

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université Abou Bekr Belkaïd – Tlemcen

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
et des Sciences de la Terre et de l'Univers
Département d'agronomie



MÉMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de

MASTER

Filière : **Sciences alimentaire**

Spécialité : **sécurité agroalimentaire et assurance de la qualité**

Présenté par :

Mlle BOUKLI Douaa

M. MARIF Adel

Thème

Détection des métaux lourds dans les poissons de plusieurs zones du littoral Ouest-Algérien

Soutenu publiquement le 24 / 06 / 2026 devant le jury composé de :

Nom et Prénom	Grade	Établissement	Qualité
Dr.DIDOUH Nassima	Maitre de conférences classe A (MCA)	UABT Tlemcen	Présidente
Pr.YOUCEFI Fatma	Professeure	UABT Tlemcen	Encadrante
Dr.HABI Salim	Docteur	UABT Tlemcen	Co-encadrant
Dr.BOUMEDIENE Karima	Maitre de conférences classe B (MCB)	UABT Tlemcen	Examinatrice

Année universitaire : 2025-2026

Remerciements

Avant tout, nous remercions Allah, le Tout-Puissant, de nous avoir donné la force, la santé et la patience nécessaires pour mener à bien ce modeste travail.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à nos encadrants, **Mme YUCEFI Fatma** et **M. HABI Salim**, pour leur aide précieuse, leurs conseils avisés et le temps qu'ils nous ont consacré tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Nous tenons également à remercier chaleureusement la présidente du jury, **Mme DIDOUH Nassima**, pour l'honneur qu'elle nous fait en acceptant de présider ce jury. Sa rigueur scientifique et son discernement contribueront grandement à perfectionner ce travail.

Nos remerciements s'adressent également à l'examinatrice, **Mme BOUMEDIENE Karima**, dont les commentaires et les suggestions constructives permettront l'amélioration de ce mémoire.

Nos remerciements vont également au personnel des laboratoires du Département d'Agronomie pour son accueil et son assistance technique lors des analyses.

Merci à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail, ainsi qu'à celles et ceux qui nous ont encouragés et soutenus ; qu'ils trouvent ici le témoignage de notre profonde reconnaissance.

Enfin, nous remercions chaleureusement nos familles et nos proches, et tout particulièrement nos parents, pour leur soutien moral et matériel indéfectible tout au long de notre cursus universitaire.

Dédicace

Au nom de Dieu, le Clément, le Miséricordieux.

Nous dédions ce modeste travail :

À nos très chers parents, qui nous ont guidés, soutenus et encouragés tout au long de nos études. Aucune dédicace ne saurait exprimer notre amour, notre respect et notre profonde gratitude pour leurs sacrifices et leurs prières quotidiennes. Que Dieu les préserve et leur accorde une longue vie.

À nos chères sœurs, pour leur soutien inconditionnel, leur présence constante à nos côtés et leurs encouragements.

À nos fidèles amis et camarades d'études, avec qui nous avons partagé des moments inoubliables, des rires et des nuits de travail.

À tous ceux qui aiment la science et qui œuvrent au quotidien pour la protection de notre environnement et de notre cher littoral.

Résumé

Cette étude est consacrée à l'évaluation et à la quantification des niveaux de contamination par les métaux lourds (cadmium, mercure, plomb) et par certains éléments traces (lithium, baryum, aluminium) dans diverses matrices marines (crustacés, poissons non crustacés et produits d'élevage) prélevées au niveau de plusieurs stations clés du littoral ouest-algérien (Ghazaouet, Béni Saf, Bouzedjar, Oran, Mostaganem et Honaïne). Les éléments physiologiques essentiels (sodium, potassium, fer, zinc, cuivre) ont également été dosés à titre comparatif. Les analyses, réalisées par photométrie de flamme et par méthodes titrimétriques (iodométrie, complexométrie à l'EDTA, oxydoréduction au permanganate), mettent en évidence une hétérogénéité spatiale et biologique marquée. Les concentrations en mercure atteignent des valeurs critiques chez les spécimens sauvages, jusqu'à 3 mg/kg chez la sardine de Honaïne, soit un dépassement net des teneurs maximales fixées par la réglementation internationale (Codex Alimentarius FAO/OMS et Règlement (UE) 2023/915). Le plomb dépasse également la teneur maximale de 0,30 mg/kg chez plusieurs échantillons sauvages, tandis que le cadmium demeure inférieur aux seuils admissibles dans tous les échantillons, à l'inverse, les éléments traces comme le lithium et le baryum présentent des profils d'accumulation modérés liés à la composition naturelle du milieu, tandis que l'aluminium affiche des teneurs infimes et sécuritaires. Ces résultats soulignent l'impact des pressions anthropiques, industrielles et portuaires sur l'écosystème marin de l'Ouest algérien, et alertent sur les risques neurotoxiques et néphrotoxiques liés à une consommation régulière de ces produits halieutiques.

Mots-clés : métaux lourds, bioaccumulation, littoral ouest-algérien, crustacés, poissons, sécurité sanitaire, écotoxicologie.

Abstract

This study focuses on the evaluation and quantification of contamination levels by heavy metals (cadmium, mercury, lead) and trace elements (lithium, barium, aluminium) in various marine matrices (crustaceans, non-crustacean fish, and farmed products) collected from several key stations along the western Algerian coast (Ghazaouet, Béni Saf, Bouzedjar, Oran, Mostaganem, and Honaïne). Essential physiological elements (sodium, potassium, iron, zinc, copper) were also measured for comparison. The analyses, performed by flame photometry and titrimetric methods (iodometry, EDTA complexometry, permanganate redox titration), reveal marked spatial and biological heterogeneity. Mercury concentrations reach critical values in wild specimens, up to 3 mg/kg in the Honaïne sardine, clearly exceeding the maximum levels set by international regulations (Codex Alimentarius FAO/WHO and Regulation (EU) 2023/915). Lead also exceeds the 0.30 mg/kg maximum level in several wild samples, whereas cadmium remains below the permissible thresholds in all samples, conversely, trace elements such as lithium and barium show moderate accumulation profiles linked to the natural composition of the environment, while aluminium levels are extremely low and within safe limits. These results highlight the impact of human, industrial, and port-related pressures on the marine ecosystem of western Algeria, and raise concerns about the neurotoxic and nephrotoxic risks associated with the regular consumption of these seafood products.

Keywords : heavy metals, bioaccumulation, western Algerian coast, crustaceans, fish, food safety, ecotoxicology.

ملخص

تُكرّس هذه الدراسة لتقييم وقياس مستويات التلوث بالمعادن الثقيلة (الكاديوم، الزئبق، الرصاص) وبعض العناصر النزرة (الليثيوم، الباريوم، الألومنيوم) في مختلف المصنّفات البحرية (القشريات، الأسماك غير القشريات، ومنتجات تربية الأحياء المائية) التي تم جمعها من عدة محطات رئيسية على الساحل الغربي للجزائر (غزاويت، بني ساف، بوزدجار، وهران، مستغانم وحونين). كما تم قياس العناصر الفسيولوجية الأساسية (الصوديوم، البوتاسيوم، الحديد، الزنك، النحاس) لأغراض المقارنة. وتُظهر التحليلات، التي أُجريت باستخدام قياس الضوء في اللهب والطرق المعايير (المعايرة باليود، المعايرة المركبة باستخدام EDTA، الأكسدة والاختزال باستخدام البرمنغنات)، تبايناً مكانياً وبيولوجياً ملحوظاً. تصل تركيزات الزئبق إلى قيم حرجية في العينات البرية، حيث تصل إلى 3 ملغ/كغ في السردين من هونين، وهو ما يمثل تجاوزاً واضحاً للحدود القصوى المحددة في اللوائح الدولية. Règlement (UE) 2023/915 كما يتجاوز الرصاص الحد الأقصى المسموح به البالغ 0,30 ملغ/كغ في العديد من العينات البرية، في حين يظل الكاديوم أقل من الحدود المسموح بها في جميع العينات؛ وعلى العكس من ذلك، تُظهر العناصر النزرة مثل الليثيوم والباريوم أنماط تراكم معتدلة مرتبطة بالتركيب الطبيعي للبيئة، بينما يُظهر الألومنيوم مستويات ضئيلة وآمنة. تسلط هذه النتائج الضوء على تأثير الضغوط البشرية والصناعية والمرفئية على النظام البيئي البحري في غرب الجزائر، وتحذر من المخاطر العصبية والكلى المرتبطة بالاستهلاك المنتظم لهذه المنتجات السمكية.

(WHO, 2021; WHO, 2017)

الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة، التراكم البيولوجي، الساحل الغربي للجزائر، القشريات، الأسماك، السلامة الصحية، علم السموم البيئية.

Liste des abréviations

Al :	Aluminium
ANSES :	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)
Ba :	Baryum
BAF :	Facteur de bioaccumulation (Bioaccumulation Factor)
BMF :	Facteur de bioamplification (Biomagnification Factor)
Cd :	Cadmium
Cu :	Cuivre
DCE :	Directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE)
DHT :	Dose hebdomadaire tolérable
EDTA :	Acide éthylènediaminetétraacétique
EFSA :	Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority)
EPA :	Agence de protection de l'environnement des États-Unis (Environmental Protection Agency)
ETM :	Éléments traces métalliques
FAO :	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
Fe :	Fer
Hg :	Mercure
ICP-MS :	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif
K :	Potassium
Li :	Lithium
mEq/L :	Milliéquivalent par litre
mmol/L :	Millimole par litre
Na :	Sodium
OMS :	Organisation mondiale de la santé
Pb :	Plomb
Pbb :	Partie par milliard (parts per billion)
Ppm :	Partie par million (équivalent à mg/kg dans une matrice solide)
Ppt :	Partie par trillion (parts per trillion)
SAA :	Spectrométrie d'absorption atomique
THQ :	Quotient de risque cible (Target Hazard Quotient)
TMF :	Facteur de magnification trophique (Trophic Magnification Factor)
UE :	Union européenne
WHO/OMS :	World Health Organization / Organisation mondiale de la santé
Zn :	Zinc
LMA :	Limite Maximale Admissible

Liste des tableaux

N°	Titre	N° de page
1	Paramètres physico-chimiques de quelques éléments étudiés	4
2	Valeurs seuils FAO des métaux lourds dans l'eau d'irrigation	21
3	Teneurs maximales en métaux lourds dans les poissons et produits de la pêche (Règlement (UE) 2023/915)	22
4	Présentation des échantillons étudiés.	25
5	Teneurs en sodium (Na) et potassium (K) dans les échantillons (mg/kg)	30
6	Teneurs en fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu) dans les échantillons (mg/kg)	32
7	Teneurs en cadmium (Cd) et mercure (Hg) dans les échantillons (mg/kg)	35
8	Teneurs en plomb (Pb) dans les échantillons (mg/kg)	37
9	Teneurs en lithium (Li) et baryum (Ba) dans les échantillons (mg/kg)	39
10	Teneurs en aluminium (Al) dans les échantillons (mg/kg)	41

Liste des figures

N°	Titre	N° de page
1 :	Tableau périodique avec mise en évidence des principaux métaux lourds	4
2 à 12 :	Aspect des éléments métalliques étudiés (Li, Cu, Fe, Al, Ba, Pb, Cd, Zn, Hg, Na, K)	10 à 17
13 :	Aperçu morphologique des matrices biologiques analysées : a) sardines (non-crustacés) de Mostaganem ; b) crustacés (crevettes) des stations de l'ouest algérien ; c) dorades (<i>Sparus aurata</i>) de Honaïne.	26
14 :	Étapes des manipulations expérimentales et des dosages : a) séchage et pesée des échantillons dans des creusets de porcelaine avant calcination ; b) dosage titrimétrique à la burette ; c) mesure des éléments minéraux au photomètre de flamme ; d) prélèvement précis à la micropipette automatique.	27
15 :	Étapes de préparation et de minéralisation des matrices : a) solutions de minéralisation obtenues après digestion des tissus musculaires ; b) répartition des fragments de chair dans des creusets de porcelaine avant analyse.	28
16-17 :	Variation des concentrations en potassium (K) et sodium (Na) dans les échantillons	31
18-20 :	Variation des concentrations en fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu)	33
21-22 :	Variation des concentrations en cadmium (Cd) et mercure (Hg)	35
23 :	Variation des concentrations en plomb (Pb)	38
24-25 :	Variation des concentrations en lithium (Li) et baryum (Ba)	40
26 :	Variation des concentrations en aluminium (Al)	41

Résumé	
Abstract	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux	
Listes des figures	

Table des matières

Introduction.....	1
Objectifs et plan du mémoire.....	2
Chapitre I : Généralités sur les éléments métalliques	4
I.1 Définition des métaux lourds.....	4
I.1.1 Classification des métaux lourds	4
I.1.2 Propriétés physico-chimiques.....	4
I.1.3 Persistance et bioaccumulation.....	5
I.2 Sources de contamination.....	5
I.2.1 Sources naturelles	5
I.2.2 Sources anthropiques	6
I.2.3 Contamination des écosystèmes marins et d'eau douce.....	6
I.3 Les poissons comme bioindicateurs de pollution.....	6
I.3.1 Importance nutritionnelle des poissons	7
I.3.2 Mécanismes de bioaccumulation.....	7
I.3.3 Facteurs influençant l'accumulation.....	8
Chapitre II : Profil toxicologique des éléments	10
II.1 Éléments étudiés.....	10
II.1.1 Lithium (Li).....	10
II.1.2 Cuivre (Cu).....	10
II.1.3 Fer (Fe).....	11
II.1.4 Aluminium (Al).....	12
II.1.5 Baryum (Ba).....	12
II.1.6 Plomb (Pb).....	13
II.1.7 Cadmium (Cd).....	14
II.1.8 Zinc (Zn)	15
II.1.9 Mercure (Hg).....	15
II.2 Métaux alcalins	16
II.2.1 Sodium (Na)	16
II.2.2 Potassium (K).....	17

II.3 Toxicité des métaux lourds	17
II.3.1 Mécanismes d'action toxique.....	17
II.3.2 Effets aigus.....	17
II.3.3 Effets chroniques.....	18
II.3.4 Effets sur le système nerveux.....	18
II.3.5 Effets rénaux et hépatiques	18
II.3.6 Risque cancérogène.....	19
Chapitre III : Cadre réglementaire et normes de sécurité	21
III.1 Normes internationales	21
III.1.1 Organisation mondiale de la santé (OMS).....	21
III.1.2 Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).....	21
III.2 Normes européennes.....	22
III.3 Normes algériennes.....	22
Chapitre IV : Matériels et méthodes — Résultats et discussion.....	25
IV.1 Matériels et méthodes.....	25
IV.1.1 Présentation des échantillons.....	25
IV.1.2. Matériel utilisé.....	26
IV.1.3. Réactifs chimiques.....	27
IV.1.4. Préparation et minéralisation des échantillons	27
IV.2 Méthodes de dosage.....	28
IV.2.1 Dosage par photométrie de flamme (Na, K, Li, Ba).....	28
IV.2.2. Séparation sélective des ions Hg^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+}	28
IV.2.3. Dosage du mercure par iodométrie.....	29
IV.2.4. Dosage du plomb par complexométrie.....	29
IV.2.5. Dosage du cuivre par iodométrie.....	29
IV.2.6. Dosage du zinc et de l'aluminium par complexométrie	29
IV.2.7. Dosage du fer par titrage au permanganate	30
IV.3 Analyse statistique.....	30
IV.4 Résultats et discussion	30
IV.4.1 Éléments physiologiques : sodium (Na) et potassium (K)	30
IV.4.2 Oligo-éléments essentiels : fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu)	32
IV.4.3 Métaux toxiques : cadmium (Cd) et mercure (Hg).....	35
IV.4.4 Métal toxique : plomb (Pb).....	37
IV.4.5 Éléments traces : lithium (Li) et baryum (Ba)	39

IV.4.6 Élément trace : aluminium (Al)	41
Conclusion	43
Bibliographie.....	44

Introduction

Depuis plusieurs décennies, les écosystèmes marins côtiers subissent une pression anthropique sans précédent, amplifiée par l'industrialisation, l'urbanisation croissante du littoral et l'intensification des activités portuaires. Parmi les multiples polluants déversés dans le milieu marin, les éléments traces métalliques (ETM), couramment désignés sous le terme de métaux lourds, représentent l'une des préoccupations environnementales et sanitaires majeures à l'échelle mondiale (Storelli, 2008). À la différence des polluants organiques, ces contaminants se caractérisent par leur persistance, leur caractère non biodégradable ainsi que par leur fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification tout au long des réseaux trophiques marins (Storelli, 2008; Fernández-Cisnal, 2023).

