

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل

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



**Mémoire de projet de fin d'études En vue de l'obtention du
diplôme D'Ingénieur D'Etat en sciences de la mer**

OPTION : INGÉNIERIE DE L'ENVIRONNEMENT MARIN ET CÔTIER

Thème

Les éléments traces métalliques dans le sédiment de surface et le biote des côtes algériennes : évaluations et risques potentiels.

Présenté par :

Menguellati Massinissa

Soutenu le 23/09/2025, devant le jury composé de :

M. Zerrouki Mohamed	Chef de département (ENSSMAL)	Président
M. Boughrira Abdelhak	Professeur (ENSSMAL)	Examineur
M. Kada Mohamed	Professeur (ENSSMAL)	Promoteur

2024-2025

Dédicace

Je dédie ce travail

A mes parents, qui ont été présents à chaque étape, toujours à m'encourager

A mes frères, Pour leur force, leur soutien et leurs encouragements.

A mon ami, qui est mon premier soutien dans tout mon travail et de qui je tire ma force.

Je dédie également ce travail de thèse à tous mes amis avec qui j'ai vécu des moments inoubliables.

Menguellati Massinissa

Remerciements

Avant tout, je remercie notre Dieu, ALLAH, le Miséricordieux, l'Unique, le puissant...

Pour sa protection et son aide.

J'adresse mes remerciements à mon promoteur **Mr M. KADA**. Je le remercie très vivement pour ses précieux conseils, sa disponibilité et sa confiance qu'il m'a témoignée tout au long de ce travail.

Je remercie chaleureusement les membres du jury, **Monsieur BOUGHRIRA** et **Monsieur ZERROUKI** pour avoir accepté d'évaluer ce mémoire.

Je tiens aussi encore une fois à remercier **Monsieur ZERROUKI**, chef du département, pour son dévouement, sa présence constante et sa gestion modèle, qui ont permis la création d'un environnement de travail favorable au développement et à la réussite.

J'exprime également ma gratitude à **Monsieur FIRRAD** pour son aide précieuse et ses conseils techniques apportés lors de mon passage aux études statistiques.

Je tiens à exprimer ma gratitude à tous mes enseignants, depuis ma première année fondamentale, jusqu'à la cinquième année universitaire.

Enfin, je remercie sincèrement ma famille et mes amis pour leur soutien inébranlable, leurs encouragements et leur présence attentive tout au long de ce parcours.

Résumé :

Dans le but d'évaluer les niveaux de la contamination métallique le long la côte algérienne au niveau de deux matrices, les sédiments marins superficiels et les biotes (poissons démersaux, mollusques) et mesurer le risque environnemental associé à cette contamination dans ces habitats benthiques, une acquisition des concentrations en éléments traces métalliques chez les deux matrices issues de plusieurs études scientifiques ont été fait, en couvrant les principales zones de pêche chalutables.

L'évaluation du risque écologique dans les principales zones de pêche de la côte algérienne a été effectuée par l'application d'une approche écotoxicologue, basée sur le calcul de multiples indices. Cette approche a été soutenue par le calcul des facteurs de bioaccumulation et l'évaluation du risque toxicologique.

Les résultats de cette étude ont permis d'attribuer à chaque zone et période de pêche un statut environnemental. En effet, les sédiments de la plupart de ces zones de pêche présentent un risque environnemental élevée pour les espèces vivantes, avec des valeurs dépassent largement celles de fond géochimique local. De même, Zn, Pb et Cd avaient des contributions maximales dans la somme des unités toxiques. Cependant, la majorité des stations contaminées se situait dans la partie Ouest de la côte.

Les résultats de la présente étude ont montré également que les espèces étudiées bioaccumulent les cinq métaux (Zn, Cu, Pb, Cd et Hg) sous l'ordre décroissant suivant : $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$. Les résultats révèlent aussi, une bioaccumulation plus accentuée dans le foie et les gonades par rapport au muscle pour les trois poissons démersaux. En outre, l'application de l'approche basée sur la combinaison des risques écologique et sanitaire a permis de révéler à la fois le mauvais état écologique des principales zones de pêche chalutables et la présence à l'heure d'échantillonnage, d'un risque réel sur la santé liée à la contamination de deux espèces qui sont le rouget de vase et la moule Méditerrané *Mytilus galloprovincialis* pêchés dans ces zones répartis le long de la côte algérienne.

Abstract:

To assess metal contamination levels along the Algerian coast in two matrices: surface marine sediments and biota (demersal fish, mollusks) and to measure the environmental risk associated with this contamination in these benthic habitats, trace metal element concentrations in both matrices were collected from several scientific studies, covering the main trawlable fishing areas.

The ecological risk assessment in the main fishing areas of the Algerian coast was carried out using an ecotoxicological approach, based on the calculation of multiple indices. This approach was supported by the calculation of bioaccumulation factors and toxicological risk assessment.

The results of this study allowed to assign an environmental status to each fishing area and period. Indeed, the sediments of most of these fishing areas present a high environmental risk for living species, with values largely exceeding those of the local geochemical background. Similarly, Zn, Pb and Cd had maximum contributions in the sum of toxic units. However, the majority of contaminated stations were located in the western part of the coast.

The results of the present study also showed that the studied species bioaccumulate the five metals (Zn, Cu, Pb, Cd and Hg) in the following decreasing order: $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$. The results also reveal a more pronounced bioaccumulation in the liver and gonads compared to the muscle for the three demersal fish. In addition, the application of the approach based on the combination of ecological and health risks revealed both the poor ecological status of the main trawlable fishing areas and the presence at the time of sampling, of a real health risk linked to the contamination of two species which are the red mullet and the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* fished in these areas distributed along the Algerian coast.

ملخص:

لتقييم مستويات التلوث المعدني على طول الساحل الجزائري في مصفوفتين: الرواسب البحرية السطحية والكائنات الحية (الأسماك القاعية والرخويات)، ولقياس المخاطر البيئية المرتبطة بهذا التلوث في هذه الموائل القاعية، جُمعت تركيزات العناصر المعدنية النزرة في كلا المصفوفتين من عدة دراسات علمية شملت مناطق الصيد الرئيسية الصالحة للجر.

أجري تقييم المخاطر البيئية في مناطق الصيد الرئيسية على الساحل الجزائري باستخدام نهج السمية البيئية، القائم على حساب مؤشرات متعددة. دُعم هذا النهج بحساب عوامل التراكم البيولوجي وتقييم المخاطر السمية.

أتاحت نتائج هذه الدراسة تحديد الوضع البيئي لكل منطقة صيد وفترة. في الواقع، تُشكل رواسب معظم مناطق الصيد هذه خطراً بيئياً كبيراً على الكائنات الحية، حيث تتجاوز قيمها بكثير قيم الخلفية الجيوكيميائية المحلية. وبالمثل، كان للزنك والرصاص والكاديوم أعلى مساهمة في مجموع الوحدات السامة. ومع ذلك، كانت غالبية المحطات الملوثة تقع في الجزء الغربي من الساحل.

أظهرت نتائج الدراسة الحالية أيضاً أن الأنواع المدروسة تتراكم بيولوجياً للمعادن الخمسة (الزنك والنحاس والرصاص والكاديوم والزنك) بالترتيب التنازلي التالي: الزنك < النحاس < الرصاص < الكاديوم < الزنك. تكشف النتائج أيضاً عن تراكم بيولوجي أكثر وضوحاً في الكبد والغدد التناسلية مقارنة بالعضلات للأسماك القاعية الثلاثة. بالإضافة إلى ذلك، كشف تطبيق النهج القائم على الجمع بين المخاطر البيئية والصحية عن كل من الوضع البيئي السيئ لمناطق الصيد الرئيسية القابلة للجر ووجود خطر صحي حقيقي في وقت أخذ العينات مرتبط بتلوث نوعين هما البوري الأحمر وبلح البحر المتوسط *Mytilus galloprovincialis* اللذين يتم صيدهما في هذه المناطق الموزعة على طول الساحل الجزائري.

Liste des abréviations

ETM : Éléments traces métalliques

ACP : Analyse en composantes principales

BAF : Facteur de bioaccumulation

BCF : Facteur de bioconcentration

FC : Facteur de contamination

FE : Facteur d'enrichissement

Igeo : Indice de géoaccumulation

PLI : Indice de la charge polluante

IR : Indice du risque écologique (potentiel)

UT / Σ TU : Unités de toxicité (somme des TU)

PEL : Probable Effect Level

THQ : Target Hazard Quotient / Quotient de risque ciblé

DJE : Dose journalière d'exposition

RfD / Rfd : Dose de référence orale

MAW: Modified Atlantic Water

WIW: Winter Intermediate Water

LIW: Levantine Intermediate Water

WMDW: Western Mediterranean Deep Water

TDW: Tyrrhenian Dense Water

SMW: Saline Northern Surface Mediterranean Waters

MEDPOL / PASMED : Programmes méditerranéens de lutte contre la pollution

ECA : État de l'écosystème côtier algérien

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

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie)

ONM : Office National de la Météorologie

OMS : Organisation mondiale de la Santé

USEPA: United States Environmental Protection Agency

IRIS: Integrated Risk Information System (EPA)

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer

USTHB : Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene

µg/g : Microgramme par gramme

ml/g : Microgramme par millilitre

mg/kg/j : Milligramme par kilogramme et par jour

psu : Practical Salinity Unit (unité de salinité)

kDa : Kilodalton

COD : Carbone organique dissous

COC : Carbone organique colloïdal

COP : Carbone organique particulaire

P.S. : Poids sec

PMI-PME : Petites et moyennes industries / entreprises

SONELGAZ : Société nationale de l'électricité et du gaz

ALZINC, ENGI, EMB, Ferphos, Alufer, Alumetal, Fertilge... : Noms/sigles d'industries algériennes

Liste des figures

Figure 1 : Représentation schématique du cycle biogéochimique des éléments traces (la notation Me représentant l'élément ou métal) dans des environnements marins (Butcher et al., 1992).	6
Figure 2 : Rouget barbet (<i>Mullus barbatus</i>) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).	12
Figure 3 : Le merlu (<i>Merluccius merluccius</i>) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).	13
Figure 4 : Le pageot commun (<i>Pagellus erythrinus</i>) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).	14
Figure 5 : La moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819).	15
Figure 6: La moule brune <i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758).	16
Figure 7: Situation géographiques du bassin Algérien dans la mer méditerranée (Inal, 2020).	18
Figure 8: Principaux oueds débouchant dans les baies et les golfes de la côte algérienne (Inal, 2020).	20
Figure 9 : Répartition des principales unités industrielles le long de la cote algérienne (Inal, 2020).	21
Figure 10 : Schéma représentant les principales étapes de traitement, de préparation et d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les matrices environnementales (sédiments, biotes)...	24
Figure 11 : Variations spatio-temporelle des teneur en ETM dans les sediments superficiels de la côte algerienne.	36
Figure 12 : Projection des Biplot (métaux (sédiments)-sites, année) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	40
Figure 13 : Valeurs de la somme des unités toxiques (ΣTU) des sédiments de la côte algérienne.	43
Figure 14 : Taux de contribution de chaque métal dans la somme des unités toxiques.	44
Figure 15 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez le rouget.	46
Figure 16 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le rouget de vase.	47
Figure 17 : Projection des Biplot (métaux (rouget)-site) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	49
Figure 18 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le rouget de vase.	50
Figure 19 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de rouget de vase.	51
Figure 20 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez le merlu.	53
Figure 21 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le merlu.	54
Figure 22 : Projection des Biplot (métaux (merlu)-site) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	56
Figure 23 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le merlu.	57
Figure 24 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de merlu.	58
Figure 25 : Variations des teneurs en ETM par zones chez le pageot.	60
Figure 26 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le pageot.	61
Figure 27 : Projection des Biplot (métaux (pageot)-site) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	62
Figure 28 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le pageot.	63
Figure 29 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de pageot.	64
Figure 30 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez la moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i> .	69
Figure 31 : Projection des Biplot (métaux (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) -site et périodes) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	71
Figure 32 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> .	72
Figure 33 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> .	73
Figure 34 : Variations temporelle des teneurs en ETM chez la moule brune <i>Perna perna</i> .	75
Figure 35 : Projection des Biplot (métaux (<i>Perna perna</i>) -années) dans le plan factoriel ($F1 \times F2$).	76
Figure 36 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans la moule <i>Perna perna</i> .	77
Figure 37 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de la moule <i>Perna perna</i> .	78

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classification des métaux et des metalloïdes en fonction de leur disponibilité et de leur toxicité (Wood, 1974 in forstner and Wittmann,1979).....	7
Tableau 2 : Principales sources de pollution dans les wilayas littorales (Inal,2020).	22
Tableau 3 : Intensité de la contamination métallique en fonction des valeurs de l'indice (Igeo).....	27
Tableau 4 : Les Facteurs de réponse toxiques des éléments traces métalliques étudiés (Hakanson, 1980).....	28
Tableau 5 : Intensité de risque écologique potentiel en fonction de l'indice (IR) (Hakanson, 1980).28	
Tableau 6 : Les valeurs PEL (Probable Effect Level) des métaux étudiés en ug/g (MacDonald et al., 2000).....	29
Tableau 7 : Les doses journalières d'exposition estimées pour les métaux étudiés selon l'OMS, 1993 et 1996 (pour les enfants et les adultes).	30
Tableau 8 : Concentrations moyennes ($\pm$ écart-type) des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments de différentes régions de la côte algérienne a plusieurs périodes selon plusieurs études. 35	
Tableau 9 : Valeurs de fond géochimique local (ug/g).	36
Tableau 10 : Matrice de corrélation inter-métaux dans les sédiments de la côte algérienne.	39
Tableau 11 : Valeurs du Facteur de contamination (FC), Indice de géoaccumulation (Igeo), Facteur d'enrichissement (FE) et Indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de différentes régions et périodes de la côte algérienne.	41
Tableau 12 : Valeurs des indices de risque écologique monomial (Er) et de risque écologique potentiel (RI).	42
Tableau 13 : Les valeurs moyennes et les écarts types des métaux étudiés dans les organes du rouget de vase de différentes régions de la côte algérienne a plusieurs périodes.....	45
Tableau 14 : Corrélation inter-métaux pour le Rouget de vase.	48
Tableau 15 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le Rouget de vase.	49
Tableau 16 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le Rouget de vase (mg/kg/j).	50
Tableau 17 : Valeurs de la THQ pour le Rouget de vase de la côte algérienne.	51
Tableau 18 : Teneurs moyennes des métaux étudiés dans les organes du merlu de différentes régions de la cote algérienne a plusieurs périodes.....	52
Tableau 19 : Corrélation inter-métaux pour le merlu.	55
Tableau 20 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le merlu.....	56
Tableau 21 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le merlu (mg/kg/j).	57
Tableau 22 : Valeurs de la THQ pour le merlu de la côte algérienne.	58
Tableau 23 : Teneurs moyennes des métaux étudiés dans les organes du pageot de différentes régions de la cote algérienne.....	59
Tableau 24 : Corrélation inter-métaux pour le pageot.	61
Tableau 25 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le pageot.	62
Tableau 26 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le pageot (mg/kg/j).	63
Tableau 27 : Valeurs de la THQ pour le pageot de la côte algérienne.	64
Tableau 28 : Teneurs des ETM dans les tissus mous de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> de la cote algérienne en ug/g P.S a différentes régions et périodes. (Moyenne $\pm$ ecart types) (min-max).	68
Tableau 29 : Corrélation inter-métaux pour la moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i> ..70	
Tableau 30 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	71
Tableau 31: Valeurs extrêmes de la DJE pour la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> (mg/kg/j).	72
Tableau 32 : Valeurs de la THQ pour la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> de la côte algérienne.....	73
Tableau 33 : Teneurs des ETM dans les tissus mous entiers de la moule <i>Perna perna</i> de la cote algérienne en ug/g P.S (moyenne $\pm$ ecart types) (min-max).....	74
Tableau 34 : Corrélation inter-métaux pour la moule brune (<i>Perna perna</i>).....	75
Tableau 35 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par la moule (<i>Perna perna</i>).	76
Tableau 36 : Valeurs extrêmes de la DJE pour la moule <i>Perna perna</i> (mg/kg/j).	77
Tableau 37 : Valeurs de la THQ pour la moule <i>Perna perna</i> de la côte algérienne.	78

Tables des matières

Résumé.....	I
Abstract, ملخص.....	II
Liste des abréviations.....	III
Liste des figures.....	V
Introduction.....	2
I. Chapitre I : Synthèse bibliographique.....	5
I.1 Généralités sur les éléments traces métalliques	5
I.1.1 Les métaux traces essentiels	5
I.1.2 Les métaux traces non essentiels	5
I.1.3 La disponibilité et la bioaccumulation des éléments traces métalliques.....	6
I.1.4 Présentation des éléments traces métalliques étudiées	7
I.1.4.1 Le plomb.....	7
I.1.4.2 Le cadmium	8
I.1.4.3 Le mercure	8
I.1.4.4 Le cuivre	8
I.1.4.5 Le zinc	8
I.2 Les sédiments marins	9
I.2.1 Définition et origine	9
I.2.2 Caractéristiques.....	9
I.2.2.1 Granulométrie	9
I.2.2.2 Composition.....	9
I.2.3 Les contaminants sédimentaires	10
I.3 Les bios indicateurs, un outil d'évaluation de la qualité du milieu marin	11
I.3.1 Critères de sélection des bioindicateurs	11
I.3.2 Les poissons démersaux.....	11
I.3.2.1 Le rouget de vase (<i>Mulus barbatus</i>) (Linnaeus, 1758).....	12
I.3.2.2 Le merlu (<i>Merluccius merluccius</i>) (Linnaeus, 1758)	13
I.3.2.3 Le pageot commun (<i>Pagellus erythrinus</i>) (Linnaeus, 1758).....	14
I.3.3 Les mollusques.....	14
I.3.3.1 La moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i>	15
I.3.3.2 La moule brune <i>Perna perna</i>	16
II. Chapitre II : Le milieu d'étude (La cote algérienne)	18
II.1 Situation géographique du bassin algérien	18
II.2 Contexte océanographique générale	18
II.2.1 Les masses d'eaux.....	18
II.2.2 Température et salinité des eaux	19
II.3 Caractéristiques climatiques	19
II.3.1 Température	19
II.3.2 Pluviométrie	19
II.3.3 Régime des vents	19

II.4	Réseau hydrographique	20
II.5	Principales pressions anthropiques le long de la côte algérienne.....	20
II.5.1	Population, urbanisation, industrie et autres pressions	20
III.	Chapitre III : Matériels et Méthodes	24
III.1	Protocole général d’analyse des éléments traces métalliques (ETM)	24
III.2	Détermination des concentrations des métaux	25
III.3	Evaluation de la contamination des sédiments	25
III.3.1	Facteur de contamination (CF).....	26
III.3.2	Indice de la charge polluante (PLI)	26
III.3.3	Indice de géo-accumulation (Igeo).....	26
III.3.4	Facteur d’enrichissement (EF)	27
III.3.5	Indice du risque écologique potentiel (IR)	28
III.3.6	Indice de toxicité potentielle	28
III.4	Evaluation de la contamination des biotes	29
III.4.1	Facteurs de bioaccumulation (BAF)	30
III.4.2	La dose journalière d’exposition (DJE)	30
III.4.3	Le quotient de risque ciblé (THQ)	31
III.5	Analyse statistique (Analyse en composantes principales)	32
IV.	Chapitre IV : Résultats et discussion	34
IV.1	Les sédiments marins	34
IV.1.1	Analyse paramétrique.....	34
IV.1.2	Comparaison des teneurs en ETM avec le fond géochimique local	36
IV.1.3	Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM.....	36
IV.1.4	Relations et comportement des ETM	39
IV.1.5	Evaluation de la pollution par les ETM	40
IV.1.5.1	Indices (FC, PLI, Igeo et FE)	40
IV.1.5.2	Indice du risque écologique potentiel (IR)	42
IV.1.5.3	Indice de toxicité potentielle.....	43
IV.2	Biotes.....	44
IV.2.1	Les poissons démersaux	44
IV.2.1.1	Le rouget de vase.....	44
IV.2.1.2	Le Merlu	52
IV.2.1.2.2	Variation des teneurs en ETM en fonction des organes.....	54
IV.2.1.3	Le pageot commun	59
IV.2.1.4	Discussion générale des trois poissons	65
IV.2.2	Les mollusques	68
IV.2.2.1	La moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i>	68
IV.2.2.2	La moule brune <i>Perna perna</i>	74
IV.2.2.3	Discussion générale des deux moules	79
Conclusion.....		82
Références bibliographiques.....		85
Annexes.....		99

Introduction

Introduction

Les polluants les plus menaçants dans les milieux aquatiques sont les éléments en traces métalliques (ETM), du fait de leur bioconcentration, leur bioaccumulation et leur toxicité (**Liu et al., 2003, Gonzalez-Macias et al., 2006, Kalvanis et al., 2000, Tam and Wong, 2000, Yuan et al., 2004 et Chakraborty et al., 2014**).

Par conséquent, les ETM constituent un danger significatif à long terme dans de nombreuses régions du globe, à cause de leur emploi répandu suite à l'expansion intensive de l'industrie, entraînant la pollution des milieux marins (**Liu et al., 2003 et Durrieu de Madron et MERMEX groupe, 2011**).

Dans ces zones littorales, on a souvent considéré que les sédiments marins étaient le dépôt définitif des ETM provenant des activités humaines, étant donné que la majorité de ces métaux sont adsorbés efficacement sur les phases minérales (**Sin et al., 2001 ; Santos et al., 2005**).

Ainsi, les sédiments ont une importance capitale dans le transport et l'accumulation de métaux (**Guevara et al., 2005 et Masson et al., 2006**). Ainsi, la pollution des sédiments est un indicateur utilisé pour anticiper les risques potentiels dans l'environnement marin et représente un aspect crucial pour les programmes de suivi (**Kucuksezgin et al., 2008 ; Unlu et al., 2008 et Yao et al., 2009**).

L'utilisation de biotes (poissons, mollusques) pour surveiller la contamination métallique des écosystèmes marins est une démarche judicieuse, car elle offre des solutions aux challenges analytiques associés à la détection de métaux en faible concentration dans l'eau, prend en compte la contamination au fil du temps et fournit des informations sur la biodisponibilité et le potentiel toxique des métaux (**Burger et al, 2006 ; Key et al, 2006 et Usseglio-Polatera et al, 2000**).

À l'instar de plusieurs pays en développement, la zone côtière algérienne a subi d'importantes dégradations dues à l'urbanisation désordonnée et à l'industrialisation. Par conséquent, la présence d'ETM contaminants peut résulter de divers éléments, comme l'établissement de pipelines, le traitement et l'élimination des eaux usées, le ruissellement, l'exploitation minière, les opérations industrielles et portuaires ainsi que l'urbanisation (**Balls et al., 1997 ; Morton et Blackmore, 2001 ; Nriagu, 1996 ; Taylor et McLennane, 1995 et Zingde et al., 1988**).

Ce travail a pour objectif :

- Acquisition des concentrations en éléments traces métalliques dans le sédiment de surface et le biote le long de la côte algérienne.
- D'estimer le taux de bioaccumulation chez le biote
- D'évaluer les risques écotoxicologique de la contamination en éléments traces métalliques par le calcul de plusieurs indices.

Les métaux traces étudiés sont : le plomb, le cadmium, le mercure, le cuivre et le zinc. Ce choix repose principalement sur leur double importance pour l'écosystème marin côtier et les institutions maritimes.

Le mémoire est organisé en quatre chapitres. Le premier chapitre est consacré à une revue bibliographique sur le thème. Le deuxième décrit le milieu d'étude et ses caractéristiques, le troisième chapitre présente le matériel et les méthodes d'étude utilisés par les chercheurs. Le dernier chapitre est dédié à la présentation et la discussion des résultats de bioaccumulation et des risques écotoxicologiques.

Chapitre I :
Synthèse
bibliographique

I. Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1 Généralités sur les éléments traces métalliques

Les ETM sont des polluants persistants non biodégradables qui peuvent nuire à l'environnement marin. On les retrouve dans chacune de ces matrices (eau, sédiment et biote). Un métal est un élément chimique, généralement dérivé d'un minéral qui possède un brillant métallique distinctif, une bonne conductivité thermique et électrique, doté de propriétés de dureté et de malléabilité, qui se combine facilement avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'humanité depuis l'Antiquité. On utilise fréquemment l'expression « métaux lourds » pour faire référence aux métaux et aux métalloïdes ayant une densité supérieure à 5g/cm³, qui sont liés à la pollution et présentent une toxicité et une écotoxicité potentielles. Toutefois, plutôt que de se référer à l'expression métaux lourds, la majorité des chercheurs privilégient le terme (éléments en traces métalliques) –ETM- ou, par extension, (éléments traces) (Miquel, 2001).

Les ETM se trouvent à l'état naturel dans les roches et les minerais de la croûte terrestre, généralement sous forme de minéraux tels que les oxydes, les carbonates, les silicates, les sulfures... Une partie des métaux présents dans les sédiments marins provient donc de l'altération de ces roches et de l'érosion du bassin versant, formant le fond géochimique des sédiments. Cependant, les activités humaines, notamment minières et industrielles, intensifient leur présence dans l'environnement (Baize, 2002 ; Adler et al, 2001 et Feix and Tremel-Schaub, 2005). Ainsi, les sources des ETM sont à la fois naturelles et anthropiques.

Les ETM peuvent être classés en fonction de leur caractère essentiel pour les organismes vivants.

I.1.1 Les métaux traces essentiels

Ils sont aussi appelés « Oligo-éléments » comme le zinc et le cuivre...ect. Ils sont considérés comme indispensables pour les organismes vivants et l'augmentation de leur concentration dans l'environnement peut aboutir à des phénomènes de toxicité (Inal et al., 2024).

I.1.2 Les métaux traces non essentiels

Ces éléments, tels que le mercure, le plomb et le cadmium, qui ne sont pas indispensables à l'existence, peuvent même être nuisibles, sont des éléments pour lesquels aucune fonction physiologique n'a été identifiée à ce jour (Chiffolleau et al, 2001). Ils sont toxiques à de très faibles concentrations (Bliefert et Perraud, 2001).

1.1.3 La disponibilité et la bioaccumulation des éléments traces métalliques

Les métaux traces s'associent aux sédiments via divers mécanismes physico-chimiques, influencés par la composition minérale, les matières organiques, le pH et les conditions redox, ce qui affecte leur mobilité dans l'environnement (**Martinelli, 1999 ; Blanchard, 2000**). Les échanges avec le sédiment sont un moyen de transfert important pour les éléments traces métalliques. Les processus majeurs qui conduisent à des transformations physicochimiques, spécifiquement à l'interface eau/sédiment, sont illustrés ci-après (Fig.1).

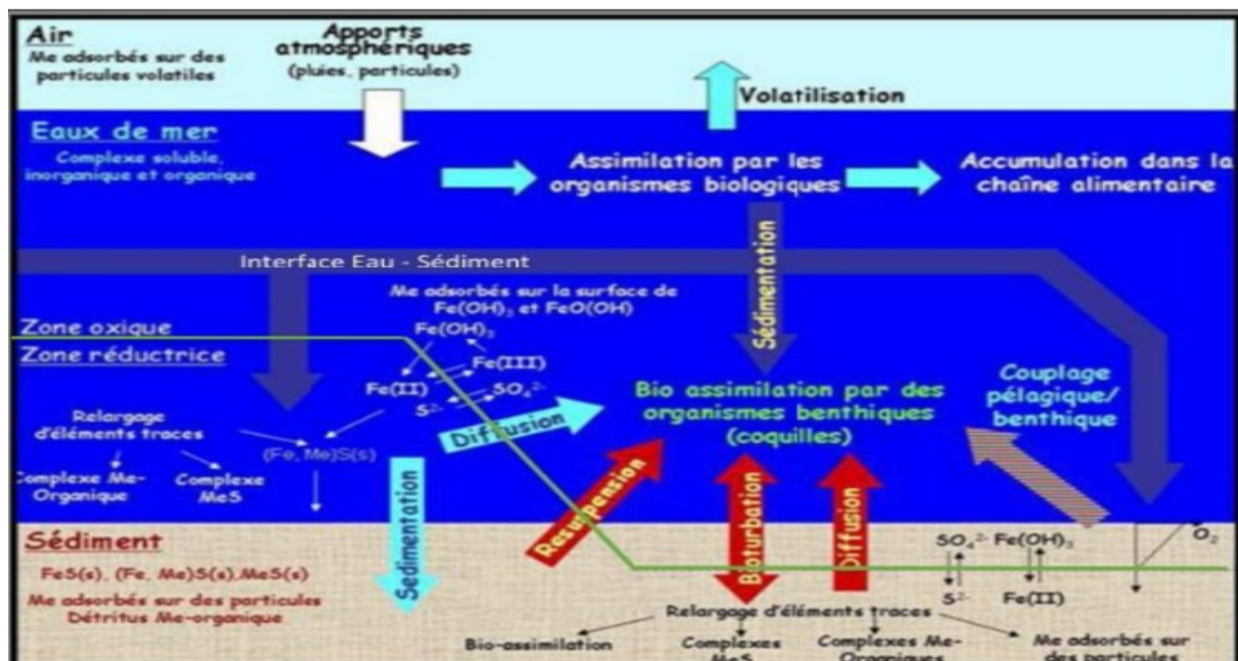


Figure 1 : Représentation schématique du cycle biogéochimique des éléments traces (la notation Me représentant l'élément ou métal) dans des environnements marins (Butcher et al., 1992).

Le terme « Biodisponible » désigne la fraction d'un contaminant chimique présent dans le milieu environnemental (eau, sédiments, sol) qui est physico-chimiquement accessible et biologiquement assimilable par les organismes vivants. Il s'agit de la part réellement susceptible d'interagir avec les systèmes biologiques, d'être absorbée, métabolisée ou stockée, et donc de provoquer un effet toxique ou physiologique. On considère généralement que les formes dissoutes, qu'elles soient libres ou ioniques, des éléments traces métalliques sont les plus facilement accessibles pour les organismes vivants (**Garnier, 2004**). Selon **Forstner (1989)** les formes particulières deviennent biodisponibles principalement par l'ingestion de sédiment. Selon **Eggleton et Thomas (2004)**, c'est davantage la concentration de contaminants dans les eaux interstitielles qui est liée à la toxicité, plutôt que leur concentration dans les sédiments.

La bioaccumulation est le processus par lequel les métaux lourds sont absorbés et concentrés dans l'organisme. La bioaccumulation est donc le produit des processus par lesquels un contaminant pénètre et s'intensifie dans l'organisme, ainsi que des processus de dépollution par une combinaison des mécanismes d'élimination vers l'environnement et de biotransformation interne. Le processus se déroule par le biais de trois Mécanisme :

L'assimilation, la bioaccumulation par l'individu à partir du milieu ou bioconcentration et la bioaccumulation entre individus ou bioamplification (Inal, 2020).

Tableau 1 : Classification des métaux et des metalloïdes en fonction de leur disponibilité et de leur toxicité (Forstner and Wittmann,1979).

Pas toxiques	Toxiques, mais peu solubles ou rares	Très toxiques et relativement disponibles
Na C	Ti Ga	As
F	Be	Au
K P	H La	Se
Li	Co	Hg
Mg Fe	Zr Os	Te
Rb	Ni	Ti
Ca S	W Rh	Pb
Sr	Cu	Sb
H Cl	Nb Ir	Ag
Al	Zn	
O Br	Ta Ru	Cd
Si	Sn	
N	Re Ba	Bi

I.1.4 Présentation des éléments traces métalliques étudiés

I.1.4.1 Le plomb

On l'associe fréquemment au zinc dans les minerais, mais également à divers autres éléments (Fe, Cu, Cd, As...) qui sont largement récupérés durant les processus métallurgiques.

La galène (Pb), qui est le minerai principal du plomb, est souvent liée à la blende (Zns) et à la pyrite (FeS₂). La majeure partie des apports de plomb dans les milieux aquatiques se réalise par le biais atmosphérique. Actuellement, la combustion des énergies fossiles reste la source principale (Chiffolleau, 2001 et Fairbrother et al, 2007).

I.1.4.2 Le cadmium

Le cadmium est majoritairement lié au zinc dans les minerais de zinc (blende), où il constitue un pourcentage minime (0,01 à 0,05%). Selon **Chiffolleau (2001)**, il n'y a pas suffisamment de minerai de Cd pour constituer des gisements exploitables.

Les activités liées à la métallurgie, l'incinération des produits pétroliers et la production et distribution d'engrais phosphatés sont les sources de la pollution dans diverses matrices environnementales. Chez l'humain, même à des concentrations faibles, il peut entraîner des troubles urinaires.

I.1.4.3 Le mercure

Le mercure est le métal le plus volatil à température ambiante. Il se distingue par sa capacité à passer facilement en phase gazeuse, ce qui lui confère une forte mobilité dans l'environnement, notamment dans l'atmosphère.

Le mercure est l'unique métal qui demeure liquide sous les conditions standards de température et de pression. On le trouve sous trois formes essentielles dans l'environnement : les vapeurs de HgO, les composés inorganiques Hg²⁺ et les méthyls CH₃-Hg ainsi que (CH₃)₂-Hg. Dans un environnement aquatique, le mercure gazeux élémentaire se convertit en mercure divalent Hg²⁺ après oxydation. Deux réactions chimiques importantes seront alors en concurrence : la réduction et la méthylation (**Kehrig et Malm, 1999 ; Mergler, 2002**).

I.1.4.4 Le cuivre

Le cuivre se trouve naturellement sous sa forme native et dans divers minerais dont il est tiré. On le retrouve principalement sous forme de sulfures et de sulfosels.

On l'extrait de divers minerais dont la concentration varie de 0,7% à 2%. Les principales sources de pollution aquatique (rivières, mers et océans) proviennent de l'industrie électrique et des peintures antisalissure (cuivre sous forme d'oxyde). La toxicité de ce métal pour les êtres aquatiques est liée à sa forme chimique et son état d'oxydation dans lequel il se trouve. Toutefois, certaines espèces montrent une toxicité létale à partir de 2kg/l (comme la larve d'huître), tandis que le phytoplancton présente des retards de croissance au-delà de 4kg/l (**Fairbrother et al, 2007**).

I.1.4.5 Le zinc

On l'associe fréquemment au plomb et au cadmium dans les minerais naturels, où sa concentration varie entre 4% et 20%. Le principal minerai est la blende, également appelée sphalérite (Zinc). L'introduction de zinc dans les milieux aquatiques est en partie due à l'activité métallurgique et à la combustion des énergies fossiles.

Dans les régions portuaires, le zinc provient essentiellement de la dissolution du zinc employé dans les systèmes de protection à anode des coques maritimes. Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire (**Chiffoleau, 2001 et Fairbrother et al, 2007**).

I.2 Les sédiments marins

I.2.1 Définition et origine

Les sédiments sont des accumulations (marines ou continentales) qui découlent de l'érosion physique des formations superficielles terrestres sous l'influence de divers facteurs tels que l'eau, la température, l'humidité, et les activités biologiques... etc... (**Chamley, 2000**). Ils résultent également de processus chimiques tels que les réactions d'hydrolyse, de dissolution minérale, d'oxydation et d'hydratation/déshydratation (**Cojan et Renard, 1999**). Ces dépôts sont par la suite déplacés par les rivières et/ou les vents, pour finalement se déposer dans les bassins de sédimentation et constituer des roches sédimentaires (**Schneider, 2001**).

