

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

Democratic and Popular Republic of Algeria

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ministry of Higher Education and Scientific Research

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

École Nationale Supérieure Vétérinaire. Rabie Bouchama.

Higher National Veterinary School. Rabie Bouchama.

المدرسة الوطنية العليا للبيطرة



N° d'ordre : 01/Doc.LMD/2024

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de **Doctorat 3^{ème} cycle (LMD)**

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Vétérinaires

Spécialité : Gestion et maîtrise de la qualité et de la sécurité sanitaire
des aliments.

THÈME

**Eléments traces métalliques dans la filière de l'aquaculture.
Evaluation et étude de risque sur le consommateur.**

Présenté par : M. KHELLAF Boubeker

Soutenu publiquement, le 08/01/2024 devant le jury :

Mme. L. AINOUS	MCA (ENSV)	Présidente.
Mme. L. BOUAYAD	Pr (ENSV)	Rapporteur.
M. A. BENOUDAH	Pr (Université d'Alger 1)	Co-rapporteur.
M. M. ZAOUANI	MCA (ENSV)	Examineur.
M. A. YAHIA	MCA (ISV- Blida)	Examineur .
Mme. I. GHOURI	MCA (ISV- Blida)	Examinatrice.
M. T.M. HAMDI	Pr (ENSV)	Invité.
M. P. JITARU	Dr (Anses - Paris)	Invité.
Mme. R. CHEKRI	Dr (Anses - Paris)	Invitée.

Année universitaire : 2023/2024.

RESUME

Cette étude a été réalisée dans le but de fournir des données nouvelles concernant les concentrations d'arsenic (As), de mercure (Hg), de cadmium (Cd) et de plomb (Pb) dans les tissus musculaires de différentes espèces de poissons, notamment le tilapia gris (*Oreochromis niloticus*), le tilapia rouge (croisement de *O. niloticus* X *O. mossambicus*), la daurade (*Sparus aurata*) et le bar (*Dicentrarchus labrax*), élevés dans quatre fermes piscicoles en Algérie, qu'elles soient marines ou continentales.

Nous avons prélevé des échantillons de poissons, d'aliments destinés à ces poissons, ainsi que d'eau dans la zone d'élevage. Le dosage des éléments trace métalliques (ETM) a été réalisé au moyen d'une méthode d'analyse accréditée par le COFRAC (LSA-INS-0084), reposant sur la spectrophotométrie de masse par plasma à couplage inductif. Ensuite, nous avons procédé à une évaluation du risque sanitaire lié à l'exposition du consommateur Algérien à ces polluants chimiques, y compris la dose journalière d'exposition (DJE), le quotient de danger (THQ), l'indice de danger (HI) et l'estimation du risque cancérigène (CR).

Les concentrations moyennes enregistrées d'As dans la chair du tilapia rouge, de la daurade, du tilapia gris et du bar étaient respectivement de 1.56, 0.84, 0.42 et 0.39 pour l'As, et de 0.07, 0.05, 0.02 et 0.08 pour le Hg (exprimées en mg/kg de poids frais (ww)). Cependant, il convient de noter que nous avons observé de très faibles niveaux de contamination par le Cd et le Pb. Il est également important de noter que l'As est plus présent dans les poissons élevés dans des fermes continentales. En revanche, le Hg est davantage observé dans les poissons élevés dans des fermes marines ($p < 0.05$).

Une relation négative a été observée entre le taux d'As dans le tissu musculaire et la taille des poissons, avec une concentration de 0.89 mg/kg (ww) pour les poissons qui n'ont pas encore atteint la taille marchande, comparée à une concentration de 0.72 mg/kg (ww) pour les poissons atteignant ou dépassant la taille marchande. À l'inverse, une relation positive a été notée pour le Hg, avec une concentration de 0.04 mg/kg (ww) pour les poissons qui n'ont pas encore atteint la taille marchande, comparée à une concentration de 0.06 mg/kg (ww) pour les poissons prêts à la consommation humaine ($p < 0.05$).

Au cours de cette étude, nous avons enregistré des taux relativement élevés d'ETM dans l'alimentation des poissons concernés contrairement aux concentrations observées dans les échantillons d'eau de surface, qui étaient faibles.

Nos résultats concernant la contamination des poissons étudiés par les ETM sélectionnés étaient inférieurs aux seuils limites réglementaires. De plus, le quotient de danger (THQ) et l'indice de danger (HI) étaient également inférieurs à la valeur seuil de "1". Cela indique que la consommation des poissons étudiés dans cette étude n'est pas susceptible d'avoir des effets néfastes non cancérigènes sur la santé humaine. L'estimation du risque cancérigène (CR) associé à la consommation des poissons étudiés a révélé des niveaux de CR dépassant le seuil d'acceptabilité (10^{-4}) uniquement pour l'As dans le tilapia rouge (3.75×10^{-4}) et les daurades (2.03×10^{-4}). Ces valeurs enregistrées suggèrent un risque probable de développer un cancer au cours de la vie pour les individus consommant ces deux espèces poissons.