Le littoral de l'Ouest algérien, ouvert sur la mer Méditerranée, n'échappe pas à cette réalité. Cette zone côtière stratégique concentre d'importants pôles industriels, des complexes portuaires d'envergure et des agglomérations urbaines à forte densité démographique, en particulier Oran, Mostaganem et Ghazaouet. Le déversement d'effluents domestiques et industriels insuffisamment traités, conjugué aux apports fluviaux et au trafic maritime, favorise l'accumulation de xénobiotiques métalliques dans la colonne d'eau comme dans les sédiments marins (Belhoucine, 2022; Bouhadiba, 2017).

Les ressources halieutiques, poissons et crustacés notamment, évoluent au contact direct de ces compartiments contaminés. En raison de leur mode de vie et de leur régime alimentaire, ces organismes assimilent ces éléments par voie passive ou active. Si certains métaux et minéraux demeurent essentiels au métabolisme lorsqu'ils sont présents à faibles doses (tels que le sodium, le potassium, le fer ou le zinc), d'autres, comme le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb), constituent des toxiques stricts, dépourvus de toute fonction biologique connue (Mehouel, 2019). Leur ingestion par la faune marine engendre d'importants dysfonctionnements physiologiques. Plus encore, la consommation humaine de ces produits de la pêche expose directement les populations à des risques sanitaires sévères, au premier rang desquels figurent des atteintes neurotoxiques, néphrotoxiques et cardiovasculaires (Storelli, 2020; Djellouli, 2023).

La contamination des milieux marins par les métaux lourds et les éléments traces métalliques représente, à l'heure actuelle, un enjeu environnemental et sanitaire de premier plan. Les organismes marins destinés à la consommation, et tout particulièrement les crustacés ainsi que les espèces issues de l'aquaculture, ont la capacité de concentrer ces contaminants dans leurs tissus, faisant peser une menace réelle sur l'équilibre des écosystèmes côtiers et sur la santé des consommateurs (Storelli, 2020). Face à ce constat, plusieurs interrogations se posent : quels sont les niveaux réels de contamination métallique des ressources halieutiques exploitées sur le littoral ouest-algérien ? Ces teneurs demeurent-elles compatibles avec les seuils fixés par les normes

nationales et internationales de sécurité alimentaire (Commission européenne, 2006) ? C'est à ces questions que la présente étude entend apporter des éléments de réponse, en évaluant le degré de contamination des matrices marines de cette région et en appréciant leur conformité aux référentiels réglementaires en vigueur.

Objectifs et plan du mémoire

C'est dans ce cadre que s'inscrit le présent travail, dont l'objectif est de détecter et de quantifier plusieurs métaux lourds et éléments minéraux dans des poissons et des crustacés prélevés sur six stations du littoral ouest-algérien, puis de confronter les teneurs obtenues aux normes sanitaires nationales et internationales.

Afin de répondre à cet objectif, le mémoire s'organise autour de quatre axes complémentaires. Le premier dresse un état des connaissances générales sur les éléments métalliques, leurs origines et leur comportement dans le milieu marin. Le deuxième est consacré au profil toxicologique des éléments étudiés, en mettant en lumière leurs effets sur les organismes vivants et sur la santé humaine. Le troisième présente le cadre réglementaire et les normes de sécurité encadrant la présence de ces contaminants dans les produits de la pêche. Enfin, le dernier axe expose la démarche expérimentale adoptée.

Chapitre I

Généralités sur les éléments métalliques

Chapitre I : Généralités sur les éléments métalliques

I.1 Définition des métaux lourds

Un métal lourd peut être défini comme un élément métallique naturel présentant une densité supérieure à 5 g/cm³, persistant dans l'environnement et exerçant une toxicité systémique même à faibles doses, avec des effets néfastes sur la santé humaine, dont des atteintes rénales, neurologiques, cardiovasculaires et cancérigènes (Hawkes, 1997).

I.1.1 Classification des métaux lourds

On distingue, d'une part, des métaux lourds essentiels qui jouent un rôle dans diverses réactions d'oxydoréduction et constituent un composant important de nombreuses enzymes (Cr³⁺, Cu²⁺, Co³⁺, Fe³⁺, Ni²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺) et, d'autre part, des métaux toxiques pour l'organisme humain (As³⁺, Cd²⁺, Hg²⁺, Pb²⁺) (Paul B. Tchounwou, 2012).

Le tableau périodique des éléments chimiques est présenté avec une légende au-dessus indiquant les catégories : Métal (bleu), Métalloïde (vert) et Non-métal (jaune). Les éléments suivants sont mis en évidence par des cadres bleus : Cr (Chrome), Cd (Cadmium), Hg (Mercure), Pb (Plomb), As (Arsenic) et Sb (Antimoine).

Figure 1 : Tableau périodique avec mise en évidence des principaux métaux lourds (Helmenstine, 2024)

I.1.2 Propriétés physico-chimiques

Les métaux lourds se caractérisent par plusieurs paramètres physiques et chimiques, présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Paramètres physico-chimiques de quelques éléments étudiés (NCBI, 2025).

Élément	Classe	État d'oxydation	Masse atomique	Densité (g/cm ³)	T° fusion (°C)	T° ébullition (°C)
Cuivre (Cu)	Métal de transition	+1, +2	63,55	8,92	1083	2567
Plomb (Pb)	Métal post-transition	+2	207,2	11,34	328	1749

Élément	Classe	État d'oxydation	Masse atomique	Densité (g/cm ³)	T° fusion (°C)	T° ébullition (°C)
Mercure (Hg)	Métal de transition	+1, +2	200,59	13,53	-39	357
Baryum (Ba)	Alcalino-terreux	+2	137,33	3,51	727	1897
Lithium (Li)	Alcalin	+1	6,94	0,53	181	1342
Zinc (Zn)	Métal post-transition	+2	65,38	7,14	420	907
Fer (Fe)	Métal de transition	+2, +3	55,85	7,87	1538	2862
Cadmium (Cd)	Métal post-transition	+2	112,41	8,65	321	767
Aluminium (Al)	Métal post-transition	+3	26,98	2,70	660	2520
Sodium (Na)	Alcalin	+1	22,99	0,97	98	883
Potassium (K)	Alcalin	+1	39,10	0,86	63	759

I.1.3 Persistance et bioaccumulation

La bioaccumulation correspond à l'incorporation d'un polluant par un organisme, soit par contact direct avec le milieu aquatique, soit par voie alimentaire (Amiard-Triquet, 1989). Ce phénomène traduit un déséquilibre cinétique au cours duquel le taux d'absorption de la substance dépasse les capacités métaboliques et d'excrétion de l'individu (Ramade, 1992). Globalement, la bioaccumulation représente le bilan net entre les processus de bioconcentration, de bioamplification et les mécanismes de décontamination.

À l'inverse des polluants organiques, les métaux lourds se distinguent par leur caractère non biodégradable, ce qui leur confère une persistance prolongée dans l'environnement. Ces éléments s'accumulent préférentiellement dans les sédiments aquatiques, qui font office de réceptacle final. À titre d'exemple, la demi-vie environnementale de certaines formes, comme le mercure organique, peut s'étendre sur de très longues périodes (Barkouch, 2007).

I.2 Sources de contamination

I.2.1 Sources naturelles

Les sources naturelles de métaux lourds sont multiples. Les éruptions volcaniques libèrent dans l'atmosphère et les eaux des éléments tels que le mercure, le cadmium et l'arsenic, susceptibles d'être transportés sur de longues distances. L'altération des roches sous l'effet des précipitations et de l'érosion éolienne mobilise par ailleurs le fer, le manganèse et le zinc naturellement présents dans les sols. Ces apports géogéniques, antérieurs à toute activité humaine, restent aujourd'hui

largement masqués par les rejets anthropiques, dont l'intensité peut être supérieure de plusieurs ordres de grandeur ; ils conservent néanmoins une contribution notable dans les régions volcaniques ou dans les sols naturellement riches en métaux. (Kabata-Pendias, 2011).

I.2.2 Sources anthropiques

Les activités industrielles constituent la principale source de contamination métallique. La métallurgie, par les procédés de fusion et l'emploi de réactifs chimiques, rejette dans les cours d'eau du plomb (issu des batteries), du cadmium (peintures industrielles) et du cuivre (composants électroniques), souvent en l'absence de filtration efficace. L'agriculture contribue également à ces apports : les engrais phosphatés renferment naturellement du cadmium, les traitements cupriques sont employés en viticulture et en arboriculture, et les boues d'épuration épandues sont riches en métaux. L'exploitation minière du zinc et du plomb libère par ailleurs, lors du concassage des roches, des éléments métalliques dans les eaux souterraines. Enfin, les eaux usées urbaines, parfois véhiculées par d'anciennes canalisations en plomb et chargées en détergents, convergent vers les rivières et le milieu marin (Alloway, 2013)

I.2.3 Contamination des écosystèmes marins et d'eau douce

Dans le milieu aquatique, les métaux lourds se fixent préférentiellement sur les particules en suspension, les algues et les matières organiques, puis sédimentent. Les sédiments constituent ainsi un réceptacle durable de la contamination, sur des décennies voire des siècles. Les poissons accumulent ces éléments par voie branchiale, cutanée et, surtout, alimentaire, par ingestion de proies contaminées. Les concentrations s'amplifient le long de la chaîne trophique : faibles chez les petits poissons, elles peuvent être dix à cent fois supérieures chez les grands prédateurs. Les espèces benthiques, en contact direct avec les sédiments, figurent parmi les plus exposées ; le rouget de vase (*Mullus barbatus*), étudié à Oran, en constitue un exemple. Cette amplification trophique (zooplancton → petits poissons → grands prédateurs → homme) définit le phénomène de biomagnification. (Phillips, 1993).

I.3 Les poissons comme bioindicateurs de pollution

La bio-indication repose sur l'utilisation d'espèces dont la présence, l'absence ou l'abondance relative renseignent sur la qualité environnementale. Dans le cadre de la surveillance chimique, le concept de bio-indicateur quantitatif exploite la capacité de certains organismes aquatiques à bioaccumuler les contaminants, notamment les métaux lourds, proportionnellement aux concentrations biodisponibles dans leur milieu.

Les poissons, les crustacés et les céphalopodes constituent des sentinelles biologiques de premier plan en raison de leur fort potentiel d'accumulation. Sur le plan physiologique, le stockage de ces éléments n'est pas uniforme : les organes impliqués dans le métabolisme, tels que la glande digestive ou l'hépatopancréas, représentent les principaux sites de séquestration, où les concentrations métalliques sont nettement supérieures à celles du tissu musculaire (la chair). Cette accumulation préférentielle fait par exemple des céphalopodes un vecteur critique de transfert du

cadmium vers les réseaux trophiques supérieurs, impactant les mammifères et les oiseaux prédateurs (Mady, 2017).

Afin de réguler les pressions anthropiques sur les milieux aquatiques et de garantir la pérennité de leurs services écosystémiques, la Directive-cadre sur l'eau (DCE 2000/60/CE) impose une évaluation rigoureuse de leur état écologique. Ce diagnostic s'appuie sur une série d'indices biologiques permettant de mesurer la réponse de divers compartiments phytoplancton, macrophytes, benthos ou ichtyofaune face aux dégradations environnementales (ALIAUME, 2019).

I.3.1 Importance nutritionnelle des poissons

De nombreuses recherches ont mis en évidence la haute valeur nutritionnelle du poisson et des produits de la pêche. Cette valeur est due à leurs protéines de haute qualité, à leurs acides aminés essentiels, à leurs acides gras polyinsaturés (oméga-3) et à leurs micronutriments, tels que les minéraux (fer, calcium, zinc, sélénium) et les vitamines (A, B et D).

Selon plusieurs études, la composition globale des poissons pélagiques varie entre 59,3 et 82,1 % d'humidité, 17,5 et 20,9 % de protéines, 1,1 et 23,2 % de matières grasses, et 0,9 et 1,6 % de cendres. Chez les espèces démersales, les teneurs observées varient entre 74,6 et 81,7 % d'humidité, 16,6 et 22,2 % de protéines, 0,7 et 6,9 % de matières grasses, et 1,0 et 2,1 % de cendres. (Prato, 2012) Ont analysé les profils en acides gras de 11 espèces commercialement importantes de Méditerranée : la teneur en matières grasses la plus faible (1,67 %) a été mesurée chez la saupe (*Sarpa salpa*) et la plus élevée (8,12 %) chez le rouget-barbet (*Mullus barbatus*).

Ces produits sont importants pour la santé, en particulier pour les enfants et les femmes enceintes (Organization., 2011) Cependant, la pollution constitue une menace majeure pour leur qualité sanitaire : les métaux d'origine industrielle s'incorporent à la chair, et un aliment sain peut alors devenir dangereux en cas de consommation fréquente (OFB, 2012).

I.3.2 Mécanismes de bioaccumulation

Les métaux pénètrent dans l'organisme aquatique principalement par voie branchiale, l'eau étant filtrée en continu, mais aussi par voie cutanée et, surtout, par ingestion de proies contaminées. Les branchies constituent ainsi une voie majeure d'absorption des contaminants métalliques. Les métaux se distribuent ensuite préférentiellement dans le foie et les reins, et, dans une moindre mesure, dans les muscles consommés. Les poissons les retiennent durablement : à titre indicatif, la demi-vie biologique du mercure est de l'ordre de quelques dizaines de jours, tandis que celle du cadmium peut atteindre plusieurs années. (Di Giulio, 2008; Newman, 2015)

Le passage des métaux traces de l'environnement vers l'organisme aquatique repose sur plusieurs mécanismes :

- Les voies d'exposition : la contamination peut être directe (branchiale et cutanée) ou trophique (système digestif), selon que le métal est dissous ou lié à des particules ingérées :

- Le rôle de la membrane plasmique : cette barrière lipidique régule l'entrée des molécules exogènes et utilise des transporteurs spécifiques pour le franchissement des substances polaires essentielles ;
- L'influence environnementale : le pH, la température et la charge électrolytique modulent les propriétés des barrières biologiques et la forme chimique (spéciation) du métal ;
- La biodisponibilité : elle résulte de la coexistence de ces modes de transfert et de la spéciation chimique, rendant chaque scénario de contamination spécifique (Mady, 2017).

