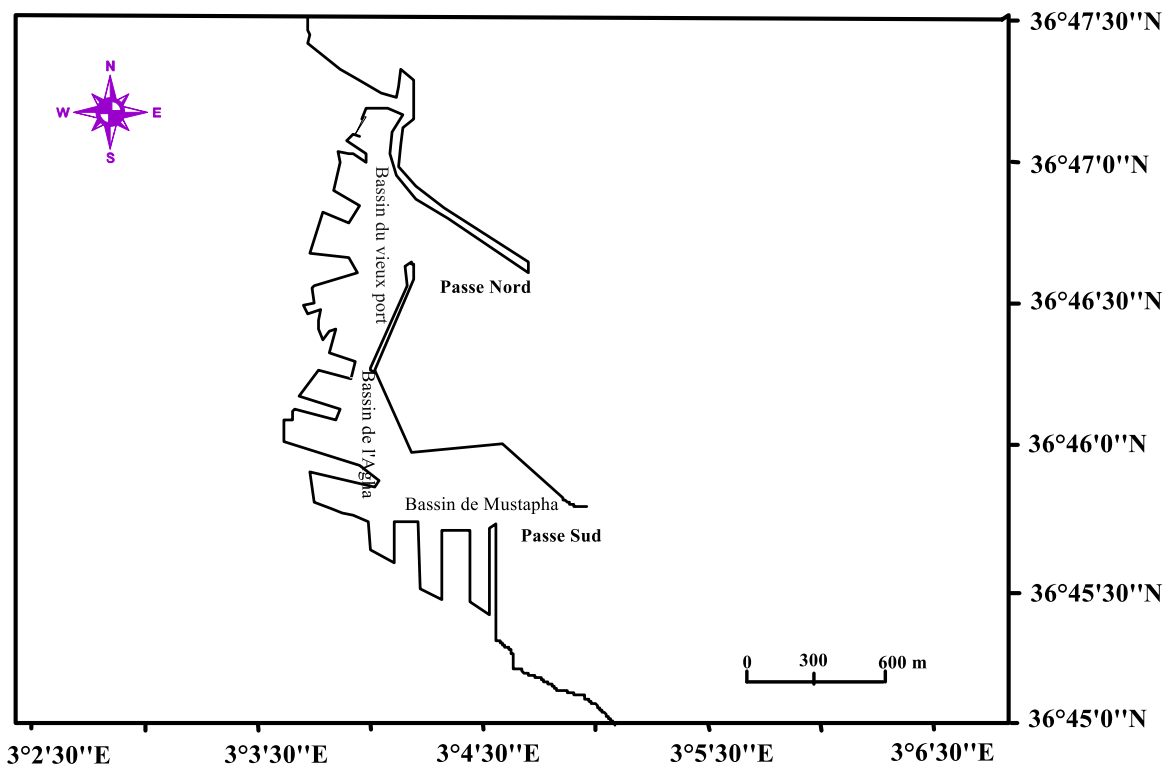


Figure 19 : Les bassins du port d'Alger

III.2 Méthodologie d'échantillonnage

Pendant une année, été 2015 au printemps 2016 (tableau 3), une biosurveillance passive (en utilisant des moules autochtones) de certains contaminants métalliques, le cadmium, le plomb, l'arsenic, le manganèse, le nickel, le cuivre et le zinc est menée. 30 individus matures de moules (Esposito et *al.*, 2021) ayant tous une longueur supérieure à 5cm ont été prélevées saisonnièrement (été, automne, hiver et printemps) dans les quatre sites d'échantillonnage. Le choix de travailler sur les grands individus de moule est expliqué par le fait de collecter une masse largement suffisante de différents tissus pour procéder à l'analyse des métaux. De même, l'ensemble des tissus sont bien individualisés, rendant leur prélèvement aisé après l'opération de décoquillage. En outre, la sélection des lots homogènes d'organismes d'une classe de taille bien définie permet d'éviter les interférences qui peuvent avoir lieu avec les autres classes de taille lors l'interprétation des résultats, car une forte relation existe entre la taille (la longueur) et l'âge et par conséquent, les petits individus ont une durée et volumes de filtration d'eaux de mer significativement inférieure aux individus de grande taille.

Tableau 3 : Dates de prélèvement des moules dans les sites étudiés

Sites	Saisons	Dates de prélèvement	Espèce de moule
Figuier et Boudouaou El Bahri	Été	22/06/2015	<i>Perna perna</i>
	Automne	28/09/2015	
	Hiver	21/01/2016	
	Printemps	22/05/2016	
Surcouf	Été	25/06/2015	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
	Automne	05/10/2015	
	Hiver	04/03/2016	
	Printemps	14/05/2016	
Port d'Alger	Été	28/06/2015	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
	Automne	22/10/2015	
	Hiver	25/02/2016	
	Printemps	28/05/2016	

III.2.1 Prélèvement et transport

Les moules, bien fixées sur le substrat dur par les filaments du byssus, ont été détachées en utilisant un couteau inoxydable, ensuite elles sont récupérées dans des sachets en plastique. Ces derniers sont mis dans une glacière contenant des icebox afin de conserver les éléments métalliques bioaccumulés dans leurs chairs. Immédiatement, les échantillons de moules sont transportés au laboratoire pour procéder aux prétraitements nécessaires avant d'entamer le traitement chimique des tissus des moules (Rouane Hacene, 2013).

III.3 Prétraitement des échantillons

Dès l'arrivée au laboratoire, les individus de moule ont été contrôlés s'ils sont vivants (individus morts éliminés) et triés en fonction de leur taille. Toutes les algues et les organismes fixés sur les coquilles sont détachés (Esposito et *al.*, 2021). Puis, on a procédé au rinçage des coquilles en utilisant l'eau bidistillée, ensuite à leur essuyage. Ce travail a été effectué au laboratoire de ENSSMAL et qui a pour objet d'avoir une bonne indication des paramètres biométriques et physiologiques (taille et poids).



Figure 20 : Le nettoyage des moules.

III.3.1 Mesure des paramètres biométriques

La longueur de la coquille exprimant la mesure maximale de l'axe antero-postérieure, la largeur représentant la valeur maximale de l'axe dorso-ventrale et l'épaisseur de la coquille correspondant à la mesure maximale de l'axe latéral (Guendouzi, 2017), sont mesurés à l'aide d'un pied à coulisse digital 200 mm avec précision de 0.01 (marque CHRIST Germany).



Figure 21: Mesures biométriques par le pied à coulisse.

III.3.1.1 Mesure de poids

Le poids total (coquilles et corps mou) de tous les individus de moule retenus dans cette étude est déterminé par une balance de précision 0.01g (Rouane Hacene, 2013). Ces données servent à calculer l'indice de condition.

III.3.2 Dissection des moules

Une fois les mesures biométriques et physiologiques de l'ensemble des individus sont notées sur la fiche d'échantillonnage, on a procédé aux décoquillages des moules en utilisant un Bistouri (en acier inoxydable) pour déchirer tous les tissus musculaires responsables de la clôture de deux valves (Azizi et *al.*, 2018). Pour éliminer le liquide intervalvaire, les individus sont posés sur leur partie postérieure. Désormais, les tissus : les branchies, la glande digestive, la gonade et le reste de la chair sont minutieusement prélevés et mis dans des piluliers en plastique réservés pour chaque tissu (piluliers pesés portant des étiquettes sur les noms de tissu et de l'espèce, la date de prélèvement et le site d'échantillonnage). Pour chaque individu disséqué de moule, les poids des tissus séparés dans les quatre piluliers étaient mentionnés. A l'issue de la dissection, les poids humides des piluliers contenant les tissus de 30 individus sont mesurés.



Figure 22 : L'égouttage des moules.



Figure 23 : La dissection de la moule *Mytilus galloprovincialis*.



Figure 24 : La dissection de la moule *Perna perna*

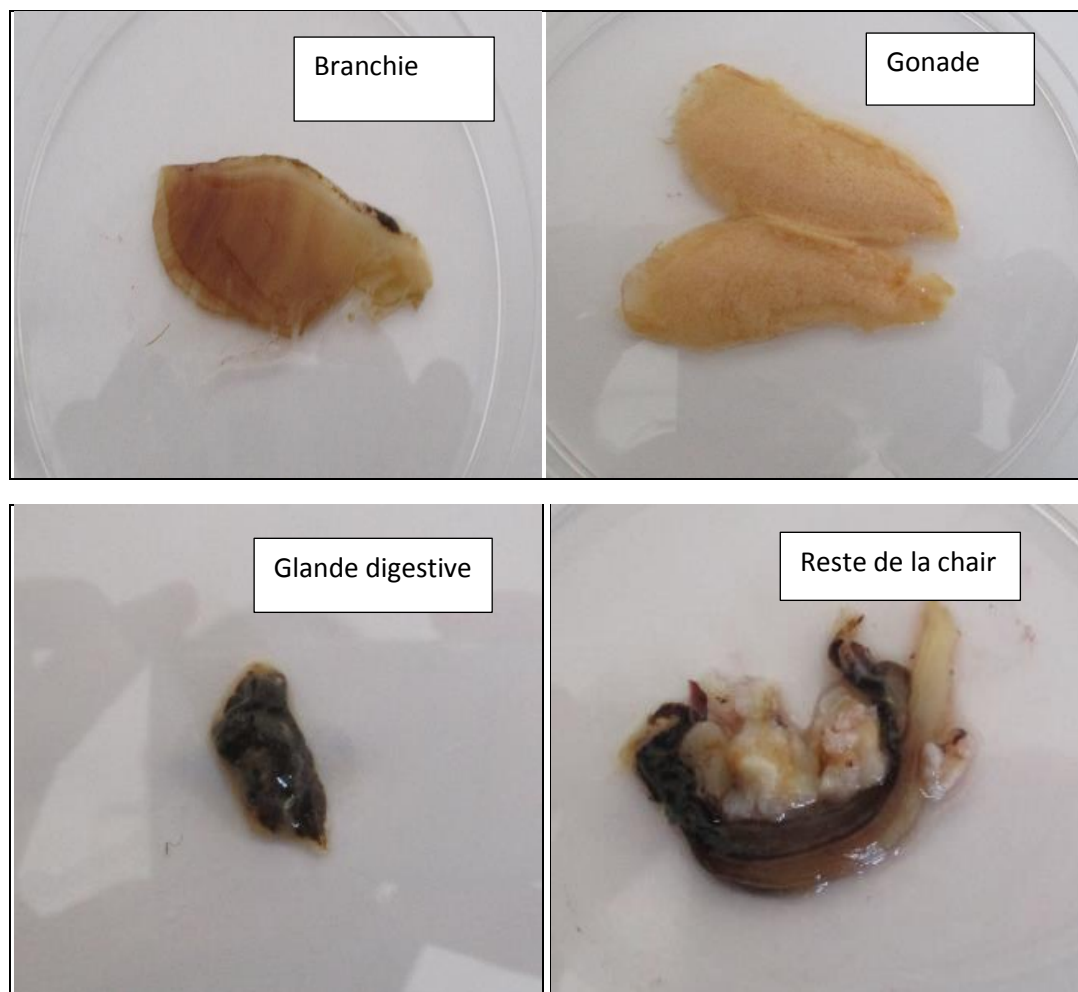


Figure 25 : Prélèvement des branchies, glandes digestives, gonades et restes de la chair des moules

III.3.3 Congélation des échantillons

Pour permettre le passage des échantillons (les tissus de moules) à la lyophilisation, tous les tissus de moules ont été congelés (Esposito et *al.*, 2021) (mis dans le congélateur pendant une durée de 72 heures). En effet, l'eau présente dans les tissus de moules se transforme à l'état solide.

III.3.4 La lyophilisation

La lyophilisation consiste à l'élimination de l'eau contenant dans les échantillons par sublimation à basse température et pression. Cette technique permet de conserver la qualité du produit qui est alors lyophilisé (Ghosn et *al.*, 2020). Il s'agit d'une méthode de séchage qui garde parfaitement la structure moléculaire des différentes molécules qui composent le produit. Les échantillons sont introduits dans le lyophilisateur pendant 72 heures, ensuite, ils sont retirés secs. Les poids de ceux-ci sont mesurés afin de déterminer la teneur en eau des tissus de moules.

Ce travail a été fait au laboratoire des Ecosystèmes Marins et Littoraux de l'ENSSMAL à Sidi Fredj.



Figure 26: Lyophilisation de la chair des moules (modèle CHRIST BETTA 1-8)

III.3.5 Broyage

Tous les échantillons ont été broyés jusqu'à l'obtention d'une poudre homogène très fine (Azizi *et al.*, 2018) en utilisant un mortier en porcelaine bien nettoyé avant et après chaque utilisation. Désormais, les échantillons ont été conservés, jusqu'à leur traitement chimique, à l'étuve à la température de 30°C pour éviter l'effet destructif de l'humidité.



Figure 27 : Broyage de moules à l'aide d'un broyeur en porcelaine.

III.3.6 Homogénéisation

Pour assurer une représentativité de la quantité prise de l'échantillon au traitement chimique, on a utilisé un agitateur mécanique de marque VORTEX pendant deux minutes permettant une distribution homogène des tissus de l'ensemble des individus de moule dans l'échantillon.

III.4 Les indices physiologiques

III.4.1 Indice de condition (IC)

L'indice de condition est calculé pour chaque individu de moule retenu dans cette étude. Il correspond au rapport entre le poids humide total et le poids du corps mou (coquilles enlevées) $\times 100$. Cet indice fournit des informations relatives aux conditions physiologiques et la croissance de la moule (Andral et *al.*, 2004). Par conséquent, il est considéré comme indicateur de l'état de santé de la moule (Bajt et *al.*, 2019).

III.4.2 Indice gonado-somatique (IGS)

Cet indice représente le rapport entre le poids de la gonade et celui de la chair totale $\times 100$. Il permet de suivre la production du matériel gonadique et localiser la période de reproduction (Rouane Hacene, 2013).

III.5 Le traitement chimique

III.5.1 Nettoyage des instruments

Dans l'objectif d'éliminer toutes éventuelles contaminations survenant au cours de l'utilisation des verreries, tubes, piluliers et godets, tout le matériel utilisé dans cette étude a subi :

- Lavage aux détergents commerciaux ;
- Rinçage à l'eau courante (eau du robinet);
- Rinçage à l'eau bidistillée ;
- Séchage à l'étuve (40°C) ;
- Rinçage à l'eau acidulée (HCl à 10%) ;
- Rinçage à l'eau bi distillée ;
- Séchage à l'étuve (40°C).

III.5.2 La minéralisation

Dans ce présent travail, le protocole expérimental chimique de l'AIEA (2004), visant à évaluer la fraction biodisponible des ETM dans les tissus des moules, a été mis en application.

III.5.2.1 Minéralisation à blanc

Avant d'utiliser les godets en téflon (volume de 50ml) où le processus d'extraction des éléments métalliques présents dans les tissus de moule se déroule, une minéralisation en utilisant seulement l'acide nitrique est nécessaire visant à éliminer toutes les éventuelles traces métalliques qu'y présentes et par conséquent capable de biaiser le résultat de l'échantillon dosé. À cet effet, un volume de 5 ml d'acide nitrique (HNO_3) concentré à 65% est mis dans chaque godet. Après avoir bien fermé les godets, ils sont mis sur la plaque chauffante à la température de 120°C pendant 2h30mn. Les godets sont ensuite rincés à l'eau bidistillée et séchés dans l'étuve pour être prêts à accueillir les échantillons.

III.5.2.2 Digestion des échantillons

La digestion permet de libérer les différents ETM bioaccumulés dans le corps de la moule par extraction et mise en solution. Ce travail est fait par le traitement des échantillons à l'acide nitrique. A cet effet, le protocole de l'AIEA (2004) a été adopté. Ce protocole consiste à peser une quantité de 0.5 g de chaque tissu précédemment lyophilisé et la mise dans le godet en téflon (volume 50ml). Un volume de 5ml d'acide nitrique (HNO_3) 65% est ajouté. Ensuite les godets, sont hermétiquement fermés, et laissés à la température ambiante pendant une durée minimale de 2 heures. Désormais, ceux-ci sont déposés sur la plaque chauffante à la température de 120 °C durant 2h30min. Après leur refroidissement, les godets sont doucement ouverts, les bords sont rincés 3 fois à l'eau bidistillée et la solution produite est filtrée et transférée dans le tube en polypropylène (50 ml). Le volume des minéralisât doit être 50 ml et lorsque celui-ci n'est pas atteint, un ajout de l'eau bidistillée est procédé. A la fin de la digestion, les tubes ont été agités afin d'assurer une distribution homogène des éléments métalliques dans la solution acide, ensuite conservés au réfrigérateur (4°C) jusqu'à l'analyse.



Figure 28 : Digestion des tissus de moules dans les godets en téflon sur la plaque chauffante.

III.6 Performance du procédé expérimental

III.6.1 Contrôle de la justesse

Pour chaque passage d'une série des tissus de moule à la minéralisation, un blanc est réalisé en rajoutant seulement l'acide nitrique au godet. Le blanc subit les mêmes étapes du procédé expérimental que celles de l'échantillon. De même, un matériel de référence contenant la chair des moules codé IAEA – MESL-ILC-TE /BIOTA 2017 est préparé pour l'analyse des ETM de la même manière que celle des échantillons. Ce travail nous a permis d'évaluer la qualité de la procédure expérimentale et valider les résultats obtenus des ETM dans les tissus de moules.

Tableau 4 : Résultats des analyses de matériel de référence IAEA – MESL-ILC-TE /BIOTA 2017 en $\mu\text{g/g}$ du poids sec (Ps).

	Cd	Pb	As	Mn	Cu	Zn	Ni
Valeur mesurée ($\mu\text{g/g}$ ps)	0,29	0,65	20,1	14,31	2,7	47,7	3,81
Valeur certifiée ($\mu\text{g/g}$ ps)	0,32	0,60	19,9	15,4	2,4	52,1	4,09
Justesse %	90	91	99	92	87	91	93

Ces résultats indiquent une bonne concordance entre les concentrations métalliques certifiées et celles obtenues lors de notre travail analytique. En effet, les taux de justesse varient de 87 à 99 %.

III.6.2 Contrôle de la répétabilité

Les trois concentrations en éléments traces métalliques données par l'ICP-MS pour chaque métal, dans un même échantillon, ont montré une bonne répétabilité, avec de très faibles écarts types inférieurs à $\pm 5 \%$.

III.7 Analyse des ETM

Tous les ETM étudiés et disponibles dans les différents tissus des moules ont été analysés par la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP/MS) à la division technologie et développement (ex CRD) de Sonatrach à Boumerdes.

Les techniques ICP telles que l'ICP-OES (Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry) et l'ICP-MS (Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry) sont très répandues dans les laboratoires d'analyse et sont aujourd'hui considérées comme des techniques de références pour l'analyse élémentaire quantitative. Les niveaux de sensibilités et de répétabilités obtenus sont très bons et sont à l'origine du succès de ces techniques (Richard, 2009 ; Barbier, 2014).

III.7.1 Principe de l'ICP-MS

L'ICP-MS est une technique élémentaire basée sur l'analyse par spectrométrie de masse d'ions générés par un plasma à couplage inductif. L'ionisation est basée sur l'introduction de l'échantillon dans un plasma de gaz rare et divers types de spectromètre de masse peuvent être utilisés. Le filtre quadripolaire (cas de l'instrument utilisé) sélectionne les ions en les faisant vibrer lors de leur passage dans le quadripôle. Le quadripôle est constitué de 4 électrodes cylindriques parallèles où s'établit une combinaison d'un champ électrique fixe (tension continue U) et d'un champ électrique oscillant (tension alternative V). Ainsi, seuls les ions ayant une trajectoire sinusoïdale stable suivant V et U passeront l'obstacle et seront détectés.

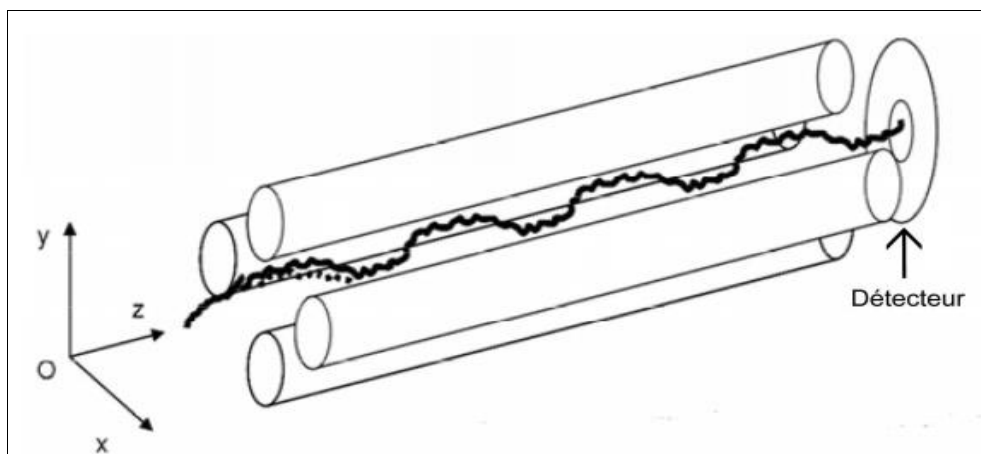


Figure 29: Schéma de la trajectoire stable d'un ion traversant le quadripôle (Richard, 2009).

Les avantages de l'ICP-MS quadripolaire résident dans sa rapidité d'analyse, sa simplicité d'utilisation, sa faible maintenance, son couplage et agencement à différentes interfaces.

Lors l'analyse, l'échantillon est prélevé par un capillaire pour être acheminé via une pompe péristaltique jusqu'au nébuliseur. Il se retrouve transformé en aérosol à l'entrée de la chambre de nébulisation grâce à l'action d'un gaz propulseur d'argon purifié. Ce mélange est introduit dans la chambre de nébulisation (A) qui par condensation des plus grosses gouttes sur les parois permet l'introduction des particules les plus fines dans le plasma. Cette opération permet d'accéder à la formation d'un brouillard extrêmement fin et homogène tout en garantissant un transport optimum des éléments en solution dans le plasma. L'injecteur (B) amène ensuite l'aérosol au contact du plasma. Le plasma préalablement généré dans la partie torche (C), permet l'évaporation, et l'ionisation des éléments présents dans l'aérosol. L'interface (D) entre la partie torche et le spectromètre de masse est constituée d'une association de deux cônes positionnés l'un derrière l'autre entre lesquels un vide primaire est créé. Cette partie permet, d'une part, le passage de la torche (pression atmosphérique) à la partie spectromètre de masse (sous ultravide pour éviter toute collision du faisceau ionique avec les molécules atmosphériques) puis d'autre part l'accélération des ions. Ainsi, la pompe primaire d'interface permet d'aspirer le plasma, entraînant les ions dans l'interface à travers les cônes.

Le faisceau ionique, transféré dans la partie spectromètre de masse, subit une accélération par un champ électrique à $-2000V$ au niveau de la lentille d'extraction accélérant tous les ions positifs. Ensuite, une combinaison de lentilles électroniques et de petits quadripôles (E) focalise ce signal.

Placées à la sortie du système de focalisation, les fentes de résolution (F) constituées de plaques métalliques percées de trois fentes, vont modifier physiquement la largeur du faisceau ionique

avant son entrée dans le secteur magnétique afin d'adapter la résolution en fonction des analyses réalisées.

Après la focalisation électrique, les ions sont sélectionnés en masse par un double filtre combinant secteur magnétique (G) et secteur électrostatique (H). Le secteur magnétique permet de trier les ions en fonction de leur masse. Le secteur électrostatique élimine les ions qui ont la bonne masse mais une mauvaise énergie cinétique. La trajectoire des ions traversant la zone où règne un champ magnétique uniforme perpendiculaire au plan de leur trajet, se trouve courbée en fonction de leur rapport masse/charge (dans la plupart des cas la charge est 1+). La gamme de masses analysées avec cet instrument couvre l'ensemble du tableau périodique. Dès que les ions sortent du séparateur en masse, ils pénètrent dans le système de détection (I) qui mesure en nombre de coups la quantité d'ions reçus (Richard, 2009).

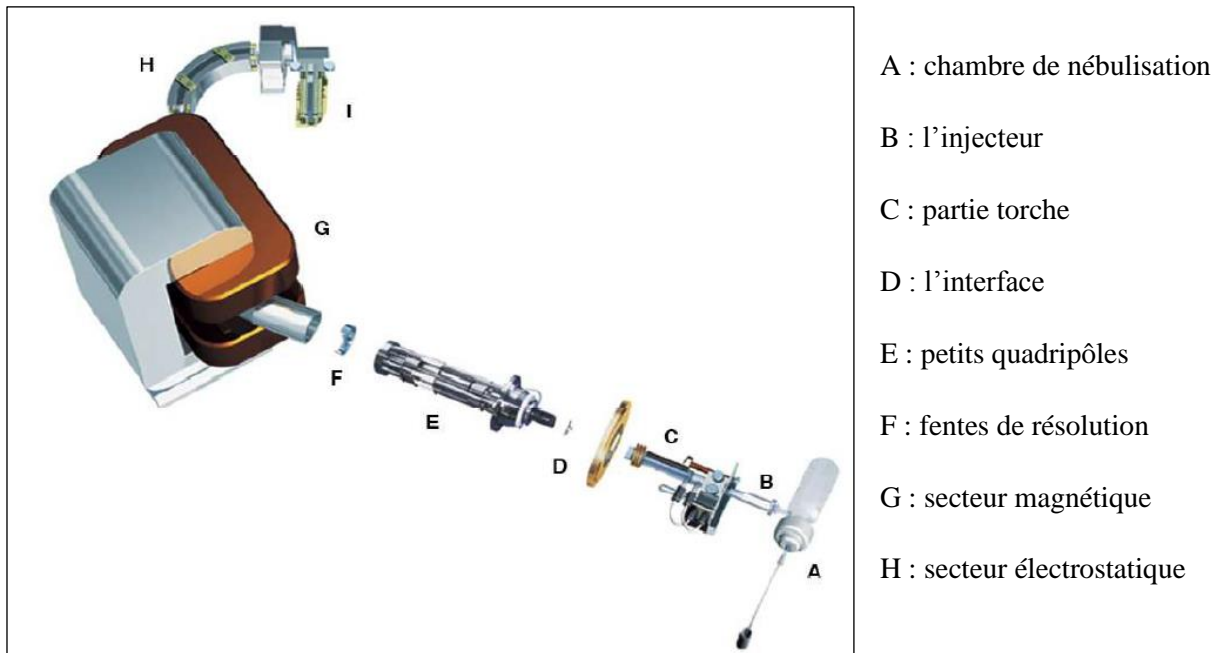


Figure 30 : Schéma illustrant les différentes composantes d'ICP-MS (Richard, 2009).

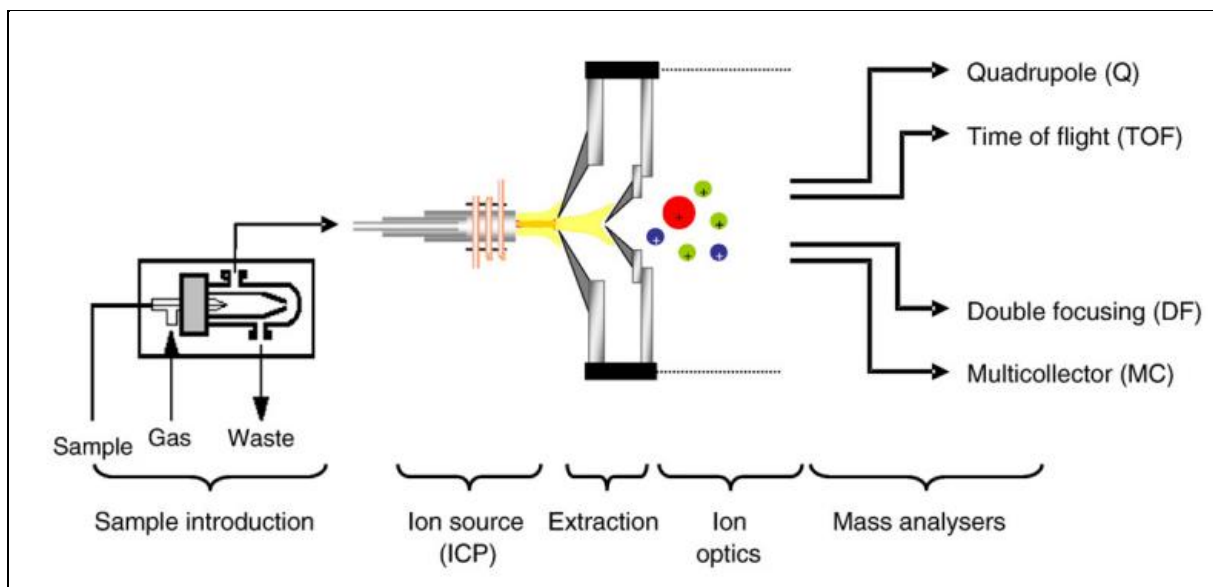


Figure 31 : Déroulement de l'analyse des échantillons par ICP-MS (Bettmer et *al.*, 2009).

III.7.2 Détermination des concentrations métalliques des échantillons

Comme pour toute technique analytique, les performances de l'appareil doivent faire l'objet de contrôles quotidiens, lors de la mise en marche de l'appareil et en cours d'analyse. Ces contrôles ont pour principal but l'optimisation du signal. Avant d'effectuer ces réglages et après avoir allumé le plasma, il est impératif d'attendre au moins une demi-heure, temps nécessaire à la stabilisation du plasma. L'optimisation du signal est en effet principalement liée aux paramètres de fonctionnement du plasma :

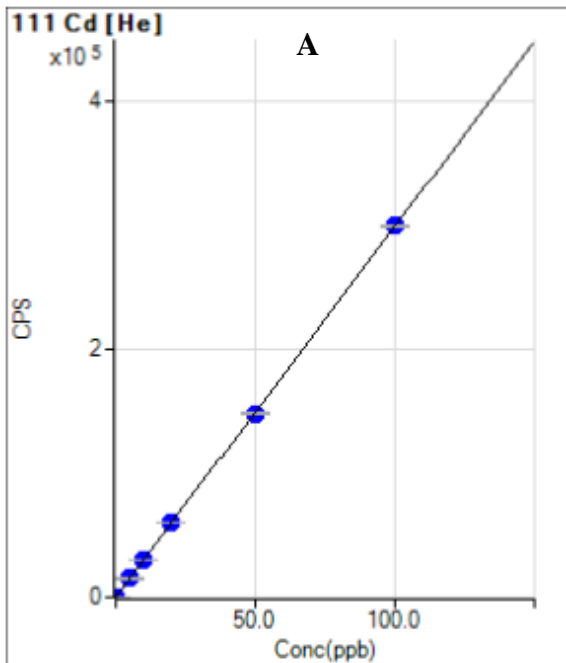
- puissance du générateur haute fréquence, classiquement comprise entre 1,2 et 1,4 kW,
- distance spire-interface et positionnement de la torche dans la bobine d'induction, surtout si la torche a été démontée pour un entretien,
- tension de l'optique ionique qui influe énormément sur la réponse de l'analyte ; pour les masses faibles (Be ou Mg) l'optimum se situe à une tension faible (4-6 V) ; il se décale vers les tensions élevées quand le rapport m/z augmente (8-11 V pour In ou Pb) ;
- vitesse et quantité d'aérosol liées au débit de l'échantillon et au débit des gaz vecteurs ; ce paramètre critique rend indispensable l'utilisation en ICP-MS de débitmètres massiques. Ces paramètres sont classiquement vérifiés à l'aide de solutions multi-élémentaires et en utilisant les procédures d'optimisation quotidiennes ou complètes intégrées aux logiciels d'exploitation des appareils (Moesch, 2007).

Les échantillons ont été introduits via un nébuliseur micromist de 0,4 ml/min dans une chambre de nébulisation refroidie à une température de 2 °C. L'instrument a été optimisé pour l'analyse en mode hélium et collision, où tous les échantillons et les standards sont dilués avec du gaz argon pour minimiser la charge de matrice dans l'analyseur.

Trois mesures répétées avec des temps de séjour appropriés ont été effectués sur chaque analyte. Une solution d'étalon interne (ISTD) contenant du scandium (Sc), de l'yttrium (Y), du germanium (Ge), du rhodium (Rh) et de l'Indium (In) a été introduite en ligne pour surveiller la dérive de l'instrument et corriger les différences de matrice entre les échantillons et les normes. Aussi, un autre test s'effectuera sur un étalon externe multi élémentaires à plusieurs concentrations. Lorsque les valeurs de contrôle de qualité interne dépassent 5%, les résultats ne seront pas validés.

Pour les courbes d'étalonnage le coefficient de corrélation (r), qui traduit l'ajustement des estimations de l'équation de régression linéaire, devrait être supérieur à 0,995. Si r est inférieur à cette valeur, les standards d'étalonnage devraient être ré-analysés.

Les limites de détection de l'appareil en éléments dosés étaient faibles et varient entre 0.001 et 0.044µg/l.



$$y = 2988.3706 * x + 55.5667$$

R = 1.0000

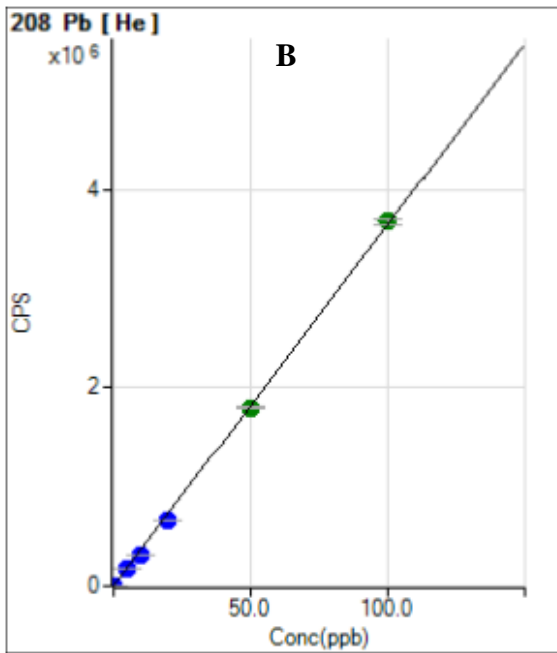
DL = 0.01932

BEC = 0.01859

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	55.57		P	34.6
2	<input type="checkbox"/>	5.000	5.034	15098.11		P	4.7
3	<input type="checkbox"/>	10.000	10.019	29995.20		P	2.2
4	<input type="checkbox"/>	20.000	19.979	59759.65		P	0.1
5	<input type="checkbox"/>	50.000	49.538	148094.64		P	1.1
6	<input type="checkbox"/>	100.000	100.231	299584.40		P	0.8



$$y = 36399.1225 * x + 1240.9567$$

$$R = 0.9998$$

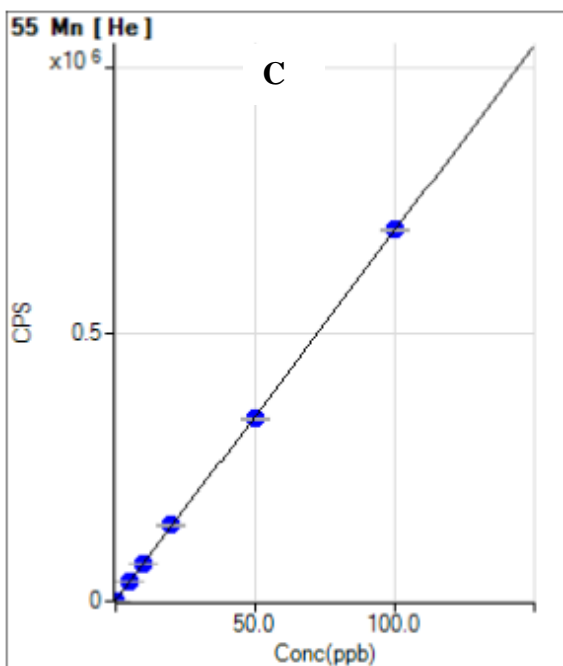
$$DL = 0.01287$$

$$BEC = 0.03409$$

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	1240.96		P	12.6
2	<input type="checkbox"/>	5.000	4.889	179184.68		P	0.6
3	<input type="checkbox"/>	10.000	8.604	314419.72		P	0.8
4	<input type="checkbox"/>	20.000	18.182	663063.50		P	0.6
5	<input type="checkbox"/>	50.000	49.252	1793983.40		A	1.2
6	<input type="checkbox"/>	100.000	100.883	3673275.86		A	1.3



$$y = 6933.7280 * x + 651.9600$$

$$R = 0.9999$$

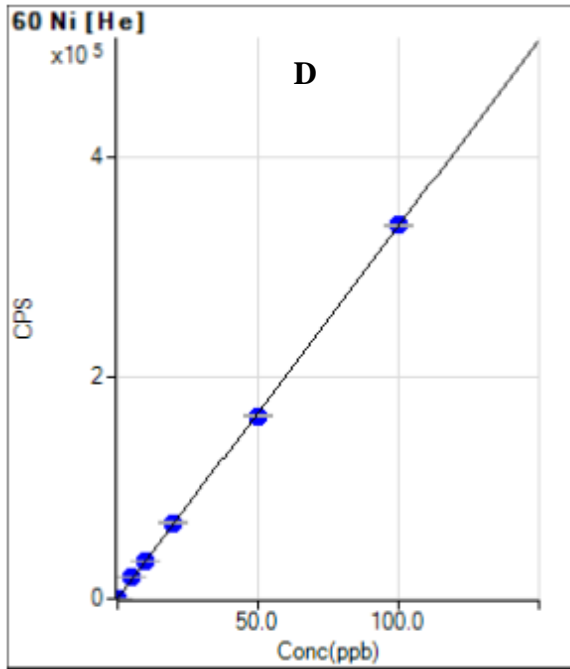
$$DL = 0.06806$$

$$BEC = 0.09403$$

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	651.96		P	24.1
2	<input type="checkbox"/>	5.000	5.406	38137.76		P	1.2
3	<input type="checkbox"/>	10.000	10.216	71487.53		P	0.9
4	<input type="checkbox"/>	20.000	20.459	142509.84		P	1.3
5	<input type="checkbox"/>	50.000	49.244	342096.77		P	1.3
6	<input type="checkbox"/>	100.000	100.244	695718.20		P	0.7



$$y = 3370.7317 * x + 70.3800$$

R = 0.9999

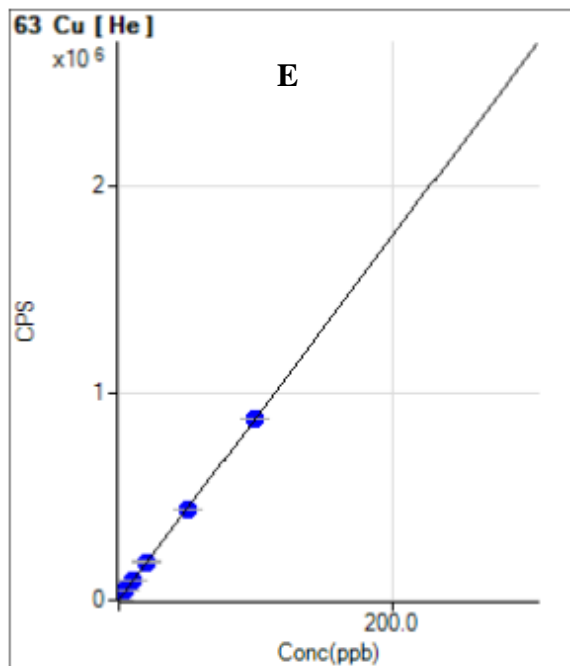
DL = 0.04674

BEC = 0.02088

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	70.38		P	74.6
2	<input type="checkbox"/>	5.000	5.687	19239.59		P	3.0
3	<input type="checkbox"/>	10.000	10.170	34350.93		P	2.3
4	<input type="checkbox"/>	20.000	20.295	68478.33		P	1.9
5	<input type="checkbox"/>	50.000	49.094	165552.71		P	1.0
6	<input type="checkbox"/>	100.000	100.343	338298.91		P	0.3



$$y = 8783.6116 * x + 1248.4000$$

R = 0.9999

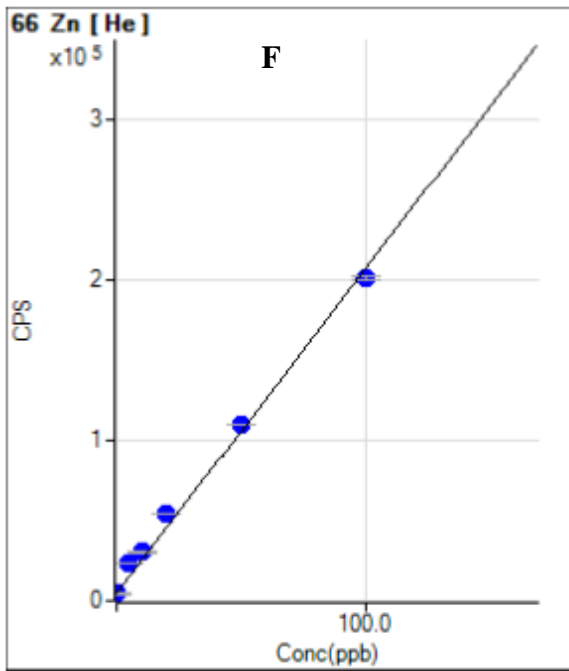
DL = 0.03821

BEC = 0.1421

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	1248.40		P	9.0
2	<input type="checkbox"/>	5.000	5.794	52139.71		P	0.6
3	<input type="checkbox"/>	10.000	10.530	93736.57		P	0.4
4	<input type="checkbox"/>	20.000	20.877	184626.98		P	1.1
5	<input type="checkbox"/>	50.000	49.832	438952.71		P	1.6
6	<input type="checkbox"/>	100.000	99.816	877992.56		P	0.1



$$y = 2018.9737 * x + 4464.1800$$

R = 0.9984

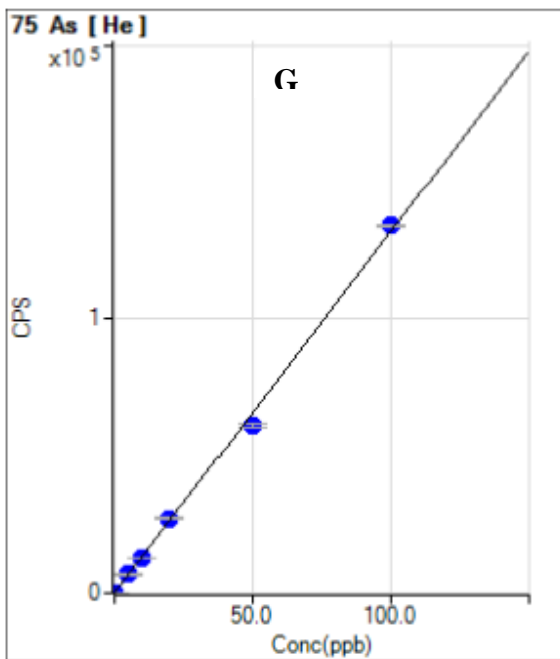
DL = 0.9894

BEC = 2.211

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	4464.18		P	14.9
2	<input type="checkbox"/>	5.000	9.396	23434.33		P	3.4
3	<input type="checkbox"/>	10.000	12.928	30565.53		P	3.0
4	<input type="checkbox"/>	20.000	24.757	54447.55		P	1.2
5	<input type="checkbox"/>	50.000	52.161	109776.71		P	1.0
6	<input type="checkbox"/>	100.000	97.455	201223.93		P	1.1



$$y = 1317.8199 * x + 11.1133$$

R = 0.9989

DL = 0.0253

BEC = 0.008433

Weight: <None>

Min Conc: 0

	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	11.11		P	100.0
2	<input type="checkbox"/>	5.000	5.131	6772.72		P	1.5
3	<input type="checkbox"/>	10.000	9.822	12955.17		P	2.3
4	<input type="checkbox"/>	20.000	20.581	27133.39		P	3.2
5	<input type="checkbox"/>	50.000	46.318	61049.83		P	2.5
6	<input type="checkbox"/>	100.000	101.736	134080.85		P	0.2

Figure 32 : Courbes d'étalonnage des ETM A(Cd), B (Pb), C (Mn), D (Ni), E (Cu), F (Zn) et G (As).