Les sédiments sont issus de l'accumulation de divers éléments générés par l'érosion et la décomposition des roches et des sols. On y rencontre également des éléments organiques et organogènes détritiques, la floculation d'éléments de taille colloïdale et la précipitation de minéraux nouvellement formés. On qualifie de sédiments d'origine allochtone ceux qui proviennent de l'érosion d'un bassin versant et qui sont ensuite transportés, tandis que les sédiments autochtones se déposent dans le même bassin de formation sans être déplacés (**Ramade, 1998**).

I.2.2 Caractéristiques

Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur granulométrie et leur composition.

I.2.2.1 Granulométrie

Selon **Bellair et Pomerol (1977)**, les sédiments sont catégorisés selon la dimension de leurs particules : les particules ayant un diamètre supérieur à 63µm sont essentiellement des graviers et des sables. Les particules de moins de 63µm sont composées de silt et de minéraux argileux.

I.2.2.2 Composition

Le sédiment se caractérise généralement par une matrice hétérogène, composée de matériaux détritiques organiques et inorganiques (**Power and Chapman, 1992**).

Ce dernier comporte principalement trois éléments :

❖ Eau interstitielle

Elle se réfère à l'eau qui remplit l'espace entre les particules sédimentaires (granulométrie) et constitue une part significative du sédiment, souvent dépassant 50% de son volume (**Forstner, 1987**).

❖ Phase inorganique

Elle est constituée de minéraux issus de l'érosion de l'écorce terrestre et de résidus de coquillages. On retrouve principalement dans ces composés les argiles, les carbonates et les silicates.

Les substances inorganiques peuvent provenir de sources détritiques (SiO_2 , TiO_2 , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}), biogéniques (CaCO_3 , SiO_2 , CaPO_4) et/ou de produits in situ [composés néoformés] présents dans la colonne d'eau ou dans le sédiment (FeS_2 , MnO , MnCO_3) (**Inal, 2020**).

❖ Phase organique

Elle ne représente qu'une petite fraction du sédiment (quelques %), mais joue un rôle crucial en régulant la mobilité et donc la biodisponibilité de nombreux contaminants, notamment les composés organiques non ioniques (**Power and Chapman, 1992**). En fonction de sa taille, la matière organique est classifiée en carbone organique dissous (COD < 1kDa), colloïdale (1kDa < COC < 0,22µm) et particulaire (COP > 0,22µm) (**Bonnet, 2000**).

I.2.3 Les contaminants sédimentaires

Les contaminants sont absorbés sur les particules puis accumulés dans les sédiments, la plupart des contaminants sont localisés dans les argiles, ainsi que dans les oxydes/hydroxydes de Fer et de Manganèse, les substances organiques, les carbonates et les matières biologiques (**Eggleton and Thomas, 2004**).

Les contaminants chimiques sont d'origines très diverses et peuvent découler de phénomènes naturels et/ou d'activités humaines, présentes ou passées.

On distingue deux catégories de polluants : les polluants inorganiques ou métalliques et les polluants organiques (**Eggleton and Thomas, 2004**).

I.3 Les bios indicateurs, un outil d'évaluation de la qualité du milieu marin

Avant le début des années 1970, la détection de la contamination par les métaux se basait exclusivement sur l'examen chimique de l'eau. Cette méthode d'analyse ne donne pas d'indications sur la biodisponibilité des ETM et n'autorise pas l'anticipation de l'effet de ces composés sur les êtres vivants. C'est dans cette perspective que **Goldberg (1975)** suggère de recourir à des organismes pour juger de la qualité de l'environnement, donnant ainsi naissance au concept d'indicateur biologique ou de bioindicateur. L'avantage du bio indicateur est qu'il peut mettre en évidence un déséquilibre comportemental à l'échelle de l'individu, d'une communauté d'organismes ou de l'écosystème dans son ensemble. Par conséquent, l'emploi de bioindicateurs constitue une des méthodes pour mesurer l'effet du développement humain sur les écosystèmes marins naturels (**Burger et al, 2006 ; Key et al, 2006**).

I.3.1 Critères de sélection des bioindicateurs

Les processus de concentration et d'accumulation des métaux chez les organismes aquatiques présentent une certaine complexité, avec des taux d'assimilation et de rétention qui diffèrent selon les genres et espèces (**Eisler, 1981**), et qui dépendent aussi des caractéristiques biochimiques de chaque élément (**Bowen, 1966**). Selon **Philips et Rainbow (1994)**, pour qu'un bon bioindicateur quantitatif soit constitué, l'espèce ou le modèle biologique employé doit posséder la qualité suivante :

- Il doit être capable de concentrer le contaminant, sans provoquer de mortalité, à des niveaux naturels.
- Il doit rester sédentaire. Pour être représentatif de la zone d'échantillonnage.
- Il doit y avoir une grande disponibilité dans la région examinée.
- Il doit posséder une longévité qui autorise l'échantillonnage de diverses tranches d'âges.
- Il doit être assez grand pour fournir une quantité suffisante de tissus pour l'analyse.

I.3.2 Les poissons démersaux

L'approche consistant à utiliser les poissons pour surveiller la contamination métallique des environnements marins est actuellement pertinente. Grâce aux nouvelles technologies des méthodes analytiques, elle permet d'évaluer la concentration des métaux dans l'eau, quel que soit son niveau, d'intégrer la contamination sur une période donnée et de fournir des informations sur la biodisponibilité des métaux et leur potentiel toxique.

En effet, pour la présente étude, trois espèces de poissons démersaux ont été sélectionnées en raison de leur abondance significative dans les débarquements de la pêche côtière algérienne et parmi les plus appréciées par les consommateurs.

Ces poissons avec d'autres, comme il a été démontré dans plusieurs études, peuvent accumuler des ETM à des concentrations supérieures à celles présentes dans leurs environnements (**Tahiri et al., 2005 ; Dehn et al., 2006 ; Kucuksezgin et al., 2001**). Ils sont donc fortement recommandés en tant que bioindicateurs de la qualité de l'environnement marin et de ses ressources similaires.

Ainsi, le dosage des métaux traces a été effectué au niveau de trois organes : le muscle, le foie et les gonades. La sélection de ces trois organes est justifiée du fait que le tissu musculaire est la partie comestible et par conséquent c'est le vecteur principal de la contamination métallique. Cependant, le foie et les gonades sont les plus primordiaux de point de vue toxicologique en raison de leur rôle clef dans les phénomènes de métabolisation et d'accumulation (**Di bella et al., 2006 ; Baudin et al., 2007**).

I.3.2.1 Le rouget de vase (*Mulus barbatus*) (Linnaeus, 1758)

La position systématique de *Mulus barbatus* (Fig.2) est définie à partir de différents travaux, Notamment ceux de **Lecointre et Le Guyader (2009)** :

Règne : Eukaryota

Embranchement : Chordata

Classe : Actinopterygii

Ordre : Perciformes

Famille : Mullidae

Genre : Mullus

Espèce : *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758)



Figure 2 : Rouget barbet (*Mullus barbatus*) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).

Dieuzeide et al. (1955) précisent que *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) présente un corps allongé et élevé en avant. Comparée à d'autres espèces de poisson, la croissance du rouget de vase paraît être lente. Il atteint le poids de 50 à 100 gr à la 3ème année de sa vie (**Suquet, 2001**). Le rouget de vase est une espèce gonochorique. Sa première maturité sexuelle est atteinte à 15 centimètres [2ans] chez les femelles, et elle de 14 centimètres (1ans) chez les males (**Fischer, 1987**).

Mullus barbatus présente une large distribution. On trouve cette espèce dans la section orientale de l'océan Atlantique, s'étendant des côtes sénégalaises jusqu'aux rivages français.

Selon **Dieuzeide et al. (1955)**, en Algérie, on trouve fréquemment le rouget de vase sur les fonds vaseux jusqu'à une profondeur de 150 mètres, à proximité des sédiments marins.

I.3.2.2 Le merlu (*Merluccius merluccius*) (Linnaeus, 1758)

La position systématique de l'espèce (*Merluccius merluccius*) (Fig.3) est établie à partir de différents travaux notamment ceux de **Dieuzeide et al. (1955)**. Elle se présente de la manière suivante :

Regne : Eukaryota

Embranchement : chordata

Classe : Actinopterygii

Ordre : Gadiformes

Famille : Merluccidae

Genre : Merluccius

Especie : *Meluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)



Figure 3 : Le merlu (*Merluccius merluccius*) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).

La taille courante est de 30cm à 1.10m, Le corps est long, mince et comprime latéralement avec deux nageoires distinctes (**Fischer et al., 1987**). Le merlu est un poisson qui vit le long des côtes du continent européen. En Méditerranée occidentale, le merlu est très abondant, il fréquente en grand nombre les côtes d'Algérie, de Tunisie et de Libye, ainsi que l'Adriatique.

Du point de vue bathymétrique, le merlu se trouve depuis les faibles profondeurs à partir de 50m jusqu'au-dessous des fonds de 1000m (**Bertignac, 2004**).

Durant la saison de reproduction, le merlu se trouve sur le bord du plateau continental et habite les fonds marins à une profondeur de 100 à 700 m. Ses périodes de reproduction diffèrent selon la zone géographique (**Biagi et al., 1995**). Selon **Bouaziz et al. (1998)**, le merlu dans la région centrale de la côte algérienne présente une croissance caractérisée par une longévité des femelles, dont la croissance linéaire est nettement supérieure à celle des mâles.

I.3.2.3 Le pageot commun (*Pagellus erythrinus*) (Linnaeus, 1758)

La position systématique de l'espèce *P. erythrinus* (Fig.4) est établie à partir de différents travaux notamment ceux de **Dieuzeide et al. (1955)** et **Fischer et al. (1987)**, elle se présente de la manière suivante :

Regne : Eukaryota

Embranchement : Chordata

Classe : Actinopterygii

Ordre : Perciformes

Famille : Sparidés

Genre : *Pagellus*

Espèce : *P. erythrinus* (Linnaeus, 1758)



Figure 4 : Le pageot commun (*Pagellus erythrinus*) (Linnaeus, 1758) (Inal, 2020).

Le pageot commun possède un corps fusiforme ou ovale, plus ou moins élevé et comprimé, leur couleur est variable (**Fischer et al., 1987**). Cette espèce est commune en méditerranée et en adriatique et rare en mer noire (**Dieuzeide, 1955**).

Pagellus erythrinus est une espèce hermaphrodite protogyne. Les individus sont d'abord des femelles puis deviennent des males à partir de la 3ème année (environ 17-18) (**Fischer et al., 1987**).

D'après **Cherabi (1987)** les limites des tailles auxquelles sont observés les individus hermaphrodites sont comprises entre 13 et 30cm. La reproduction se fait du printemps à l'automne, la maturité sexuelle est atteinte entre l'âge de 1 à 2 ans. Le pageot peut mesurer jusqu'à 60 cm pour un poids de 3kg mais sa longueur usuelle dans les captures se situe entre 10 et 30-40 cm (**Fischer et al., 1987**).

I.3.3 Les mollusques

Dans le cadre des projets Medpol, divers organismes marins ont été sélectionnés pour évaluer l'impact des polluants sur l'environnement marin, facilitant ainsi son contrôle et sa surveillance. Les moules ont été sélectionnées parmi ces organismes en raison de leurs caractéristiques biologiques.

La moule, étant sédentaire, représente un témoin authentique de la zone étudiée, et aussi un organisme filtreur de l'eau, ce qui favorise l'accumulation des métaux, notamment *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna* (**Cossa, 1989**).

I.3.3.1 La moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*

Les moules appartenant à la famille des mytilidés, le genre *mytilus* extrêmement répandus dans le monde renferme plusieurs espèces dont *Mytilus galloprovincialis* (Fig.5). La classification de cette espèce est comme suite selon **GRASSE (1960)** :

Règne : Eukaryota

Embranchement : Mollusques

Classe : bivalves

Ordre : Mytilidae

Famille : Mytilidae



Genre : *Mytilus*

Figure 5 : La moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819).

Espèce : *M. galloprovincialis* (Lamarck, 1819).

La moule est un mollusque dont le corps est protégé par une coquille bivalve, lisses, égale, plus ou moins renflée (**BARHOUMI, 2014**), de couleur bleue noire peut toutefois être brune voire jaune. Comme chez tous les métazoaires, la gamétogenèse chez les mollusques bivalves comprend une ovogenèse et une spermatogenèse.

Chez la moule on peut observer plusieurs périodes de reproduction possibles dans la même année, cela signifie que la moule est itéropare (**ABBADA-BOUDJAMA, 1983**).

L'aire de répartition de *Mytilus galloprovincialis* se prolonge le long de la côte atlantique depuis la baie d'Agadir (Maroc) jusqu'aux îles Britanniques, en incluant aussi tout le bassin méditerranéen, l'Afrique du Sud, la Nouvelle-Zélande ainsi que la Californie (**MC DONALD et al, 1991**).

I.3.3.2 La moule brune *Perna perna*

Les moules brunes appartiennent à la famille des mytilidés, le genre *Perna* est également très répandu dans le monde, notamment avec l'espèce *Perna perna* (Fig.6). La classification de cette espèce, établie selon **GRASSE (1960)** :

Règne : Eukaryota

Embranchement : Mollusques

Classe : Bivalvia

Ordre : Mytilida

Famille : Mytilidae

Genre : *Perna*

Espèce : *Perna perna* (Linnaeus, 1758)



Figure 6: La moule brune *Perna perna* (Linnaeus, 1758).

La moule brune *Perna perna* est un mollusque bivalve appartenant à la famille des Mytilidae, caractérisée par une coquille allongée, mince et relativement lisse, de couleur brune à brun-verdâtre, parfois jaunâtre sur la face interne (**BENAMAR et al., 2017**).

Cette espèce filtreuse est largement répandue le long des côtes atlantiques et méditerranéennes du Maroc, occupant principalement les zones rocheuses intertidales, mais elle peut également coloniser des substrats artificiels comme les quais ou les digues (**BOUCHOUCHA et al., 2019**).

Comme les autres bivalves, la reproduction de *Perna perna* fait intervenir une ovogenèse et une spermatogenèse, et plusieurs périodes de frai peuvent survenir dans l'année, traduisant un mode de reproduction opportuniste et fortement lié aux conditions environnementales locales. L'aire de répartition de *Perna perna* s'étend depuis les côtes atlantiques de l'Afrique de l'Ouest jusqu'au Sud du Portugal et de la Méditerranée occidentale, incluant également l'Afrique du Sud et certaines régions d'Amérique du Sud comme le Brésil (**BENAMAR et al., 2017**).

***Chapitre 02 : Le
milieu d'étude : La
côte algérienne***

II. Chapitre II : Le milieu d'étude (La côte algérienne)

II.1 Situation géographique du bassin algérienne

Le bassin se trouve dans la zone sud-ouest du bassin occidental de la mer Méditerranée. Il est bordé au sud par l'Algérie, à l'ouest par la mer d'Alcoran, à l'est par le détroit de Sicile et au nord par les îles Baléares et la Sardaigne. En termes de longitude, il s'étend de 2°W à 7°45'E et en termes de latitude, il couvre la zone entre 35°N et 40°N (Fig.7) (Inal, 2020).

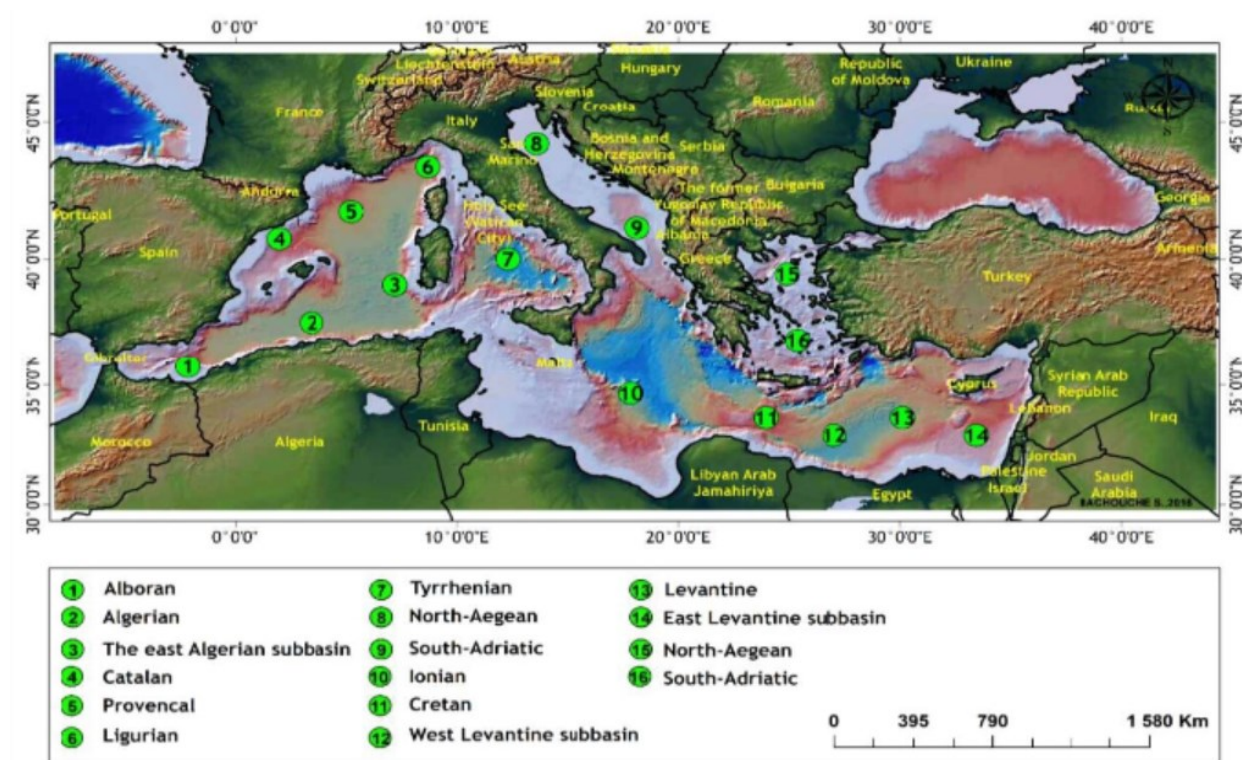


Figure 7: Situation géographiques du bassin Algérien dans la mer méditerranée (Inal, 2020).

II.2 Contexte océanographique générale

II.2.1 Les masses d'eaux

En méditerranée occidentale, quatre principales masses d'eau se distinguent : la MAW (Modified Atlantic Water), la WIW (Winter Intermédiate Water), la LIW (Levantine Intermédiate Water) et la WMDW (Western Mediterranean Deep Water) (Millot et al., 1997 et Send et al., 1999). On peut aussi évoquer la TDW (Tyrrhenian Dense Water) et la SMW (Saline Northern Surface Mediterranean Waters). Au cours de la saison printanière, on observe généralement deux masses d'eau entre la surface et 300 mètres de profondeur dans les côtes algériennes : la MAW (Modified Atlantic Water) et la LIW (Levantine Intermédiate Water) (Inal et al., 2016).

II.2.2 Température et salinité des eaux

En surface, l'eau du courant algérien s'étend le long de la côte algérienne et possède une température moyenne de 20,50°C, avec une salinité qui ne dépasse pas 37,10 psu. À une profondeur de 50m et 100m, le courant algérien se distancie considérablement du rivage à cause de son caractère instable, avec un taux de salinité évalué à 36,8 psu dans la zone Ouest et 37 psu dans la région Est. Les températures maximales aux profondeurs de 50 et 100 mètres fluctuent entre 15,50° et 16,27°C. À une profondeur de 200 mètres, l'effet du courant algérien sur la côte algérienne se traduit par une salinité légèrement inférieure à celle des eaux océaniques : elle fluctue entre 38,3 psu et 38,6 psu (Millot, 1985).

II.3 Caractéristiques climatiques

La zone côtière algérienne, tout comme le reste de la région méditerranéenne, présente un climat distinctif : il est chaud et sec durant l'été, tandis qu'il est doux et plutôt humide pendant l'hiver.

II.3.1 Température

Un climat modéré caractérise les zones côtières. En règle générale, sur la côte algérienne, la température de l'air ne descend jamais en dessous de 0°C et n'atteint pas souvent plus de 4°C. Selon l'ONM (2005), la température moyenne annuelle s'établit à 20°C, avec des moyennes mensuelles variant de 28 à 35°C en août et atteignant 23°C en avril.

II.3.2 Pluviométrie

La moyenne de la pluie annuelle sur tout le littoral algérien est de 6776mm. On constate une baisse marquée des précipitations de l'est vers l'ouest : Oranie = 405 mm, Algérois = 702 mm, Constantinois = 1151 mm (ONM, 2005).

II.3.3 Régime des vents

Les périodes de sécheresse correspondent aux mois où les vents du Nord-Est sont prédominants. De plus, on note la présence de vents chauds, connus sous le nom de Sirocco, qui soufflent du Sud-Ouest. Il s'agit de vents chauds et secs qui soufflent de 9 à 16 jours chaque année. De plus, le vent est un facteur déterminant des houles. En l'absence de courants constants et de marées, ils sont les seuls à intervenir de manière proactive dans les baies et les golfs le long de la côte jusqu'en mer (Inal, 2020).

II.4 Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique débouchant sur la mer comprend 31 oueds, parmi lesquels les plus importants sont les oueds Tafna, Cheliff, Mazafran, El Harrach, Soummam, Sebaou, Isser, El Kebir, Saf saf et Seybouse (Fig.8). Ce réseau alimente le milieu marin en apports terrigènes et constitue des collecteurs de tous les polluants issus des activités humaines, agricoles et industrielles (Inal, 2020).

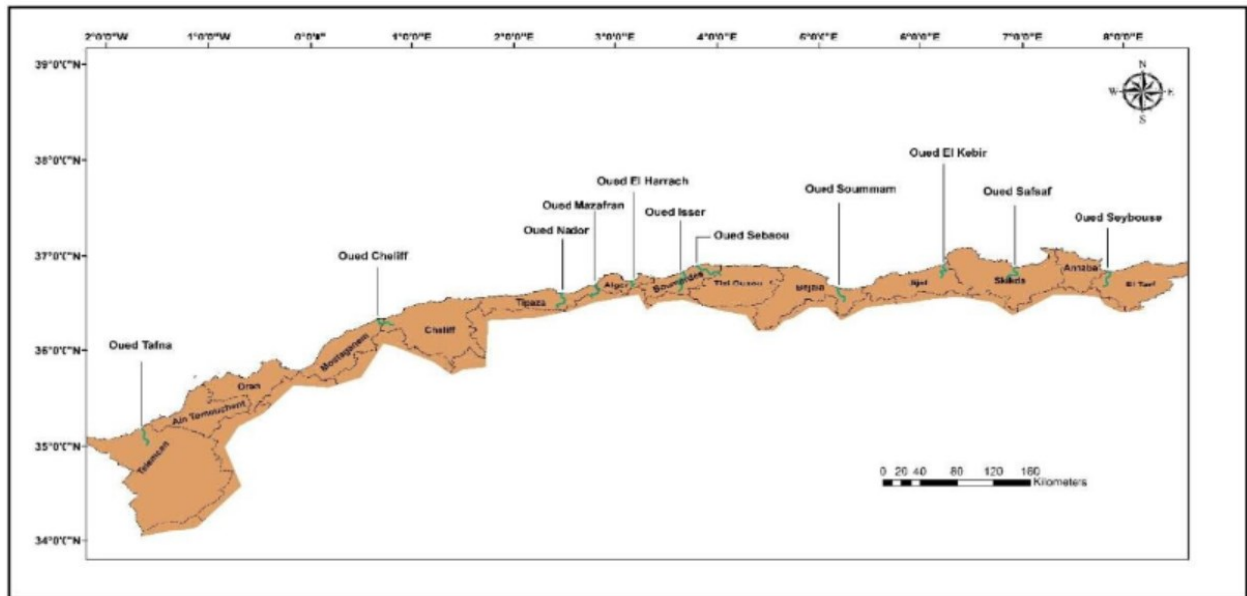


Figure 8: Principaux oueds débouchant dans les baies et les golfes de la cote algérienne (Inal, 2020).

II.5 Principales pressions anthropiques le long de la cote algérienne

II.5.1 Population, urbanisation, industrie et autres pressions

La densité de la population côtière est extrêmement haute, atteignant presque 800 hab/km², ce qui dépasse largement la moyenne du pays. Cette intense pression exercée par l'homme, souvent liée à des facteurs socio-économiques, produit une lourde charge de pollution diversifiée.

L'industrie algérienne, qui se caractérise par des activités dans les secteurs pétrochimique, chimique, sidérurgique et agroalimentaire, est principalement située dans la zone côtière où plus de la moitié des installations industrielles du pays sont dénombrées. 38% des installations industrielles nationales sont regroupées dans la seule région d'Alger.

Les régions côtières qui subissent le plus la pollution de l'eau se situent près des grandes villes (Alger, Oran, Annaba) ou à proximité des ensembles industriels et portuaires (Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Bejaia, Skikda) (MATE, 2002 ; GRIMES, 2010).

Ces zones sont le réceptacle de diverses sources de pollution constituées généralement (Fig.9) :

- Des rejets domestiques des grandes villes maritimes : villes côtières comme Alger, Annaba et Oran sont les plus touchées par les effets de la pollution organique.
- Des rejets de plus de 3600 unités industrielles (chimiques et pétrochimiques) réparties sur les 1622 km de la cote algérienne (**MATE, 2002**). Ces rejets incluent principalement des métaux lourds, hydrocarbures, composés organiques, acide sulfurique, substances azotées et basiques, cyanures, pesticides, détergents, et d'autres produits toxiques comme les organo-chlorés.
- Des rejets des centrales thermiques : les eaux refroidies par les unités de SONELGAZ, comme Marsat El Hadjadj, Alger et Cap Djennet, augmentent en température et en teneur de chlore.
- L'épandage de fertilisants sur les grandes superficies agricoles, notamment dans le littoral central et la plaine d'Annaba, augmente la concentration en nutriments dans les zones marines adjacentes (rejets issus de la production de fertilisants agricoles à Annaba) (**Grimes, 2010**).

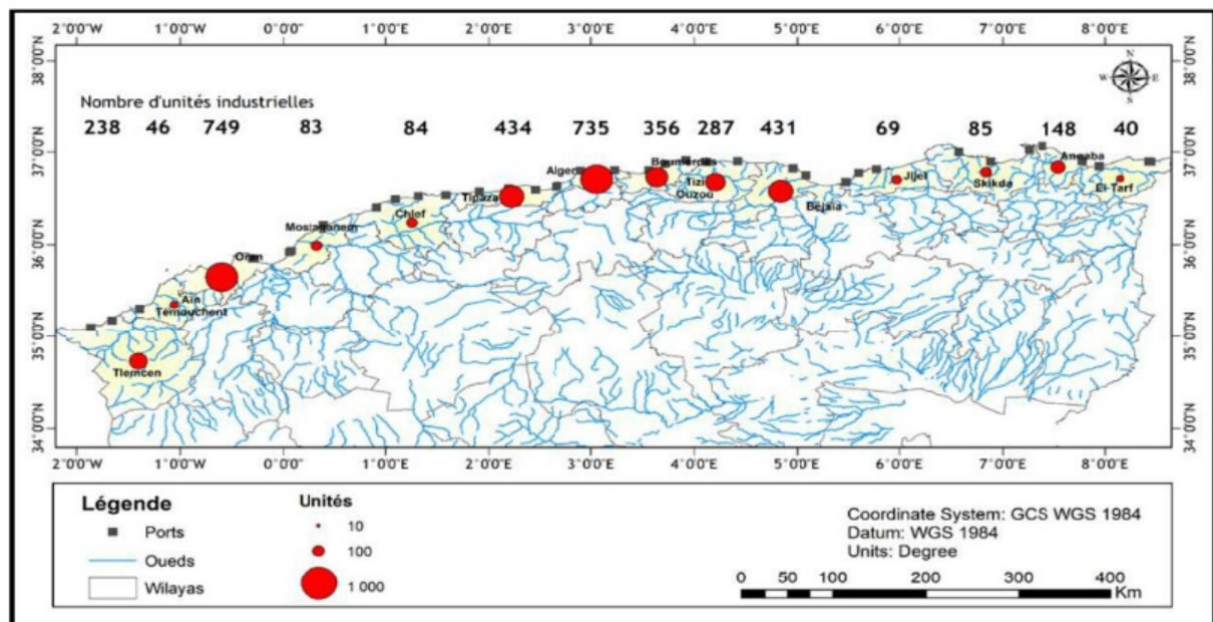


Figure 9 : Répartition des principales unités industrielles le long de la cote algérienne (Inal, 2020).

Pour comprendre les tendances, la répartition et l'ampleur des concentrations en ETM, il est essentiel d'inventorier, d'identifier et de localiser les sources de pollution le long de la côte algérienne.

En effet, le tableau ci-dessous énumère l'inventaire des sources de pollution qui contribuent substantiellement à la pollution marine, basé sur le bilan et diagnostic national (MEDPOL/PASMED/2003) ainsi que sur le rapport concernant l'état de l'écosystème côtier algérien (ECA/ENSSMAL/2005).

Tableau 2 : Principales sources de pollution dans les wilayas littorales (Inal,2020).

Wilayas	Sources de pollution
El Taref	Conserverie, Agro-alimentaire, Galvatube, Aciérie, Centre d'enfutage
Annaba	Agro-alimentaire, Ferphos, Ferroviaire, Arcelor Mittal, Centrale électrique, engrais, azotes et phosphates
Skikda	Pétrochimie, Centrale électrique, Gaz industriels
Jijel	Conserverie, Agro-alimentaire, Verre, Centrale électrique, Tannerie
Bejaia	Agro-alimentaire, Corps gras, Emballage, Hydrocarbures, Naphtal
Tizi-Ouzou	Abattoirs, Agroalimentaire, Laiterie, Huilerie, Electro-industrie Cotonnière
Boumer des	Laiterie, Agroalimentaire, Aluminium, Médicaments, Centrale électrique.
Alger	Corps gras, Agroalimentaire, Papier, Cosmétique, Centrale électrique, Tannerie Hydrocarbures.
Tipaza	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie
Chlef	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie
Mostaganem	Soachlore, Giplait, Mégisserie, Papier, Sucre, Agro-alimentaire
Oran	Pétrochimie, ENGI, Alzofer, EMB, Fertilge
Beni Saf	Ciment, Ferphos Sablière Terga
Tlemcen	ALZINC

Chapitre 03 :

Matériels et

méthodes

III. Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1 Protocole général d'analyse des éléments traces métalliques (ETM)

Le schéma ci-dessous (Fig.10) illustre les principales étapes de traitement, de préparation et d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les matrices environnementales (sédiment, biotes), telles que décrites dans les protocoles méthodologiques issus de plusieurs articles scientifiques de référence utilisés dans le cadre de ce travail.

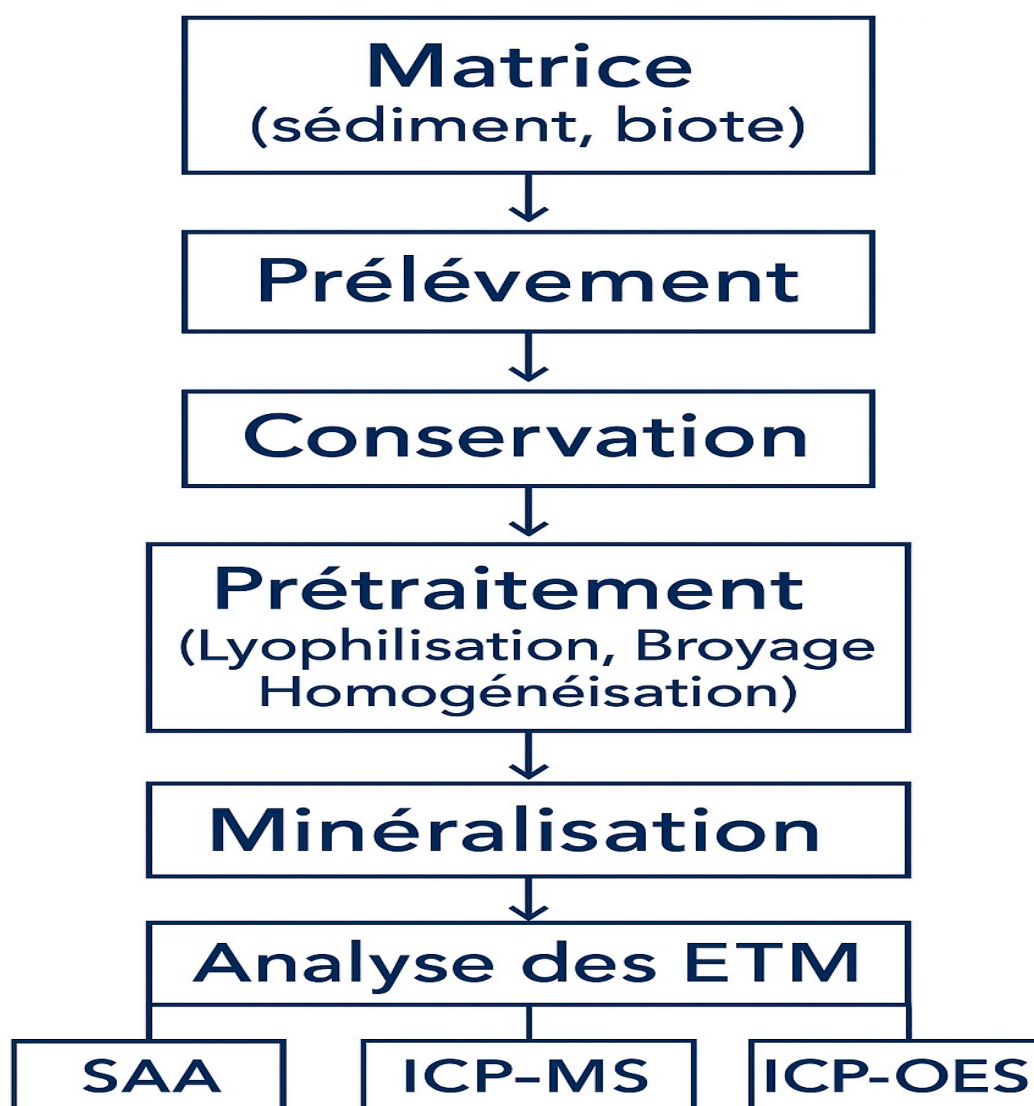


Figure 10 : Schéma représentant les principales étapes de traitement, de préparation et d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les matrices environnementales (sédiments, biotes).

III.2 Détermination des concentrations des métaux

La concentration du métal au niveau des deux matrices (sédiment, biotes) est calculée selon la formule suivante (Asso, 1982) :

$$C_{\text{finale}} = (C_x - C_b) \times F_d \times \frac{V}{P} \quad (1)$$

Où :

C_{final} : Concentration du métal dans l'échantillon (ug/g).

C_x : Concentration du métal présente dans l'analyte (ug/ml).

C_b : Concentration du blanc (ug/ml).

V : Volume de dilution (ml).

P : Poids sec de l'échantillon minéralisé (g).

F_d : Facteur de dilution.