I.3.3 Facteurs influençant l'accumulation

L'évaluation de la dynamique des xénobiotiques dans les écosystèmes aquatiques repose sur plusieurs indicateurs clés et approches méthodologiques :

- Indicateurs empiriques : le BAF (facteur de bioaccumulation, rapport organisme/eau), ainsi que le BMF et le TMF, sont utilisés pour quantifier les transferts trophiques (Borgå, 2012)
- Limites : ces facteurs prennent difficilement en compte la variabilité environnementale et la dynamique temporelle des transferts ;
- Approche directe : évaluation des concentrations dans les différents compartiments du site d'étude ;
- Approche modélisée : utilisation de modèles mécanistes simulant les relations entre les sources de contamination et les espèces, sans supposer un équilibre chimique (Arnot, 2004; Walters, 2011)

Chapitre II

Profil toxicologique des éléments

Chapitre II : Profil toxicologique des éléments

II.1 Éléments étudiés

II.1.1 Lithium (Li)

Source

Les principales sources alimentaires de lithium sont les céréales, les pommes de terre, les tomates, le chou et certaines eaux minérales. Modérément abondant, il est présent dans la croûte terrestre à raison d'environ 65 ppm.

Réparti de manière relativement homogène dans l'océan (environ 0,18 µg/mL), le lithium présente dans les tissus mous des concentrations variables (de 0,01 à 1,2 µg/g de poids sec). Il est généralement biodilué le long des réseaux trophiques, les organismes filtreurs présentant les concentrations les plus élevées et les poissons prédateurs les plus faibles. Chez les poissons, les branchies et les reins en contiennent des teneurs relativement élevées (respectivement 0,26 et 0,15 µg/g environ), tandis que le foie et les muscles en sont pauvres (Thibon, 2021)

Toxicité

La toxicité du lithium survient lorsque sa concentration sanguine dépasse la fenêtre thérapeutique, généralement au-delà de 1,5 mEq/L. Elle peut entraîner des symptômes allant de troubles gastro-intestinaux légers à des troubles neurologiques graves. En l'absence de prise en charge, elle peut provoquer des atteintes rénales irréversibles, des crises convulsives, voire une issue fatale.

La toxicité chronique apparaît dès 1,2 à 2,0 mmol/L, et des concentrations supérieures à 3,0 mmol/L peuvent être fatales. Le lithium est presque complètement absorbé par le tractus gastro-intestinal et se distribue dans de nombreux organes (foie, reins, cerveau, thyroïde, os). Son volume de distribution est estimé entre 0,7 et 1,0 L/kg chez l'adulte (Lagerkvist, 2002)



Figure 2 : L'élément lithium (Li).

II.1.2 Cuivre (Cu)

Source

Le cuivre est présent dans de nombreux aliments, dans l'eau et dans l'air ; l'organisme en absorbe quotidiennement des quantités notables par l'alimentation, la boisson et la respiration. Grâce à ses excellentes propriétés de conductivité électrique, il est majoritairement utilisé en électrotechnique

(plus de 75 % de la production mondiale), mais aussi dans le bâtiment, la fabrication d'ustensiles et l'élaboration d'alliages (Lefèvre-Novaro, 2010).

Élément ubiquiste des écosystèmes aquatiques, le cuivre provient à la fois de processus naturels (volcanisme, érosion) et de pressions anthropiques (exploitation minière, activités agricoles et industrielles, stations d'épuration). En milieu marin, les peintures antisalissures et les bois traités à l'arséniate de cuivre chromé constituent des sources de contamination. Bien qu'il soit un oligo-élément essentiel, le cuivre devient délétère à concentration excessive, altérant la croissance, la reproduction et la physiologie des organismes aquatiques (Benabdelkader, 2019).

Toxicité

L'accumulation systémique de cuivre peut engendrer une cirrhose hépatique et s'accompagner d'un risque d'anémie hémolytique (Lewis, 2018). La consommation d'eau contenant du cuivre à des concentrations supérieures aux limites recommandées (dès environ 4 mg/L) provoque des effets immédiats : nausées, vomissements, diarrhée et crampes d'estomac.

Le cuivre occupe une place ambivalente : oligo-élément indispensable (cofacteur enzymatique, immunité, synthèse du collagène, pigmentation, protection contre le stress oxydatif), il devient toxique à doses élevées, pouvant entraîner des atteintes hépatiques et rénales irréversibles (BETTAYEB, 2016).



Figure 3 : L'élément cuivre (Cu).

II.1.3 Fer (Fe)

Source

Le fer est présent dans de nombreuses sources alimentaires (produits carnés, céréales complètes, certains tubercules et légumes). Le fer d'origine animale (hémnique) présente une biodisponibilité supérieure à celle du fer végétal (non hémnique). Constituant central de l'hémoglobine, il est indispensable au transport de l'oxygène vers les tissus (EFSA, 2020).

Toxicité

L'inhalation de poussières contenant de l'oxyde de fer peut provoquer une pneumoconiose. L'intoxication au fer, causée par l'ingestion de plus de 20 mg/kg (souvent après absorption de suppléments), constitue une urgence toxicologique : elle débute par une gastro-entérite aiguë, suivie d'une période asymptomatique, puis d'un état de choc et d'une insuffisance hépatique. La

poudre de fer finement divisée est pyrophore et peut s'enflammer au contact de l'air (Alessio, 2025).



Figure 4 : L'élément fer (Fe).

II.1.4 Aluminium (Al)

Source

L'aluminium est le métal le plus abondant de la lithosphère, où il se trouve combiné à l'oxygène, au fluor ou à la silice. Naturellement présent dans les aliments, sa concentration peut augmenter avec l'usage d'ustensiles et d'emballages en aluminium (Alessio, 2025). Sa teneur dans l'eau de mer varie d'environ 0,013 à 5 ppb, et celle des rivières atteint en moyenne 400 ppb. Toxique pour les poissons, il s'accumule dans leurs branchies et provoque des troubles respiratoires et ionorégulateurs, particulièrement en milieu acide (pH 5,0–5,5) (Lenntech, 2024).

Toxicité

Les effets toxicologiques des oxydes d'aluminium suscitent un intérêt soutenu en raison de leur importance industrielle ; les résultats expérimentaux restent toutefois controversés. Chez l'homme, la toxicité de l'aluminium a été associée à diverses pathologies, telles que la maladie d'Alzheimer, la maladie de Parkinson, l'encéphalopathie des dialysés, l'ostéomalacie et l'anémie. (Boumaza, 2021).



Figure 5 : L'élément aluminium (Al).

II.1.5 Baryum (Ba)

Source

Les principales sources de baryum sont la barytine (sulfate de baryum, BaSO_4) et la withérite (carbonate de baryum, BaCO_3). Les niveaux naturellement présents dans l'environnement sont faibles ; on n'en trouve des quantités notables que dans certains sols et aliments (noix, algues, poissons, certaines plantes). Les teneurs alimentaires ou hydriques ne suffisent généralement pas à présenter un risque pour la santé (Lenntech, 2024).

Toxicité

Par voie orale, les composés solubles du baryum sont très toxiques (la dose létale du chlorure est estimée entre 0,8 et 0,9 g). Ces composés exercent une action stimulante prolongée sur l'ensemble des muscles, dont ils augmentent la contractilité ; au niveau cardiaque, des contractions irrégulières peuvent évoluer vers une fibrillation (Alessio, 2025). Une exposition à court terme peut provoquer des troubles gastro-intestinaux et une faiblesse musculaire, tandis qu'une exposition à long terme est associée à une augmentation de la pression artérielle. L'EPA a fixé une concentration maximale admissible de 2,0 mg/L dans l'eau de boisson (EPA, 2003).



Figure 6 : L'élément baryum (Ba).

II.1.6 Plomb (Pb)

Source

Le plomb a longtemps servi à fabriquer des canalisations d'eau potable de petit diamètre ; son utilisation a cessé dans les années 1950 pour les réseaux intérieurs des habitations. Il est présent dans l'air principalement du fait d'émissions industrielles (fonderies, métallurgie, combustion du charbon, incinération). La concentration limite provisoire proposée pour l'eau de boisson est de 0,01 mg/L (OMS, 2004).

L'eau de mer contient de faibles quantités de plomb (2 à 30 ppt) ; les rivières en contiennent en moyenne de 3 à 30 ppb. Le phytoplancton en renferme environ 5 à 10 ppm (masse sèche), les poissons d'eau douce de 0,5 à 1 000 ppb, et les huîtres environ 500 ppb (Lenntech, 2024).

Toxicité

Le plomb perturbe de nombreuses voies métaboliques et altère des mécanismes neurobiologiques essentiels au développement cérébral (DGS, 2023). Il s'accumule dans l'organisme et son exposition, même à très faibles doses, peut être dangereuse, en particulier pour les nourrissons, les jeunes enfants et les femmes enceintes, chez qui il peut entraîner des lésions permanentes du développement intellectuel et comportemental (WHO, 2023).

Le risque de déficits cognitifs augmente lorsque la plombémie dépasse durablement 100 µg/L ($\approx 0,48$ µmol/L). D'autres symptômes (crampes abdominales, constipation, tremblements, troubles de l'humeur) peuvent survenir au-delà de 500 µg/L. À fortes doses, le plomb peut provoquer des encéphalopathies, des neuropathies, voire le décès. Il affecte également la pression artérielle, la fonction rénale, la reproduction et, chez l'enfant, le système nerveux central (diminution du

quotient intellectuel, troubles de l'attention), même à faibles doses (AZARIZ, 2022; SQUINAZI, 2020).



Figure 7 : L'élément plomb (Pb).

II.1.7 Cadmium (Cd)

Source

Les principales sources alimentaires de cadmium sont les céréales (riz, blé), les pommes de terre, les légumes à feuilles vertes, les abats, les crustacés, les mollusques et le chocolat (EFSA, 2009). Il s'accumule dans les organes internes des poissons et des crustacés ; les mollusques bivalves (palourdes, moules, huîtres, pétoncles) en contiennent souvent davantage. Chez les poissons et les crustacés, l'essentiel est stocké dans les organes internes, qui peuvent être retirés (ANSES, 2011).

Le cadmium présent dans l'eau provient de l'air, des précipitations, des effluents de galvanoplastie et, surtout, des rejets industriels situés à proximité des cours d'eau (Rodier, 2009).

Toxicité

Chez l'animal, l'administration de fortes doses de cadmium peut provoquer des effets toxiques sur de nombreux organes (reins, foie, testicules, ovaires, système nerveux, pancréas, appareil cardiovasculaire, placenta). Chez l'homme, les principaux effets d'une exposition prolongée sont une dysfonction rénale et une atteinte pulmonaire. L'intestin n'absorbe qu'environ 4 à 7 % d'une dose ingérée (Kitamura, 1970).

L'exposition au cadmium engendre des pathologies multisystémiques graves : néphrotoxicité (insuffisance rénale chronique), atteintes ostéo-articulaires (ostéomalacie, ostéoporose), potentiel oncogène avéré (poumon, rein, pancréas), pathologies pulmonaires (emphysème obstructif) et reprotoxicité (WHO, 2019).

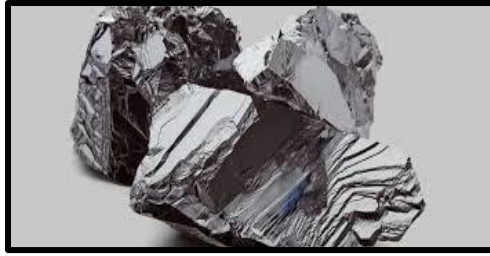


Figure 8 : L'élément cadmium (Cd).

II.1.8 Zinc (Zn)

Source

L'aliment le plus riche en zinc est l'huître ; viennent ensuite les autres fruits de mer, la viande rouge, le fromage et le pain complet. Nutriment essentiel pour les organismes aquatiques, le zinc peut devenir un contaminant environnemental lorsqu'il est présent en excès (Alloway, 2013). Les poissons n'apportent qu'environ 0,7 mg de zinc pour 100 g, contre plus de 15 mg/100 g pour l'huître (Lefèvre-Novaro, 2010).

Toxicité

Plusieurs sels de zinc peuvent provoquer une intoxication par inhalation, contact ou ingestion ; le chlorure de zinc provoque par exemple des ulcères cutanés. L'ingestion de quantités importantes (200 à 800 mg/jour), souvent via des aliments acides conservés dans des récipients galvanisés, provoque anorexie, vomissements et diarrhée. À l'inverse, la carence chronique en zinc se traduit par un retard de croissance, des altérations cutanées, une inappétence et une cicatrisation ralentie (Diane M. Birnbaumer, 2025; Alessio, 2025).



Figure 9 : L'élément zinc (Zn).

II.1.9 Mercure (Hg)

Source

Les océans constituent le plus grand réservoir de mercure, avec près de 300 000 tonnes (Sheu., 2002). Le mercure s'y rencontre généralement sous trois formes chimiques : la forme élémentaire gazeuse, le mercure divalent ionique et la forme organique, principalement le méthylmercure. Dans les eaux douces, les principales sources sont les dépôts atmosphériques, les eaux de ruissellement (via le carbone organique dissous) et les eaux souterraines (Graydon, 2008)

Toxicité

La toxicité de ce métal affecte à la fois la faune aquatique et l'homme. Chez les organismes aquatiques, l'intoxication provoque des atteintes des systèmes immunitaire, nerveux, respiratoire, cardiovasculaire et reproducteur ; le mercure se stocke principalement dans le foie, les reins, la chair et le cerveau (Diez, 2009; Morcillo, 2017)

Chez l'homme, le risque principal est l'exposition alimentaire au méthylmercure lors de la consommation de poissons. Le mercure élémentaire est surtout toxique par inhalation (absorption de 75 à 85 %), tandis que le mercure inorganique est faiblement absorbé (7 à 15 %). Après inhalation de vapeurs, près de 80 % sont absorbés par les alvéoles pulmonaires ; les sites de dépôt sont alors les reins et le cerveau (Bensefa-Colas, 2011; Alessio, 2025).



Figure 10 : L'élément mercure (Hg).

II.2 Métaux alcalins

II.2.1 Sodium (Na)

Source

Le sodium est le sixième élément le plus abondant de la croûte terrestre (2,83 % sous toutes ses formes) et le deuxième dans l'eau de mer. Ses sels les plus importants sont le chlorure de sodium (sel de roche) et le sulfate de sodium. (Greenwood, 1997).

Toxicité

L'hydroxyde de sodium et ses solutions aqueuses, fortement caustiques, peuvent provoquer des brûlures chimiques cutanées, oculaires et muqueuses (INRS, 2011). Un excès de sodium dans le sang (hypernatrémie) entraîne une déshydratation. L'OMS préconise une consommation inférieure à 2 g de sodium par jour (environ 5 g de sel) chez l'adulte afin de réduire les risques cardiovasculaires (OMS, 2004).



Figure 11 : L'élément sodium (Na).

II.2.2 Potassium (K)

Source

Le potassium se trouve dans les légumes, les fruits, les pommes de terre, la viande, le pain, le lait et les fruits à coque. Dans les produits de la pêche, sa teneur est généralement exprimée par kilogramme de chair (gros poissons) ou d'animal entier (petits poissons, mollusques et crustacés). (ANSES, 2021).

Toxicité

Des apports élevés et ponctuels de potassium ont été associés à un dysfonctionnement neuromusculaire (faiblesse, paralysie, nausées, vomissements, diarrhée). Un surdosage provoque une hyperkaliémie, tandis qu'un sous-dosage entraîne une hypokaliémie (Souad, 2014). L'inhalation de poussières et le contact cutané ou oculaire peuvent provoquer de graves irritations et brûlures (Lenntech, 2024).



Figure 12 : L'élément potassium (K).

II.3 Toxicité des métaux lourds

II.3.1 Mécanismes d'action toxique

Les métaux lourds présentent une grande affinité pour les groupements thiol ($-SH$). Ce groupement réagit avec les ions métalliques en formant une liaison soufre-métal très forte, ce qui contribue à leur excrétion. Le glutathion joue un rôle vital dans la détoxification des métaux lourds tels que le mercure, le plomb et le cadmium. Le stress oxydatif constitue par ailleurs un mécanisme inducteur de l'action toxique du cadmium ; la présence de calcium et de zinc peut atténuer ces effets indésirables. (Flora, 2008).