La concentration de chaque ETM est déterminée comme suit :

$$[C]_{finale} = \frac{[C]_{ech} (\mu\text{g/ml}) - [C]_{blanc}(\mu\text{g/ml})}{P(\text{g})} \times V(\text{ml}) \quad (1)$$

[C]finale : Concentration finale du métal dans le tissu, exprimée en ($\mu\text{g/g}$ Ps), (Ps : poids sec).

[C]ech: Concentration de ETM dans l'échantillon, exprimée en $\mu\text{g/ml}$.

[C]blanc : concentration d'ETM dans le blanc $\mu\text{g/ml}$.

V : Volume de l'échantillon (50 ml).

P : Poids de la chair traitée (0,5 g).

III.7.3 Détermination de la concentration métallique dans la chair totale

L'un des objectifs de cette étude est de déterminer le risque sanitaire que présentent ces mollusques à la communauté des consommateurs. Ainsi, les doses maximales admissibles des contaminants métalliques sont toujours définies dans l'ensemble des tissus constituant le corps de la moule (par rapport au poids humide). Aussi, les travaux réalisés lors des campagnes de surveillance de la qualité environnementale des milieux aquatiques et notamment en polluants métalliques traitent la chair totale pour en avoir les résultats. Afin de permettre l'étude comparative de nos résultats, aussi bien aux seuils limites ou bien aux travaux antérieurs, l'évaluation des ETM dans le corps entier est menée de la manière suivante :

$$C_{ps} = \left(\frac{P_{br}}{P_t} \right) \cdot C_{br} + \left(\frac{P_{gd}}{P_t} \right) \cdot C_{gd} + \left(\frac{P_{rst}}{P_t} \right) \cdot C_{rst} + \left(\frac{P_{go}}{P_t} \right) \cdot C_{go} \quad (2)$$

Avec :

C_{ps} : la concentration d'ETM dans la chair totale ($\mu\text{g/g}$) par rapport au poids sec.

P_t est le poids total (g), c'est la somme des poids de branchies (P_{br}), glandes digestives (P_{gd}), le reste du corps (P_{rst}) et les gonades (P_{go}).

C_{br} , C_{gd} , C_{rst} et C_{go} sont des concentrations des ETM dans les branchies, glandes digestives, le reste du corps et les gonades, respectivement ($\mu\text{g/g}$).

Les concentrations des ETM obtenues sont exprimées en ($\mu\text{g/g}$) par rapport au poids sec des échantillons de moules, celles-ci sont converties en poids humide (pour permettre la comparaison aux normes) comme suit :

$$C_{ph} = \frac{C_{ps} \times (100 - Teau)}{100} \quad (3)$$

Avec:

C_{ph} : concentration d'ETM dans la chair totale ($\mu\text{g/g}$) par rapport au poids humide.

$Teau$: la teneur en eau (%) dans la chair totale.

III.8 Détermination d'indices de pollution

Pour avoir une indication de la charge métallique en termes de tous les ETM étudiés de l'ensemble des tissus et chairs des moules prélevées dans les quatre sites, deux indices ont été évalués pour chaque tissu (échantillon) afin de pouvoir les comparer et déterminer les échantillons où les concentrations de l'ensemble des ETM étaient importantes, IMBI (Individual Multimetal Bioaccumulation Index) et MPI (Metal pollution index).

III.8.1 Individual Multimetal Bioaccumulation Index, IMBI

$$IMBI = \frac{\sum_{i=1}^n Ci / Ci \max}{n} \quad (4) \text{ (Maes et al., 2005)}$$

Avec : C_i la concentration d'ETM i ; $C_i \max$ la concentration maximale de l'élément i ; n le nombre des ETM étudiés et $0 < IMBI < 1$.

III.8.2 Metal pollution index, MPI

$$MPI = \sqrt[n]{(Cf_1 \cdot Cf_2 \cdot Cf_3 \cdot \dots \cdot Cf_n)} \quad (5) \text{ (Usero et al., 1997)}$$

Avec : Cf_i la concentration d'ETM i et n le nombre des ETM étudiés.

III.9 Analyse statistique

III.19.1 ANOVA

Dans l'objectif de comparer les abondances en ETM des tissus de moules durant chaque saison, l'analyse de variance (ANOVA) est menée après avoir vérifié la normalité des données. Le test de Tukey est appliqué afin de déterminer les paires des tissus où la différence significative ($p < 0.05$) est retrouvée (Azizi et al., 2018). Aussi, des comparaisons des niveaux de

concentration des éléments métalliques entre les sites et entre les saisons dans chaque site de prélèvement ont été effectuées. Le test appliqué est celui de Kruskal Wallis (ANOVA non paramétrique) (Richardson., 2018).

III.9.2 Corrélation

Les degrés de liaison et d'interdépendance existants entre les résultats des ETM de tous les tissus de moules prélevés en quatre saisons (16 résultats inclus dans le calcul) provenant de chaque site étudié, sont déterminés (coefficient de Pearson). Les résultats obtenus offrent une indication sur la composition des rejets en métaux dans chaque site de prélèvement.

III.9.3 ACP

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode de classification. Celle-ci est appliquée afin de suivre et comparer les tendances de séquestration en ETM étudiés des différents tissus de moules provenant des quatre sites de prélèvement (au total, les résultats de 11 variables de 64 tissus de moule traités ont été étudiés). Aussi, les relations qui peuvent exister entre les concentrations des ETM bioaccumulés dans les tissus et les indices physiologiques (IC et IGS) et les indices de pollution (IMBI et MPI) ont été étudiées (Esposito et *al.*, 2021).

Toute l'analyse statistique (ANOVA, corrélation et ACP) a été faite en utilisant le logiciel XLSTAT version 2014.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1 Paramètres biométriques

Les paramètres biologiques ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse à affichage digital.

Les résultats de mesure sont consignés dans le tableau 5.

Tableau 5 : Variation saisonnière de la longueur, largeur et épaisseur des moules prélevées à Figuiers, Boudouaou El Bahri, Surcouf et port d'Alger.

Site	Saison	Longueur mm ± écart type	Largeur mm ± écart type	Epaisseur mm ± écart type
Figuiers	Eté	53.24±2.82	24.20±1.57	17.55±1.22
	Automne	56.35±4.93	24.55±2.08	18.48±2.62
	Hiver	58.71±3.78	24.44±2.42	18.35±2.25
	Printemps	64.75±2.95	26.90±1.87	20.79±1.72
Boudouaou El Bahri	Eté	54.08±4.27	24.03±1.61	20.43±3.14
	Automne	62.07±7.59	25.27±1.84	18.91±2.97
	Hiver	51.35±2.17	20.90±1.58	15.76±1.88
	Printemps	61.17±5.41	25.30±2.03	19.44±1.71
Surcouf	Eté	63.75±5.53	36.34±2.63	23.61±1.75
	Automne	57.16±3.36	31.17±2.17	19.39±1.02
	Hiver	56.79±5.14	30.57±1.40	18.88±1.79
	Printemps	62.54±3.59	32.46±2.08	21.25±1.38
Port d'Alger	Eté	62.43±2.94	31.93±2.54	22.08±2.36
	Automne	50.12±4.82	28.07±2.44	18.44±1.67
	Hiver	51.44±1.97	28.75±2.04	18.86±2.09
	Printemps	53.32±2.48	29.78±2.14	19.79±2.76

La longueur : Lors de cette présente étude, la taille des moules échantillonnées varie de 50.12 mm (port d'Alger en automne) jusqu'à 64.75 mm (Figuiers au printemps). Dans tous les sites, ce sont des grands individus qui ont fait l'objet de quantification des éléments métalliques dans les différents tissus des moules. Ainsi, on a évité d'en intégrer les petits individus (taille < 50 mm) car ils ont une durée de filtration assez réduite du fait de leurs faibles âges comparés à ceux traités dans ce travail, et peuvent causer des interférences lors l'interprétation des résultats ETM.

Chapitre IV : Résultats et discussions

La largeur : Les moules prélevées les plus larges mesurent 36.34 mm ; ce sont celles provenant de site de Surcouf en saison d'été. En revanche, les moins larges sont celles collectées à Boudouaou El Bahri en période hivernale et mesurent 20.90 mm. Dans l'ensemble, les moules prélevées dans les deux sites à savoir : Surcouf et port d'Alger sont plus larges, car l'espèce présente *Mytilus galloprovincialis* est très distinguée par une zone dorso-ventrale aussi large que l'espèce *Perna perna* rencontrée dans les sites de Figuier et de Boudouaou El Bahri.

L'épaisseur : Les moules échantillonnées les moins épaisses sont rencontrées dans le site de Boudouaou El Bahri en saison d'hiver avec une taille de 15.76 mm. Par contre, l'épaisseur la plus élevée 23.61 mm est retrouvée chez les moules émanant du site de Surcouf en période d'été.

IV.2 Paramètres physiologiques

IV.2.1 Indice de condition (IC)

Des valeurs élevées de l'indice de condition 27.8, 31.64 et 38.25 ont été enregistrées en saison d'été pour les moules provenant des sites de Figuier, Surcouf et port d'Alger, respectivement. Ensuite, des diminutions remarquables des résultats d'IC ont été observées durant les deux saisons qui suivent (automne et hiver), atteignant les taux les plus faibles en hiver, 12.7 à Figuier, 18.24 à Surcouf et 18.39 au port d'Alger. Quant aux moules prélevées à Boudouaou El Bahri, les fortes valeurs de IC sont relevées surtout en automne avec 24.62 ensuite en été avec la valeur de 23.4, tandis que le taux le plus modéré a été enregistré en hiver. Au printemps, les taux de remplissage des moules prélevées aux différents sites ont augmenté d'une manière perceptible comparés à ceux de la saison d'hiver.

Il convient de noter que les indices de condition enregistrés chez l'espèce de moule *Mytilus galloprovincialis* (Surcouf et port d'Alger) sont plus importants que ceux de l'espèce *Perna perna* (Figuier et Boudouaou El Bahri).

Chapitre IV : Résultats et discussions

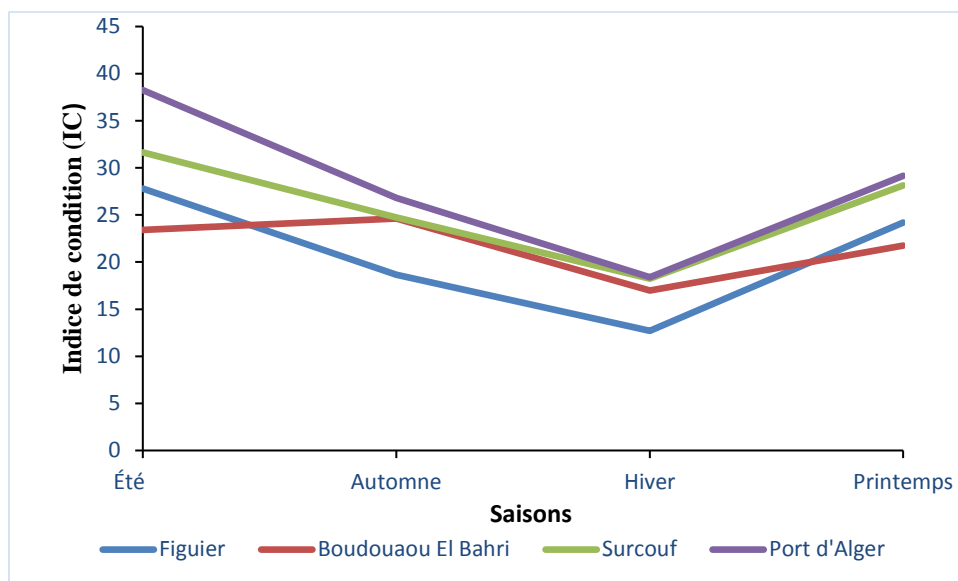


Figure 33 : Les indices de condition des moules des quatre sites de prélèvement.

IV.2.2 Indice gonado-somatique (IGS)

La variation saisonnière de l'indice gonado-somatique reportée en figure 34 est pratiquement similaire de celle de IC. En effet, la tendance générale est la même, de fortes valeurs ont été obtenues en saison d'été à Figuier, à Surcouf et au port d'Alger indiquant respectivement des taux de 20.57, de 42.94 et de 38.36. Au cours de l'automne et de l'hiver, les taux de IGS diminuent significativement dans les trois précédents sites de prélèvement avec le degré le plus fort enregistré au niveau des moules émanant du port d'Alger en hiver (3.02). Ceci peut être expliqué par une libération massive des gonades lors la reproduction avant la période d'échantillonnage, à cause du réchauffement de l'eau dû au confinement. Au printemps, les taux de GSI ont augmenté considérablement dans tous les sites de prélèvement et surtout dans le port d'Alger. Pour les moules échantillonnées du site Boudouaou El Bahri, les valeurs de IGS semblent être stationnaires, les mêmes durant toutes les saisons étudiées (variation de 11.41 en été à 9.96 au printemps).

Chapitre IV : Résultats et discussions

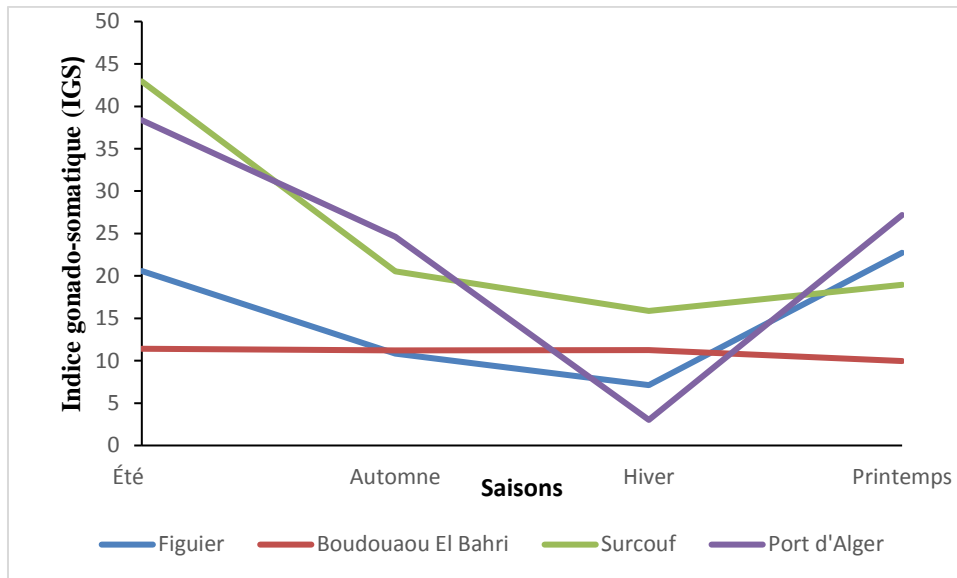


Figure 34 : Les indices gonado-somatique des moules des quatre sites de prélèvement.

IV.3 Distribution saisonnière des ETM dans les tissus des moules

IV.3.1 le cadmium (Cd)

Les concentrations en cadmium par rapport au poids sec dans les quatre sites étudiés varient de 0.10 (gonade en automne) à 0.70 $\mu\text{g/g}$ (branchie en hiver) à Figuier, de 0.15 (gonade en hiver) à 1.01 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en été) à Boudouaou El Bahri, de 0.14 (gonade en hiver) à 2.6 $\mu\text{g/g}$ (reste de la chair en été) à Surcouf et de 0.12 (gonade au printemps) à 0.66 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en hiver) au port d'Alger (Figure 35).

Des teneurs assez élevées en Cd sont enregistrées au niveau des tissus suivants : les branchies (automne et hiver) et les glandes digestives (été et printemps) pour les moules provenant du site de Figuier. En revanche, des concentrations modérées et faibles en Cd sont relevées, respectivement, dans les restes de la chair et les gonades durant toutes les saisons étudiées.

De fortes concentrations (1.01 et 0.85 $\mu\text{g/g}$ PS) ont été relevées en saison d'été dans les glandes digestives et les branchies pour les moules issues de Boudouaou El Bahri. Dans les autres saisons de prélèvement, les concentrations en cadmium n'ont pas excédé la valeur de 0.43 $\mu\text{g/g}$ PS et les concentrations minimales ont été enregistrées dans les gonades. En effet, il est perceptible que les tissus les plus chargés en cadmium, durant l'automne et l'hiver, étaient les glandes digestives. Ils viennent ensuite les restes de la chair et les branchies. Au printemps, les teneurs en cadmium étaient similaires dans les tissus suivants : glandes digestives, branchies et restes de la chair.

Chapitre IV : Résultats et discussions

A propos des moules du site de Surcouf, les plus fortes teneurs en Cd ont été observées dans ce site au niveau des tissus restes de la chair en saison d'été et avec les branchies en automne. Un ordre décroissant de la concentration en cadmium dans les tissus de moules lors les deux périodes, hivernale et printanière est observé : glandes digestives> restes de la chair> branchies> gonades. Durant toutes les saisons d'échantillonnage, les gonades ont reflété un niveau faible de la concentration en cadmium.

Des concentrations, relativement très significatives ont été détectées dans les glandes digestives des moules du port d'Alger durant toutes les saisons étudiées. De même, elles étaient élevées dans les tissus des restes de la chair en hiver. Globalement, les teneurs modérées en Cd étaient détectées dans les branchies alors que les faibles teneurs étaient relevées dans les gonades.

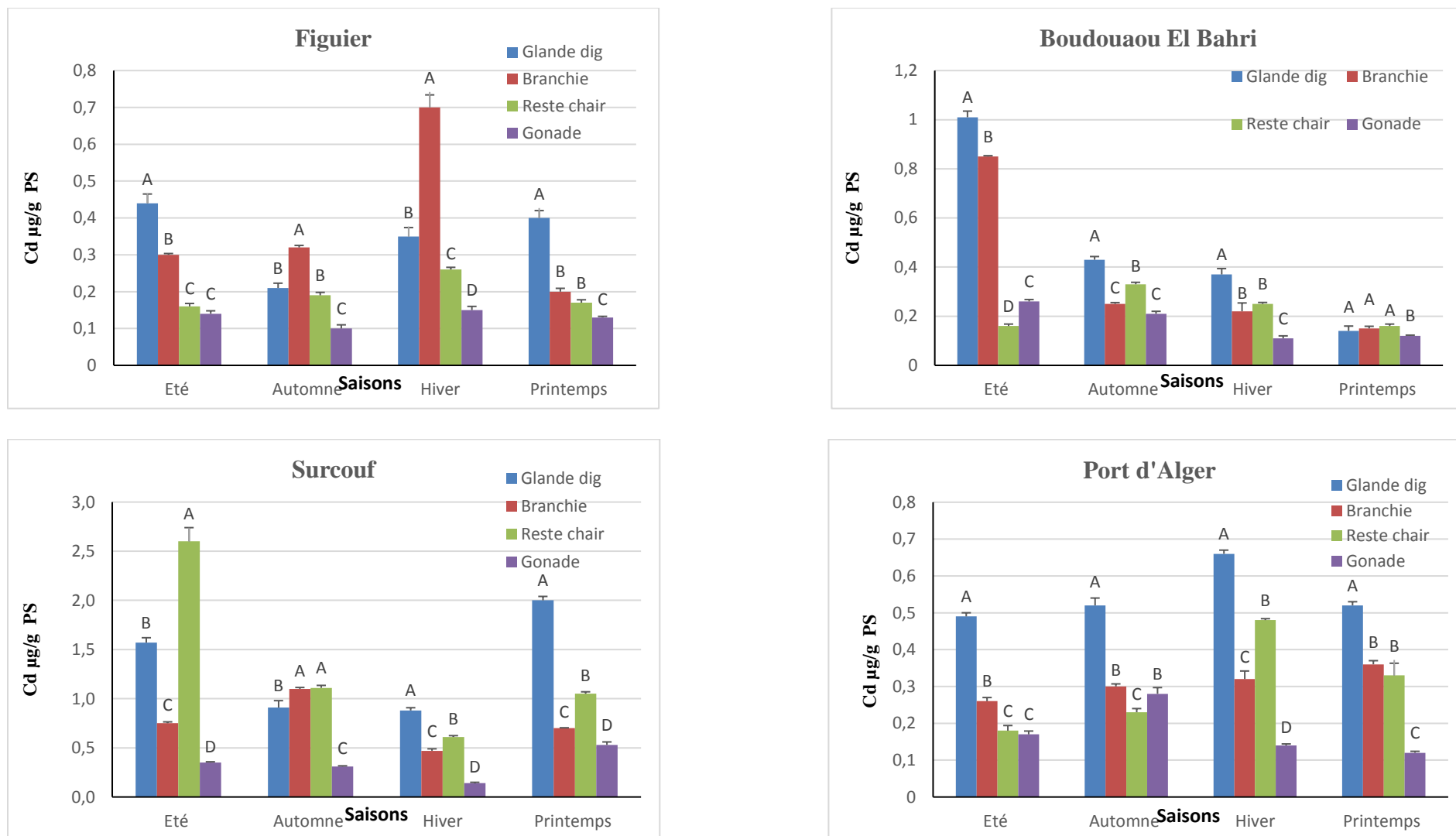


Figure 35 : Distribution saisonnière de la concentration en cadmium dans les différents tissus des moules à Figuiet, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.2 Le plomb (Pb) :

Les concentrations saisonnières en plomb de l'ensemble des tissus des moules étudiées dans le site de Figulier, de Boudouaou El Bahri, de Surcouf et du port d'Alger, respectivement, varient : de 0.1(gonade en automne) à 4.07 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive au printemps), de 1,46(reste de la chair en automne) à 8,82 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en automne), de 0.31(gonade en automne) à 4.90 $\mu\text{g/g}$ (reste de la chair en été) et de 1.61(gonade en été) à 17.15 $\mu\text{g/g}$ (branchie en automne).

L'observation de la Figure 36 montre que les concentrations en plomb dans les tissus des moules de Figulier manifestent une variation très remarquable suivant les saisons. En effet, elles étaient très élevées pendant l'été et le printemps avec des abondances maximales enregistrées dans les glandes digestives, comparées à celles de l'hiver et de l'automne (à l'exception des branchies) dont les teneurs en Pb étaient significatives dans les branchies par rapports aux autres tissus.

Quant aux moules provenant de Boudouaou El Bahri, au cours des saisons d'automne et d'hiver, les teneurs en plomb étaient significativement élevées (8.82 et 7.62 $\mu\text{g/g}$ PS) dans les glandes digestives comparées aux autres tissus. En hiver, un même niveau de séquestration en plomb a été enregistré dans les trois tissus à savoir les branchies, restes de la chair et les gonades, tandis qu'en période d'automne, les gonades étaient plus chargées en plomb que les branchies et les restes de la chair. La teneur en plomb détectée dans les glandes digestives, était légèrement supérieure à celle des restes de la chair et gonades au printemps, par contre elle était identique à celle des branchies et largement supérieure aux autres tissus en saison d'été.

Les plus importantes concentrations saisonnières en Pb des moules venant de Surcouf sont détectées dans les tissus suivants : restes de la chair (été), branchies (automne) et les glandes digestives (hiver et printemps). Par contre, des niveaux faibles en Pb, inférieures à 1 $\mu\text{g/g}$ ont été relevées dans les gonades à l'exception de la saison de printemps durant laquelle la concentration a atteint 1.34 $\mu\text{g/g}$.

Il est apparent que tous les tissus des moules étudiées du port d'Alger étaient chargés en Pb pendant les saisons d'hiver et d'automne par rapport aux restes des saisons. Les tissus restes de la chair en saison d'hiver a reflété un degré élevé de la teneur en Pb 14.56 $\mu\text{g/g}$, ce niveau est similaire à ceux relevés dans les branchies et les glandes digestives de la même saison. Pour les autres saisons, le classement décroissant de la concentration en Pb dans les tissus de moules était : branchies>glandes digestives>restes de chair >gonades.

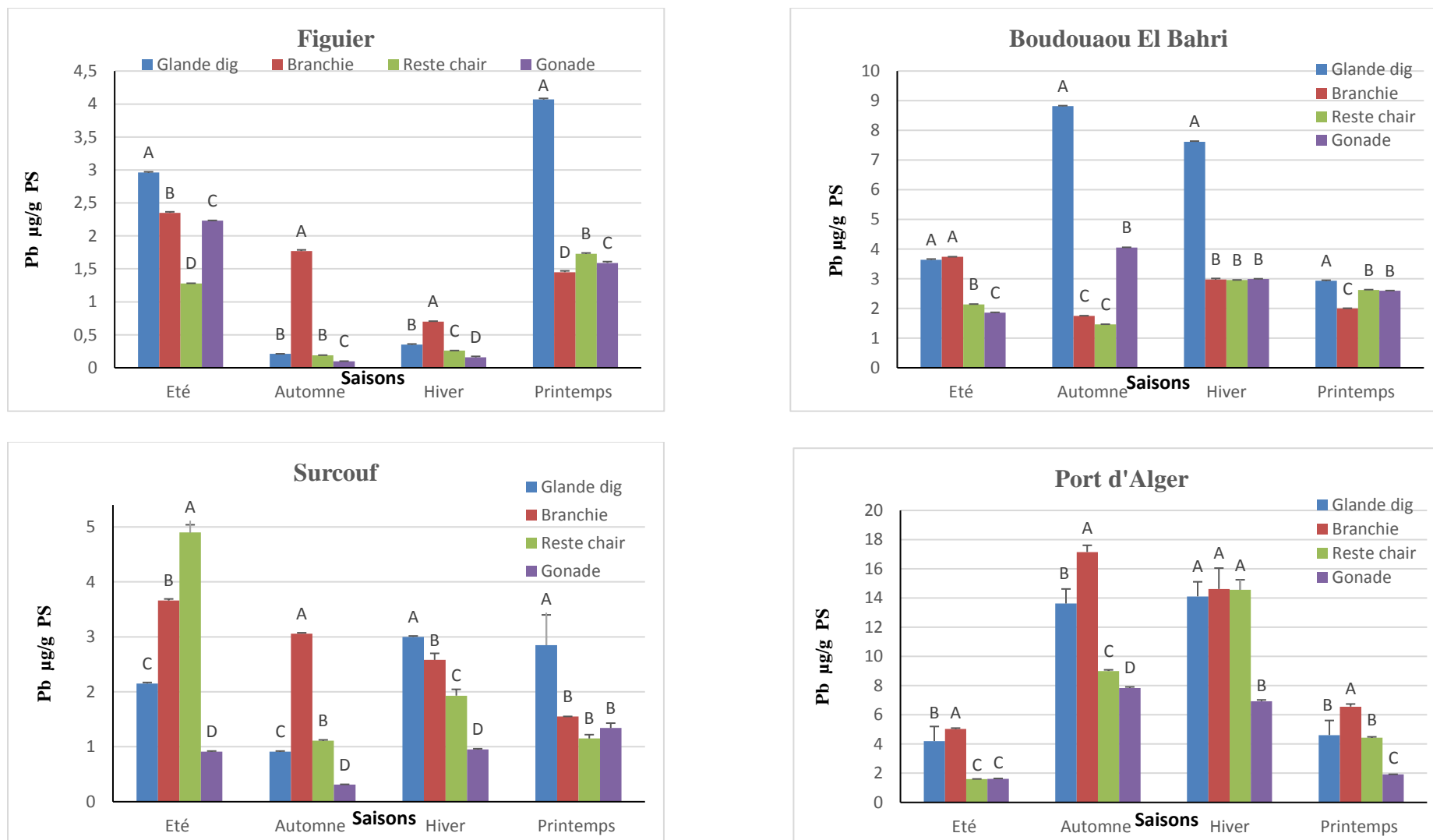


Figure 36: Distribution saisonnière de la concentration en plomb dans les différents tissus de moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.3 L'arsenic (As)

Les teneurs en arsenic varient entre 9.06 (reste de la chair en automne) et 30.26 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en été) à Figuiers, 4.53 (gonade en printemps) et 34.01 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en automne) à Boudouaou El Bahri, 10.37 (reste de la chair en automne) et 23.28 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive en été) à Surcouf, 7.81 (reste de la chair au printemps) au 28.61 $\mu\text{g/g}$ (glande digestive hiver) au port d'Alger (Figure 37).

Durant toutes les saisons, les plus fortes concentrations ont été enregistrées dans les tissus des glandes digestives des moules collectées de tous les sites de prélèvement étudié. Globalement, presque la même forme de la distribution en As dans les tissus des moules a été observée à Surcouf et au port d'Alger avec des teneurs significativement élevées retrouvées dans les branchies comparées à celles des restes de la chair et gonades. En contrepartie, à l'exception de la saison d'automne, les gonades des moules de Figuiers étaient plus chargées en As que les branchies et les restes de la chair. Une tendance opposée est observée chez les moules de Boudouaou El Bahri où les faibles teneurs en As ont été relevées dans les gonades.

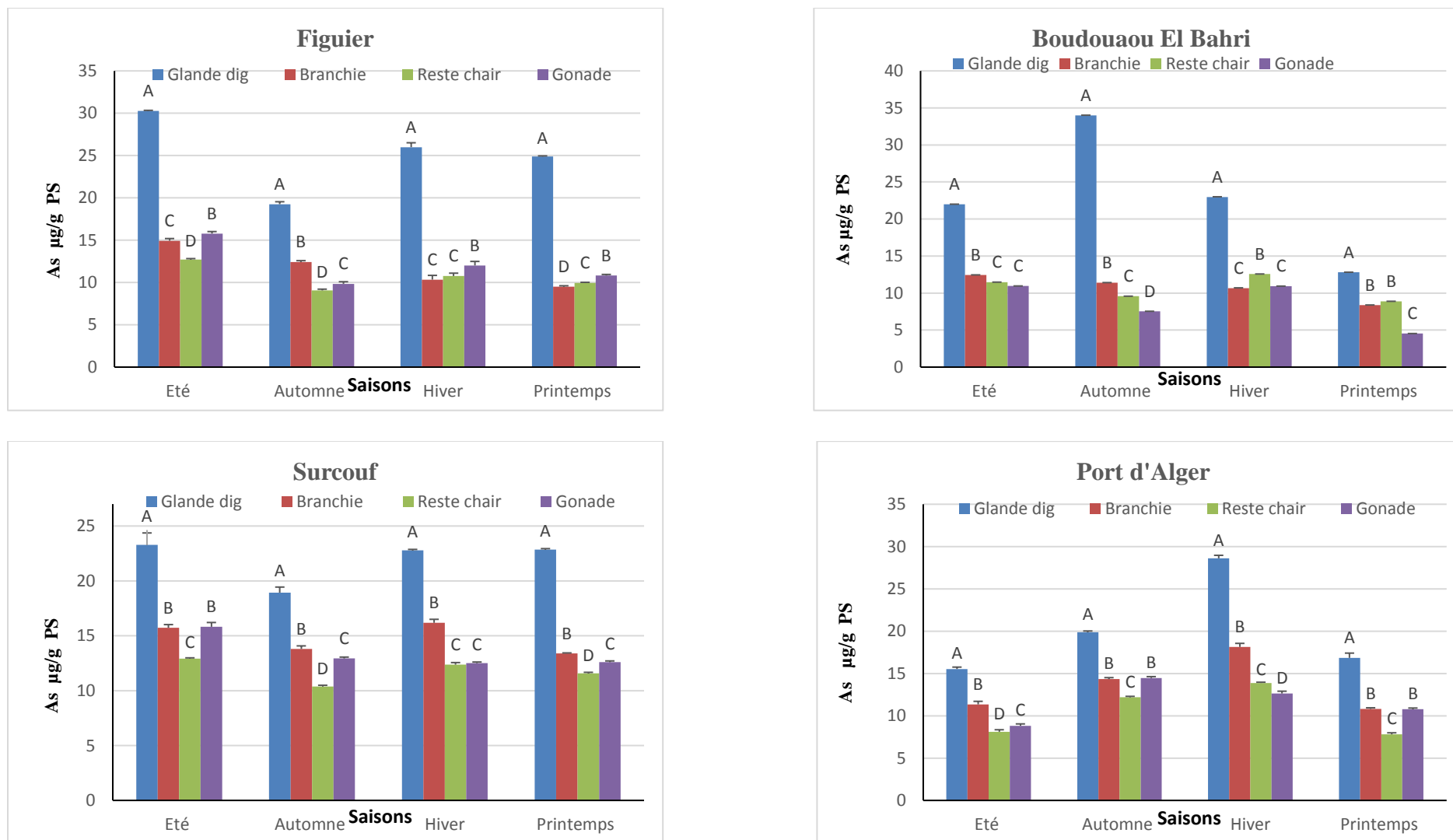


Figure 37 : Distribution saisonnière de la concentration en arsenic dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.4 Le nickel (Ni)

Les concentrations moyennes en nickel dans les tissus des moules sont dans l'intervalle allant : de 4.11(gonades au printemps) à 25.7 μ g/g (glandes digestives en été) dans le site de Figuier ; de 2.06 (gonades au printemps) à 19.4 μ g/g (glandes digestives en automne) à Boudouaou El Bahri ; de 0.47 (gonades en hiver) à 9.64 μ g/g (branchies en hiver) à Surcouf et de 0.36 (gonades au printemps) à 5.24 μ g/g (glandes digestives en été) au port d'Alger (Figure 38).

En ce qui concerne les moules de Figuier, de fortes teneurs en Ni ont été enregistrées dans les glandes digestives comparées à celles relevées dans les autres tissus en saisons d'été et printemps. Pendant les deux autres saisons automne et hiver, une même allure de l'abondance en Ni dans les tissus est observés avec des concentrations élevées relevées dans les branchies ensuite dans les glandes digestives, dans les restes de la chair et enfin dans les gonades.

Les branchies en trois saisons, été, printemps ainsi qu'en hiver pour les moules émanant de Boudouaou El Bahri ont manifesté un niveau de séquestration en nickel très important par rapport aux autres tissus étudiés (17.27, 11.25 et 11.16 μ g/g PS). Les concentrations en nickel enregistrées dans les gonades étaient modérées (été et hiver) à faibles (automne et printemps). Les glandes digestives des moules prélevées en automne montrent les concentrations les plus élevées en Ni de la saison. Elles sont très concentrées (19.4 μ g/g PS) par rapport aux autres tissus (branchies, les restes de la chair et les gonades).

Quant aux moules de Surcouf, des niveaux hautement significatifs de la concentration en Ni ont été enregistrés dans les branchies (hiver) et les glandes digestives (printemps) par rapport aux restes des tissus. Une légère variation de la teneur en Ni est enregistrée dans les tissus suivants : branchies, glandes digestives et gonades durant l'été et l'automne avec une concentration relativement forte en Ni dans les glandes digestives.

Presque tous les tissus de moules provenant du port d'Alger étaient chargés en Ni pendant l'été et l'automne qu'en hiver et printemps. D'autre part, des concentrations plus élevées sont localisées dans les échantillons des glandes digestives comparées aux autres tissus. Des concentrations similaires en Ni ont été enregistrées en branchies et les restes de la chair durant les saisons d'automne et printemps. Par contre elles étaient significativement différentes en hiver et en été.

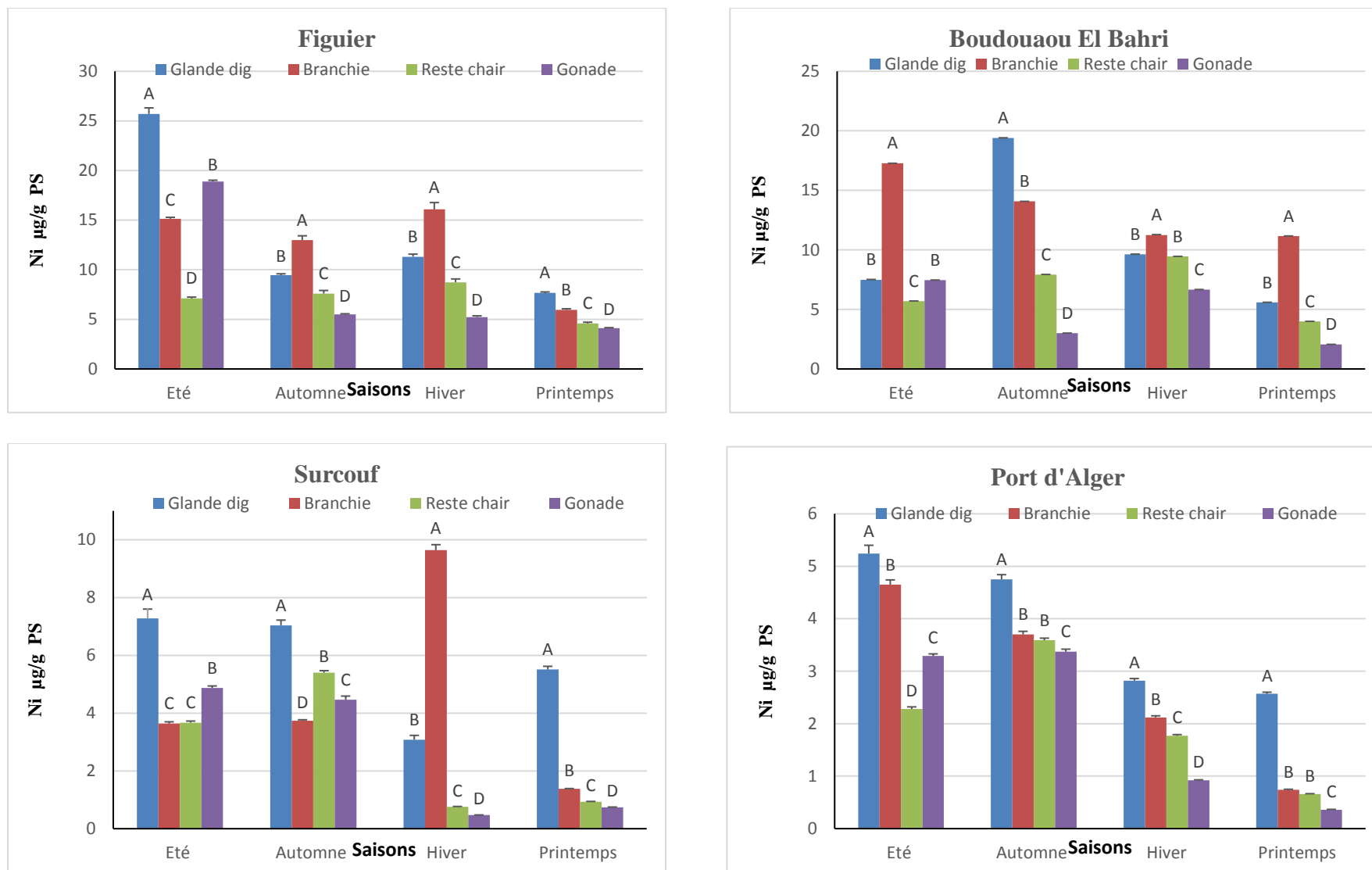


Figure 38 : Distribution saisonnière de la concentration en nickel dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d’Alger. Différences des lettres signifient l’existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.5 le manganèse (Mn)

Les concentrations en Mn dans les tissus des moules de Figuier oscillent entre 6.46 (branchies en été) et 74.76 $\mu\text{g/g}$ (glandes digestives en hiver) (Figure 39). Des teneurs hautement significatives sont observées dans les glandes digestives durant toutes les périodes d'échantillonnage (3 à 5 fois supérieures que les autres tissus) avec le maximum enregistré dans la saison d'hiver. En revanche, les concentrations en Mn enregistrées dans les branchies, les restes de la chair et les gonades ne montrent pas une grande variation.

La même tendance de variation de la concentration en manganèse dans les tissus de moules issues de Figuier a été observée pour les moules collectées de Boudouaou El Bahri. En effet, les glandes digestives étaient distinguées par une charge très élevée en manganèse surtout en saisons d'automne et d'hiver (119.66 et 42.71 $\mu\text{g/g PS}$).

Quant aux moules échantillonnées à Surcouf et au port d'Alger, les concentrations en Mn fluctuent entre 4.36 (restes de la chair en été) et 21.08 $\mu\text{g/g}$ (branchies en hiver), et entre 3.68 (gonades en été) et 12.79 $\mu\text{g/g}$ (glandes digestives en hiver), respectivement. Dans ces deux sites et durant toutes les saisons d'observation, les glandes digestives et/ou les branchies ont reflété des niveaux très forts de l'abondance en Mn. En contrepartie, des concentrations modérées en Mn ont été relevées dans les restes de la chair et les gonades.

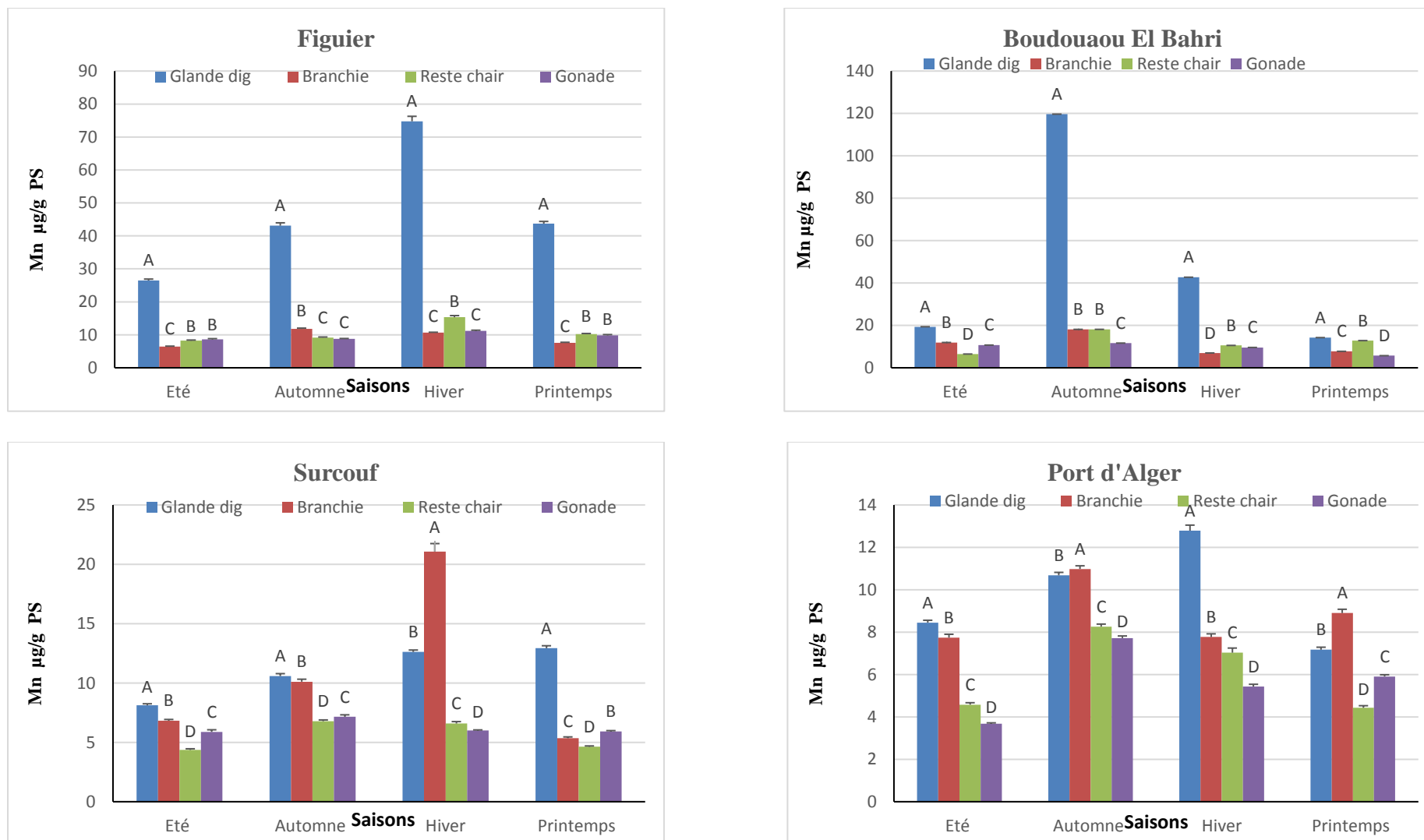


Figure 39 : Distribution saisonnière de la concentration en manganèse dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.6 Le cuivre (Cu)

Les faibles abondances en cuivre, ne dépassant pas $13.30\mu\text{g/g}$, ont été relevées dans les deux sites de prélèvement Figuier et Surcouf. Tandis que la plus forte concentration atteignant $155.91\mu\text{g/g}$ est enregistrée au port d'Alger en période d'hiver (Figure 40).