III.3 Evaluation de la contamination des sédiments

De nombreux indices ont été calculés pour quantifier le degré de contamination des sédiments marins par les ETM (Ridgway et Shimmield 2002). Afin d'avoir une vision globale du risque associé à la contamination des sédiments, six indices ont été mis en œuvre.

Un élément essentiel dans l'évaluation de l'effet de la pollution des sédiments et du degré de contamination d'une région spécifique est le choix d'un fond géochimique ou d'un échantillon standard ayant une composition métallique connue. On utilise généralement deux méthodes de fond géochimique : les moyennes des valeurs de la croûte terrestre ou les moyennes des valeurs d'un sédiment local non influencé par l'activité humaine (Turekian et Wedepohl, 1961 ; Taylor, 1964).

Le choix du fond géochimique : Les valeurs moyennes de la croûte continentale, souvent utilisées, ne sont pas toujours représentatives des environnements locaux, notamment des bassins versants carbonatés présents sur les côtes algériennes. Cela peut fausser les résultats des indices de contamination.

Afin de mieux refléter la réalité de la contamination des sédiments superficiels dans les principales zones de pêche le long de la côte algérienne, le choix est porté sur l'utilisation d'un fond géochimique local, celui des sédiments prélevés dans la baie d'Alger, entre 40 et 100 m de profondeur (**Inal, 2020**).

III.3.1 Facteur de contamination (CF)

Le facteur de contamination (CF) est le rapport obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans le sédiment (C_{site}) par les valeurs de fond géochimique ($C_{f.geo}$) (**Hakanson, 1980**) :

$$Cf = \frac{C_{site}}{C_{f.geo}} \quad (2)$$

Hakanson (1980) a défini quatre classes pour le CF : faible ($CF < 1$), modérée ($1 < CF < 3$), considérable ($3 < CF < 6$), et un facteur de contamination très élevé ($CF > 6$).

III.3.2 Indice de la charge polluante (PLI)

L'indice de la charge polluant (PLI) fournit une appréciation de la toxicité générale des sédiments pollués par plusieurs métaux (**Tomlinson et al., 1980**).

Il est défini comme la n ème racine de la multiplication des facteurs de contamination (CF) :

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (3)$$

Où : CF est le facteur de contamination de chaque métal (Eq 9).

Les valeurs de PLI supérieures à 1 impliquent que la pollution existe, alors, il n'y a pas de pollution si les valeurs de PLI sont en dessous de 1.

III.3.3 Indice de géoaccumulation (Igeo)

Muller (1969) a suggéré d'évaluer la concentration des éléments traces métalliques au-dessus du fond géochimique en calculant un indice de géoaccumulation, noté Igeo.

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5} \cdot B_n \right) \quad (4)$$

Où : C_n est la concentration de métal et B_n est sa valeur de fond géochimique.

Le choix de cette valeur de fond a une influence considérable sur cet indice. Par la suite, **Muller (1981)** a suggéré une classification d'Igeo qui va de moins 0 à plus 5 (tableau).

Tableau 3 : Intensité de la contamination métallique en fonction des valeurs de l'indice (Igeo).

Classe	Valeur	Intensité de la pollution
0	$I_{geo} \leq 0$	Pas de pollution
1	$0 \leq I_{geo} \leq 1$	Non pollue à modérément pollue
2	$1 \leq I_{geo} \leq 2$	Modérément pollue
3	$2 \leq I_{geo} \leq 3$	De modérément pollue à fortement pollue
4	$3 \leq I_{geo} \leq 4$	Fortement pollue
5	$4 \leq I_{geo} \leq 5$	De fortement pollue à extrêmement pollue
6	$5 < I_{geo}$	Extrêmement pollue

III.3.4 Facteur d'enrichissement (EF)

L'estimation de l'impact anthropique sur les sédiments aquatiques à l'aide du calcul du facteur d'enrichissement est une méthode largement utilisée (**Salomons et Forstner, 1984**). La méthode EF offre l'avantage de normaliser les concentrations des éléments traces métalliques à travers l'emploi d'un métal de référence (Al, Fe, Ti, Cs, etc.) qui est supposé être non influencé par les impacts anthropiques ou les réactions chimiques durant la diagenèse (**Windom et al., 1989**). Dans la présente étude, le fer (Fe) est utilisé comme traceur de référence pour différencier entre les apports naturels et anthropiques.

Selon **Sutherland (2000)**, le facteur d'enrichissement est calculé selon l'équation suivante :

$$FE = (x/y) / (x_0/y_0) \quad (5)$$

Où : x : concentration du métal étudié dans l'échantillon

y : concentration de l'élément de référence dans l'échantillon (Fe, Al ou Ti)

x_0 : concentration du métal dans le fond géochimique

y_0 : concentration de l'élément de référence dans le fond géochimique

Nous nous référons à la classification suggérée par **Andrews et Sutherland (2004)** pour évaluer le niveau de pollution avec : $EF < 2$ = Pollution minimale ; $2 < EF < 5$ = pollution modérée ; $5 < EF < 20$ = pollution significative ; $20 < EF < 40$ = forte pollution ; et $EF > 40$ = pollution extrême.

III.3.5 Indice du risque écologique potentiel (IR)

L'indice du risque écologique potentiel (IR), proposé par **Hakanson en 1980**, constitue une méthode qui reflète la vulnérabilité des communautés biologiques face à l'ensemble des substances toxiques présentes dans les sédiments. IR est calculé en utilisant :

$$IR = \sum Eri = \sum Tir.Cfi \quad (6)$$

Où :

Cfi : la valeur de la concentration d'un métal (i) divisée par sa valeur de fond géochimique.

Tir : le facteur de réponse toxique pour le métal (i), qui reflète ses niveaux de toxicité et la sensibilité des espèces à cette toxicité.

Eri : est appelé le facteur de risque écologique potentiel monomial.

Tableau 4 : Les Facteurs de réponse toxiques des éléments traces métalliques étudiés (Hakanson, 1980).

Métal	Facteurs de réponse toxiques
Le Plombe	5
Le cadmium	30
Le mercure	40
Le zinc	1
Le cuivre	5

Tableau 5 : Intensité de risque écologique potentiel en fonction de l'indice (IR) (Hakanson, 1980).

Intensité du risques écologique	Valeurs
Faible	<150
Modère	150-300
Considérable	300-600
Très élevé	>600

III.3.6 Indice de toxicité potentielle

Pour déterminer l'impact potentiel de la pollution des sédiments sur les organismes aquatiques, un indice de toxicité potentielle peut être calculée (**Swarnalatha et al., 2013 ; El Zrelli et al., 2015 et Soliman et al., 2015**).

Le potentiel de toxicité des polluants présents dans les échantillons de sédiments correspond à la somme des unités de toxicité (£TU), définie comme le rapport entre la concentration d'un élément i (C_i) et sa valeur PEL (P_i) (Seuil Probable Effect Level), selon **Pedersen et al. (1998)**.

$$UT_i = \frac{C_i}{P_i} \quad (7)$$

Dans ce travail, les unités de toxicité (UT) ont été déterminées pour normaliser les toxicités causées par les métaux traces analysés, facilitant ainsi la comparaison de leurs impacts respectifs.

Tableau 6 : Les valeurs PEL (Probable Effect Level) des métaux étudiés en ug/g (MacDonald et al., 2000).

Métaux	Valeurs PEL
Pb	112
Cd	4.21
Zn	271
Cu	108
Hg	0.486

III.4 Evaluation de la contamination des biotes

Plusieurs méthodes ont été mises au point pour évaluer la contamination des biotes et de l'aquaculture par les ETM. Par conséquent, deux méthodes sont fréquemment employées. La première repose sur la relation entre la concentration du polluant dans l'organisme et celle de l'environnement, appelée facteur de bioaccumulation.

La seconde méthode établit un contact direct avec le consommateur, tout en évaluant et caractérisant le risque sanitaire, qui correspond à la dose journalière d'exposition (DJE) et le Quotient de Risque Ciblé (THQ) (**US EPA, 1998**).

En revanche, la consommation des différents types de biotes contaminés peut être une source de contamination, vue que l'apport d'origine alimentaire représente plus de 90% de l'apport total en éléments traces métalliques pour la population générale.

L'objectif ici est de déterminer dans quelles mesures et pour quelles quantités, la consommation de l'espèce entraîne un risque sanitaire pour le consommateur Algérien.

III.4.1 Facteurs de bioaccumulation (BAF)

Le facteur de bioaccumulation (BAF) est le rapport entre la concentration en éléments traces dans l'organisme (C_b) et sa concentration dans le milieu ambiant ou environnementale (C_e) (Arnot and Gobas, 2006).

$$BAF = \frac{C_b}{C_e} (8)$$

Où C_b et C_e sont exprimés en ug/g. S'il est supérieur à 1 le biote a tendance à accumuler le métal.

III.4.2 La dose journalière d'exposition (DJE)

C'est la dose qui permet d'estimer la quantité quotidienne de contaminant qu'un individu est susceptible d'ingérer par la consommation de biotes (comme les poissons ou moules). Cet indice est essentiel pour évaluer l'exposition humaine aux éléments traces métalliques (ETM) (FAO, 2018).

La DJE des polluants liés à la consommation des biotes est déterminée comme suit :

$$DJE = C \times Q \times \frac{F}{P} (9)$$

Où DJE est la dose journalière d'exposition aux éléments traces (mg/kg/j) ; C est la concentration en métal dans le biote (ug/g) ; Q est la quantité de biote ingérée par jour (kg/j), F est la fréquence d'exposition ($F=1$), il est sans unité et P est le poids corporel de la cible (kg). Le poids corporel moyen des enfants de 0 à 15 ans est de 28kg et celui d'un adulte est égal à 70kg selon (US UPA, 2002), alors que, la quantité moyenne de poissons offerte à un algérien est d'environ 5kg/an soit 0.01kg/j (FAO, 2018).

Tableau 7 : Les doses journalières d'exposition estimées pour les métaux étudiés selon l'OMS, 1993 et 1996 (pour les enfants et les adultes).

Métal	La dose journaliere _Enfant	La dose journaliere _Adulte
Zn	0.53	0.21
Pb	0.01	0.004
Cu	0.04	0.02
Cd	0.003	0.001
Hg	0.005	0.002

III.4.3 Le quotient de risque ciblé (THQ)

L'évaluation des risques sanitaires associés à la consommation des biotes par les consommateurs locaux a été réalisée en se basant sur le Quotient de Risque Ciblé. Le THQ représente le rapport entre la dose de polluant mesurée et la dose de référence établie.

Si le rapport est inférieur à 1, il est peu probable que la population exposée subisse des effets négatifs manifestes. Il est décrit par l'équation suivante (USEPA, 2007) :

$$THQ = (Efr \times ED \times FI \times MC / Rfd \times BW \times AT) \times 0.001 \quad (10)$$

Où :

THQ : quotient de risque ciblé.

EFr : fréquence d'exposition (365 jours / an).

ED : durée d'exposition (70 ans).

FI : consommation d'aliment (30g/personne/jour)

MC : concentration de métaux dans le biote (µg/g).

Rfd : Doses de référence orales à savoir : 0.5413, 1.1036, 0.1991, 0.001 et 0.0001 (mg/kg/jour) pour le Cuivre, Zinc, Plomb, Cadmium et le Mercure respectivement (IRIS, 1997 ; US EPA, 2007).

BW : poids corporel moyen, enfants (28), adultes (70 kg).

AT : temps en moyenne pour les non cancérogènes (365 jours × nombre d'années d'exposition), on prend la moyenne de 70 années dans cette étude.

III.5 Analyse statistique (Analyse en composantes principales)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode de la statistique multivariée utilisée pour transformer des variables initialement corrélées en un ensemble réduit de nouvelles variables non corrélées appelées composantes principales. Cette méthode vise à réduire la dimensionnalité des données, à éliminer la redondance de l'information et à faciliter l'interprétation des structures sous-jacentes.

Dans ce travail, l'ACP a été utilisée comme outil d'exploration pour identifier les relations entre les différents éléments traces métalliques (ETM) et pour déterminer les sources potentielles de contamination dans les sédiments et les biotes marins. Cette méthode permet également de visualiser la structure globale des données et les groupements éventuels d'échantillons ou de variables.

Avant l'application de l'ACP, les coefficients de corrélation ont été calculés afin d'analyser les relations entre les différents métaux étudiés, aussi bien dans les sédiments que dans les biotes. L'ACP a ensuite été réalisée à partir de la matrice de corrélation obtenue, permettant d'identifier les axes factoriels expliquant la plus grande part de la variance totale des données. Enfin, une représentation graphique de type Biplot a été utilisée afin de visualiser simultanément la distribution des échantillons et les corrélations entre les variables sur les axes principaux issus de l'ACP.

L'analyse en composantes principales pour l'étude des sédiments et des biotes a été effectuée utilisant le logiciel XLSTAT version 15.5.01 pour Windows.

Chapitre IV :

Résultats et

discussion

IV. Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1 Les sédiments marins

IV.1.1 Analyse paramétrique

Les moyennes, les écarts-types, les maximas et les minimas des valeurs des ETM analysés dans les sédiments de la cote algérienne sont résumés dans le tableau 08. Ces résultats sont issus de publications scientifiques antérieures et reflètent les niveaux de contamination mesurés selon les années et les régions de prélèvement.

L'ordre d'abondance des métaux analysés dans les sédiments des différentes régions côtières algériennes est généralement le suivant : $Zn > Pb > Cu > Cd > Hg$.

Les zones côtières situées à l'ouest (notamment Ghazaouet), au centre (Alger) et au l'Est (Annaba) montrent des niveaux de contamination en ETM significativement plus élevés, reflétant probablement l'impact des rejets urbains, industriels et portuaires. À l'inverse, les régions comme El Kala ou Bou-Ismaïl présentent globalement des concentrations plus modérées pour la plupart des métaux, indiquant une moindre influence anthropique.

Tableau 8 : Concentrations moyennes ($\pm$ écart-type) des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments de différentes régions de la côte algérienne a plusieurs périodes selon plusieurs études.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Hg ($\mu\text{g/g}$)
Athmani et al., 2022	El Kala	2009	215 $\pm$ 49.1 (20–216.4)	17.5 $\pm$ 3.75 (7–25)	1.5 $\pm$ 0.25 (1–2.5)	2.5 $\pm$ 0.73 (1–3.9)	—
Ahmed et al., 2018	El Kala	2015	106.7 $\pm$ 24.0 (41.2–153.2)	27.7 $\pm$ 5.6 (10.4–37.8)	22.0 $\pm$ 6.0 (3–30.8)	0.24 $\pm$ 0.10 (0.06–0.47)	—
Ouali et al., 2018	Annaba	2016	285.96 $\pm$ 166.44 (75.19– 497.24)	117 $\pm$ 98.49 (11.5– 272.54)	103.88 $\pm$ 72.51 (15.47– 211.27)	1.96 $\pm$ 1.19 (0.4–3.2)	0.31 $\pm$ 0.34 (0.01–0.81)
Laouati et al., 2021	Annaba	2017	151.74 $\pm$ 22.85 (130.48– 186.38)	99.32 $\pm$ 38.31 (49.22– 153.49)	88.38 $\pm$ 27.84 (50.74– 126.89)	0.458 $\pm$ 0.25 (0.101–0.74)	—
Zeghdoudi et al., 2019	Skikda	2010	150.38 $\pm$ 65.53 (47.42– 309.54)	75.99 $\pm$ 5.48 (67.69– 89.62)	23.34 $\pm$ 10.26 (14.6– 55.65)	4.05 $\pm$ 1.06 (1.57–5.8)	—
Ahmed et al., 2018	Skikda	2015	111.5 $\pm$ 19.1 (85–142)	71.3 $\pm$ 14.1 (58–93)	29.3 $\pm$ 12.3 (15–42)	0.39 $\pm$ 0.12 (0.27–0.51)	—
Bacouche&Benfares, 2017	Bou-Ismaïl	2012	45.64 $\pm$ 27.15 (7–95)	16.5 $\pm$ 10.56 (5–41)	12 $\pm$ 5.74 (2– 23)	0.26 $\pm$ 0.10 (0.11–0.43)	0.082 $\pm$ 0.10 (0.01–0.36)
Ahmed et al., 2018	Bou-Ismaïl	2015	100 $\pm$ 15 (85– 130)	50 $\pm$ 7.5 (38– 60)	20 $\pm$ 5 (15– 30)	0.30 $\pm$ 0.05 (0.25–0.40)	—
Bachouche et al., 2017	Alger	2012	122.74 $\pm$ 100.51 (45– 520)	23.05 $\pm$ 6.08 (13–33)	31.68 $\pm$ 34.58 (10– 155)	0.53 $\pm$ 0.09 (0.41–0.74)	0.81 $\pm$ 0.63 (0.01–2.44)
Ahmed et al., 2018	Alger	2015	115 $\pm$ 20 (90– 150)	55 $\pm$ 10 (40– 70)	25 $\pm$ 5 (18– 35)	0.32 $\pm$ 0.06 (0.25–0.45)	—
Ahmed et al., 2018	Bejaia	2015	105 $\pm$ 20 (85– 140)	60 $\pm$ 10 (45– 80)	27 $\pm$ 5 (20– 35)	0.35 $\pm$ 0.06 (0.25–0.50)	—
Ahmed et al., 2018	Oran	2015	95 $\pm$ 15 (75– 120)	58 $\pm$ 8 (45– 70)	24 $\pm$ 5 (18– 32)	0.33 $\pm$ 0.06 (0.25–0.45)	0.81 $\pm$ 0.63 (0.01–2.44)
Guendouzi et al., 2020	Oran	2017	189.65 $\pm$ 11 (178.65– 200.65)	1.67 $\pm$ 0.50 (1.17–2.17)	1.79 $\pm$ 0.80 (0.99–2.59)	0.11 $\pm$ 0.02 (0.09–0.13)	—
Kouidri et al., 2016	Ain- Témouchent	2012	144.84 $\pm$ 30.92 (76.84– 320.22)	42.45 $\pm$ 13.25 (4.8– 169.33)	19.31 $\pm$ 7.83 (7.4–57.97)	6 $\pm$ 6.69 (0.63–40.67)	—
Belhadj et al., 2017	Ghazaouet	2010	1478.3 $\pm$ 1140 (49– 4376)	263.79 $\pm$ 173.6 (12– 459)	122.24 $\pm$ 81.8 (12– 521)	11.65 $\pm$ 8.1 (0.21–34.69)	—

IV.1.2 Comparaison des teneurs en ETM avec le fond géochimique local

Les concentrations de Cu sont généralement inférieures au fond géochimique local, tandis que celles de Pb et Cd varient fortement selon les sites, avec plusieurs valeurs nettement supérieures. Seules les concentrations de Zn, et surtout celles de Hg lorsqu'elles sont disponibles, sont systématiquement au-dessus de ce fond local.

Tableau 9 : Valeurs de fond géochimique local (ug/g).

Métaux	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
F.G. Local	95	34	34	0.50	0.05

Fond géochimique local (Calcule en utilisant les concentrations de 15 échantillons à la base 15-30cm de 03 carottes sédimentaires prélevés dans la baie d'Alger) (Inal et al, 2018).

IV.1.3 Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM

L'analyse spatio-temporelle des teneurs en ETM (Zn, Pb, Cu, Cd, Hg) dans les sédiments de la côte algérienne met en évidence des contrastes nets entre régions et périodes (Fig.10).

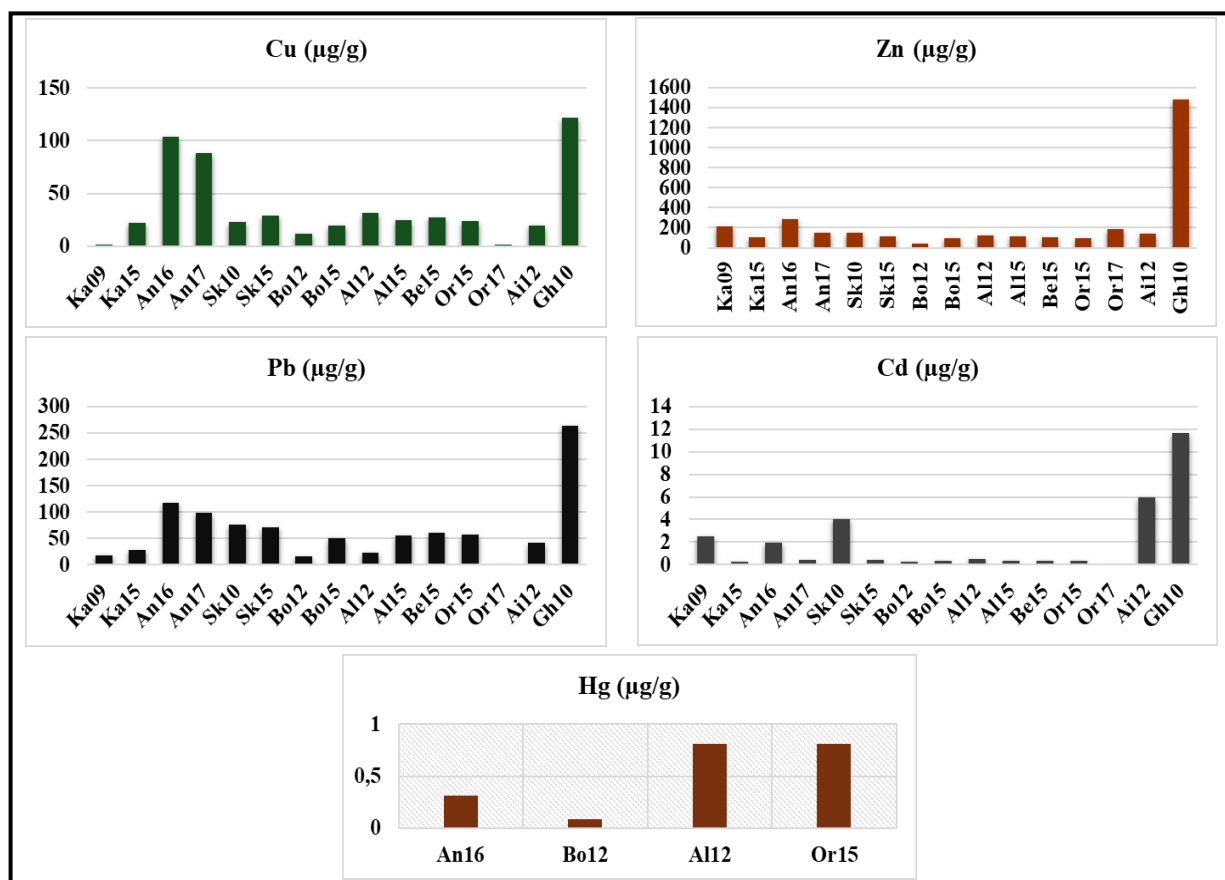


Figure 11 : Variations spatio-temporelle des teneurs en ETM dans les sédiments superficiels de la cote algérienne.

Les concentrations les plus élevées sont observées à Ghazaouet en 2010, valeurs largement supérieures au fond géochimique local, attribuées principalement aux rejets de l'usine Metanof (ALZINC) (**Benguedda et al., 2011**), qui extrait les métaux (notamment le zinc et le cadmium) et fabrique de l'acide sulfurique, à l'influence combinée du port qui reçoit directement les eaux usées industrielles et domestiques non traitées, ainsi qu'à l'hydrodynamisme limité favorisant l'accumulation (**Belhadj et al., 2017**).

Annaba en 2016 présente également des teneurs élevées liées à la présence du complexe sidérurgique Sider El Hadjar, aux activités métallurgiques et portuaires et aux apports de l'oued Seybouse, chargé en contaminants industriels et urbains.

Ain-Temouchent (2012) et Skikda (2010) montre un Cd particulièrement élevé, principalement associé aux apports anthropiques liés aux rejets d'eaux usées urbaines et industrielles, dépôts domestiques et industriels, et pollution par le wadi Tafna (Ain-Temouchent) (**Kouidri et al., 2016**), et aux apports massifs des rejets urbains et industriels non traités provenant du complexe pétrochimique SONATRACH, de cimenteries, unités agroalimentaires, activités métallurgiques et agricoles (Skikda) (**Zeghdoudi et al., 2019**).

Pour le Hg, les teneurs maximales sont relevés à Alger (2012) et Oran (2015) soit plus de 16 fois de la valeur de fond géochimique locale (0,05 µg/g), en lien avec l'utilisation de peintures antifouling, de la pression anthropique intense (industrielle, portuaire et urbaine) concentrée autour des deux baies, combinée à l'absence ou l'insuffisance de traitement des rejets (**Bachouche et al., 2017 et Ahmed et al., 2018**).

Tandis que, les valeurs les plus faibles sont enregistrées à Bou-Ismaïl en 2012 pour Zn et Hg, s'expliquent par une moindre influence anthropique dans cette zone, où les activités économiques sont limitées et les rejets anthropiques modérés (**Bachouche et al., 2017 et Benfares et al., 2015**).

A Oran en 2017 pour Pb et Cd, ces résultats sont attribués à un site d'échantillonnage localisé hors des zones portuaires ou industrielles les plus actives, combiné à des conditions de dispersion favorables et à une proportion plus élevée de sédiments grossiers, moins aptes à fixer les ETM (**Gosselin et al., 1999**).

Ainsi qu'à El Kala en 2009 pour Cu reflète la situation d'un milieu côtier encore préservé, à proximité du Parc National d'El Kala, caractérisé par une faible densité industrielle, un port modeste et des apports fluviaux limités, ce qui réduit fortement l'influence des sources anthropiques sur la qualité des sédiments (**Athmani et al., 2022**).

Sur le plan temporel, le zinc et le cadmium présentent une tendance à la baisse notable dans plusieurs zones, notamment dans les régions du secteur Est, ce qui peut traduire une diminution des apports industriels et urbains, possiblement liée à l'amélioration de la gestion des rejets et à la réduction de certaines activités polluantes (**Athmani et al., 2022 ; Ahmed et al., 2018**).

Le plomb affiche des variations plus hétérogènes : en hausse à El Kala, mais en baisse à Skikda, Annaba et Oran, reflétant l'influence des apports locaux liés au trafic routier, aux activités portuaires et aux rejets domestiques (**Ouali et al., 2018 ; Ahmed et al., 2018**).

Le cuivre montre des hausses marquées dans certaines zones, en particulier à El Kala et dans des zones portuaires, suggérant un lien avec l'usage de peintures antifouling et les rejets métalliques liés aux infrastructures maritimes (**Bachouche et al., 2017 ; Ahmed et al., 2018**).

Enfin, on observe une tendance générale à la réduction des contaminations pour certains métaux, malgré la persistance de foyers de pollution dans des zones spécifiques (**Athmani et al., 2022 ; Bachouche et al., 2017**).

Ces variations spatio-temporelles soulignent l'influence déterminante des activités industrielles, portuaires et urbaines dans l'enrichissement en ETM, contrastant avec les zones plus préservées où les concentrations restent proches des valeurs de fond.

IV.1.4 Relations et comportement des ETM

Pour l'ensemble des données, tous les métaux étudiés présentent des corrélations positives significatives entre eux ($p \geq 0,05$), à l'exception du mercure (Hg), dont les coefficients de corrélation avec les autres métaux sont faibles et non significatifs (tableau 10).

Les corrélations positives indiquent qu'ils sont des sources communes et un comportement similaire pendant leur transport. Ces associations traduisent également des niveaux similaires de contamination, résultant vraisemblablement de rejets provenant des mêmes sources de pollution (Jamshidi et Bastami, 2016).

Tableau 10 : Matrice de corrélation inter-métaux dans les sédiments de la cote algérienne.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
Zn	1				
Pb	0.8827	1			
Cu	0.6920	0.8811	1		
Cd	0.8621	0.7638	0.5289	1	
Hg	-0.1351	-0.1106	0.0293	-0.2061	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

Ainsi, l'ACP appliquée sur les cinq métaux de différentes régions et années (Fig.12) montre que les résultats pourraient être regroupés dans un modèle à deux composantes, qui représentent 87.38% de toutes les variations de données.

Le groupe (Zn, Cu, Pb et Cd) affiche des valeurs élevées dans la première composante (F1, contribution de 66.70%), correspond à la région Ghazaouet 2010. Le mercure montre des valeurs élevées dans la deuxième composante (F2, contribution de 20.67%), correspond au groupe des stations : Annaba 2016, Alger 2012 et Oran 2015.

Dans ce cas, les principales différences entre les stations se manifestent dans les concentrations en Hg. Ce métal diffère des autres métaux dans sa distribution, comportement et relations.

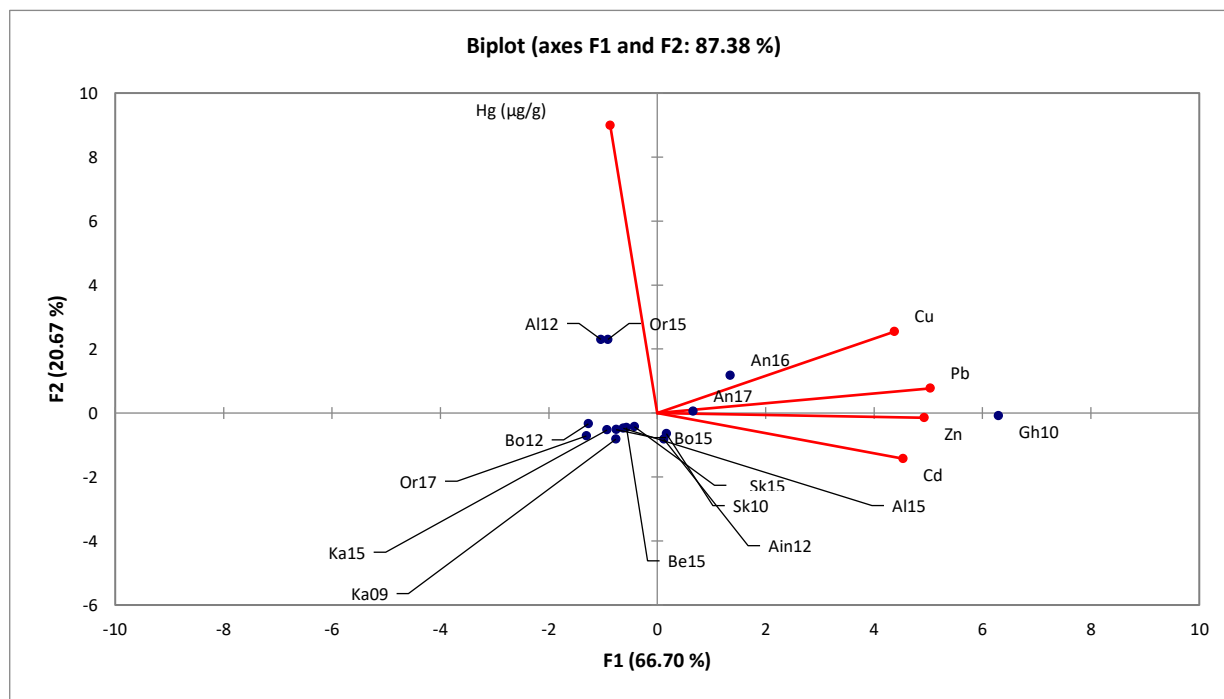


Figure 12 : Projection des Biplot (métaux (sédiments)-sites, année) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV.1.5 Evaluation de la pollution par les ETM

IV.1.5.1 Indices (FC, PLI, Igeo et FE)

L'ensemble des résultats du calcul des différents indices (FC, Igeo, FE, et PLI) sont récapitulés dans le tableau 11.

Les valeurs moyennes des Facteurs de Contamination (CF) calculées varient d'une contamination faible à modérée pour la majorité des métaux, sauf pour le cadmium et le mercure, qui présentent des niveaux de contamination considérable à très élevée. Les valeurs de FC suivent un ordre décroissant allant de $Hg > Cd > Zn > Pb > Cu$.

Les valeurs calculées de l'indice de la charge polluante « PLI » (tableau 11) varient entre 0.18 et 10.03, avec une valeur moyenne de 1.95. Selon la classification adoptée par **Tomlinson et al. (1980)**, environ 60% des régions peuvent être classées comme « polluées ».

La valeur de PLI la plus élevée (10.03) a été trouvée dans la région de Ghazaouet (2010), située dans la partie Ouest de la côte algérienne. Les autres régions, ayant des $PLI \geq 1$, sont réparties entre les trois secteurs, avec un nombre de stations polluées plus important dans le secteur Est.

Tableau 11 : Valeurs moyennes du Facteur de contamination (FC), Indice de géoaccumulation (Igeo), Facteur d'enrichissement (FE) et Indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de différentes régions et périodes de la côte algérienne.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg	PLI = 1.95
FC	2.4	1.92	1.08	3.93	10.06	
EF	2.67	2.02	1.12	4.49	10.29	
Igeo	0.08	0.01	-1.24	-0.03	2.26	
Echelle de contamination	Modérée	Modérée	Faible	Polluée	Polluée	Polluée

Les résultats de l'indice de géoaccumulation « Igeo » (tableau 11) indiquent que la majorité des régions sont non polluées à modérément polluées avec $-2 \leq Igeo \leq 1$ par le Zn, Pb, Cu et Cd, quelques régions allaient des niveaux plus élevés, notamment Ghazaouet et Annaba en 2016. Par ailleurs, les régions d'Alger (2012), Oran (2015) et Annaba (2016) révèlent une forte pollution ($Igeo > 2$) par le Hg.

Les résultats de calcul des facteurs d'enrichissement « FE » sont également présentés dans le tableau 11. Les valeurs de FE pour le Hg et le Cd sont les plus élevées (entre 0.28 et 29.39) alors que celles pour le Cu sont les plus faibles (< 2). En outre, le Zn et Pb ont des FE supérieurs à 2 dans quelques régions. Le FE calculé pour le Hg et Cd est supérieur à 2 dans plus de la moitié des régions, indiquant un enrichissement anthropique significatif en ces deux métaux.

En revanche, environ 60 % des régions étudiées sont classées dans la catégorie de « pollution minimale » pour l'ensemble des métaux analysés ($FE < 2$), tandis qu'environ 30 % des régions présentent des valeurs de FE comprises entre 2 et 5, correspondant à une « pollution modérée », principalement associée au Zn et au Pb. Enfin, près de 10 % des régions présentent des valeurs de FE supérieures à 5, traduisant une « pollution significative à forte », associée uniquement au Hg et au Cd.

Toutefois, le fait qu'environ 60 % des régions étudiées présentent des signes de contamination, même à des niveaux faibles à modérés, constitue un signal d'alerte pour les autorités compétentes. Cette situation peut, à terme, affecter la biodiversité marine ainsi que la durabilité des ressources biologiques renouvelables exploitées le long de la côte algérienne.

En général, à partir de résultats des indices (CF, EF, Igeo et PLI), les plus élevés sont toujours ceux du Cd et du Hg. La contribution de ces deux éléments à la valeur de PLI est également supérieure aux contributions des autres métaux. Cependant, environ 40 % des régions qui peuvent être classées comme « fortement polluées ». La plupart de ces régions polluées sont

situées dans le secteur Ouest de la côte algérienne, où se concentre une grande partie des pressions anthropiques (activités industrielles, portuaires, urbaines, etc.).

Ces stations sont caractérisées par des taux élevés en matière organique et en apports anthropiques, qui favorisent l'accumulation de nombreux polluants dans les sédiments (**Barbier, 1999**) et constitue le principal vecteur de l'activité humaine par sa capacité à complexer et à concentrer les métaux traces (**Span, 1984**).