À titre d'illustration, (Ouro-Sama, 2014) ont évalué la bioaccumulation du cadmium, du plomb et de l'arsenic dans le système lagunaire togolais : tous les poissons analysés étaient contaminés, avec des teneurs moyennes en cadmium (0,33 à 0,98 mg/kg), en plomb (1,17 à 2,89 mg/kg) et en arsenic (9,41 à 22,54 mg/kg) supérieures aux normes de l'OMS. Les facteurs de bioconcentration variaient de 6,94 à 20,36 pour le cadmium, de 9,58 à 23,67 pour le plomb et de 2,30 à 5,52 pour l'arsenic, confirmant que la bioaccumulation dépend de l'espèce et de son habitat.

II.3.2 Effets aigus

Chez l'homme, une exposition unique à de fortes concentrations de mercure élémentaire peut provoquer maux de tête, convulsions et troubles respiratoires pouvant conduire à l'asphyxie.

L'intoxication aiguë par les sels inorganiques de mercure se traduit surtout par un choc hémodynamique et des insuffisances cardiovasculaires et rénales.

L'intoxication aiguë sévère par le fer évolue en plusieurs phases : gastro-entérite aiguë, intervalle libre, puis toxicité systémique (choc, acidose métabolique, coma, insuffisance hépatique). Le traitement repose sur la décontamination digestive et l'administration de déféroxamine. Chez l'homme, les manifestations aiguës du cadmium sont des troubles gastro-intestinaux après ingestion et une pneumonie chimique après inhalation de fumées d'oxyde de cadmium (OMS, 1980).

II.3.3 Effets chroniques

Une exposition chronique au cadmium se traduit principalement par une dysfonction rénale et, en cas d'inhalation, par un emphysème pulmonaire. On observe fréquemment une anémie hypochromique chez les travailleurs fortement exposés. Sa toxicité chronique est liée à la dose cumulée : plus l'exposition est longue et importante, plus le risque de maladie chronique augmente (Alessio, 2025).

La toxicité chronique primaire du cuivre est manifeste chez les patients atteints de la maladie de Wilson (toxicode héréditaire). Les effets cardiovasculaires de l'aluminium incluent malformations congénitales, inflammation et dysfonctionnement du myocarde. La toxicité chronique du lithium peut induire une maladie rénale chronique et des déficits neurologiques (BENHAMIMID, 2022).

II.3.4 Effets sur le système nerveux

Les métaux lourds perturbent le développement neurologique et la transmission neuronale. Le plomb altère les fonctions cognitives et comportementales : le saturnisme, associé à une intoxication chronique, touche tout particulièrement les enfants en inhibant les récepteurs NMDA, essentiels à la mémoire et à l'apprentissage. Le mercure provoque des troubles neurodégénératifs et sensoriels, notamment par induction d'un stress oxydatif (NABILA, 2019).

Chez l'adulte, une exposition prolongée au plomb (plombémie supérieure à 300 µg/L) a des répercussions sur le système nerveux central et périphérique ; les nerfs moteurs sont atteints plus rapidement que les nerfs sensitifs. Par ailleurs, le zinc est l'oligo-élément le plus concentré dans le cerveau, où il intervient comme neuromodulateur des récepteurs glutamatergiques ; sa carence altère le métabolisme des acides gras essentiels à la croissance neuronale (PICAUD, 1992; SQUINAZI, 2020).

II.3.5 Effets rénaux et hépatiques

L'exposition chronique au cadmium entraîne une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale, caractérisée par des lésions tubulaires (protéinurie, glycosurie, amino-acidurie, polyurie). Les reins constituent le principal site d'accumulation du mercure, quelle que soit sa forme et la voie d'absorption (OMS, 1991).

Une exposition prolongée au plomb affecte les reins et provoque une néphropathie non spécifique (fibrose interstitielle, atrophie tubulaire, atteinte tardive des glomérules). Chez l'adulte, une élévation de la plombémie peut s'accompagner d'azotémie, de perturbations de la clairance rénale et d'hyperuricémie. Dans les années 1970-1980, l'absence de contrôle de l'aluminium dans l'eau de dialyse a entraîné des accumulations sanguines responsables de troubles graves (encéphalopathie des dialysés) (Burbure, 2003).

II.3.6 Risque cancérogène

Tous les métaux lourds n'ont pas la même toxicité, mais certains, comme le plomb et le cadmium, sont reconnus cancérogènes. Le cadmium est classé dans le groupe 1 (cancérogène certain pour l'homme) ; il provoque des cancers broncho-pulmonaires, et deux autres sites ont été évoqués : le rein et le pancréas (Cancer., 2012)

Concernant le mercure, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1993) a conclu que le mercure métallique et ses composés inorganiques ne pouvaient être classés comme cancérogènes pour l'homme. Une exposition professionnelle prolongée au plomb et à ses composés inorganiques pourrait accroître le risque de cancer bronchique ou rénal ; in vitro, l'ion Pb^{2+} exerce un effet génotoxique indirect en altérant les systèmes de réparation de l'ADN. Enfin, le CIRC a classé en 1987 la production d'aluminium comme cancérogène certain, en lien avec les cancers du poumon et de la vessie chez les travailleurs (DGS, 2023).

Chapitre III

Cadre réglementaire et normes de sécurité

Chapitre III : Cadre réglementaire et normes de sécurité

III.1 Normes internationales

III.1.1 Organisation mondiale de la santé (OMS)

Un groupe d'étude de l'OMS, réuni à Genève en juin 1979, a établi des limites recommandées en vue de préserver la santé des personnes professionnellement exposées aux métaux lourds. Le cadmium, le plomb, le mercure, le cuivre et le zinc constituent des métaux d'intérêt majeur en toxicologie environnementale et font l'objet de nombreuses recommandations sanitaires.

Le cadmium est notamment impliqué dans des expositions professionnelles liées aux industries du plomb-zinc, aux alliages à bas point de fusion, aux fumées de soudage et à la production de pigments et de batteries nickel-cadmium. Le plomb est largement utilisé dans la fabrication de batteries, l'industrie du caoutchouc et la production de verre, de glaçures et d'émaux. Le mercure entre dans la fabrication de lampes à vapeur, de redresseurs et de composants électriques.

Un comité mixte d'experts FAO/OMS a proposé, à titre provisoire, que l'apport hebdomadaire maximal admissible de cadmium pour l'adulte se situe entre 0,4 et 0,5 mg. Les normes internationales relatives à la teneur en plomb dans les poissons, établies dans le cadre du Codex Alimentarius (FAO/OMS), varient généralement entre 0,2 et 0,4 mg/kg (poids humide) pour la chair musculaire.

III.1.2 Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)

Dans les écosystèmes aquatiques naturels, les métaux sont présents à faibles concentrations. La contamination par des métaux lourds à des niveaux supérieurs aux charges naturelles constitue cependant une préoccupation croissante, liée à la croissance démographique, à l'urbanisation, aux activités industrielles, à l'exploitation des ressources, à l'irrigation et au manque de réglementations environnementales.

La FAO établit des valeurs seuils recommandées pour les métaux lourds dans l'eau d'irrigation afin de limiter la contamination des sols et des cultures (en mg/L).

Tableau 2 : Valeurs seuils FAO des métaux lourds dans l'eau d'irrigation (mg/L).

Métal	Valeur seuil (mg/L)
Cadmium (Cd)	0,01
Cuivre (Cu)	0,20
Plomb (Pb)	5,00
Zinc (Zn)	2,00
Mercure (Hg)	0,001

Concernant les apports alimentaires, le poisson suscite des inquiétudes particulières, notamment depuis les accidents de Minamata et de Niigata (Japon), liés à la pollution par le mercure. Les poissons pêchés en eaux non polluées en contiennent peu, mais les grands prédateurs peuvent en accumuler des quantités importantes (OMS, 1997).

III.2 Normes européennes

Les normes européennes relatives aux métaux lourds sont principalement régies par le Règlement (UE) 2023/915, qui fixe les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires Règlement (UE) 2023/915.

Tableau 3 : Teneurs maximales en métaux lourds dans les poissons et produits de la pêche selon le Règlement (UE) 2023/915 (mg/kg, poids humide).

Métal	Matrice	Teneur max (mg/kg)
Plomb	Chair musculaire de poisson	0,30
Plomb	Crustacés (chair des appendices et de l'abdomen)	0,50
Plomb	Mollusques bivalves	1,50
Cadmium	Chair de poisson (cas général)	0,050
Cadmium	Maquereau, thon, sicyoptère	0,10
Cadmium	Anchois, espadon, sardine	0,25
Cadmium	Crustacés	0,50
Cadmium	Mollusques bivalves	1,0
Mercure	Chair de poisson (cas général), crustacés, mollusques	0,50
Mercure	Prédateurs (thon, espadon, requin, etc.)	1,0

Remarque : pour les poissons destinés à être consommés entiers, la teneur maximale s'applique au poisson entier. Pour les crustacés, elle s'applique à la chair musculaire des appendices et de l'abdomen, le céphalothorax étant exclu.

III.3 Normes algériennes

En Algérie, la réglementation relative aux métaux lourds s'inscrit dans un cadre législatif et normatif visant la protection de l'environnement et de la santé publique. Les métaux lourds tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le cuivre et le zinc font l'objet de contrôles dans différents compartiments environnementaux (eau, sols, air) ainsi que dans les denrées alimentaires.

Les dispositifs réglementaires algériens reposent principalement sur des textes publiés au Journal officiel de la République algérienne démocratique et populaire (JORADP), notamment la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 relative au code des eaux, le décret exécutif n° 05-12 du 28 avril 2005

relatif à la gestion des déchets dangereux, et le décret exécutif n° 09-209 du 11 juin 2009 fixant les limites maximales de rejet des substances polluantes dans l'environnement.

Sur le plan de la normalisation technique, les analyses des métaux lourds s'appuient sur des normes internationales adoptées en Algérie, notamment les normes ISO (par exemple la norme ISO 11885 pour la détermination des éléments traces dans l'eau). Les valeurs de référence et les contrôles environnementaux peuvent être appuyés par des organismes nationaux compétents, notamment l'Agence nationale des déchets (AND).

Chapitre IV

Matériels et méthodes — Résultats et discussion

Chapitre IV : Matériels et méthodes — Résultats et discussion

IV.1 Matériels et méthodes

IV.1.1 Présentation des échantillons

Cette étude pratique a porté sur huit échantillons de produits marins prélevés dans différentes régions du littoral ouest-algérien. Les matrices analysées couvrent trois grandes catégories biologiques : des crustacés (crevettes), des poissons non crustacés (sardines) et un produit issu de l'aquaculture (dorade, *Sparus aurata*). Ce choix permet de comparer des organismes de niveaux trophiques et de modes de vie différents benthiques filtreurs, pélagiques sauvages et individus d'élevage et d'apprécier ainsi l'influence du compartiment écologique sur l'accumulation des éléments métalliques. Le plan d'échantillonnage est détaillé dans le Tableau 4.

Tableau 4 — Présentation des échantillons étudiés.

Type de matrice	Espèce	Échantillon	Station
Crustacés	Crevette	Échantillon 1	Ghazaouet
Crustacés	Crevette	Échantillon 2	Béni Saf
Crustacés	Crevette	Échantillon 3	Bouzedjar
Crustacés	Crevette	Échantillon 4	Oran
Crustacés	Crevette	Échantillon 5	Mostaganem
Non-crustacés	Sardine	Échantillon 6	Mostaganem
Non-crustacés	Sardine	Échantillon 7	Honaïne
Élevage	Dorade	Échantillon 8	Honaïne

Onze éléments ont été recherchés : lithium (Li), mercure (Hg), cadmium (Cd), plomb (Pb), fer (Fe), aluminium (Al), zinc (Zn), cuivre (Cu), baryum (Ba), sodium (Na) et potassium (K). Ils regroupent des éléments physiologiques majeurs (Na, K), des oligo-éléments essentiels (Fe, Zn, Cu), des métaux lourds toxiques (Cd, Hg, Pb) et des éléments traces non essentiels (Li, Ba, Al).

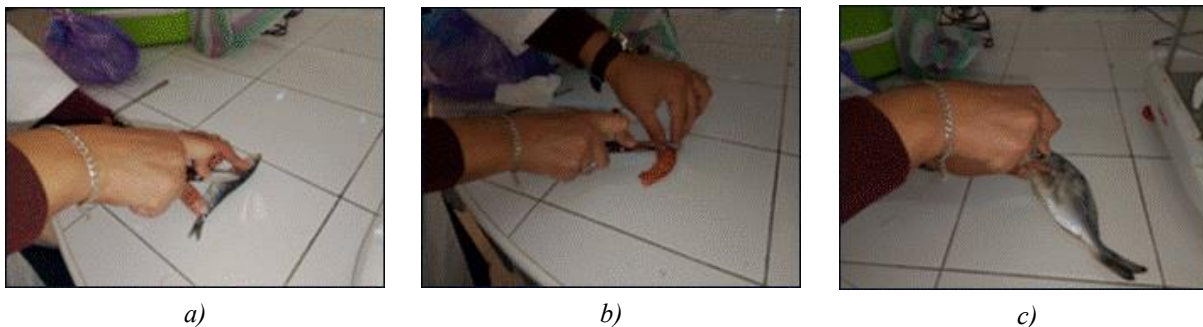


Figure 13 — Aperçu morphologique des matrices biologiques analysées : a) sardines (non-crustacés) de Mostaganem ; b) crustacés (crevettes) des stations de l'ouest algérien ; c) dorades (*Sparus aurata*) de Honâine.

IV.1.2. Matériel utilisé

Le matériel comprend un photomètre à flamme (Jenway, modèle PFP7), une plaque chauffante, une balance analytique, des burettes, des erlenmeyers, des fioles jaugées, des pipettes graduées et jaugées, ainsi que du papier filtre. Les principales étapes des manipulations expérimentales sont illustrées par la Figure 14.





c)



d)

Figure 14 — Étapes des manipulations expérimentales et des dosages : a) séchage et pesée des échantillons dans des creusets de porcelaine avant calcination ; b) dosage titrimétrique à la burette ; c) mesure des éléments minéraux au photomètre de flamme ; d) prélèvement précis à la micropipette automatique.

IV.1.3. Réactifs chimiques

Les réactifs utilisés sont l'acide nitrique (HNO_3), l'acide sulfurique (H_2SO_4), l'acide chlorhydrique (HCl), l'acide acétique, l'iodure de potassium (KI), le thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), l'EDTA, le permanganate de potassium (KMnO_4), ainsi que les indicateurs colorés (xylénol orange, empois d'amidon) et les solutions tampons appropriées.

IV.1.4. Préparation et minéralisation des échantillons

Une masse de 5 g d'échantillon a été introduite dans un creuset, puis minéralisée par addition progressive d'acide nitrique concentré (HNO_3) jusqu'à recouvrement complet. Les creusets ont ensuite été chauffés sur plaque chauffante à 120°C pendant 30 minutes. Après refroidissement, les solutions ont été filtrées, récupérées dans des tubes à essai et complétées à l'eau ultrapure jusqu'à un volume final de 50 mL. La minéralisation a conduit à une solution de couleur jaune, traduisant une digestion acide partielle et la présence possible de traces de matière organique résiduelle non totalement oxydée. Les solutions obtenues ont servi au dosage des métaux (Tuzen, 2007).