Les échantillons des glandes digestives des moules provenant de Figuier et Surcouf (à l'exception de la saison d'été) ont présenté des teneurs en Cu hautement significatives comparées à celles des restes tissus. Durant les saisons d'été, automne et de printemps, une légère variation de la concentration en Cu est aperçue dans les branchies, les restes de la chair et les gonades. En revanche, en période hivernale, la teneur en Cu dans les branchies était élevée, similaire à celles enregistrées dans les glandes digestives et supérieure aux restes des tissus.

Dans les trois saisons été, automne et hiver, des concentrations relativement élevées en cuivre ont été enregistrées dans les glandes digestives (21.19 , 11.56 et $8.29\mu\text{g/g PS}$) des moules provenant de Boudouaou El Bahri. Globalement, une légère surconcentration des branchies en cuivre comparée aux gonades est observée en été, hiver et au printemps. Tandis qu'en automne, les branchies et gonades ont exprimé un même degré de séquestration en cuivre. Au printemps, les restes de la chair étaient chargés en cuivre par rapport aux glandes digestives, branchies et gonades.

Quant aux moules émanant du port d'Alger, des concentrations en Cu très remarquables dans les différents tissus ont été relevées en période d'hiver avec le seuil le plus élevé enregistré dans les branchies ($155.91\mu\text{g/g PS}$). Pour les autres saisons, les teneurs en Cu étaient fortes dans les branchies et/ou les glandes digestives par rapport aux restes de la chair et les gonades.

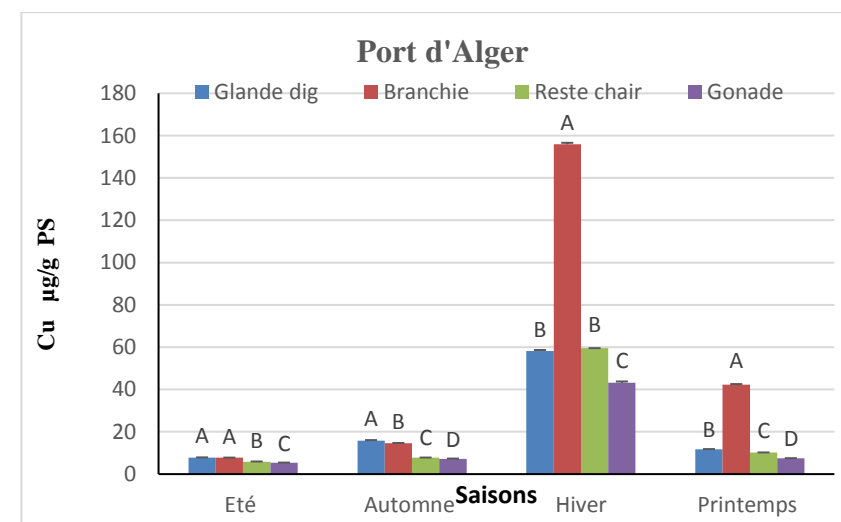
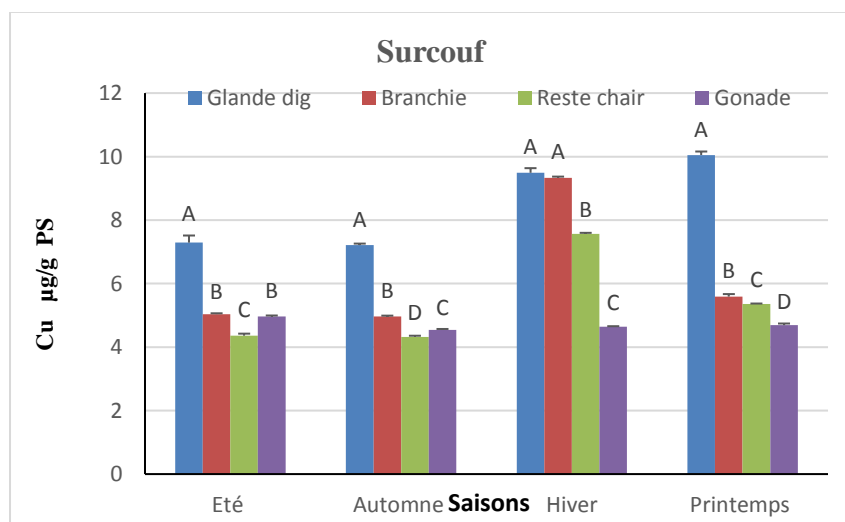
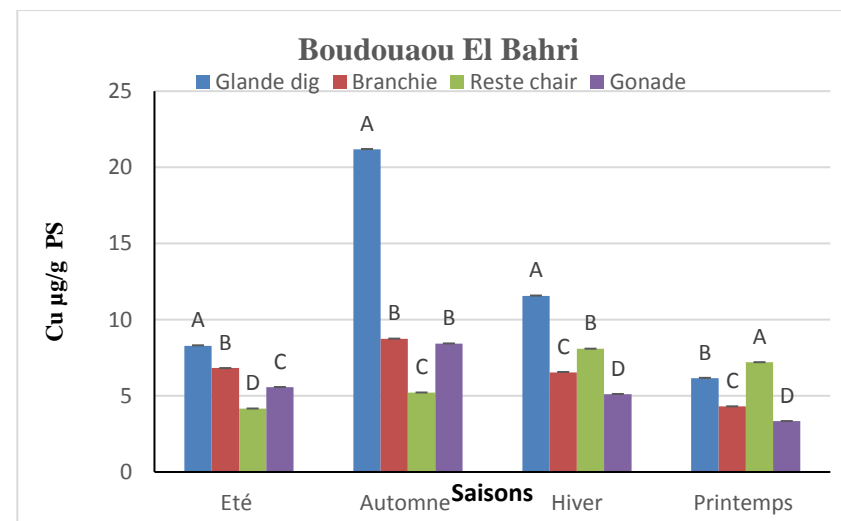
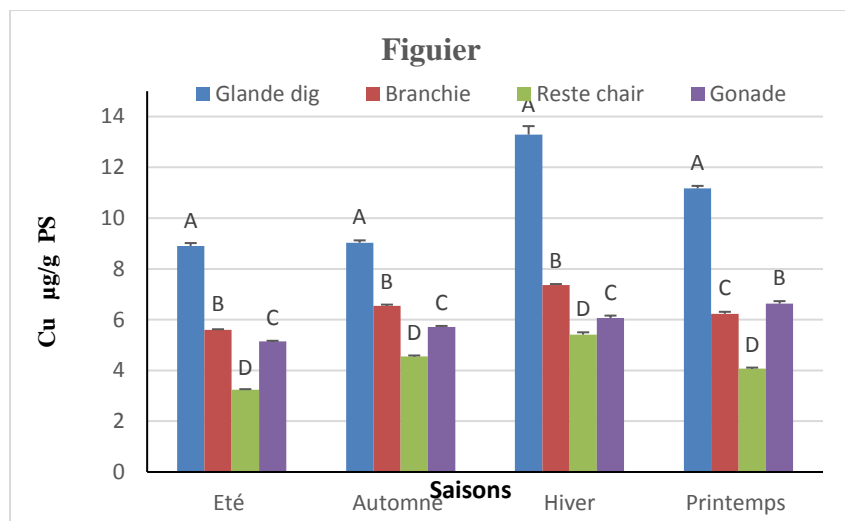


Figure 40 : Distribution saisonnière de la concentration en cuivre dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.3.7 Le zinc (Zn)

Les branchies des moules de Figuiers se sont distinguées par une forte charge en Zn comparée aux autres tissus pendant les saisons d'été, d'automne et d'hiver, tandis qu'au printemps, la teneur maximale est représentée par les glandes digestives (Figure 41). Il convient de noter que les concentrations en Zn dans les gonades pendant la saison de printemps est supérieure à celle des branchies.

Les fortes teneurs en zinc (219, 213, 208 et 148 $\mu\text{g/g}$ PS) ont été relevées dans les échantillons des branchies durant les quatre saisons de prélèvement au niveau du site de Boudouaou el Bahri. Dans ce dernier, en hiver et au printemps, les tissus restes de la chair ont reflété des concentrations élevées en zinc, semblables ou légèrement inférieures à celles détectées dans les branchies.

En ce qui concerne les moules prélevées à Surcouf, des concentrations modérées à faibles en Zn étaient relevées dans les deux tissus glandes digestives et gonades, alors que les branchies et/ou restes de la chair ont reflété un niveau élevé de la concentration en Zn.

Quant aux moules de port d'Alger, des abondances modérées à faibles ont été enregistrées dans les glandes digestives et gonades. Au contraire, les branchies (toutes les saisons) et les restes de la chair (hiver et printemps) étaient très concentrés en Zn.

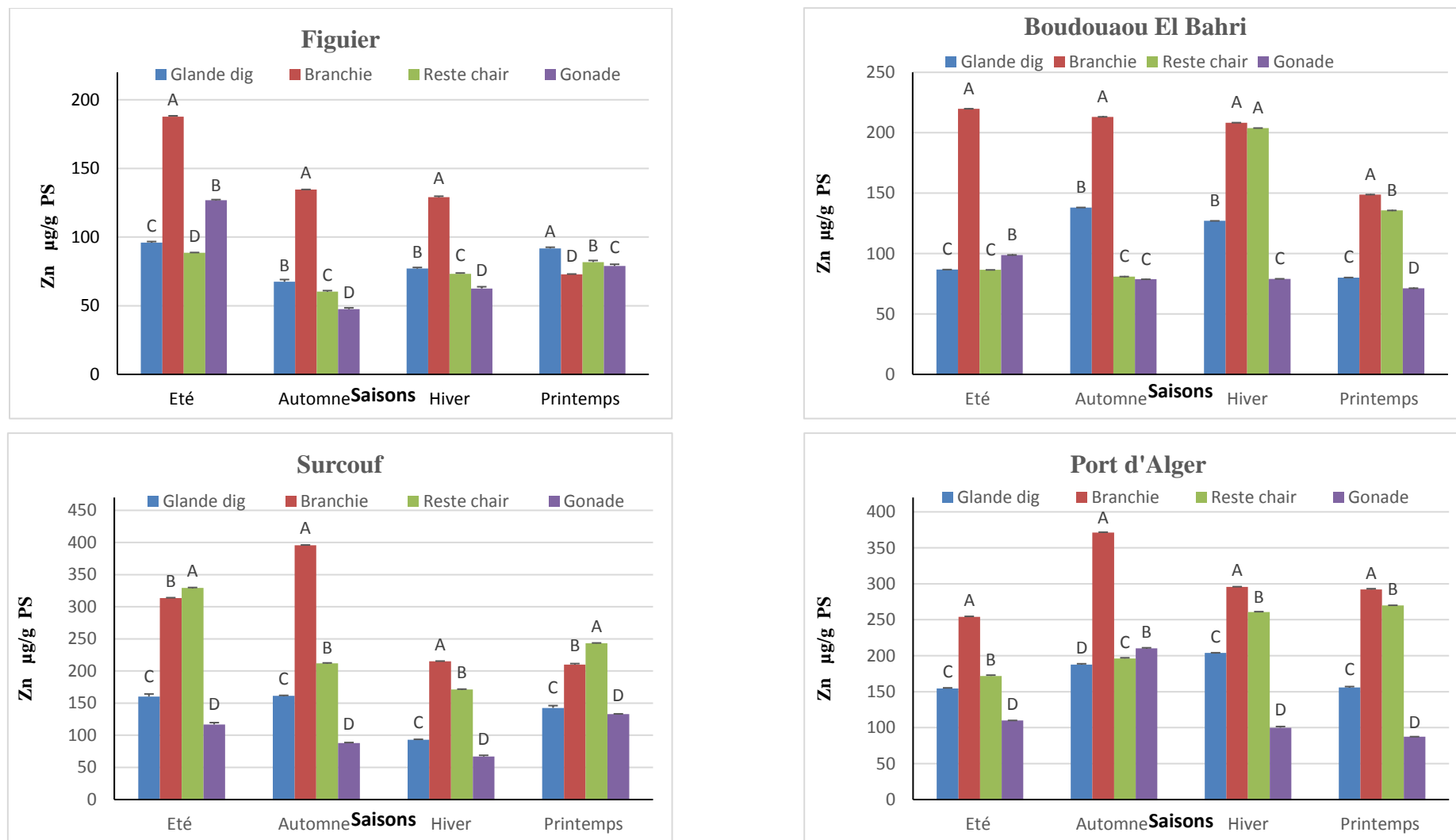


Figure 41 : Distribution saisonnière de la concentration en zinc dans les différents tissus des moules à Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et au Port d’Alger. Différences des lettres signifient l’existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Tukey.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.4 Corrélation entre des résultats ETM dans les tissus des moules

Les résultats des ETM étudiés dans les tissus des moules peuvent avoir des relations et des interdépendances. A cet effet, la matrice de corrélation entre les différents ETM a été établie (tableau 6).

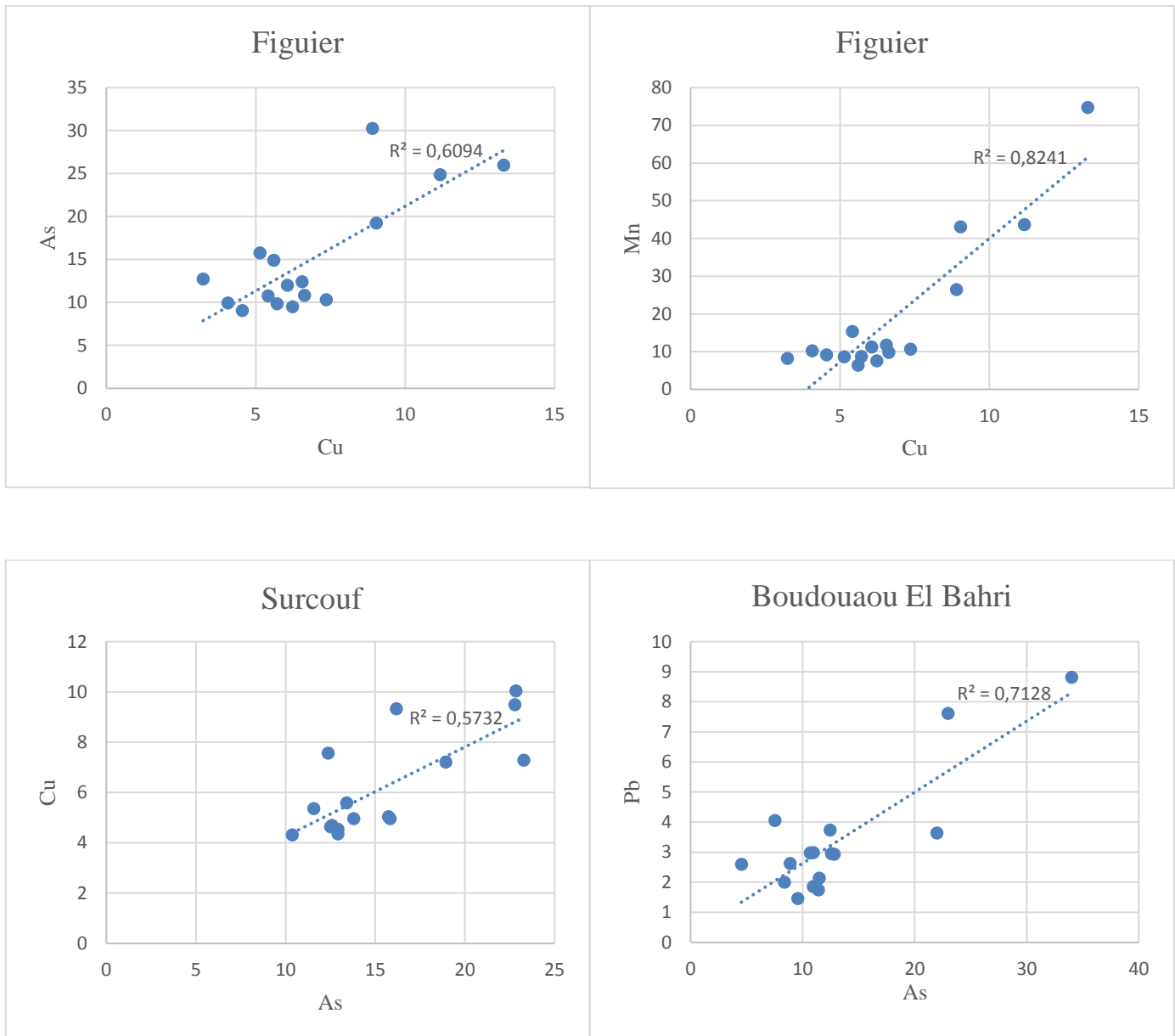
Tableau 6 : Résultats de corrélation de Pearson entre les ETM retrouvés dans différents tissus des moules.

		Cd	Pb	Ni	Mn	Zn	As	Cu
Figuier	Cd	1,00	0,24	0,56	0,28	0,43	0,37	0,48
	Pb		1,00	0,37	0,02	0,49	0,47	0,17
	Ni			1,00	0,11	0,58	0,56	0,23
	Mn				1,00	-0,20	0,76	0,91
	Zn					1,00	0,09	-0,06
	As						1,00	0,78
	Cu							1,00
Boudouaou El Bahri	Cd	1,00	0,28	0,43	0,21	0,19	0,48	0,28
	Pb		1,00	0,44	0,84	0,04	0,84	0,87
	Ni			1,00	0,59	0,69	0,59	0,61
	Mn				1,00	0,04	0,88	0,95
	Zn					1,00	0,07	0,21
	As						1,00	0,88
	Cu							1,00
Surcouf	Cd	1,00	0,67	0,21	-0,05	0,45	0,30	0,15
	Pb		1,00	0,12	0,20	0,63	0,26	0,22
	Ni			1,00	0,69	0,06	0,50	0,43
	Mn				1,00	-0,05	0,50	0,77
	Zn					1,00	-0,27	-0,26
	As						1,00	0,76
	Cu							1,00
Port d'Alger	Cd	1,00	0,47	0,31	0,67	0,23	0,76	0,17
	Pb		1,00	0,19	0,73	0,63	0,64	0,54
	Ni			1,00	0,43	0,06	0,31	-0,26
	Mn				1,00	0,43	0,80	0,19
	Zn					1,00	0,08	0,35
	As						1,00	0,41
	Cu							1,00

Cette matrice de corrélation ainsi que la figure 42 indiquent l'existence d'une forte liaison entre les paires d'éléments suivants : Cu-As, As-Mn et Mn-Cu pour le site de Figuier, ce qui nous permet d'y avoir une idée générale sur la composition de différents rejets en éléments traces métalliques. Il est probable qu'ils existent des associations des métaux arsenic, cuivre et le manganèse dans

Chapitre IV : Résultats et discussions

les résidus solides ou liquides parvenant à la côte de Figuiers. Quant au site de Boudouaou El Bahri, de bonnes corrélations positives ont été retrouvées entre les éléments suivants : Pb, Mn, As et Cu et entre la paire Zn-Ni. Pour le site de Surcouf, de fortes corrélations ont été enregistrées entre les résultats des paires d'éléments Mn-Ni, Cu-Mn et Cu-As, ce qui peut révéler une composition de certains rejets en ces éléments traces métalliques. Au port d'Alger, de fortes corrélations sont observées entre As et les éléments Cd, Mn et Mn-Pb.



Chapitre IV : Résultats et discussions

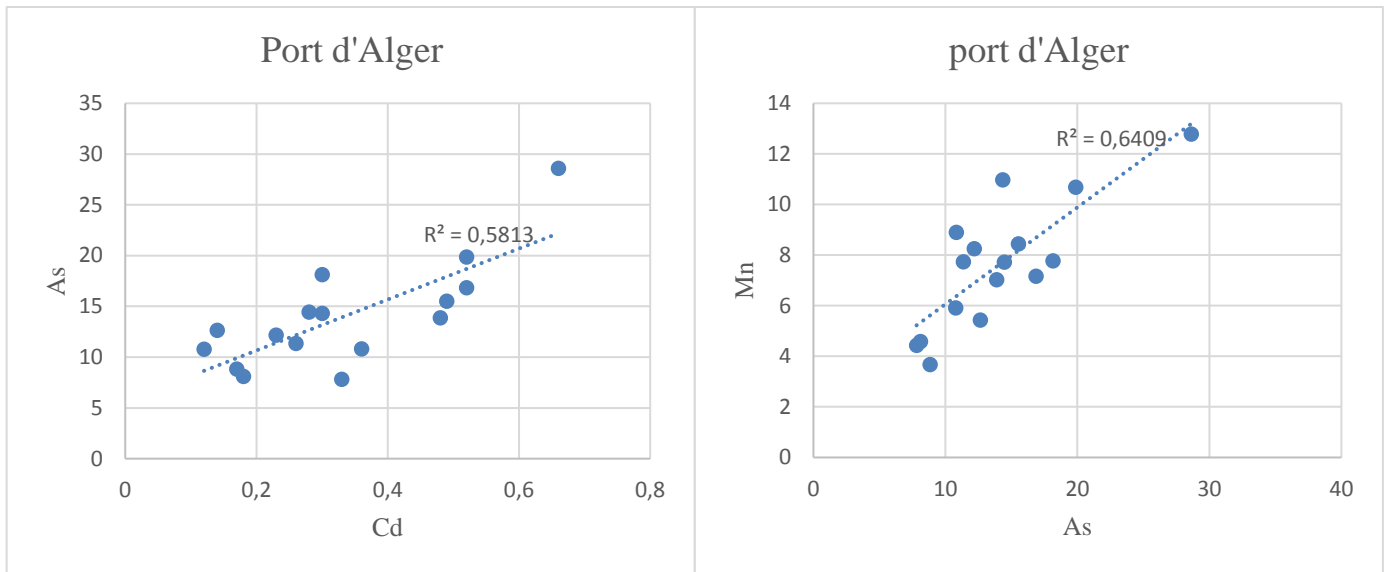


Figure 42 : Quelques diagrammes de corrélation des résultats en ETM dans les sites de prélèvement.

IV.5 ANOVA

Les résultats de l'analyse de variance ANOVA de la distribution de tous les ETM étudiés dans les tissus de moules illustrent que dans 60% des cas de comparaison des teneurs métalliques saisonnières, des différences significatives de l'abondance des ETM ont été retrouvées dans tous les tissus étudiés (les branchies, glandes digestives, restes de la chair et gonades ont des concentrations totalement différentes entre eux), tandis que dans 36% des cas, deux tissus de moules ont reflété un même niveau de la biodisponibilité en ETM (des concentrations identiques ont été enregistrées dans deux tissus). Seulement en 4% des cas de comparaison saisonnière, trois tissus de moules avaient des teneurs en ETM similaires.

Le plus fort pourcentage dont tous les tissus de moules (4 tissus) ont reflété des degrés significativement différents ($p < 0.05$) est retrouvé pour le zinc 81% (cas des comparaisons saisonnières). Quant aux autres éléments, 69% est enregistré pour Ni, Mn et Cu, les taux de 50, 44 et 38 % ont été retrouvés pour As, Pb et Cd, respectivement.

En ce qui concerne les pourcentages dont deux tissus de moules ont exprimé des abondances métalliques similaires ($p > 0.05$) : 56, 50, 38 et 19% ont été relevés pour Cd, As, Pb et Zn, respectivement. Le taux 31% est retrouvé pour Ni, Mn et Cu.

En 19% des cas de comparaison saisonnière, trois tissus de moules avaient des concentrations identiques en Pb, tandis que le pourcentage de 6% est enregistré pour le Cd. Il convient de noter qu'en aucun cas la biodisponibilité métallique dans trois tissus de moules était similaire pour les éléments suivants : As, Ni, Mn, Cu et Zn.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.6 Analyse en Composante Principale (ACP)

Les deux axes factoriels F1 et F2 expliquent 57,34 % de la variance totale des résultats en traces métalliques étudiés au niveau de quatre sites de prélèvement (Figure 43). En effet, la projection des onze variables (les ETM étudiés, les indices physiologiques IC et IGS et les indices de pollution IMBI et MPI) sur les deux axes factoriels montre une bonne corrélation positive de plomb (Pb), l'arsenic (As), manganèse (Mn) et les deux indices de pollution IMBI et MPI avec l'axe F1. D'autre part, les deux indices physiologiques IC et IGS et le zinc (Zn) reflètent une bonne corrélation positive ($r=0.79$, 0.79 et 0.65 , respectivement) avec l'axe F2 (Figure 43). Les autres informations sur l'ACP (les variables, contributions des variables, valeurs propres...etc.) sont indiquées dans la partie annexes.

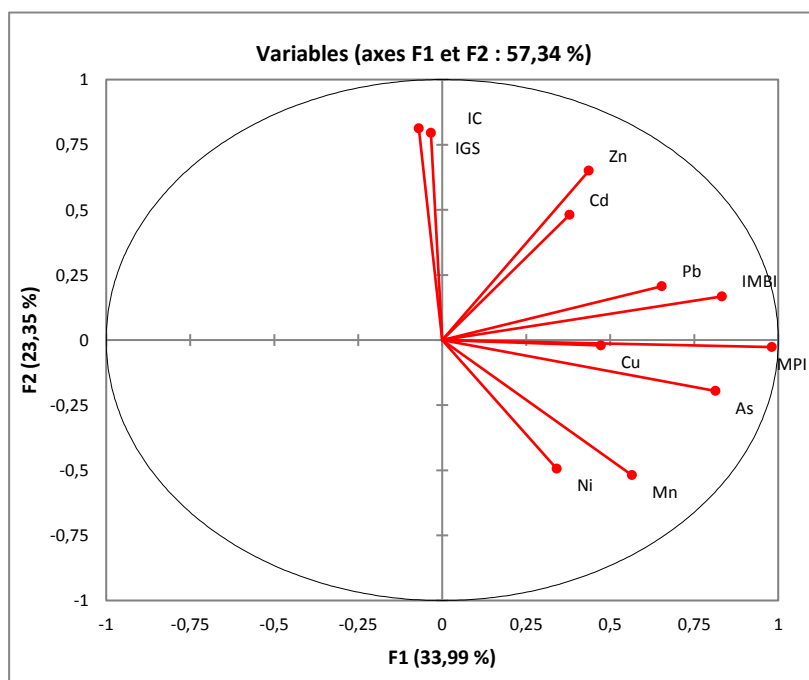


Figure 43: Projection des variables sur les axes factoriels F1 et F2

Chapitre IV : Résultats et discussions

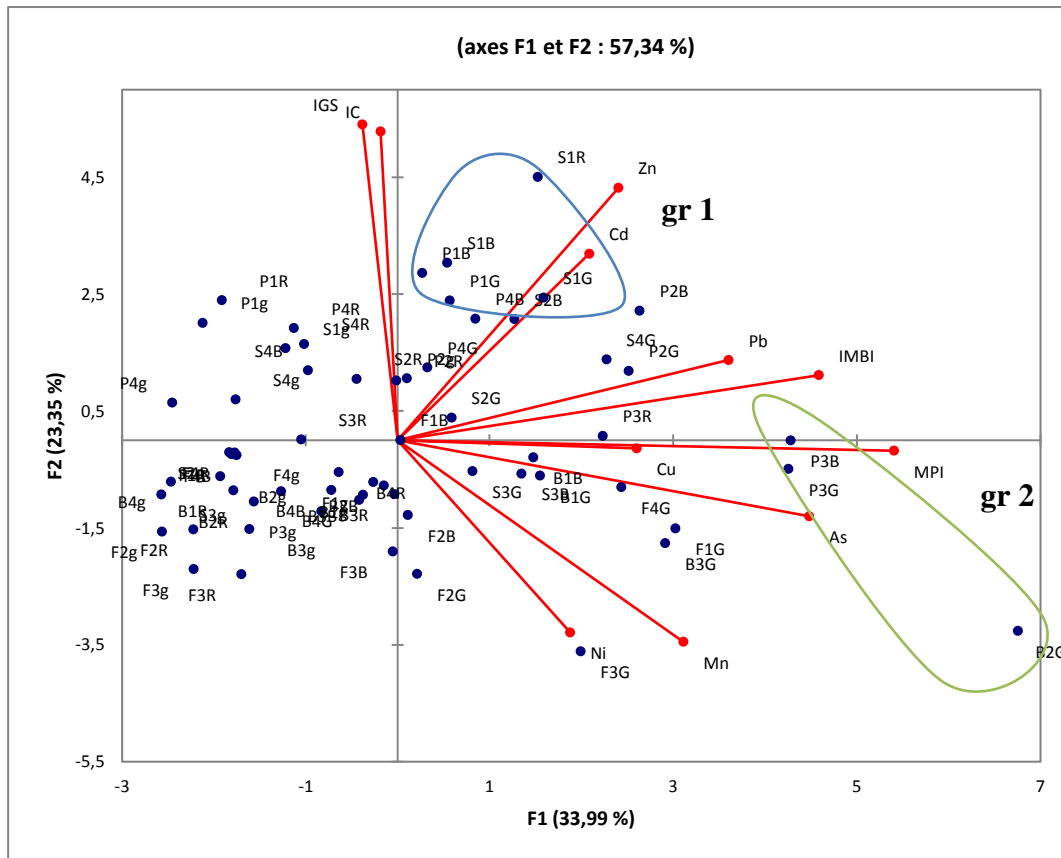


Figure 44 : Projection des tissus de moules sur les axes F1 et F2 avec F : Fguier, B : Boudouaou El Bahri, S : Surcouf et P : Port d'Alger ; 1 : été, 2 : automne, 3 : hiver et 4 : printemps ; B : branchie, G : glande digestive, R : reste de chair et g : gonade.

La projection des tissus de moules sur les axes factoriels (F1 et F2) montre une localisation typique des branchies, glandes digestives, restes de la chair des moules provenant des quatre sites de prélèvement par rapport à l'axe factoriel F2 (Figure 44). Ainsi, les tissus branchies et glandes digestives de toutes les moules étudiées se trouvent à droite de l'axe F2, tandis que les restes de la chair et les gonades des moules étudiées se positionnent à gauche de l'axe factoriel F2. Les branchies et les glandes digestives des moules provenant de : Surcouf (été, automne et printemps) et du port d'Alger (été et printemps) étaient très chargées en zinc et en cadmium (groupe 1). Les tissus glandes digestives des moules émanant de : Boudouaou El Bahri (automne), port d'Alger (hiver) et les branchies des moules issues du port d'Alger en période d'hiver (groupe 2) sont distingués par des valeurs très élevées des deux indices de pollution IMBI et MPI et des concentrations très significatives en arsenic, plomb et en manganèse. Au contraire, les tissus qui se trouvent à gauche de l'axe F2 sont très pauvres en ETM étudiés et, par conséquent, ils avaient des valeurs d'indices de pollution très faibles (IMBI et MPI).

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.6 Indices de pollution des tissus des moules

IV.6.1 Individual Mean Bioaccumulation Index (IMBI)

Globalement, les résultats du Tableau 7 révèlent que les branchies des moules issues de différents sites avaient des valeurs importantes de l'indice IMBI (à l'exception de certaines saisons).

Tableau 7 : Valeurs saisonnières de l'indice IMBI des tissus de moules dans les sites de prélèvement.

	Tissu	Eté	Automne	Hiver	Printemps
Figuier	Branchies	0,63	0,81	0,73	0,51
	Glandes digestives	0,93	0,71	0,76	1,00
	Restes de la chair	0,38	0,42	0,41	0,48
	Gonades	0,56	0,36	0,33	0,48
Boudouaou El Bahri	Branchies	0,84	0,49	0,60	0,77
	Glandes digestives	0,83	0,95	0,92	0,82
	Restes de la chair	0,40	0,34	0,63	0,82
	Gonades	0,48	0,31	0,40	0,50
Surcouf	Branchies	0,72	0,84	0,87	0,51
	Glandes digestives	0,86	0,79	0,76	0,94
	Restes de la chair	0,78	0,64	0,55	0,50
	Gonades	0,54	0,46	0,31	0,41
Port d'Alger	Branchies	0,86	0,86	0,78	0,80
	Glandes digestives	0,92	0,90	0,86	0,76
	Restes de la chair	0,52	0,59	0,66	0,53
	Gonades	0,49	0,59	0,36	0,35

De même, de fortes valeurs de l'IMBI ont été enregistrées dans les tissus des glandes digestives de toutes les moules étudiées, parvenant à la valeur maximale de 1 pour le site de Figuier au printemps, et dépassant 0.76 durant toutes les saisons étudiées pour les autres sites de prélèvement. A l'inverse, des valeurs IMBI allant de faibles à modérées (0.34 -0.64) ont été relevées dans les tissus restes de la chair, excepté certaines saisons (au printemps à Boudouaou El Bahri, en été à Surcouf et en hiver au port d'Alger). Les valeurs de l'indice IMBI des gonades de moules provenant de l'ensemble des sites d'échantillonnage étaient très faibles (0.31-0.59) comparées à celles des branchies et glandes digestives, et parfois comparables aux restes de la chair.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.6.2 Metal Pollution Index (MPI)

Dans l'ensemble, le Tableau 8 ci-dessous, présentant la variation saisonnière des valeurs MPI des différents tissus des moules, apporte presque les mêmes informations générales que celles fournies par le Tableau 7 reportant les valeurs IMBI des tissus des moules. En effet, les valeurs MPI des glandes digestives étaient très élevées, variant entre 5.76 et 11.26 (Figuier) ; 5.74 et 18.95 (Boudouaou El Bahri) ; 7.52 et 10.41 (Surcouf) et entre 7.52 et 14.16 (port d'Alger).

Tableau 8 : Valeurs saisonnières de l'indice MPI des tissus de moules dans les sites de prélèvement

	Tissu	Eté	Automne	Hiver	Printemps
Figuier	Branchies	7,28	7,14	7,00	4,77
	Glandes digestives	11,26	5,76	8,32	10,48
	Restes de la chair	4,60	3,49	4,52	4,70
	Gonades	6,57	2,78	3,50	4,66
Boudouaou uElBahri	Branchies	10,29	8,14	6,90	5,43
	Glandes digestives	9,76	18,95	12,15	5,74
	Restes de la chair	4,72	6,00	7,65	5,66
	Gonades	5,84	5,48	5,12	3,27
Surcouf	Branchies	7,76	8,57	9,69	5,35
	Glandes digestives	9,16	7,52	7,98	10,41
	Restes de la chair	8,70	6,38	5,14	4,99
	Gonades	5,05	3,98	2,83	4,23
Port d'Alger	Branchies	7,25	10,72	12,93	7,99
	Glandes digestives	7,77	11,14	14,16	7,52
	Restes de la chair	4,24	7,34	10,94	5,12
	Gonades	4,04	7,44	5,95	3,21

Aussi les valeurs de MPI des tissus de moules branchies étaient significativement élevées, dans tous les sites d'échantillonnage, par rapport à celles des restes de la chair et gonades, et parfois supérieures à celles des glandes digestives (port d'Alger au printemps, Surcouf en automne et hiver, Boudouaou El Bahri en été et Figuier en automne). Il est à noter que dans certains cas, les valeurs de MPI ne s'accordent pas avec celles de l'IMBI pour un même tissu et dans la même saison. C'est le cas des glandes digestives en saison d'hiver à Boudouaou El Bahri où on a relevé une valeur de MPI de 12.15 étant très loin de la valeur maximale 18.95 enregistrée en automne alors que les valeurs de l'IMBI étaient très proches dans les deux saisons 0.95 et 0.92.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.7 Répartition annuelle moyenne des ETM dans les tissus de moules

IV.7.1 Le cadmium :

Différentes formes de la variation de l'abondance en cadmium dans les différents tissus de moules étudiées ont été observées. Au site de Figuiers, le Cd est plus concentré dans les branchies ainsi que les glandes digestives par rapport aux restes des tissus. Quant à Surcouf, les teneurs en Cd étaient très élevées dans les glandes digestives et les restes de la chair. Au port d'Alger, seules les glandes digestives présentent un taux de cadmium supérieur à ceux relevés en branchies et les restes de la chair. Une configuration très ressemblante de celle de port d'Alger est retrouvée à Boudouaou El Bahri, avec des concentrations très proches relevées dans les restes de la chair et les gonades.

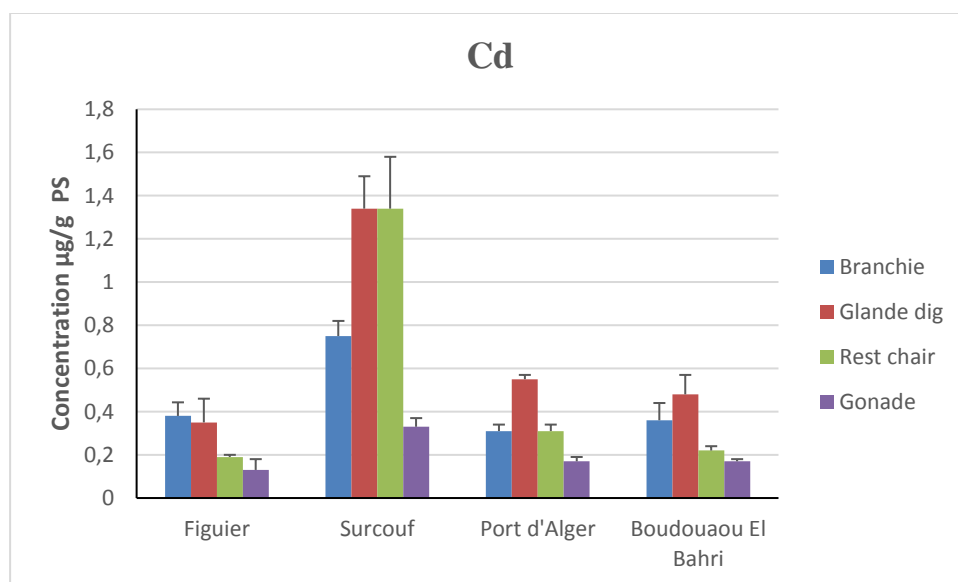


Figure 45 : La teneur annuelle en cadmium (moyenne + erreur standard) dans les tissus de moules.

IV.7.2 Le plomb

Le plomb est stocké beaucoup plus dans les branchies, ensuite dans les glandes digestives, restes de la chair, et les gonades, respectivement, chez les moules provenant du port d'Alger. A Surcouf, presque la même allure de répartition du Pb dans les tissus des moules du port d'Alger est retrouvée, avec des concentrations légèrement plus élevées dans les tissus restes de la chair, similaires à celles relevées dans les glandes digestives. Contrairement aux sites précédents, le plomb est plus concentré dans les glandes digestives, ensuite dans les branchies des moules de Figuiers. De même, la teneur en Pb retrouvée dans les gonades était supérieure à celle enregistrée dans les restes de la chair. Les glandes digestives des moules de Boudouaou El Bahri sont très distinguées par une charge importante en plomb par rapport aux autres tissus qui ont présenté des teneurs très voisines.

Chapitre IV : Résultats et discussions

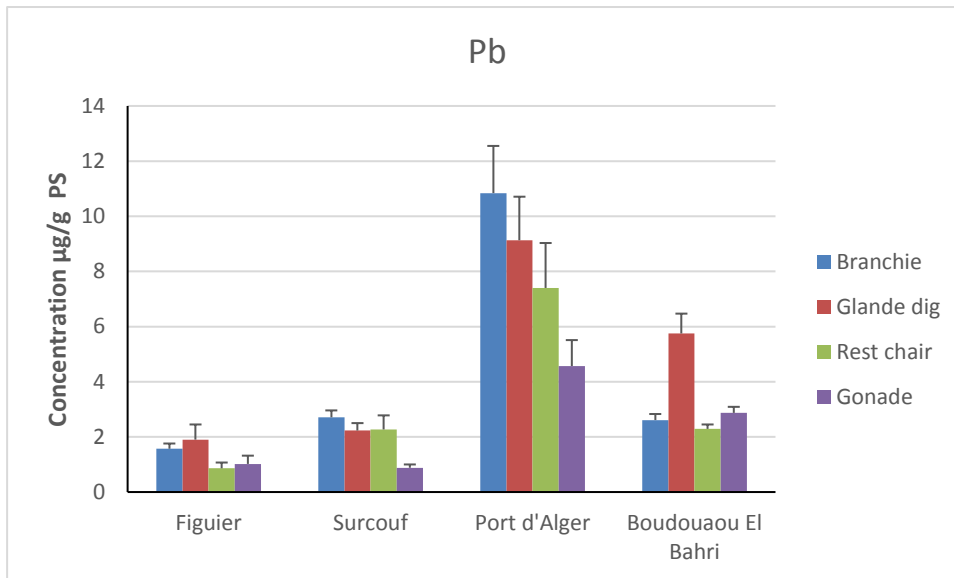


Figure 46 : La teneur annuelle en plomb (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.

IV.7.3 Arsenic

Des répartitions de l'arsenic sont assez semblables dans les tissus des moules émanant des quatre sites étudiés. En effet, les branchies, restes de la chair et les gonades, ont reflété des concentrations très voisines et inférieures aux teneurs relevées dans les glandes digestives.

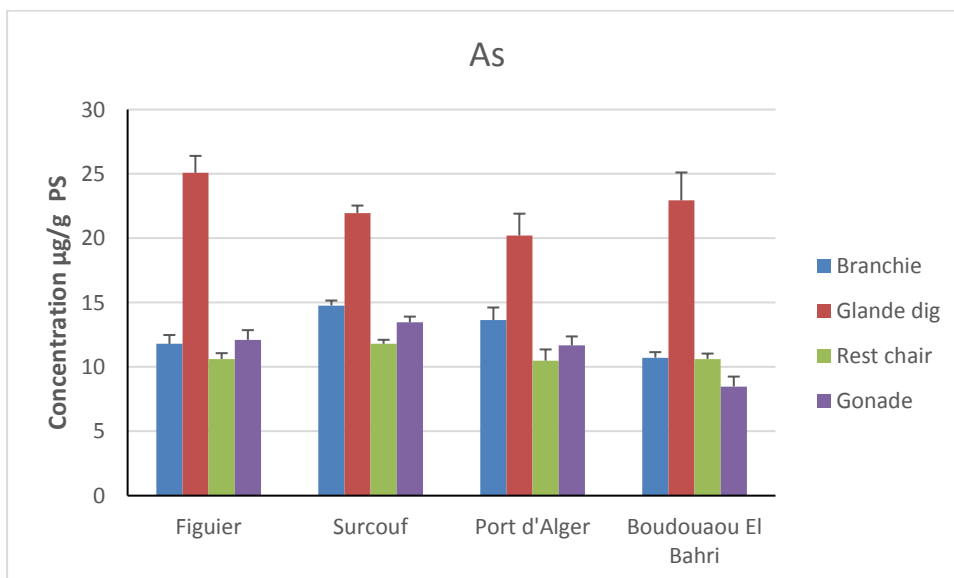


Figure 47 : La teneur annuelle en arsenic (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.7.4 Nickel

Une même forme de distribution du nickel dans les tissus de moules a été enregistrée dans les trois sites de prélèvement Figuiet, Surcouf et Port d'Alger. Cependant, les fortes teneurs ont été localisées dans les glandes digestives, ensuite dans les branchies. Les concentrations enregistrées dans les restes de la chair et les gonades ont présenté des niveaux très identiques pour les moules issues de Surcouf et du port d'Alger, alors que les gonades étaient légèrement chargées en Ni par rapport aux restes de la chair pour les moules venant de Figuiet. Un aspect particulier est retrouvé pour les moules issues de Boudouaou El Bahri, où l'abondance maximale en nickel est relevée dans les branchies. Aussi la teneur moyenne en Ni dans les glandes digestives était supérieure à celle dans les restes de la chair et dans les gonades.