IV.1.5.2 Indice du risque écologique potentiel (IR)

En effet, l'indice de risque écologique potentiel calculé à partir des facteurs monomiaux de risque écologique potentiel (E_r) (Tableau 12) varie entre 9.1 et 771.3 avec une moyenne de 242.5.

Les valeurs les plus élevées de (E_r) sont celles du Cd (699) et du Hg (648). Ainsi, les métaux Zn, Pb et Cu présentent des valeurs plus faibles et n'indiquent pas de risque écologique majeur. Tandis que, les valeurs moyennes de E_r pour le Hg est respectivement de l'ordre de 402.4, ce qui reflète un risque écologique significatif pour ce métal.

Cependant, plusieurs régions ont une valeur de RI supérieure à 150, notamment Ghazaouet (2010), Alger (2012), Oran (2015), Annaba (2016), ce qui indique un risque modéré à très élevé. En revanche, quelques régions ont un RI inférieur à 150 et présentent ainsi un risque écologique faible.

Tableau 12 : Valeurs des indices de risque écologique monomial (E_r) et de risque écologique potentiel (RI).

	Valeurs E_r					RI
	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	
Min	0.48	0.22	0.25	6.6	65.6	9.11
Max	15.56	17.98	38.79	699	648	771.33
Moy	2.40	5.41	9.60	117.73	402.4	242.50
Echelle de risque	F	F	F	F	C	Modère

IV.1.5.3 Indice de toxicité potentielle

La valeur de la somme des unités toxiques (Σ TU) calculée pour chaque région, basée sur les concentrations en Zn, Pb, Cu, Cd et Hg, varie entre 0.66 et 11.71, avec une moyenne de 2.41 (Fig.13).

La somme des unités toxiques la plus élevée est enregistrée dans la région de Ghazaouet (2010), située à l'extrême ouest de la côte algérienne. La valeur minimale est observée à Bou-Ismaïl (2012).

Cette différence marquée entre les deux régions pourrait être liée à des apports locaux spécifiques, tels que l'influence des rejets industriels, portuaires ou urbains, ainsi qu'à la variabilité des conditions hydrodynamiques et sédimentologiques pouvant favoriser ou limiter l'accumulation des métaux et même le taux de la matière organique au niveau des deux régions joue un rôle important dans ces résultats (Benguedda et al., 2017).

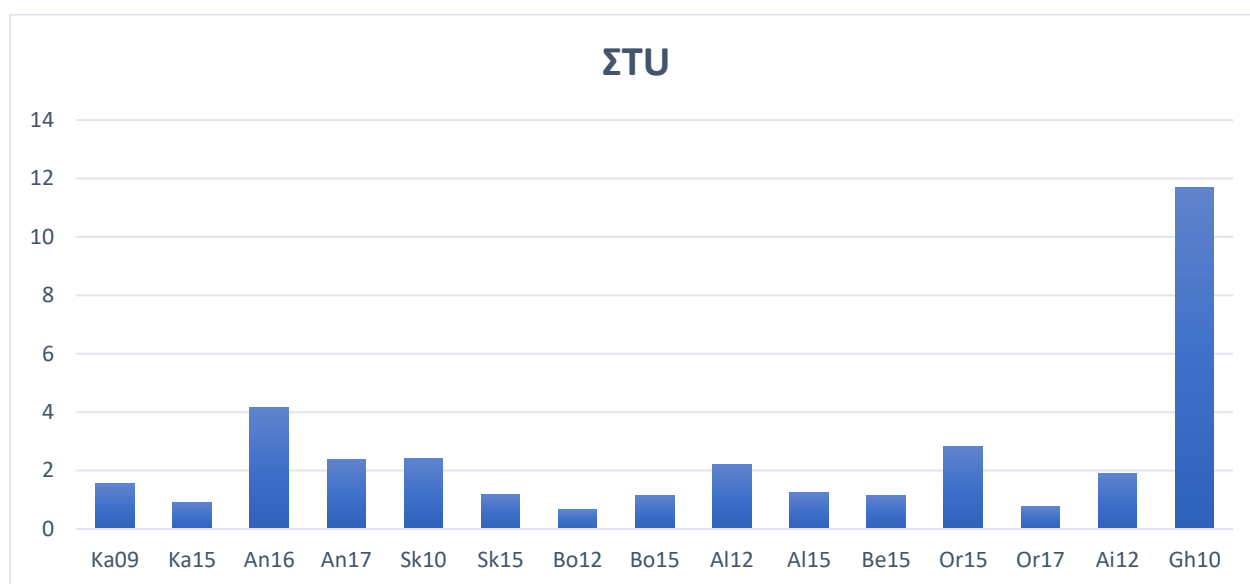


Figure 13 : Valeurs de la somme des unités toxiques (Σ TU) des sédiments de la cote algérienne.

Ainsi, le taux de contribution de chaque métal aux Σ TU (Fig.14) montre que la contribution maximale est celle du Zn, suivie par le Pb et le Cd. Il est important de noter que les fortes contributions du Zn et du Cd dans les valeurs des unités toxiques (UT) sont probablement liées à leurs concentrations élevées observées dans certaines régions.

Néanmoins, en raison de la contribution importante du Cd dans la somme des unités toxiques (ΣTU) et compte tenu de son caractère cancérogène, les apports de ce métal dans le milieu marin devraient être mieux surveillés et leur toxicité réelle devrait être remise en question (**Homady et al., 2002**).

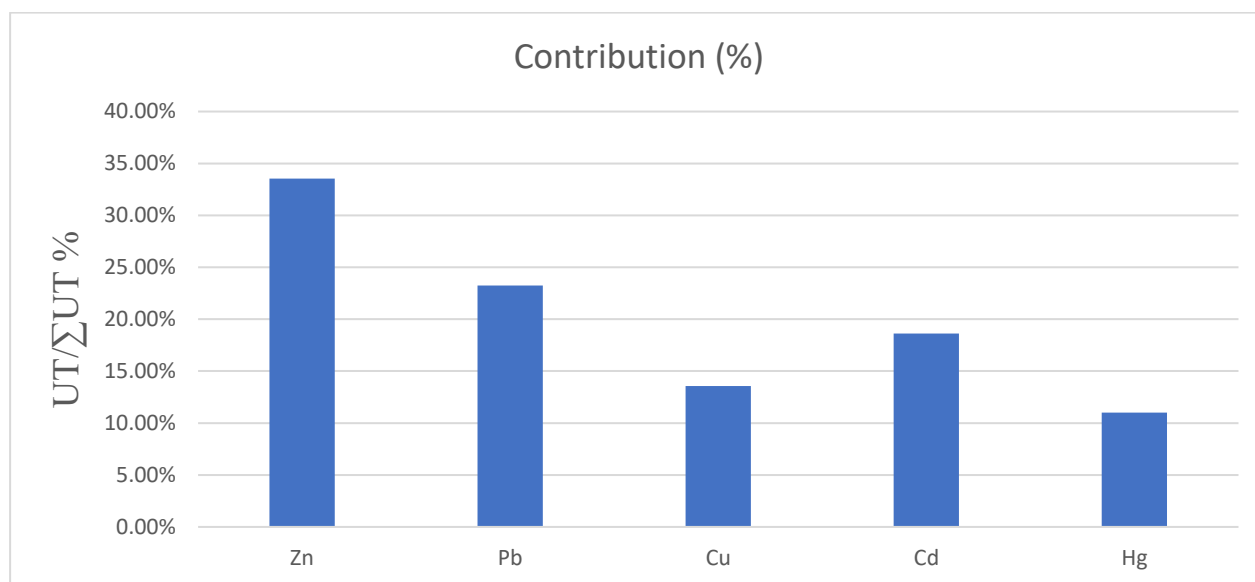


Figure 14 : Taux de contribution de chaque métal dans la somme des unités toxiques.

IV.2 Biotes

IV.2.1 Les poissons démersaux

IV.2.1.1 Le rouget de vase

Huit régions le long de la cote algérienne ont été fait l'objet d'échantillonnage pour cette espèce de poisson à trois périodes différentes. Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux étudiés dans les organes du rouget de vase sont récapitulées dans le tableau ci-dessous.

Ces résultats sont issus de publications scientifiques antérieures et reflètent les niveaux de contamination mesurés selon les régions et les périodes de prélèvement.

Tableau 13 : Les valeurs moyennes et les écarts types des métaux étudiés dans les organes du rouget de vase de différentes régions de la cote algérienne a plusieurs périodes.

Organe		Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Cd (µg/g)	Hg (µg/g)
	Muscle	44.25 ± 17.5	0.27 ± 0.03	3.04 ± 1.00	0.29 ± 0.12	0.10 ± 0.16
	Foie	97.85 ± 30.6	5.21 ± 1.77	8.87 ± 1.39	0.85 ± 0.19	0.41 ± 0.34
	Gonades	150 ± 50.0	—	7.50 ± 2.00	—	0.12 ± 0.05
Auteur (Année)	Région (Année) de prélèvement					
Bachouche et al., 2017	Alger (2012)	119 ± 26	11.82 ± 3.65	13.20 ± 1.73	1.91 ± 0.36	2.01 ± 1.18
Inal et al., 2024	Alger (2015)	71.86 ± 32.2	—	7.82 ± 1.68	—	0.15 ± 0.10
Bachouche et al., 2017	Bou-Ismaïl (2012)	109.3 ± 27.2	8.62 ± 2.90	11.44 ± 0.79	1.58 ± 0.12	0.53 ± 0.29
Inal et al., 2024	Bou-Ismaïl (2015)	74.16 ± 52.7	—	7.28 ± 1.56	—	0.11 ± 0.10
Inal et al., 2024	Beni Saf (2015)	74.53 ± 57.5	—	5.13 ± 1.10	—	0.11 ± 0.04
Inal et al., 2024	Arzew (2015)	98.39 ± 66.7	—	4.91 ± 1.66	—	0.23 ± 0.32
Inal et al., 2024	Ghazaouet (2015)	153.08 ± 62	—	6.45 ± 1.70	—	0.14 ± 0.13
Aissioui et al., 2021	Bejaia (2017)	—	0.07 ± 0.01	—	0.11 ± 0.17	0.19 ± 0.06
Atoui et al., 2019	Skikda (2017)	—	115.51 ± 4.3	—	0.53 ± 0.02	—
Atoui et al., 2019	Jijel (2017)	—	15 ± 1.052	—	0.11 ± 0.01	—

IV.2.1.1.1 Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM

L'étude spatio-temporelle des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans le rouget de vase (*Mullus barbatus*) le long de la côte algérienne met en évidence des contrastes marqués entre les sites et les périodes d'échantillonnage (Fig.15) directement corrélée à l'intensité des pressions anthropiques.

Les concentrations maximales sont systématiquement observées dans les baies d'Alger et de Ghazaouet qui sont principalement liées respectivement aux rejets urbains et industriels via l'Oued El Harrach et les activités portuaires, avec un apport historique de mercure lié à un accident en 1978 (Bachouche et al., 2017), ainsi qu'à Skikda pour le plomb résultant de l'activité industrielle pétrochimique intense et du trafic maritime important dans une baie semi-fermée (Atoui et al., 2019).

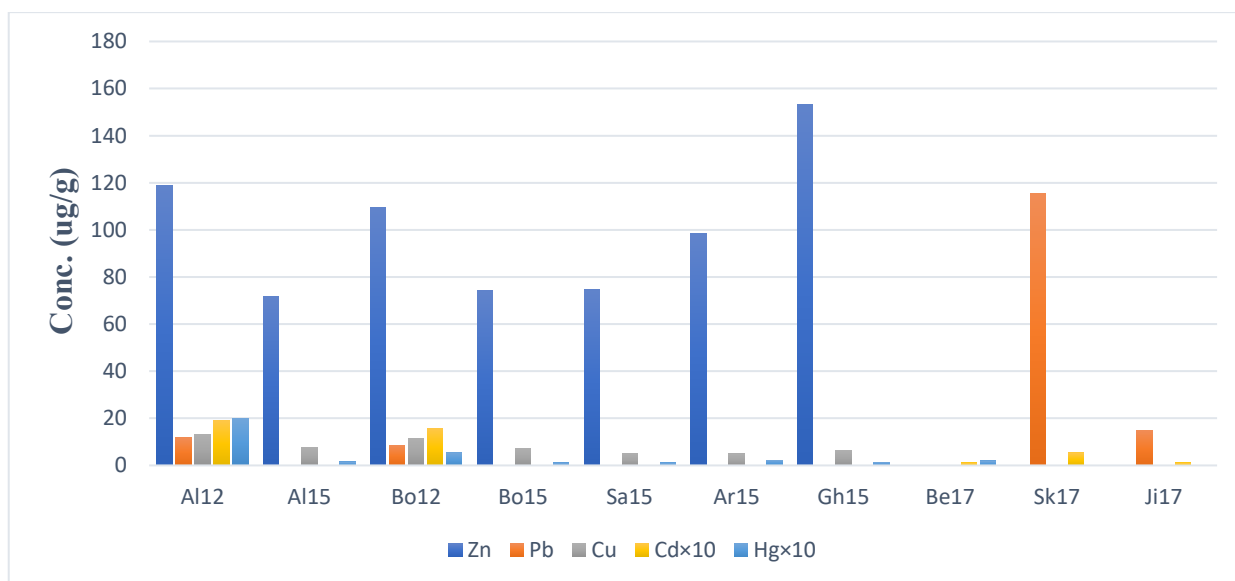


Figure 15 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez le rouget.

Béjaïa et Beni Saf présentent les concentrations minimales qui résultent d'un impact anthropique limité et de conditions hydrodynamiques favorables à la dispersion (l'éloignement des sites d'échantillonnage des principales sources industrielles et d'une circulation marine active qui favorise le renouvellement des masses d'eau) (Inal et al., 2018).

L'évolution temporelle entre les périodes étudiées indique une amélioration notable de la qualité environnementale dans les zones centrales, suggérant l'effet des travaux de réaménagement et de dragage dans les zones portuaires qui ont contribué à retirer ou à disperser une partie des sédiments les plus contaminés, l'évolution des pratiques industrielles a réduit les apports directs de métaux et les facteurs hydrodynamiques et météorologiques qui peuvent accentuer cette tendance (les épisodes de crues ou de tempêtes peuvent disperser les sédiments contaminés, tandis que la sédimentation récente, moins polluée, recouvre progressivement les couches anciennes plus chargées).

IV.2.1.1.2 Variation des teneurs en ETM en fonction des organes

Par rapport aux organes, les fortes teneurs en Pb, Cd, Hg et Cu enregistrées au niveau du foie du rouget de vase (Fig.16) qui peuvent s'expliquer par le comportement du foie comme organe de détoxification, vu qu'il contient la plus forte teneur en enzymes de biotransformation (Eastwood, et al., 2002). Tandis que, les fortes teneurs en Zn observée aux niveaux des gonades (Fig.16) qui peuvent être attribuées à l'importance des gonades dans la physiologie de la reproduction (Zhang et Wang, 2007).

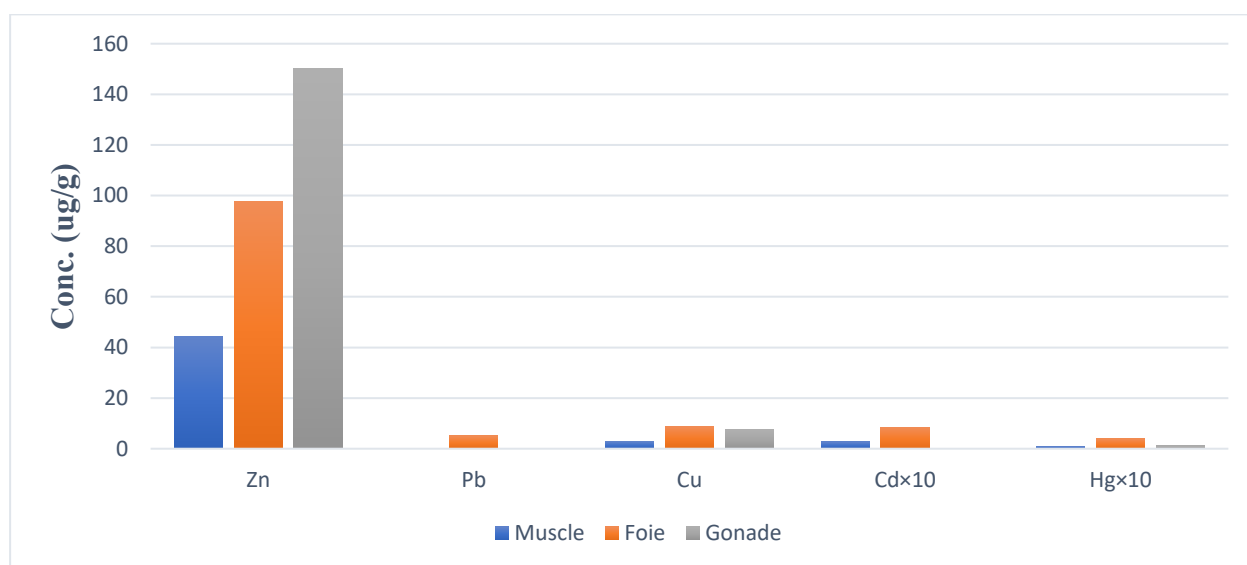


Figure 16 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le rouget de vase.

IV.2.1.1.3 Relations et bioaccumulation des métaux

Les résultats obtenus révèlent une corrélation significative entre les concentrations du zinc et du cuivre chez le rouget de vase (Tableau 14), ce qui signifie que la bioaccumulation de ces deux métaux se fait probablement d'une manière similaire. Ainsi, ces deux métaux peuvent avoir des comportements semblables de diffusion et d'implication dans les différents processus physiologiques (Salvaggio et al., 2020).

Ainsi, chez la même espèce (tableau 14), les couples Cu - Cd, Cu - Hg et Cd - Hg présentent des corrélations significatives, cela explique que ces trois métaux ont les mêmes tendances de bioaccumulation chez le rouget de vase.

Tableau 14 : Corrélation inter-métaux pour le Rouget de vase.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
Zn	1				
Pb	-0.4722	1			
Cu	0.8099	-0.3969	1		
Cd	0.2944	0.1515	0.6457	1	
Hg	0.4264	-0.1240	0.6987	0.8270	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

L'analyse ACP réalisée sur l'ensemble des données pour le rouget de vase (métaux-sites), nous a permis d'expliquer les variations sur deux axes, qui totalisent 86.48% de l'information (Fig.17).

La projection des variables par ACP montre des corrélations significatives pour le groupe (Zn, Cu, Cd et Hg) dans la premier axe (F1, contribution de 59.27%), correspond aux régions suivantes : Alger 2012, Bou-Ismail 2012 et Ghazaouet 2015 (Fig.17).

Tandis que, Le Pb, en revanche, est fortement corrélé négativement à chacun de ces quatre métaux (Zn, Cu, Cd et Hg), traduisant une opposition nette sur F1, correspond aux régions de Skikda et Jijel 2017 (Fig.17).

Cependant, dans le deuxième axe, ce sont les mêmes corrélations qui se présentent (F1, contribution de 27.21%) (Fig.17), mais avec des différences dans le sens de corrélations entre les deux composantes.

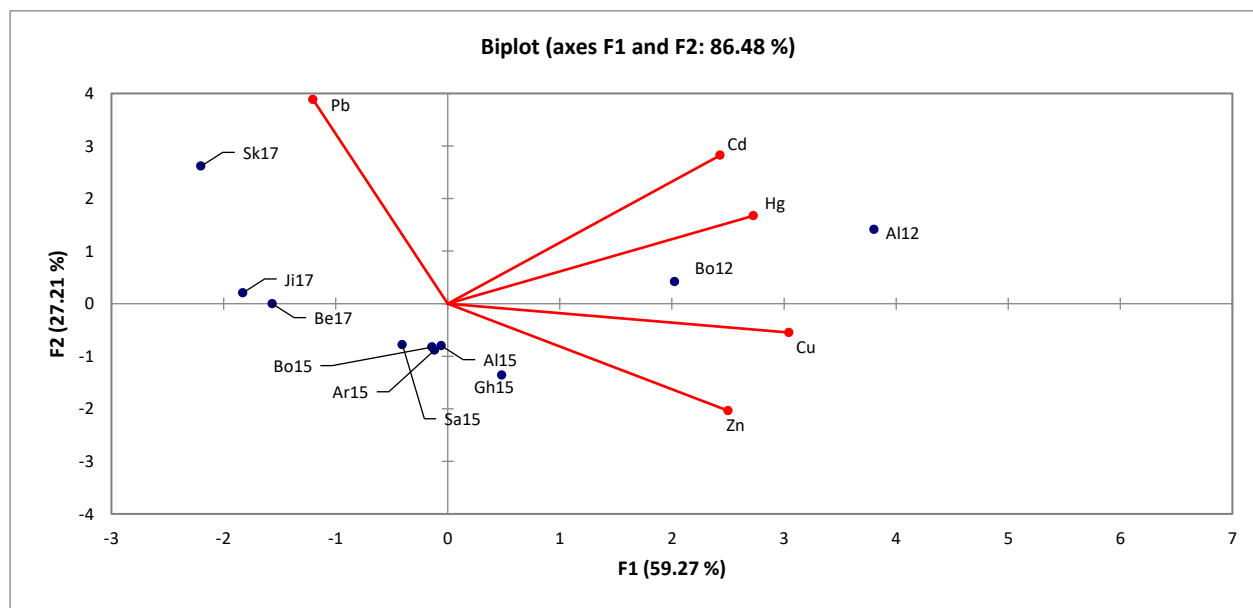


Figure 17 : Projection des Biplot (métaux (rouget)-site) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV.2.1.1.4 Estimation de degré de contamination de Rouget de vase

IV.2.1.1.4.1 Le facteur de bioaccumulation

Les résultats des facteurs de bioaccumulation (tableau 15) montrent que le facteur le plus élevé est celui du mercure (FCB = 13.38), tandis que le minimum est celui de plomb (FCB = 0.2). En effet, les moyennes des valeurs de BAF montrent que tous les métaux dépassent la valeur limite qui est 1 sauf pour le cuivre.

Donc le rouget de vase accumule ces métaux à un niveau plus élevé que celui présent dans son environnement, traduisant une bioaccumulation significative et un risque potentiel de transfert dans la chaîne alimentaire.

Tableau 15 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le Rouget de vase.

Métal	Moy	Min	Max
Zn	1.38	0.64	2.81
Pb	3.28	0.2	9.29
Cu	0.49	0.26	0.8
Cd	3	1.85	3.91
Hg	3.10	0.25	13.38

IV.2.1.1.4.2 La dose journalière d'exposition (DJE)

Les valeurs de la DJE aux cinq métaux révélés pour les enfants et les adultes sont très hétérogènes avec une supériorité observée chez les enfants. La plus élevée est celle du zinc et la plus faible est celle de mercure (tableau 16).

Tableau 16 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le Rouget de vase (mg/kg/j).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.0257	0.0547	0.0103	0.0219
Pb	0.0000	0.0413	0.0000	0.0165
Cu	0.0018	0.0047	0.0007	0.0019
Cd	0.0000	0.0007	0.0000	0.0003
Hg	0.0000	0.0007	0.0000	0.0003

La dose journalière estimée pour le plomb (enfants) dépasse celle établie par l'OMS, ceci peut être expliqué par la contamination de merlu par ce métal. De ce fait, la consommation intense de ce rouget de vase est dangereuse pour la santé humaine, du point de vue la toxicité de ce métal ainsi que son exposition.

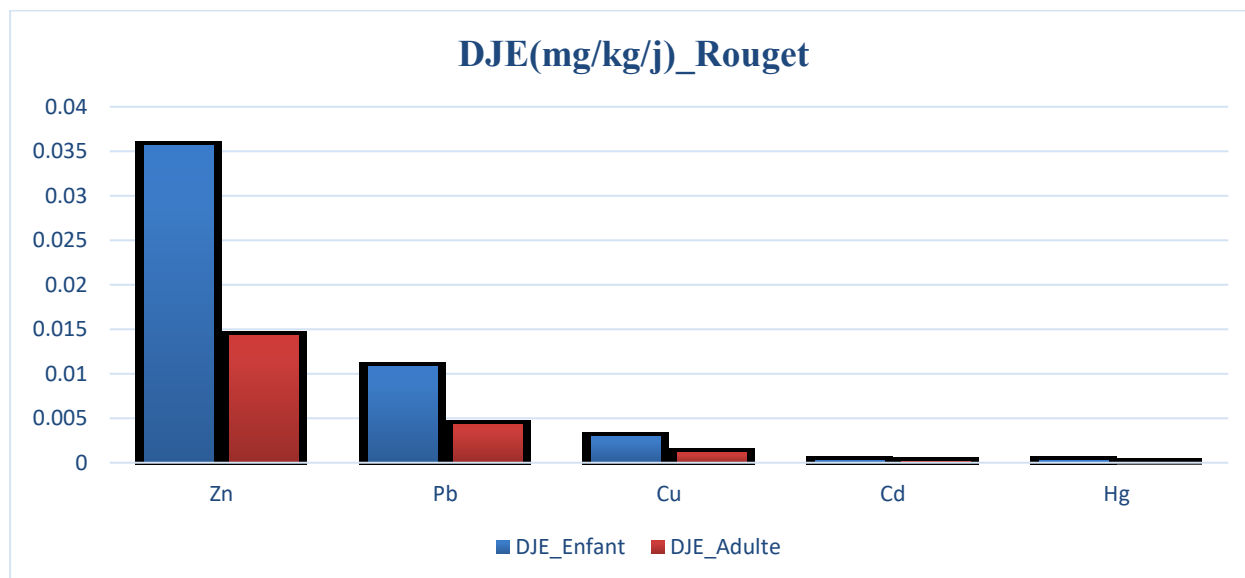


Figure 18 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le rouget de vase.

IV.2.1.1.4.3 Le quotient de risque ciblé (THQ)

Les résultats du THQ obtenus sont très variables (tableau 17). Les plus élevées sont celles du mercure, tandis que les plus faibles sont celles de cuivre.

Tableau 17 : Valeurs de la THQ pour le Rouget de vase de la cote algérienne.

	THQ_Enfant		THQ_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.07	0.15	0.03	0.06
Pb	0.00	0.62	0.00	0.25
Cu	0.01	0.03	0.01	0.02
Cd	0.17	2.05	0.05	0.82
Hg	1.18	21.54	0.47	8.61

Seul le THQ du mercure (enfants et adulte) dépasse la valeur limite « 1 » (Fig.19). Ceci signifie que les consommateurs sont exposés un risque diététique et de sante. Vu sa toxicité élevée, ce métal lourd peut se propager dans le sang et s'accumuler dans différents organes principalement dans les reins et le foie, où il peut rester stocké très longtemps.

Ses effets sont potentiellement cancérogènes, troubles neurologique (Charkiewicz et al., 2023 ; Commission Européenne, 2023).

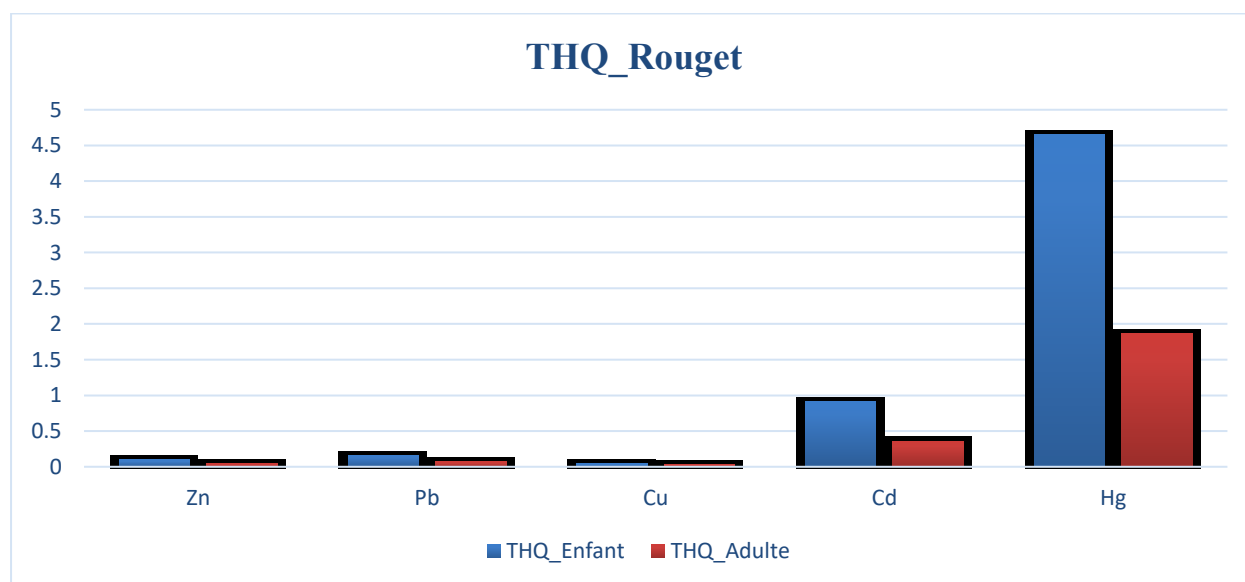


Figure 19 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de rouget de vase.

IV.2.1.2 Le Merlu

Sept régions le long de la cote algérienne ont fait l'objet d'échantillonnage pour cette espèce de poisson à quatre périodes différentes. Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux étudiés dans les organes du merlu issues de plusieurs études scientifiques sont récapitulées dans le tableau ci-dessous (tableau 18).

Tableau 18 : Teneurs moyennes des métaux étudiés dans les organes du merlu de différentes régions de la cote algérienne a plusieurs périodes.

Organe		Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Cd (µg/g)	Hg (µg/g)
	Muscle	25.79 ± 2.59	0.48 ± 0.21	1.18 ± 0.11	0.14 ± 0.06	0.11 ± 0.03
	Foie	37.42 ± 4.97	0.63 ± 0.18	2.16 ± 0.21	0.20 ± 0.05	0.14 ± 0.08
	Gonades	187.2 ± 5.56	—	6.37 ± 0.29	—	0.08 ± 0.03
Auteur (Année)	Région (Année) de prélèvement					
Belhoucine et al., 2014	Oran (2010)	18.95 ± 1.05	0.54 ± 0.23	—	0.51 ± 0.13	—
Djellouli et al., 2023 et KADDOUR et al., 2022	Oran (2020)	6.83 ± 0.43	0.22 ± 0.03	—	0.10 ± 0.02	—
Inal et al., 2024	Bou-Ismaïl (2015)	59.42 ± 53.9	—	3.51 ± 1.25	—	0.10 ± 0.03
Inal et al., 2024	Beni Saf (2015)	40.83 ± 19.9	—	3.04 ± 1.27	—	0.10 ± 0.01
Inal et al., 2024	Ghazaouet (2015)	69.18 ± 54.4	—	3.61 ± 1.32	—	0.15 ± 0.07
ALIK et al., 2021 et ALIK et al., 2024	Bejaia (2016)	44.52 ± 4.5	0.46 ± 0.06	0.49 ± 0.07	0.11 ± 0.05	—
ALIK et al., 2024	Jijel (2016)	58.78 ± 5	1.45 ± 0.15	0.37 ± 0.04	0.01 ± 0.01	—
ALIK et al., 2024	Annaba (2016)	65.99 ± 5.5	0.49 ± 0.06	0.36 ± 0.03	0.01 ± 0.01	—

IV.2.1.2.1 Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM

L'étude spatio-temporelle des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans le merlu (*Merluccius merluccius*) le long de la côte algérienne montrent que la répartition de ces éléments est très fluctuante selon la région et l'année d'échantillonnage (Fig.20), avec des teneurs élevées dans le golfe de Ghazaouet (surtout en Zn, Cu et Hg) et des teneurs faibles dans la baie d'Oran notamment en 2020.

Ces teneurs élevées dans le golfe de Ghazaouet sont certainement dues à la présence du complexe industriel ALZINC et aussi aux gîtes miniers polymétalliques dans la région de Tlemcen traversées par la Tafna, libèrent des métaux qui s'accumulent dans les sédiments côtiers, lesquels constituent une source de contamination pour les poissons démersaux comme le merlu qui en contact direct avec ces sédiments, incorporent les métaux par bioaccumulation (Benabdelkader et al., 2018 ; Benabdelkader, 2019).

L'évolution temporelle indique une réduction des charges métalliques dans les organes du merlu, Bien que certains métaux présentent des fluctuations temporelles avec des pics de contamination observés durant la période 2015-2016. Ces variations temporelles pourraient être attribuées à la réduction des rejets industriels et domestiques grâce aux progrès du traitement des eaux et aux réglementations environnementales, mais aussi par la dilution naturelle et la fixation des métaux dans les sédiments qui diminuent leur biodisponibilité. À cela s'ajoutent les mécanismes biologiques de détoxification du merlu et l'élimination partielle des métaux lors de la reproduction (KADDOUR et al., 2022 ; Djellouli et al., 2023).

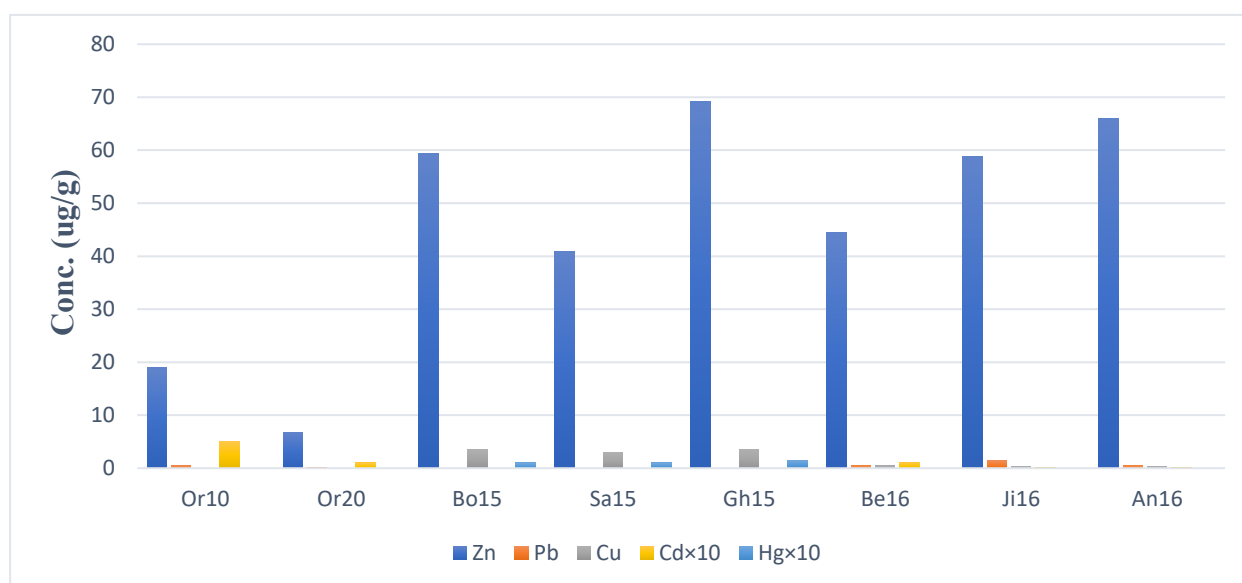


Figure 20 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez le merlu.