Figure 15 — Étapes de préparation et de minéralisation des matrices : a) solutions de minéralisation obtenues après digestion des tissus musculaires ; b) répartition des fragments de chair dans des creusets de porcelaine avant analyse.

IV.2 Méthodes de dosage

IV.2.1 Dosage par photométrie de flamme (Na, K, Li, Ba)

Le dosage du sodium, du potassium, du lithium et du baryum a été réalisé au moyen d'un photomètre à flamme Jenway PFP7, aux longueurs d'onde respectives de 589 nm (Na), 766 nm (K), 670 nm (Li) et 554 nm (Ba). Les concentrations ont été déterminées à partir de solutions étalons de concentrations connues, par comparaison des intensités d'émission. (Douglas A. Skoog, 2018).

Le photomètre à flamme Jenway PFP7 est principalement destiné à la détermination des éléments alcalins, notamment le sodium (Na) et le potassium (K). Son utilisation pour l'estimation du cadmium ne permet pas d'atteindre la sensibilité et la spécificité offertes par les techniques de référence telles que la spectrométrie d'absorption atomique (SAA) ou la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Par conséquent, les résultats obtenus pour le cadmium doivent être considérés comme des valeurs indicatives nécessitant une confirmation par des méthodes instrumentales plus performantes. De même, les teneurs en mercure déterminées par titrage odométrique doivent être interprétées avec prudence en raison des limites de sensibilité de cette méthode pour le dosage de faibles concentrations dans les matrices biologiques. Ainsi, les valeurs obtenues constituent une évaluation exploratoire de la contamination métallique et mériteraient d'être validées par des techniques analytiques de référence avant toute généralisation des résultats. (Douglas A. Skoog, 2018).

IV.2.2. Séparation sélective des ions Hg^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+}

L'identification et le dosage des ions métalliques de l'échantillon minéralisé ont reposé sur une séparation sélective suivie d'analyses chimiques successives :

- Les ions mercure (Hg^{2+}) ont d'abord été séparés par précipitation sous forme de sulfure de mercure : $\text{Hg}^{2+} + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{HgS}\downarrow$, le précipité étant éliminé par filtration ;
- Les ions plomb (Pb^{2+}) ont ensuite été séparés sous forme de sulfate de plomb : $\text{Pb}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{PbSO}_4\downarrow$;
- La solution restante, contenant le cuivre et le zinc, a été traitée par l'iodure de potassium : $2 \text{Cu}^{2+} + 4 \text{I}^- \rightarrow 2 \text{CuI}\downarrow + \text{I}_2$, l'iode libéré servant au dosage du cuivre par iodométrie ;
- Enfin, les ions zinc ont été dosés par complexométrie à l'EDTA : $\text{Zn}^{2+} + \text{EDTA}^{4-} \rightarrow [\text{ZnEDTA}]^{2-}$ (Skoog, 2014).

IV.2.3. Dosage du mercure par iodométrie

Après dissolution du précipité de HgS dans l'acide nitrique concentré, un volume de 10 mL est traité par 5 mL d'une solution de KI à 10 %, formant le complexe tétraiodomercurate : $\text{Hg}^{2+} + 4 \text{I}^- \rightarrow [\text{HgI}_4]^{2-}$. L'excès d'iodure est oxydé en iode, dosé par une solution de thiosulfate de sodium à 0,01 mol/L en présence d'empois d'amidon : $\text{I}_2 + 2 \text{S}_2\text{O}_3^{2-} \rightarrow 2 \text{I}^- + \text{S}_4\text{O}_6^{2-}$. Le point d'équivalence correspond à la disparition de la coloration bleue. La teneur en mercure ($M = 200,59 \text{ g/mol}$) est calculée à partir du volume de thiosulfate consommé, du volume total préparé, du volume prélevé et de la masse d'échantillon analysée. (Christian, 2004).

IV.2.4. Dosage du plomb par complexométrie

Après dissolution du précipité de PbSO_4 dans l'acide nitrique dilué, le dosage est réalisé par titrage complexométrique à l'EDTA en milieu tamponné ($\text{pH} \approx 10$), en présence de xylénol orange : $\text{Pb}^{2+} + \text{EDTA}^{4-} \rightarrow [\text{Pb-EDTA}]^{2-}$. À l'équivalence, $n(\text{Pb}^{2+}) = n(\text{EDTA})$. La teneur en plomb ($M = 207,2 \text{ g/mol}$) est déterminée à partir du volume d'EDTA versé à l'équivalence. (Harris., 2020).

IV.2.5. Dosage du cuivre par iodométrie

Un volume de 25 mL de solution est légèrement acidifié à l'acide acétique, puis additionné de 10 mL de KI à 10 % : $2 \text{Cu}^{2+} + 4 \text{I}^- \rightarrow 2 \text{CuI}\downarrow + \text{I}_2$. L'iode libéré est titré par le thiosulfate de sodium à 0,01 mol/L, l'empois d'amidon servant d'indicateur de fin de dosage. La teneur en cuivre ($M = 63,55 \text{ g/mol}$) est calculée à partir du volume de thiosulfate consommé (Vogel, 2000).

IV.2.6. Dosage du zinc et de l'aluminium par complexométrie

Les ions zinc ($M = 65,38 \text{ g/mol}$) sont dosés par titrage complexométrique à l'EDTA en milieu tamponné ammoniacal ($\text{pH} \approx 10$), avec le xylénol orange comme indicateur. Les ions aluminium ($M = 26,98 \text{ g/mol}$) sont dosés selon le même principe en milieu tamponné à $\text{pH} \approx 5$, favorable à la complexation (Schwarzenbach, 1955; Harris, 2016).

IV.2.7. Dosage du fer par titrage au permanganate

Les ions ferreux (Fe^{2+}) sont dosés par titrage d'oxydoréduction au permanganate de potassium en milieu fortement acide : $\text{MnO}_4^- + 5 \text{Fe}^{2+} + 8 \text{H}^+ \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 5 \text{Fe}^{3+} + 4 \text{H}_2\text{O}$. Le permanganate joue également le rôle d'indicateur, le point d'équivalence correspondant à l'apparition d'une coloration rose persistante. La teneur en fer ($M = 55,85 \text{ g/mol}$) est calculée à partir du volume de permanganate consommé (Vogel, 2000).

IV.3 Analyse statistique

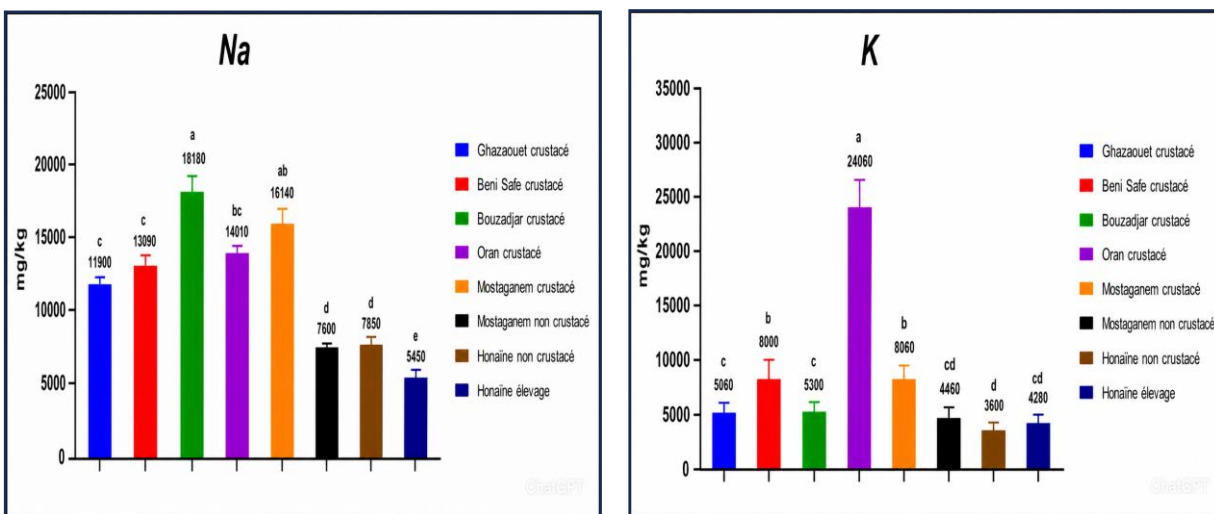
Les dosages ont été réalisés en triplicat ($n = 3$) et les résultats exprimés en moyenne $\pm$ écart-type. L'analyse statistique a été réalisée avec le logiciel SPSS version 20 (SPSS Inc., Chicago, IL, États-Unis). Une analyse de variance à un facteur (ANOVA) a permis d'étudier les différences entre échantillons, suivie de comparaisons post-hoc (tests de Tukey, de Duncan et de Student–Newman–Keuls). Une valeur de $p < 0,05$ a été considérée comme statistiquement significative. Des tests de corrélation de Pearson ont été utilisés pour étudier les relations linéaires entre paramètres. Sur les histogrammes, les lettres (a, b, c...) au-dessus des barres représentent les groupes homogènes : deux échantillons partageant la même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$), tandis que des lettres différentes traduisent une différence significative ($p < 0,05$). (Montgomery, 2019).

IV.4 Résultats et discussion

IV.4.1 Éléments physiologiques : sodium (Na) et potassium (K)

Tableau 5 : Teneurs en sodium (Na) et potassium (K) dans les différents échantillons (mg/kg).

Échantillon	Na (mg/kg)	K (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	11 900	5 060
Béni Saf — crustacé	13 090	8 000
Bouzedjar — crustacé	18 180	5 300
Oran — crustacé	14 010	24 060
Mostaganem — crustacé	16 140	8 060
Mostaganem — non-crustacé	7 600	4 460
Honaïne — non-crustacé	7 850	3 600
Honaïne — élevage	5 450	4 280



Figures 16-17 : Variation des concentrations en potassium (K) et en sodium (Na) dans les échantillons

Les teneurs en sodium s'étalent de 5 450 à 18 180 mg/kg et celles en potassium de 3 600 à 24 060 mg/kg. Ces valeurs s'inscrivent dans les gammes physiologiques des organismes marins et rejoignent les conclusions de (El-Said, et al., 2021), qui, sur des crustacés commerciaux égyptiens, montrent que les éléments majeurs reflètent fidèlement la composition naturelle du milieu et la capacité d'osmorégulation des espèces. Les valeurs les plus élevées en sodium se concentrent chez les crustacés (maximum à Bouzedjar, 18 180 mg/kg, puis Mostaganem et Oran), alors qu'elles chutent chez les non-crustacés sauvages et atteignent leur minimum dans la dorade d'élevage (5 450 mg/kg). Cette hiérarchie traduit l'exposition des crustacés à une forte salinité et leurs mécanismes osmorégulateurs spécifiques, tandis que le milieu aquacole contrôlé de Honaïne stabilise la teneur de la dorade. (David W. Towle, 2007).

D'un point de vue physiologique, cette nette démarcation traduit l'exposition directe des crustacés à la salinité ambiante et illustre leurs mécanismes osmorégulateurs spécifiques. En effet, de nombreux crustacés marins se comportent comme des osmoconformateurs ou des osmorégulateurs limités, maintenant une pression osmotique interne et une concentration ionique dans leur hémolymph très proches de celles de l'eau de mer environnante (Charmantier, et al., 2009). En revanche, la faible teneur en sodium mesurée chez la dorade (*Sparus aurata*) s'explique par sa nature de poisson téléostéen, un groupe caractérisé par une régulation hypo-osmotique stricte. Les téléostéens maintiennent activement leur milieu interne moins salé que l'océan grâce à l'excrétion branchiale active des ions Na^+ , un processus ici stabilisé et optimisé par les conditions environnementales contrôlées et l'alimentation standardisée propres au milieu aquacole de Honaïne (Chabi, et al., 2022).

Le potassium présente une variabilité dominée par une valeur nettement plus élevée chez les crustacés d'Oran (24 060 mg/kg), les autres échantillons restants homogènes (3 600 à 8 060 mg/kg). Ce pic, à interpréter avec prudence et à confirmer, pourrait traduire des conditions

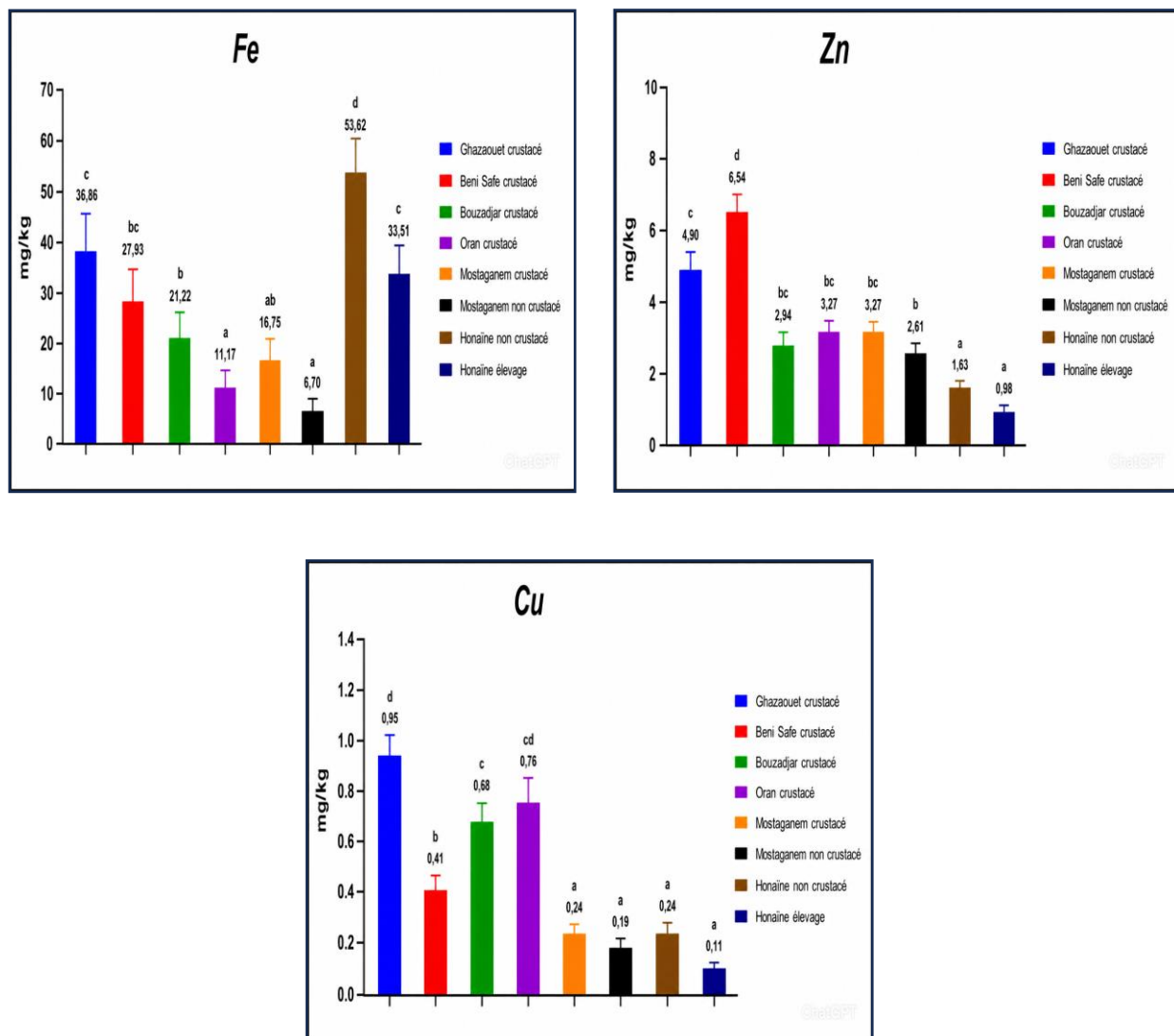
écologiques locales particulières ou une singularité de prélèvement. Des travaux antérieurs (Belhoucine, et al., 2015) ont en effet documenté des perturbations physico-chimiques notables dans cette baie en raison des rejets anthropiques et industriels, des facteurs connus pour influencer la perméabilité branchiale et perturber les flux ioniques cellulaires chez les macro-invertébrés marins. Sur le plan réglementaire, ni le sodium ni le potassium ne font l'objet de teneurs maximales dans les produits de la pêche au titre du Règlement (UE) 2023/915, car ce sont des nutriments physiologiques essentiels.