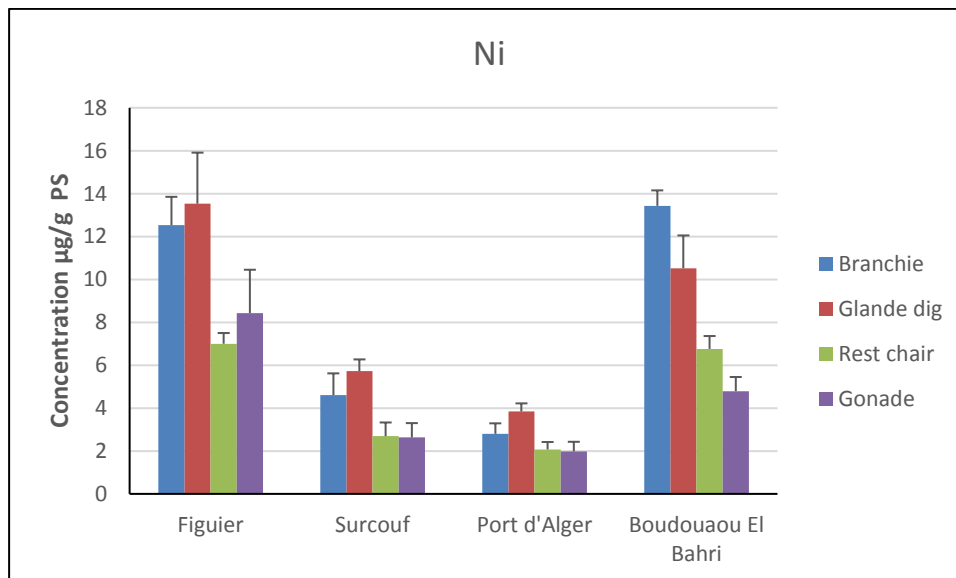


Figure 48 : La teneur annuelle en nickel (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.

IV.7.5 Le manganèse

Une parfaite ressemblance de la répartition du manganèse dans les tissus de moules étudiées dans les deux sites Surcouf et port d'Alger. En effet, des teneurs élevées, très similaires, ont été enregistrées dans les branchies et les glandes digestives, alors que les teneurs modérées sont relevées dans les restes de la chair et les gonades. A propos des sites Figuiet et Boudouaou El Bahri, une même figure de la répartition du manganèse dans les différents tissus de moules est retrouvée. Cependant, la concentration la plus élevée en manganèse a été enregistrée dans les glandes digestives avec une valeur excessivement élevée. Pour les branchies, restes de la chair et gonades, les concentrations étaient très voisines et comparables à celles des autres sites.

Chapitre IV : Résultats et discussions

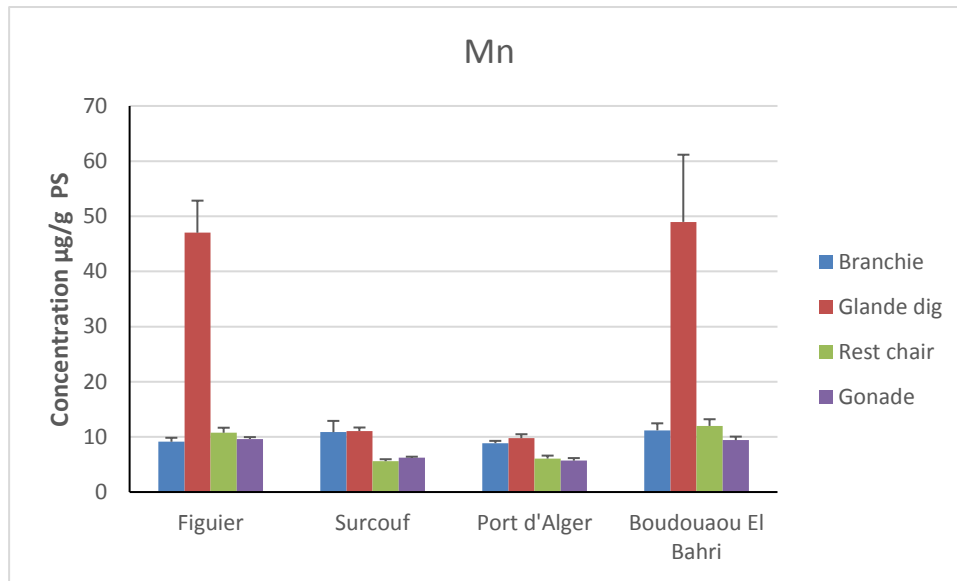


Figure 49 : La teneur annuelle en manganèse (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.

IV.7.6 Le cuivre

Le cuivre s'est concentré beaucoup plus dans les glandes digestives par rapport aux autres tissus étudiés (où les concentrations étaient très proches) pour les moules émanant de Figuiers, Surcouf et Boudouaou El Bahri. Au port d'Alger, la concentration en manganèse était significativement élevée dans tous les tissus, notamment dans les branchies comparée à celle retrouvée dans les restes de la chair ainsi que les glandes digestives. Le niveau de concentration le plus bas a été enregistré dans gonades.

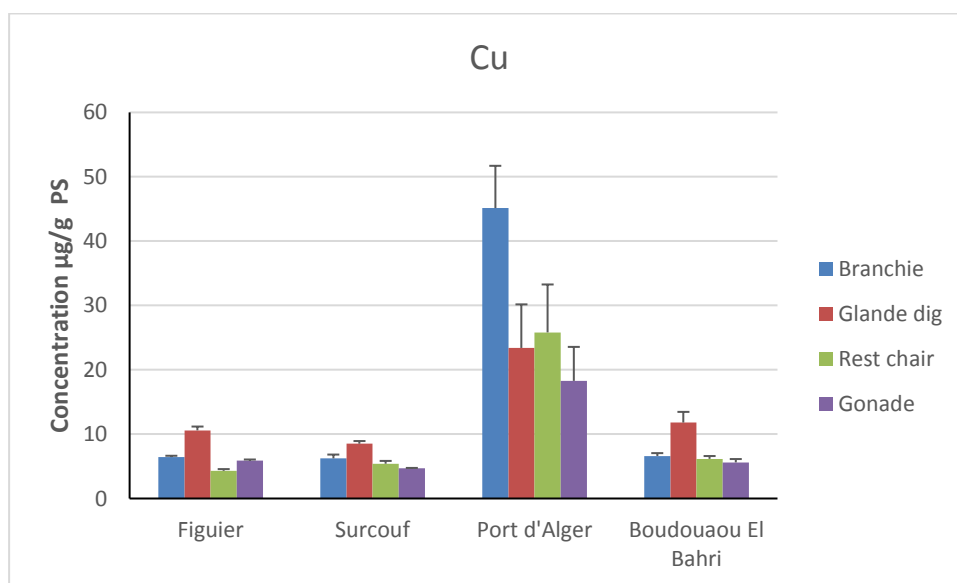


Figure 50 : La teneur annuelle en cuivre (moyenne + erreur standard) dans les tissus de moules.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.7.7 Le zinc

Au site de Figuiers, les concentrations modérées en zinc ont été relevées dans les glandes digestives, restes de chair et gonades, tandis que la teneur maximale a été enregistrée dans les branchies. Quant aux sites Surcouf, port d'Alger et Boudouaou El Bahri, presque le même aspect de la distribution en zinc dans les tissus de moules est retrouvé, avec un classement de la concentration en zinc comme suit : branchies > restes de la chair > glandes digestives > gonades. On note que, pour tous les sites, la concentration maximale est détenue par les branchies.

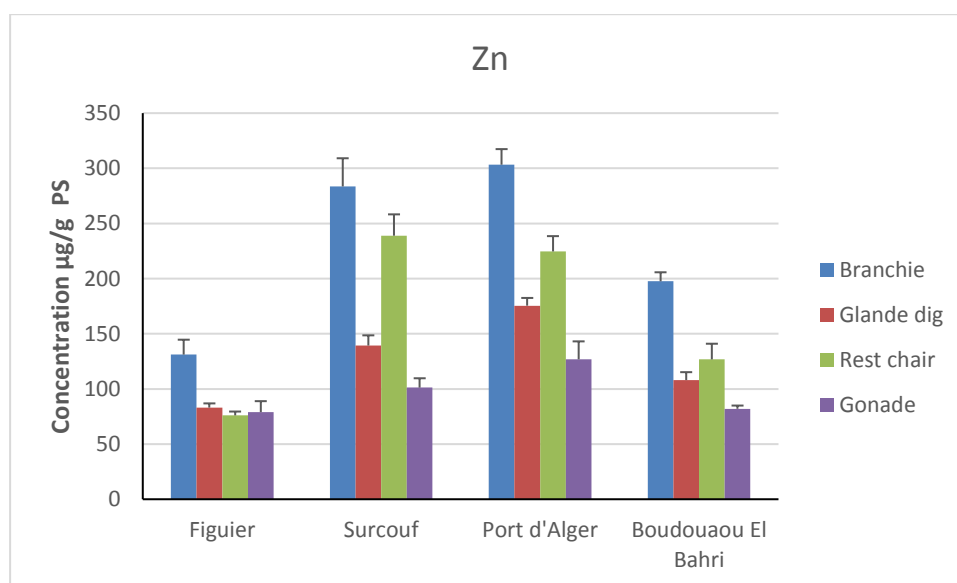


Figure 51 : La teneur annuelle en zinc (moyenne + erreur standard) dans les tissus des moules.

IV.8 Concentration métallique dans la chair totale des moules

Les teneurs en cadmium enregistrées dans les chairs totales de moules émanant de tous les sites de prélèvement sont toutes trop faibles et en dessous de la limite maximale fixée par la législation algérienne 1µg/g P frais. Concernant le plomb, seules les moules prélevées au port d'Alger en saisons d'automne et d'hiver, ont présenté des teneurs dépassant largement la dose maximale admissible de 1.5 µg/g P frais, ce qui peut présenter un risque sanitaire potentiel pour les consommateurs des moules. Quant aux restes des éléments, entre autres, le nickel, manganèse, arsenic, cuivre et zinc, aucun seuil n'a été défini par la législation algérienne.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Tableau 9 : Les concentrations des éléments métalliques et de l'arsenic dans la chair totale des moules ($\mu\text{g/g}$ P frais) provenant des quatre sites étudiés : Figuier, Surcouf, port d'Alger et Boudouaou El Bahri.

	Saison	Cd	Pb	Ni	Mn	As	Cu	Zn
Figuier	Été	0,07	0,65	4,68	3,64	4,05	1,25	27,47
	Automne	0,08	0,28	3,48	5,22	3,79	1,93	23,24
	Hiver	0,12	0,12	3,4	6,62	4,13	2,25	23,94
	Printemps	0,07	0,63	1,68	4,76	4,41	2,26	26,03
Boudouaou El Bahri	Été	0,15	0,92	2,92	3,47	4,56	1,89	39,29
	Automne	0,10	1,05	3,62	12,00	4,70	3,10	41,00
	Hiver	0,19	0,74	1,22	4,05	5,59	2,71	55,25
	Printemps	0,04	0,69	1,84	2,98	2,52	1,57	34,54
Surcouf	Été	0,37	0,83	1,34	1,72	4,01	1,29	57,86
	Automne	0,25	0,37	1,36	2,23	3,65	1,39	62,52
	Hiver	0,14	0,55	1,00	3,09	3,78	1,94	37,80
	Printemps	0,27	0,39	0,39	1,61	2,87	1,26	47,05
Port d'Alger	Été	0,06	0,70	0,98	1,50	2,76	1,74	43,69
	Automne	0,08	3,13	1,05	2,55	4,05	2,72	61,06
	Hiver	0,12	3,67	0,53	2,15	4,44	21,4	63,00
	Printemps	0,08	1,16	0,26	1,73	2,43	3,84	44,85
Norme algérienne 2011¹		1,00	1,5					
Normes turques (Turkish food codex, 2008)							20,00	50,00
Mersch (1993)				12,00				

Mersch (1993) a proposé, pour les moules, une concentration limite de $12 \mu\text{g/g}$ P frais en nickel. Ce seuil n'a jamais été atteint pour les moules issues des quatre sites de prélèvement.

La norme environnementale turque (2008) fixe une concentration de 20 et de $50 \mu\text{g/g}$ P frais pour le cuivre le zinc, respectivement. Faisant état de cette norme, toutes les moules étudiées dans ce présent travail, à l'exception de celles provenant du port d'Alger en période d'hiver, reflètent des niveaux très bas en cuivre comparés à limite maximale admissible $20 \mu\text{g/g}$ P frais. A propos du zinc, les moules émanant du Surcouf en périodes d'été et d'automne ainsi que celles du port d'Alger prélevées en saisons d'hiver et d'automne et les moules issues de Boudouaou El Bahri en période d'hiver, ont présenté des concentrations supérieures à la concentration admissible de $50 \mu\text{g/g}$ P frais.

Il est à noter que les moules originaires de Figuier n'étaient pas contaminées par les métaux étudiés durant toutes les saisons de prélèvement.

Norme algérienne 2011¹ : Arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011. Journal officiel, n° 25, 23 Joumada El Oula 1432 correspondant au 27 avril 2011. P 19.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.9 L'indice de pollution de la chair totale des moules

IV.9.1 Individual Multimetal Bioaccumulation Index, IMBI

Dans l'ensemble, les valeurs de l'IMBI illustrent des variations saisonnières très perceptibles dans tous les sites de prélèvement des moules. Ainsi, les fortes valeurs de l'indice IMBI (0.82 et 0.87) sont enregistrées pendant les saisons d'hiver et d'été pour les moules issues de Figuier. Durant les périodes d'été, d'automne et d'hiver, les valeurs IMBI étaient très élevées, allant de 0.7 au 0.9 pour les moules de Boudouaou El Bahri et dépassant 0.75 à Surcouf. Quant au port d'Alger, les petites valeurs de l'indice IMBI (0.54 et 0.55) sont retrouvées en été et au printemps, tandis que de fortes valeurs de l'IMBI ont été enregistrées dans les saisons d'hivers et d'automne (0.91 et 0.8).

Tableau 10 : Variation saisonnière des valeurs de l'indice IMBI des moules.

	Été	Automne	Hiver	Printemps
Figuier	0,87	0,64	0,82	0,69
Boudouaou El Bahri	0,7	0,9	0,77	0,53
Surcouf	0,88	0,76	0,77	0,71
Port d'Alger	0,55	0,8	0,91	0,54

IV.9.2 MPI

Dans les saisons d'hiver et de printemps, les valeurs de l'indice MPI étaient très voisines et inférieures à la valeur maximale 7.72 relevée en période d'été pour les moules provenant de Figuier.

Tableau 11 : Variation saisonnière des valeurs de l'indice MPI des moules.

Sites	Été	Automne	Hiver	Printemps
Figuier	7,72	5,39	6,36	6,30
Boudouaou El Bahri	7,11	9,66	8,02	5,49
Surcouf	8,19	7,04	7,07	6,56
Port d'Alger	5,85	9,25	11,70	6,39

Chapitre IV : Résultats et discussions

Les valeurs de l'indice MPI les plus élevées 9.66, 8.19 et 11.7 sont retrouvées chez les moules de Boudouaou El Bahri en automne, Surcouf en été et port d'Alger en hiver, respectivement.

Il convient de noter qu'au port d'Alger, les variations saisonnières de l'indice MPI des moules étaient très apparentes variant de 5.85 au 11.70.

IV.10 Comparaison spatiale des teneurs en ETM

Le zinc est le seul ETM qui n'a pas été pris en compte dans le travail de comparaison entre les ETM étudiés dans chaque site de prélèvement. Ceci est justifié par les fortes teneurs en zinc dépassant largement les autres éléments métalliques étudiés (il est traité tout seul).

Les résultats présentés dans la Figure 52 révèlent que le manganèse ainsi que l'arsenic, le nickel et le cuivre étaient fortement disponibles dans les différents tissus des moules issues de Figuier. De même, les concentrations en plomb et en cadmium étaient trop faibles dans les tissus des moules étudiées. Ceci suggère une utilisation massive des pesticides par les laboureurs, sachant que ce site se trouve dans une zone à vocation agricole.

A Surcouf, l'ordre décroissant de la concentration moyenne des ETM étudiés dans les tissus de moules était : arsenic > manganèse > cuivre > nickel > plomb > cadmium. Ce résultat peut être expliqué par la dominance des rejets industriels chargés surtout en arsenic et en manganèse produits par les différentes unités industrielles exerçant dans les deux importantes zones industrielles Reghaia et Rouiba. Aussi, les rejets urbains contribuent à l'afflux des ETM au site de Surcouf.

Au port d'Alger, les concentrations surtout en cuivre par rapport aux autres ETM, étaient significativement élevées dans les tissus de moules durant les quatre saisons d'échantillonnage. De même, les teneurs en arsenic étaient supérieures à celles en plomb, en manganèse, en nickel, et en cadmium. Tous ces ETM sont générés principalement par diverses activités localisées dans le port relevant à la navigation, l'entretien et la réparation navale.

Les abondances en manganèse, nickel, cuivre et arsenic dans les différents tissus de moules provenant de Boudouaou El Bahri étaient comparables et significativement élevées comparées à celles en cadmium et en plomb.

Chapitre IV : Résultats et discussions

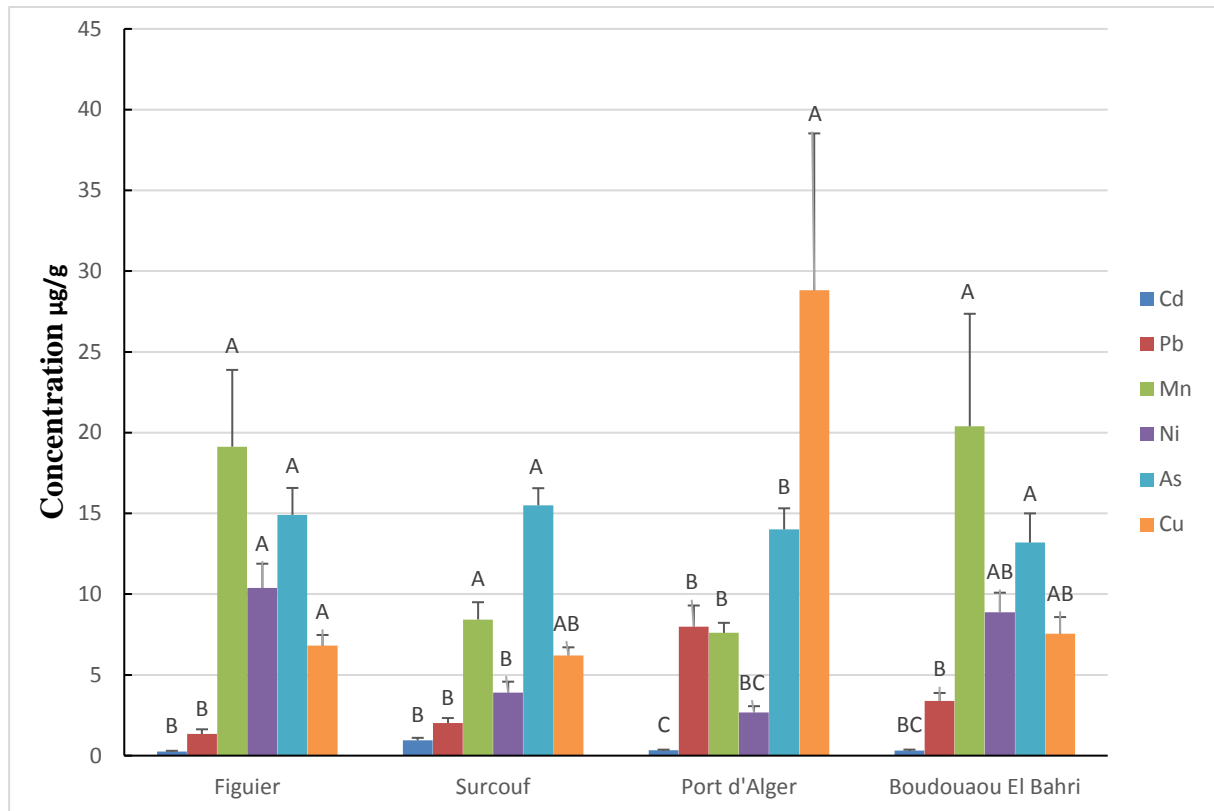


Figure 52 : Comparaison des teneurs ETM dans les sites de prélèvement (moyenne + erreur standard). Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

IV.11 Comparaison saisonnière des ETM dans chaque site de prélèvement

IV.11.1 Figuier

Les concentrations saisonnières moyennes en cadmium dans les tissus de moules étaient similaires ($p > 0.05$) et aucune différence significative n'a été enregistrée pendant les quatre périodes d'échantillonnage. Quant au plomb, les teneurs retrouvées en été et au printemps étaient supérieures à celles relevées en automne et en hiver. En saison d'été, la charge des tissus des moules en termes du manganèse était trop basse comparée à celle enregistrée en hiver, automne et au printemps. La concentration moyenne en nickel des tissus de moules étaient trop faible au printemps, comparée aux saisons d'hiver et d'automne, et la concentration maximale est relevée en période d'été. En ce qui concerne l'arsenic, les teneurs élevées ont été relevées durant la saison d'été par rapport aux restes des saisons. Le cuivre, quant à lui, toutes les concentrations saisonnières moyennes détectées dans les tissus de moules étaient similaires ($p > 0.05$).

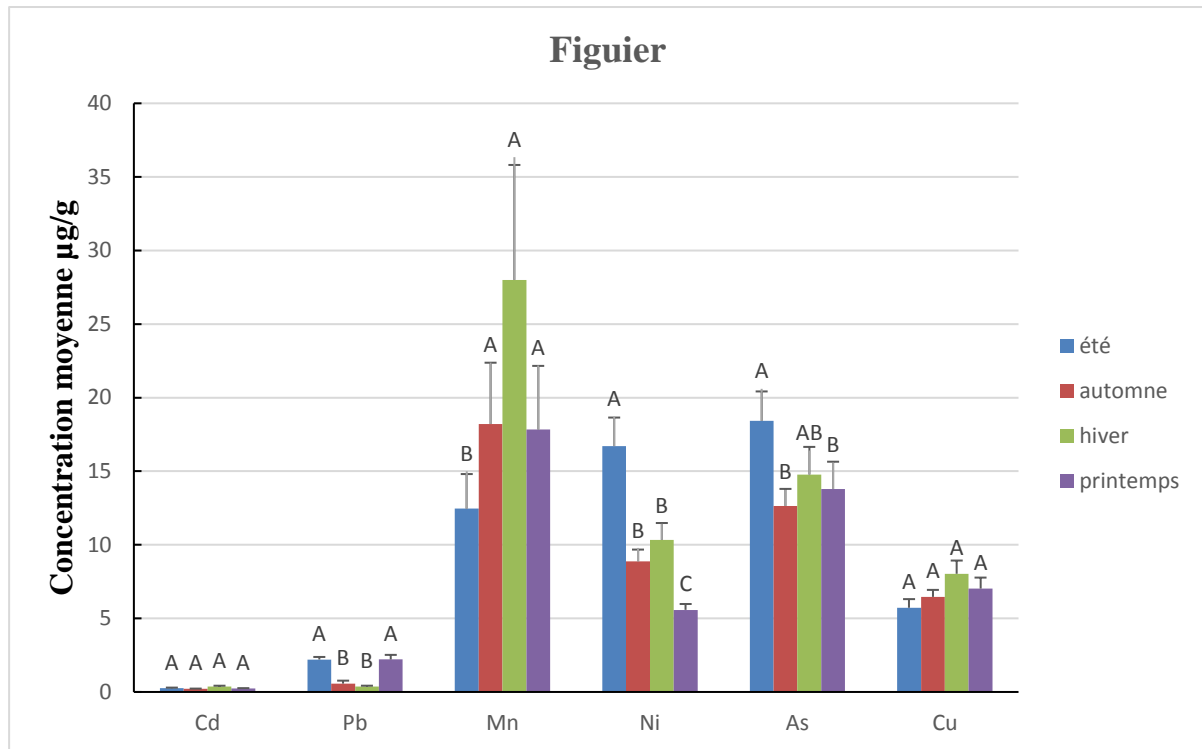


Figure 53 : Comparaison saisonnière des teneurs des ETM dans le site de Figuier (moyenne + erreur standard). Différences des lettres signifient l’existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

IV.11.2 Surcouf

Les résultats des comparaisons saisonnières des concentrations moyennes en cadmium indiquent que le niveau le plus bas a été retrouvé en saison d’hiver. Durant les autres saisons, les concentrations en cadmium étaient similaires. A propos du plomb, du manganèse et de l’arsenic, aucune différence significative dans les concentrations métalliques, n’a été retrouvée dans les tissus de moules durant les quatre saisons étudiées. Les teneurs en nickel étaient significativement élevées durant l’été et l’automne qu’en hiver et au printemps. A l’inverse, le cuivre était très disponible dans les tissus des moules en hiver et au printemps par rapport aux saisons d’été et d’automne.

Chapitre IV : Résultats et discussions

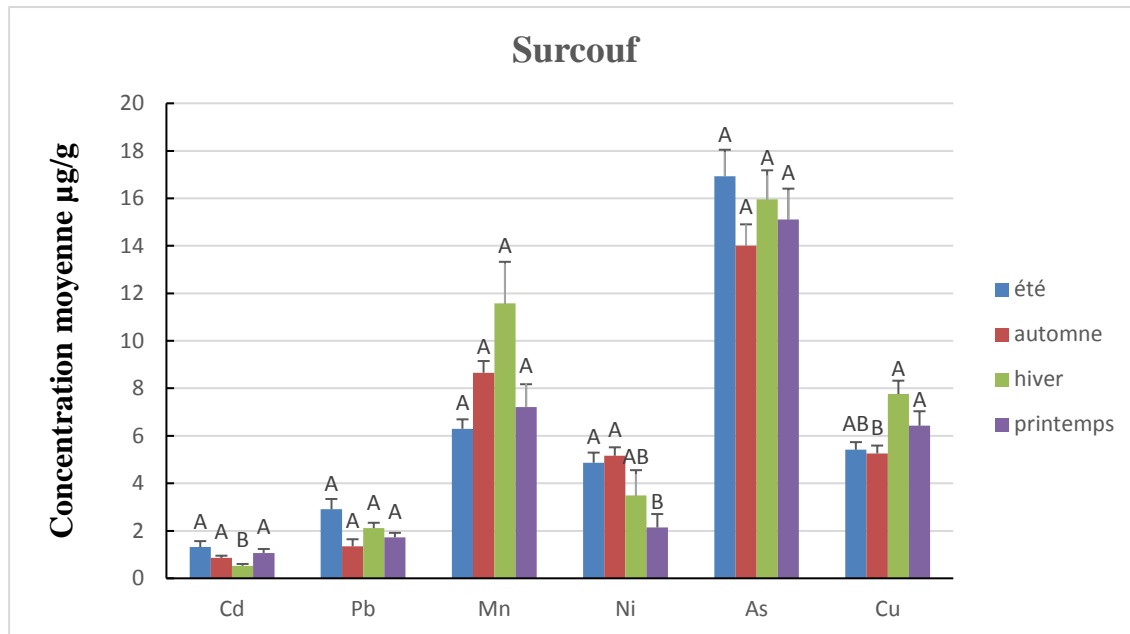


Figure 54 : Comparaison des teneurs saisonnières des ETM (moyenne+ erreur standard) dans les tissus des moules à Surcouf. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

IV.11.3 Port d'Alger

Aucun effet de la saisonnalité n'a été relevé sur la variation de la teneur en cadmium dans l'ensemble des tissus étudiés des moules. Pour le plomb, manganèse et l'arsenic, les résultats de comparaison des concentrations en ETM révèlent que les branchies, glandes digestives, gonades et les restes de tissus ont présenté des abondances hautement significatives ($p < 0.05$) en automne et en hiver comparées à celles enregistrées en été et au printemps. Quant au nickel, les faibles concentrations ont été enregistrées au printemps et en hiver. La charge maximale en cuivre dans les tissus de moules a été retrouvée en saison d'hiver ($p < 0.05$). Par contre, les charges modérées et faibles ont été relevées en automne, printemps, et en été, respectivement.

Chapitre IV : Résultats et discussions

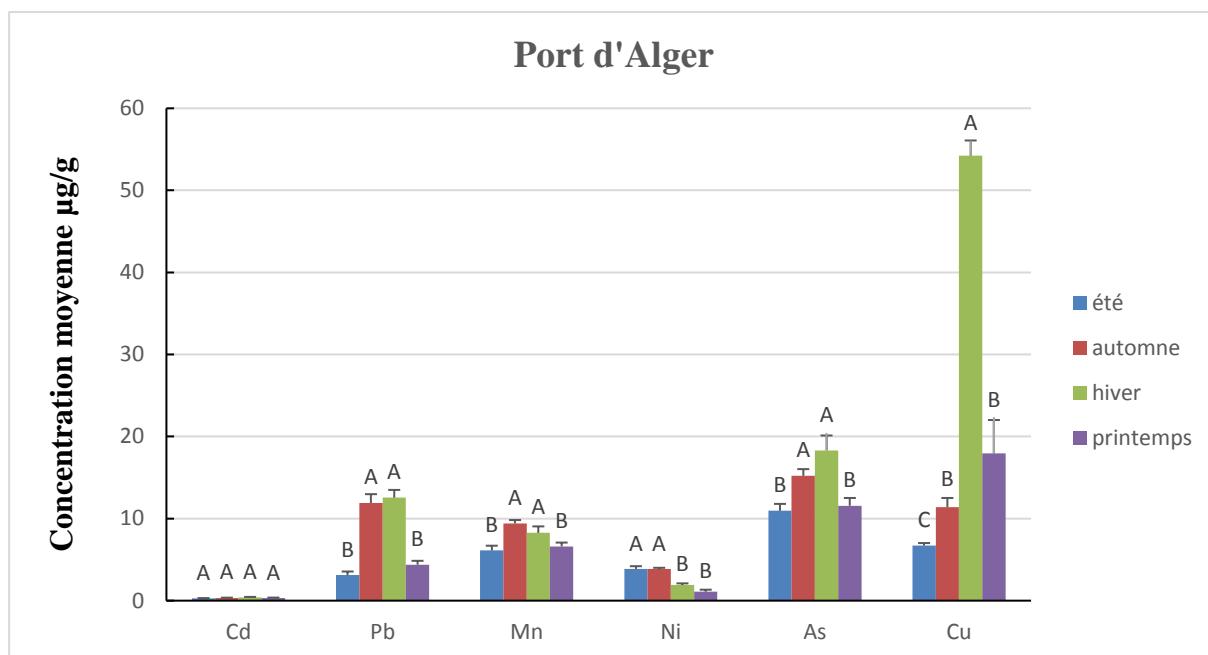


Figure 55 : Comparaison saisonnière de la concentration des ETM (moyenne + erreur standard) dans les tissus de moules du port d'Alger. Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

IV.11.4 Boudouaou El Bahri

Certaines différences significatives ont été retrouvées dans la variation saisonnière de la teneur en ETM dans les tissus étudiés des moules. En effet, les concentrations en cadmium étaient élevées pendant les saisons d'été et d'automne par rapport à la saison de printemps. En ce qui concerne le plomb, les fortes teneurs ont été détectées en périodes d'hiver, d'automne et d'été, alors que les faibles teneurs ont été relevées au printemps. Quant au manganèse, les concentrations dans les tissus de moules étaient similaires durant les trois saisons été, hiver et printemps et largement inférieures à celles enregistrées en saison d'automne. Une même configuration de la variation saisonnière des teneurs en nickel et arsenic est observée. Cependant, les abondances en ETM observées au printemps étaient significativement inférieures aux celles relevées dans les saisons d'été, d'automne et d'hiver. Pour le cuivre, les concentrations enregistrées dans les tissus étudiés étaient élevées en saisons d'automne et d'hiver comparées à celles retrouvées en périodes d'été et de printemps.

Chapitre IV : Résultats et discussions

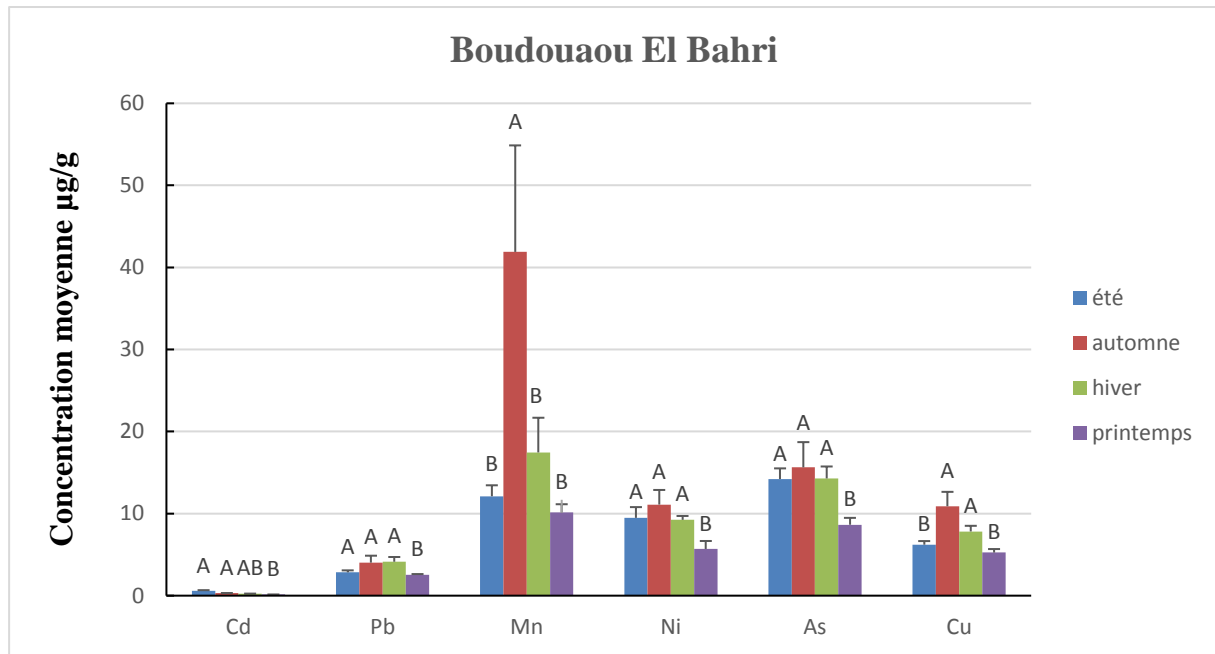


Figure 56 : Comparaison saisonnière de la concentration des ETM (moyenne + erreur standard) dans les tissus de moules de Boudouaou El Bahri. Différences des lettres signifient l’existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

○ **Le zinc (Zn)**

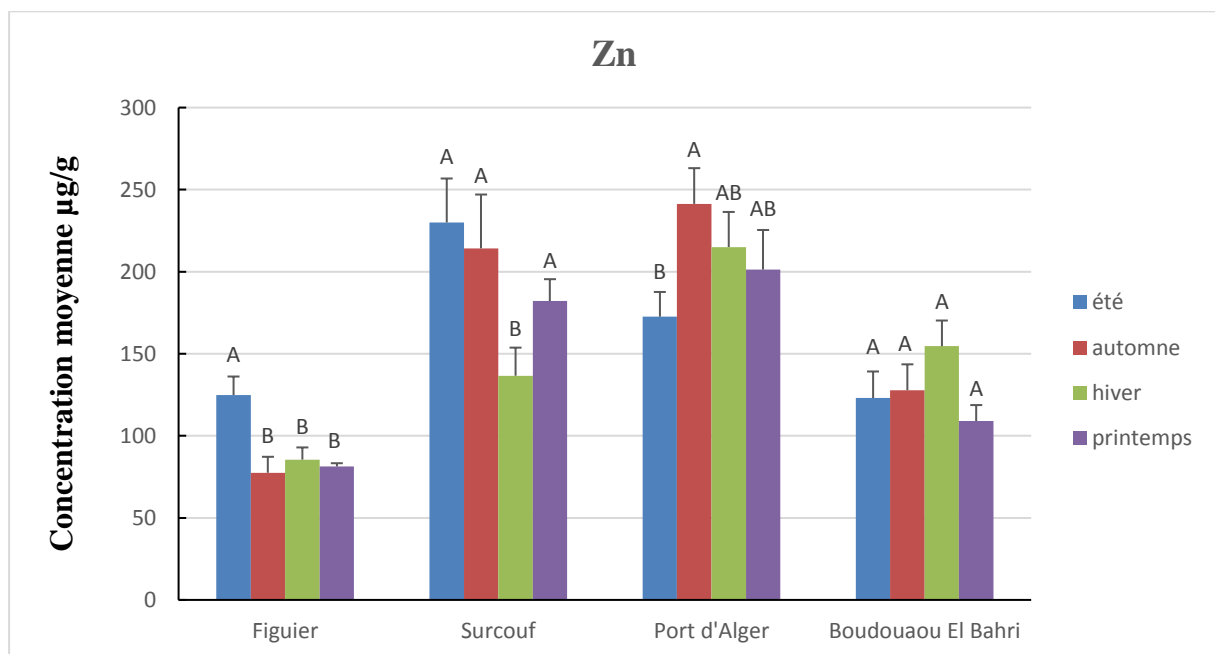


Figure 57 : Variation saisonnière de la teneur en zinc dans les sites de prélèvement (moyenne+ erreur standard). Différences des lettres signifient l’existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Les teneurs en zinc relevées en saisons d'automne, d'hiver et de printemps ne présentaient aucune différence significative, et elles étaient inférieures aux celles enregistrées en période d'été pour les moules originaires de Figuier.

Concernant le site de Surcouf, les concentrations en Zn les plus élevées sont retrouvées en saisons d'été, d'automne et de printemps.

Au port d'Alger, les abondances en Zn les plus faibles ont été détectées en été, par contre celles les plus fortes ont été relevées en période d'automne.

Toutes les concentrations en zinc dans les tissus de moules prélevées à Boudouaou El Bahri étaient semblables durant toutes les saisons étudiées.

IV.12 Comparaison intersites de la teneur moyenne en ETM

Pour le cadmium, les concentrations détectées dans les différents tissus des moules de Surcouf étaient significativement élevées ($p < 0.05$) par rapport aux celles relevées dans les sites Figuier, port d'Alger et Boudouaou El Bahri. Quant au plomb, les plus faibles teneurs ont été relevées dans les moules de Surcouf et de Figuier, tandis que les fortes teneurs ont été relevées chez les moules du port d'Alger et de Boudouaou El Bahri. Les tissus des moules provenant des sites de Figuier et de Boudouaou El Bahri étaient très chargées en éléments métalliques, nickel et manganèses comparés à ceux émanant de Surcouf et du port d'Alger. Les concentrations en arsenic étaient similaires ($p > 0.05$) chez les moules issues de tous les sites étudiés. Concernant le cuivre, les teneurs détectées dans les tissus de moules prélevées au port d'Alger étaient largement supérieures ($p < 0.05$) à celles retrouvées dans les moules prélevées à Figuier, Surcouf et à Boudouaou El Bahri.

Chapitre IV : Résultats et discussions

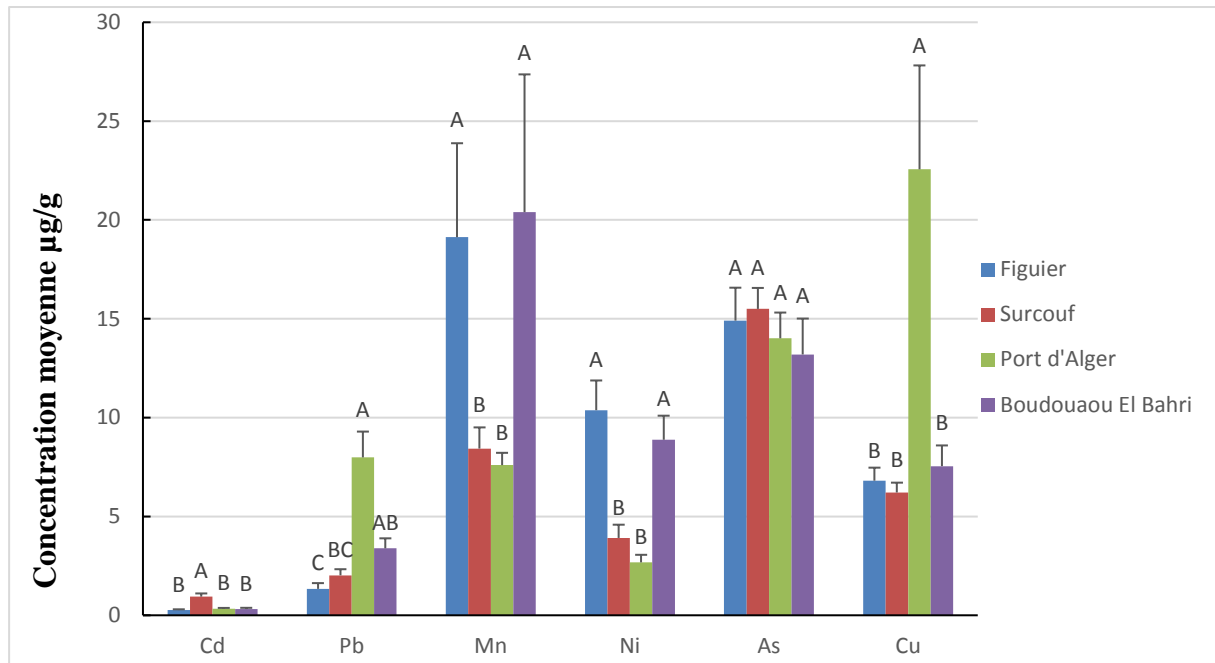


Figure 58 : Comparaison des ETM entre les sites de prélèvement (moyenne + erreur standard). Différences des lettres signifient l'existence de différences significatives ($p < 0.05$), niveau $A > B > C > D$. Test de Kruskal-Wallis.

Zinc

Les concentrations moyennes en zinc dans les tissus étudiés des moules étaient significativement fortes ($p < 0.05$) dans les sites port d'Alger (207.55 µg/g) et Surcouf (190.75 µg/g). En revanche, les petites charges en zinc sont retrouvées chez les tissus de moules prélevées à Figuier (92.28 µg/g) et à Boudouaou El Bahri (128.58 µg/g).

Tableau 12 : Les valeurs de p des comparaisons multiples de la teneur en zinc entre les sites Test de Kruskal-Wallis. $p = 0.000$. *indique une différence significative.

Sites	Figuier	Surcouf	Port d'Alger	Boudouaou El Bahri
Moy (µg/g)	92.28	190.75	207.55	128.58
Figuier		0.001 *	0.00006 *	0.46
Surcouf	0.001 *		1.00	0.28
Port d'Alger	0.00006 *	1.00		0.04 *
Boudouaou El Bahri	0.46	0.28	0.04 *	

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.13 Comparaison des résultats ETM de cette étude avec ceux des études antérieures

Le Tableau 13 montre que la teneur en Cd la plus élevée est enregistrée dans les moules provenant de la région Safi au Maroc (Maanan, 2008), tandis que les faibles concentrations sont relevées dans les moules du port d'Oran (Taleb et Boutiba, 2007), région Annaba (Belabed et *al.*, 2008), région de Skikda (Guendouzi, 2019) et de la région Oran-Mostaganem (Rouane Hacene, 2013). Quant au plomb, les moules de Safi (Maanan, 2008) et de la région de Mostaganem (Guendouzi et *al.*, 2017) suivies, respectivement, par celles de la région d'Oran-Mostaganem (Rouane Hacene, 2013) ont présentées des teneurs très élevées en Pb. De même, la présente étude et celle de la région d'Annaba (Drif, 2012) ont reflété des niveaux importants de la contamination en Pb comparés à ceux des moules du Nord de la Tunisie (Mzoughi et Chouba, 2012), Libye (Galgani et al, 2014), port d'Oran (Taleb et Boutiba, 2007), de la région d'Annaba (Belabed et *al.*, 2008) et des régions d'Oran et de Skikda (Guendouzi, 2019). En ce qui concerne le cuivre, les moules du présent travail ont exprimé des abondances très significatives, aussi des teneurs élevées ont été enregistrées chez les moules de Safi (Maanan, 2008). Pour les autres sites, les concentrations en Cu restent faibles. Quant au zinc, les fortes concentrations sont retrouvées dans les moules du port d'Oran (Ben Ali et *al.*, 2017) et de la région Safi au Maroc (Maanan, 2008). Par contre, les concentrations minimales sont enregistrées dans la région d'Annaba (Belabed et *al.*, 2008).