IV.2.1.2.2 Variation des teneurs en ETM en fonction des organes

Les résultats par organe (Fig.21) montrent que le taux d'accumulation du zinc et de cuivre par les gonades est plus élevé par rapport aux deux autres organes, car ces deux éléments, essentiels à la physiologie cellulaire, sont mobilisés vers les organes reproducteurs pour assurer la gamétogenèse et la reproduction (Zhang et Wang, 2007). Tandis que, pour le plomb, cadmium et le mercure accumulent fortement au niveau du foie car il est l'organe de prédilection pour la bioaccumulation et la détoxification des métaux lourds toxiques.

Grâce à la synthèse de métallothionéines et à sa capacité de stockage, le foie piège ces éléments nocifs, limitant leur transfert vers d'autres tissus, en particulier le muscle, et assurant ainsi une fonction protectrice essentielle (Eastwood, et al., 2002).

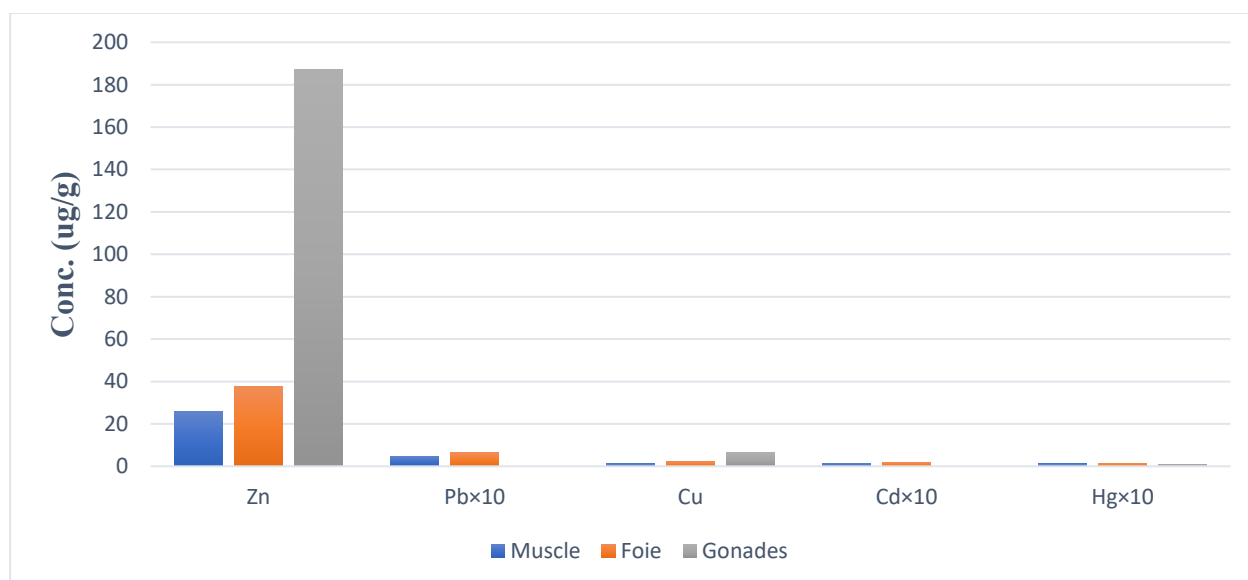


Figure 21 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le merlu.

IV.2.1.2.3 Relations et bioaccumulation des métaux

Chez le merlu, une seule corrélation très significative ($r=0.9743$) entre les concentrations du cuivre et du mercure a été relevée (tableau 19), cela implique que la bioaccumulation de ces deux métaux se produit de façon semblable.

De ce fait, il est possible que ces deux métaux partagent les mêmes origines et présentent sans doute un comportement de diffusion et d'intervention semblable dans divers processus physiologiques (Salvaggio et al., 2020).

Tableau 19 : Corrélation inter-métaux pour le merlu.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
Zn	1				
Pb	0.0752	1			
Cu	0.5048	-0.6378	1		
Cd	-0.6229	0.1266	-0.4929	1	
Hg	0.4520	-0.6538	0.9743	-0.4245	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

L'analyse ACP réalisée sur l'ensemble des données pour le merlu (métaux-sites), nous a permis d'expliquer les variations sur deux axes principaux, avec 60.63% des variations sur l'axe F1 et 26.30% des variation sur l'axe F2. Alors, les deux inerties retenues dans le plan de cette analyse totalisent 86.93% de l'information (Fig.22).

La projection des variables par ACP montre des corrélations significatives pour le couple (Cu-Hg) dans l'axe F1, associe les régions suivantes : Ghazaouet, Bou-Ismaïl et Beni Saf en 2015 (Fig.22).

Tandis que, le couple (Pb-Cd-Zn) est fortement corrélé négativement dans cet axe, associe aux régions suivantes : Annaba, Bejaïa et Jijel en 2016 et Oran en 2010 et 2020.

Cependant, dans l'axe F2, ce sont les mêmes corrélations qui se présentent dans F1 (Fig.22), mais avec des différences dans le sens de corrélations entre les deux composantes.

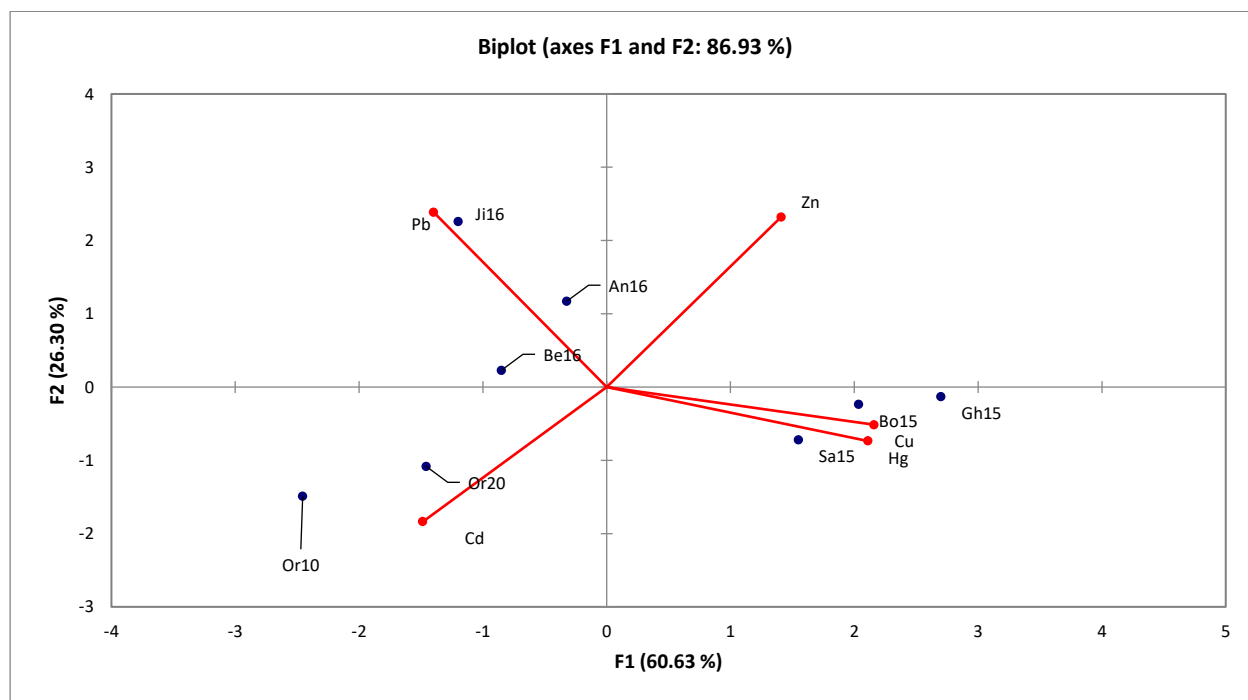


Figure 22 : Projection des Biplot (métaux (merlu)-site) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV.2.1.2.4 Estimation de degré de contamination de Merlu

IV.2.1.2.4.1 Le facteur de bioaccumulation

Les résultats des facteurs de bioaccumulation chez le merlu (tableau 20) sont très faibles. Le facteur le plus élevé est celui du zinc (FCB = 1.88), tandis que le minimum est celui du cuivre (FCB = 0.02).

Les résultats moyennes montrent que tous les métaux sont inférieures à 1, donc le merlu n'a pas de tendance d'accumuler ces métaux.

Tableau 20 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le merlu.

Métal	Moy	Min	Max
Zn	0.38	0.23	1.88
Pb	0.08	0.04	1
Cu	0.06	0.02	0.30
Cd	0.16	0.05	0.31
Hg	0.24	0.10	0.57

IV.2.1.2.4.2 La dose journalière d'exposition (DJE)

Les valeurs de la DJE révélées montrent que les plus élevées sont celles du zinc, tandis que les plus faibles sont celles de mercure (tableau 21).

Tableau 21 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le merlu (mg/kg/j).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.0024	0.0247	0.0010	0.0109
Pb	0.0001	0.0005	0.0000	0.0002
Cu	0.0001	0.0013	0.0001	0.0005
Cd	0.0000	0.0002	0.0000	0.0001
Hg	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001

Les résultats de la DJE observées pour les enfants sont supérieurs à celles calculées pour les adultes (Fig.23). Ainsi, selon l'estimation de la dose journalier d'exposition des métaux étudiés, les valeurs sont toutes inférieures à celles établies de l'OMS, 1993 et 1996.

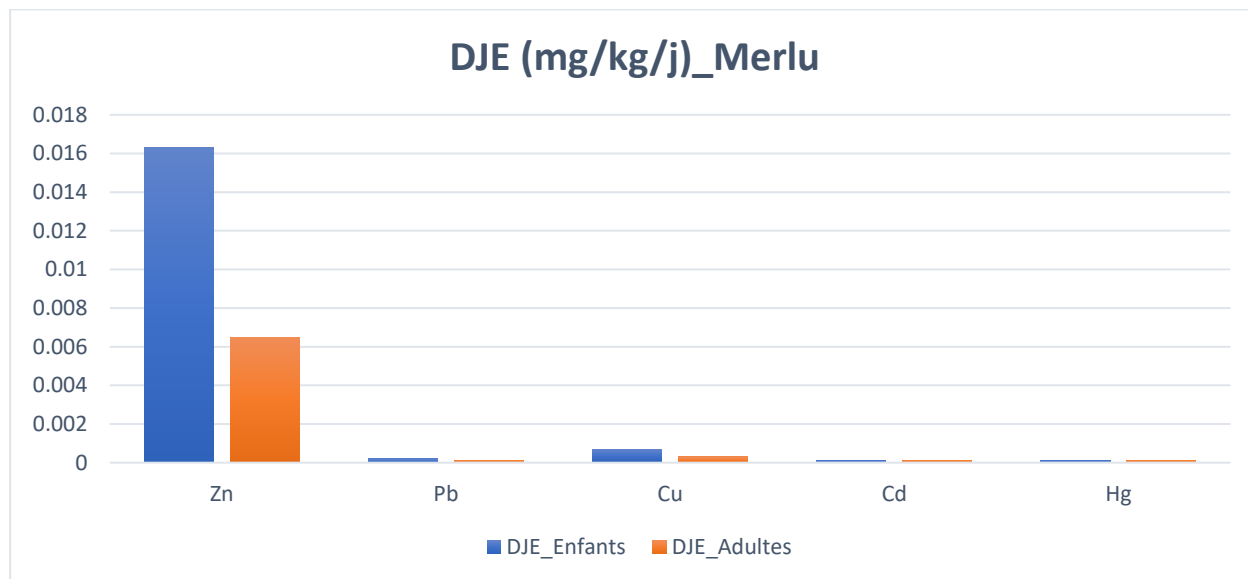


Figure 23 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le merlu.

IV.2.1.2.4.3 Le quotient de risque ciblé (THQ)

Les valeurs de la THQ (tableau 17) pour les cinq métaux révélés pour les enfants et les adultes sont faibles. Les plus élevées sont celles du mercure, tandis que les plus faibles sont celles de cuivre et du plomb.

Tableau 22 : Valeurs de la THQ pour le merlu de la cote algérienne.

	THQ_Enfant		THQ_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.01	0.10	0.003	0.03
Pb	0.001	0.01	0.001	0.003
Cu	0.001	0.01	0.001	0.003
Cd	0.01	0.55	0.004	0.22
Hg	1.07	1.61	0.43	0.64

Les valeurs du THQ révélées pour chaque métal (Fig.24) dépassent la valeur limite « 1 » pour le mercure (enfants), similaire que le rouget de vase.

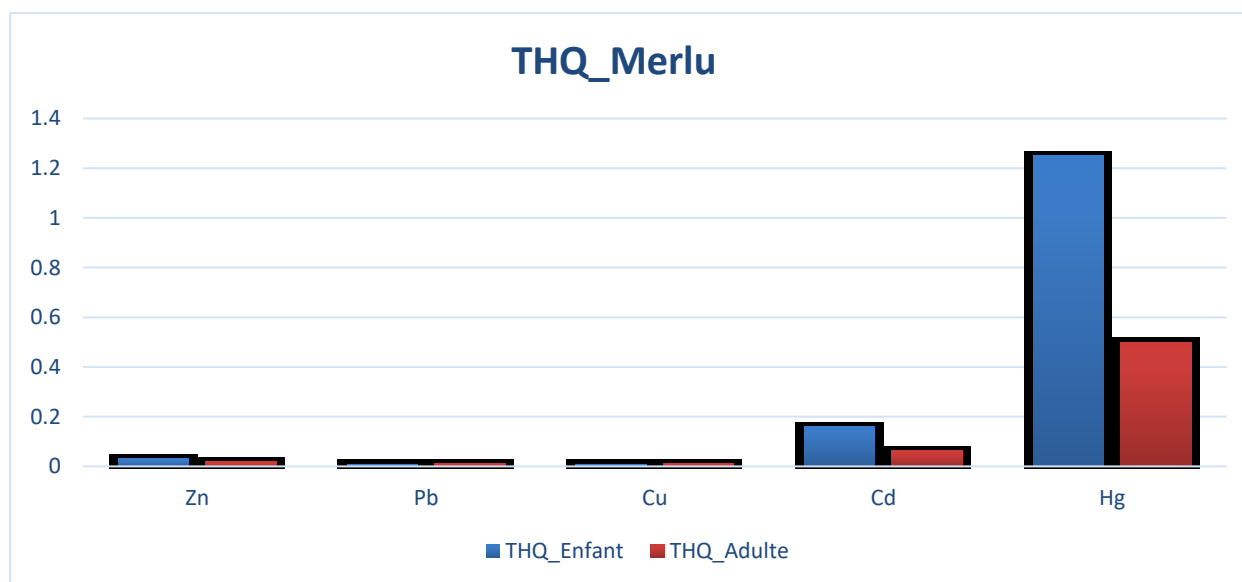


Figure 24 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de merlu.

IV.2.1.3 Le pageot commun

Cinq zones de la cote algérienne ont fait l'objet d'échantillonnage pour cette espèce de poisson en 2015. Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux étudiés dans les organes du pageot issues de plusieurs études scientifiques sont récapitulées dans le tableau ci-dessous (tableau 23).

Tableau 23 : Teneurs moyennes des métaux étudiés dans les organes du pageot de différentes régions de la cote algérienne.

Organe		Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Hg (µg/g)
Muscle		39.69 ± 26.22	4.56 ± 0.86	0.07 ± 0.07
Foie		111.67 ± 17.52	6.10 ± 1.60	0.23 ± 0.25
Gonades		225.44 ± 15.90	7.06 ± 1.52	0.05 ± 0.02
Auteur (Année)	Région (Année) de prélèvement			
Inal et al., 2013, 2024	Alger (2015)	116.65 ± 69.23	9.34 ± 1.78	0.04 ± 0.02
Inal et al., 2013, 2024	Bou-Ismaïl (2015)	92.73 ± 49.10	6.83 ± 0.48	0.04 ± 0.02
Inal et al., 2013, 2024	Arzew (2015)	105.13 ± 90.84	8.29 ± 0.48	0.02 ± 0.01
Inal et al., 2013, 2024	Beni Saf (2015)	107.44 ± 72.59	8.35 ± 3.87	0.53 ± 0.44
Inal et al., 2013, 2024	Ghazaouet (2015)	71.56 ± 61.81	6.71 ± 1.55	0.05 ± 0.02

IV.2.1.3.1 Variation spatiale des teneurs en ETM

Les résultats révèlent des variations dans les teneurs des métaux analysés (Hg, Zn et Cu) en fonction de ces zones de pêche (Fig.25).

En effet, les teneurs en mercure sont élevées dans les organes du pageot pêché dans la baie de Béni Saf par rapport au pageot des autres régions, due principalement aux rejets de la cimenterie. Tandis que, Les teneurs les plus élevées en zinc et cuivre sont enregistrées dans des pageots de la baie d'Alger. Elles peuvent être dues à la présence de plusieurs sources de pollution sur la frange littorale de cette baie considérée comme la plus menacée de toute forme de pollution (aux effluents industriels via les deux oueds El Herrach et El Hamiz et a moindre degré aux rejets des activités portuaires) (A. Inal et al., 2018, 2020).

Sachant que les teneurs en métaux sont légèrement plus élevées dans les poissons pêchés à proximité des côtes (Lamol et et al., 1976). Néanmoins, cette différence pourrait également être attribuée à la biodisponibilité de ces éléments en raison de l'augmentation des températures et des modifications des conditions physico-chimiques de l'environnement (Phillips, 1980), ou encore à la transformation de l'état physiologique du poisson durant cette période estivale associée à la reproduction (Martinez-Gomez et al., 2012).

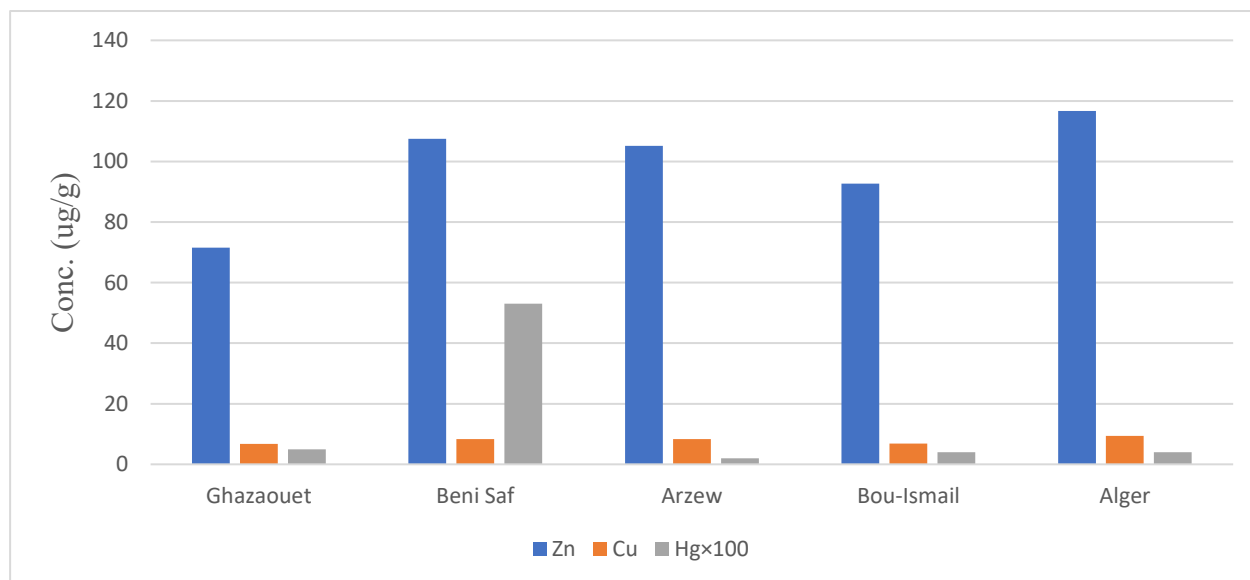


Figure 25 : Variations des teneurs en ETM par zones chez le pageot.

IV.2.1.3.2 Variation des teneurs en ETM en fonction des organes

Les valeurs par organe (Fig.26) montrent que l'accumulation de zinc et de cuivre est importante dans les gonades que les deux autres organes. Alors, Les teneurs en mercure dans le foie sont plus élevées que celles révélées, respectivement, dans les gonades et le tissu musculaire (Fig.26) comme chez le merlu.

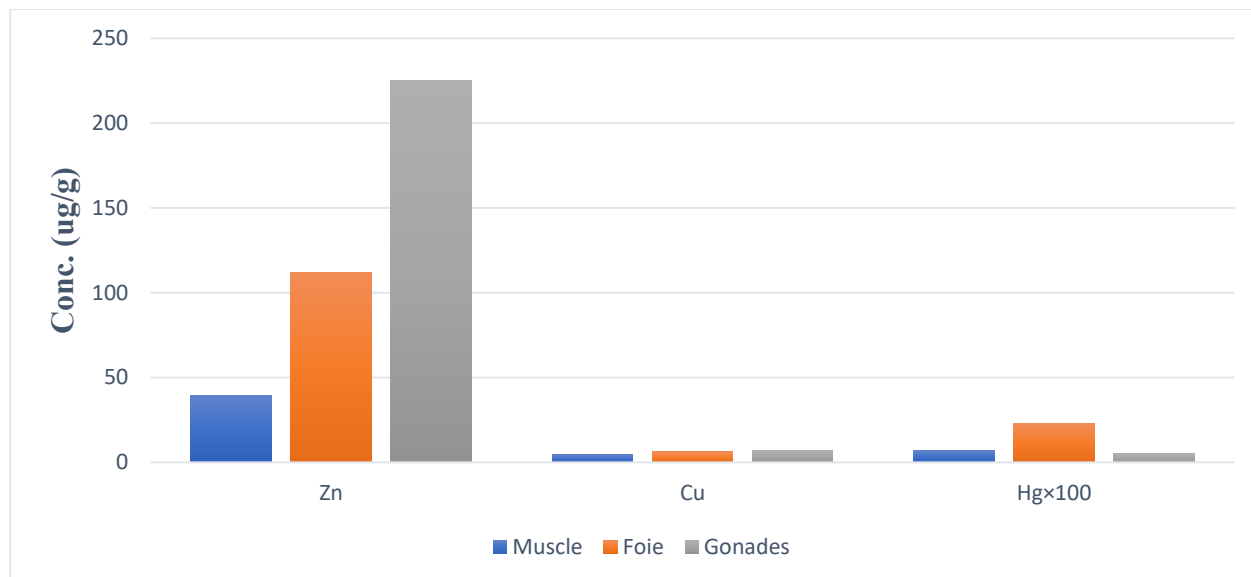


Figure 26 : Variations des teneurs en ETM par organe chez le pageot.

IV.2.1.3.3 Relations et bioaccumulation des métaux

Les résultats obtenus révèlent une corrélation significative entre les concentrations du zinc et celles du cuivre similaire que le rouget.

Tableau 24 : Corrélation inter-métaux pour le pageot.

	Zn	Cu	Hg
Zn	1		
Cu	0.9126	1	
Hg	0.2528	0.2019	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

L'analyse ACP réalisée sur l'ensemble des données pour le pageot (métaux-sites), nous a permis d'expliquer les variations sur deux axes, qui totalisent 97.14% de l'information (Fig.27).

La projection réalisée par ACP montre que les teneurs en zinc et en cuivre dans Alger et Arzew sont corrélées fortement positivement à l'axe F1 et négativement avec l'axe F2 pour les mêmes régions. Tandis que, le mercure à Beni Saf présente une forte corrélation avec l'axe F2 de manière positive.

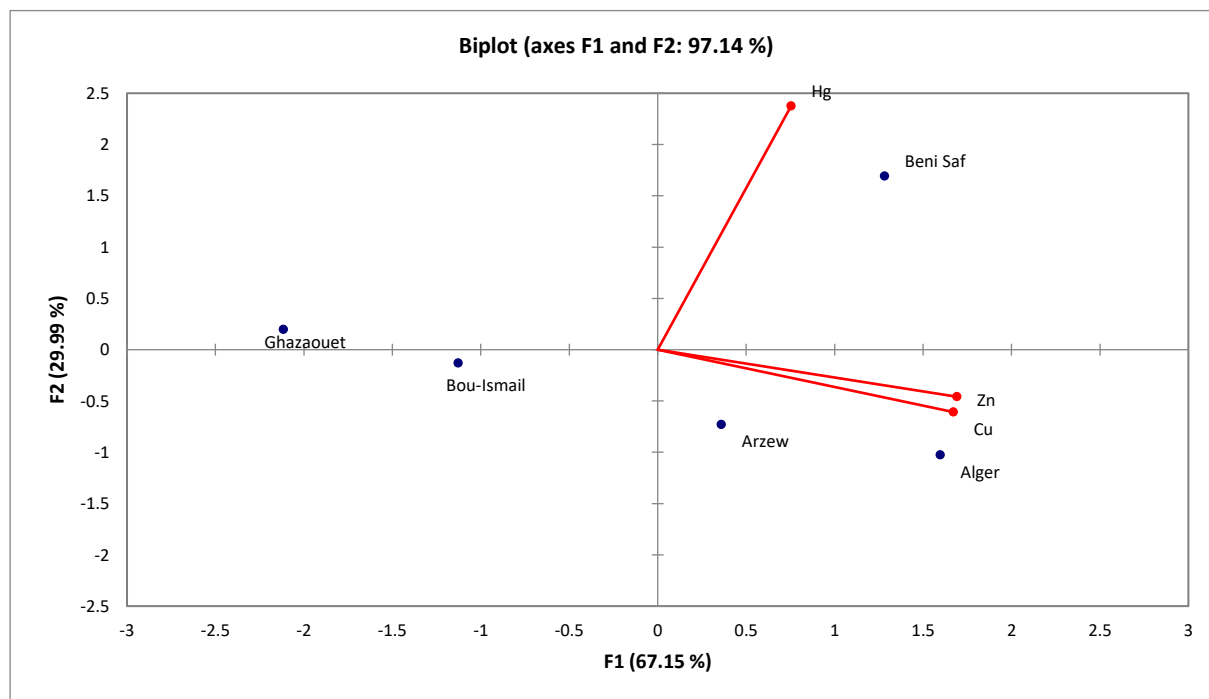


Figure 27 : Projection des Biplot (métaux (pageot)-site) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV.2.1.3.4 Estimation de degré de contamination du Pageot

IV.2.1.3.4.1 Le facteur de bioaccumulation

Les résultats des facteurs de bioaccumulation chez le pageot (tableau 25) sont très faibles. Le facteur le plus élevé est celui du zinc (FCB = 2.30), tandis que le minimum est celui du mercure (FCB = 0.02). Les valeurs moyennes de BAF chez le pageot sont tous inférieurs à 1, ce qui signifie que les métaux ne sont pas bioaccumulés de façon significative, car l'organisme en retient moins que ce qui est présent dans son environnement.

Tableau 25 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par le pageot.

Métal	Moy	Min	Max
Zn	0.28	0.19	2.30
Cu	0.31	0.21	0.64
Hg	0.80	0.02	2.09

IV.2.1.3.4.2 La dose journalière d'exposition (DJE)

Les résultats (tableau 26) montrent que la valeur de la DJE la plus élevée est celle du zinc, tandis que la plus faible est celle du mercure.

Tableau 26 : Valeurs extrêmes de la DJE pour le pageot (mg/kg/j).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.0256	0.0417	0.0102	0.0167
Cu	0.0024	0.0033	0.0010	0.0013
Hg	0.0000	0.0002	0.0000	0.0001

Les valeurs révélées pour la DJE sont très faibles pour tous les métaux étudiés, cela est valable que ce soit pour les adultes ou les enfants. Donc, les valeurs sont toutes inférieures à celles établies de l'OMS. Bien que les valeurs de la DJE pour les enfants soient supérieures à celles révélées pour les adultes (Fig.28).

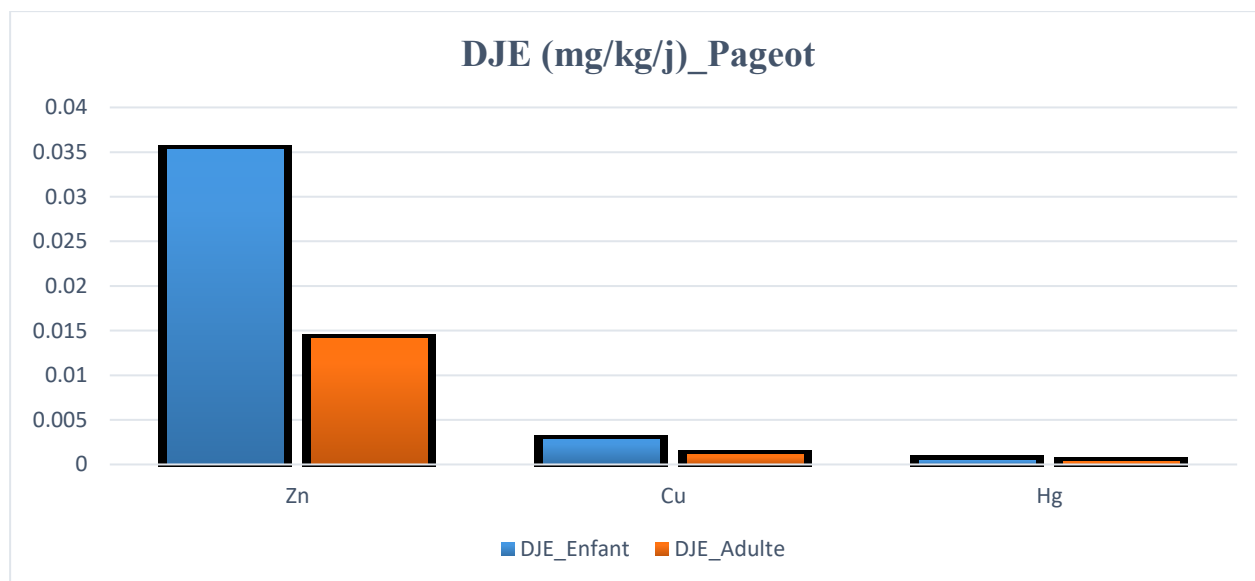


Figure 28 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans le pageot.

IV.2.1.3.4.3 Le quotient de risque ciblé (THQ)

Les valeurs de la THQ de métaux pour les enfants et les adultes sont hétérogènes. Les plus élevées sont celles du mercure, tandis que les plus faibles sont celles de cuivre (tableau 27).

Tableau 27 : Valeurs de la THQ pour le pageot de la cote algérienne.

	THQ_Enfant		THQ_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.07	0.11	0.03	0.05
Cu	0.01	0.02	0.01	0.02
Hg	0.21	5.68	0.09	2.27

Les valeurs du THQ révélées pour chaque métal (Fig.29) ne dépassent pas la valeur limite « 1 » sauf pour le mercure (enfants), comme chez le rouget et le merlu.

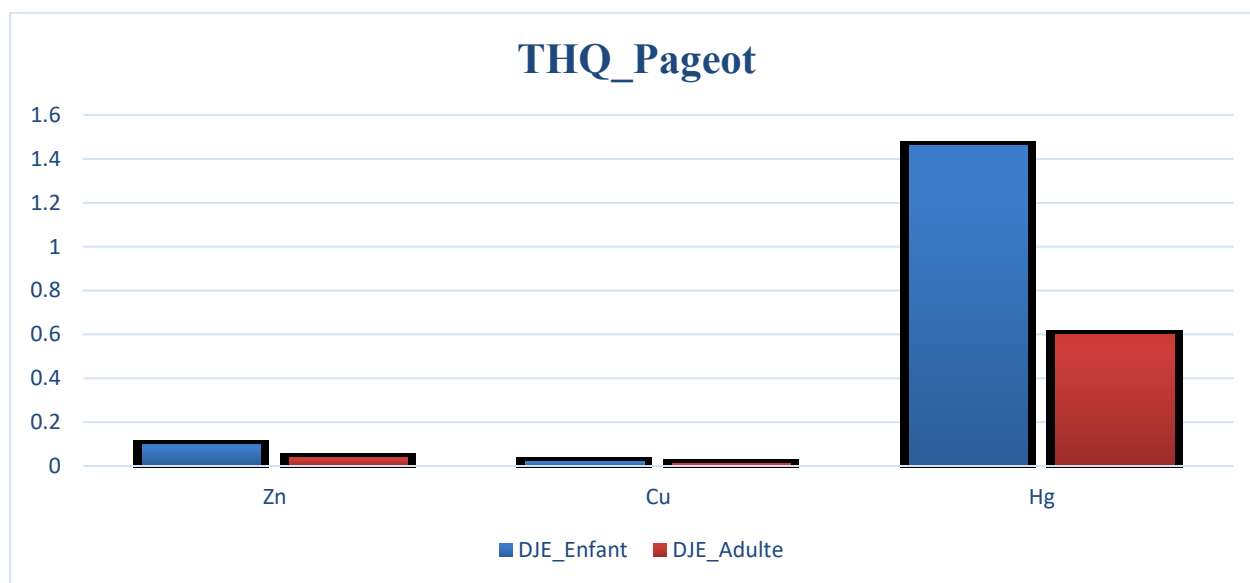


Figure 29 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de pageot.

IV.2.1.4 Discussion générale des trois poissons

A- Variations de la bioaccumulation des métaux traces

La présente étude a permis de classer les métaux analysés selon l'ordre de leur bioaccumulation dans les organes accumulateurs. De ce fait, le traitement statistique des résultats montre une bioaccumulation décroissante sous l'ordre suivant : $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$. Le zinc, qui est un élément essentiel aux réactions enzymatiques des organismes vivants, est retrouvé plus abondamment dans leur tissu que les éléments toxiques tel que le mercure et le cadmium qui n'ont aucun rôle physiologique (Yao et al., 2009). De ce fait, les teneurs des métaux étudiés dans la présente étude s'avèrent très variées en fonction des organes, des sites et périodes d'échantillonnage pour les trois poissons étudiés. Ces variations sont discutées ci-dessous :

B- Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM

En général, la bioaccumulation des contaminants métalliques étudiés dans cette recherche ne présente pas la même tendance sur les sites d'échantillonnage. Cette différence pourrait être attribuée à une variation des sources de pollution entre ces sites. Cela démontre que l'accumulation biologique de ces métaux est influencée non seulement par la variation saisonnière et l'état physiologique des poissons, mais également par l'apport anthropique local en quantité et en qualité. Ces teneurs en métaux observées dans les poissons sont représentatives des conditions environnementales locales et pourraient illustrer spécifiquement les niveaux de sédiments, qui constituent l'habitat, contaminés par les mêmes polluants dans la même zone (Martinez-Gomez et al., 2012). Sur le plan temporelle, Les données couvrent principalement la période 2010-2020, avec des variations à une tendance temporelle faible a la baisse.

C- Variations des teneurs en ETM en fonction des organes

Par rapport aux organes, les teneurs en contaminants métalliques analysés dans la présente étude sont d'une manière générale plus importantes dans le foie et les gonades par rapport à celles observées dans le tissu musculaire des trois poissons. Les fortes teneurs en métaux toxiques (Pb, Cd et Hg) enregistrées au niveau du foie du trois poissons peut être attribuée à la fonction détoxificatrice du foie, étant donné qu'il abrite la concentration la plus importante d'enzymes de biotransformation (Eastwood et al., 2002).

De ce fait, cet organe sert de dépôt et de distribution des nutriments aux autres organes mous du corps, comme les reins et les muscles (Zhang et Wang, 2007).