Impact : Ces produits contribuent positivement aux apports minéraux du consommateur : le potassium, abondant notamment chez les crustacés d'Oran, exerce un effet protecteur cardiovasculaire (régulation de la pression artérielle, élimination de l'excès de sodium). À l'inverse, la richesse en sodium des crustacés sauvages de Bouzedjar et de Mostaganem invite à la modération chez les personnes hypertendues ou souffrant de pathologies cardiovasculaires. (WHO, 2012).

IV.4.2 Oligo-éléments essentiels : fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu)

Tableau 6 : Teneurs en fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu) dans les échantillons (mg/kg).

Échantillon	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	36,86	4,90	0,95
Béni Saf — crustacé	27,93	6,54	0,41
Bouzedjar — crustacé	21,22	2,94	0,68
Oran — crustacé	11,17	3,27	0,76
Mostaganem — crustacé	16,75	3,27	0,24
Mostaganem — non-crustacé	6,70	2,61	0,19
Honaïne — non-crustacé	53,62	1,63	0,24
Honaïne — élevage	33,51	0,98	0,11



Figures 18-20 : Variation des concentrations en fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu)

Le Tableau 6 ainsi que les Figures 18-20 correspondantes mettent en évidence une variation hautement significative des teneurs en fer (Fe), zinc (Zn) et cuivre (Cu) selon les différents échantillons et stations de prélèvement analysés.

Les concentrations en fer varient entre 6,70 mg/kg et 53,62 mg/kg. La teneur la plus élevée est observée chez les non-crustacés de Honaïne (53,62 mg/kg), suivis des crustacés de Ghazaouet et des échantillons d'élevage de Honaïne, tandis que les plus faibles concentrations sont enregistrées chez les non-crustacés de Mostaganem et les crustacés d'Oran.

Cette hétérogénéité spatio-spécifique est intrinsèquement liée aux conditions environnementales locales, à la nature biologique des espèces ainsi qu'à la disponibilité du fer dans le milieu aquatique. Sur le plan biochimique, le fer joue un rôle fondamental dans le transport et le stockage

de l'oxygène cellulaire via les molécules d'hémoglobine et de myoglobine, justifiant sa forte présence chez certains poissons sauvages, couplée à la richesse géochimique naturelle des sédiments de ces stations côtières. (Lall, 2002; NRC, 2011).

Concernant le zinc, les concentrations s'étalent entre 0,98 mg/kg et 6,54 mg/kg. La valeur la plus élevée est enregistrée chez les crustacés de Béni Saf (6,54 mg/kg), suivis des crustacés de Ghazaouet, alors que les teneurs les plus faibles sont observées chez les échantillons d'élevage de Honaïne et les non-crustacés de Honaïne.

Cette variabilité s'explique en grande partie par les différences de régimes alimentaires et les caractéristiques écologiques propres à chaque zone d'étude. De plus, cette tendance découle de l'affinité biologique bien documentée des décapodes pour ce métal, qui intervient massivement dans les processus enzymatiques de synthèse de la cuticule (carapace) et de régulation homéostatique de l'hémolymphe (Charmantier, et al., 2009).

Par ailleurs, les teneurs en cuivre présentent également une variation importante, avec des concentrations comprises entre 0,11 mg/kg et 0,76 mg/kg (atteignant un maximum de 0,95 mg/kg selon les profils globaux). Les valeurs les plus élevées sont observées chez les crustacés d'Oran (0,76 mg/kg) et de Ghazaouet, tandis que les plus faibles concentrations sont enregistrées chez les échantillons d'élevage de Honaïne. (Eisler., 2010).

Cette différence majeure est attribuable à l'influence combinée des facteurs environnementaux — notamment la composition chimique de l'eau — et des activités anthropiques affectant les zones côtières. Sur le plan physiologique, le cuivre constitue le cœur fonctionnel de l'hémocyanine, le pigment respiratoire cuivré qui assure le transport de l'oxygène chez les invertébrés marins, ce qui explique pourquoi sa concentration chute drastiquement chez les poissons comme la dorade d'élevage. (Rainbow, 2002).

Ces ordres de grandeur s'avèrent pleinement cohérents avec la littérature halieutique accumulée en mer Méditerranée. À titre de comparaison, (Türkmen, et al., 2005) rapportent, dans la chair de crustacés et de mollusques méditerranéens, des intervalles de concentration allant de 0,50 à 19,82 mg/kg pour le Fe de 6,80 à 32,12 mg/kg pour le Zn, et de 0,53 à 8,57 mg/kg pour le Cu. Nos résultats se situent dans des enveloppes encore plus sécuritaires et demeurent nettement inférieurs aux apports tolérables. (Authority, 2015).

Si l'on examine les données locales relatives à la dorade d'élevage (*Sparus aurata*), les travaux menés sur la côte algérienne par (Lounas, et al., 2021) rapportent des teneurs de 0,98 mg/kg pour le cuivre et de 5,1 mg/kg pour le zinc, des valeurs très proches de celles obtenues ici pour la dorade de Honaïne. Cette concordance confirme la remarquable stabilité du profil métallique de ce poisson sous structures d'élevage régulées, à l'abri des fluctuations drastiques du milieu sauvage (Chabi, et al., 2022).

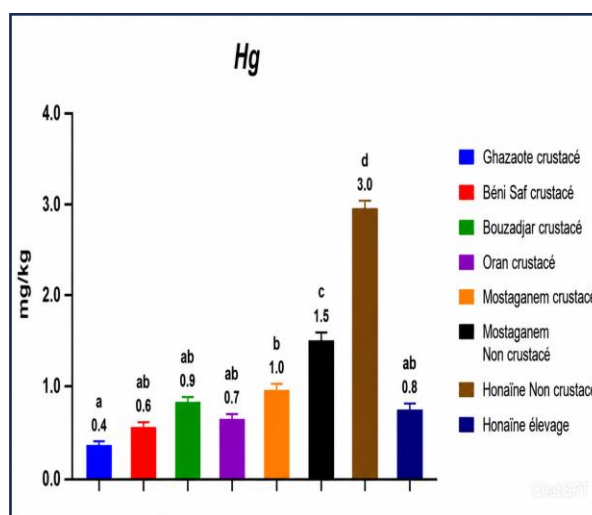
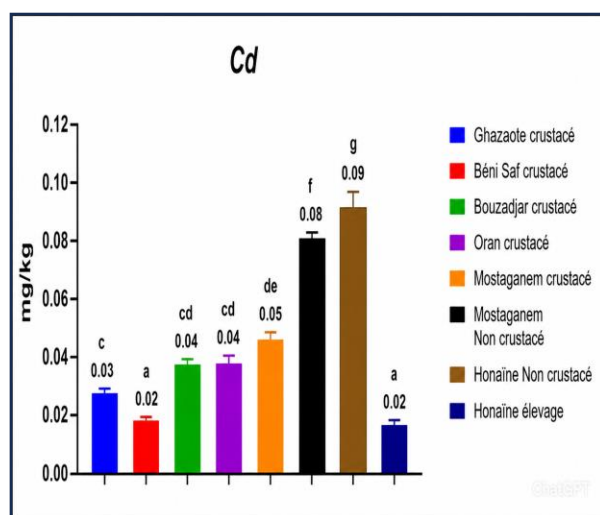
En revanche, les pics observés chez les espèces sauvages dans les baies d'Oran ou de Ghazaouet rappellent l'impact potentiel des rejets urbains et industriels. Les suivis de (Belhoucine, 2012; Belhabib, et al., 2023) sur le merlu de la baie d'Oran confirment la dominance systématique du zinc parmi les métaux essentiels et son maintien sous les limites de sécurité de l'OMS et de la FAO. Enfin, nos conclusions s'intègrent et valident les campagnes de biosurveillance environnementale de (Taleb, et al., 2019; Bendyou, 2021) menées sur le littoral ouest-algérien.

En conclusion, ces trois oligo-éléments se maintiennent largement sous les seuils de toxicité critique définis dans la littérature toxicologique (Grosell, et al., 2007). C'est précisément en raison de leur statut de micronutriments fondamentaux que le Règlement (UE) 2023/915 ne fixe aucune teneur maximale restrictive pour le fer, le zinc ou le cuivre dans la chair des produits de la pêche.

IV.4.3 Métaux toxiques : cadmium (Cd) et mercure (Hg)

Tableau 7 : Teneurs en cadmium (Cd) et mercure (Hg) dans les échantillons (mg/kg).

Échantillon	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	0,03	0,4
Béni Saf — crustacé	0,02	0,6
Bouzedjar — crustacé	0,04	0,9
Oran — crustacé	0,04	0,7
Mostaganem — crustacé	0,05	1,0
Mostaganem — non-crustacé	0,08	1,5
Honaïne — non-crustacé	0,09	3,0
Honaïne — élevage	0,02	0,8



Figures 21-22 : Variation des concentrations en cadmium (Cd) et mercure (Hg).

Le Tableau 7 ainsi que les Figures 21-22 mettent en évidence une variation hautement significative des teneurs en cadmium (Cd) et en mercure (Hg) parmi les différents échantillons de la faune halieutique analysés le long des stations du littoral ouest-algérien.

Les concentrations en cadmium varient entre 0.02 à et 0.09 mg/kg. La teneur la plus élevée est observée chez la sardine de Honaïne (0,09 mg/kg), suivis des non-crustacés de Mostaganem (0,08 mg/kg). Les concentrations les plus faibles sont enregistrées chez les crustacés de Béni Saf et les échantillons d'élevage de Honaïne (0,02 mg/kg). Ces valeurs concordent avec les conclusions des travaux menés par (Bendyou, 2021; Belhoucine, 2022). Sur le littoral de l'ouest algérien, qui décrivent des teneurs de bruit de fond similaires et globalement faibles chez les produits de la pêche de cette région.

Cette tendance indique clairement que les crustacés benthiques de certaines zones ouvertes accumulent davantage de cadmium. Ce phénomène s'explique par leur mode de vie benthique, leur comportement fouisseur et leur contact direct permanent avec les sédiments marins profonds, reconnus comme les compartiments préférentiels de piégeage et de stockage de ce métal d'origine principalement anthropique (Belhoucine, 2012; Taleb, et al., 2019).

En ce qui concerne le mercure, les concentrations affichent une variabilité extrêmement forte, oscillant entre 0,4 à 3,0 mg/kg, avec un gradient marqué : 0,4–1,0 mg/kg chez les crustacés et 1,5–3,0 mg/kg chez les sardines (très significative à Honaïne, 3,0 mg/kg et Mostaganem, 1,5 mg/kg).

Cette variabilité frappante suggère que l'accumulation du mercure est fortement influencée non seulement par la nature biologique et le niveau trophique de l'échantillon — les poissons téléostéens (non-crustacés) accumulant ici nettement plus de charge métallique par bioamplification le long de la chaîne trophique que les invertébrés —, mais également par des facteurs environnementaux spécifiques. Parmi ces facteurs, la proximité de rejets industriels locaux, la dynamique des courants côtiers de l'Ouest algérien et les conditions physico-chimiques spécifiques des sédiments (anoxie, richesse en matière organique) stimulent l'activité des bactéries sulfato-réductrices, favorisant ainsi la méthylation du mercure en méthylmercure ($\text{CH}_3 \text{Hg}^+$), une forme hautement biodisponible et assimilable par la faune piscicole (Grosell, et al., 2007).

De manière générale, contrairement aux éléments essentiels étudiés précédemment, les non-crustacés apparaissent dans notre étude plus bioaccumulateurs de mercure que les crustacés et les produits d'élevage. À l'inverse, le cadmium se concentre préférentiellement chez les crustacés au niveau de stations géographiques bien spécifiques. Ces résultats confirment l'impact majeur de l'origine géographique, de l'écologie de l'espèce et du mode de production sur le profil de contamination terminal des matrices marines, rejoignant sur ce point les observations faites sur les profils de bioaccumulation en fonction des niches écologiques en Méditerranée (El-Said, et al., 2021; Bendyou, 2021).

Sur le plan toxicologique, le cadmium et le mercure sont classés parmi les contaminants métalliques les plus redoutables, dénués de toute fonction biologique connue chez l'Homme. En raison de leur forte persistance et de leur toxicité chronique (néphrotoxicité, neurotoxicité), l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ainsi que la réglementation européenne fixent des critères de sécurité sanitaire stricts. Au titre du Règlement (UE, 2023/915) la limite maximale admissible (LMA) exprimée en poids frais est de 0,50 mg/kg pour le cadmium dans la chair de crustacés, et varie de 0,50 mg/kg à 1,0 mg/kg pour le mercure selon les espèces de poissons. Pour le Cadmium : Les teneurs mesurées s'étalent de 0,010 à 0,033 mg/kg. Elles restent toutes très largement inférieures à la limite maximale autorisée de 0,50 mg/kg. Le risque sanitaire lié au cadmium dans les zones étudiées est donc considéré comme négligeable. Pour le Mercure : plusieurs échantillons présentent des concentrations supérieures aux limites réglementaires applicables aux produits de la pêche, un dépassement critique des normes (LMA de 0.5 à 1.0 mg/kg). Les teneurs les plus élevées ont été observées chez les non-crustacés de Honaïne (3,0 mg/kg) et de Mostaganem (1,5 mg/kg), dépassant les seuils recommandés pour la consommation humaine. Ces résultats suggèrent la nécessité d'un suivi régulier de la contamination mercurielle dans les zones concernées afin d'évaluer plus précisément l'exposition potentielle des consommateurs et l'évolution de la qualité sanitaire des ressources halieutiques. (EFSA, 2012; FAO/WHO, 2011).

Les concentrations relativement élevées de mercure observées dans certains échantillons peuvent être liées à la capacité de ce métal à persister dans l'environnement marin et à s'accumuler progressivement dans les organismes aquatiques. Sous sa forme méthylée, le mercure présente une forte biodisponibilité et tend à se concentrer au sein des réseaux trophiques, conduisant à des teneurs plus importantes chez les espèces situées à des niveaux trophiques élevés (Grosell, et al., 2007; WHO, 2021).

IV.4.4 Métal toxique : plomb (Pb)

Tableau 8 : Teneurs en plomb (Pb) dans les échantillons (mg/kg).

Échantillon	Pb (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	0,12
Béni Saf — crustacé	0,18
Bouzedjar — crustacé	0,22
Oran — crustacé	0,30
Mostaganem — crustacé	0,41
Mostaganem — non-crustacé	0,56
Honaïne — non-crustacé	0,72
Honaïne — élevage	0,14

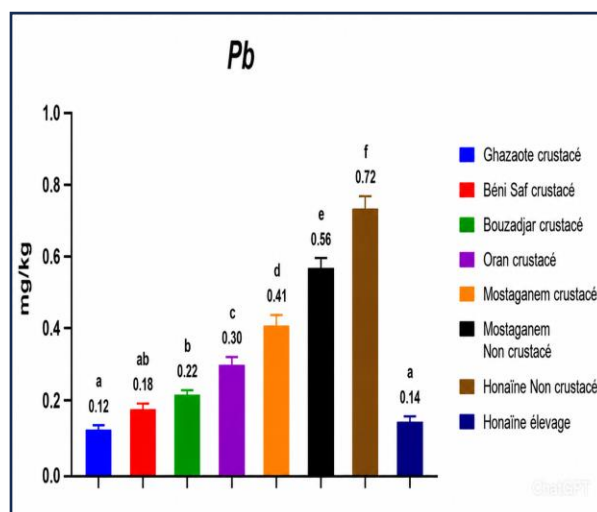


Figure 23 : Variation des concentrations en plomb (Pb).