Tableau 13 : Concentrations des ETM ($\mu\text{g/g}$ Ps) dans la chair totale de moules de différents sites de prélèvement (*M.g* : *Mytilus galloprovincialis* et *P.p* : *Perna perna*).

Site/ Région	Espèce	Cd	Pb	Cu	Zn	Références
Région centre	<i>M.g et P.p</i>	0.14-1.32	0.37-12.56	5.25-79.21	80-262	Présente étude
Région Annaba	<i>P.p</i>	0.001-0.7	0.03-1.9	-	12-36.5	Belabed et al (2008)
Port d'Oran	<i>M.g</i>	0.12	1.48	1.16	-	Taleb et Boutiba (2007)
Oran-Mostaganem	<i>M.g</i>	0.50-0.82	3-15.30	0.8-16	71-153	Rouane Hacene (2013)
Région Annaba	<i>M.g</i>	-	0.14-5.95	1.98-6.66	1.88-107.8	Drif (2012)
Région Mostaganem	<i>M.g</i>	-	10.32-24.11	3.48-8.93	151.18-263.48	Guendouzi et al (2017)
Région d'Oran	<i>M.g</i>	0.66	1.16	8.37	177.82	Guendouzi (2019)
Région de Skikda	<i>M.g</i>	0.13	1.68	12.90	200.94	Guendouzi (2019)

Chapitre IV : Résultats et discussions

Port d'Oran	<i>M.g</i>	3.71	7.83	5.28	541.9	Ben Ali et al (2017)
Safi (Maroc)	<i>M.g</i>	2.12-34.7	0.1-26.45	4.55-43.1	107.4-365.7	Maanan (2008)
Nord de la Tunisie	<i>M.g</i>	0.9-2.9	0.4-0.7	2.9-3.9	250-426	Mzoughi et Chouba (2012)
Libye	<i>M.g</i>	1.21-2.42	0.44-0.71	3.56-4.21	141-197	Galgani et al (2014)

Dans l'ensemble, il est difficile de mener une telle comparaison de la variation des teneurs des ETM de différentes études car les caractéristiques générales des sites de prélèvement des moules sont très typiques et distinctives. En effet, la nuance du niveau de développement surtout de l'activité industrielle et même agricole, la nature des rejets et l'éventualité de leurs traitements, l'éloignement de la source polluante, la nature des sites (port, plage, site exposé à l'hydrodynamisme...etc.), les périodes de prélèvement des moules et l'appareillage utilisé pour l'analyse, sont significativement différents dans les sites étudiés. De plus, la fréquence des sites pollués/ non pollués, inclus dans les études, affecte clairement les résultats finaux des différents travaux visant à évaluer les teneurs des ETM dans la chair de moules.

DISCUSSION

Taille des moules étudiées

Dans cette étude, le travail a été mené sur des moules adultes avec des classes de tailles très voisines (longueurs de la coquille allant de 50 jusqu'à 63 mm) dans les quatre sites de prélèvement. Plusieurs objectifs peuvent expliquer ce choix, cette classe de taille est plus demandée sur le marché par les consommateurs des moules (grande quantité de chair), elle permet d'éviter la grande fluctuation de l'âge des moules et au même temps leur âge est satisfaisant pour qualifier l'état environnemental du milieu marin dans les périodes temporelles passées (quelques mois), car ces moules ont filtré des volumes énormes d'eau de mer pendant des longues durées. Aussi, la raison pratique est à signaler, qui consiste à prélever les différents tissus de moules en quantités suffisantes pour mener un travail analytique convenable.

Les résultats des ETM acquis dans ce travail ne concernent que la classe de taille précitée des moules et en cas de comparaison avec d'autres études un grand soin doit être pris, car on ignore l'emprise de la variation de la taille des moules sur la séquestration des ETM.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Les indices physiologiques IC et IGS

A la lumière des résultats des indices physiologiques (IC et IGS), une grande variabilité saisonnière des valeurs de ces indices est observée aussi bien entre les deux espèces de moules qu'au niveau des moules de la même espèce avec des forts taux relevés beaucoup plus dans la période d'été, tandis que les taux les plus faibles ont été relevés dans la saison d'hiver. Rouane-Hacene (2013) et Ben Ali (2015), lors de leurs études sur la fluctuation saisonnière des indices physiologiques des moules de l'espèce *M.galloprovincialis* dans quelques sites du littoral Ouest algérien, ont aussi rapporté une variation spectaculaire de IC et IGS entre les sites étudiés. En effet, cette divergence est attribuée à plusieurs facteurs affectant le développement somatique des moules (quantité de la chair) tels que : l'abondance des aliments ; la chlorophylle ; la température ; la salinité ; les activités métaboliques et le cycle de reproduction (Yildiz et *al.*, 2006). Quant à la saison dont les conditions optimales de croissance du poids somatique des moules, Peharda et *al.*, (2007) ont révélé qu'elle s'accorde avec la saison d'été. Le site de Boudouaou El Bahri a fait l'exception, les moules, qui y sont prélevées, ont présenté des valeurs constantes de l'indice gonado-somatique durant les quatre saisons d'étude. Ces résultats sont expliqués peut-être par l'effet de plusieurs facteurs du milieu tels que l'état environnemental très pénible qui bloque la production gonadique à cause de la présence des contaminants dont on n'a pas étudié lors notre travail. Aussi, les changements de température et de salinité et la faible abondance des aliments perturbent le développement gonadique et, par conséquent, l'indice gonado-somatique IGS.

Distribution saisonnière des ETM dans les tissus des moules

Les concentrations des ETM observées dans les tissus des moules étaient le résultat de la balance nette des processus de capteurs, de stockages et d'excrétions due à une exposition des moules au ETM dans l'eau, la nourriture, le sédiment et l'air (Neff, 2002 ; Casas, 2005). Les résultats du présent travail dans les différents sites étudiés, révèlent une distribution sélective des ETM dans l'ensemble des tissus des moules. Ainsi, les forts degrés de la concentration métallique étaient enregistrés principalement dans deux tissus à savoir la glande digestive et la branchie. Cependant, ce résultat est dû à plusieurs raisons telles que la glande digestive est distinguée par une activité métabolique très importante (Jebali et *al.*, 2014), assure des fonctions digestives et il est bien connu que la voie dominante de l'adsorption des ETM dans la moule est faite par l'ingestion des nutriments (Sreedevi et *al.*, 1992). Cependant, l'introduction des aliments contaminés va occasionner, sans aucun doute, une augmentation des teneurs métalliques au sein de ce tissu. De même, les protéines de type métallothionéines qui sont très abondantes dans la glande digestive,

Chapitre IV : Résultats et discussions

jouent un rôle clé dans la liaison avec les métaux, et contribuent à l'excrétion des métaux non essentielles dans le milieu extérieure (Sreedevi et *al.*, 1992 ; Viarengo et *al.*, 1999 ; Chandurvelan et *al.*, 2015 ; Li et *al.*, 2015 ; Firth et *al.*, 2019).

Ainsi, les branchies garantissent l'alimentation (par filtration) et les fonctions respiratoires de la moule (Stankovic et *al.*, 2012). Leur forte concentration en ETM peut être expliquée par la pénétration importante des ETM à travers la voie trophique et leurs contacts permanents avec l'eau durant le processus de filtration (Jebali et *al.*, 2014 ; Sohail et *al.*, 2016). En plus, la large surface des branchies, la nature chimique du mucus des cténidies, l'introduction directe des métaux par endocytose et la présence des métallothionéines sont autant des facteurs qui contribuent à la fixation des métaux sur les branchies.

Dans les quatre sites de prélèvement, l'arsenic tend à se concentrer davantage dans les glandes digestives des moules alors que le zinc tend à être stocké beaucoup plus dans les branchies.

Plusieurs auteurs ont reporté la forte aptitude de la glande digestive et la branchie dans le stockage des ETM tels que Viarengo et al (1990), Sreedevi et al (1992), Amiard et al (1993), Stien et al (1998), Blasco et Puppo (1999), Vlahogianni et al (2007), Peyrot et al (2009), Cooper et al (2010), Giarratano et al (2011), Jebali et al (2014), Belcheva et al (2015), Chandurvelan et al (2015) et Yigit et al (2018).

Le reste de la chair montre généralement une faible abondance en ETM, comparée à la glande digestive et la branchie. Ceci est dû aux voies limitées d'entrées des métaux aux manteaux et les muscles par endocytose, et le faible transport des éléments métalliques à travers les hémocytes vers ces tissus. Contrairement, dans quelques cas, le reste de la chair a reflété un très haut niveau de la disponibilité métallique (pour le Cd, Pb et Ni à Surcouf, Cd et Pb au port d'Alger). Ce résultat peut être expliqué par le déroulement des processus de décontamination au niveau des branchies et glandes digestives (par métallothionéines, exocytose, le transfert de ces éléments vers les autres tissus...etc.) et/ou la forte introduction des éléments métalliques à travers la diffusion passive, les protéines de transport membranaire et les processus de pinocytose.

Une faible capacité de séquestration des ETM a été enregistrée pour les gonades notamment en métaux toxiques Cd et Pb, tandis que pour l'ensemble des métaux : Ni, Mn, Cu, Zn et As un relatif enrichissement est observé chez ce tissu au niveau de moules issues de tous les sites étudiés, excédant parfois les concentrations détectées dans les branchies et les restes de la chair. Ces résultats révèlent une (légère) contribution de la production gamétique dans le processus de décontamination en termes des métaux non essentielles (Cossa et Lassus, 1989 ; Wang et Fisher, 1998 ; Firth et *al.*, 2019).

Chapitre IV : Résultats et discussions

Il est à noter que divers processus interviennent dans la dépuraison métallique de la moule à savoir la défécation, la perte via la perméable surface, la désorption passive, l'expulsion des granules (Phillips et Rainbow, 1994), la synthèse de byssus (Regoli, 1992) et de la coquille (Cossaet Lassus, 1989 ; Wang et Fisher, 1998).

Dans ce travail de recherche, les concentrations totales en ETM pénétrées dans l'organisme des moules et excrétées en milieu extérieure sont inconnues car le cadre du travail ne permet que d'acquérir les concentrations en ETM disponibles dans les différents tissus étudiés au moment du prélèvement. L'évaluation des ETM pénétrés et excrétés des tissus des moules peut se faire au laboratoire dans des conditions contrôlées en faisant une surveillance en temps continu de la concentration des éléments traces métalliques.

Les indices de pollutions IMBI et MPI

Les résultats de deux indices de pollution IMBI et MPI révèlent des différences très significatives des charges totales en ETM étudiés dans les différents tissus. Ainsi, les fortes charges (fortes teneurs) de tous les ETM sont enregistrées dans les glandes digestives et les branchies de toutes les moules étudiées. Par contre, les faibles charges de tous les ETM sont relevées dans les restes de la chair et les gonades.

Dans ce travail, l'appel est fait à deux indices de pollution, IMBI et MPI pour quantifier les charges globales en ETM dans l'ensemble des tissus étudiés et la chair totale de moules. Globalement, pour un même tissu ou chair totale de moules et durant la même saison, les résultats des indices IMBI et MPI montrent une certaine convergence de la tendance générale de variation. En contrepartie, dans certains cas, des désaccordances des valeurs IMBI et MPI sont retrouvées. Ces différences sont attribuées aux disparités des formules de calcul de ces indices.

Répartition annuelle moyenne des ETM dans les tissus de moules

Les teneurs moyennes en ETM dans les différents tissus calculés à partir des résultats des quatre saisons, montrent des ressemblances de l'allure de répartition des mêmes ETM dans les tissus des moules de différents sites étudiés. Ces ressemblances concernent les éléments suivants : l'arsenic, le nickel à l'exception des moules de Boudouaou El Bahri et le zinc excepté les moules de Figuier. En ce qui concerne le manganèse, les ressemblances ont été retrouvées uniquement chez les moules de même espèce, *Perna perna* aux sites Boudouaou El Bahri et Figuier, et *Mytilus galloprovincialis* aux sites de Surcouf et port d'Alger. En revanche, des dissemblances de l'allure de répartition du cadmium, du plomb et du cuivre dans l'ensemble des tissus de moules de quatre

Chapitre IV : Résultats et discussions

sites sont observées. Plusieurs facteurs peuvent justifier les différences enregistrées dans les formes de répartition des teneurs moyennes ETM dans les tissus des moules étudiés. Il y a ceux relatifs à l'espèce de moule (physiologie, taux de filtration, excrétion et transfert des ETM entre les tissus) et d'autres externes tels que la concentration des ETM disponible dans l'eau et dans les aliments (phytoplancton et microorganismes), fluctuation du débit des rejets contenant les ETM.

Les éventuelles fonctions biologiques qui peuvent être perturbées significativement sont : la filtration, la respiration, la digestion des aliments, la croissance et l'activité sexuelle. Il est très utile d'utiliser ces tissus dans les travaux de monitoring de la qualité environnementale des milieux marins. En revanche, dans l'ensemble, les restes de la chair et les gonades ont reflété des niveaux faibles à modérés de l'abondance en éléments traces métalliques étudiés.

La non segmentation des tissus de la moule ne permet pas d'avoir des résultats plus exacts sur les teneurs des ETM relevées dans les différents tissus, car en réalité tous les tissus sont liés ou connectés entre eux, les échanges et les transferts des éléments traces métalliques entre les différents tissus ne sont pas à ignorer.

Comparaison spatiale des teneurs en ETM

Les concentrations en éléments métalliques et l'arsenic dans les tissus de moules montrent des différences spatiales très significatives. En effet, les moules issues du site de Figulier étaient exposées davantage aux rejets contenant le manganèse, l'arsenic, et le nickel avec un niveau moindre. Ce résultat suggère une surutilisation des produits phytosanitaires (pesticides) par les agriculteurs exerçant leurs activités dans la région. Les moules provenant du site de Surcouf sont soumises aux effluents chargés beaucoup plus en arsenic, manganèse et cuivre (en seconde position). Différentes unités économiques dans les deux zones industrielles, de Reghaia et de Rouiba, devraient constituer la source principale de l'introduction des ETM et de l'arsenic en ce milieu marin. Au port d'Alger, les moules sont sujettes aux rejets très concentrés en cuivre, ensuite en arsenic. Ce résultat peut être dû aux diverses activités qui relarguent ces éléments dans cette enceinte, parmi lesquelles on cite l'unité de la réparation navale et d'entretien des bateaux et l'utilisation des peintures assez spécifiques des coques (antifouling, antisalissure ... etc.). Les moules issues de Boudouaou El Bahri étaient soumises aux déversements très chargés surtout en manganèse et en arsenic. Ce résultat peut être dû à l'utilisation surtout des produits phytosanitaires par les agriculteurs exerçant leurs activités dans les plaines côtières de la région de Boudouaou El Bahri. Cependant, l'origine industrielle n'est pas à ignorer, en provenance des unités de fabrication et de maintenance se trouvant à Boudouaou.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Comparaison intersites des teneurs en ETM

Les résultats de la comparaison intersites des teneurs en ETM dans les sites étudiés ne montrent aucune différence significative pour l'élément arsenic. En revanche, pour les autres ETM, des dissemblances très significatives ont été observées entre les sites. En effet, le cuivre et le plomb étaient plus abondants au port d'Alger, le manganèse et le nickel étaient fortement disponibles à Boudouaou El Bahri et à Figuiers, le cadmium est plus présent à Surcouf. Quant au zinc, les fortes concentrations sont retrouvées au port d'Alger et à Surcouf. Ces informations confirment la différence des niveaux de pollution des sites étudiés due aux expositions des écosystèmes côtiers aux activités particulières locales. En contrepartie, il est surprenant de trouver des concentrations similaires en arsenic, qui est un élément toxique, dans tous les sites de prélèvement de moules : Figuiers, Boudouaou El Bahri, Surcouf et port d'Alger, qui présentent à priori, une tendance à l'augmentation de la contamination en éléments traces métalliques.

Corrélation entre des résultats ETM dans les tissus des moules

Eu égard aux résultats de corrélations existantes entre les ETM, les quatre sites étudiés indiquent l'existence de plusieurs relations entre les différents ETM. Ces résultats peuvent servir comme indication de la composition des rejets solides et/ou liquides en termes d'éléments métalliques, arsenic et autres. Ainsi, des associations d'interdépendances et d'affinités entre plusieurs éléments traces métalliques (cuivre, arsenic, nickel, cadmium, plomb et manganèse) dans les rejets atteignant la côte de Figuiers, Surcouf, port d'Alger et Boudouaou El Bahri peuvent être signalées. Il convient de noter que le plomb est fortement présent dans le port d'Alger, il est ainsi lié au manganèse. Ce résultat suggère l'importance des rejets des composés pétroliers, des huiles et de produits issus de la navigation et la maintenance des bateaux, mais surtout des pots d'échappement des moteurs à combustion utilisant les carburants contenant le plomb tétraéthyle comme produit antidétonant.

Comparaison saisonnière des ETM

Pour le site de Figuiers, à l'exception du cadmium et du cuivre, l'effet de la saisonnalité sur la variation de la concentration métallique dans les tissus de moules est apparent pour les éléments traces étudiés, ce qui indique une instabilité du débit liquide et/ou solide des rejets parvenant à ce site. En effet, une affluence des charges métalliques a été relevée en saison d'été. A Surcouf, contrairement au site de Figuiers, aucune différence significative n'a été enregistrée dans les concentrations en plomb, manganèse et arsenic entre les quatre saisons étudiées : été, automne, hiver et printemps, ce qui peut signifier que ce site est alimenté par des déversements à débits

Chapitre IV : Résultats et discussions

réguliers en termes de concentration en ETM et l'arsenic pendant les quatre saisons. En ce qui concerne le cadmium, nickel et cuivre, des différences significatives dans les concentrations saisonnières des ETM ont été observées. Au port d'Alger, aucun effet de la variation saisonnière sur la concentration métallique dans les tissus de moules n'a été détectée pour le cadmium. En revanche, le plomb, le manganèse, le cuivre, le nickel et l'arsenic étaient très disponibles dans les tissus de moules en deux saisons principales : automne et hiver, indiquant de notables flux de rejets contenant ces ETM atteignant le port d'Alger dans les saisons précitées. A propos du site de Boudouaou El Bahri, des dissimilitudes saisonnières des teneurs en ETM dans les tissus de moules ont été enregistrées. Il convient de noter que les teneurs en plomb, nickel et en arsenic suivent la même allure de la variation saisonnière, elles étaient élevées en période d'été, automne et hiver. L'instabilité des charges en ETM, au long de l'année d'échantillonnage, produites soit par l'activité agricole ou bien par les rejets des activités industrielles de la zone la plus proche de Boudouaou ainsi que les eaux usées domestiques locales, peut justifier la divergence saisonnière des teneurs en ETM dans ce site.

Risque sanitaire lié à la consommation des moules

Les moules issues du port d'Alger en périodes d'hiver et d'automne étaient contaminées en plomb selon la norme algérienne 2011 (les concentrations ont dépassées 1.5µg/g P frais). Par conséquent, un potentiel à risque sanitaire était présent aux consommateurs. Pour réduire la toxicité de ces produits, l'opération de d'épuration est requise avant de les consommer. Cette opération, consiste à mettre les moules dans un bassin contenant de l'eau de mer propre pendant quelques jours (3 à 4 jours).

La norme algérienne n'inclut que les seuils limites de trois ETM toxiques tels que le mercure, cadmium et le plomb, dans la chair totale des mollusques bivalves. L'arsenic, un élément très toxique pour tous les organismes vivants, classé parmi les substances dangereuses par l'agence pour le registre des substances toxiques et maladies (ATSDR, 2020). Sa limite maximale ne figure pas dans la liste des éléments toxiques à rechercher dans la chair de moules, ce qui pourra engendrer des potentiels de dangers sanitaires en cas de contamination. En plus, les ETM essentiels à la vie des organismes, entre autres, le cuivre, zinc, manganèse, existent toujours à des faibles concentrations. En forte abondance, ils peuvent occasionner des effets délétères aux moules et leurs consommateurs. Pour cela, on suggère l'établissement des doses maximales admissibles pour chaque élément en faisant recours à des études de toxicité réalisées *in vitro*.

Chapitre IV : Résultats et discussions

Comparaison nos résultats en ETM avec d'autres travaux

Les résultats du présent travail, en ce qui concerne le cadmium et le plomb, sont très comparables à ceux enregistrés dans la région Oran-Mostaganem (Rouane Hacene, 2013). Pour le cuivre et le zinc, les résultats de ce travail sont très élevés comparés à ceux obtenus par Rouane Hacene (2013). Dans la région d'Annaba, les résultats de Drif (2012) en plomb, en cuivre et en zinc sont largement inférieurs à ceux enregistrés par la présente étude. En comparant nos résultats avec ceux obtenus par plusieurs auteurs sur les mêmes sites étudiés, on constate que pour le site de Boudouaou El Bahri, Boubeker et Guellati (2021) ont trouvé des teneurs comparables à nos résultats concernant le cadmium (0.24 µg/g). Quant aux métaux plomb et arsenic, elles ont enregistré des concentrations légèrement élevées (2.14 et 14.95 µg/g, respectivement). En ce qui concerne le nickel (1.48 µg/g), le cuivre (4.6 µg/g), le zinc (116.55 µg/g) et le manganèse (8.73 µg/g), nos résultats (présent travail) étaient plus élevés.

Pour le site du port d'Alger, Isli et Bacha (2021) ont enregistré des résultats faibles en plomb (2.11 µg/g), nickel (1.41 µg/g), zinc (165.94 µg/g) et en manganèse (5.45 µg/g). Concernant le cadmium (0.36 µg/g) et l'arsenic (13.12 µg/g), elles ont relevé des résultats comparables à ceux de notre étude. Pour le cuivre elles ont enregistré une concentration plus élevée (37.72 µg/g) que nos résultats obtenus pendant les quatre saisons au port d'Alger.

Pour le site de Surcouf, Guendouzi (2019) a enregistré des teneurs faibles en plomb (1.16 µg/g), cadmium (0.61 µg/g), nickel (1.41 µg/g), cuivre (0.88 µg/g) et en zinc (172.60 µg/g) par rapport à nos résultats. Quant au manganèse on a trouvé des résultats comparables (9.01 µg/g). Ces différences de résultats en ETM révèlent l'exposition des littoraux algériens aux rejets contenant les éléments métalliques en teneurs variables dans le temps et dans l'espace.

L'Algérie, avec un linéaire côtier très large et ressources biologiques remarquables, ne possédant aucun réseau national qui se charge, en continu, de contrôler et surveiller la qualité sanitaire des différents produits de mer (algues, poissons, mollusques, crustacé, etc.). De même, les produits d'élevage tels que les moules, sont commercialisés et destinés aux consommateurs sans aucune demande du certificat sanitaire de conformité des produits aux normes exigées. Pour cette raison, il est indispensable de mettre en place un réseau national de surveillance et de contrôle de la qualité sanitaire des produits de mer.

A decorative horizontal border with rounded ends, resembling a scroll. It has a black outline and a light gray shadow on the top and right sides, giving it a three-dimensional appearance.

Conclusion générale

Les résultats d'indices physiologiques des moules étudiées dans ce travail montrent globalement une même tendance générale de la variation saisonnière à l'exception du site de Boudouaou El Bahri. Cependant, les valeurs de l'indice de condition et de l'indice gonadosomatique étaient très élevées en saison d'été, tandis que les taux les plus faibles ont été relevés en hiver.

Les résultats de la présente étude révèlent que tous les tissus de moules, de deux espèces *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna*, ont accumulé les ETM avec des proportions très distinctes. En effet, les deux tissus : branchies assurant la filtration de l'eau de mer et les glandes digestives garantissant de la digestion des aliments filtrés, se sont très distingués par des fortes abondances en ETM étudiés. Pour cela leur utilisation dans les travaux d'évaluation de qualité environnementale des milieux littoraux est fortement recommandée.

Les impacts de la contamination en ETM sur les moules seront conséquents sur certaines activités biologiques telles que la respiration, la filtration de l'eau de mer, la digestion des aliments et la reproduction. Toutes ces fonctions influent sur la croissance des individus de moules et par conséquent le taux de croissance peut nous servir comme indicateur de la qualité environnementale des milieux littoraux.

Les résultats du présent travail en termes des ETM toxiques, restent faibles par rapport aux seuils limites (1 et 1.5 µg/g P frais pour le cadmium et le plomb, respectivement) dans les trois sites Figuier, Boudouaou El Bahri et Surcouf. Ainsi, les moules étudiées étaient conformes à la consommation et aucun danger ne s'est présenté aux consommateurs. Les moules originaires du port d'Alger (endroit qui n'est pas accessible aux gens capables de consommer les moules), en deux saisons successives automne et hivers, ont été contaminées par le plomb. Quant à l'arsenic, les résultats enregistrés dans les moules de tous les sites étudiés restent relativement élevés, quoi qu'il n'y a pas une concentration limite dans la norme algérienne. Sa toxicité aiguë aux consommateurs des moules reste un risque potentiel à éviter.

Les moules se sont des filtreurs qui peuvent accumuler divers types de contaminants : pesticide, hydrocarbures polycycliques aromatiques, ETM, bactéries, phytotoxines...etc. En cas de contamination, un potentiel à risque sanitaire peut se présenter. Pour cela un grand soin doit être pris avant de les consommer, en optant pour les moules des sites les plus propres.

Les moules prélevées des quatre sites : Figuier, Boudouaou El Bahri, Surcouf et port d'Alger, ont montré des différences spatiales très apparente en matière de résultats en ETM étudiés à l'exception de l'arsenic. Cependant, dans chaque site étudié on découvre un ou deux éléments

traces métalliques dominants, c'est le cas du nickel et du manganèse à Figulier et à Boudouaou El Bahri, le cadmium à Surcouf, et le plomb et le cuivre au port d'Alger. Ce résultat révèle l'existence des rejets qui sont occasionnés par les activités économiques locales. On peut citer la vocation agricole de deux sites Figulier et Boudouaou El Bahri, une vocation industrielle du site de Surcouf, et les activités de navigation, entretien et réparation navale au port d'Alger.

Globalement, les résultats obtenus par cette étude montrent l'effet de la saisonnalité sur la variation de l'abondance de certains ETM dans les différents tissus de moules. Cependant, les grandes abondances ont été relevées en été et/ou en hiver à Figulier et à Surcouf, en hiver au port d'Alger, et en automne à Boudouaou El Bahri.

Recommandations

Les résultats de cette étude n'est valable que pour une classe de taille précise, allant de 5 à 6 cm de longueur. Il est recommandé d'étudier d'autres classes de taille des moules pour comparer les résultats, et à la fin choisir celle qui sera utilisée dans les travaux de surveillances de la qualité environnementales des milieux littoraux.

Le milieu littoral algérien est soumis à des pressions anthropiques importantes, les conséquences sont bien perceptibles, les ressources deviennent de plus en plus rares, l'extinction de quelques espèces, perte des postes d'emploi à cause la réduction du débarquement de la pêche...etc. Il est impératif de réduire les rejets induits par des activités économiques pour préserver la ressource restante, en traitant les déchets des unités industrielles avant de les déverser en milieu marin. L'agriculture est appelée à réduire l'utilisation des produit phytosanitaires et n'utiliser que ceux qui ont un effet minime sur l'environnement.

En Algérie, les travaux de quantification des contaminants dans les produits de la mer que ce soit dans le temps ou dans l'espace, restent très faibles et insuffisants pour qualifier l'état environnemental des milieux marins et la préservation de la santé de consommateurs. Ces études doivent se multiplier pour couvrir les différents sites du littoral algérien, surtout en saison estivale durant laquelle le risque de contamination des produits de mer est important.

Il est suggéré de compléter les résultats de ce travail par l'étude d'une série des biomarqueurs au niveau des tissus de moules afin de mettre en évidence d'autres effets directs des contaminants métalliques disponibles en termes des réponses physiologiques et biochimiques.

Un grand travail de sensibilisation de la population doit être effectué sur les risques que peut présenter la consommation des différents produits de mer en cas de contamination, surtout par le biais des médias en signalant les dommages sanitaires qui peuvent survenir.

A decorative horizontal border with rounded ends, resembling a scroll or a ribbon, framing the text. The border is black with a slight 3D effect at the corners.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Aarab, N., 2004. Les biomarqueurs chez les poissons et les bivalves : de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain. Thèse de Doctorat. Université de Bordeaux1, France, 235p.
- Abada-Boudjema Y-M., 1996. Cinétique, croissance, production et composition biochimique de deux bivalves mytilidés, *Perna perna*(L.) et *Mytilus galloprovincialis*(Lmk) du littoral algérois. Thèse de Doct. Muséum National Hist. nat. Paris, France. 243p.
- Afshan, S., Ali, S., Ameen, U.S., Farid, M., Bharwana, S.A., Hannan, F., Ahmad, R., 2014. Effect of Different Heavy Metal Pollution on Fish. Res. J. Chem. Env. Sci. 2(1): 74-79.
- AIEA (2004)., Training workshop on the analysis of trace metals in biological and sediment samples. Laboratory procedure book. International Atomic Energy Agency, marine environment Laboratory. 45P.
- Algerie (2011). MINISTÈRE DE LA PÊCHE ET DES RESSOURCES HALIÉUTIQUES, Arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011 fixant les seuils limites de présence de contaminants chimiques, microbiologiques et toxicologiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture, Journal officiel, n° 25, 23 Joumada El Oula 1432 correspondant au 27 avril 2011. P 19.
- Alina, M., Azrina, A., Mohd Yunus, AS., Mohd Zakiuddin, S., Mohd Izuan Effendi, H., Muhammad Rizal, R., 2012. Heavy metals (mercury, arsenic, cadmium, plumbum) in selected marine fish and shellfish along the straits of Malacca. International Food Research Journal. 19(1):135-140.
- Al-Subiai, SN., Moody, AJ., Mustafa, SA., Jha, AN., 2011. A multiple biomarker approach to investigate the effects of copper on the marine bivalve mollusc, *Mytilus edulis*. Ecotoxic Environ Saf. 74: 1913-1920.
- Al-Weher, S.M., 2008. Levels of Heavy Metal Cd, Cu and Zn in three fish species collected from the Northern Jordan Valley, Jordan. Jordan Journal of Biological Sciences. 1(1): 41-16.
- Amiard, JC., Berthet, B., Boutaghou, S., 1993. Seasonal selenium in mussels and oysters from a French marine farm. J Food Compos Anal. 6: 370-380.
- Amiard-Triquet, C et Caurant, F., 1994. Les formes physicochimiques de stockage des métaux chez les organismes marins. Analisis Magazine. 22(1): 24-26.
- Amundsen, PA., Staldivik, FJ., Lukin, AA., Kashulin, NA., Popova, OA., Reshetnikov, YS., 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. Sci. Total. Environ. 201:211-224.
- Anandraj, A., Marshall, D. J., Gregory, A. McClurg, T. P., 2002. Metal accumulation, filtration and O₂ uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺. Comp. Biochem. Physiol Part C: Toxicology & Pharmacology. 132(3): 355-363.

Références bibliographiques

- Andral, B., Stanisiere, J. Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F et Boissery, P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 704-712.
- Atique, U., An, K-G., 2018. Stream Health Evaluation Using a Combined Approach of Multi-Metric Chemical Pollution and Biological Integrity Models. *Water.* 10(5):661. <https://doi.org/10.3390/w10050661>.
- Azizi, G., Akodad, M., Baghour, M., Layachi, M., Moumen, A., 2018. The use of *Mytilus spp.* mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. *J Mater Environ Sci.* 9(4):1170–1181.
- Azizi, G., Layachi, M., Akodad, M., Yáñez-Ruiz, DR., Martín-García, AI., Baghour, M., Mesfioui, A., Skalli, A., Moumen, A., 2018. Seasonal variations of heavy metals content in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Cala Iris offshore (Northern Morocco). *Mar Pollut Bull.* 137(12) : 688-694.
- Bajt, O., Ramšaka, A., Milunb, V., Andralc, B., Romanellid, G., Scarpagod, A., Mitriće, M., Kupusović, T., Kljajiće, Z., Angelidisg, M., ullažh, A., Galgani, F., 2019. Assessing chemical contamination in the coastal waters of the Adriatic Sea using active mussel biomonitoring with *Mytilus galloprovincialis*. *Mar Pollut Bull.* 141:283–298.
- Barbier, S., 2014. Etude des techniques de spectrométrie de plasma pour l'analyse de matériaux à spectres optiques complexes : application aux terres rares et aux matériaux plastiques. Thèse de doctorat, Université de Lyon 1, France. 193p.
- Batsch, D., 2011. L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse de doctorat. Université HENRI POINCARÉ - Nancy 1. France .142P.
- Beard, J.L., 2001. Iron biology in immune function, muscle metabolism and neuronal functioning, *The Journal of nutrition.* 131(2): 568-579.
- Beaumont, A., Cassier, P., 2004. Biologie animale : Des protozoaires épithélienneuriens. Tome 1. 3^{ème} édition. Edt. Dunod. 459 p.
- Belabed, B. E., Djabourabi, A., Bensouilah, M., 2008. Teneurs en Plomb, Cadmium, Mercure et Zinc relevées dans la chair de la moule, *Perna perna*, dans le littoral d'Annaba. *Revue Synthèse* N° 18. 11p.
- Belcheva, N., Istomina, A., Dovzhenko, N., Lishavskaya, T., Chelomin, V., 2015. Using heavy metal content and lipid peroxidation indicators in the tissues of the mussel *Crenomytilus grayanus* for pollution assessment after marine environmental remediation. *Bull Environ Contam Toxicol.* 95:481–487.

Références bibliographiques

- Ben Ali, I., 2015. Utilisation de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1819) collectée sur le littoral ouest algérien pour l'évaluation de l'impact d'une pollution anthropique (Métaux lourds, PCBs et HAPs). Thèse de doctorat, Université d'Oran 1. 154p.
- Ben Ali, I., Boutiba, Z., Grandjean, D., Felipe de Alencastro, L., Rouane-Hacene, O., Chèvre, N., 2017. Spatial distribution and biological effects of trace metals (Cu, Zn, Pb, Cd) and organic micropollutants (PCBs, PAHs) in mussels *Mytilus galloprovincialis* along the Algerian west coast. *Mar Poll Bull* 115 (1-2):539-550.
- Ben cheikh, y., 2017. Mécanismes de défense hémostatiques chez *Mytilus edulis*: Interactions avec *Vibrio Splendidus* sp et modulation du phénotype MXR par les contaminants environnementaux. Thèse de doctorat. Université du Havre, France.236p.
- Bernard, A., 2008. Cadmium & its adverse effects on human health. *Indian Journal Medical Research*. 128(4):557-564.
- Bettmer, J., Montes Bayon, M., Encinar, JR., Fernandez Sanchez, ML., Fernandez de la Campa Mdel, R., Sanz Medel, A., 2009. The emerging role of ICP-MS in proteomic analysis. *J Proteome*. 72(6):989–1005.
- Blasco, J., Puppo, J., 1999. Effect of heavy metals (Cu, Cd and Pb) on aspartate and alanine aminotransferase in *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia). *Comp BiochemPhysiol C*. 122 :253–263.
- Boldina-Cosqueric, I., Amiard, JC., Amiard-Triquet, C., Dedourge-Geffard, O., Metais, I., et al., 2010. Biochemical, physiological and behavioural markers in the endobenthic bivalve *Scrobicularia plana* as tools for the assessment of estuarine sediment quality. *Ecotox Environ Saf*. 73: 1733-1741.
- Boubeker, A et Guellati, R., 2021. Le contrôle de certains éléments traces métalliques dans un produit de mer (la moule). Mémoire de master, université de Boumerdes. 51p.
- Boudjema, K., Badis, A., Moulai-Mostefa, N., 2022. Study of heavy metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819) from heavy metal mixture using the CCF design. *Environ. Technol. Innov.* 25, 102202.
- Boudjema, K., Kourdali, S., Bounakous, N., Meknachi, A., Badis, A., 2014. "Catalase activity in brown mussels (*Perna perna*) under acute cadmium, lead, and copper exposure and depuration tests. *Journal of Marine Biology*. Article ID 830657, 9 pages.
- Boukadida Ammar. K., 2017. Etude des réponses de la moule *Mytilus spp* exposée à des stress métallique et thermique durant les stades embryon-larvaires. Thèse doctorat. Université de Monastir et université de Bordeaux. 341p.

Références bibliographiques

- Brooks, S.J., Farmen, E., Heier, L.S., Blanco-Rayon, E., Izagirre, U., 2015. Differences in copper bioaccumulation and biological responses in three *Mytilus* species. *Aqua Toxicol.* 160: 1-12.
- Brusseu, M.L., Artiola, J.F., 2019. Chapter 12 - Chemical Contaminants. *Environmental and Pollution Science (Third Edition)*. Pages 175-190.
- Cahen, D., 2006. Dossier didactique, moules nature, Muséum des sciences naturelles. 31p.
- Campbell, P.G.C., 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Edited by A. Tessier and D.R. Turner. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England. pp. 45–102.
- Casas, S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat. Université Toulon, France. 363p.
- Cassat, J.E., Skaar, E.P., 2013. Iron in infection and immunity. *Cell Host Microbe*. 13(5): 509-519.
- Chahal, H., 2013. Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux pour un stockage hors site. Thèse doctorat. INSA de Lyon, France. 238p.
- Chandra, R., Kang, H., 2015. Mixed heavy metal stress on photosynthesis, transpiration rate, and chlorophyll content in poplar hybrids. *Forest science and technology*. 12 (2):55-61.
- Chandurvelan, R., Marsden, I.D., Glover, C.N., Gaw, S., 2015. Assessment of a mussel as a metal bioindicator of coastal contamination: relationships between metal bioaccumulation and multiple biomarker responses. *Sci Total Environ*. 511:663–675.
- Chandurvelan, R., Marsden, I.D., Gaw, S., Glover, C.N., 2012. Water borne cadmium impacts immunocytotoxic and cytogenotoxic endpoints in green-lipped mussel, *Perna canaliculus*. *Aquat Toxicol.* 142-143: 283-293.
- Chandurvelan, R., Marsden, I.D., Glover, C.N., Gaw, S., 2016. Biomarker responses of mussels exposed to earthquake disturbances. *Estuar Coast Shelf Sci.* 182:98-111.
- Choi, Y.K., Jo, P.G., Choi, C.Y., 2008. Cadmium affects the expression of heat shock protein 90 and metallothionein mRNA in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Comp Biochem Physiol C*. 147: 286-292.
- Contardo, T., Gazzotti, S., Ortenzi, M.A., Vannini, A., Loppi, S., 2021. Biological Effects of Air Pollution on Sensitive Bioindicators: A Case Study from Milan, Italy. *Urban Science*.; 5(3):64. <https://doi.org/10.3390/urbansci5030064>
- Cooper, S., Hare, L., Campbell, P.G.C., 2010. Subcellular partitioning of cadmium in the freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, after separate short-term exposures to waterborne or diet-borne metal. *Aquat Toxicol.* 100:303–312.

Références bibliographiques

- Cossa, D., Lassus, P., 1989. Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer, No. 16. Ifremer, Brest, France.
- Craig, P.M., Wood, C.M., McClelland, G.B., 2010. Water chemistry alters gene expression and physiological end points of chronic waterborne copper exposure in Zebrafish, *Danio rerio*. *Environmental Science and Technology*. 44(6): 2156-2162.
- CRC., 2010. Mytiliculture. Publication du Comité Régional de la Conchyliculture Bretagne Sud. <http://www.huitres-de-bretagne.com/mytiliculture>.
- Dangre, A.J., Manning, S., Brouwer. 2010. Effects of cadmium on hypoxia-induced expression of hemoglobin and erythropoietin in larval sheepshead minnow, *Cyprinodon variegates*. *Aquatic Toxicol.* 99(2): 168-175.
- Danish, Ulucak R., 2021. Renewable energy, technological innovation and the environment: a novel dynamic auto-regressive distributive lag simulation. *Renew Sustain Energy Rev.* 150:111433.
- Depledge, M. H and Rainbow, P. S., 1990. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol C.* 97: 1-7.
- Drif, F., 2012. Distribution des métaux traces chez les bivalves (Mollusques) dans le golfe d'Annaba (Nord-est Algérien). Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba. Algérie, 154 p.
- Eisler, R. 2000. Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants and animals. Volume 1: Metals. Lewis Publishers, New York.
- Elbeshti, R T A., Elderwish, N M., Abdelali, K M K., Taştan, Y., 2018. Effects of Heavy Metals on Fish. Review article. *Menba Journal of Fisheries Faculty.* 4(1):36-47.
- Elloumi, N., Ben, F., Rhouma, A., Ben, B., Mezghani, I., Boukhris, M., 2007. Cadmium-induced growth inhibition and alteration of biochemical parameters in almond seedlings grown in solution culture. *Acta Physiologiae Plantarum.* 29:57–62.
- Esposito, G., Mudadu, A.G., Abete, M.C *et al.*, 2021. Seasonal accumulation of trace elements in native Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) collected in the Calich Lagoon (Sardinia, Italy). *Environ Sci Pollut Res.* 28 : 25770–25781.
- FAO, 1973. Exposé synoptique des données biologiques sur la moule *mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819). Synopsis FAO sur les pêches, N° 88 ,49p.
- Festa, R.A., Thiele, D.J., 2011. Copper: an essential metal in biology, *Curr Biol.* 21(21) :877-83.

Références bibliographiques

- Firth, D.C., Salie, K., O'Neill, B., Hoffman, L.C., 2019. Monitoring of trace metal accumulation in two South African farmed mussel species, *Mytilus galloprovincialis* and *Choromytilus meridionalis*. *Mar Pollut Bull.* 141:529–534.
- Foresta, C., Garolla, A., Cosci, I., Menegazzo, M., Ferigo, M., Gandin, V., De Toni, L., 2014. Role of zinc trafficking in male fertility: from germ to sperm. *Hum Reprod.* 29(6): 1134-45.
- Funes, V., Alhama, J., Navas, J.I., Lopez-Barea, J., Peinado, J., 2006. Ecotoxicological effects of metal pollution in two mollusc species from the Spanish South Atlantic Littoral. *Environ Poll.* 139: 214-223.
- Galgani, F., Chiffolleau, J. F., Barraha, M., Drebika, U., Tomasino, C., Andral, B., 2014. Assessment of heavy metal and organic contaminants levels along the Libyan coast using transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*), *Environ.Sci. Pollut. Res.* DOI 10.1007/s11356-014-3079-1.
- George, S. G., 1980. Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review. *Thalassia Jugoslavica.* 16 (2-4): 347-365.
- Ghosn, M., Mahfouz, C., Chekri, R. *et al.*, 2020. Seasonal and Spatial Variability of Trace Elements in Livers and Muscles of Three Fish Species from the Eastern Mediterranean. *Environ Sci Pollut Res.* 27 : 12428–12438.
- Giarratano, E., Gil, M.N., Malanga, G., 2011. Seasonal and pollution-induced variations in biomarkers of transplanted mussels within the Beagle Channel. *Mar Pollut Bull.* 62:1337–1344.
- Godwill, A E., Paschaline, U F., Friday, N N., Marian N. U., (June 19th 2019). Mechanism and Health Effects of Heavy Metal Toxicity in Humans, Poisoning in the Modern World - New Tricks for an Old Dog? Ozgur, K., Banu, A., IntechOpen, DOI: 10.5772/intechopen.82511.
- Gosling, E., 2008. *Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture.* John Wiley & Sons. 439P.
- Gosling, EM., 2015. *Fisheries and management of natural populations. Marine Bivalve Molluscs.* West Sussex, United Kingdom: Wiley p. 270–324.
- Guendouzi, Y., 2019. Etude de la bioaccumulation des métaux traces et des radioéléments chez la moule *M. galloprovincialis* et l'oursin *P. lividus* dans le littoral algérien. Thèse doctorat. Université de Mostaganem, Algérie. 233p.
- Guendouzi, Y., Soualili, D L., Boulahdid, M., Boudjellal, B., 2017. Biological Indices and Monitoring of Trace Metals in the Mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria): Seasonal and Geographical Variations. *Thalassas.* 34(1): 103-112.
- Harmon, SM., 2018. The effects of microplastic pollution on aquatic organisms. In: *microplastic contamination in aquatic environments.* Elsevier, pp 249–270.