Mots clés: Poissons d'élevage, Fermes piscicole Algériennes, ETM, ICP-MS, Evaluation des risques, quotient de danger.

Abstract

This study was conducted to provide new data on the concentrations of arsenic (As), mercury (Hg), cadmium (Cd), and lead (Pb) in the muscle tissues of gray tilapia (*Oreochromis niloticus*), red tilapia (crossbreed of *O. niloticus* X *O. mossambicus*), seabream (*Sparus aurata*), and seabass (*Dicentrarchus labrax*), raised in four fish farms in Algeria, both marine and continental.

We collected samples of fish, the feed intended for these fish, as well as water from the farming area. The analysis of trace metal elements (ETM) was carried out using a method accredited by COFRAC (LSA-INS-0084), based on inductively coupled plasma mass spectrometry. Subsequently, we assessed the health risk associated with the exposure of Algerian consumers to these chemical pollutants, with estimated daily intake (EDI), the target hazard quotient (THQ), the hazard index (HI) and the estimation of carcinogenic risk (CR).

The average concentrations recorded in the flesh of red tilapia, seabream, gray tilapia, and seabass were 1.56, 0.84, 0.42, and 0.39 for As, and 0.07, 0.05, 0.02, and 0.08 for Hg, (expressed on mg/kg wet weight basis (ww)). It should be noted that we observed very low levels of contamination by Cd and Pb. It is also important to note that arsenic is more prevalent in fish raised in continental farms. On the other hand, mercury is more commonly observed in fish raised in marine farms ($p < 0.05$).

A negative correlation was observed between the As content in the muscle tissue and the size of the fish, with 0.89 mg/kg ww for fish of pre-market size, compared to 0.72 mg/kg ww for fish ready for the market. Conversely, a positive correlation was noted for mercury, with 0.04 mg/kg ww for fish of pre-market size, compared to 0.06 mg/kg ww for fish ready for human consumption ($p < 0.05$).

During this study, relatively high levels of ETM were recorded in the feed of the fish studied, in contrast to the concentrations observed in surface water samples, which were low.

The results of contamination by the selected ETM in the studied fish were below the regulatory limit thresholds. Additionally, the hazard quotient (THQ) and the hazard index (HI) were below the threshold of "1." This suggests that the consumption of the fish studied in this research is not likely to cause non-carcinogenic adverse effects on human health. The estimation of carcinogenic risk (CR) through the consumption of the studied fish revealed levels of CR that exceeded the acceptability threshold (10^{-4}) for As in red tilapia (3.75×10^{-4}) and sea bream (2.03×10^{-4}). These recorded values may indicate a potential risk of developing cancer over the lifetime of an individual consuming these two fish species.

Key words: Farmed fish, Algerian fish farms, ETM, ICP-MS, risk assessment, danger quotient.

ملخص

تم إجراء هذه الدراسة لتوفير بيانات جديدة عن مستويات الزرنيخ (As) والزنابق (Hg) والكاديوم (Cd) والرصاص (Pb) في الأنسجة العضلية للبلطي الرمادي (*Oreochromis niloticus*) والبلطي الأحمر (تهجين (*O. niloticus* X *O. mossambicus*)) ، سمك القاجور (*Sparus aurata*) و سمك ذئب البحر

(*Dicentrarchus labrax*) ، و ذلك في أربع مزارع سمكية جزائرية (مزارع بحرية و قارية).

قمنا بجمع الأسماك، غذاءها و كذا المياه في منطقة التربية. من أجل قياس نسبة تلوثها بالعناصر المعدنية . في هذا العمل استخدمنا طريقة تحليل (LSA-INS-0084) معتمدة من طرف COFRAC و بعدها تمت مقارنة النتائج المسجلة مع الحدود التنظيمية الوطنية والدولية ، متنوعة بتقييم للمخاطر الصحية لهذه الملوثات الكيميائية التي يتكدها المستهلك الجزائري و ذلك بحساب قيم الجرعات اليومية ، حاصل الخطر، مؤشر الخطر و تقدير المخاطر المسببة للسرطان.