En outre, pour le cas de métaux essentiels (Zn et Cu), les fortes teneurs enregistrées au niveau des gonades liées à l'importance des gonades dans la physiologie de la reproduction (**Zhang et Wang, 2007**), au cours de cette phase, l'organisme accumule des réserves nutritives tout en étant exposé à des contaminants qui sont fortement concentrés dans les gonades (**Boutier, et al., 1993**). On convient généralement que le tissu musculaire ne constitue pas un organe où les métaux s'accumulent, d'après les faibles concentrations en ETM observées dans le muscle des trois espèces de poissons (**Legorburu et al., 1988**).

D- Relations et corrélations entre métaux

Pour tous les trois poissons étudiés, les résultats de l'ACP révèlent des corrélations significatives entre les concentrations en zinc et en cuivre, Cela est principalement dû à leur présence physiologique dans les tissus mous en tant que cofacteurs enzymatiques, mais aussi au fait qu'ils sont éliminés plus rapidement dans le muscle (**Marcovecchio et Moreno, 1993**).

E- Estimation de la contamination

Avant d'évaluer le risque sanitaire sur le consommateur, on a calculé les facteurs de bioaccumulation de chaque métal pour les trois espèces de poissons. Les résultats montrent que ces facteurs de bioaccumulation sont très variables d'un métal à un autre et d'une espèce à une autre.

On a enregistré des teneurs faibles sauf chez le rouget de vase, où les valeurs dépassent la valeur limite 1 pour tous les métaux étudiés à l'exception du cuivre. Toutefois, Il est important de souligner que la bioaccumulation d'un même composé chimique peut varier considérablement en fonction de l'espèce ciblée, du stade de développement des organismes, des attributs du biotope (tels que le pH, la salinité et la température), du sexe, du régime alimentaire, des caractéristiques du polluant, etc... (**Casas, 2005**). Ainsi, la bioaccumulation de chaque métal est liée étroitement à sa biodisponibilité (**Belfroid et al., 1995**). Alors, la bioaccumulation d'un composé au sein d'un organisme est caractéristique de ce composé, de milieu aquatique où il réside et de l'organisme visé (**Ney et Van Hassel, 1983**).

F- Risque toxicologique

Les résultats des valeurs de la DJE calculées par croisement de la consommation et des concentrations moyennes en ETM dans le tissu musculaire des trois poissons montrent que l'exposition journalière des métaux dans les trois poissons ne dépasse pas celles établies par l'OMS sauf dans le cas de plomb chez le rouget de vase pour les enfants.

En outre, les valeurs des quotients de risque cible qui dépassent la valeur de 1 sont celles du mercure issu de la consommation du pageot et du merlu et cela pour les enfants, et du rouget est cela pour les enfants et les adultes. De plus, pour les métaux (Zn, Pb, Cu et Cd), les valeurs du THQ renseignent sur un faible risque toxicologique lié à la consommation de ces trois poissons par les enfants et les adultes.

Ainsi, les résultats de cette évaluation de risque toxicologique montrent que les enfants de moins de 15 ans sont toujours les plus exposés aux éléments traces métalliques analysés que les consommateurs adultes, et par conséquent, ils sont les plus vulnérables aux effets de santé que présentent ces métaux.

Ceci peut être dû à leur poids corporel léger et à leur vulnérabilité physiologique, car les polluants sont aisément assimilés à leur corps (**RCAP, 1996**). L'organisme des enfants absorbe potentiellement plus de polluants et reste incapable de les éliminer aussi facilement que les adultes, étant donné que leurs systèmes d'élimination sont moins développés (**Hounkpatin et al. 2012**).

IV.2.2 Les mollusques

IV.2.2.1 La moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*

Cinq régions de la cote algérienne ont été fait l'objet d'échantillonnage pour cette espèce des moules en trois périodes différentes. Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux étudiés dans les tissus de cette moule issue de plusieurs études scientifiques sont récapitulées dans le tableau ci-dessous (tableau 28).

Tableau 28 : Teneurs des ETM dans les tissus mous de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la cote algérienne en ug/g P.S a différentes régions et périodes. (Moyenne±ecart types) (min-max).

Auteur (Année)	Région (Année) de prélèvement	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
O. Rouane-Hacen et al., 2015 et 2012	Oran (2010)	88.45 ±4.79 (71.61–153.86)	6.80 ±0.61 (5.65–15.47)	4.74 ±0.72 (0.72–15.69)	0.66 ±0.025 (0.50–0.88)	0.90 ±1 (0.24–2.27)
Benzaoui et al., 2015						
I.Benali et al., 2016	Oran (2014)	507.1 ±49.3 (–)	12.06 ±4.3 (–)	4.44 ±0.84 (–)	3.86 ±0.29 (–)	0.95 ±1.5 (0.30–2.50)
I.Benali et al., 2016	Ain T'émouchent (2014)	419.3 ±133.4 (327.8–575.9)	6.83 ±1.32 (5.63–8.27)	2.32 ±0.84 (1.39–3.05)	5.46 ±1.10 (4.42–6.59)	–
Guendouzi et al., 2017	Mostaganem (2014)	273.63 ±113.62 (151.18–375)	11.29 ±4.28 (7.6–24.11)	4.76 ±2 (2.7–8.93)	5.38 ±0.37 (5–5.8)	0.40 ±0.45 (0.20–1)
I.Benali et al., 2016						
Guendouzi et al., 2020	Alger (2017)	172.60 ±12.87 (–)	1.77 ±0.18 (–)	0.88 ±0.49 (–)	0.61 ±0.09 (–)	–
Guendouzi et al., 2020	Skikda (2017)	200.49 ±8.55 (–)	1.68 ±0.38 (–)	12.90 ±0.13 (–)	0.13 ±0.02 (–)	–

IV. 2.2.1.1- Variations spatio-temporelle des teneurs en ETM

Les résultats révèlent des variations significatives dans les teneurs des métaux analysés en fonction de ces zones et périodes de pêche (Fig.30).

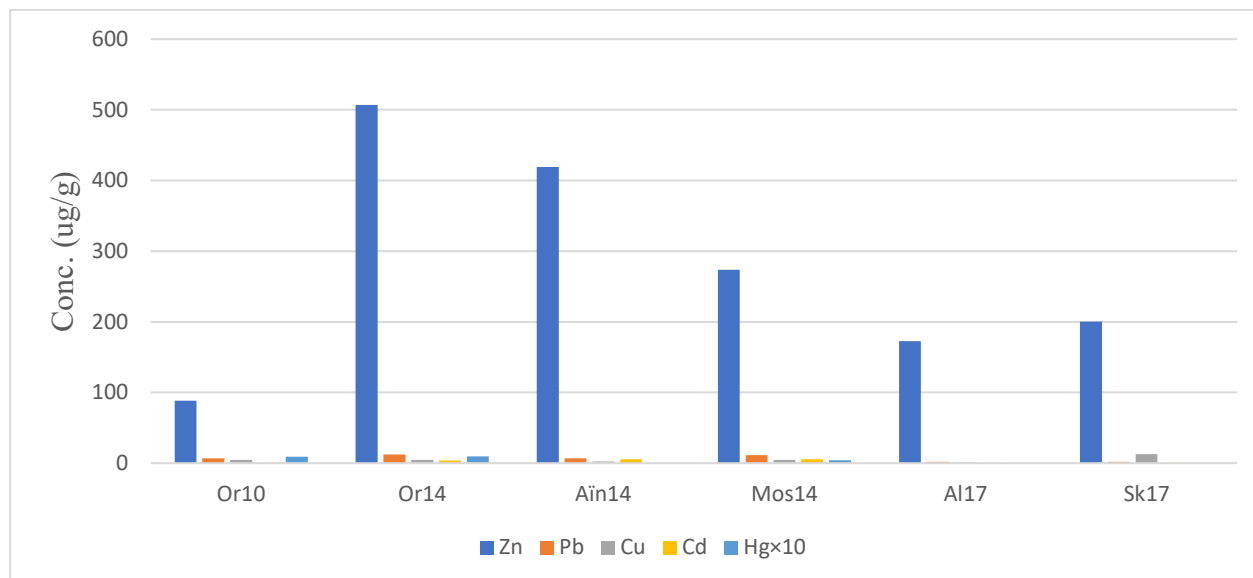


Figure 30 : Variations des teneurs en ETM par zones et années chez la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*.

En effet, les teneurs en zinc, plomb, cadmium et en mercure sont élevées dans les régions ouest de la cote algérienne, respectivement, Oran, Ain Témouchent et Mostaganem (Fig.30), due principalement à l'intense pression anthropique exercée sur cette zone côtière.

Les apports proviennent majoritairement des activités portuaires et industrielles, des effluents agricoles transportés par les cours d'eau, ainsi que des déversements domestiques et urbains fréquents dans les zones estuariennes et portuaires.

Ces sources multiples contribuent à l'accumulation des métaux dans les sédiments et la colonne d'eau, où les moules, du fait de leur mode de vie sédentaire et filtreur, concentrent efficacement ces contaminants. Par ailleurs, la période hivernale d'échantillonnage favorise cette accumulation par le brassage des sédiments et la réduction de la masse tissulaire, entraînant une concentration relative accrue des métaux (I. Benali et al., 2016).

Ainsi que, les fortes teneurs en cuivre enregistrées à l'Est de la cote notamment au Skikda s'expliquent principalement par les rejets industriels portuaires liés au complexe pétrochimique de la région, qui considéré comme la principale source des apports industriels en cuivre dans la zone côtière (Guendouzi et al., 2018).

L'évolution temporelle montre des fluctuations significatives des Teneurs en ETM selon les années de prélèvement, avec des pics de contamination observés durant la période 2014-2017 par rapport aux années antérieures (2010) (Fig.30). Cette augmentation est attribuée à l'urbanisation croissante, à l'extension des infrastructures portuaires et aux apports agricoles continus, qui favorisent le transfert des métaux vers les milieux côtiers.

IV. 2.2.1.2- Relations et bioaccumulation des métaux

Les résultats obtenus (tableau 29), révèlent que les couples Zn - Pb, Zn - Cd et Cd - Pb présentent des corrélations significatives, cela explique que ces trois métaux ont les mêmes tendances de bioaccumulation chez cette moule.

Tableau 29 : Corrélation inter-métaux pour la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
Zn	1				
Pb	0.5994	1			
Cu	-0.1921	-0.2563	1		
Cd	0.7319	0.7514	-0.3805	1	
Hg	0.1328	0.1858	-0.0927	0.0662	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

L'analyse ACP réalisée sur l'ensemble des données pour la moule (*Mytilus galloprovincialis*) (métaux-sites), nous a permis d'expliquer les variations sur deux axes, qui totalisent 76.77% de l'information (Fig.31).

La projection réalisée par ACP (Fig.31) montre que les teneurs en zinc, plomb, cadmium et en mercure dans Oran, Ain Témouchent et Mostaganem en 2014 sont corrélées fortement positivement à l'axe F1 et négativement avec l'axe F2 pour les mêmes régions. Tandis que, le cuivre à Skikda présente en forte corrélation de manière positive et négative respectivement avec l'axe F2 et F1.

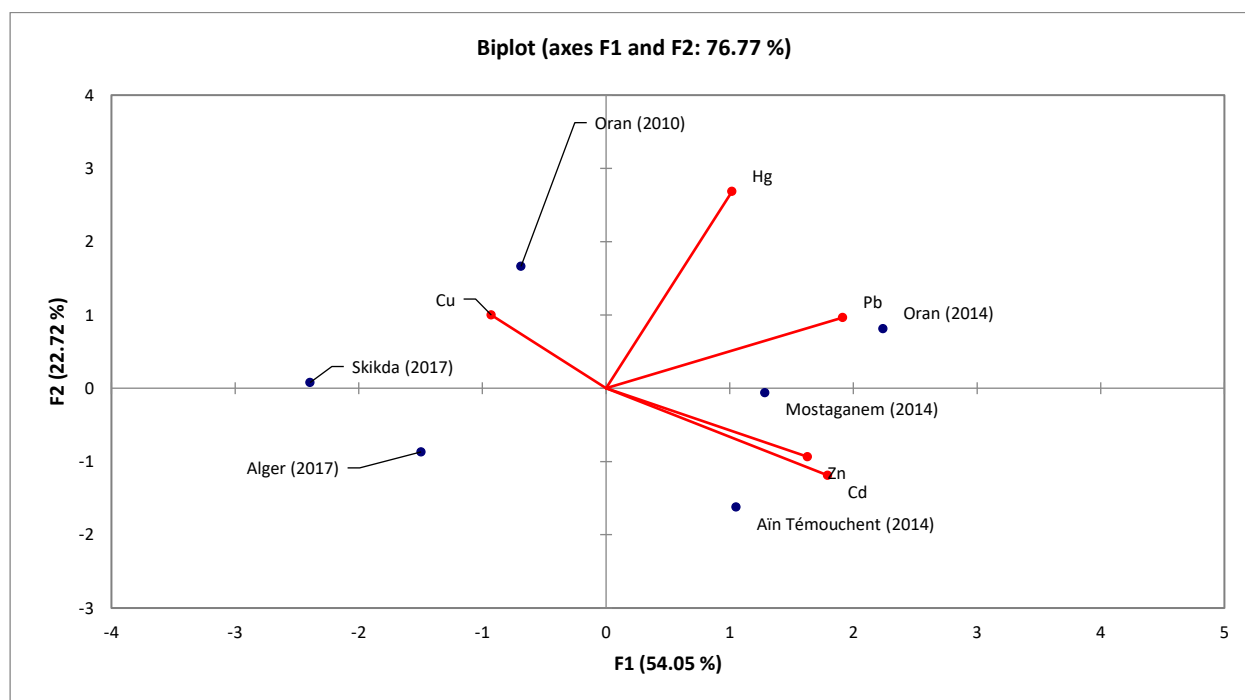


Figure 31 : Projection des Biplot (métaux (*Mytilus galloprovincialis*) -site et périodes) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV. 2.2.1.3- Estimation de degré de contamination

IV. 2.2.1.3.1- Le facteur de bioaccumulation

Les résultats des facteurs de bioaccumulation (tableau 30) sont très élevés. Le facteur le plus élevé est celui du cadmium (FCB = 11.97), tandis que le minimum est celui du cuivre (FCB = 0.21).

Les valeurs moyennes de BAF chez la moule *Mytilus galloprovincialis* montrent que le zinc, le cadmium et le mercure dépassent la valeur 1, ce qui signifie que cette moule bioaccumule efficacement ces métaux, jouant ainsi le rôle de bioindicateur de la pollution marine, mais indiquant aussi un risque potentiel pour l'écosystème et la santé humaine en cas de consommation.

Tableau 30 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par la moule *Mytilus galloprovincialis*.

Métal	Moy	Min	Max
Zn	3.83	1.05	7.05
Pb	0.75	0.21	2.05
Cu	0.45	0.14	1.4
Cd	6.30	0.36	11.97
Hg	1.49	1	1.98

IV. 2.2.1.3.2- La dose journalière d'exposition (DJE)

Les valeurs de la DJE (tableau 31) révélées montrent que les plus élevées sont celles du zinc, tandis que les plus faibles sont celles de mercure.

Tableau 31: Valeurs extrêmes de la DJE pour la moule *Mytilus galloprovincialis* (mg/kg/j).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.0316	0.1811	0.0126	0.0724
Pb	0.0006	0.0043	0.0002	0.0017
Cu	0.0003	0.0046	0.0001	0.0018
Cd	0.0000	0.0020	0.0000	0.0008
Hg	0.0001	0.0003	0.0000	0.0001

Les valeurs moyennes de la DJE (Fig.32) pour tous les métaux mesurés dans la moule *Mytilus galloprovincialis* est inférieure aux valeurs-guides estimées par l'OMS (pour les enfants et les adultes).

Donc risque immédiat non préoccupant, bien que les valeurs de la DJE pour les enfants soient supérieures à celles révélées pour les adultes.

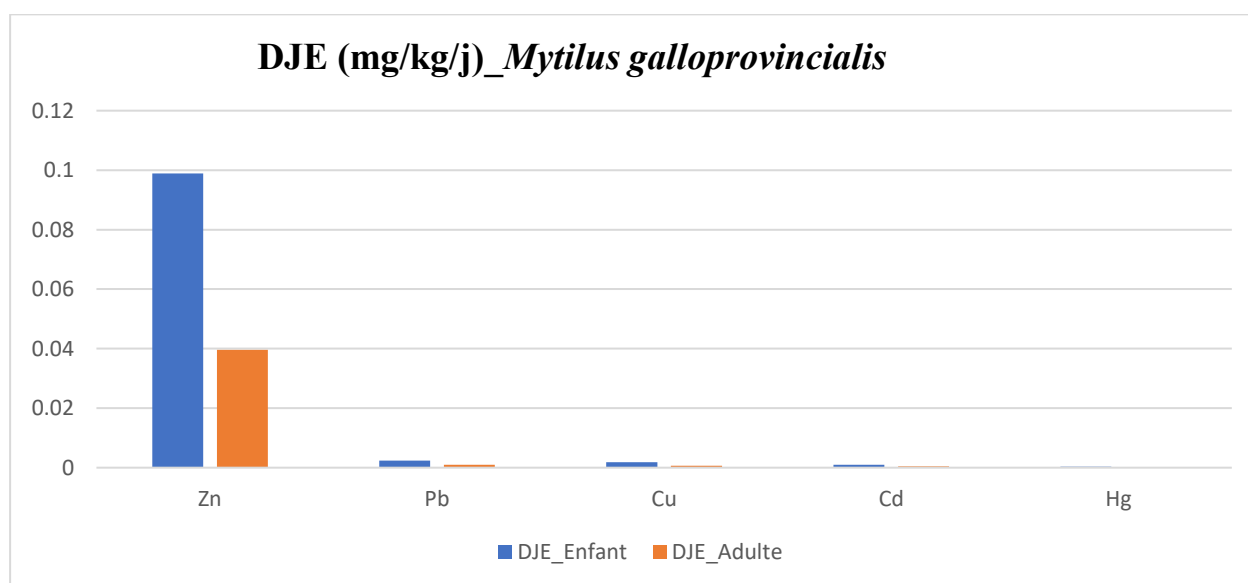


Figure 32 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans la moule *Mytilus galloprovincialis*.

IV. 2.2.1.3.3- Le quotient de risque ciblé (THQ)

Les valeurs de la THQ (tableau 32) pour les cinq métaux révélés pour les enfants et les adultes montrent que les plus élevées sont celles du mercure, tandis que les plus faibles sont celles de cuivre.

Tableau 32 : Valeurs de la THQ pour la moule *Mytilus galloprovincialis* de la cote algérienne.

	THQ_Enfant		THQ_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.10	0.50	0.03	0.20
Pb	0.01	0.06	0.004	0.03
Cu	0.002	0.03	0.001	0.01
Cd	0.14	5.85	0.10	2.34
Hg	4.29	10.18	1.71	4.07

Les valeurs moyennes de la THQ (Fig.33) pour tous les métaux mesurés dans la moule *Mytilus galloprovincialis* montre que le cadmium et le mercure dépassent largement la valeur limite 1 quelle que soit pour les enfants ou les adultes indiquant un risque potentiel non négligeable pour la santé humaine lié à l'exposition à ces deux métaux via la consommation de ces moules.

Ceci signifie qu'une exposition chronique (à long terme) à ces niveaux pourrait entraîner des effets toxiques. Il est à noter aussi que les valeurs de la THQ pour les enfants dépassent celles révélées pour les adultes.

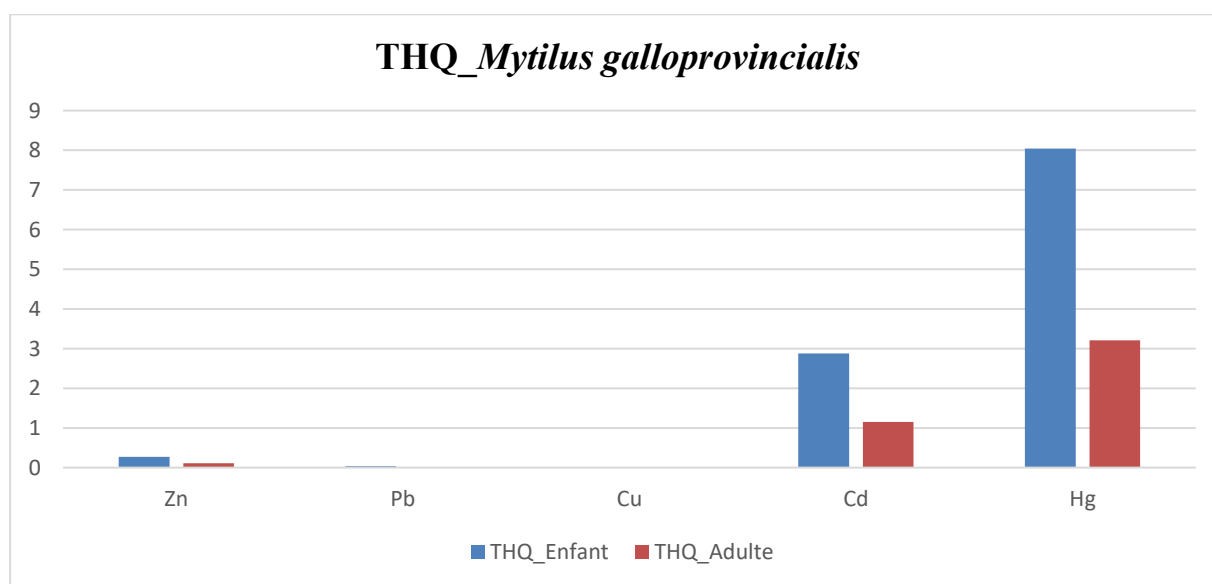


Figure 33 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes correspondre de la moule *Mytilus galloprovincialis*.

IV.2.2.2 La moule brune *Perna perna*

Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux étudiés dans les tissus de la moule *Perna perna* issues de plusieurs études scientifiques dans la région d'Annaba en trois périodes différentes sont récapitulées dans le tableau ci-dessous (tableau 33).

Tableau 33 : Teneurs des ETM dans les tissus mous entiers de la moule *Perna perna* de la cote algérienne en ug/g P.S (moyenne±ecart types) (min-max).

Auteur (Année)	Région (Année) de prélèvement	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
B.E. Belabed et al., 2008	Annaba (2005)	20.80 ±9.99 (12–36.50)	0.74 ±0.64 (0.03–1.90)	–	0.24 ±0.21 (0.001–0.70)	0.053 ±0.061 (0.01–0.22)
B.E. Belabed et al., 2013	Annaba (2006)	207.98 ±1.89 (–)	1.01 ±0.0436 (–)	17.92 ±0.77 (–)	0.32 ±0.052 (–)	0.05 ±0.0142 (–)
Louati et al., 2021	Annaba (2017)	241.39 ±40.3 (216.66–287.46)	7.83 ±0.75 (7–8.5)	6.57 ±0.78 (5.83–7.39)	0.078 ±0.0025 (0.076–0.081)	–

IV. 2.2.2.1- Variations temporelle des teneurs en ETM

L'analyse temporelle des concentrations en éléments traces métalliques chez *Perna perna* entre les trois périodes dans la région d'Annaba révèle des évolutions contrastées des teneurs en ETM (Fig.34).

Le zinc et le plomb présentent une augmentation progressive (zinc : 20,80 à 241,39 µg/g ; plomb : 0,74 à 7,83 µg/g), reflétant l'intensification et la persistance des apports anthropiques au cours de la période étudiée (en particulier ceux issus du complexe sidérurgique d'El Hadjar qui rejettent des effluents riches en métaux lourds dans l'Oued Seybouse, principale source de contamination du golfe), combinée à la capacité des sédiments à stocker et relarguer ces métaux, expliquant l'accumulation progressive dans la biofaune filtreuse comme *Perna perna* (**B.E. Belabed et al., 2013 et Louati et al., 2021**).

À l'inverse, le cuivre et le cadmium montrent une diminution après 2006 (cuivre : 17,92 à 6,57 µg/g ; cadmium : 0,32 à 0,078 µg/g), suggérant l'efficacité des mesures de régulation environnementale.

Le mercure reste stable et faible ($\approx 0,05 \mu\text{g/g}$), indiquant des sources locales limitées (Belabed et al., 2008, 2013).

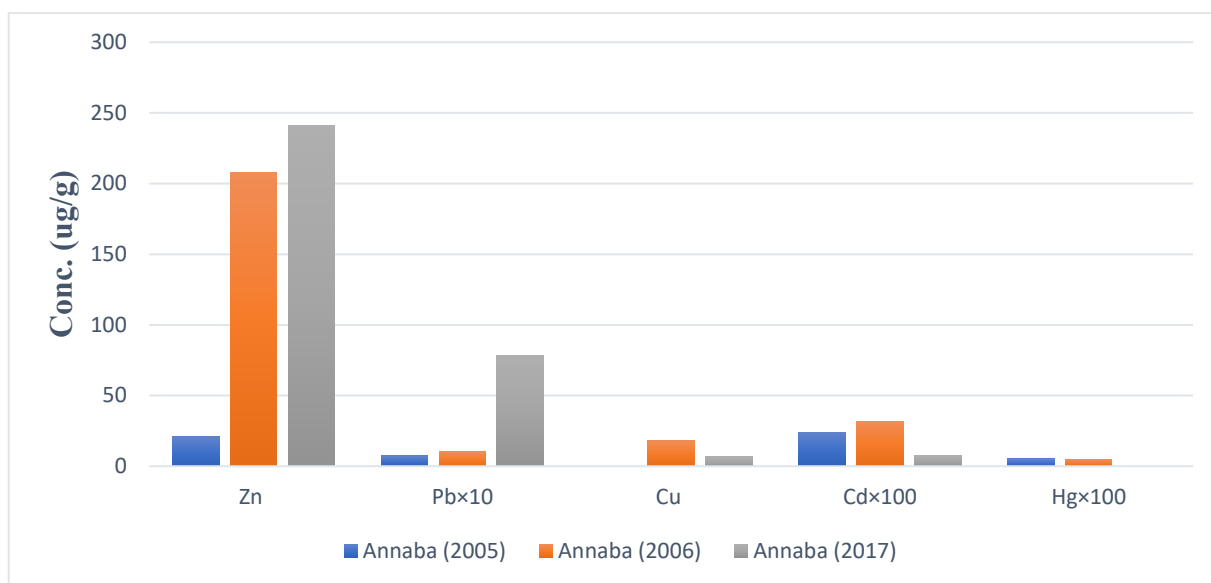


Figure 34 : Variations temporelle des teneurs en ETM chez la moule brune *Perna perna*.

IV. 2.2.2.2- Relations et bioaccumulation des métaux

Une seule corrélation très significative ($r=0.9284$) a été observée chez la moule *Perna perna* entre les niveaux de cadmium et de mercure (tableau 34), ce qui suggère que la bioaccumulation de ces deux métaux se déroule de manière comparable. Il se peut donc que ces deux métaux aient des origines communes et montrent probablement un comportement de diffusion et d'interaction similaire dans différents processus physiologiques (Salvaggio et al., 2020).

Tableau 34 : Corrélation inter-métaux pour la moule brune (*Perna perna*).

	Zn	Pb	Cu	Cd	Hg
Zn	1				
Pb	0.6428	1			
Cu	0.6841	-0.1189	1		
Cd	-0.3280	-0.9345	0.4646	1	
Hg	-0.6556	-0.9999	-0.1022	0.9284	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de signification $\alpha \geq 0.05$.

La projection réalisée par ACP (Fig.35) montre une corrélation positive (significative) des concentrations du cadmium et du mercure en 2005-2006 avec l'axe F1 qui représente 66.05% de la variabilité. Le zinc et le plomb en 2017 corréle négativement avec cet axe. L'axe F2, qui explique 33.95% de variation est corréle positivement avec le zinc et le cuivre en 2006.

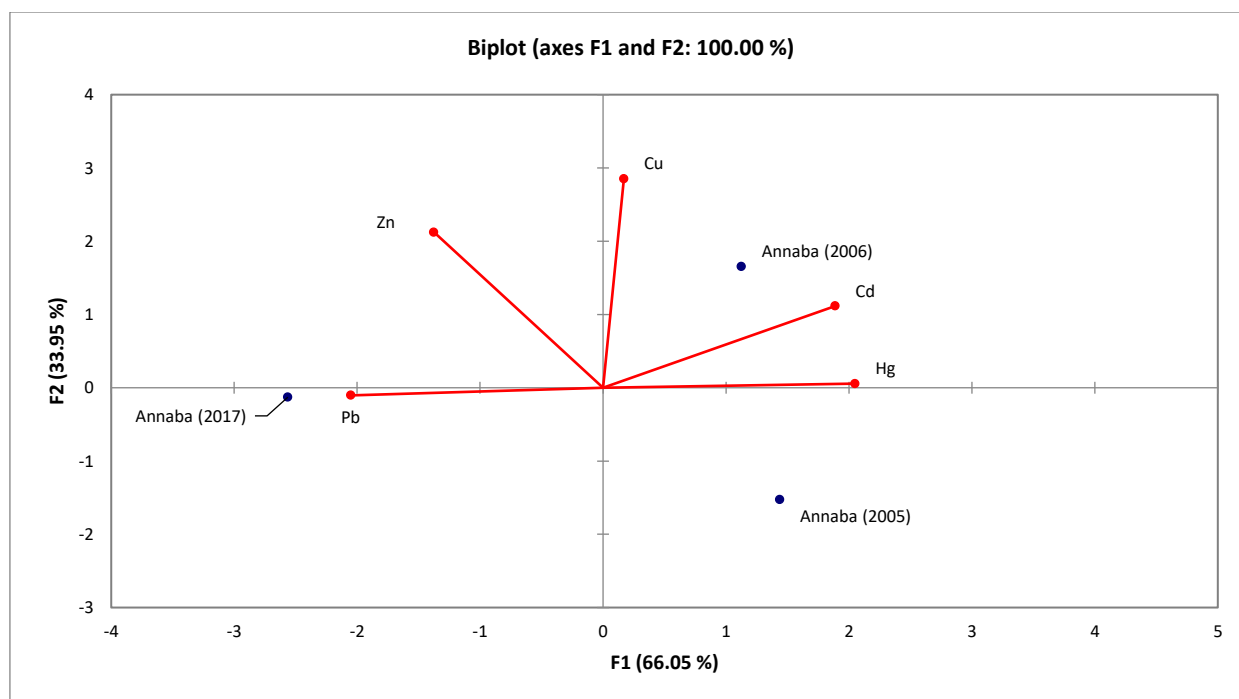


Figure 35 : Projection des Biplot (métaux (*Perna perna*) -années) dans le plan factoriel (F1 × F2).

IV. 2.2.2.3- Estimation de degré de contamination

IV. 2.2.2.3.1- Le facteur de bioaccumulation

Les résultats des facteurs de bioaccumulation (tableau 35) sont systématiquement faibles. Le facteur le plus élevé est celui du plomb (FCB = 2.46), tandis que le minimum est celui du cadmium (FCB = 0.05).

Les valeurs moyennes de BAF chez la moule *Perna perna* montrent que le plomb dépassent la valeur 1, indiquant que *Perna perna* est un bon bioindicateur de la contamination au plomb et que ce métal a une tendance élevée à s'accumuler dans la chaîne trophique, ce qui peut poser des risques écotoxicologiques et sanitaires.

Tableau 35 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par la moule (*Perna perna*).

Métal	Moy	Min	Max
Zn	0.75	0.14	1.62
Pb	1.05	0.09	2.46
Cu	0.19	0.06	0.32
Cd	0.13	0.05	0.60
Hg	0.64	0.05	0.08

IV. 2.2.2.3.2- La dose journalière d'exposition (DJE)

Les valeurs de la DJE (tableau 36) révélées montrent que les valeurs sont très faibles. Les plus élevées sont celles du zinc, tandis que les plus faibles sont celles de mercure.

Tableau 36 : Valeurs extrêmes de la DJE pour la moule *Perna perna* (mg/kg/j).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.0074	0.0862	0.0030	0.0345
Pb	0.0003	0.0028	0.0001	0.0011
Cu	0.0024	0.0064	0.0009	0.0026
Cd	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001
Hg	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001

Les valeurs moyennes de la DJE (Fig.36) pour tous les métaux mesurés dans la moule *Perna perna* est inférieure aux valeurs-guides estimées par l'OMS (pour les enfants et les adultes), comme *Mytilus galloprovincialis*. Donc Risque immédiat non préoccupant. Il est à noter que les taux de DJE pour les enfants dépassent ceux révélés pour les adultes.

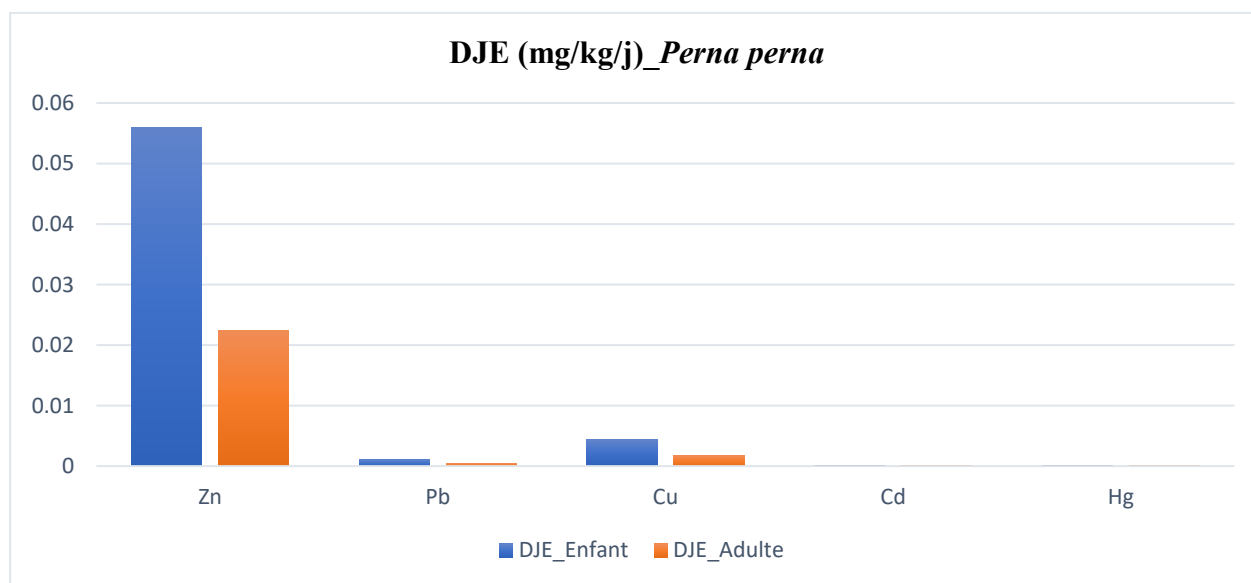


Figure 36 : Valeurs de la DJE calculées pour les métaux dans la moule *Perna perna*.

IV. 2.2.2.3.3- Le quotient de risque ciblé (THQ)

Les valeurs de la THQ (tableau 37) pour les cinq métaux révélés pour les enfants et les adultes sont très faibles. Les plus élevées sont celles du mercure, tandis que les plus faibles sont celles de cuivre.

Tableau 37 : Valeurs de la THQ pour la moule *Perna perna* de la cote algérienne.