Références bibliographiques

- Hillman, RS., 2001. Hematopoietic agents: Growth factors, minerals, and vitamins. In: Hardman JG, Limbird LE, Gilman AG, editors. Goodman & Gilman's the Pharmacological Basis of Therapeutics. 10th ed. New York: McGraw-Hill; pp. 1487-1518.
- His, E., Cantin, C., 1995. Biologie et physiologie des coquillages. R.INT.DEL/95.06/ARCACHON. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00095/20628/>
- Huy, TB., Tuyet-Hanh, TT., Johnston, R., Nguyen-Viet, H., 2014. Assessing health risk due to exposure to arsenic in drinking water in Hanam Province, Vietnam. International Journal of Environmental Research and Public Health. 11:7575-7591.
- Isli, FZ et Bacha, Y., 2021. Évaluation de la toxicité de la moule *Mytilus galloprovincialis* en contaminants métalliques dans deux sites côtiers Algériens. Mémoire de master, université de Boumerdes. 50p.
- Jarup, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. British Medical Bulletin. 68(1):167-182.
- Jebali, J., Chouba, L., Banni, M., Boussetta, H., 2014. Comparative study of the bioaccumulation and elimination of trace metals (Cd, Pb, Zn, Mn and Fe) in the digestive gland, gills and muscle of bivalve *Pinna nobilis* during a field transplant experiment. J Trace Elem Med Biol. 28:212–217.
- Jezierska, B., Witeska, M., 2001. Metal Toxicity to Fish. University of Podlasie. Publisher, Siedlce, 318p.
- Jezierska, B., Ługowska, K., Witeska, M., 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). Fish Physiol Biochem. 35:625–640.
- Jitar, O., Teodosiu, C., Nicoara, M., Plavan, G., 2013. Study of heavy metal pollution and bioaccumulation in the black sea living environment. Environ Eng Manag. 12(2):271–276.
- Kamel, N., 2014. Effets combinés des facteurs environnementaux et des polluants chimiques chez la moule *Mytilus galloprovincialis*. Harmonisation des biomarqueurs d'exposition suivant les recommandations OSPAR et MEDPOL. Thèse de doctorat, Université de Nantes, Faculté des Sciences et des Techniques, 216 p.
- Keith, L.H., Teillard, W.A. 1979. Priority pollutants. I. A perspective view. Environ. Sci. Technol. 13 : 416–423.
- Khayatzadeh J., Abbasi E. The Effects of Heavy Metals on Aquatic Animals. The 1 st International Applied Geological Congress, Department of Geology, Islamic Azad University - Mashad Branch, Iran, 26-28 April 2010.
- Klos, KJ., Chandler, M., Kumar, N., Ahlskog, JE., Josephs, KA., 2006. Neuropsychological profiles of manganese neurotoxicity. European Journal of Neurology. 13:1139-1141.

Références bibliographiques

- Kohler, K., Riisgard, H. U., 1982. Formation of metallothioneins in relation to accumulation of cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol* 66: 53-58.
- Kumar, P., Sing, A. 2010. Cadmium toxicity in fish: An overview. *GERF Bulletin of Biosciences*. 1(1): 41-47.
- Le Petit, L., 2020. Développement de méthodologie, conception et validation de détergents/biocides pour le nettoyage en place de membranes polymères de l'industrie laitière. Thèse doctorat. Université de Rennes. France. P 444.
- Lemaire, P. L. D., 1993. Pro-oxidant/antioxidant processes and organic xenobiotic interactions in marine organisms, in particular the flounder *Platichthys flesus* and the mussel *Mytilus edulis*. *Trends in Comparative Physiology*. 1:1119-1150.
- Li, B., Xiao-Long, L, Jian, H., Jun, L., Zhong-Liang, W., Guilin, H., Si-Liang, L., Cong-Qiang, L., 2018. Heavy Metal Accumulation in Common Aquatic Plants in Rivers and Lakes in the Taihu Basin. *Int J Environ Res Public Health*. 15(12): 2857.
- Li, Y., Yang, H., Liu, N., Luo, J., Wang, Q., Wang, L., 2015. Cadmium accumulation and metallothionein biosynthesis in cadmium-treated freshwater mussel *Anodonta woodiana*. *PLoS One*. 10:1–15.
- Lindsay, D., Kerr, W., 2011. Cobalt close-up, *Nat Chem*. 3 (6): 494.
- Livingstone, D., Lips, F., Garcia Martinez, P., Pipe, RK., 1992. Antioxidant enzymes in the digestive gland of the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*. 112: 265-276.
- Livingstone, D., 1993. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 57: 195-211.
- Ługowska, K., 2005. The effects of copper and cadmium on embryonic development, and quality of newly hatched common carp (*Cyprinus carpio* L.) larvae. Ph.D Thesis, University of Podlasie (In Polish). 127p.
- Maanan, M., 2008. Biomonitoring of Heavy Metals Using *Mytilus galloprovincialis* in Safi Coastal Waters, Morocco. *Envir. Toxic*. 22 (5): 525-531.
- Maes, G.E., Raeymaekers, J.A.M., Pampoulie, C., Seynaeve, A., Goemans, G., Belpaire, C., Volckaert, F.A.M., 2005. The catadromous european eel *Anguilla Anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquat. Toxicol*. 73 (1), 99–114.
- Maher, B., Taylor, A., Batley, G., Simpson, S., 2016. Bioaccumulation Sediment quality assessment: a practical guide: CSIRO Publishing : p. 123–56.
- Markowitz, M., 2000. Lead poisoning. *Pediatric Review*. 21(10):327-335.

Références bibliographiques

- Marteil, L., 1976. La conchyliculture française. 2ème partie. Biologie de l'huitre et de la moule. Revues des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes. 40 (2) : 149-346.
- Martin, S., Griswold, W., 2009. Human health effects of heavy metals. Environmental Science and Technology Briefs for Citizens.15:1-6.
- Martinez-Gomez, C., Robinson, CD., Burgeot, T., Gubbins, M., Halldorsson, HP., et al, 2017. Biomarkers of general stress in mussels as common indicators for marine biomonitoring programmes in Europe: The ICON experience. Mar Environ Res. 124: 70-80.
- Matsumoto, ST., Mantovani, MS., Malaguttii, MIA., Dias, AL., Fonseca, IC., Marin-Morales, MA., 2006. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. Genetics Molecular Biology.29(1):148-158.
- Maury, R., Engrand, P., 1986. Recherches en écotoxicologie expérimentale sur la bioaccumulation et les transferts de mercure dans un système "sédiment-eau-macrophytes". Thèse de Doctorat, Université Bordeaux .320p.
- McDonald, J. H., Seed, R. & Koehn, R. K., 1991. Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the northern and southern hemispheres. Mar. Biol. 111, 323-333.
- Meknachi, A., Djellali, M., Badis, A., 2021. Ecotoxicological Assessment of Three Types of Wastewater Effluents: Catalase as a Biomarker of Oxidative Stress in Marine Bivalves. In: , et al. Water Resources in Arid Lands: Management and Sustainability. Advances in Science, Technology & Innovation. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-67028-3_23.
- Miller, ME., Hamann, M., Kroon, FJ., 2020. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. PLoS ONE 15(10): e0240792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>.
- Minghetti, M., Leaver, M. J. et George, S. G., 2010. Multiple Cu-ATPase genes are differentially expressed and transcriptionally regulated by Cu exposure in sea bream, *Sparus aurata*. Aquatic Toxicology. 97(1), 23–33.
- Miquel, M. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). Rapport Sénat n°261: 360.
- Monisha, J., Tenzin, T., Naresh, A., Blessy, BM., Krishnamurthy, NB., 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdisciplinary Toxicology.7(2):60-72.

Références bibliographiques

- Morcillo, P., Angeles Esteban, M., Cuesta, A., 2017. Mercury and its toxic effects on fish. *AIMS Environmental Science*. 4(3): 386-402.
- MPO Ministère des pêches et des océans, février 2003, Direction des politiques et services économiques, Région de Golfe, Profile de la moule bleue (*Mytilusedulis*), pêche et océan Canada, pp59.
- Mzoughi, N and Chouba, L., 2012. Heavy Metals and PAH Assessment Based on Mussel Caging in the North Coast of Tunisia (Mediterranean Sea). *Int. J. Environ. Res.* 6 (1): 109-118.
- Naidu R, Biswas B, Willett IR, et al. 2021 Chemical pollution: A growing peril and potential catastrophic risk to humanity. *Environment International*.156(11):106616. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106616. PMID: 33989840.
- Nasci, C., Da Ros, L., Campesan, G., Van Vleet, ES., Salizzato, M., et al., 1999. Clam transplantation and stress related biomarkers as useful tools for assessing water quality in coastal environments. *Mar Poll Bull.* 39: 255-260.
- Neff, JM., 2002. Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water, Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 452p.
- Nguyen, KA., 2017. Synthèse de nouveaux détergents extractants et stabilisants des protéines membranaires et synthèse de dérivés d'auroles comme inhibiteurs d'ABCC2. Thèse de doctorat. Biochimie. Université Grenoble Alpes. France. 293p.
- O'Neal, S., Zheng, W., 2015. Manganese toxicity upon overexposure: A decade in review. USA. *Current Environmental Health Reports*.2:315-328.
- Ouknin, M., Romane, A., Arjouni, M.Y., Majidi, L., 2018. Mineral Composition, multivariate analysis of some oligo-elements and heavy metals in some species of genus *Thymus*. *J. Mater. Environ. Sci.* 9(3) : 980-985.
- Peharda, M., Zupan, I., Bavcevic, L., Frankic, A., Klanjscek, T., 2007. Growth and condition index of mussel *Mytilus galloprovincialis* in experimental integrated aquaculture. *Aquac Res.* 38:1714–1720.
- Peyrot, C., Gagnon, C., Gagné, F., Wilkinson, KJ., Patrice Turcotte, P., Sébastien Sauvé, S., 2009. Effects of cadmium telluride quantum dots on cadmium bioaccumulation and metallothionein production to the freshwater mussel, *Elliptio complanata*. *Comp BiochemPhysiol C.* 150:24–251.
- Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S., 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Aldenn Press Ltd, Oxford, London.

Références bibliographiques

- Porte, C., Sole, M., Borghi, V., Ortiz, M., Orbea, A., et al. 1998. Application of a battery of biochemical and cellular markers in mussels to assess environmental pollution along Mediterranean coast. In: 8th Annual Meeting SETAC-Europe, Abstract Book p: 52.
- Rahman, M. A., & Hasegawa, H., 2011. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*. 83(5):633–646.
- Rainbow, P. S., 1990. Heavy metal levels in marine environment. *Heavy metals in the marine environments*. R. W. Furness, P. S. Rainbow et C. Press, CRC Press, Boca Raton: 68-79.
- Rainbow, PS., 2007. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. *Environ Int*. 33: 576-582.
- Regoli, F., 1992. Lysosomal responses as a sensitive stress index in biomonitoring heavy metal pollution. *Mar Ecol Prog Ser*. 84 :63–6.
- Renault, T., 2015. Immunotoxicological effects of environmental contaminants on marine bivalves. *Fish Shellfish Immun*.46: 88-93.
- Richard, M., 2009. Analyse de la composition élémentaire de *Pecten maximus* par HR-ICP-MS Element 2 : développements méthodologiques et interprétations écologiques. Thèse de doctorat. Université de Bretagne occidentale. Brest. France. 265p.
- Richardson, J. T. E., 2018. Kruskal–Wallis Test. In: Frey, Bruce B. ed. *The SAGE Encyclopedia of Educational Research, Measurement, and Evaluation*. SAGE Publications, pp. 937–939.
- Rittschof, D., McClellan-Green, P., 2005. Molluscs as multidisciplinary models in environmental toxicology. *Mar Poll Bull*. 50: 369-373.
- Ropert, M., Olivési, R., 2002. Etat de l'activité mytilicole sur le secteur de Quend-Palge (Picardie) - Première approche des problèmes de mortalités printanières de moules associées au développement saisonnier de vase sur les bouchots. Rapport DEL/BL/RST/02/03, 20 pages.
- Rosen, M. J., Kunjappu, J. T., 2012. *Surfactants and Interfacial Phenomena*, John Wiley & Sons, Inc.
- Rouane Hacene, O., 2013. Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental Algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*, Thèse de doctorat, Université d'Oran, faculté des sciences, Algérie. 295p.

Références bibliographiques

- Saraswat, S., Rai, J.P.N., 2018. Aquatic macrophytes mediated remediation of toxic metals from moderately contaminated industrial effluent. *International Journal of Phytoremediation* 20: 9.
- Sarnowski, P., Jezierska B., 2007. A new coefficient for evaluation of condition of fish. *ElectronicJournal of Ichthyology*. 2 :69-76.
- Shekhawat, K., Chatterjee, S., Joshi, B., 2015. Chromium toxicity and its health hazards. *International Journal of Advanced Research*.7(3):167-172.
- Si, M., Lang, J., 2018. The roles of metallothioneins in carcinogenesis. *J Hematol Oncol*. 11, 107. <https://doi.org/10.1186/s13045-018-0645-x>.
- Siddall, S. E., 1980. A clarification of the genus *Perna* (*Mytilidae*). *Bull. Mar. Sci.*30: 858-870.
- Siedlecks, A., Krupa, Z., 1996. Interactions between cadmium and iron and its effects on photosynthetic capacity of primary leaves of *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiol*. 34:833–841.
- Simkiss, K., Taylor, M., Mason, A. Z., 1982. "Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs." *Mar. Biol. Letters*. 3: 197-201.
- Sohail, M., Khan, M.N., Chaudhry, A.S., Qureshi, N.A., 2016. Bioaccumulation of heavy metals and analysis of mineral element alongside proximate composition in foot, gills and mantle of freshwater mussels (*Anodonta anatina*). *Rend Fis Acc Lincei*. 27:687–696.
- Sreedevi, P., Suresh, A., Sivaramakrishna, B., Prabhavathl, B., Radhakrishnalal, K., 1992. Bioaccumulation of nickel in the organs of the freshwater fish, *Cyprinus carpio*, and the freshwater mussel, *Lamellidens marginalis*, under lethal and sublethal nickel stress. *Chemosphere* 24(1):29–36.
- Stankovic, S., Jovic, M., Stankovic, A.R., Katsikas, L., 2012. Health risks of heavy metals in the Mediterranean mussels as seafood. *Environ Chem Lett*. 2:119–130.
- Stien, X., Percic, P., Gnassia-Barelli, M., 1998. Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environ Pollut*. 99 :339–345.
- Taleb, M. Z., Boutiba, Z., 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicatrice de pollution marine – cas du port d’Oran. *Sciences &Technologie C*. 25:59-64.
- Tierney, K.B., Baldwin, D.H., Hara, T.J., Ross, P.S., Scholz, N.L., Kennedy, C.J., 2010. Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology*. 96(1): 2-26.
- Treu, G., Slobodnik, J., Alygizakis, N. *et al.*, 2022. Using environmental monitoring data from apex predators for chemicals management: towards better use of monitoring data from apex predators in support of prioritisation and risk assessment of chemicals in Europe. *Environ Sci Eur*. 34, 82. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00665-5>

Références bibliographiques

- Turkish Food Codex, 2008. Turkish food codex. Determining the maximum levels of certain contaminants in foodstuffs. The Official Gazette 17, 26879.
- UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993). Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. Reference Methods For Marine Pollution Studies No. 6.34p.
- Usero, J., Gonzalez-Regalado, E., Gracia, I., 1997. Trace metals in the bivalve mollusks *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic Coast of southern Spain. Environ. Int. 23 (3), 291–298.
- Viarengo, A., Burlando, B., Dondero, F., Marro, A., Fabbri, R., 1999. Metallothionein as a tool in biomonitoring programmes. Biomarkers. 4:455–466.
- Viarengo, A., Canesi, L., Perteu, M., Poli, G., Mooreis, M.N., Orunesu, M., 1990. Heavy metal effects on lipid peroxidation in the tissues of *Mytilus galloprovincialis* lam. CompBiochemPhysiol. 97(1) :37–42.
- Vlahogianni, T., Dassenakis, M., Scoullou, M.J., Valavanidis, A., 2007. Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. Mar Pollut Bull. 54:1361–1371.
- Wang, W.-X., Fisher, N. S., 1997. "Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." Mar. Ecol. Prog. Ser. 161: 103-115.
- Wang, W.-X., Fisher, N. S., 1998. "Excretion of trace elements by marine copepods and their bioavailability to diatoms." Journal of Marine Research 56: 713-729.
- Wang, W.-X., Fisher, N. S., Luoma, S. N., 1995. "Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of algal food abundance." Mar. Ecol. Prog. Ser. 129: 165-176.
- Witeska, M., Sarnowski, P., Ługowska, K., Kowal, E., 2014. The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of the *Leuciscus idus* L. Fish Physiol Biochem. 40:151–163.
- Woody, C. A., O'Neal, S. L., 2012. Effects of Copper on Fish and Aquatic Resources. Report, Fisheries Research and Consulting, March. <http://www.pebblescience.org/copper-and-salmon.html>
- World Health Organization. (2011). Adverse health effects of heavy metals in children (No. WHO/HSE/PHE/EPE/11.01. 07). World Health Organization.
- Yap, C.K., Syazwan, W.M., 2022. Mussel watch monitoring program: a practical monitoring tool of potentially toxic metals pollution from 1970 to beyond 2070. Int J Hydro. 6(1):20–21. DOI: 10.15406/ijh.2022.06.00298.

Références bibliographiques

- Yeung, JWY., Zhou, GJ., Leung, KMY., 2016. Sub-lethal effects of cadmium and copper on RNA/DNA ratio and energy reserves in the green-lipped mussel *Perna viridis*. *Ecotox Environ Saf.* 132: 59-67.
- Yigit, M., Celikkol, B., Yilmaz, S., Bulut, M., Ozalp, B., Dwyer, R.L., Maita, M., Kizilkaya, B., Yigit, Ü., Ergün, S., Gürses, K., Buyukates, Y., 2018. Bioaccumulation of trace metals in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from a fish farm with copper-alloy mesh pens and potential risk assessment. *Hum Ecol Risk Assess Int J.* 24(2):465–481.
- Yildiz, H., Palaz, M., Bulut, M., 2006. Condition index of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* L.1819) Growing on suspended ropes in Dardanelles. *J Food Technol.* 4(3):221–224.
- Yim, W.WY., Mizushima, N., 2020. Lysosome biology in autophagy. *Cell Discov.* 6, 6. <https://doi.org/10.1038/s41421-020-0141-7>.
- Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K.A., Li, S., 2022. Health and environmental effects of heavy metals. *J. King Saud. Univ.-Sci.* 34, 101653.
- Zengin, FK., Munzuroglu, O., 2006. Toxic effects of cadmium (Cd⁺⁺) on metabolism of sunflower (*Helianthus annuus* L.) seedlings. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil & Plant Science.* 56:224–229.
- Zorita, I., Ortiz-Zarragoitia, M., Soto, M., Cajaraville, MP., 2006. Biomarkers in mussels from a copper site gradient (Visnes, Norway): An integrated biochemical, histochemical and histological study. *Aquat Toxicol.* 78: 109-116.

Site internet:

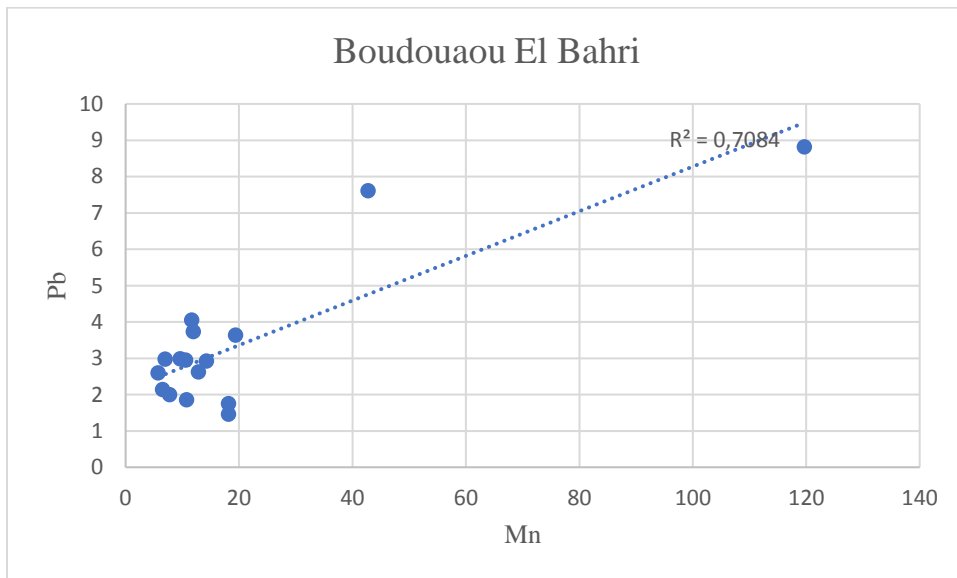
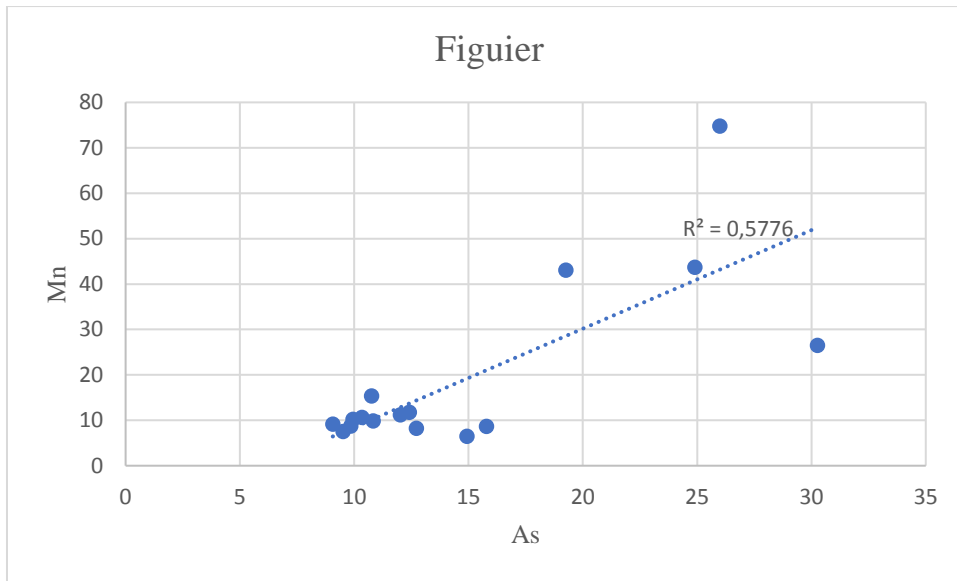
www.portalger.com.dz. Juin 2020.



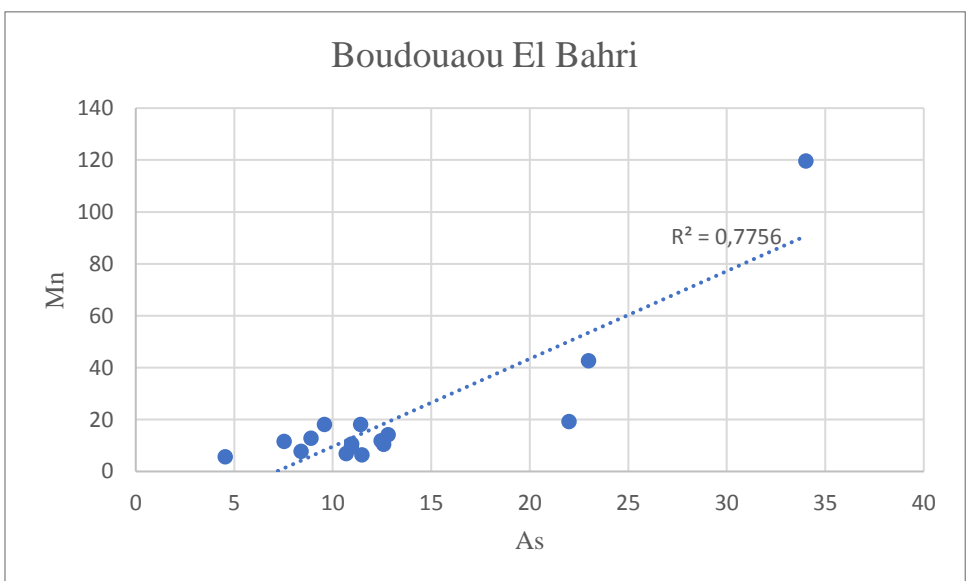
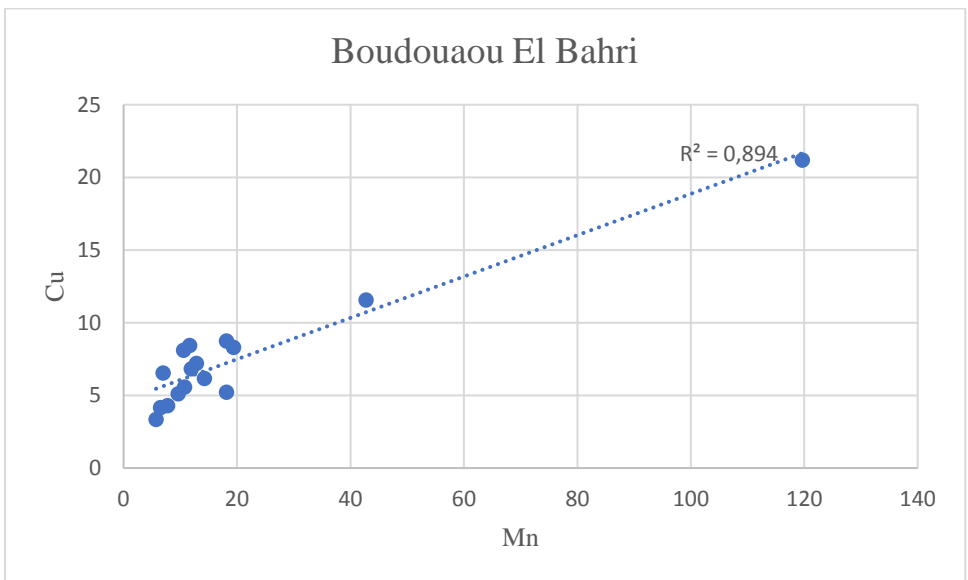
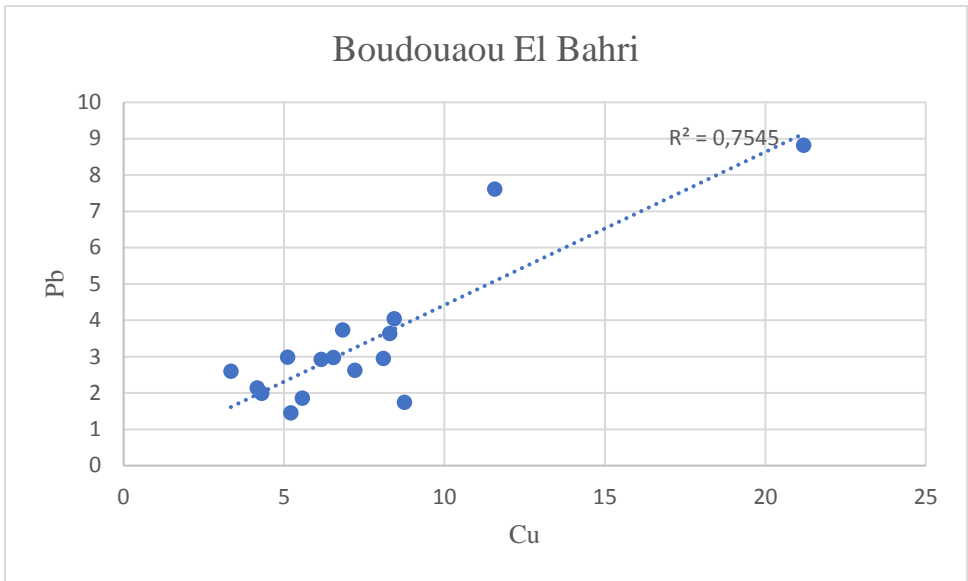
Annexes

Annexes

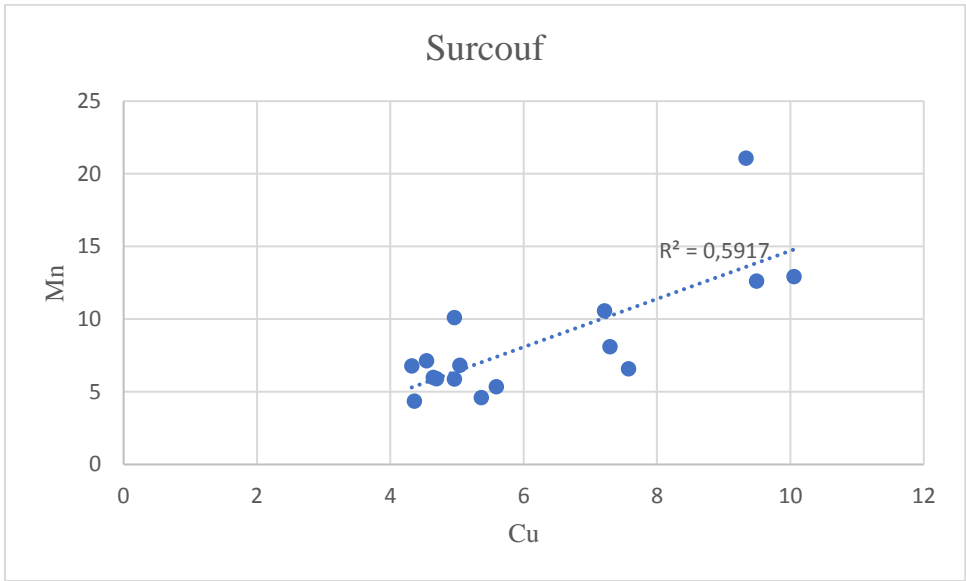
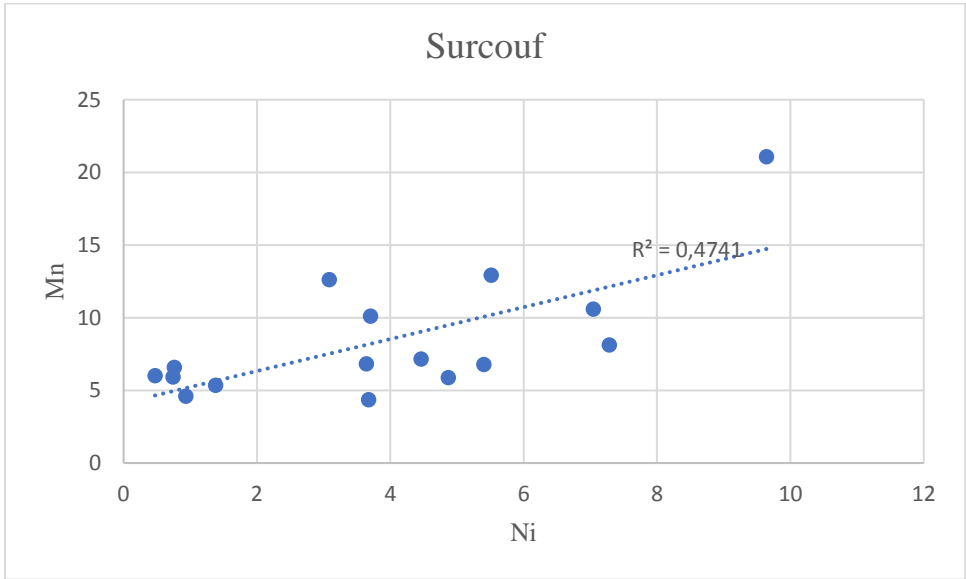
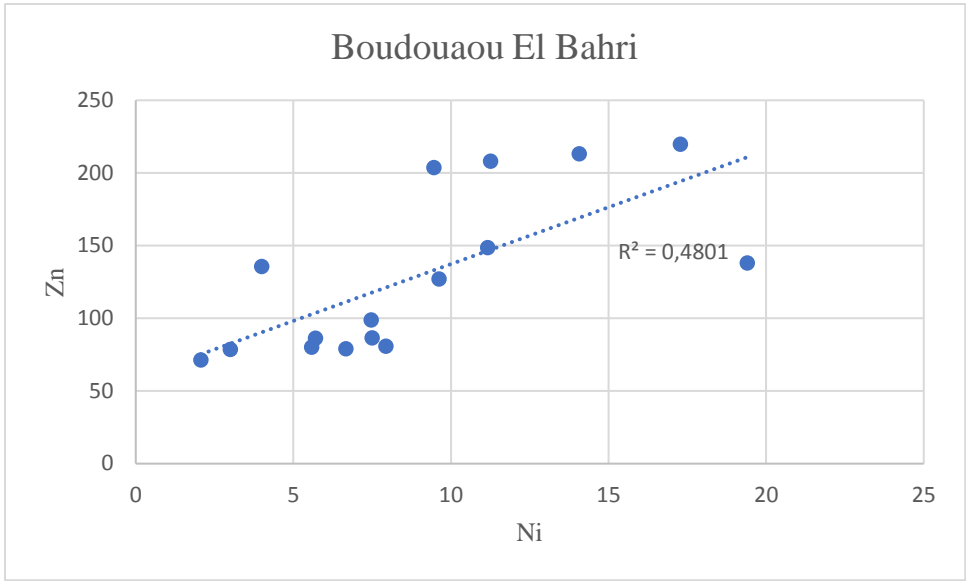
Les diagrammes où les corrélations entre les ETM étaient bonnes.



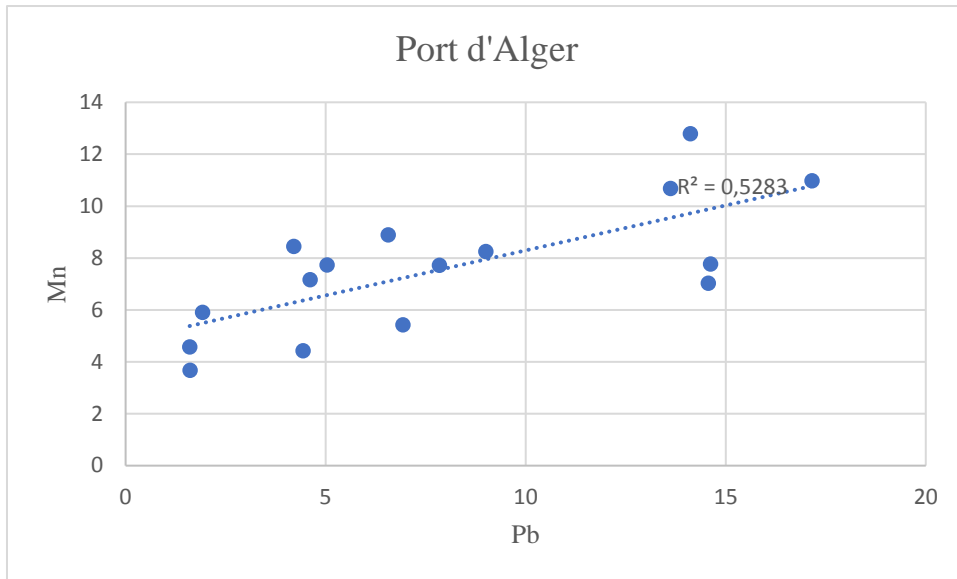
Annexes



Annexes



Annexes



Annexes

ACP

Statistiques descriptives des variables :

Variable	Observations	Obs. avec données manquantes	Obs. sans données manquantes	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Cd	64	0	64	0,1000	2,6000	0,4633	0,4540
Pb	64	0	64	0,1000	17,1500	3,6859	3,8722
Ni	64	0	64	0,3600	25,7000	6,4609	5,2142
Mn	64	0	64	3,6800	119,6600	13,8865	17,6756
Zn	64	0	64	47,5400	395,5116	154,7924	82,2121
As	64	0	64	4,5300	34,0100	14,4033	5,8890
Cu	64	0	64	3,2400	155,9100	12,3442	21,4187
IC	64	0	64	12,7000	38,2500	24,1675	6,2313
IGS	64	0	64	3,0200	42,9400	18,5350	10,6734
IMBI	64	0	64	0,3100	1,0000	0,6392	0,1998
MPI	64	0	64	2,7800	18,9500	7,0847	3,0235

Les valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Valeur propre	3,7391	2,5687	1,8689	0,8588	0,6640	0,4118	0,3282	0,2572	0,1662	0,1076	0,0294
Variabilité (%)	33,9919	23,3519	16,9897	7,8072	6,0365	3,7440	2,9840	2,3383	1,5112	0,9778	0,2673
% cumulé	33,9919	57,3439	74,3336	82,1408	88,1774	91,9214	94,9054	97,2437	98,7549	99,7327	100,0000

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Cd	3,8307	8,9782	4,2530	50,7090	10,1698	0,8521	3,9835	5,0856	5,2263	4,1684	2,7435
Pb	11,4238	1,6603	18,5682	6,3379	0,3404	2,9002	8,5982	28,3774	0,6749	7,6916	13,4272
Ni	3,1062	9,5123	14,2468	0,0161	41,9621	16,6777	3,0330	4,4393	0,1757	2,7143	4,1165
Mn	8,5158	10,4661	6,4558	7,2781	4,1877	27,5966	20,6493	3,6491	3,4872	3,7007	4,0137
Zn	5,0921	16,4314	4,3875	4,2550	21,3857	13,2427	11,6830	1,9445	11,0757	9,7153	0,7871
As	17,6837	1,4871	4,7485	0,8397	16,7534	3,6442	1,0945	2,0101	27,9086	20,7486	3,0816
Cu	5,9616	0,0167	28,8905	1,1322	2,2658	30,7415	14,6654	13,3682	0,0763	2,3800	0,5017
IC	0,0306	24,6174	5,9391	19,5848	0,0046	3,9989	2,8853	1,0862	24,3472	16,5504	0,9556
IGS	0,1294	25,7101	9,7807	8,8790	0,4899	0,3092	0,0314	0,9975	20,1262	32,2287	1,3179
IMBI	18,5129	1,0921	2,7234	0,8447	2,1517	0,0025	33,1948	34,6007	5,2862	0,0889	1,5020
MPI	25,7134	0,0282	0,0063	0,1235	0,2889	0,0343	0,1816	4,4413	1,6159	0,0132	67,5533

Annexes

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Cd	3,8307	8,9782	4,2530	50,7090	10,1698	0,8521	3,9835	5,0856	5,2263	4,1684	2,7435
Pb	11,4238	1,6603	18,5682	6,3379	0,3404	2,9002	8,5982	28,3774	0,6749	7,6916	13,4272
Ni	3,1062	9,5123	14,2468	0,0161	41,9621	16,6777	3,0330	4,4393	0,1757	2,7143	4,1165
Mn	8,5158	10,4661	6,4558	7,2781	4,1877	27,5966	20,6493	3,6491	3,4872	3,7007	4,0137
Zn	5,0921	16,4314	4,3875	4,2550	21,3857	13,2427	11,6830	1,9445	11,0757	9,7153	0,7871
As	17,6837	1,4871	4,7485	0,8397	16,7534	3,6442	1,0945	2,0101	27,9086	20,7486	3,0816
Cu	5,9616	0,0167	28,8905	1,1322	2,2658	30,7415	14,6654	13,3682	0,0763	2,3800	0,5017
IC	0,0306	24,6174	5,9391	19,5848	0,0046	3,9989	2,8853	1,0862	24,3472	16,5504	0,9556
IGS	0,1294	25,7101	9,7807	8,8790	0,4899	0,3092	0,0314	0,9975	20,1262	32,2287	1,3179
IMBI	18,5129	1,0921	2,7234	0,8447	2,1517	0,0025	33,1948	34,6007	5,2862	0,0889	1,5020
MPI	25,7134	0,0282	0,0063	0,1235	0,2889	0,0343	0,1816	4,4413	1,6159	0,0132	67,5533



Seasonal distribution of cadmium, lead, nickel, and magnesium in several tissues of mussels from the Algerian coasts

Khaled Abderrahmani^{1,2} · Mostefa Boulahdid¹ · Naima Bendou³ · Amel Aissani³

Received: 2 January 2020 / Accepted: 30 March 2020
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020

Abstract

This study aims to investigate the distribution of heavy metals (Cd, Pb, Ni, and Mn) in different organs of two marine mussel species, *Perna perna* collected from Figuier site and *Mytilus galloprovincialis* sampled from Sercouf and Algiers port sites of the Algerian coast. Thirty individuals (>5 cm length) were seasonally sampled over a 1-year period from each site, and condition index (CI) and gonado somatic index (GSI) of mussels were calculated. The gill, digestive gland, rest of soft tissues, and gonad were accurately isolated and heavy metal contents were analyzed by ICP-MS. Heavy metal results, expressed on µg/g dry weight, ranged from 0.1 to 2.6 Cd, 0.1 to 17.15 Pb, 0.36 to 25.7 Ni, and 3.68 to 74.76 Mn. Thus, typical distribution of studied metals in various organs of mussels was found. In fact, the digestive gland followed by gill revealed significantly high metal concentrations. However, gonad showed low heavy metal contents. Different patterns of heavy metal distribution in various organs of mussels were found at the three sampling sites. High levels of Cd, Pb, Ni, and Mn were detected in mussels of Sercouf, Algiers port, and Figuier sites, respectively. According to the Algerian and European norms, mussels collected from all sites were healthy except those of Algiers port sampled in autumn and winter seasons where lead contamination was found.

Keywords Heavy metals · Distribution · Mussels · Organs · Bioaccumulation · Algerian central coast

Introduction

In recent years, the marine environment received considerable amounts of pollutants, due to the technological development of the industry sector (UNEP 1993; Airas 2003; Aarabe, 2004) in order to cover the growing demand of different fields. Contaminants reaching the sea from various sources may affect aquatic plants and animals (Spada et al. 2013; Remili and

Kerfouf, 2013; Rouane-Hacene 2013). Human beings are not sheltered from these impacts of consuming and exploiting different marine resources. There are several methods to study and evaluate the environmental health of marine biotope in their different compartments such as water and sediment. However, the use of marine organisms for environment study provides us more information on the availability and the contamination level of pollutants in the body (Geffard 2001; Jitar et al. 2013).

Mussels are highly recommended in programs and networks for monitoring the marine environmental quality (Mussel Watch, RNO, RINBIO..., etc.) due to their ability to filter large volumes of water and accumulate several contaminants present in the environment (Stewart, 1999; Stankovic et al. 2012; Li et al. 2015, Azizi et al. 2018; Firth et al. 2019). In addition, they are characterized by a wide geographical distribution, representativity in the studied ecosystem and their ease of sampling. These benefits have qualified them as an excellent bio indicator of marine ecosystem health (Viarengo and Canesi 1991; Vlahogianni et al. 2007; Stankovic et al. 2012; Spada et al. 2013).

Heavy metals, mainly introduced in the environment by anthropogenic (human-made) sources, are divided into two groups: (a) essential (Cu, Mn, Zn, Fe, etc.) and non-

Responsible Editor: Philippe Garrigues

✉ Khaled Abderrahmani
khaled_abderrahmani@yahoo.fr

¹ Laboratoire des Écosystèmes Marins et Littoraux (ECOSYSMarL), Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), BP19, Campus Universitaire de Dely Ibrahim, Bois des Cars, 16320 Alger, Algeria

² Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et d'Aquaculture (CNRDPA), 11 Bd Colonel Amirouche, PO Box 67, 42415 Bou-Ismaïl, Tipaza, Algeria

³ Division Technologies et Développement (ex CRD) of SONATRACH, Avenue 1er novembre 1954, 35000 Boumerdès, Boumerdès, Algeria

essentials (Hg, Pb, Cd, As, etc.) according to metal's role in biological functions of living organisms. Metals are highly available in a marine environment with aromatic organic xenobiotic (PNUE 1999) and are among the most toxic contaminants (Azizi et al. 2018). Their low presence in the environment may cause adverse effects to living organisms (Viarengo 1985; Ramade 1998; Levinton 1995; Clark 1997; Drif 2012; Rouane-Hacene 2013).

Heavy metals present in the marine environment accumulate in mussel tissues mainly through filtration. In general, studies of environmental health in marine biotope use the whole soft tissue to reveal contamination level of these pollutants (Baltas et al. 2016). Studies on metal repartition in organs of mussels from natural sites are scarce, and provide utile information on the exposure state of organs to heavy metal pollutants. Therefore, the principal aim of this study is to investigate the seasonal distribution of heavy metal concentrations in various tissues (gills, digestive gland, gonad, and rest of soft tissues) of two different mussel species (*Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis*) from three sites of the Algerian coast.