العنصر الأكثر وجوداً في عيناتنا كان الزرنيخ. متوسط التركيزات المسجلة في لحم البلطي الأحمر، القاجور ، البلطي الرمادي، ذئب البحر كانت على التوالي : 1.56 ؛ 0.84 ؛ 0.42 ؛ 0.39 يليه الزنابق : 0.07 ؛ 0.05 ؛ 0.02 ؛ 0.08 ملغ / كلف من الوزن الطازج . وتجدر الإشارة أيضاً إلى أن الزرنيخ يتواجد أكثر في الأسماك التي تربي في المزارع القارية. من ناحية أخرى ، يلاحظ الزنابق أكثر في الأسماك التي تربي في المزارع البحرية ($p < 0.05$) . لاحظنا مستويات منخفضة للغاية من التلوث بالكاديوم و الرصاص.

لوحظ وجود علاقة سلبية بين معدل الزرنيخ في الأنسجة العضلية وحجم الأسماك، بمقدار 0.89 ملغ / كلف بالنسبة للأسماك التي ليس لها حجم التجاري، مقابل 0.72 ملغ / كلف من الوزن الطازج للأسماك التي لها أو تزيد عن الحجم التجاري. ولوحظ عكس ذلك بالنسبة للزنابق (علاقة إيجابية) مع 0.04 ملغ / كلف للأسماك التي لم تصل بعد إلى حجم التجاري ، مقابل 0.06 ملغ / كلف من الوزن الطازج للأسماك الجاهزة للاستهلاك ($p < 0.05$) .

خلال هذه الدراسة ، سجلنا مستويات عالية نسبياً من العناصر المعدنية التي تمت دراستها في النظام الغذائي للأسماك المعنية بهذا العمل. عينات من المياه السطحية من كل مزرعة سمكية تمت دراستها. كانت جميع التركيزات المتوسطة المرصودة لـ As و Hg و Pb أقل من حد القياس أو حتى أقل من حد الكشف للجهاز المستعمل، باستثناء الزرنيخ في مزارع الأسماك البحرية في بجاية و الشلف 0.11 و 0.08 ملغ/كلف من المياه على التوالي.

كانت نتائج التلوث بالعناصر المعدنية التي تمت دراستها أقل من عتبات الحد التنظيمي الوطني و الدولي. بالإضافة إلى ذلك ، فإن تقييم المخاطر السمية للمستهلك ، بما في ذلك : حاصل الخطر و مؤشر الخطر أقل من العتبة "1" ، وهذا يشير إلى أن استهلاك الأسماك المعنية بهذه الدراسة ليس من المحتمل أن يكون لها آثار ضارة غير سرطانية على صحة الإنسان.

أظهر تقدير المخاطر المسببة للسرطان (CR) عن طريق استهلاك الأسماك المدروسة أن مستويات خطر الإصابة بالسرطان تتجاوز عتبات القبول البالغة 10^{-4} بالنسبة للزرنيخ و ذلك في البلطي الأحمر (3.75×10^{-4}) وسمك القاجور (2.03×10^{-4}). هذه القيم المسجلة قد تدل على إمكانية وقوع في خطر الإصابة بالسرطان خلال حياة الفرد الذي يستهلك هذه الأسماك

الكلمات المفتاحية:

تربية الأسماك ، المزارع السمكية الجزائرية، العناصر المعدنية ، تقييم المخاطر، حاصل الخطر.

REMERCIEMENT

Je remercie Dieu le Tout-Puissant de m'avoir donné la santé et la volonté d'entamer et de terminer ce travail.

Tout d'abord, ce travail n'aurait pas pu être aussi enrichissant et n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide et l'encadrement de Madame Leila BOUAYAD, professeure à l'École Nationale Supérieure Vétérinaire d'Alger. J'ai eu le privilège de travailler avec vous et d'apprécier vos qualités et vos valeurs. Veuillez trouver ici l'expression de ma respectueuse considération et ma profonde admiration pour toutes vos qualités scientifiques et humaines.

Mes remerciements s'adressent également à Monsieur Ali BENOUDAH, professeur à l'Université Alger 1, d'avoir accepté de co-encadrer ce modeste travail, pour sa disponibilité et son aide malgré ses charges académiques et professionnelles.

A la présidente de jury, Dr. Lynda AINOUS de l'Ecole Nationale Supérieure Vétérinaire, Vous m'avez honoré d'accepter de présider le jury de ce travail de recherche. Veuillez trouver ici l'expression de mon grand respect et mes vifs remerciements.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers le Dr. Mohamed ZAOUANI de l'École Nationale Supérieure Vétérinaire pour avoir accepté d'évaluer cet humble travail, malgré ses responsabilités académiques et professionnelles.

J'exprime ma gratitude envers le Dr. Achour YAHIA de l'Institut des sciences Vétérinaires de l'université de Blida 1 pour avoir accepté d'évaluer ce modeste travail, malgré ses responsabilités académiques et professionnelles.

J'adresse mes sincères remerciements au Dr. Imane GHOURI de l'Institut des sciences Vétérinaires de l'université de Blida 1 pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant d'examiner ce modeste travail. Qu'elle trouve ici l'expression de mes vifs remerciements et de mes sincères respects.