	THQ_Enfant		THQ_Adulte	
	Min	Max	Min	Max
Zn	0.02	0.23	0.01	0.09
Pb	0.01	0.04	0.002	0.02
Cu	0.01	0.04	0.005	0.01
Cd	0.08	0.34	0.03	0.14
Hg	0.54	0.57	0.21	0.23

Les valeurs moyennes de la THQ (Fig.37) pour tous les métaux mesurés dans la moule *Perna perna* inférieures à 1 pour les deux catégories, donc les moules analysées sont globalement sûres à la consommation vis-à-vis des risques non cancérigènes liés aux métaux lourds.

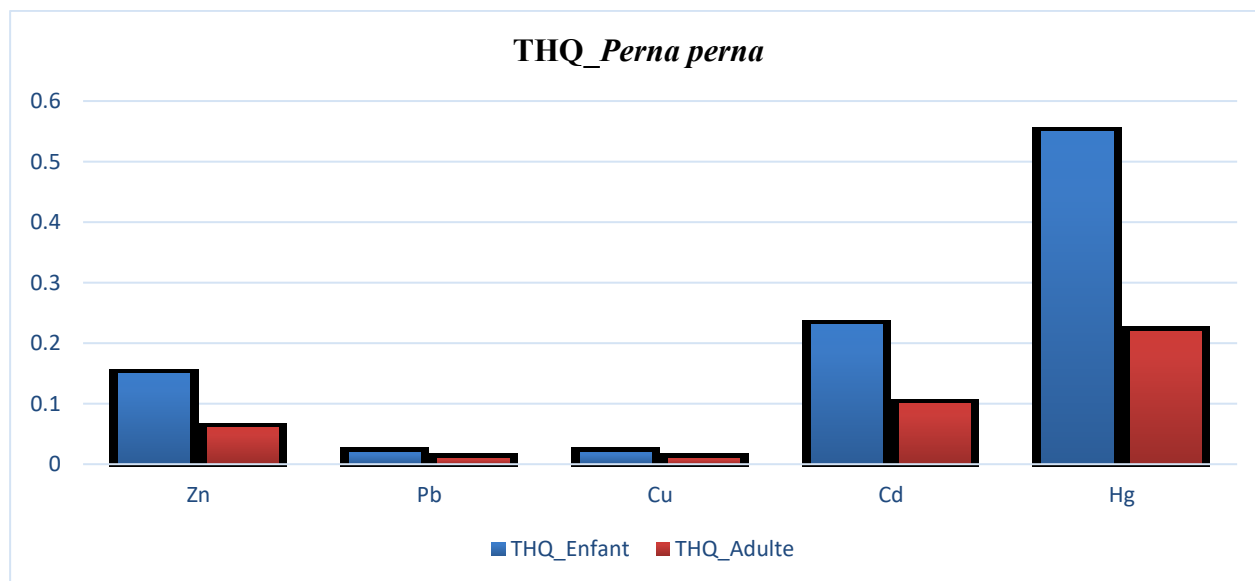


Figure 37 : Valeurs de la THQ pour les enfants et les adultes corresponde de la moule *Perna perna*.

IV.2.2.3 Discussion générale des deux moules

A- Variations spatio-temporelles de la bioaccumulation des métaux traces

La présente étude a permis de classer les métaux analysés selon l'ordre de leur bioaccumulation dans les tissus mous entiers des moules étudiés. De ce fait, le traitement statistique des résultats montre une bioaccumulation décroissante sous l'ordre suivant : $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$.

Le zinc et le cuivre sont plus accumulés dans les moules car ce sont des oligo-éléments essentiels, impliqués dans de nombreux processus biologiques (enzymes, protéines métalliques, métabolisme cellulaire), ce qui favorise leur assimilation et leur stockage par rapport aux autres métaux toxiques. (Yao et a., 2009).

De ce fait, les teneurs des métaux étudiés dans la présente étude s'avèrent très variées en fonction des sites et périodes d'échantillonnage pour les deux moules étudiés similaire à l'étude des poissons.

B- Relations et corrélations entre métaux

Pour les deux moules étudiés, les résultats de l'ACP révèlent des différences significatives des corrélations métalliques observée entre *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna*, cela traduit une réponse bioaccumulative spécifique à chaque espèce, liée à leurs différences physiologiques et aux conditions locales de contamination.

C- Estimation de la contamination

Avant d'évaluer le risque sanitaire sur le consommateur, on a calculé les facteurs de bioaccumulation de chaque métal par les deux moules.

Les facteurs de bioaccumulation (BAF) montrent des capacités différentielles marquées entre *Mytilus galloprovincialis* et *Perna perna*.

Cette variabilité peut s'expliquer par plusieurs facteurs biologiques (physiologie, taux de filtration, métabolisme) et environnementaux (biodisponibilité des métaux, nature du sédiment, caractéristiques hydrodynamiques) (Casas, 2005). *M. galloprovincialis* bioaccumule efficacement le cadmium et le mercure, tandis que *P. perna* ne concentre significativement le plomb.

D- Risque toxicologique

Pour le risque toxicologique, Les valeurs de dose journalière estimée (DJE) pour l'ensemble des métaux analysés dans les deux espèces de moules restent inférieures aux limites établies par l'OMS. Cela indique que leur consommation ne présente pas de risque significatif pour la santé humaine vis-à-vis des éléments traces métalliques.

En outre, les valeurs des quotients de risque cible qui dépassent la valeur de 1 sont celles du mercure et du cadmium issue de la consommation du *Mytilus galloprovincialis* est cela pour les enfants et les adultes. De plus, les valeurs du THQ ne renseignent aucun risque toxicologique lié à la consommation du *Perna perna* par les enfants et les adultes.

Ainsi, les résultats de cette évaluation de risque toxicologique montrent que les enfants de moins de 15 ans sont toujours les plus exposés aux éléments traces métalliques analysés que les consommateurs adultes, comme le cas de poissons.

Conclusion

Conclusion

Ce projet de fin d'études avait pour objectif d'évaluer la contamination par les éléments traces métalliques chez deux matrices environnementales (sédiment, biote) le long de la cote Algérienne.

L'étude a été menée dans le contexte d'acquisition des concentrations des ETM chez les deux matrices issues des différentes études scientifiques, suivi par une évaluation des risques écotoxicologique de la contamination en éléments traces métalliques par le calcul de plusieurs indices.

Les résultats obtenus lors l'étude faire sur l'analyse des sédiments superficiels, montrent des variations spatio-temporelles significatives des niveaux de contamination, avec des valeurs dépassent largement celles de fond géochimique local dans les grands villes (notamment Alger, Oran, Annaba et Ghazaouet) traduisant l'influence directe des activités industrielles, portuaires et urbaines, avec un ordre d'abondance général de $Zn > Pb > Cu > Cd > Hg$.

Les indices de contamination calculés révèlent une pollution métallique significative le long de la côte algérienne. Le cadmium et le mercure présentent systématiquement les niveaux de contamination les plus élevés dans tous les indices calculés (FC, PLI, Igeo, FE, RI, ΣTU).

Environ 60% des régions sont classées comme polluées, avec les grandes villes déjà identifiées comme zones à risque écologique modéré à très élevé. L'ordre de priorité environnementale suit la séquence $Hg > Cd > Zn > Pb > Cu$, nécessitant une surveillance renforcée du cadmium et du mercure en raison de leur forte toxicité et de leur enrichissement anthropique significatif.

Concernant les biotes, les résultats obtenus montrent une variation significative en fonctions des sites et des périodes d'échantillonnage attribuée à une variation des sources de pollution entre ces sites.

La bioaccumulation suit un gradient décroissant $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$, avec une accumulation préférentielle dans le foie pour les métaux toxiques (Pb, Cd, Hg) et dans les gonades pour les éléments essentiels (Zn, Cu) (notamment pour les poissons démersaux).

Pour l'évaluation des risques sur la santé humaine, d'après les valeurs obtenues des facteurs de bioaccumulation, des doses journalières ainsi que le quotient du risque, on a constaté que la consommation des rougets de vase et de la moule *Mytilus galloprovincialis* présente un risque redoutable pour la santé humaine par rapport aux autres espèces, principalement pour le mercure, particulièrement chez les enfants.

D'où la nécessité d'assurer un contrôle constant de la qualité sanitaire des ressources de pêche algériennes sur les marchés et d'appliquer des mesures de gestion appropriées pour sauvegarder la santé publique.

En perspectives :

- Avoir la collecte de toutes les études réalisées sur les côtes algériennes.
- Elargir l'étude sur d'autres éléments trace métalliques.
- Intégrer le facteur hydrodynamique dans l'étude d'évolution de la pollution métallique.

References
bibliographiques

- **ABBADA-BOUDJEMA, YAMINA MADIHA, (1983).** Étude dynamique de deux populations de moules *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) et *Perna* (L.) de Bordj-el-Kiffan (baie d'Alger). Mémoire d'ingénieur. Université Mohamed Cherif Messaadia, Annaba. 200p.
- **ADLER M., HENSEN C., et al. (2001).** Modeling of calcite dissolution by microbial respiration in supratidal deep-sea sediments. *Marine Geology*, 177: p.p. 167-189.
- **AGENCE AMERICAINE DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (USEPA). 1997.** Système intégré d'information sur les risques (IRIS). Doses de référence (RfD) pour certains métaux. (En ligne). (consulté en 2025). Washington, DC : USEPA. Disponible sur le web : <https://www.epa.gov/iris>.
- **AHMED, I., BOULAHDID, M., ANGELLETI, B., & RADAKOVITCH, O. (2018).** Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 322–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>
- **AISSIOUI, S., POIRIER, L., AMARA, R., & RAMDANE, Z. (2021).** Concentrations of lead, cadmium, and mercury in *Mullus barbatus barbatus* (L.) from the Algerian coast and health risks associated to its consumption. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101959. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101959>
- **ALIK, O., & OUDAINIA, S. E. (2024).** Contamination of *Merluccius merluccius* (L., 1758) by Metallic Trace Elements along the Eastern Algerian Sector. *Journal of Applied Biosciences*, 202, p.p. 21422–21433.
- **ALIK, O., OUDAINIA, S. E., BOUCHEBBAH, S., DEHBI-ZEBBOUDJ, A., & ZEROUALI-KHODJA, F. (2021).** Heavy metal and trace element bioaccumulation in muscle and liver of the merlu (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) from the Gulf of Bejaia in Algeria. *Ekológia (Bratislava)*, 40(1), p.p.91-100.
- **ANDREWS R. AND SUTHERLAND R.A., 2004.** Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *The Science of the Total Environment*, 324 : p.p. 173-182.
- **ARNOT J.A. AND GOBAS F., 2006.** A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4) : 257-297. Dio : 10.1139/a06-005.
- **ASSO A., 1982.** Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna Perna* (L.) dans la région d'Alger. Mémoire de Magister en. Océanologie Biologique, Université d'Ain-Melilla II, 138p.
- **ATHMANI, H., BOULAHDID, M., BOUCHAHM, N., & HOCINI, N. (2022).** Trace Métal Contamination in Sediment Core of El Mellah Lagoon (El Kala, Algeria). In H. Chenchouni et al. (Eds.), *New Prospects in Environmental Geosciences and*

Hydrogeosciences (pp. 195–197). Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1007/978-3-030-72543-3_43

- **ATOUI, S., DJERROU, Z., BOUGHRIRA, A., & KADA, M. (2019).** Bioaccumulation of cadmium and lead in the muscle tissue of *Mullus barbatus* in Skikda and Jijel Bays Eastern Algeria. *International Letters of Natural Sciences*, 74, 10–17. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.74.10>
- **BACHOUCHE, S., HOUMA, F., GOMIERO, A., & BELKESSA, R. (2017).** Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environmental Modeling & Assessment*, 22(2), 201–222. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- **BAIZE D., 2002.** Les éléments traces métalliques dans les sols. Paris : INRA Éditions.
- **BALLS P.W., HULL S., MILLER B.S., PIRIE J.M. AND PROCTOR W., 1997.** Trace metal in Scottish estuarine and coastal sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, 34 : p.p. 42–52.
- **BARBIER F., 1990.** Rétention du plomb II et du cadmium II par une barrière argileuse. Transfert métalliques et influence de la complexation. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I., 129p.
- **BAUDIN F., TRIBOVILLARD, N. AND TRICHET J., 2007.** Géologie de la matière organique. 2e édition, EDP Sciences, 309p.
- **BELABED, B.E., DJABOURABI, A., & BENSOUILAH, M. (2008).** Teneurs en Plomb, Cadmium, Mercure et Zinc relevées dans la chair de la moule, *Perna perna*, dans le littoral d'Annaba. *Revue Synthèse*, N° 18, Juillet 2008.
- **BELABED, B.-E., LAFFRAY, X., DHIB, A., FERTOUNA-BELAKHAL, M., TURKI, S., & ALEYA, L. (2013).** Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.004>
- **BELFROID A., SEINEN W., GESTEL K.A.M., HERMENS J.M. AND LEEUWEN K., 1995.** Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2 : p.p. 5-15.
- **BELHADJ, H., AUBERT, D., DALI YUCEF, N. (2017).** Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (western Algeria): An assessment of metal pollution. *Comptes Rendus Geoscience*, 349, 412–421. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.013>

- **BELHOUCINE, F., ALIOUA, A., BOUHADIBA, S., & BOUTIBA, Z. (2014).** Impact of some biotics and abiotics factors on the accumulation of heavy metals by a biological model *Merluccius merluccius* in the bay of Oran in Algeria. [En ligne]. [Consulte en 2025]. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 5(6), 33–44. Disponible sur le web : <https://www.innspub.net>.
- **BELLAIR P. AND POMEROL C., 1977.** Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, 528p.
- **Benabdelkader A., 2019.** Sources et transfert des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie) : approche géochimique et hydrochimique. Thèse de doctorat. En cotutelle entre l'Université de Paul Sabatier (France) & l'Université Abou Beker Belkaid (Algérie), 268p.
- **BENABDELKADER A., TALEBB, J.L., PROBST N., BELAIDI A. AND PROBST R., 2018.** Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of the Total Environment*, 626: p.p. 899-914.
- **BENAMAR N., 2011.** Étude de la biologie, de l'exploitation et de la contamination par les métaux lourds (cadmium, plomb et zinc) d'un poisson osseux : la sardinnelle ronde *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. *Thèse de doctorat. L'Université d'Oran*, 130 p.
- **BENFARES, R., SERIDI, H., BELKACEM, Y., & INAL, A. (2015).** Heavy metal bioaccumulation in brown algae *Cystoseira compressa* in Algerian coasts, Mediterranean Sea. *Environmental Processes*, 2(3), 429–439. <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0075-5>
- **BENZAOU, M. Y., BENTAALLAH, M. E. A., BEN NAOUM, B. E., KERFOUF, A., & BOUTIBA, Z. (2015).** HEAVY Metals (Hg, Cd, Pb) Concentrations on *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in Oran Coastal Waters (Western Algeria): New Evidences. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 5(6), p.p. 1–9.
- **BERTIGNAC M., 2004.** Merlu (*Merluccius merluccius*) Stock nord (Divisions IIIa, IV, V, VI, VII et VIII) aide du CIEM. *CIEM (2004)* : p.p. 168–172.
- **BIAGI F., CASOTTI A., SBRANA M. AND VIVA C., 1995.** Reproductive biology and fecundity of red mullet (*Mullus barbatus*) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34p.
- **BLANCHARD C., 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241p.
- **BLIEFERT ET PERRAUD, 2001.** Chimie de l'environnement, air, eau, sols, déchets. DeBoeck, 478p.

- **BONNET C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse, Université de Metz, France, 309p.
- **BOUAZIZ A., SEMROUD R., DJABALI F. AND MAURIN C., 1998A.** Reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) dans la région de Bou-Ismaïl. *Cah. Opt. Méditer.*, 35 : p.p.109–117.
- **BOUAZIZ A., SEMROUD R., DJABALI F. AND MAURIN C., 1998B.** Estimation de la croissance du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région Centre de la cote algérienne par analyse des fréquences de tailles. *Cah. Opt. Méditer.*, 35 : p.p. 35–41.
- **BOUCHOUCHA, M., 2019.** *Étude des pathogènes, des conditions physiologiques et pathologiques impliqués dans les mortalités anormales de moules (Mytilus sp.)* (Thèse de doctorat). Université de Caen Normandie.
- **BRITO, TS, ZARDI, GI, MCQUAID, CD, NICASTRO, KR ET SERRÃO, EA 2020.** EXPANSION mondiale de la moule brune *Perna perna* et sa diversité génétique : une revue. *Marine Environmental Research*, 156 : 104929. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104929>.
- **BURGER J., GOCHFELD M. AND JEWETT S., 2006.** Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka: planning for diverse goals and interests. *Environmental monitoring and assessment*, 123: p.p. 371–391.
- **BUTCHER S.S., CHARLSON R.J., ORIANI G.H. AND WOLFE G.V., 1992.** *GLOBAL Biogeochemical cycles*. Academic Press Inc., (International Geophysics), 292p. ISBN-10: 0121476855 ISBN-13: 978-0121476854.
- **CASAS S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis* en milieu méditerranéen. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon Var, France, 346 p.
- **CHAKRABORTY P., RAMTEKE D., CHAKRABORTY S.N. AND NATH B., 2014.** CHANGES in metal contamination levels in estuarine sediments around India: an assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, 78: 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044>.
- **CHAMLEY H., 2000.** Bases de Sédimentologie. 2ème édition, Ed. Paris : Dunod, 178 p.
- **CHERABI O., 1987.** Contribution à l'étude de la biologie du pageot commun *Pagellus erythrinus* (Linné, 1758) et à l'écologie de la famille des sparidés de la baie d'Alger. Mémoire de Magister, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediene (USTHB), Algérie, 202 p.
- **CHIFFOLEAU J.F., 2001.** La contamination métallique. In : IFREMER, editor, 39p.

- **COJAN I. ET RENARD M., 1999.** Sedimentologie. Ed. Paris : Donud, 418p.
- **COSSA D., 1987.** Le cadmium et le mercure en milieu côtier : Biogéochimie et utilisation du genre *Mytilus* comme indicateur quantitatif. Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences Naturelles. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 383p.
- **DEHN L.A., FOLLMANN E.H., THOMAS D.L., SHEFFIELD G.G., ROSA C., DUFFY L.K. AND O'HARA T.M., 2006.** Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science of the Total Environment*, 362(1): p.p. 103-123.
- **DI BELLA G., LICATA P., BRUZZESE A., NACCARI C., TROMBETTA D., TURCO V.L., DUGO G., RICHETTI A. AND NACCARI F., 2006.** Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environ. Int.*, 32: p.p.705-710.
- **DIEUZEIDE R., NOVELLA M. AND ROLAND J., 1955.** Catalogue des poisons des cotes algériennes. Osteopterygiens. *Bulletin Travaux Station Aquaculture et Pêche Castiglione, n.s.*, 6 : 384p.
- **DJELLOULI, F., KADDOUR, A., BELHOUCINE, F., & ALIOUA, A. (2023).** Heavy metals concentrations in hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) from the Bay of Oran (Mediterranean Sea): Potential human health risk estimation. *Acta Adriatica*, 64(2), p.p.125–133.
- **DURRIEU DE MADRON AND MERMEX GROUP, 2011.** Marine ecosystems responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Prog. Oceanogr.*, 91 : p.p.97-166.
- **EASTWOOD, S. AND COUTURE P., 2002.** Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. *Aquat. Toxicol.*, 58: p.p.43-56
- **EGGLETON J. AND THOMAS K.V., 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30: p.p.973-980.
- **EISLER R., 1981.** Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, Inc., Elmsford.
<https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.3.0600>.
- **EL NAMR A., AZZA K. AND EL SIKAILY A., 2006.** Distribution and statistical analysis of leachable and total heavy metals in the sediments of the Suez gulf. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3): p.p.89-112.

- **EL ZRELLI R., COURJAULT-RADÉ P., RABAOUI L., CASTEL S., MICHEL S. AND BEJAOU N., 2015.** Heavy metal contamination and ecological risk assessment in the surface sediments of the coastal area surrounding the industrial complex of Gabes city, Gulf of Gabes, SE Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*, 101: 922-929. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.047>.
- **FAIRBROTHER A., WENSTEL R., SAPPINGTON K. AND WOOD W., 2007.** Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68: p.p.145-227.
- **FEIX I. AND TREMEL-SCHAUB A., 2005.** Contamination des sols, Transfert des sols vers les plantes. *EDP Sciences - Collection : ADEME*, 414p.
- **FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO, 2018).** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018 – Atteindre les objectifs de développement durable. Rome. Licence : CC BY-NC-SA 3.0 IGO. [En ligne]. [consulté le 3 septembre 2025]. Disponible sur le web : <https://www.fao.org/3/i9540en/I9540EN.pdf>.
- **FORSTNER U., 1987.** Sediment Associated contaminants: An overview of Scientific Bases for distribution of humic substances in profundal sediments of Lake Constance. *Organic Geochemistry*, 32: p.p.3-10.
- **FORSTNER U., 1989.** Contaminated Sediments: Lectures on Environmental Aspects of Particle-Associated Chemicals in Aquatic Systems, Lecture Notes in Earth Sciences 21, Springer-Verlag, Allemagne, 74p.
- **GARNIER C., 2004.** Modélisation et évaluation des équilibres de complexation entre la matière organique naturelle, les métaux traces et le proton. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon Var, France, 207p.
- **GOLDBERG E.D., 1975.** The Mussel Watch - A First Step in Global Marine Monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 6: 111-114. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(75\)90271-4](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(75)90271-4).
- **GONZALEZ-MACIAS C. SCHIFTER I., LLUCH-COTA D.B., MENDEZ-RODRIGUEZ I. AND HERNANDEZ-VASQUEZ S., 2006.** Distribution, Enrichment and Accumulation of Heavy Metals in Coastal Sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environm. Monitoring and Assessment*, 118: 211-230. Doi: 10.1007/s10661-006-1492-8.
- **GRASSE, P.-P. 1960.** *Traité de Zoologie : Anatomie, Systématique, Biologie*. Paris : Masson.
- **GRIMES S., 2010.** Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte algérienne : Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse Doctorat, Université d'Oran, 260p.

- **GUENDOUZI, Y., SOUALILI, D. et al. (2017).** Biological indices and monitoring of trace metals in the mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria): Seasonal and geographical variations. *Thalassas*, 34, 103–112. <https://doi.org/10.1007/s41208-017-0043-0>
- **GUENDOUZI, Y., SOUALILI, D. L., et al. (2020).** Environmental and human health risk assessment of trace metals in the mussel ecosystem from the Southwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 151, Article 110820. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110820>
- **GUEVARA S.R., RIZZO A., et al. (2005).** Heavy metal inputs in northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 265 : p.p.481–493.
- **HÅKANSON L., (1980).** An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: p.p.975–1001.
- **HOMADY M., HUSSEIN H., et al. (2002).** Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environ. Res. A.*, 89: p.p.43-49.
- **INAL A., BACHOUCHE S., et al. (2016).** Les conditions hydrobiologiques des zones de pêche dans le secteur Centre de la côte algérienne en période printanière. Le 1er workshop sur l'éco-toxicologie marine. Thèse de doctorat en sciences de la mer, spécialité environnement marin, *École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL)*, Algérie. P.p.15–16 octobre 2016.
- **INAL AHMED, (2020).** Les traces de métaux dans les sédiments marins et les espèces démersales de la côte algérienne : contribution à l'évaluation du risque écologique. Thèse de doctorat en sciences de la mer, spécialité environnement marin, *École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL)*, Algérie.
- **INAL, A., GUENDOUZI, Y., et al. (2024).** Geographical variability of trace metals and biochemical content in different organs of three demersal fish from the Algerian coast and health risk assessment for consumers. *SSRN Electronic Journal*. [En ligne]. [Consulté le 14 septembre 2025]. Disponible sur le web <https://ssrn.com/abstract=4939320>
- **INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS/INCHEM), 2014A(2014A).** Environmental Health Criteria 001 (Mercury). [En ligne]. [Consulté en 20 septembre 2025]. Disponible sur le web <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc001.htm>.
- **INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS/INCHEM), (2014C).** Environmental Health Criteria 221 (ZINC). [En ligne]. [Consulté en septembre 2025]. Disponible sur le web (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm>).
- **INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS/INCHEM), (2014D).** Environmental Health Criteria 200 (Copper). [En ligne]. [Consulté le 3 septembre 2025]. Disponible sur le web : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>.

- **JAMSHIDI S. AND BASTAMI K.D., (2016).** Metal contamination and its ecological risk assessment in the surface sediments of Anzali wetland, Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 113(1-2): 559-565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.049>.
- **KADDOUR, A., DJELLOULI, F., et al. (2022).** Heavy metal bioaccumulation and genotoxicity in fish (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) from the western Algerian Mediterranean coast. *Applied Ecology and Environmental Research*, 20(6), p.p.5361–5379.
- **KEHRIG, H.A. AND MALM O., (1999).** Methylmercury in fish as a tool for understanding the Amazon mercury contamination. *Appl. Organomet. Chem.*, 13 : p.p.689–696.
- **KEY P.B., WIRTH E.F. AND FULTON M.H., (2006).** A review of grass shrimp, *Palaemonetes spp.*, as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environnemental bioindicators*, 1 : p.p.115–128.
- **KLAVINS M., BRIEDE A., et al. (2000).** Heavy metals in rivers of Latvia. *Science of the Total Environment*, 262: p.p175–183.
- **KOUIDRI, M., DALI YUCEF, N., et al. (2016).** Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 354. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2377-y>
- **KUCUKSEZGIN F., ULUTURHAN E. AND BATKI H., (2008).** Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean). *Environ. Monit. Assess.*, 14: p.p.213–225.
- **LAMOLET J., CHEPEAU C., et al. (1976).** Etude sur les pollutions le long du littoral français du sud de la Mer du Nord. (<https://archimer.ifremer.fr/doc/00060/17099/>).
- **LAOUATI, I., ROUANE-HACENE, et al. (2021).** The mussel caging approach in the assessment of trace metal contamination in southern Mediterranean coastal waters: a multi-biomarker study. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15203-8>
- **LECOINTRE G. ET LE GUYADER H., (2009).** Classification phylogénétique du vivant. Illustrations D. VISSET. Paris, Berlin, 3ème édition (1ère édition 2001).
- **LEGORBURU I., CANTON L. ET MILLAN E., (1988).** Niveaux en métaux traces dans les poissons de rivière Unda (Espagne) Anguillidae, Mugillidae et Salmonidés. *Environ. Technol. Lett.*, 9 : p.p.1373-1378.
- **Liu W.X., Li X.D., et al. (2003).** Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River estuary. *Environ. Pollut.*, 121 : p.p.377-388.
- **MARCOVECCHIO J.E AND MORENO V.J., (1993).** Cadmium, Zinc and total mercury levels in the tissues of several fish species from La Plata River estuary, Argentina. *Environ. Monit. Assess.*, 25(2): p.p.119-130.
- **MARTINELLI I., (1999).** Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain, vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat. INSA Lyon, 207p.

- **MARTÍNEZ-GÓMEZ C., FERNÁNDEZ B., et al. (2012).** Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: p.p.50-59.
- **MASSON M., BLANC G. AND SCHÄFER J., (2006).** Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Sci. Of Total Environ.*, 370: p.p.133-146.
- **MCDONALD, JH, SEED, R., & KOEHN, RK (1991).** Allozymes et caractères morphométriques de trois espèces de *Mytilus* dans les hémisphères nord et sud. *Marine Biology*, 111 : p.p.323-333.
- **MERGLER O., (2002).** Review of neurobehavior deficits and river fish consumption from the Tapajs (Brazil) and St. Lawrence (Canada). *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 12: p.p.93-99.
- **MILLOT C., (1985).** Some features of the Algerian Current. *Journal of Geophysical Research*, 90 : p.p.7169–7176.
- **MILLOT C., BENZOHR M. AND TAUPIER-LETAGE I., (1997).** Circulation of Algeria inferred from the MediproDV current meters. *Deep Sea Res.*, 44 (9–10): 1467–1495.
- **MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (MATE), (2002).** Rapport sur l'état et l'avenir du littoral. Ministère de l'aménagement du territoire, Algérie, 99p.
- **MIQUEL G., (2001).** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 346p.
- **MORTON B. AND BLACKMORE G., (2001).** South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1236-1263.
- **MÜLLER G., (1969).** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geo. Journal*, 2: p.p.108-118.
- **MULLER G., (1981).** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemiker-Zeitung*, 105: p.p.157-164.
- **NEY J.J. AND VAN HASSEL J.H., (1983).** Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 701-706. <https://doi.org/10.1007/BF01060754>.
- **NRIAGU, J.O., (1996).** A history of global metal pollution. *Science* 272, p.p.223-224.
- **OFFICE NATIONAL DE LA METEOROLOGIE (ONM), (2005).** Office National de la Météorologie. Relève météorologique 1993-2004.

- **ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE (OMS), (1993, 1996).** Évaluations toxicologiques des substances chimiques dans l'environnement. Série de Rapports techniques, n° 837." Genève, Suisse : OMS.
- **OUALI, N., BELABED, B.E., &CHENCHOUNI, H. (2018).** Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 639, 156–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- **PEDERSEN F., BJØRNESTAD E., et al. (1998).** Characterization of sediments from Copenhagen Harbour by use of biotests. *Water Sci. Technol.*,37: 233-240. Doi: 10.1016/S0273-1223(98)00203-0.
- **PHILLIPS D.J.H. (1980).** Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science Pub. London (UK), 455p.
- **PHILLIPS D.J.H. AND RAINBOW P.S., (1994).** Biosurveillance des contaminants aquatiques traces. Springer Netherlands. 37(1) : 371 p. Doi : 10.1007/978-94-011-2122-4.
- **POWER E.A. AND CHAPMAN P.M., (1992).** Assessing sediment quality. In: Burton, G.A.J. (Eds): *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis, Chelsea, MI, USA, p.p.1–18.
- **RAMADE F., (1998).** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Edi science Paris, France. 785p.
- **RIDGWAY J. AND SHIMMIELD G., (2002).** Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on continental shelf seas. *Estuary. Coast. Shelf Sci.* ,55: 903-928. <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1035> .
- **ROUANE-HACENE, O., BELHAOUARI, B., &BOUTIBA, Z. (2012).** Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 2(9), p.p.446–452.
- **ROUANE-HACENE, O., BOUTIBA, Z., et al. (2015).** Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, 57(4), 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2015.07.004>.
- **ROYAL COMMISSION ON ABORIGINAL PEOPLES (RCAP), (1996).** Report of the Royal Commission on Aboriginal Peoples: Gathering Strength. Canada Communications Group., 3, 668p.
- **SALOMONS W., FORSTNER U., (1984).** Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany. 1, 352p. Doi: 10.1007/978-3-642-69325-0.
- **SANTOS L.R., SILVA-FILHO E.V., SCHAEFER C., ALBUQUERQUE-FILHO M.R. AND CAMPOS L.S., (2005).** Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island. *Marine Pollution Bulletin*, 50 : p.p.185-194.

- **SCHNEIDER G., (2001).** Boues de curage des cours d'eau. *Le courrier de l'Environnement de l'INRA.*, 43 : p.p.146-147.
- **SEND U., FONT J., et al. (1999).** Recent advances in studying the physical oceanography of the western Mediterranean Sea. *Prog. Oceanogr.*, 44: p.p.37-64.
- **SIN S.N., CHUA H., LO W., (2001).** Assessment of heavy metals cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environ. Int.*, 26(5): p.p.297-301.
- **SOLIMAN F.N., NASR S.M. AND OKBAH M.A., (2015).** Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13(2015): 70. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>.
- **SPAN, D., (1984).** Etude par fractionnement chimique de la distribution des métaux traces dans les sédiments marins récents : le Delta du Rhône, les golfes de St Raphael et de Cannes- La Napoule. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 252p.
- **SUQUET M., PERSON LE RYVET J., (2001).** Les rougets barbets (*Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*). Biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. Ifremer éditions, 4p.
- **SUTHERLAND R.A., (2000).** Bed Sediment-Associated Trace Metals in an Urban Stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39 : p.p.611–627.
- **SWARNALATHA K., LETHA J. AND AYOUB S., (2013).** Ecological risk assessment of a tropical lake system. *Journ. Urban Environ. Eng.*, 7(2): p.p.323-329. <https://doi.org/10.4090/juee.2013.v7n2.323329>.
- **TAM N.F.Y. AND WONG Y.S., (2000).** Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut.*, 110: p.p.195-205.
- **TAYLOR S.R. AND MCLENNAN S.M., (1995).** The geochemical evolution of the continental crust. *Rev. Geophys.*, 33: p.p.241-265.
- **TAYLOR S.R., (1964).** Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28(8): 1273–1285. Doi: 10.1016/0016-7037(64)90129-2.
- **TOMLINSON D.L., WILSON J.G., et al. (1980).** Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Environ. Eval.*, 33: p.p.566–575.

- **TUREKIAN K. AND WEDEPOHLK H., (1961).** Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72: 175–192.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA), (1992).** Framework for ecological risk assessment. *Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001*, Washington, DC.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA), (1998A).** *NATIONAL Sediment Bioaccumulation Conference proceedings*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA), (1998B).** *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-95/002F, Washington, DC.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA), (2002).** *A review of the reference dose and reference concentration processes*. Prepared for the Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Final Report EPA/630/P-02/002F.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA), 2016(2016).** *Risk Based Concentration Table*. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, Washington.
- **USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., et al. (2000).** Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait database? *Hydrobiologia*, 422–423: p.p.153–162.
- **WINDOM H.L., SCROPP S.J., et al. (1989).** Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environ. Sci. Tech.*, 23: p.p.314–320.
- **YAO K., MARCELLIN S., et al. (2009).** Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ébrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 42(2) : p.p.280–289.
- **YUAN C.G., SHI J., et al. (2004).** Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environment International*, 30: p.p.769-783.
- **YUAN C.G., SHI J.B., et al. (2004).** Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environment International*, 30(6): p.p.769-783.

- **ZEGHDOUDI, F., TANJIR, L.M., et al. (2019).** Concentrations of trace-metal elements in the superficial sediment and the marine magnophyte, *Posidonia oceanica* (L) Delile, 1813 from the Gulf of Skikda (Mediterranean coast, East of Algeria). *Cahiers de Biologie Marine*, 60, 223–233. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.BBC0ABC8>
- **ZHANG L. AND WANG W.X., (2007).** Waterborne cadmium and zinc uptake in a euryhaline teleost *Acanthopagrus schlegelii* acclimated to different salinities. *Aquatic Toxicology*, 84(2): p.p.173-181.
- **ZINGDE M.D., ROKADE V.A. AND MANDALIA A.V., (1988).** Heavy metals in Mindhola river estuary, India. *Mar. Pollut. Bull.*, 19: p.p.538-540.