Mussels are valuable seafood; they constitute a precious source of protein, vitamins, and essential minerals (Stankovic et al. 2012). However, in case of contaminations, potential health risks may occur when consuming contaminated mussels. Therefore, assessment of potential health risks for Algerian and European population upon consumption of mussels from Algerian coast has been evaluated and the sampling sites along the Algerian coastline have been classified based on metal levels in mussel samples.

Materials and methods

The study area

The study area covers three sites of the Algerian central coast (Fig. 1). The site of Figuier (36° 47' 02.88" N / 3° 31' 01.84" E) is located in the bay of Zemmouri, at 42 km from Algiers. This site is considered relatively clean due to the weak industrial activity, but at the same time, it is exposed to domestic discharges.

Sercouf site (36° 47' 51.96" N / 3° 18' 35.12" E) is located also in the bay of Zemmouri, very close to the periphery of Reghaia-Rouiba where two important industrial zones in Algeria are existent. The industrial discharges produced are heading to the sea by Reghaia river; therefore, mussels are exposed to significant pollution.

The third site, Port of Algiers (36° 46' 32.89" N / 3° 03' 45.90" E), occupies a particular geographical position either in the Mediterranean basin or national scale. Covering an area of about 126 ha, it is recognized as the first commercial port in Algeria. High significant contaminants reach this site by

different ways (wadis, domestic and industrial discharges, rejections of boats, etc.) which have a tendency to persist for a long time.

Sample collection, treatment, and analysis

Four seasonal samplings were carried out between June 2015 and May 2016 at three sites located in the Algerian central coast (Table 1). A special care was given to avoid collecting small individuals because bigger sized individuals (> 5 cm length) provide more and sufficient amount of samples for analyses. Samples were collected from rocky environment using a scalpel to detach mussels from hard substrate of the rocks. Thirty (30) collected individuals were put in plastic bags and transported to the laboratory in a cooler. Limestone, sediments, algae, and other organisms fixed to the shell were removed. The leg and byssus of each individual were also separated from the flesh to avoid all contamination induced by their contact with the hard substrate. Bi-distilled water was used to wash and clean the valves. The length and width were accurately measured by digital caliper 0–200 mm (resolution 0.01 mm).

The mussels were dissected and the gill, digestive gland, gonad, and the rest of soft tissues were isolated and put in four labeled pillboxes. The latter were weighed and frozen at a temperature of –20 °C. The samples were lyophilized, weighed, and crushed to a fine powder and stocked in plastic pots until analysis.

The treatment of samples for the trace metal determination was performed following a standardized method for analysis of AIEA (2004). After shaking sample pools for 2 min, a quantity of 0.5 g was digested with 5 ml of HNO₃ (65%) in labeled Teflon tube (50 ml) at 120 °C on a hot plate for 2 h 30 min. Blanks were prepared in a similar manner as samples, using only HNO₃. Heavy metal results are the mean of three replicate measurements of each sample.

Quality of experimental work was checked by using the certified reference material of mussel tissue (IAEA – MESL-ILC- TE /BIOTA 2017). The found values were consistent with those certified of IAEA. The recovery for cadmium, lead, nickel, and manganese varied between 90 and 107% and low standard deviations were registered (Table 2).

The concentration of cadmium, lead, nickel, and manganese in all samples was measured by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) (Agilent 7700x) in Technologies and Development Division of SONATRACH.

Physiological index

Condition index

The condition index (CI), corresponds to the rapport between the wet weight of whole soft tissue and the mussel total weight

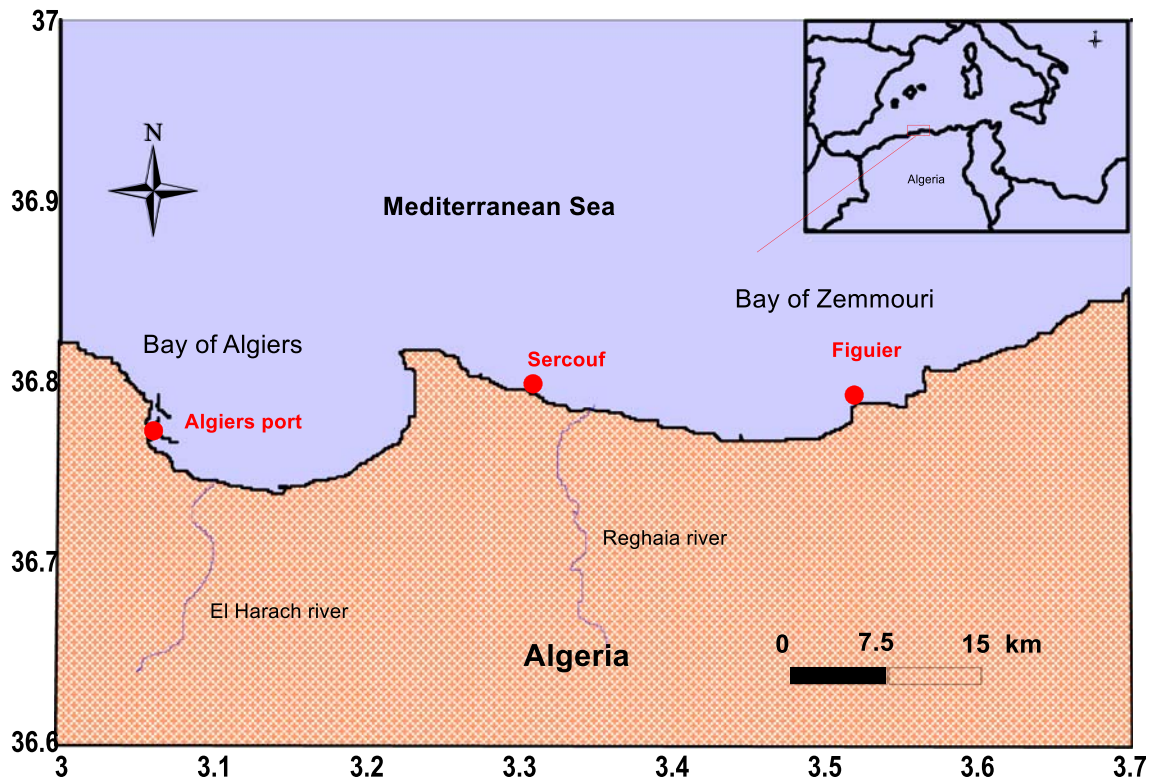


Fig. 1 Localization of mussel sampling sites. Figuier, Sercouf, and Algiers port

(soft tissue and shell) × 100, provides information about the physiological condition and the growth of mussel (Andral et al., 2004); therefore, it is considered an indicator for mussel health (Bajt et al. 2019).

Gonad somatic index

The gonad somatic index (GSI) represents the rapport among the wet weight of gonad and the whole soft tissue × 100. This

index allows us to follow the temporal production of gamete and locate the spawning period of mussels.

Statistical analysis

In the objective to examine if mussel organs (gill, digestive gland, rest of soft tissues, and gonad) had a similar or a different metal level during the same season at each sampling site, a multi organs comparison of data was conducted using

Table 1 Sampling dates, mussel species, biometric characteristics, condition index, and gonad somatic index of mussel from Figuier, Sercouf, and Algiers port sites

Site	Sampling date	Mussel species	Length	Width	IC	IGS
			mean ± sd mm	mean ± sd mm	Mean %	Mean %
Figuier	22/06/2015	<i>Perna perna</i>	53.24 ± 2.88	24.20 ± 1.57	27.8	20.57
	28/09/2015		56.35 ± 4.93	24.55 ± 2.08	18.76	10.83
	21/01/2016		58.71 ± 3.78	24.44 ± 2.42	12.7	7.12
	22/05/2016		64.75 ± 2.95	26.9 ± 1.87	24.18	22.73
Sercouf	25/06/2015	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	63.75 ± 5.53	36.34 ± 2.63	31.64	42.94
	05/10/2015		57.16 ± 3.36	31.17 ± 2.17	24.75	20.54
	04/03/2016		56.79 ± 5.14	30.57 ± 1.4	18.24	15.87
	14/05/2016		62.54 ± 3.59	32.46 ± 2.08	28.14	18.95
Algiers port	28/06/2015	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	62.43 ± 2.94	31.93 ± 2.54	38.25	38.36
	22/10/2015		50.12 ± 4.82	28.07 ± 2.44	26.82	24.61
	25/02/2016		51.44 ± 1.97	28.75 ± 2.04	18.39	3.02
	28/05/2016		53.32 ± 2.48	29.78 ± 2.14	29.17	27.17

Table 2 Certified and measured values of heavy metal concentrations for the standard sample (Biota. IAEA-MESL ILC TE BIOTA-2017)

Metal	Assigned value	Measured value	Recovery %
Cd	0.32	0.29	90%
Pb	0.606	0.654	107%
Ni	4.09	3.812	92%
Mn	15.4	14.31	93%

analysis of variance (ANOVA) after checking the normality of data and application of Tukey’s test if significant differences ($p < 0.05$) exist. Further, multivariate analysis (principal component analysis PCA) was performed to follow the studied heavy metal concentrations trend in various organs of mussels from all sampling sites. Statistical analysis was carried out by using the software package XLSTAT (2019.3.2 for Windows).

Individual Multimetal Bioaccumulation Index

To determine the mean charge of all the studied trace elements in each tissue, the Individual Multimetal Bioaccumulation Index (IMBI) was calculated as follows (Maes et al. 2005):

$$IMBI = \frac{\sum_{i=1}^n ci/cimax}{n} \tag{1}$$

with n the total number of studied metals, C_i the individual concentration of heavy metal i , C_{imax} the found maximal concentration of heavy metal i , and $0 < IMBI < 1$.

Health risk assessment

One of the objectives of this study is to evaluate health risk to consumers of mussels for all studied sites. The critical values of the heavy metals in mussel were measured in OST (the overall soft tissue) expressed in wet weight. Thus, the concentration of heavy metals in mussels OST was performed using heavy metal results of studied organs and their weight, then the dry weight concentrations were converted to wet weight basis.

Results

Physiological index

Condition index

The highest CI (condition index) values 27.64, 31.64, and 38.25 (Fig. 2a) have been recorded in the summer period at the Figuier, Sercouf, and Algiers port, respectively. Then, CI

values decreased remarkably during the autumn and winter seasons, reaching minimum values of 12.7, 18.24, and 18.39 at Figuier, Sercouf, and Algiers harbor, respectively. During the spring season, CI increased rapidly in all studied sites. During all sampling seasons, it should be noted that CI values of mussel species *Perna perna* at Figuier were the lowest compared with *Mytilus galloprovincialis* species distributed in the two other sites.

Gonad somatic index

The seasonal variation of GSI (gonad somatic index) presented in Fig. 2b is practically similar to the condition index pattern. High levels were found in summer either for Sercouf or Algiers port showing respectively rate of 42.94 and 38.36, whereas a value of 22.73 was registered for Figuier site in spring. GSI of mussels (at three sites) decreased significantly over autumn and winter seasons. This could be explained by the high gonad release (spawning) before sampling. In spring period, GSI values increased considerably in all the sites with highest level registered at Algiers port.

Heavy metal concentrations in organs of mussels (µg/g dry weight)

The cadmium (Cd)

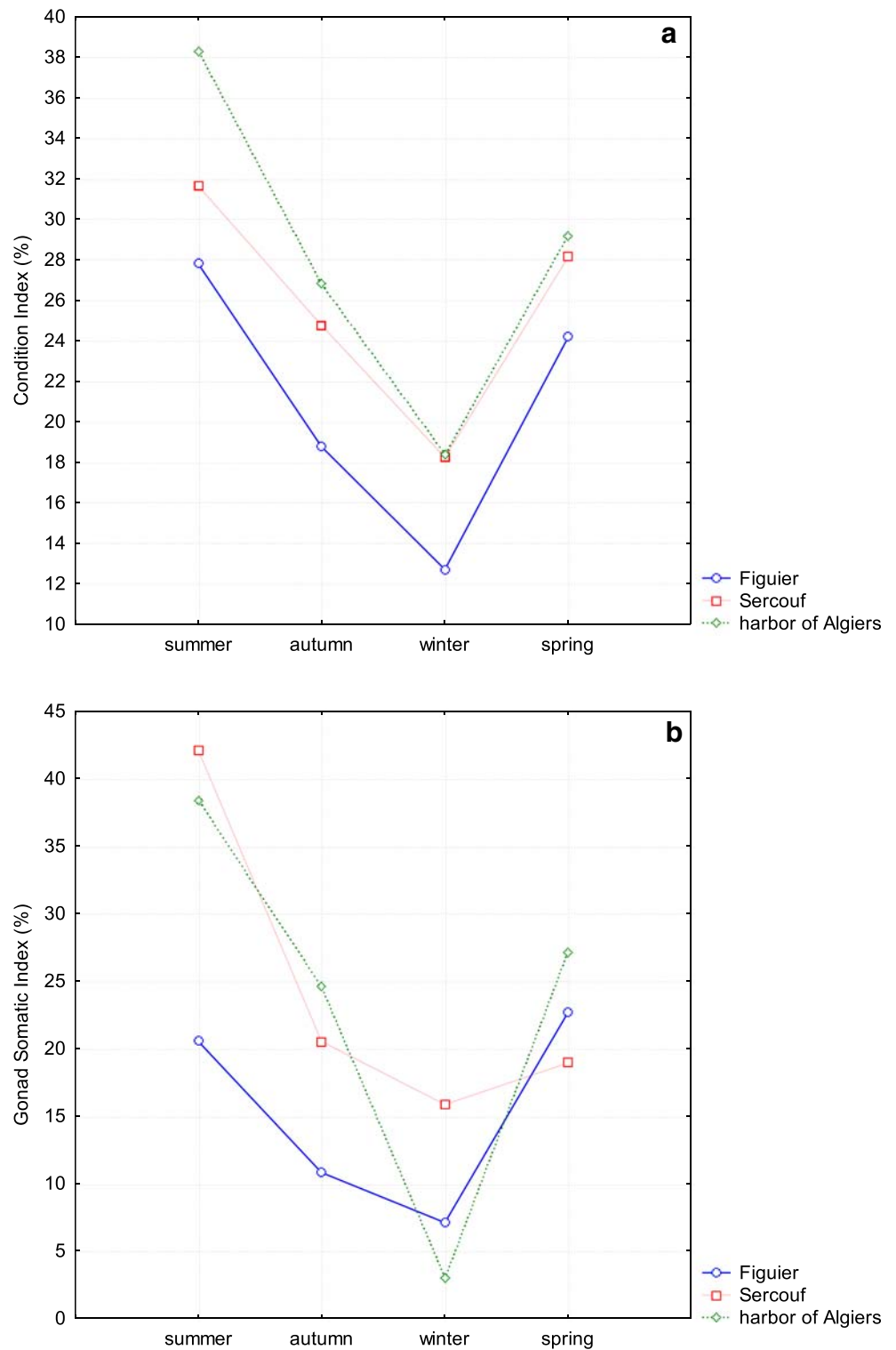
The concentrations of cadmium in different organs of mussel reported in Fig. 3 ranged from 0.1 (gonad in autumn) to 0.7 (gill in winter) at Figuier, 0.14 (gonad in winter) to 2.6 (rest of soft tissues in summer) at Sercouf, and 0.12 (gonad in spring) to 0.66 (digestive gland in winter) at Algiers port.

For mussels collected at Figuier, far high Cd concentrations were found in both organs gill (winter and autumn) and digestive gland (summer and spring) compared with the remainder organs. During the four sampling seasons, moderate and low Cd contents were detected in RST (rest of soft tissues) and gonad, respectively.

For mussels of Sercouf, Cd contents in summer were significantly high in RST and high in digestive gland; however, they were low in the gill and gonad. Similar high level of Cd was observed in autumn for the gill and RST. The decrease order of Cd concentration in the studied organs over winter and spring was digestive gland > RST > gill > gonad.

Cd levels in organs of mussels sampled at Algiers port were much higher in the digestive gland throughout all sampling seasons; they were high in RST (winter and spring) and gill (spring) and moderate in the other seasons. Practically, low concentrations were found in the gonad over all the sampling seasons.

Fig. 2 Seasonal variation of condition index (a) and gonad somatic index (b) at three sampling sites



The lead (Pb)

The seasonal lead concentrations in various organs of mussel (Fig. 3) range from 0.1(gonad in winter) to 4.07(digestive gland in spring), 0.31(gonad in autumn) to 4.9 (RST in summer), and 1.61(gonad in summer) to

17.15 (gill in autumn), at Figuiet, Sercouf, and Algiers port, respectively.

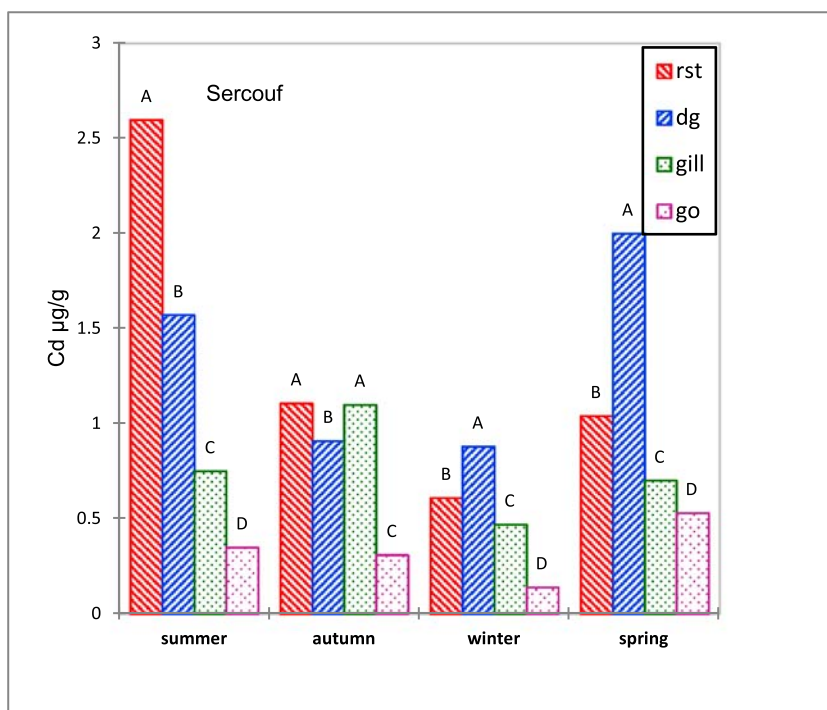
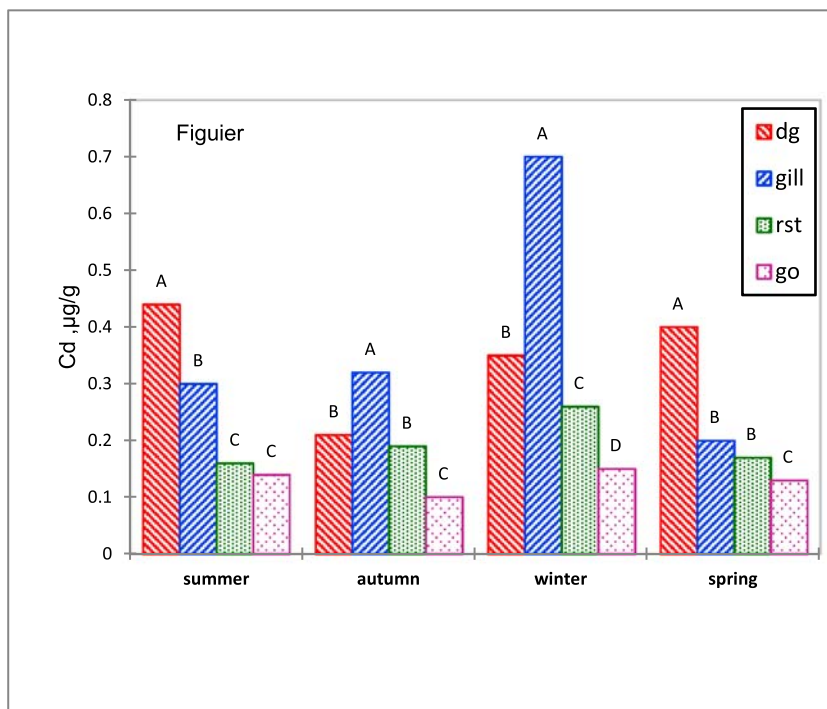
Pb contents of Figuiet mussels showed a significant variation from summer to spring, high levels were recorded during spring and summer. However, low levels were recorded during autumn and winter. Highest

concentrations of Pb were found in the digestive gland (spring) and the gill (autumn and winter) compared with those in other organs. During summer, the distribution

of Pb in different organs was found as follows: digestive gland > gill > gonad > RST.

For Sercouf mussels, significantly high Pb concentrations were found in the RST (summer), gill (autumn), and the

Fig. 3 Seasonal variation of Cd, Pb, Ni, and Mn in organs of mussels. Gill; digestive gland (dg); gonad (go), and rest of soft tissues (rst) at Figuiet, Sercouf, and Algiers port. Same letter indicates no significant differences ($p > 0.05$, ANOVA test)



digestive gland (winter and spring). However, moderate (spring) and low (summer, autumn, and winter) concentrations were found in gonad.

In mussels of Algiers port, all organs were Pb loaded in autumn and winter seasons compared with those in summer

and spring seasons. RST showed a great Pb content similar to the gill and digestive gland in winter. For the remainder seasons, in general, the decrease order of Pb concentrations in organs was gill > digestive gland > RST > gonad.

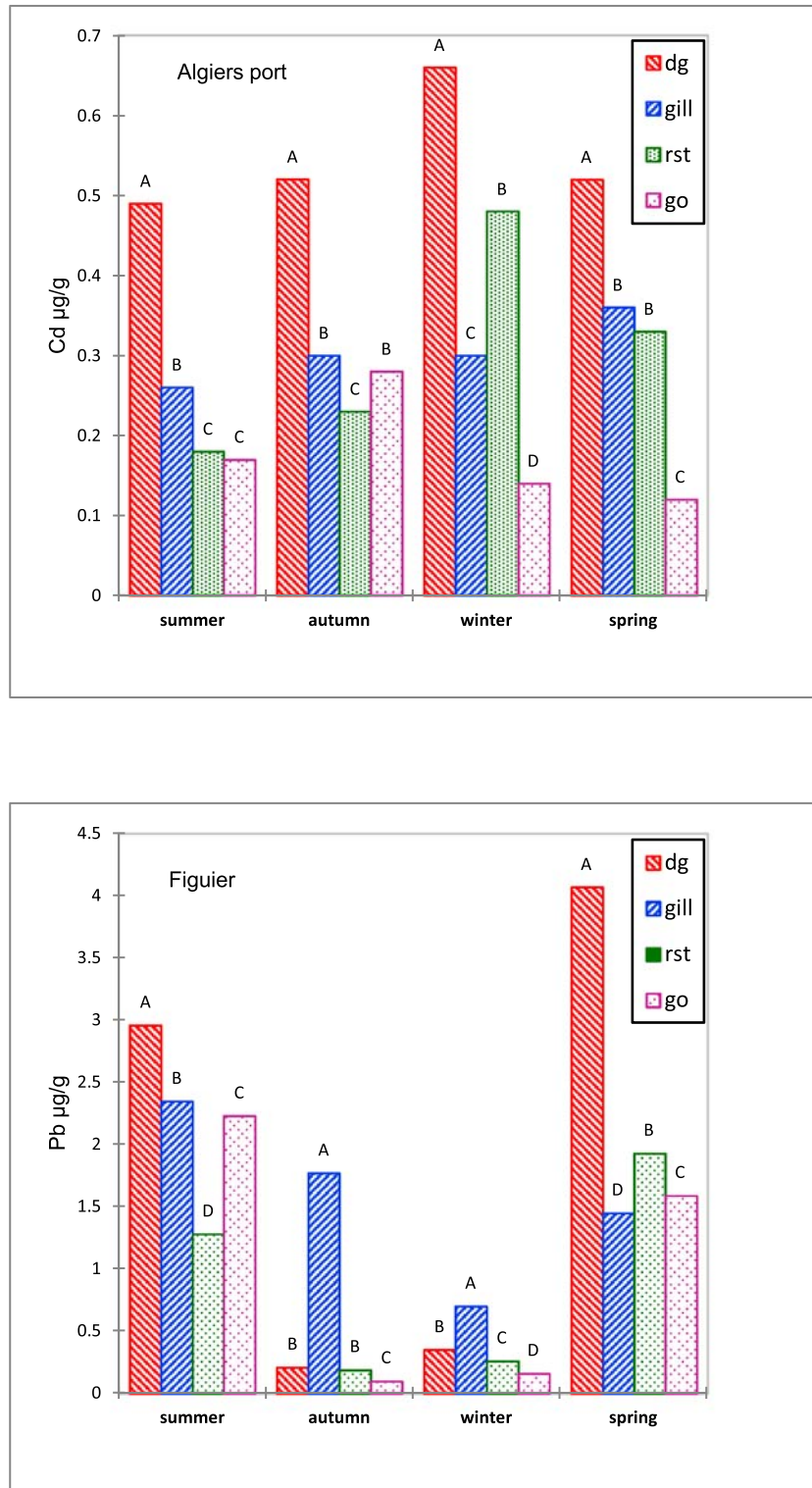


Fig. 3 (continued)

The nickel (Ni)

The average nickel concentrations in different mussel organs were in the range of 4.11 (gonad in spring) to 25.7 (digestive gland in summer), 0.47 (gonad in winter) to 9.64 (gill in winter), and 0.36 (gonad in spring) to 5.19 (digestive gland in

summer) for mussels collected respectively from Figuier, Sercouf, and Algiers port sites. Therefore, at Figuier, significant Ni content was found in the digestive gland followed by gonad in summer. The same pattern of Ni distribution in organs of mussels was observed in autumn and winter; indeed, the decrease Ni order was gill > digestive gland > RST >

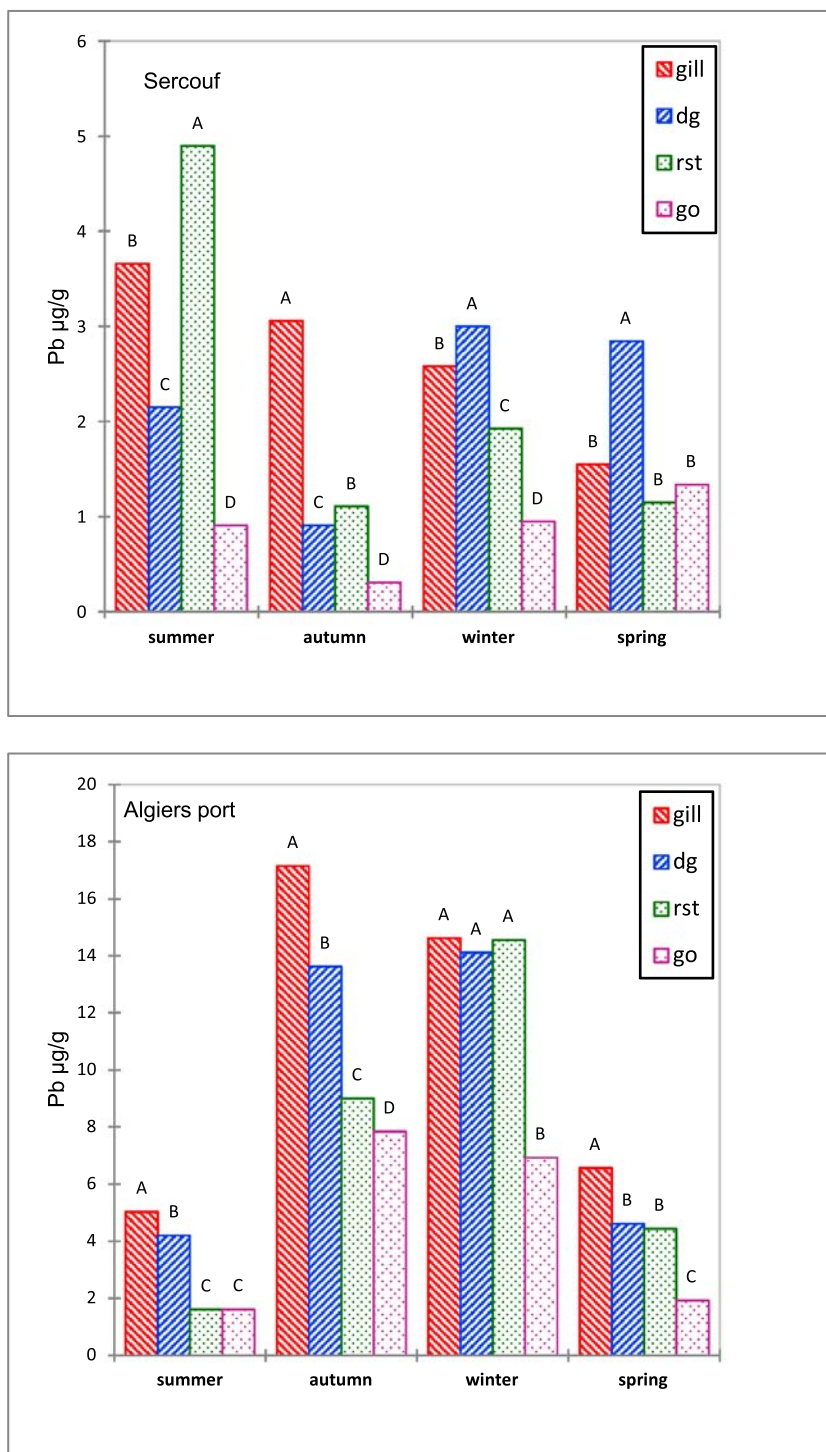


Fig. 3 (continued)

gonad. In spring, high Ni content was recorded in digestive gland than in gill, RST, and gonad.

For Sercouf mussel, far high Ni levels were found in the gill (winter) and the digestive gland (spring) compared with the remainder organs; similar Ni contents (not far) were found in gills, digestive glands, and gonads throughout summer and

autumn seasons with highest levels found in the digestive glands.

All organs of Algiers port mussels were more Ni loaded over summer and autumn than in winter and spring seasons. On the other hand, significant Ni contents were found in all digestive gland samples compared with the other organs with the

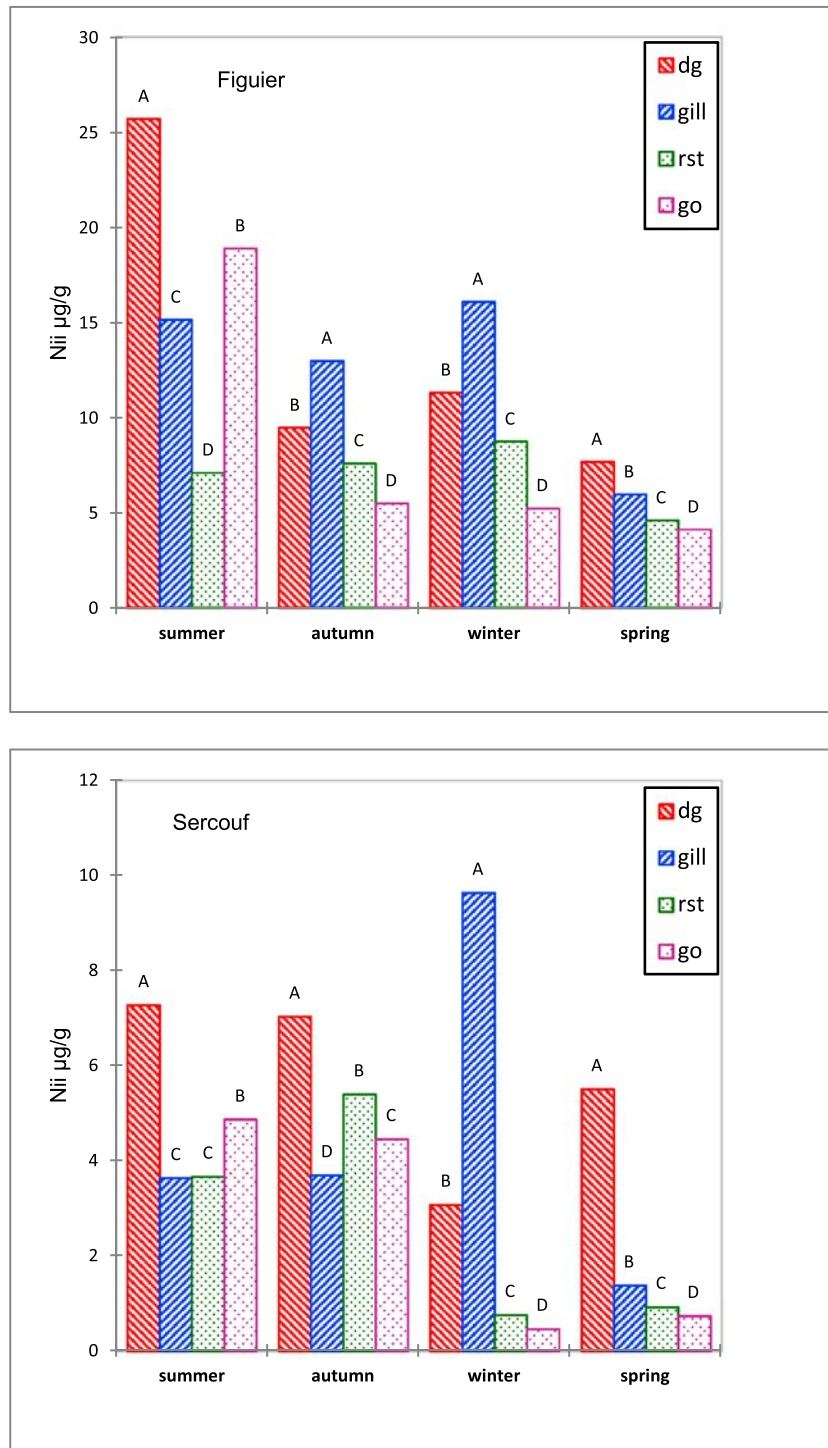


Fig. 3 (continued)

maximum level registered in spring (more than 3 times). Similar Ni concentrations were found for the gill and RST during autumn and spring; however, significant differences of Ni concentration in different studied organs were observed over winter and summer.

The manganese (Mn)

The Mn concentrations in mussel organs ranged from 6.46 (gill in summer) to 74.76 (digestive gland in winter) at Figuiet, 4.36 (RST in summer) to 21.08 (gill in winter) at

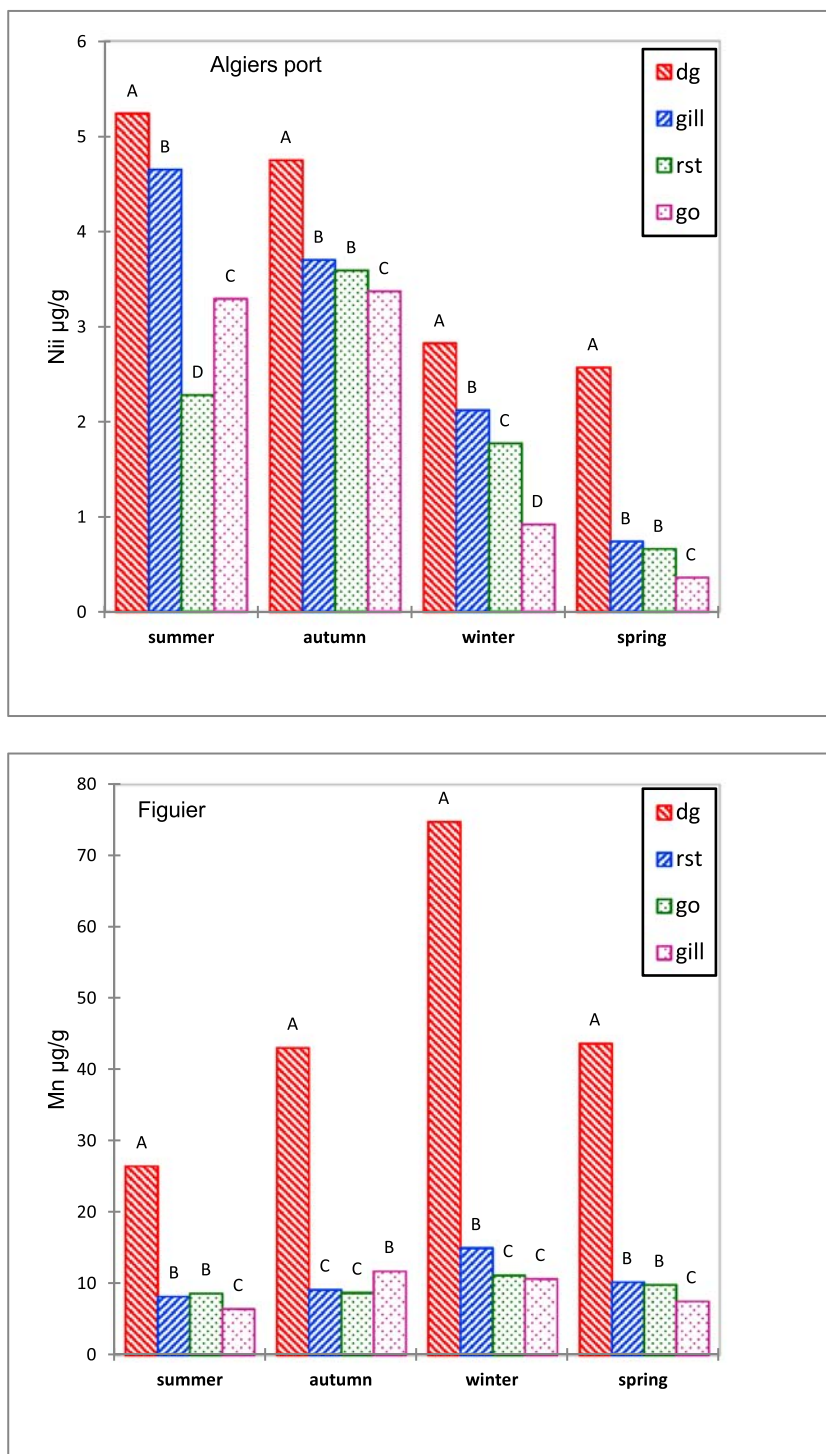


Fig. 3 (continued)

Sercouf, and 3.68 (gonad in summer) to 12.79 (digestive gland in winter) at Algiers port.

Much far higher Mn concentrations were found in the digestive gland of mussels collected at Figuier, during all sampling seasons (from 3 to 5 times larger than other organs); not far

Mn concentrations were found for the three organs gill, RST, and gonad throughout the four sampling seasons.

At Sercouf site, high Mn contents were found in the gill followed by the digestive gland during both summer and autumn seasons. However, moderate Mn contents were found in RST and gonad. Mn content over winter was significantly

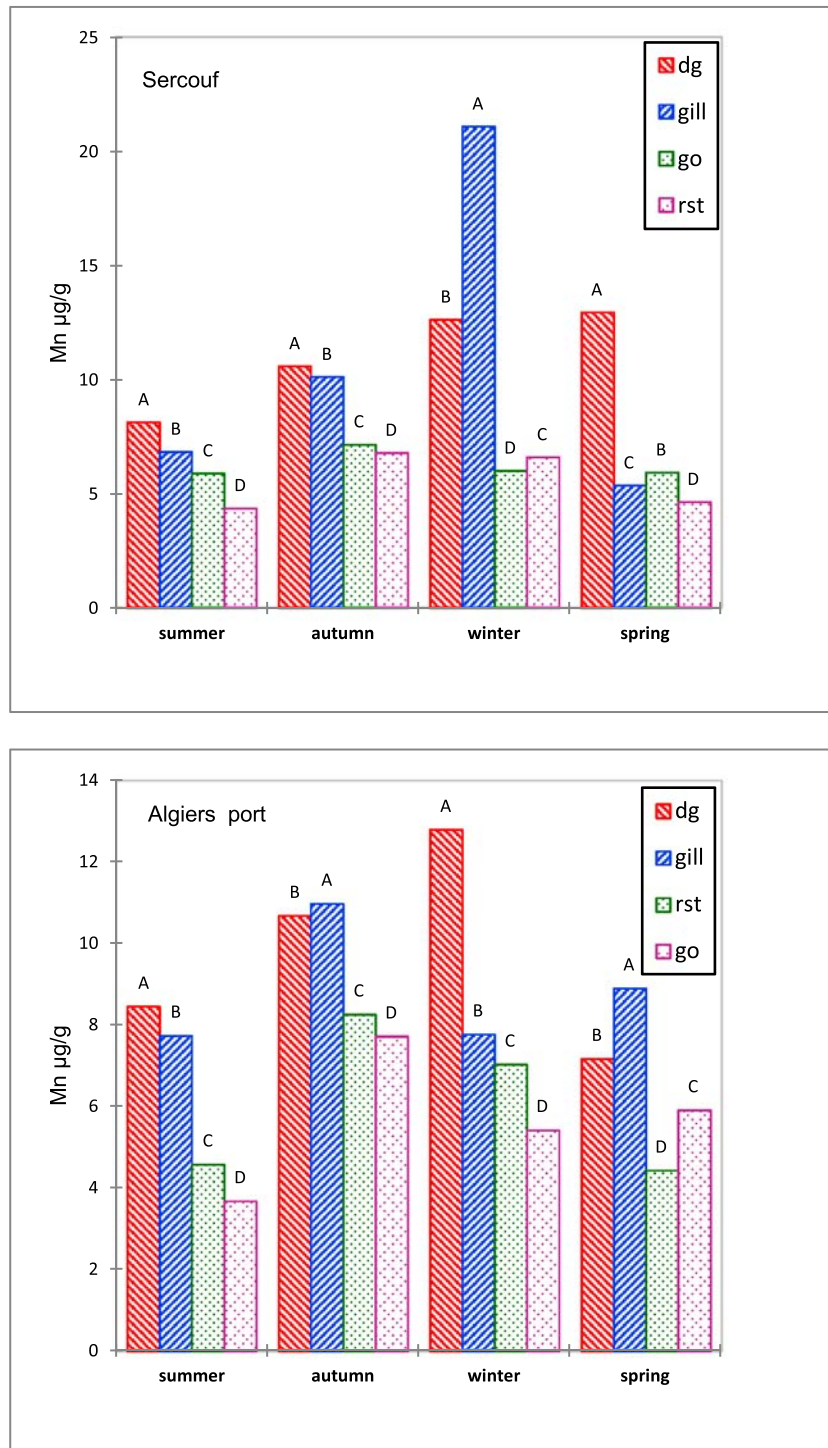
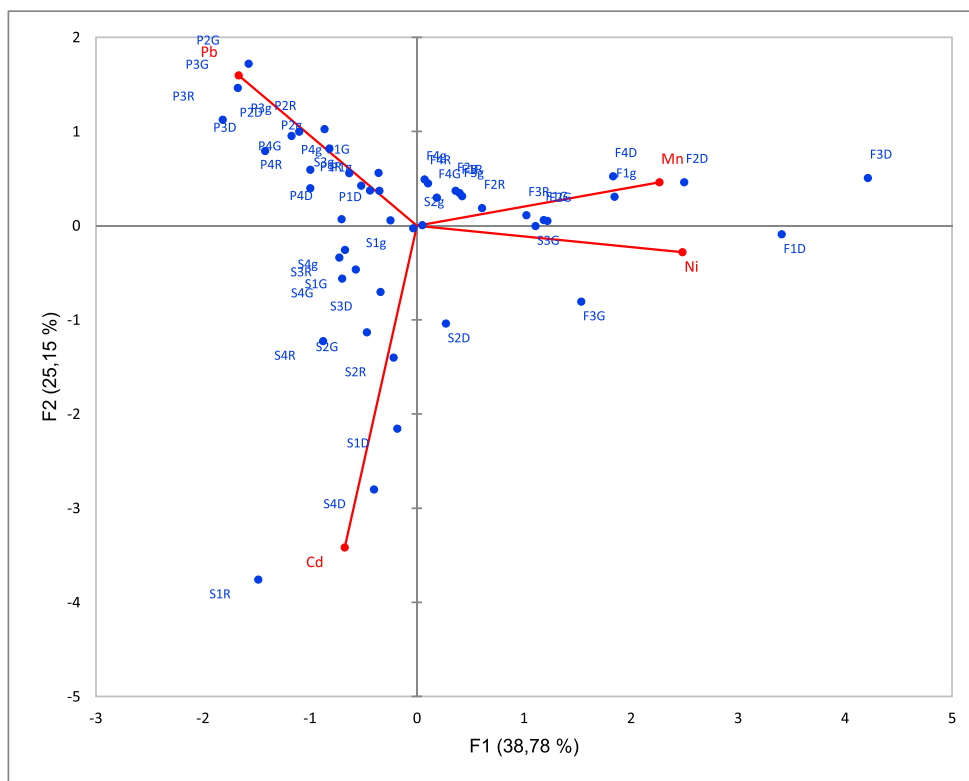


Fig. 3 (continued)

Fig. 4 Projection of studied heavy metals and mussel organs on the plan factorial (1×2) (with F, Figuier; S, Sercouf; P, Algiers port; 1, summer; 2, autumn; 3, winter; 4, spring; G, gill; D, digestive gland; g, gonad; R, rest of soft tissues)



high in the gill and high in the digestive gland compared with RST and gonad. In spring seasons, far high concentration was observed in the digestive gland compared with the gill, RST, and gonad.