Je tiens à exprimer mes profonds remerciements au Dr. Petru JITARU, Chef de l'unité "Éléments traces métalliques et minéraux (ET2M)" et au Dr. Rachida CHEKRI, Responsable du Laboratoire National de Référence « Éléments traces métalliques dans les denrées alimentaires d'origine animale - Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (Anses) à Maisons-Alfort, en France. Leur accueil chaleureux au laboratoire de sécurité des aliments, leur suivi attentif, leurs remarques constructives, leur patience et leur disponibilité ont été d'une aide précieuse. Je n'oublie pas non plus le personnel de l'unité ET2M pour leur amabilité et leur soutien. Ce travail est l'occasion pour moi de témoigner ma profonde gratitude envers eux.

À Monsieur Taha mossadek HAMDI, professeur à l'ENSV d'Alger et ancien Directeur de laboratoire de recherche en Hygiène Alimentaire et Système d'Assurance Qualité (HASAQ-ENSV), je tiens à exprimer ma sincère reconnaissance et mes vifs remerciements pour sa disponibilité et son aide malgré ses charges académiques et professionnelles.

À Madame Hassina AINBAAZIZ, professeure à l'ENSV d'Alger, je tiens à exprimer ma sincère reconnaissance pour avoir autorisé mon accès au laboratoire de recherche en santé et production animale SPA-ENSV.

À Monsieur Hamza RAHAB, chercheur permanent au Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBT), je tiens à exprimer ma gratitude pour son précieux soutien et ses conseils dans la partie lyophilisation.

Aux Messieurs : Sayah MAKRELOUF, Toufik BOUTECHENT et Hamid HIBA, cadres au Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques en Algérie, je tiens à exprimer ma sincère reconnaissance pour leur sérieux, leur précieuse aide et surtout leurs conseils avisés dans le choix des fermes piscicoles en Algérie.

Je tiens également à adresser mes remerciements à tout le personnel des fermes piscicoles étudiées pour leur patience, leur bienveillance et surtout pour leur confiance. Vous m'avez honoré en m'acceptant parmi vous, ce qui a contribué au succès de la partie pratique de ce travail de recherche.

À toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide et leur soutien, que ce soit de près ou de loin, je tiens à exprimer ma gratitude. Je souhaite tout particulièrement remercier mon cher ami Zindine HAMOUDI pour son accueil, ses précieux conseils et son soutien inestimable.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mes parents (à la mémoire de ma mère, que Dieu la garde dans son vaste paradis), ma sœur Lila, mes frères Abdelhak et Rahim. Ils sont la source de mes efforts, les flammes de ma joie et de mon bonheur, et ils se sont toujours sacrifiés pour me voir réussir. Le grand honneur leur revient en premier lieu pour leurs conseils, leur soutien, et leurs encouragements.

LISTE DES ABREVIATIONS

ADN : Acide désoxyribonucléique.

ANSES: Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail.

As: Arsenic.

Bi: Bismuth.

Cd : Cadmium.

CdCl_2 : Chlorure de cadmium.

CdO : Oxyde de cadmium.

CdSO_4 : Sulfate de cadmium.

CdS : Sulfure de cadmium.

Cr : Chrome.

CR: Risque cancérigène.

CIRC : Centre international de Recherche sur le Cancer.

CRBT : Centre de recherche en biotechnologie.

Cu : Cuivre.

DJE: Dose journalière d'exposition.

DJT : Dose journalière tolérable.

DHE : Dose hebdomadaire d'exposition.

DHT: Dose hebdomadaire tolérable.

DHTP : Dose hebdomadaire tolérable provisoire.

EFSA: Autorité Européenne de sécurité des aliments.

ETM : Élément trace métallique.

ERM-CE : European Reference Materials - European Commission

FBC : Facteur de bioconcentration.

Fe : Fer.

FAO: Food and Agriculture Organization.

Hg : mercure (hydrargyrum).

HNO₃: Acide nitrique.

HI: Indice de danger (Hazard index).

HIDAOA : Hygiène et industrie des denrées alimentaires d'origine animale.

ICP-MS : Spectrophotométrie de masse par plasma à couplage inductif.

In: Indium.

JECFA : Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires.

K : Kelvin.

LMR: Limites maximales résiduelles.

MeHg: Méthylmercure.

MRC: Matériau de référence certifié.

NIST : National Institute of Standards and Technology.

Ni: Nickel.

OMS/WHO: Organisation mondiale de la santé.

Pb: le plomb.

PVC : Polyvinyl chloride

Re: Rhénium.

Se : Sélénium.

Sc: Scandium.

SCF: Comité scientifique de l'alimentation.