Le Tableau 8 ainsi que les Figures (23) associées mettent en évidence des variations notables des teneurs en plomb (Pb) parmi les matrices halieutiques analysées. Les concentrations s'étalent de 0,12 à 0,72 mg/kg (poids frais), suivant un gradient globalement croissant depuis les crustacés vers les non-crustacés sauvages.

L'analyse statistique révèle l'existence de plusieurs groupes homogènes distincts (a à f), traduisant des différences significatives entre les échantillons ($p < 0,05$). En particulier, l'absence de lettres communes entre les non-crustacés de Honaïne (groupe f) et les échantillons d'élevage de Honaïne (groupe a) démontre une différence hautement significative des teneurs en plomb. Ce résultat met en évidence l'influence du mode de production sur l'accumulation de ce métal, les organismes sauvages présentant des concentrations plus élevées que ceux issus de l'élevage contrôlé. De même, la succession des groupes statistiques de (a à f) reflète une augmentation progressive des teneurs en plomb selon l'origine géographique et le type biologique des échantillons, suggérant l'intervention conjointe de facteurs environnementaux et écologiques dans la contamination métallique des ressources halieutiques étudiées. (Phillips, 1993).

Une valeur hautement significative est enregistrée chez les sardines (*Sardina pilchardus*) sauvages de Honaïne (0,72 mg/kg) et de Mostaganem (0,56 mg/kg). Ce profil d'accumulation concorde avec les conclusions de (Taleb, et al., 2019) sur la biosurveillance du littoral ouest-algérien, qui décrivent une imprégnation accrue en plomb à proximité des grandes agglomérations côtières et des infrastructures portuaires majeures (Oran, Mostaganem, Ghazaouet).

Néanmoins, les niveaux maximaux identifiés dans notre étude restent nettement inférieurs à ceux rapportés par (Mehouel, 2019) dans la sardine de la côte centrale algérienne (2,13 mg/kg), ce qui suggère des disparités dans l'intensité des pressions anthropiques régionales. À l'inverse, la dorade

d'élevage (*Sparus aurata*) de Honaïne demeure remarquablement préservée avec une concentration minimale de 0,14 mg/kg. Ce résultat s'accorde avec les travaux de (Lounas, et al., 2021) qui mettaient en évidence des teneurs extrêmement faibles en plomb (0,006 mg/kg) chez *Sparus aurata* en milieu aquacole contrôlé, confirmant l'efficacité protectrice de l'alimentation artificielle et de l'isolement relatif des concessions par rapport aux sources de pollution directe. (Plan., 2012).

Sur le plan de la sécurité sanitaire, le plomb est un toxique cumulatif lourd (reconnu pour ses effets neurotoxiques et néphrotoxiques). Le Règlement (UE) 2023-915 fixe des teneurs maximales strictes en poids frais pour les produits de la pêche :

- 0,30 mg/kg pour la chair musculaire de la majorité des poissons.
- 0,50 mg/kg pour les crustacés (hors chair brune des appendices).

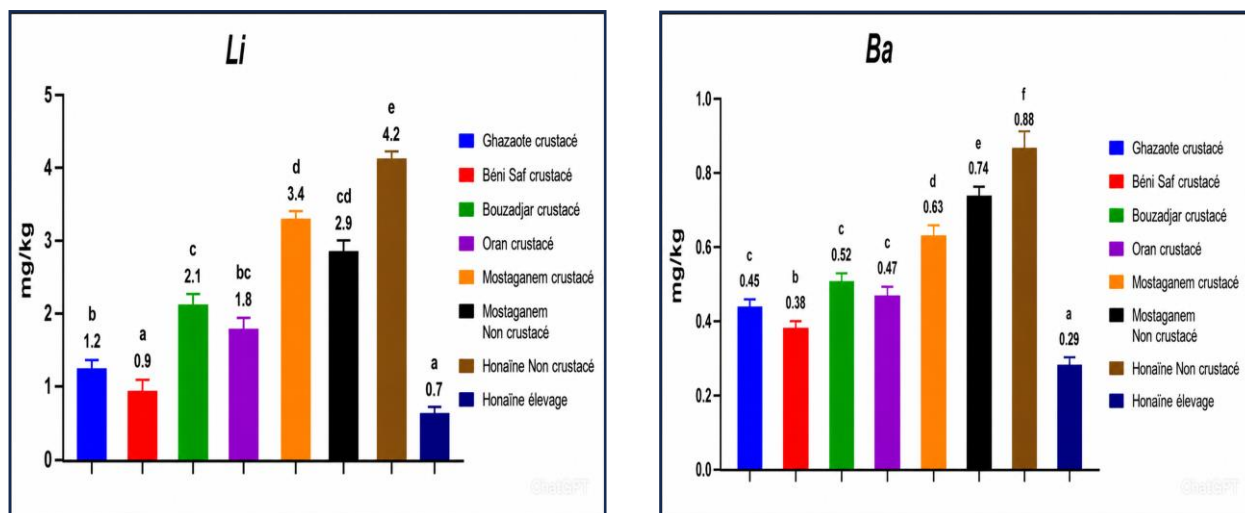
Sur la base de cette grille réglementaire, les crustacés analysés s'avèrent tous conformes à la législation, le maximum enregistré à Mostaganem 0,41 mg/kg se maintenant sous la limite de 0,50 mg/kg. En revanche, une non-conformité critique est relevée pour les deux échantillons de sardines sauvages, qui dépassent de deux à près de deux fois et demie le seuil autorisé (Mostaganem : 0,56 mg/kg ; Honaïne 0,72 mg/kg).le Règlement (UE, 2023/915).

Étant donné que la sardine est un poisson pélagique planctonophage vivant en bancs à proximité des côtes, ces dépassements sont attribuables à l'intense trafic maritime local (émissions des carburants, dégazages et rejets d'eaux de cale), à la lixiviation des peintures antifouling riches en métaux utilisées pour les carènes des navires, ainsi qu'à l'apport continu de rejets urbains et industriels non traités à proximité immédiate des zones portuaires abritant ces gisements halieutiques. (Clark, 2001).

IV.4.5 Éléments traces : lithium (Li) et baryum (Ba)

Tableau 9 : Teneurs en lithium (Li) et baryum (Ba) dans les échantillons (mg/kg).

Échantillon	Li (mg/kg)	Ba (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	1,2	0,45
Béni Saf — crustacé	0,9	0,38
Bouzedjar — crustacé	2,1	0,52
Oran — crustacé	1,8	0,47
Mostaganem — crustacé	3,4	0,63
Mostaganem — non-crustacé	2,9	0,74
Honaïne — non-crustacé	4,2	0,88
Honaïne — élevage	0,7	0,29



Figures 24-25 : Variation des concentrations en lithium (Li) et baryum (Ba).

Le Tableau 9 et les figures (24-25) associées décrivent les profils de distribution du baryum (Ba) et du lithium (Li) au sein des matrices halieutiques échantillonnées. Les teneurs en baryum s'étalent de 0,29 à 0,88 mg/kg, tandis que celles du lithium oscillent entre 0,7 et 4,2 mg/kg avec une haute significative chez les zones Honaïne non crustacé et Mostaganem non crustacé.

Ces niveaux de concentration demeurent globalement faibles à modérés et s'inscrivent en parfaite concordance avec les valeurs de référence sanitaire de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ainsi qu'avec les grilles de biosurveillance régionales menées par (Belhoucine, 2022; Bendyoud, 2021) sur la frange littorale de l'Ouest algérien.

Pour le lithium, l'étude d'envergure mondiale menée par (Thibon, 2021) sur la cartographie de cet élément chez les organismes marins fournit un cadre comparatif solide. Ces auteurs démontrent que le lithium ne répond pas à une logique de bioamplification le long de la chaîne trophique, mais fait plutôt l'objet d'une accumulation passive. Cette imprégnation tissulaire est directement dépendante de la biodisponibilité naturelle de l'élément dans la colonne d'eau et des spécificités géochimiques sédimentaires locales. (Thibon, 2021; Rainbow, 2002).

L'analyse interspécifique met en lumière une dynamique d'accumulation contrastée entre les milieux : les deux éléments culminent de manière synchrone chez les non-crustacés sauvages (poissons démersaux/benthiques) de Honaïne (Li : 4,2 mg/kg ; Ba : 0,88 mg/kg) et atteignent leur minimum absolu chez la dorade d'élevage (Li : 0,7 mg/kg ; Ba : 0,29 mg/kg). (Eisler., 2010)

Cette distinction s'explique par le fait que les espèces sauvages présentent une affinité d'absorption supérieure liée à leur écologie benthique ou démersale, induisant un contact direct et permanent avec les sédiments superficiels. Ces sédiments côtiers de l'Ouest algérien sont naturellement riches en barite (BaSO_4) et en minéraux argileux lithinifères. (Griffith, 2012)

À l'inverse, les structures de production de la dorade de Honaïne (concessions aquacoles en cages flottantes) isolent les poissons de l'interface sédimentaire. Ce milieu aquacole contrôlé, associé à une alimentation exogène formulée hors-sol, limite drastiquement l'exposition passive aux éléments d'origine purement crustale et géochimique, justifiant ainsi les faibles concentrations mesurées. (Luoma, 2008; FAO, 2022).

IV.4.6 Élément trace : aluminium (Al)

Tableau 10 : Teneurs en aluminium (Al) dans les échantillons (mg/kg).

Échantillon	Al (mg/kg)
Ghazaouet — crustacé	0,02
Béni Saf — crustacé	0,02
Bouzedjar — crustacé	0,02
Oran — crustacé	0,02
Mostaganem — crustacé	0,02
Mostaganem — non-crustacé	0,02
Honaïne — non-crustacé	0,01
Honaïne — élevage	0,02

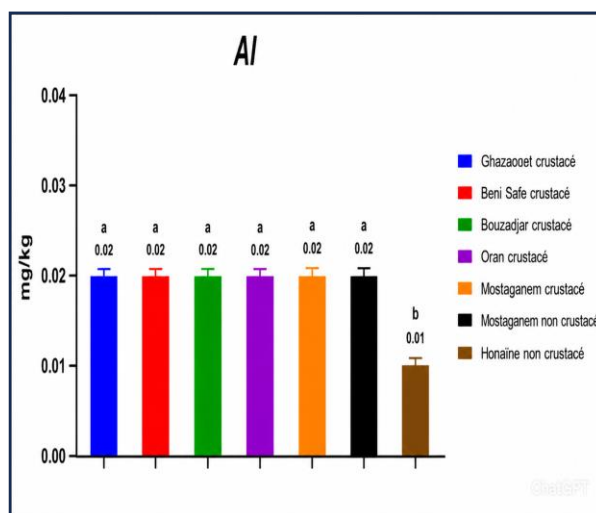


Figure 26 : Variation des concentrations en aluminium (Al).

L'analyse de l'aluminium (Al) au sein des différents taxons et stations d'échantillonnage révèle un profil unique, caractérisé par une remarquable homogénéité et des concentrations extrêmement faibles, oscillant de manière uniforme entre 0,01 et 0,02 mg/kg (Tableau 10 et figure 26).

Ces ordres de grandeur s'accordent pleinement avec la littérature internationale de référence, notamment les travaux d' (Exley, 2013) qui soulignent l'existence d'un bruit de fond physiologiquement très bas en aluminium dans le tissu musculaire des organismes marins.

Contrairement aux éléments traces métalliques hautement bioaccumulables et préoccupants tels que le mercure ou le plomb, l'aluminium présente un très faible potentiel de fixation dans la fraction comestible (chair). Qu'il s'agisse des poissons téléostéens ou des crustacés, les organismes marins disposent de barrières physiologiques et de mécanismes d'excrétion branchiale et intestinale particulièrement efficaces qui en limitent drastiquement l'assimilation systémique (Grosell, et al., 2007).

Cette régulation homéostatique active se maintient même lorsque les individus évoluent au contact direct de sédiments côtiers fins et argileux (aluminosilicates) qui en sont pourtant naturellement et massivement pourvus. Ce constat corrobore les suivis de biosurveillance sédimentaire et biologique menés sur la frange littorale ouest-algérienne par (Taleb, et al., 2019; Belhoucine, 2022) lesquels confirment que la fraction d'aluminium biodisponible dans la colonne d'eau reste marginale et sans impact sur l'ichtyofaune locale. (Registry., 2008).

Sur le plan toxicologique et de la santé publique, l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA, 2008) ainsi que le comité d'experts de l'OMS ont établi une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 1 mg/kg de poids corporel pour l'aluminium alimentaire.

Les concentrations mesurées dans le cadre de notre étude (0,01 à 0,02 mg/kg) se situent à des niveaux infinitésimaux, très largement en deçà de ces valeurs guides de sécurité sanitaire (Registry, 2007).

Par conséquent, l'impact sanitaire lié à l'ingestion de l'aluminium via la consommation de ces produits de la pêche est strictement négligeable. Ces résultats démontrent que les écosystèmes côtiers étudiés (Honaïne, Mostaganem, Oran, Ghazaouet, Béni Saf) ne présentent aucun signe de contamination ou de pollution anthropique par cet élément, garantissant ainsi une sécurité sanitaire optimale pour le consommateur final. (EFSA, 2008; JECFA, 2011).

Conclusion

Ce travail de biosurveillance a permis de dresser un profil de la composition minérale et de la contamination métallique de plusieurs organismes marins poissons et crustacés prélevés sur le littoral ouest-algérien (Ghazaouet, Béni Saf, Bouzedjar, Oran et Mostaganem), comparés à la dorade d'élevage de Honaïne. Les analyses mettent en évidence des différences marquées de concentration selon les éléments, les espèces et les zones de prélèvement, et révèlent une dualité nette entre l'intérêt nutritionnel de ces produits et les risques sanitaires liés à la pollution côtière.

Sur le plan nutritionnel, les spécimens étudiés en particulier les crustacés sauvages constituent une excellente source d'éléments physiologiques et d'oligo-éléments essentiels (sodium, potassium, fer, zinc et cuivre). Les éléments traces non essentiels (lithium, baryum, aluminium) demeurent à des niveaux modérés à très faibles, conformes aux bruits de fond naturel, mais appelant une interprétation prudente. Ces produits apportent ainsi une contribution bénéfique à la couverture des besoins nutritionnels de la population. (FAO/WHO, 2011; FAO, 2022).

Sur le plan écotoxicologique, les métaux lourds toxiques présentent des comportements contrastés. Le cadmium (0,02 à 0,09 mg/kg) reste inférieur aux seuils réglementaires dans l'ensemble des échantillons. En revanche, le plomb dépasse la teneur maximale autorisée (0,30 mg/kg) chez les sardines des stations urbano-portuaires (Mostaganem, 0,56 mg/kg ; Honaïne, 0,72 mg/kg). Le mercure constitue le point le plus critique, avec des teneurs élevées chez les sardines (jusqu'à 3,0 mg/kg à Honaïne), d'une ampleur inhabituelle pour une espèce de bas niveau trophique. Ces dépassements des seuils fixés par la réglementation internationale (Codex Alimentarius et Règlement (UE) 2023/915) suggèrent des pressions anthropiques sur le milieu marin côtier, tout en appelant une confirmation instrumentale avant toute conclusion définitive.