Annexes

Tableau 38 : Situation géographique (latitude, longitude) des sites de prélèvements des sédiments superficiels.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
Athmani et al., 2022	El Kala	2009	36°53' N	08°20' E
Ahmed et al., 2018	El Kala	2015	36°58 N 37°08 N 36°59 N 36°59 N 37°10 N 37°07 N	08°26 E 08°01 E 08°18 E 08°18 E 08°20 E 08°09 E
Ouali et al., 2018	Annaba	2016	36°58'N- 36°58' N	8°15'E- 7°47' E
Laouati et al., 2021	Annaba	2017	36°52' N 36°54' N 36°56' N 36°54' N	7°46' E 7°46' E 7°45' E 8°8' E
Zeghdoudi et al., 2019	Skikda	2010	36°54' N 36°53' N 36°56' N	6°52' E 6°53' E 6°53' E
Ahmed et al., 2018	Skikda	2015	36°58 N 36°58 N 37°00 N 37°00 N	07°07 E 07°02 E 07°12 E 06°55 E
Bacouche&Benfares, 2017	Bou-Ismaïl	2012	36,902°– 36,913°N	20,51°– 36,99° E
Ahmed et al., 2018	Bou-Ismaïl	2015	36°38 N 36°42 N	02°43 E 02°39 E
Bachouche et al., 2017	Alger	2012	36,902°– 36,913° N	20,51°–36,99° E
Ahmed et al., 2018	Alger	2015	36°47 N 36°47 N 36°42 N	03°11 E 03°25 E 02°45 E
Ahmed et al., 2018	Bejaia	2015	36°41 N 36°39 N	05°19 E 05°19 E
Ahmed et al., 2018	Oran	2015	35°55 N 36°02 N 35°34 N	00°17. W 00°08 W 01°09 W
Guendouzi et al., 2020	Oran	2017	35° 48' N	0° 29' W
Kouidri et al., 2016	Ain- Témouchent	2012	35°16' N 35°19' N 35°18' N 35°28' N	30°17 'W 1°28' W 1°23' W 1°20' W
Belhadj et al., 2017	Ghazaouet	2010	37° 25' N	122° 05' W

Tableau 39 : Localisation des traits de pêche exploites dans la présente étude pour le Rouget de vase.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
Bachouche et al., 2017	Alger	2012	36,902°– 36,913° N	20,51°–36,99° E
Inal et al., 2024	Alger	2015	36°46– 36°46,985 N	003°07–003°10 E
Bachouche et al., 2017	Bou-Ismaïl	2012	36,902°– 36,913° N	20,51°–36,99° E
Inal et al., 2024	Bou-Ismaïl	2015	36°49–36°52 N 36°36–36°36,532 N 36°40–36°42 N	002°45–002°51 E 002°31–002°34 E 002°36–002°40 E
Inal et al., 2024	Beni Saf	2015	35°37–35°35 N	001°07–001°10 W
Inal et al., 2024	Arzew	2015	35°12–35°11 N	001°55–001°59 W
Inal et al., 2024	Ghazaouet	2015	35°07–35°07,829 N 35°17–35°19 N 35°18–35°16 N	002°11–002°08 W 001°45–001°41 W 001°40–001°43 W
Aissioui et al., 2021	Bejaïa	2017	36.75° N	5.10° E
Atoui et al., 2019	Skikda	2017	36°5–36°15 N	7°15–7°30 E
Atoui et al., 2019	Jijel	2017	36°30–37° N	5°30–6°15 E

Tableau 40 : Localisation des traits de pêche exploites dans la présente étude pour le Merlu.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
Belhoucine et al., 2014	Oran	2010	35°42 N 35°37 N	000°37 W 000°39 W
Djellouli et al., 2023 et KADDOUR et al., 2022	Oran	2020	35°43 N	00°38 E
Inal et al., 2024	Bou-Ismaïl	2015	36°49–36°52 N 36°36–36°36,532 N 36°40–36°42 N	002°45–002°51 E 002°31–002°34 E 002°36–002°40 E
Inal et al., 2024	Beni Saf	2015	35°37–35°35 N	001°07–001°10 W
Inal et al., 2024	Ghazaouet	2015	35°07–35°07,829 N 35°17–35°19 N 35°18–35°16 N	002°11–002°08 W 001°45–001°41 W 001°40–001°43 W
ALIK et al., 2021 et ALIK et al., 2024	Bejaia	2016	36°45 N	5°19 E
ALIK et al., 2024	Jijel	2016	36°10–36°50 N	5°25–6°30 E
ALIK et al., 2024	Annaba	2016	36°54 N	7°46 E

Tableau 41 : Localisation des traits de pêche exploites dans la présente étude pour le Pageot.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
Inal et al., 2013, 2024	Alger	2015	36°46– 36°46 N	003°07–003°10 E
Inal et al., 2013, 2024	Bou-Ismaïl	2015	36°49–36°52 N 36°36–36°36 N 36°40–36°42 N	002°45–002°51 E 002°31–002°34 E 002°36–002°40 E
Inal et al., 2013, 2024	Beni Saf	2015	35°37–35°35 N	001°07–001°10 W
Inal et al., 2013, 2024	Arzew	2015	35°12–35°11 N	001°55–001°59 W
Inal et al., 2013, 2024	Ghazaouet	2015	35°07–35°07 N 35°17–35°19 N 35°18–35°16 N	002°11–002°08 W 001°45–001°41 W 001°40–001°43 W

Tableau 42 : Localisation des traits de pêche exploites dans la présente étude pour la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
O. Rouane-Hacen et al., 2015 et 2012 Benzaoui et al., 2015	Oran	2010	35°42 N 35°42 N	38°26 W 38°27 W
I.Benali et al., 2016	Oran	2014	35°42 N 35°50 N	2°58 W 0°29 W
I.Benali et al., 2016	Ain T'émouchent	2014	35°26 N 35°34 N	1°14 W 1°08 W
Guendouzi et al., 2017 I.Benali et al., 2016	Mostaganem	2014	35°57 N 35°58 N 36°7 N	0°05 W 0°05 W 0°15 W
Guendouzi et al., 2020	Alger	2017	36°47 N	3°19 E
Guendouzi et al., 2020	Skikda	2017	36°59 N	6°34 E

Tableau 43 : Localisation des traits de pêche exploites dans la présente étude pour la moule *Perna perna*.

Auteur (année)	Région	Année prél.	Latitude	Longitude
B.E. Belabed et al., 2008	Annaba	2005	36°58 N 36°55 N 36°55 N	008°15 E 007°45 E 007°45 E
B.E. Belabed et al., 2013	Annaba	2006	36°52 N 36°54 N 36°55 N 36°58 N	007°46 E 007°46 E 007°45 E 007°46 E
Louati et al., 2021	Annaba	2017	36°52 N 36°54 N 36°56 N	007°46 E 007°46 E 007°45 E

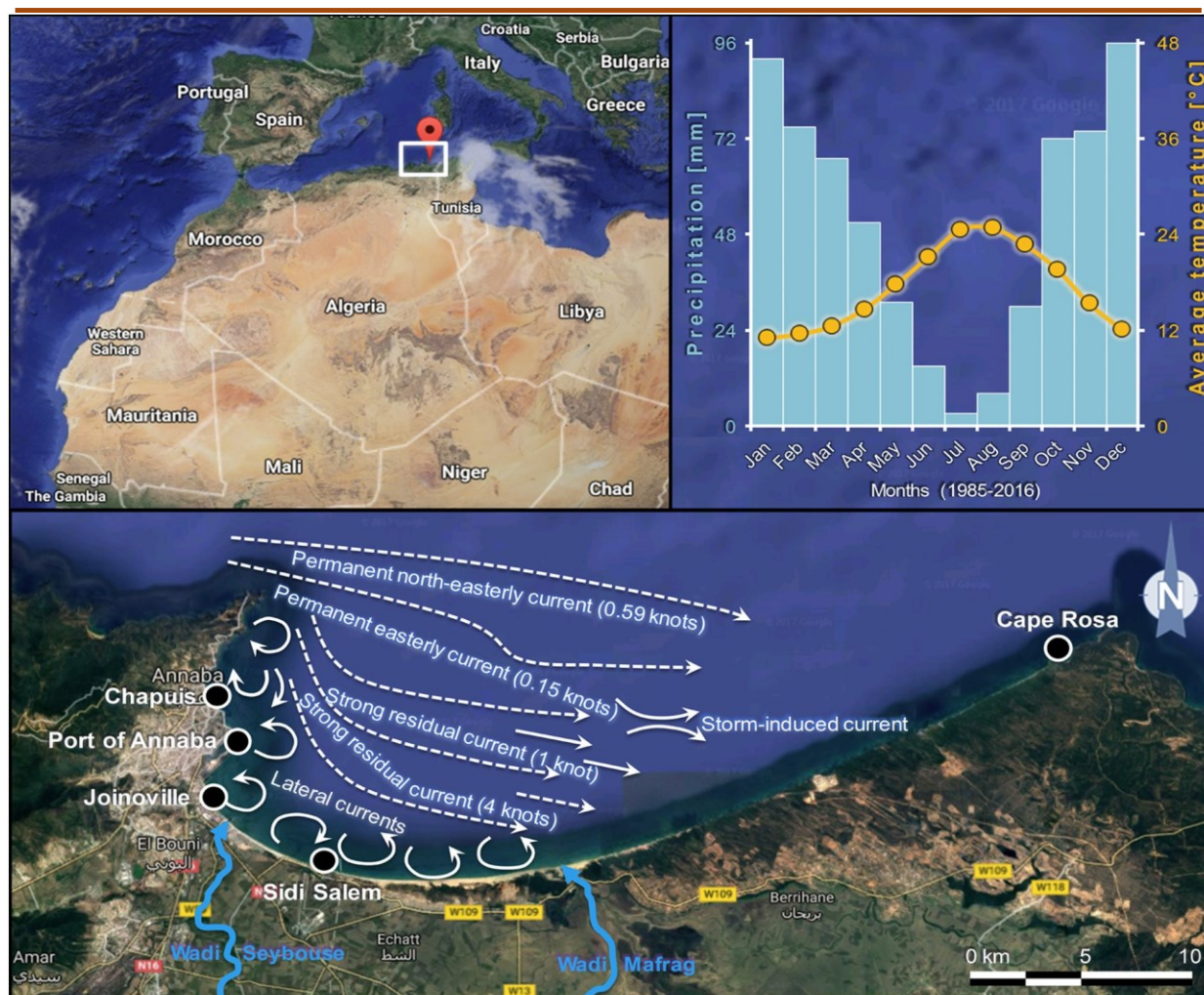


Figure 38 : Carte du golfe d'Annaba montrant l'emplacement des cinq sites d'échantillonnage ainsi que les principaux courants marins et processus régissant la dynamique marine du golfe. Le graphique en haut à droite représente le diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls d'Annaba (nord-est de l'Algérie) (Ouali et al., 2018).

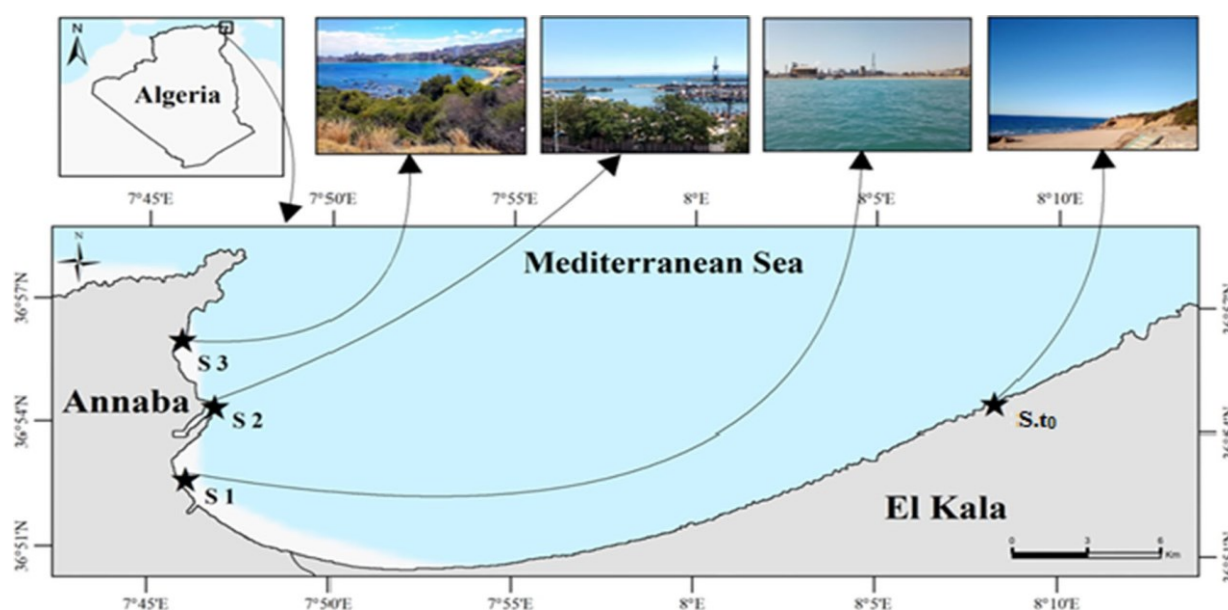


Figure 39 : Carte géoréférencée représentative des sites d'étude (Laouati et al., 2021).



Figure 40 : *Posidonia oceanica*. Image satellite de la zone d'étude et de l'emplacement des sites d'échantillonnage et des rejets dans le golfe de Skikda (image modifiée de Google Earth) (Zeghdoudi et al., 2019).

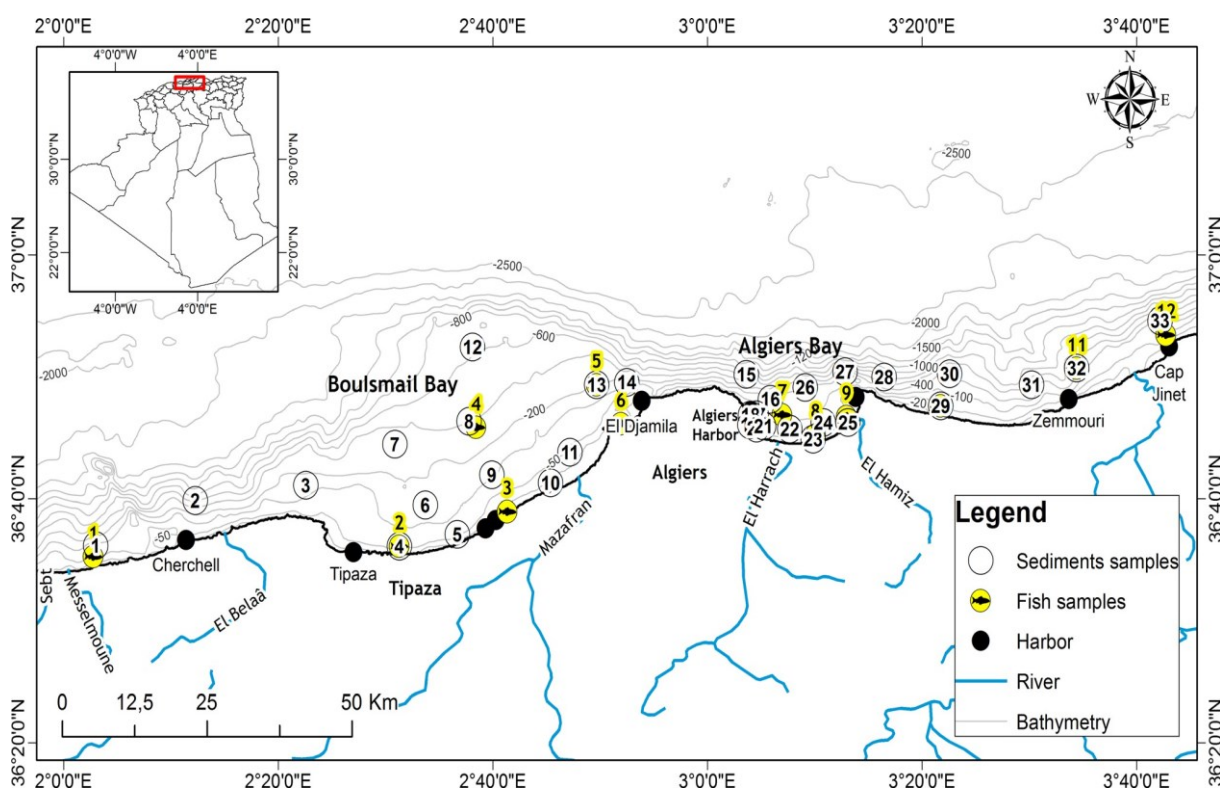


Figure 41 : Carte de localisation des sites d'échantillonnage (Bachouche et al., 2017).

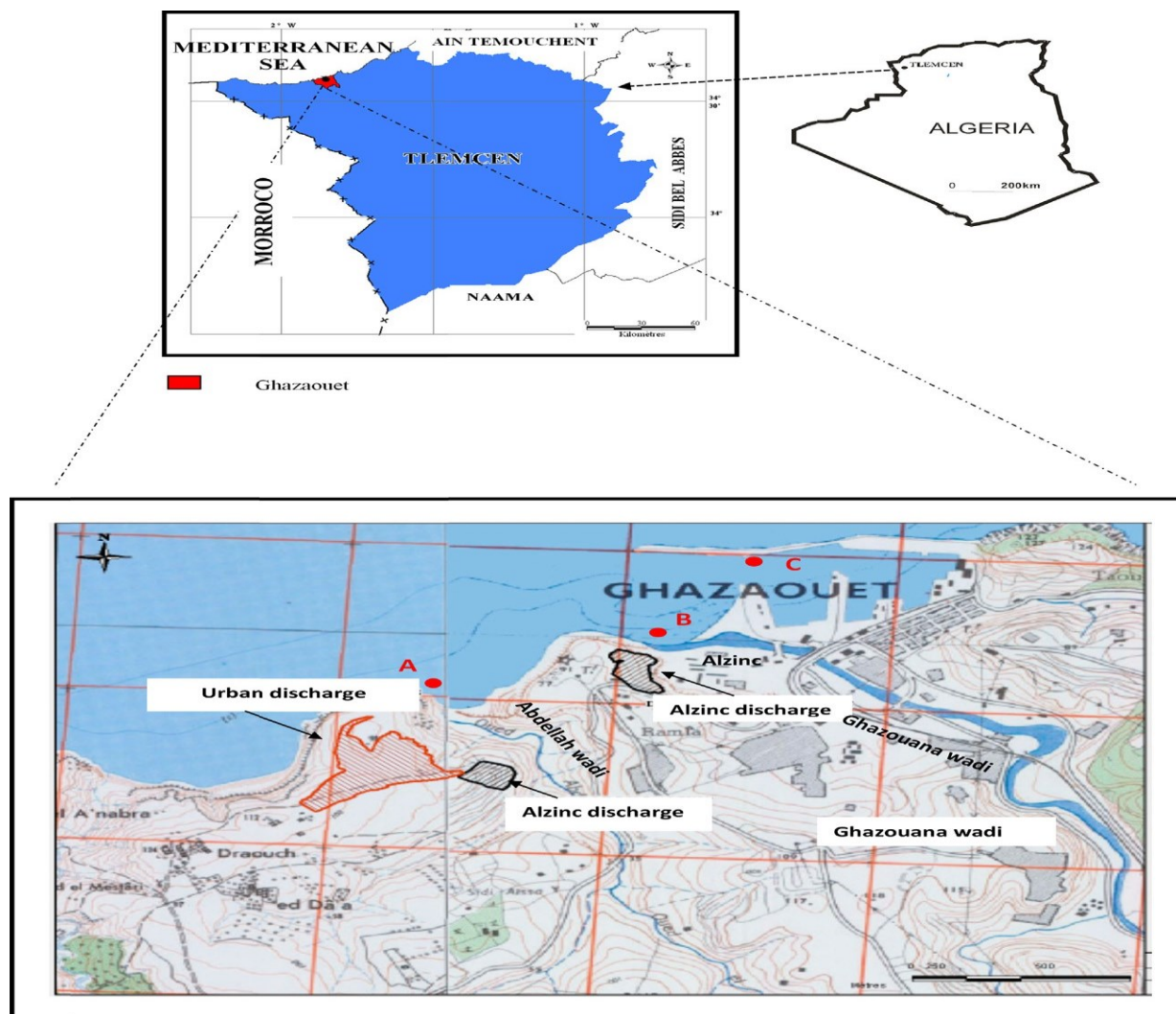


Figure 42 : Carte de la zone étudiée montrant la zone de Ghazaouet (A : Plage de Wadi Abdella, B : Plage de Wadi Ghazouana et C : Port de Ghazaouet), où les échantillons ont été prélevés (Belhadj et al., 2017).

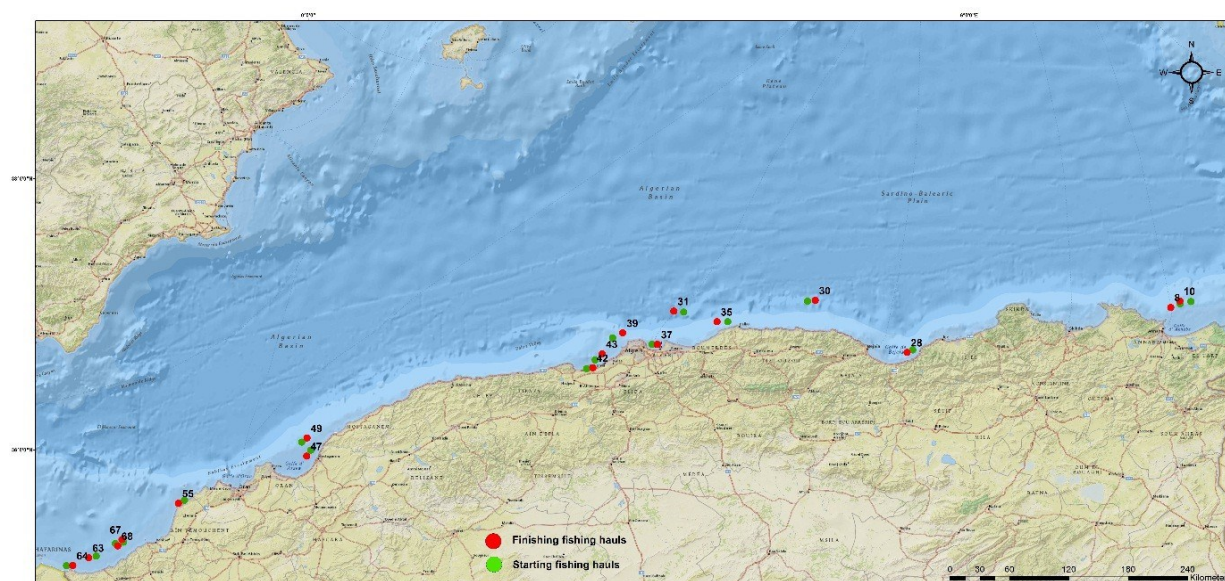


Figure 43 : Localisation des prises de pêche le long de la côte algérienne (Inal et al., 2024).

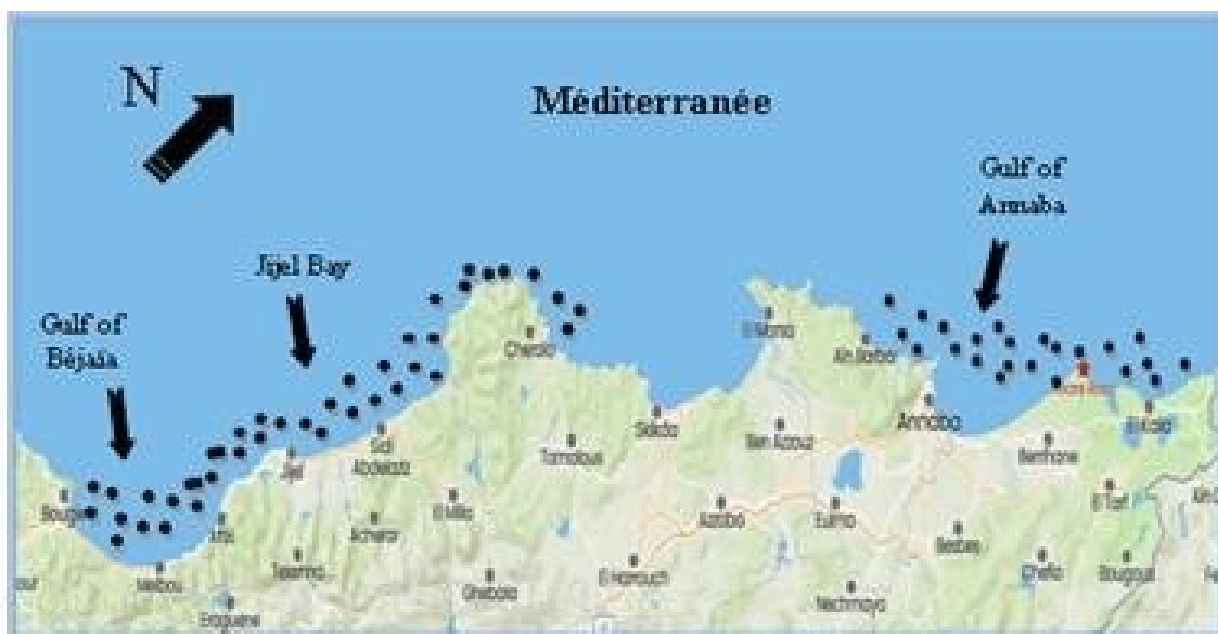


Figure 44 : Image satellite illustrant les zones d'étude de *Merluccius merluccius* dans le secteur oriental algérien (ALIK et al., 2024).

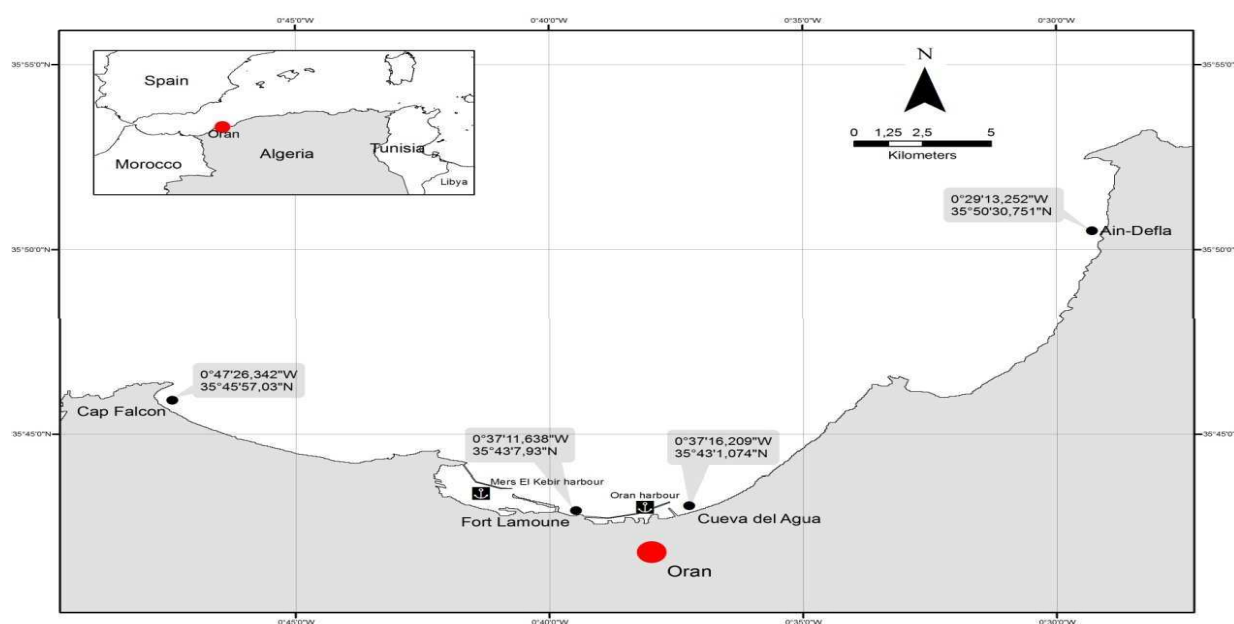


Figure 45 : Sites d'échantillonnage de *Mytilus galloprovincialis* dans les eaux côtières d'Oran (Benzaoui et al., 2015).

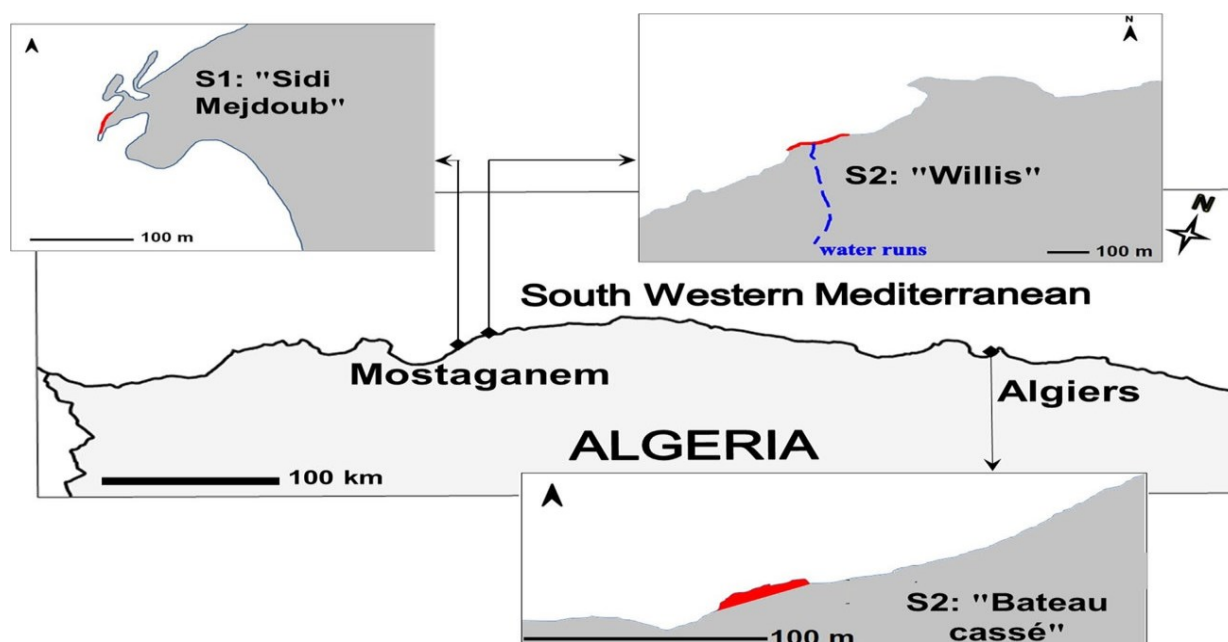


Figure 46 : Sites d'échantillonnage dans le sud-ouest de la Méditerranée : (S1) Bsidi Mejdoub[^], (S2) BWillis[^] et (S3) Bbateau cassé[^] (Guendouzi et al., 2017).

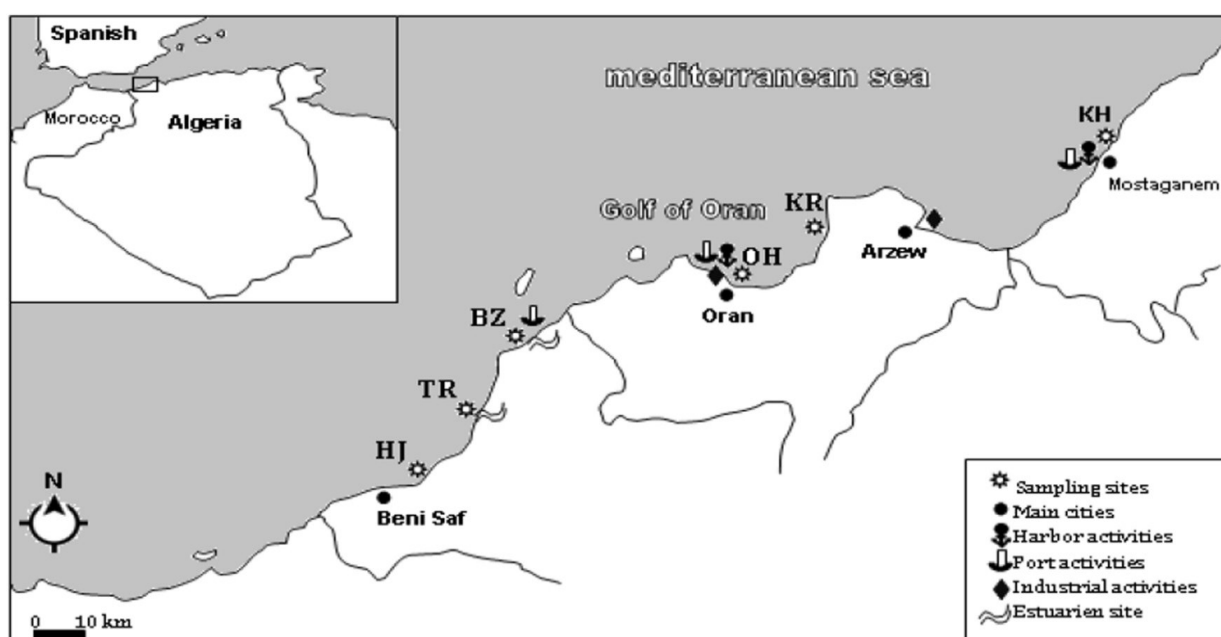


Figure 47 : Caractéristiques schématiques et localisation des six sites d'échantillonnage sélectionnés le long de la côte ouest algérienne (I. Benali et al., 2016).

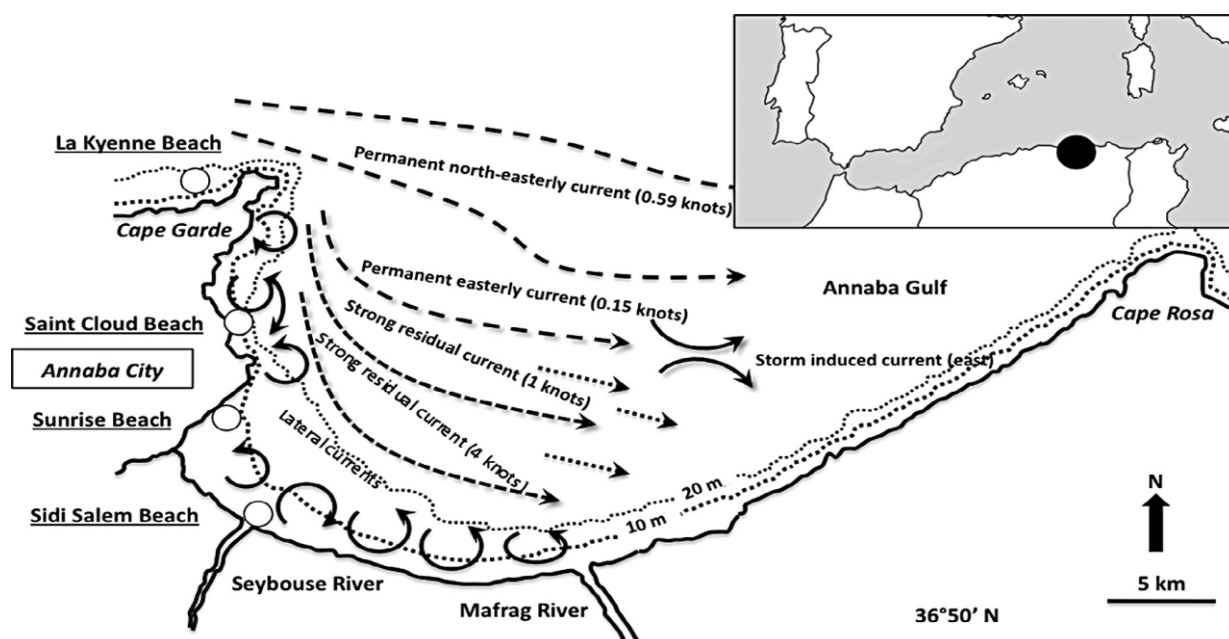


Figure 48 : Carte des quatre stations d'échantillonnage et des principaux processus régissant la dynamique marine dans le golfe d'Annaba (Algérie) (B.E. Belabed et al., 2013).