SPA: Laboratoire de recherche sante et production animale.

THQ: Quotient de danger (Target hazard quotient).

TMA: Taux d'utilisation maximaux autorisés.

TCR: Risque total de cancer.

UE: Union Européenne

USEPA : Agence de protection de l'environnement des Etas -Unis.

W: Watt

Y: Yttrium.

Z: Un numéro atomique.

Zn: Zinc

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Elevage en mer par des cage flottantes , cas de la ferme piscicole marine de Chlef	5
Figure 2: Daurade d'élevage	6
Figure 3 : Bar d'élevage	7
Figure 4 : Elevage en eau douce dans un étang piscicole, cas de la ferme piscicole continentale d'Alger	9
Figure 5 : Tilapia du Nil	10
Figure 6 : Tilapia rouge	10
Figure 7 : Cycle géochimique simplifié des ETM.	14
Figure 8 : Cycle biogéochimique du cadmium.....	16
Figure 9 : Cycle géochimique simplifié du plomb.....	18
Figure 10 : Diagramme schématique du cycle de mercure	20
Figure 11 : Cycle de Arsenic dans l'environnement	21
Figure 12 : Facteurs de bioconcentration dans la chaine alimentaire	23
Figure 13 : Chaine trophique contaminée par les ETM	24
Figure 14 : Processus d'évaluation du risque	46
Figure 15: Schéma des principaux constituants d'un lyophilisateur	51
Figure 16 : Schéma descriptif du fonctionnement d'un ICP-MS	54
Figure 17 : Schéma du système analytique du ICP-MS	55
Figure 18 : Ferme piscicole marine de Bejaia	59
Figure 19 : Bassin piscicole de la ferme d'Ain Defla.....	60
Figure 20 :Localisation géographique des fermes piscicoles étudiées.....	60
Figure 21 : Pesées des échantillons.....	64
Figure 22 : Homogénéisation de la chair des poissons à l'aide d'un mortier et pilon	65
Figure 23: Lyophilisateur "CHRIST ALPHA 1-4 LO plus » du CRBT de Constantine	66
Figure 24: Lyophilisateur "CHRIST BETA 2-8 LO plus" du laboratoire SPA de l'ENSV d'Alger	66
Figure 25 : Broyage et homogénéisation des lyophilisats.....	67
Figure 26 : Prise d'essai à l'aide des spatules jetables et balance analytique de résolution 0.1 mg.....	69
Figure 27 : Récipients de digestion en quartz de 80 ml (Anton Paar)	69

Figure 28 : Système de vérification des pipettes à volume variables (Biohit)	69
Figure 29: Flacons de 50 ml en polypropylène avec bouchon étanches.	69
Figure 30: Introduction des récipients de digestion dans le micro-ondes système fermé	69
Figure 31: Séchage des récipients de digestion dans une étuve	70
Figure 32: Broyage des échantillons d'aliment à l'aide d'un broyeur à bais.	70
Figure 33 : Spectromètre de masse à plasma à couplage induit (Agilent 7700x).....	70
Figure 34: Enregistrement et identification des échantillons	72
Figure 35: Filtration d'un échantillon d'eau douce	75
Figure 36 : Matériau de référence certifié ERM-CE278k	75
Figure 37: Evolution de la taille (cm) et le poids (g) avec l'âge (mois) en fonction de l'espèce de poisson.	83
Figure 38: Variations des concentrations et des écart-types (mg/kg de poids frais) de As, Hg, Cd et Pb en fonction de mode d'élevage (fermes piscicoles marines et continentales).	84
Figure 39: Variations des concentrations en ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids frais) en fonction de la taille des poissons (l'âge et poids).	90
Figure 40: Variation des concentration des ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids brut) dans l'aliment des poissons sélectionnés.	93