Ces résultats soulignent l'importance d'un suivi régulier de la qualité des produits halieutiques et de l'environnement marin. Dans cette perspective, il serait pertinent d'élargir le nombre d'échantillons et de stations, d'analyser également les sédiments et les eaux côtières, et de recourir à des techniques analytiques plus sensibles et spécifiques (SAA, CV-AAS/DMA pour le mercure, ICP-MS) afin de confirmer les concentrations mesurées. Enfin, le calcul d'indices d'évaluation du risque sanitaire quotient de risque cible (THQ) et apport hebdomadaire estimé (EWI) constituerait une approche complémentaire utile pour apprécier l'impact réel de ces contaminants sur la santé humaine. (USEPA, 2000).

Bibliographie

- Alessio, L., Aitio, A., Apostoli, P., Berlin, M., Clarkson, T. W., Elinder, C. G., ... Dinman, B. 2025. Chapitre 63-Les métaux : propriétés chimiques et toxicité. Dans Handbook on the Toxicology of Metals (édition à préciser), Elsevier. 2025.
- ALIAUME, C., DARNAUDE, A., CERTAIN, G. et DEROLEZ, V. 2019. Importance nutritionnelle du poisson. 2019.
- Alloway, B. J. 2013. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 2013.
- Amiard-Triquet. 1989. Bioaccumulation et écotoxicologie. In : Écotoxicologie fondamentale. 1989.
- ANSES. 2011. Le cadmium : sources d'exposition et effets sur la santé. 2011.
2021. Table de composition nutritionnelle des aliments. 2021.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C.,. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. Environmental Toxicology and Chemistry,. 2004.
- Authority, European Food Safety. 2015. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for iron. 2015.
- AZARIZ, Loubna. 2022. *Étude de la contamination par le plomb et le chrome et leur comportement dans les plantes (tomate et haricot)*. 2022.
- barkouch. 2007. 2007.
- Belhabib, L., Belhoucine, F., Tabeche, A., & et Alioua, A. 2023. Bioaccumulation and biomarker responses caused by organochlorine pesticides in bogue Boops boops (Linnaeus, 1758) from the Bay of Oran, Algeria. Applied Ecology and Environmental Research, . 2023.
- Belhoucine, F. 2012. Étude de la biologie de la croissance et de la reproduction d'un poisson téléostéen le merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zinc, Plomb et Cadmium) dans la baie d'Oran. 2012.
- Belhoucine, F., et al. 2022. Spatial distribution of trace and macro-elements in marine organisms from the western Algerian coast: Focus on non-essential elements. 2022.
- Belhoucine, F., Ghomari, S. M., Bouderbala, M., & et Boutiba, Z. 2015. Assessment of marine pollution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Bay of Oran (Western Algeria). . 2015.
- Benabdelkader, Mohammed El amine. 2019. *Le texte principal correspondant à votre requête est la thèse de doctorat intitulée "Sources et transferts des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie)*. 2019.
- Bendyouf, F., et al. 2021. Monitoring of trace metal contamination in marine ecosystems along the western Algerian coast using bioindicators. Algerian Journal of Environmental Science and Technology. 2021.
- BENHAMIMID, H., BOUDAUD, C., BOUSSEKINE, R., et al. 2022. *impact de l'aluminium sur la santé humaine*. 2022.
- Bensefa-Colas, L., Andujar, P., & Descatha, A. 2011. Intoxication par le mercure. 2011.
- BETTAYEB, Mourad. 2016. *Plomb et santé humaine*. 2016.
- Borgå, K., Kidd, K. A., Muir, D. C. G., Berglund, O., Conder, J. M., Gobas, F. A. P. C., Kucklick, J., Malm, O., Powell, D. E., & Woodburn, K. B. 2012. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. 2012.

Bouhadiba, S., Belhoucine, F., Belhadj Tahar, W., et al. 2017. Contamination métallique chez les poissons de la baie d'Oran (Ouest algérien). 2017.

Boumaz, M., Kerbach Kh, and R. Karoune. 2021. *aliments ultra transformés en algerie Consommation et qualité nutritionnelle* . 2021.

Burbure, C. et al. 2003. *Exposition environnementale chronique aux métaux lourds chez des enfants vivant autour de fonderies dans le Nord-Pas-de-Calais : effets rénaux et neurologiques*. 2003.

Cancer., International Agency for Research on. 2012. Cadmium and Cadmium Compounds. IARC Monographs, Volume 100C. 2012.

Chabi, M., & et Martinez-Alvarez, R. M. 2022. Comparative analysis of osmoregulatory capacity, muscle proximate composition, and mineral profile between wild and cultured gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the South-Western Mediterranean coast. . 2022.

Charmantier, G., Charmantier-Daures, M., & et Towle, D. W. 2009. Osmoregulation and ion transport in decapod crustaceans. 2009.

Christian, Gary D. 2004. Analytical Chemistry. 2004.

Clark, R.B. 2001. Marine Pollution (5th ed.). Oxford University Press. 2001.

David W. Towle, & Donald H. Evans. 2007. Osmoregulation in Crustaceans. In D. H. Evans (Ed.), *Osmotic and Ionic Regulation: Cells and Animals*. CRC Press. 2007.

DGS. 2023. Effets du plomb sur la santé. 2023.

Di Giulio, R. T., & Hinton, D. E. 2008. The Toxicology of Fishes. 2008.

Diane M. Birnbaumer, MD. 2025. intoxication par le plomb. *www.msmanuals.com a été indexé*. [En ligne] avril 2025.

Diez, S. 2009. Human Health Effects of Methylmercury Exposure. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2009.

Djellouli, D., et al. 2023. Heavy metal bioaccumulation in *Merluccius merluccius* from Oran Bay, western Algerian Mediterranean coast. 2023.

Douglas A. Skoog, F. James Holler, & Stanley R. Crouch. 2018. Principles of Instrumental Analysis (7th ed.). Cengage Learning. 2018.

EFSA. 2020. Le fer et la santé : fonctions et sources alimentaires. 2020.

2008. Safety of aluminium from dietary intake - Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavours, Processing Aids and Materials in Contact with Food. 2008.

2009. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on Cadmium in Food. 2009.

2012. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. 2012.

Eisler., Ronald. 2010. Compendium of Trace Metals and Marine Biota. 2010.

2010. Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Elsevier. 2010.

El-Said, G. F., & et El-Sikaily, A. 2021. Human health implication of major and trace elements present in commercial crustaceans of a traditional seafood marketing region, Egypt. *Biological Trace Element Research*, . 2021.

EPA. 2003. Consumer Factsheet on: BARIUM (Fiche d'information pour les consommateurs sur le Baryum). 2003.

européenne, Commission. 2006. Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal officiel de l'Union européenne. 2006.

- Exley, 2013.** The coordination chemistry of aluminium in neurodegenerative disease. Coordination Chemistry Reviews. 2013.
- FAO. 2022.** The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation. 2022.
- FAO/WHO. 2011.** Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. 2011.
- Fernández-Cisnal, R., et al. 2023.** Assessment of health risks associated with heavy metal concentration in seafood. 2023.
- Flora, S.J.S., Mittal, M., & Mehta, A. 2008.** Heavy metal induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy. 2008.
- Graydon, J. A., St. Louis, V. L., Hintelmann, H., Lindberg, S. E., Sandilands, K. A., Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Hall, B. D., & Mowat, L. D. 2008.** Long-Term Wet and Dry Deposition of Total and Methyl Mercury in the Remote Boreal Ecoregion of Canada. 2008.
- Greenwood, N.N. & Earnshaw, A. 1997.** Chemistry of the Elements. 1997.
- Griffith, E. M., & Paytan, A. 2012.** Barite in the ocean: Occurrence, geochemistry and palaeoceanographic applications. 2012.
- Grosell, M., Blanchard, J., Brix, K. V., & et Gerdes, R. 2007.** Physiology and toxicology of heavy metals in marine organisms: Implications for water quality criteria. . 2007.
- Harris, D. C. 2016.** Quantitative Chemical Analysis. 2016.
- Harris., Daniel C. 2020.** Quantitative Chemical Analysis (10th ed.). W. H. Freeman. 2020.
- Hawkes, S. J. 1997.** 1997.
- Helmenstine, Anne Marie. 2024.** Printable Periodic Tables (PDF and Image). 2024.
- IARC. 1993.** Mercury and Mercury Compounds. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans,. 1993.
- INRS. 2011.** Hydroxyde de sodium et solutions aqueuses - Fiche toxicologique n°20. 2011.
- JECFA. 2011.** Safety evaluation of certain food additives and contaminants. 2011.
- Kabata-Pendias, A. 2011.** Trace Elements in Soils and Plants. 2011.
- Kitamura, M., Sumiro, K. et Kamatanni, N. 1970.** *Cadmium concentrations in livers, kidneys and bones of Japanese, as influenced by age and sex (ou des variantes selon la publication spécifique dans les actes de conférences).* 1970.
- Lagerkvist, B., & Lindell, B. 2002.** Lithium and Lithium Compounds. Nordic Expert Group for Criteria Documentation of Health Risks from Chemicals. 2002.
- Lall, S.P. 2002.** The Minerals. 2002.
- Lefèvre-Novaro, Daniela. 2010.** Les sacrifices de poissons dans les sanctuaires grecs de l'Âge du Fer. 2010, 23, p. 37–52.
- Lenntech, B.V. 2024.** Aluminium (Al) et l'eau : sources, effets sur la santé et l'environnement. 2024.
- Lewis, J.H. 2018.** *Intoxication par le cuivre.* 2018.
- Lounas, R., Kasmi, H., Chernai, S., Amarni, N., & et Hamdi, B. 2021.** Dynamics of the genus *Ostreopsis* (Gonyaulacales, Dinophyceae) in a Mediterranean fish farm. Environmental Monitoring and Assessment, . 2021.
- Luoma, S.N., & Rainbow, P.S. 2008.** Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management. 2008.
- Mady, STITI Sarra et TRAORE. 2017.** *Bioaccumulation des éléments métalliques traces chez trois espèces de poissons (Barbus barbus, Sander lucioperca et Abramis brama) dans le barrage d'Hammam Debagh Nord-Est d'Algérie.* 2017.

- Mehouel, F., Bouayad, L., Hammoudi, A. H., Ayadi, O., & Regad, F. 2019.** Evaluation of the heavy metals (mercury, lead, and cadmium) contamination of sardine (*Sardina pilchardus*) and swordfish (*Xiphias gladius*) fished in three Algerian coasts. *Veterinary world*. 2019.
- Mehouel, F., et al. 2019.** Assessment of heavy metal contamination (Pb, Cd, Cu, Zn) in sardine (*Sardina pilchardus*) from the Algerian coast: Food safety implications. . 2019.
- Montgomery, Douglas C. 2019.** Design and Analysis of Experiments (10th ed.). John Wiley & Sons. 2019.
- Morcillo, P., Esteban, M. Á., & Cuesta, A. 2017.** Mercury and its toxic effects on fish immune system: A review. 2017.
- NABILA, Ouasmi. 2019.** : *Approche de la toxicologie développementale et de la toxicité générale du cadmium et d'un mélange de métaux lourds en traces chez le rat*. 2019.
- Newman, M. C. 2015.** Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution. 2015.
- NRC. 2011.** Nutrient Requirements of Fish and Shrimp. 2011.
- OMS. 2004.** Directives de qualité pour l'eau de boisson (Volume 2 : Critères d'hygiène et documentation à l'appui). 2004.
- 1997.** *Évaluation de certains additifs alimentaires et contaminants*. 1997.
- 1980.** *exposition aux métaux lourds: limites recommandées d'exposition professionnelle à visée sanitaire*. 1980.
- Organization., Food and Agriculture Organization & World Health. 2011.** Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. 2011.
- Ouro-Sama, K., Solitoke, H. D., Gnandi, K., Afiademanyo, K. M., & Bowessidjaou, E. J. 2014.** Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. 2014.
- Paul B. Tchounwou, Clement G. Yedjou, Anita K. Patlolla et Dwayne J. Sutton. 2012.** 2012.
- Phillips, D.J.H. & Rainbow, P.S. 1993.** Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. 1993.
- PICAUD, Claire. 1992.** *Oligo-éléments : excès, carences et conseil officinal*. 1992.
- Plan., United Nations Environment Programme Mediterranean Action. 2012.** State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. 2012.
- Prato, E., & Biandolino, F. 2012.** Nutritional composition of commercially important fish species from the Mediterranean Sea. 2012.
- Rainbow, P.S. 2002.** trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*. 2002.
- Ramade, F. 1992.** Précis d'écotoxicologie. 1992.
- Registry, Agency for Toxic Substances and Disease. 2007.** Toxicological Profile for Barium. U.S. Department of Health and Human Services. 2007.
- Registry., Agency for Toxic Substances and Disease. 2008.** Toxicological Profile for Aluminum. 2008.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. 2009.** L'Analyse de l'eau. 2009.
- Schwarzenbach, G. 1955.** Die komplexometrische Titration. Verlag Chemie, Weinheim. 1955.
- Sheu., Robert P. Mason et Gary-Ryong. 2002.** Role of the ocean in the global mercury cycle. 2002.
- Skoog, D. A., Holler, F. J., & Crouch, S. R. 2014.** Principles of Instrumental Analysis. 2014.
- Souad, M. 2014.** 2014.
- SQUINAZI, Fabien. 2020.** *Les effets du plomb sur la santé*. 2020.

- Storelli, A., Barone, G., Dambrosio, A., et al. 2020.** Occurrence of trace metals in fish from South Italy: Assessment risk to consumer's health. *Journal of Food Composition and Analysis*. 2020.
- Storelli, M. 2008.** Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*. 2008.
- Taleb, Z., Boutiba, Z., & et Abi-Ayed, S. M. 2019.** Spatial and seasonal evaluation of metallic trace elements in the coastal waters and marine biotas of Western Algeria. *Marine Ecology Progress Series*. 2019.
- Thibon, F., Weppe, L., Vigier, N., Churlaud, C., Lacoue-Labarthe, T., Metian, M., Cherel, Y., & Bustamante, P. 2021.** Large-scale survey of lithium concentrations in marine organisms. 2021.
- Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., & et Akyurt, I. 2005.** Heavy metals in three commercially valuable fish species from Aegean Sea. *Food Chemistry*. 2005.
- Tuzen, M., & Soylak, M. 2007.** Evaluation of trace element contents in canned foods marketed from Turkey. 2007.
- UE. 2023/915.** Règlement (UE) 2023/915 de la Commission du 25 avril 2023 relatif aux teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et abrogeant le règlement (CE) no 1881/2006. 2023/915.
- USEPA. 2000.** Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. 2000.
- Vogel, Arthur I. 2000.** *Vogel's Textbook of Quantitative Chemical Analysis*. s.l. : Prentice Hall, 2000.
- Walters, D. M., Mills, M. A., Cade, B. S., & Burkard, L. P. 2011.** Trophic magnification of PCBs and its relationship to the octanol–water partition coefficient. 2011.
- WHO. 2012.** Guideline: Potassium Intake for Adults and Children. Geneva: World Health Organization. 2012.
- 2023.** *Intoxication au plomb et santé (Fiche d'information)*. 2023.
- 2017.** Mercury and Health. 2017.
- 2021.** World Health Organization Guidance on human exposure to mercury and mercury compounds. 2021.
- WHO), Organisation Mondiale de la Santé (OMS / . 2019.** Fiche d'information sur les produits chimiques : Le Cadmium ou Rapport sur l'exposition au cadmium et la santé humaine. 2019.