At Algiers port, Mn concentrations were low (summer) and relatively high (autumn) in both RST and gonad. Conversely, they were notable in both organs gill and digestive gland over the same seasons. In winter season, far high Mn content was found in digestive gland compared with the remainder organs. The decreasing order of Mn concentration in organs of mussels during spring was gill > digestive gland > gonad > RST.

Statistical data analysis

ANOVA results (Fig. 3) showed that in 60.41% (29/48 of cases), significant differences of heavy metal concentrations were registered among all organs of mussels at three sites. Thus, the biggest rate of 81.25% was registered for Sercouf

mussels, while low rate of 50% was recorded at Figuier and Algiers port sites. On the other hand, in 39.58% (19/48) of overall comparison results, at least two organs of mussels had significantly different level of heavy metal content. In fact, a great rate of 50% was recorded at Algiers port and Figuier, whereas a low rate of 18.75% was registered at Sercouf.

PCA of metal results in mussel organs (Fig. 4) indicated that the two principal components (F1 and F2) explained 63.94.6% of the total data variance. The first component Fact1 (contribution of 38.81%) had good positive correlation with both Ni and Mn metals and negative correlation with Pb. However, the second component Fact2 (contribution of 25.13%) was negatively correlated with Cd.

The projection of mussel organs on the factorial plan (1×2) revealed clear specific distribution of organs at three sites; indeed, organs of Figuier mussels (especially digestive gland and gill) showed high level of both metals Mn and Ni. However, significant Pb contents were found in organs of

Table 3 Seasonal IMBI values of mussel organs, gill, digestive gland (DG), gonad and RST at Figuier, Sercouf, and Algiers port sites

	Summer				Autumn				Winter				Spring			
	Gill	DG	RST	Gonad	Gill	DG	RST	Gonad	Gill	DG	RST	Gonad	Gill	DG	RST	Gonad
Figuier	0.58	1	0.34	0.53	0.82	0.62	0.37	0.25	0.79	0.68	0.37	0.23	0.45	1	0.42	0.37
Sercouf	0.59	0.76	0.76	0.43	0.87	0.78	0.69	0.42	0.85	0.73	0.43	0.2	0.39	1	0.36	0.33
Algiers port	0.83	0.96	0.42	0.43	0.84	0.94	0.62	0.6	0.71	0.99	0.73	0.36	0.74	0.88	0.52	0.33

Table 4 Seasonal heavy metal concentration ($\mu\text{g/g}$ wet weight) in whole flesh of three sampling sites and three maximum levels permissible (EC, Mersch, and Algerian MLP)

	Metal	Cd	Pb	Ni	Mn	
Figuier	Summer	0.07	0.65		4.68	3.64
	Autumn	0.08	0.28		3.48	5.22
	Winter	0.12	0.12		3.4	6.62
	Spring	0.07	0.63		1.68	4.76
Sercouf	Summer	0.37	0.83		1.34	1.72
	Autumn	0.25	0.37		1.36	2.23
	Winter	0.14	0.55		1	3.09
	Spring	0.27	0.39		0.39	1.61
Algiers port	Summer	0.06	0.7		0.98	1.5
	Autumn	0.08	3.13		1.05	2.55
	Winter	0.12	3.67		0.53	2.15
	Spring	0.08	1.16		0.26	1.73
MLP (maximum level permissible)		1 (EC, 2014)	1.5 (EC, 2015)	12 (Mersch, 1993)	-	-
Algerian MLP (1997)		2	2		-	-

Algiers port mussels (mostly in gill, digestive gland, and RST). For Sercouf mussels, great amounts of Cd were found in RST, gills, and digestive glands.

Individual Mean (Multimetal) Bioaccumulation Index

The IMBI values (Table 3) in gills, digestive glands, RST, and gonads, respectively, ranged from 0.45 to 0.76, 0.62 to 1, 0.34 to 0.42, and 0.25 to 0.53 (Figuier), 0.39 to 0.87, 0.73 to 1, 0.36 to 0.76, and 0.2 to 0.43 (Sercouf), and 0.71 to 0.84, 0.83 to 0.99, 0.42 to 0.73, and 0.2 to 0.43 (Algiers port). The maximum IMBI value 1 (all maximum concentrations of heavy metals) was found (3 times) in the digestive gland in summer and spring at Figuier site and in spring at Sercouf. Generally, higher metal charge (IMBI) was found in both organs digestive gland and gill compared with remainder organs for mussels sampled at three sampling sites. For RST, highest IMBI values were found for mussels of Sercouf (in summer and autumn) and Algiers port (in winter). Only gonad of Figuier (summer) and Algiers port (autumn) mussels had an IMBI superior to 0.5.

Health risk assessment

During all sampling seasons, cadmium results of OST at different sites were well below the two maximum permissible levels fixed by Algeria (1997) ($2 \mu\text{g/g}$) and European commission (EC) (2014) ($1 \mu\text{g/g}$) (Table 4). Therefore, the cadmium contamination was absent in mussels of Figuier, Sercouf, and Algiers port. Regarding lead, mussels collected from Algiers port in autumn and winter had reflected much high levels (3.13 and $3.67 \mu\text{g/g}$, respectively), being above the Algerian maximum limit ($2 \mu\text{g/g}$) and more two times than the European limit value ($1.5 \mu\text{g/g}$), indicating that a great

health risk to consumers was present. For the other sites, lead concentrations were below $1.5 \mu\text{g/g}$, and mussels were authorized for human consumption.

All nickel concentrations in three studied sites did not exceed $4.68 \mu\text{g/g}$, so they were very low compared with the maximum level of $12 \mu\text{g/g}$ established by Mersch (1993).

The manganese is an essential metal for marine organism at low concentration, but it becomes toxic at high concentration. In our present study, the results of manganese did not reveal high concentrations; they were ranged from 1.5 to $6.62 \mu\text{g/g}$.

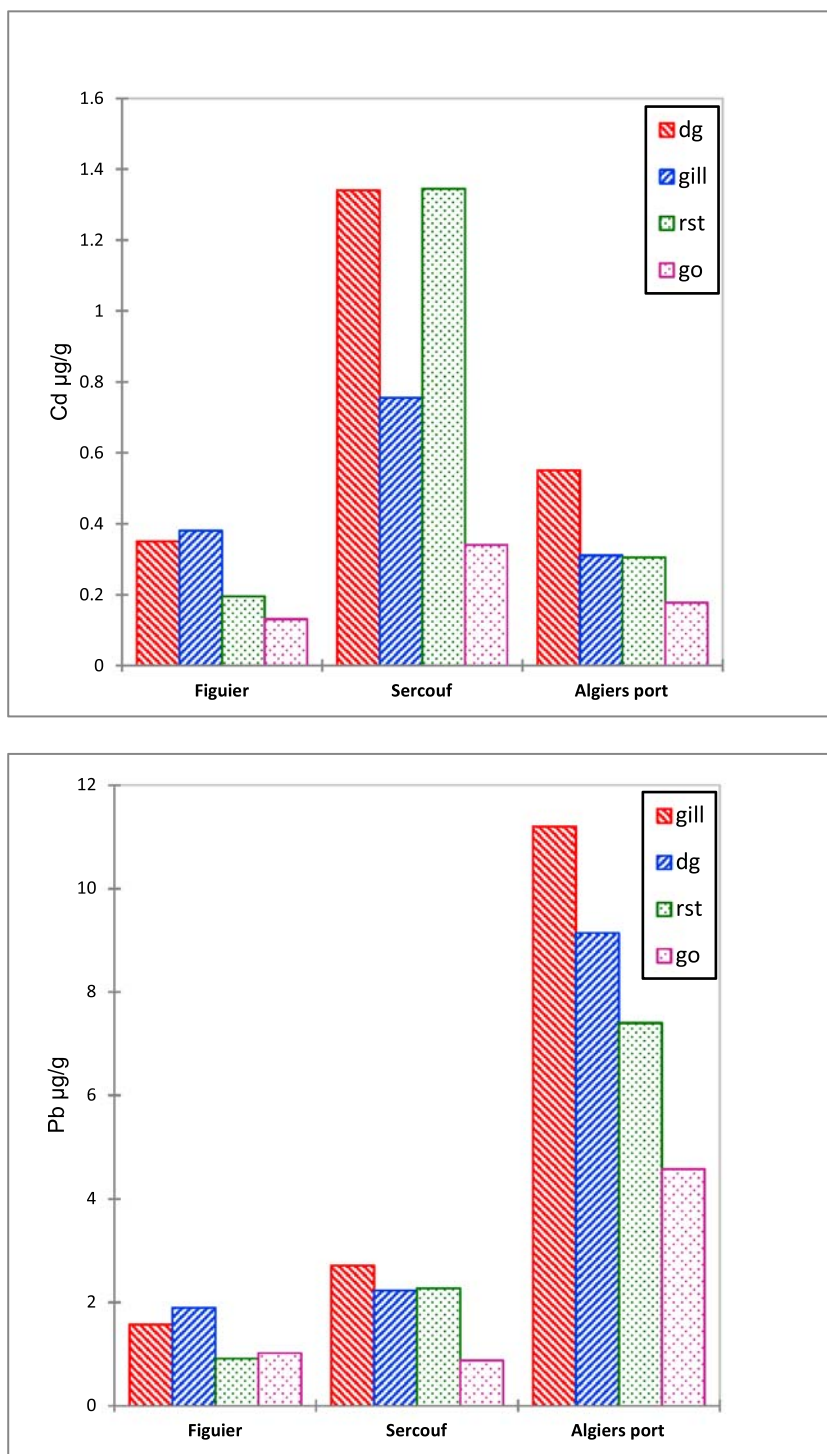
Discussion

The decrease of CI during autumn and winter could be explained by spawning process, mainly responsible for weight loss of individuals. Some other factors could affect CI of mussels such as food abundance, chlorophyll, salinity, and metabolic activity (Yildiz et al. 2006). Peharda et al. (2007) had revealed that the optimal conditions for growth of mussels and their somatic weight were in summer.

Heavy metal concentrations detected in mussel organs were the result of the net balance between the processes of capture-storage and excretions, due to the exposure to trace metal elements through water, food, sediment, and air (Neff 2002; Casas 2005).

The results of this study revealed a selective distribution of heavy metals in different mussel organs at three sampling sites. Globally, high metal concentrations were found in both organs digestive gland and gill. This result is due to a number of reasons; the digestive gland characterized by high metabolic activities (Jebali et al. 2014) ensures digestion functions and it is well known that the main pathway for heavy metal

Fig. 5 Annual mean concentration of Cd, Pb, Ni, and Mn in mussel organs gill, digestive gland (dg), gonad (go), and the rest of soft tissue (rst) at Figuiers, Sercouf, and Algiers port



absorption in mussel is by ingestion of food (Sreedevi et al. 1992). Hence, the introduction of contaminated food may significantly increase metal amount in this organ. Further, metallothioneins proteins that are much abundant in digestive gland play prominent role in metals bind and contribute to the excretion of non-essential metals (Sreedevi et al. 1992;

Viarengo et al. 1999; Chandurvelan et al., 2015; Li et al. 2015; Firth et al. 2019).

The gill guarantees feeding (by filtration) and respiration functions of mussels (Stankovic et al. 2012). Their high metal contents can be explained by the importance of heavy metal penetration through the trophic way and their permanent

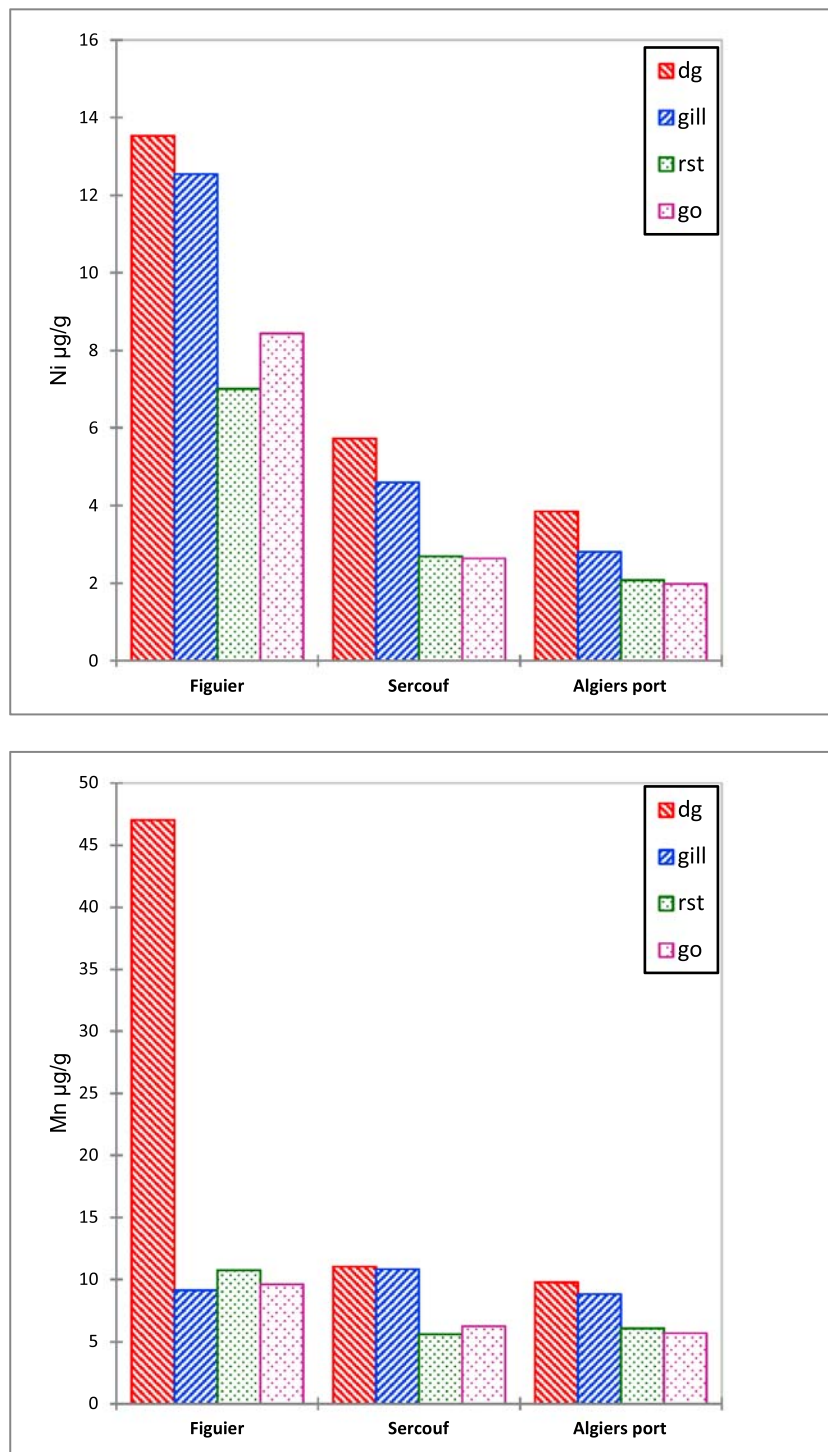
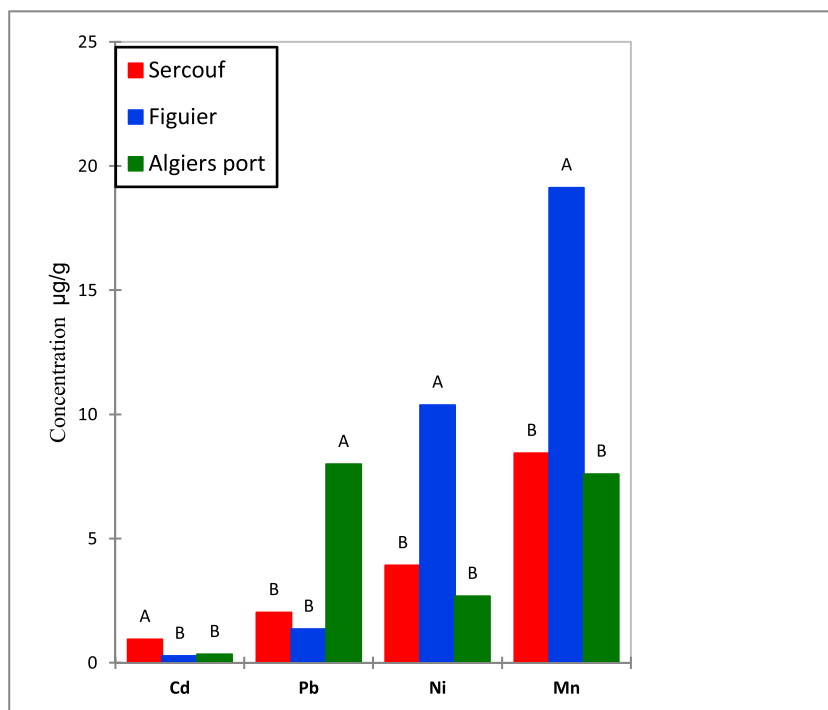


Fig. 5 (continued)

contact with water during the filtration process (Jebali et al. 2014; Sohail et al. 2016). Furthermore, the large surface area of gill, the chemical nature of ctenoidal mucus, the direct metal introduction by endocytosis, and the presence of metallothioneins are all factors that contribute to fixing metals within the gill.

Many authors had reported the high aptitude of two mussel organs gill and digestive gland in the storage process of heavy metals as Viarengo et al. (1990), Sreedevi et al. (1992), Amiard et al. (1993), Stien et al. (1998), Blasco and Puppò (1999), Vlahogianni et al. (2007), Peyrot et al. (2009), Cooper et al. (2010), Giarratano et al. (2011), Jebali et al. (2014),

Fig. 6 Comparison of studied heavy metal concentration in organs of mussels at three sampling sites. Same letter indicates no significant differences ($p > 0.05$, ANOVA test)



Belcheva et al. (2015), Chandurvelan et al. (2015), and Yigit et al. (2018).

The mussel RST showed low metal contents in comparison with the digestive gland and gill for the studied heavy metals. This result could be attributed to the limit ways of metals entering into the rest of soft tissues (mantle and muscle) by endocytosis, and the low heavy metals transport through hemocytes to interior organs. Conversely, in few cases, RST showed high heavy metal levels (for Cd, Pb, and Ni at Sercouf and Cd and Pb at Algiers port). This suggested that the decontamination of both organs gill and digestive gland was carried out through metallothioneins proteins and/or the high metal introduction in RST through passive diffusion, protein of transport in membrane, pinocytosis process, and the transfer of metals from gill and digestive gland.

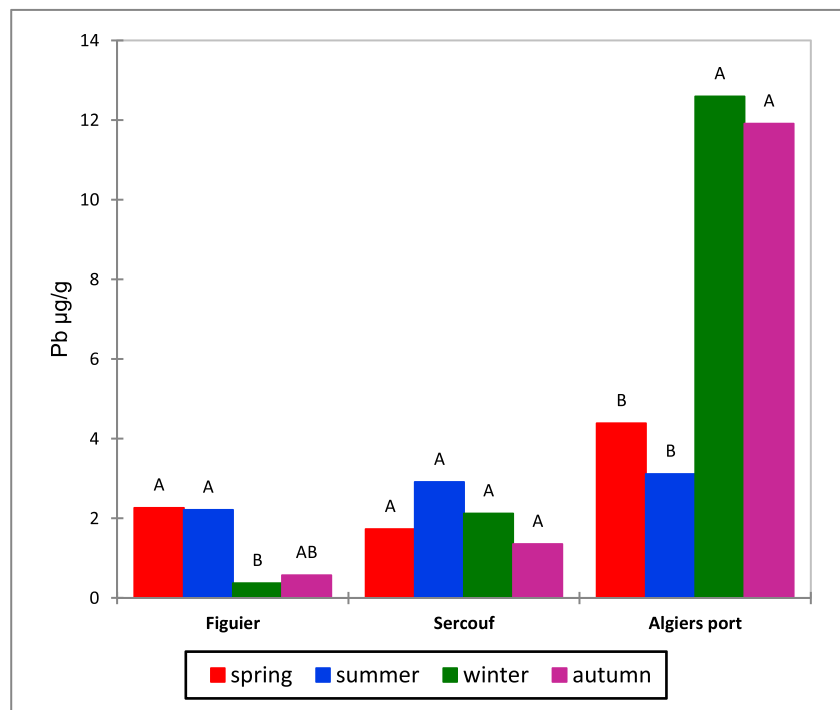
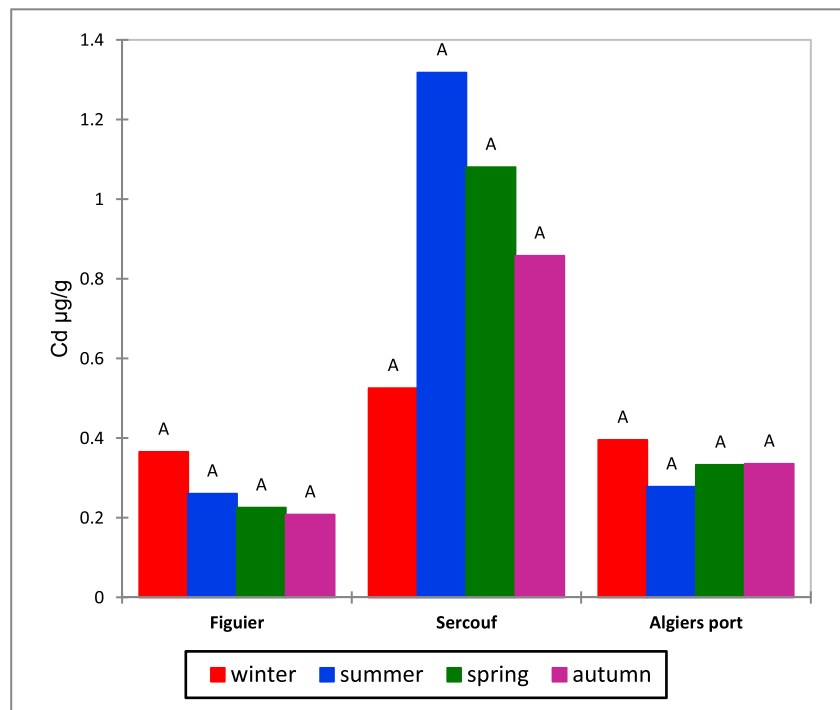
Gonad revealed low metal concentrations compared with the remainder organs for the non-essential metals (Cd and Pb), while as for the Mn and Ni, a relative enrichment of metal charge is observed at all sampling sites, sometimes exceeding the concentration detected in gill and RST. This result indicates slight contribution of gamete production in the non-essential heavy metal decontamination process in mussels (Cossa and Lassus, 1989; Wang and Fisher, 1998; Firth et al., 2019). Furthermore, several processes intervene in metal depuration such as the defecation, the loss via the permeable surface, passive desorption, the expulsion of granules (Phillips and Rainbow, 1994), the synthesis of byssus (Regoli, 1992), and shell (Cossa and Lassus 1989; Wang and Fisher 1998).

The annual mean concentrations of heavy metals in different organs presented in Fig. 5 showed distinct distribution of

heavy metals in the organs among the sites of sampling. Indeed, Cd was more concentrated in the gill and digestive gland at Figuiet; however, it was much concentrated in digestive gland and RST at Sercouf. At Algiers port, Cd was much abundant in digestive gland than in gill and RST. For Pb, at Figuiet site, high similar levels were found in both organs digestive gland and gill compared with RST and gonad. However, at Sercouf, the gill, digestive gland, and RST had similar level. At Algiers port, the gill followed by digestive gland and RST showed high amount of Pb. A similar pattern of Ni distribution in gills, digestive glands, RST, and gonads was observed at the three sampling sites with the decreasing abundance order of digestive gland > gill > RST and gonad. The annual average Mn contents were remarkably high in the digestive gland and low in the gill of Figuiet mussels. However, high Mn contents were found in both organs gill and digestive gland in mussel samples at Sercouf and Algiers port.

Heavy metal results of this investigation demonstrate clear distinct repartition of Cd, Pb, and Mn in different organs of mussels at Figuiet (*P. perna* species), Sercouf, and Algiers port sites (*M. galloprovincialis* species). This could be related to the significant disparity in the mechanism of heavy metal uptake storage and excretion due to the proper natural characteristics of each species. Furthermore, many environmental factors such as temperature, salinity, organic matter concentration (Kumar et al. 2015), pH, and biological factors as body size, sex, and reproductive and nutritional status of the individual (García-Navarro et al. 2017), as well as the heavy metal dose (Baudrimont et al. 2019), the speciation, the time

Fig. 7 Seasonal comparison of heavy metal concentration in organs of mussels at three sampling sites. Same letter indicates no significant differences ($p > 0.05$, ANOVA test)



of exposure, and the source of metal contamination (food, water or air), are all actively responsible of different patterns of heavy metal distribution in mussel organs. García-Navarro et al. (2017) reported that high concentrations of Cd and Pb were found in mussels exposed to multiple heavy metals compared with those exposed to simple heavy metal.

The heavy metal levels in various organs of mussels were significantly different among the sampling sites (Fig. 6), that highlight the distinct local exposure of mussels to pollution charge flux caused by various anthropogenic activities (industrial, agricultural, navigation, domestic, and urban discharge). According to the Pb results, mussels of Algiers port were very

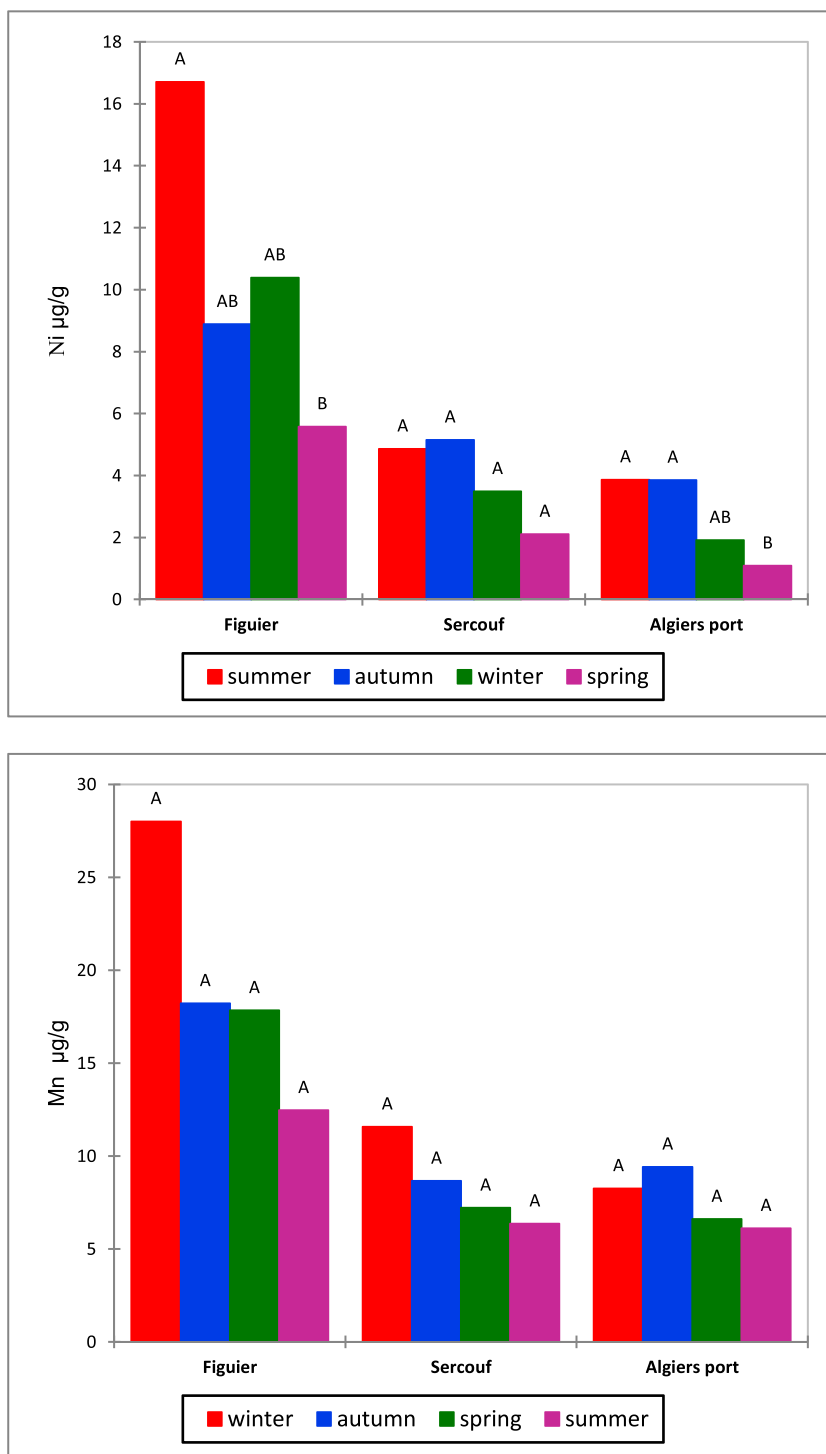


Fig. 7 (continued)

loaded compared with the other sites, and were contaminated in both autumn and winter seasons (exceeding the Algerian permissible limit). This may be related to the intense maritime traffic and port activities because Pb is present in gasoline petrol as an antidetonant (Blasco and Puppo, 1999). In addition, the long stay duration of boats due to difficult transport

conditions and the maintenance works in the port may increase the risk of Pb contamination. In terms of Cd, significantly high levels were detected in mussels of Sercouf. This result could be attributed to prominent releases of detergent, painting, battery, and PVC factories working in both industrial zones of Reghaia and Rouiba. Mussels at Figuier site reflected

highest levels of Ni and Mn, compared with Sercouf and Algiers port sites, This may be due to the notable use of pesticides and fertilizers by farmers (agricultural site).

The PCA results show clearly the spatial specific exposure of mussels to different heavy metals.

At regional scale, Cd concentrations in mussels found by Mzoughi and Chouba (2012) (0.9–2.9), Maanan (2007) (2.12–34.71), and Galgani et al. (2014) (1.21–2.41) in Tunisia, Morocco, and Libya, respectively, were much higher than those recorded in this current study. By referring to the same authors, Pb results of our work were higher than those registered in Tunisia and Libya. Ni and Pb results recorded by Maanan (2007) in mussels from Morocco were higher compared with those of this present study.

The effect of seasonality on heavy metal levels was investigated at different sites, and the results presented in Fig. 7 show no significant differences for Cd and Mn. However, remarkably high concentrations of Pb were recorded in winter and autumn seasons at Algiers port, and in spring and summer at Figuier site. Ni levels were significantly high in summer at Figuier, and in summer and autumn seasons at Algiers port. It should be noted that Cd, Pb, Ni, and Mn concentrations in various organs of Sercouf mussels were similar among the different seasons which means that the seasonal flux of studied heavy metal into the marine environment was constant.

Conclusion

Mussels of Figuier, Sercouf, and Algiers port contained Cd, Pb, Ni, and Mn in all their organs with typical sequestration ability; the digestive gland followed by the gill demonstrated a strong capacity to store the studied heavy metals for recent exposure. However, an inversed trend was observed for gonad which revealed low degree of Cd and Pb storage; therefore, the reproduction process contributes with low rate to the decontamination of toxic heavy metals.

Distinct seasonal distribution of heavy metals Cd, Pb, Ni, and Mn was found not only in organs of two different mussel species *P. perna* (Figuier site) and *M. galloprovincialis* (Sercouf and Algiers port sites) but also for the same species *M. galloprovincialis*.

Heavy metal results of this study show big spatiotemporal variation among the three sites. Indeed, Figuier mussels are more exposed to manganese and nickel releases, while mussels are subjected to cadmium and lead pollution at Sercouf and Algiers port, respectively.

Mussels of Algiers port were Pb contaminated in autumn and winter; therefore, a great health risk was present to consumer population but for the remainder sites; mussels were healthy during all sampling seasons.

Acknowledgments My sincere thanks are addressed to all the members of the mineral geochemistry team of Technologies and Development Division of SONATRACH for the warm welcome and analytical work carried out, without forgetting Miss: Bendou N, Aissani A, Ghomrassi and Mrs.: Boudiss K, Saoudi A, Dib M, and Dahdouh M. Also, I would like to thank Mrs.: Guenachi B and Oudainia S for their valuable help during the preparation of this work.

References

- Aarabe N (2004) Les biomarqueurs chez les poissons et les bivalves : de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain. Thèse de Doctorat. Université de Bordeaux1, France, 235p
- AIEA (2004) Training workshop on the analysis of trace metals in biological and sediment samples. Laboratory procedure book. International Atomic Energy Agency marine environment Laboratory.45P
- Airas S (2003) Trace metal concentrations in blue mussels *Mytilus edulis* in Byfjorden and the coastal areas of Bergen. Master Thesis. Institute for Fisheries and Marine Biology. University of Bergen, 63p
- Algerie (1997) MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE, Arrêté de 3 Safar 1418 correspondant au 8 juin 1997 fixant les conditions et les modalités de pêche aux coquillages vivants, Journal officiel, n° 59, Aouel Joumada El Oula 1418 correspondant au p20
- Amiard JC, Berthet B, Boutaghou S (1993) Seasonal selenium in mussels and oysters from a French marine farm. J Food Compos Anal 6: 370–380
- Andral B, Stanisiere J.Y, Sauzade D, Damier E, Thebault H, Galgani F, Boissery P (2004) Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. Mar Pollut Bull 49: 704–712
- Azizi G, Akodad M, Baghour M, Layachi M, Moumen A (2018) The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. J Mater Environ Sci 9(4):1170–1181
- Bajt O, Ramšaka A, Milunb V, Andralc B, Romanellid G, Scarpatod A, Mitriće M, Kupusović T, Kljajiće Z, Angelidisg M, ullajh A, Galgani F (2019) Assessing chemical contamination in the coastal waters of the Adriatic Sea using active mussel biomonitoring with *Mytilus galloprovincialis*. Mar Pollut Bull 141:283–298
- Baltas H, Dalgic G, Bayrak EY, Sirin M, Cevik U, Apaydin G (2016) Experimental study on copper uptake capacity in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*). Environ Sci Pollut Res Int 11: 10983–10989
- Baudrimont M, Gonzalez P, Mesmer-Dudons N, Legeay A (2019) Sensitivity to cadmium of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* from the Dronne River (France): experimental exposure. Environ Sci Pollut Res 27:3715–3725. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05025-0>
- Belcheva N, Istomina A, Dovzhenko N, Lishavskaya T, Chelomin V (2015) Using heavy metal content and lipid peroxidation indicators in the tissues of the mussel *Crenomytilus grayanus* for pollution assessment after marine environmental remediation. Bull Environ Contam Toxicol 95:481–487
- Blasco J, Puppo J (1999) Effect of heavy metals (Cu, Cd and Pb) on aspartate and alanine aminotransferase in *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia). Comp Biochem Physiol C 122:253–263
- Casas S (2005) Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse doctorat. Université Toulon, France.363p

- Chandurvelan R, Marsden ID, Glover CN, Gaw S (2015) Assessment of a mussel as a metal bioindicator of coastal contamination: relationships between metal bioaccumulation and multiple biomarker responses. *Sci Total Environ* 511:663–675
- Clark RB (1997) *Marine pollution*, vol 4. Clarendon press, Oxford, p 161
- Cooper S, Hare L, Campbell PGC (2010) Subcellular partitioning of cadmium in the freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, after separate short-term exposures to waterborne or diet-borne metal. *Aquat Toxicol* 100:303–312
- Cossa D, Lassus P (1989) Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de L'Ifremer, No. 16. Ifremer, Brest, France
- Drif F (2012) Distribution des métaux traces chez les bivalves (Mollusques) dans le golfe d'Annaba (Nord-est Algérien). thèse doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba. Algérie, 154
- EU, Commission Regulation no 1005/(2015), *Official Journal of the European Union*, 25 June 2015, L161
- EU, Commission Regulation no 488/(2014), *Official Journal of the European Union*, 12 May 2014, L138
- Firth DC, Salie K, O'Neill B, Hoffman LC (2019) Monitoring of trace metal accumulation in two South African farmed mussel species, *Mytilus galloprovincialis* and *Choromytilus meridionalis*. *Mar Pollut Bull* 141:529–534
- Galgani F, Chiffolleau JF, Barrah M, Drebiha U, Tomasino C, Andral B (2014) Assessment of heavy metal and organic contaminants levels along the Libyan coast using transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environ Sci Pollut Res* 21(19):11331–11339
- García-Navarro JA, Franco L, Romero D (2017) Differences in the accumulation and tissue distribution of Pb, Cd and Cu in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to single, binary, and ternary metal mixtures. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8349-7>
- Geffard O (2001) Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse de Doctorat. Université de Bordeaux1, France, 352p
- Giarratano E, Gil MN, Malanga G (2011) Seasonal and pollution-induced variations in biomarkers of transplanted mussels within the Beagle Channel. *Mar Pollut Bull* 62:1337–1344
- Jebali J, Chouba L, Banni M, Boussetta H (2014) Comparative study of the bioaccumulation and elimination of trace metals (Cd, Pb, Zn, Mn and Fe) in the digestive gland, gills and muscle of bivalve *Pinna nobilis* during a field transplant experiment. *J Trace Elem Med Biol* 28:212–217
- Jitar O, Teodosiu C, Nicoara M, Plavan G (2013) Study of heavy metal pollution and bioaccumulation in the black sea living environment. *Environ Eng Manag* 12(2):271–276
- Kumar V, Sinha AK, Rodrigues PP, Mubiana VK, Blust R, De Boeck G (2015) Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: a case study in 3 mussel species of Vitória estuary and Espírito Santo bay, Southeast Brazil. *Sci Total Environ* 523:1–15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.139>
- Levinton JS (1995) *Marine biology- function, biodiversity, ecology*, vol 1. Oxford University press, INC., New York, p 423
- Li Y, Yang H, Liu N, Luo J, Wang Q, Wang L (2015) Cadmium accumulation and metallothionein biosynthesis in cadmium-treated freshwater mussel *Anodonta woodiana*. *PLoS One* 10:1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117037>
- Maanan M (2007) Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi coastal waters, Morocco. *Environ Toxicol* 22(5):525–531. <https://doi.org/10.1002/tox.20301>
- Maes GE, Raeymaekers JAM, Pampoulie C, Seynaeve A, Goemans G, Belpaire C, Volckaert FAM (2005) The catadromous European eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquat Toxicol* 73(1):99–114
- Mersch J (1993) Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant que indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds. Comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Etude dans le bassin de la Moselle. Thèse de Doctorat. Université de Metz, France, 242p
- Mzoughi N, Chouba L (2012) Heavy metals and PAH assessment based on mussel caging in the north coast of Tunisia (Mediterranean Sea). *Int J Environ Res* 6(1):109–118
- Neff JM (2002) Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water, Elsevier Ltd, The Boulevard, Langford Lane Kidlington, Oxford OX5 1GB UK.
- Peharda M, Zupan I, Bavcevic L, Frankic A, Klanjscek T (2007) Growth and condition index of mussel *Mytilus galloprovincialis* in experimental integrated aquaculture. *Aquac Res* 38:1714–1720
- Peyrot C, Gagnon C, Gagné F, Willkinson KJ, Patrice Turcotte P, Sébastien Sauvé S (2009) Effects of cadmium telluride quantum dots on cadmium bioaccumulation and metallothionein production to the freshwater mussel, *Elliptio complanata*. *Comp Biochem Physiol C* 150:24–251
- Phillips DJH, Rainbow PS (1994) Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Aldenn Press Ltd, Oxford, London
- PNUE (1999) Manuel sur les biomarqueurs recommandés pour le programme de biosurveillance du MED POL, 51P
- Ramade F (1998) Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, Paris, p 785
- Regoli F (1992) Lysosomal responses as a sensitive stress index in bio-monitoring heavy metal pollution. *Mar Ecol Prog Ser* 84:63–69
- Remili S, Kerfouf A (2013) Evaluation of physico-chemical quality and level of metal contamination (Cd, Pb, Zn) of wastewater discharges in Oran and Mostaganem (Algeria West coast). *Physio-Géo* 7:165–182
- Rouane HO (2013) Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental Algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*, Thèse doctorat, Université d'Oran, faculté des sciences, Algérie pp 295
- Sohail M, Khan MN, Chaudhry AS, Qureshi NA (2016) Bioaccumulation of heavy metals and analysis of mineral element alongside proximate composition in foot, gills and mantle of freshwater mussels (*Anodonta anatina*). *Rend Fis Acc Lincei* 27:687–696. <https://doi.org/10.1007/s12210-016-0551-5>
- Spada L, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Di Leo A (2013) Heavy metals monitoring in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coast (Southern Italy). *Mediterr Mar Sci* 14(1):99–108
- Sreedevi P, Suresh A, Sivaramakrishna B, Prabhavathi B, Radhakrishnalak K (1992) Bioaccumulation of nickel in the organs of the freshwater fish, *Cyprinus carpio*, and the freshwater mussel, *Lamellidens marginalis*, under lethal and sublethal nickel stress. *Chemosphere* 24(1):29–36
- Stankovic S, Jovic M, Stankovic AR, Katsikas L (2012) Health risks of heavy metals in the Mediterranean mussels as seafood. *Environ Chem Lett* 2:119–130
- Stewart AR (1999) Accumulation of Cd by a freshwater mussel (*Pyganodon grandis*) is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni. *J Fish Aquat Sci* 56(3):467–478
- Stien X, Percic P, Gnassia-Barelli M (1998) Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environ Pollut* 99:339–345
- UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993) Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. Reference Methods For Marine Pollution Studies No 6.34

- Viarengo A (1985) Biochemical effects of trace metals. *Mar Pollut Bull* 16(4):153–158
- Viarengo A, Canesi L, Perteu M, Poli G, Mooreis MN, Orunesu M (1990) Heavy metal effects on lipid peroxidation in the tissues of *Mytilus galloprovincialis* lam. *Comp Biochem Physiol* 97(1):37–42
- Viarengo A, Canesi L (1991) Mussels as biological indicators of pollution. *Aquaculture* 94(2–3):225–243
- Viarengo A, Burlando B, Dondero F, Marro A, Fabbri R (1999) Metallothionein as a tool in biomonitoring programmes. *Biomarkers* 4:455–466
- Vlahogianni T, Dassenakis M, Scoullou MJ, Valavanidis A (2007) Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. *Mar Pollut Bull* 54:1361–1371
- Wang WX, Fisher NS (1998) Accumulation of trace elements in a marine copepod. *Limnol Oceanogr* 43:273–283
- Yigit M, Celikkol B, Yilmaz S, Bulut M, Ozalp B, Dwyer RL, Maita M, Kizilkaya B, Yigit Ü, Ergün S, Gürses K, Buyukates Y (2018) Bioaccumulation of trace metals in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from a fish farm with copper-alloy mesh pens and potential risk assessment. *Hum Ecol Risk Assess Int J* 24(2):465–481
- Yildiz H, Palaz M, Bulut M (2006) Condition index of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* L.1819) Growing on suspended ropes in Dardanelles. *J Food Technol* 4(3):221–224

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.