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Flux de certains ETM dans l'environnement (en tonnes)	13
Tableau 2: Propriétés physicochimique du cadmium	16
Tableau 3 : Propriétés du plomb	17
Tableau 4 : Propriétés du mercure	19
Tableau 5 : Propriétés du l'arsenic	20
Tableau 6 : Teneurs maximales admises (mg/kg de poids à état frais) de Pb, Cd et Hg dans la chair de poisson.....	33
Tableau 7: Pressions et températures de lyophilisation.	49
Tableau 8 : Programme de digestion par micro-onde type Anton Paar Multiwave.....	73
Tableau 9 : Préparation de la gamme d'étalonnage.....	76
Tableau 10 : Résultats de la précision obtenue pour l'analyse du MRC-ERM®CE278k (tissu musculaire) par ICP-MS.....	77
Tableau 11 : Résultats de la précision obtenue pour l'analyse du MRC- CRM SRM 1640a (eau naturelle) par ICP-MS.....	77
Tableau 12: Doses orales de référence (DOR) pour les ETM étudiés fixées par USEPA.....	80
Tableau 13 : Variation des résultats des concentrations en ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids frais) en fonction des fermes piscicoles et des espèces de poissons.	86
Tableau 14: Résultats des concentration en ETM étudiés (mg/kg) dans les eaux des fermes piscicoles sélectionnée	92
Tableau 15 : Résultat de l'estimation des DJE ($\mu\text{g/kg}$ de poids corporel/jour) et DHE ($\mu\text{g/kg}$ de poids corporel/semaine) liées à l'As, Hg, Cd et Pb via la consommation des poissons étudiés.....	95
Tableau 16: Résultats de l'estimation de THQ et HI liés à l'As, Hg, Cd et Pb via la consommation de des poissons étudiés	96
Tableau 17: Résultats de l'estimation des risques cancérogènes (CR) et les risques cancérogènes totaux (TCR) liés à l'As, Cd et Pb via la consommation des poissons étudiés..	97

SOMMAIRE

Introduction	1
Chapitre 1 : Pisciculture	4
1.1 Généralités	4
1.2 Description générale des différents systèmes de pisciculture	4
1.2.1 La pisciculture marine.....	4
1.2.1.1 Présentation de la daurade :.....	5
1.2.1.2 Présentation du bar (loup de mer):.....	7
1.2.2 Pisciculture continentale	8
1.2.2.1 Présentation du Tilapia.....	9
Chapitre 2 : Contamination du milieu aquatique par les éléments traces métalliques.....	12
2.1 Généralités	12
2.2 Origines des ETM dans le milieu aquatique :.....	13
2.3 Répartition des ETM dans le milieu aquatique :	14
2.4 Principaux ETM toxiques dans le milieu aquatique	15
2.4.1 Cadmium :	15
2.4.1.1 Propriétés.....	15
2.4.1.2 Sources et exposition :	16
2.4.2 Plomb	17
2.4.2.1 Propriétés.....	17
2.4.2.2 Sources et exposition	17
2.4.3 Mercure	18
2.4.3.1 Propriétés.....	18
2.4.3.2 Sources et exposition	19
2.4.4 Arsenic	20
2.4.4.1 Propriétés.....	20
2.4.4.2 Sources et exposition	21
Chapitre 3 : Contamination des poissons par les ETM	22
3.1 Généralités	22
3.1.1 Assimilation.....	22
3.1.2 Bioconcentration ou bioaccumulation :	23

3.1.3	Bioamplification (ou biomagnification).....	24
3.2	Facteurs de variation de la bioaccumulation des ETM	25
3.2.1	Contaminant (ETM).....	25
3.2.2	Organisme accumulateur (poissons)	25
3.2.3	Milieu	26
3.3	Contamination des poissons par le cadmium	27
3.3.1	Absorption	27
3.3.2	Distribution.....	27
3.3.3	Toxicité	28
3.3.4	Elimination	28
3.4	Contamination des poissons par le Plomb.....	29
3.4.1	Absorption :	29
3.4.2	Distribution.....	29
3.4.3	Toxicité	29
3.5	Contamination des poissons par le mercure	30
3.5.1	Absorption	30
3.5.2	Distribution.....	31
3.5.3	Toxicité	31
3.5.4	Elimination	31
3.6	Contamination des poissons par l'arsenic.....	32
3.6.1	Absorption	32
3.6.2	Distribution.....	32
3.6.3	Toxicité	32
3.6.4	Elimination	33
3.7	Teneurs réglementaires des ETM dans la chair des poissons.....	33
	Chapitre 4: Intoxications aux principaux ETM chez l'Homme	34
4.1	Intoxication au cadmium.....	34
4.1.1	Intoxication aiguë	34
4.1.2	Intoxication chronique	35
4.2	Intoxication au plomb (saturnisme)	36
4.2.1	Saturnisme aigu	36
4.2.2	Saturnisme chronique.....	37
4.3	Intoxication au mercure (Hg)	37

4.3.1	Intoxication au Hg inorganique	38
4.3.2	Intoxication au méthylmercure	39
4.4	Intoxication à l'arsenic.....	40
4.4.1	Intoxication aiguë	40
4.4.2	Intoxication chronique	41
4.5	Traitement des intoxications aux ETM.....	43
4.5.1	Intoxication aiguë	43
4.5.2	Intoxication chronique :	44
4.6	Etude et évaluation du risque toxicologique des ETM pour le consommateur	45
4.6.1	Généralités.....	45
4.6.2	Etapes d'évaluation du risque	45
4.6.2.1	Identification du danger	46
4.6.2.2	Caractérisation du danger.....	46
4.6.2.3	Evaluation de l'exposition.....	47
4.6.2.4	Caractérisation du risque.....	47
	Chapitre 5 : Analyse des ETM par la spectrophotométrie de masse par plasma à couplage inductif.....	48
5.1	Lyophilisation :.....	48
5.1.1	Principe	48
5.1.2	Appareillage	50
5.1.3	Avantages et inconvénients :	51
5.2	Minéralisation.....	52
5.3	Dosage des ETM par l'ICP-MS	53
5.3.1	Principe	53
5.3.2	Fonctionnement et appareillage de l'ICP-MS	53
5.3.2.1	Introduction de l'échantillon et production de l'aérosol.....	54
5.3.2.2	Ionisation à l'aide de la torche à plasma	54
5.3.2.3	Séparation en masse.....	55
5.3.2.4	Détection	55
5.3.3	Applications, avantages et inconvénients.....	56
6.	Objectifs :	57
7.	Matériels et méthodes.....	58
7.1	Plan d'échantillonnage	58
7.1.1	Espèces étudiées :	58

7.1.2	ETM à doser :	58
7.1.3	Zones d'étude:	58
7.1.4	Procédure et mode de prélèvement	61
7.1.5	Fréquence des prélèvements	62
7.2	Préparation des échantillons	64
7.2.1	Mesure et tri :	64
7.2.2	Elimination des parties non comestibles :	65
7.2.3	Broyage et homogénéisation :	65
7.3	Lyophilisation de la chair du poisson :	66
7.4	Minéralisation et dosage de Cd, Pb, Hg et As par la Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) :	68
7.4.1	Appareillage et matériels	68
7.4.2	Réactifs	70
7.4.3	Nettoyage et décontamination du matériel	71
7.4.4	Mode opératoire	71
7.4.5	Validation des résultats	77
7.4.6	Analyses statistiques:	78
7.4.7	Évaluation du risque sanitaire pour le consommateur	78
7.4.7.1	Estimation de la dose journalière d'exposition (DJE)	79
7.4.7.2	Détermination du quotient de danger (THQ)	79
7.4.7.3	Détermination de l'indice de danger (HI)	80
7.4.7.4	Détermination de risque cancérigène (CR)	81
8.	Résultats	82
8.1	Résultats des performances de croissance des poissons	82
8.2	Résultats de la contamination globale des poissons par les ETM en fonction du mode d'élevage (en mer/ eau douce).	84
8.3	Résultats de la contamination par les ETM en fonction des différentes fermes piscicoles et différentes espèces de poisson :	86
8.3.1	Arsenic (As) :	87
8.3.2	Mercure (Hg):	88
8.3.3	Cadmium (Cd) :	89
8.3.4	Plomb (Pb) :	89
8.3.5	Résultats de la contamination des poissons par les ETM en fonction de leurs tailles :	90

8.3.6	Résultats de la contamination des eaux d'élevage des quatre fermes piscicoles par les ETM	92
8.3.7	Résultats des dosages des ETM dans l'aliment de poissons	93
8.3.8	Résultats de l'évaluation de risque sanitaire pour le consommateur.....	95
8.3.8.1	Estimation des DJE/DHE	95
8.3.8.2	Estimation du quotient de danger (THQ) et de l'index de danger (HI).....	96
8.3.8.3	Estimation de risque cancérigène (CR) :.....	97
9.	Discussion.....	99
9.1	Performances de croissance des poissons	99
9.2	Contamination des poissons par les ETM	100
9.2.1	Contamination des poissons par l'As	100
9.2.2	Contamination des poissons par le Hg	104
9.2.3	Contamination des poissons par le Cd :	107
9.2.4	Contamination des poissons par le Pb:	108
9.3	Contamination des aliments de poissons par l'As, Hg, Cd et Pb	110
9.4	Contamination des eaux des zones d'élevage par les ETM.....	112
9.5	Évaluation de risque toxicologique pour le consommateur	113
9.5.1	Estimation DJE/DHE liées aux ETM via la consommation des poissons sélectionnés.....	114
9.5.2	Estimation du quotient de danger (THQ) et de l'indice de danger (HI).....	116
9.5.3	Estimation du risque cancérigène (CR).....	117
	CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	118
	Bibliographie	120

INTRODUCTION

Les produits marins en général, et plus spécifiquement le poisson, représentent une immense source de ressources énergétiques et biologiques d'une grande importance pour l'alimentation de la population mondiale. Leur chair est riche en protéines de haute valeur biologique, en minéraux, en vitamines et en acides gras Oméga 3, ce qui en fait des aliments dotés de propriétés nutritionnelles exceptionnelles. Même en petite quantité, la consommation de poisson peut avoir des effets positifs sur la santé globale et la nutrition des individus **(1)**.

L'aquaculture joue un rôle essentiel et représente une part croissante de la production mondiale de denrées alimentaires d'origine aquatique. Elle englobe toutes les formes d'élevage d'animaux et de plantes aquatiques en eau douce, saumâtre ou salée, dans le but d'améliorer l'approvisionnement alimentaire en termes de quantité et de qualité. Elle peut être pratiquée dans divers environnements tels que des étangs, des rivières, des barrages, des lacs, des estuaires ou en mer. Grâce à l'aquaculture, il est possible de produire tout au long de l'année une nourriture riche en nutriments essentiels pour l'Homme **(2)**.

Néanmoins, les écosystèmes aquatiques ne cessent d'être menacés par diverses sources de pollution, qui peuvent réduire leurs potentialités économiques et avoir des conséquences néfastes sur la santé humaine. Un exemple de cela est la Méditerranée, qui est exposée à des déversements de déchets agricoles et à d'autres eaux de ruissellement chargées d'agents pathogènes, des éléments traces métalliques (ETM), des matières organiques polluantes, des huiles de vidange et des substances radioactives **(3)**. L'Algérie, en tant que pays méditerranéen, dépend principalement du pétrole et de ses dérivés comme source d'énergie. Les activités pétrolières et les produits qui en découlent sont une cause non négligeable parmi tant d'autres de la pollution du littoral Algérien **(4)**.

La pollution des milieux aquatiques est l'introduction directe ou indirecte de déchets ou d'autres substances entraînant des effets néfastes sur l'écosystème aquatique. Cela a pour conséquence un appauvrissement de la biodiversité, des obstacles aux activités maritimes et des risques pour la santé humaine. Les masses d'eau ont souvent été considérées comme des zones de dilution des pollutions provenant de la terre, et il est important de noter que 80% de la pollution marine provient de sources terrestres **(5)**.

La pollution par les éléments traces métalliques (ETM) représente actuellement un facteur toxique majeur. Ils se trouvent largement répandus dans les eaux de surface et peuvent être transférés aux poissons et aux animaux piscivores par le biais du milieu aquatique **(6)**.

Toutefois, leurs concentrations sont généralement très faibles. Cependant, ces dernières années, on observe des concentrations de plus en plus élevées dans le poisson et d'autres espèces aquatiques, ce qui suscite de graves préoccupations pour les autorités sanitaires mondiales (7).

La plupart des polluants métalliques sont nocifs pour la faune et la flore des milieux aquatiques. Les éléments traces métalliques (ETM), en plus de perturber l'écosystème, ont des impacts néfastes sur les fonctions physiologiques des organismes vivants (8). Le problème réside dans le fait que les organismes aquatiques peuvent bioaccumuler certains contaminants environnementaux à des concentrations des millions de fois supérieures à celles détectées dans la colonne d'eau (9), Ils peuvent accumuler les ETM et les transférer en tant que proies contaminées dans les réseaux trophiques benthiques et pélagiques (10).

Les ETM représentent la troisième source de risque pour l'alimentation humaine et animale, après les mycotoxines et les micro-organismes. Cette position est principalement due au fait que, selon les données du système d'alerte rapide de l'Union européenne, les ETM ne sont pas biodégradables (11). Ils s'accumulent dans l'organisme humain et provoquent des effets toxiques à court et/ou à long terme. Ils peuvent affecter le système nerveux, les fonctions rénales, hépatiques, respiratoires, digestives, et cardiovasculaires (12)

De nombreuses études ont été menées en Algérie pour évaluer la présence d'éléments traces métalliques (ETM) dans la chair du poisson. Ces études se sont notamment penchées sur la contamination par l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) chez les poissons sauvages pêchés le long des différentes côtes Algériennes (13)(14). De plus, une étude réalisée par Lounas *et al.* (2021) a examiné la contamination par l'arsenic, le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc chez la daurade sauvage et d'élevage commercialisée dans diverses localités du nord de l'Algérie (15). Les concentrations d'ETM relevées dans ces études ne dépassent pas les seuils réglementaires fixés au niveau national et européen.

Cependant, ils subsistent des questions importantes, qu'en est-il des produits de la pisciculture marine dans d'autres wilayas ? Qu'en est-il des produits de la pisciculture continentale Algérienne ? À quelles concentrations sont-ils contaminés ? Le consommateur Algérien est-il exposé à l'intoxication aux ETM? Que risque-t-il en consommant ces produits? Peut-on-dire que la pisciculture marine ou continentale est une alternative pour avoir des produits sains en termes d'ETM par rapport aux produits de la pêche classique ?

Afin de répondre à ces questions, nous avons entrepris une étude approfondie sur certains produits de la pisciculture marine et continentale en Algérie. Il est important de noter qu'il existe peu, voire aucune étude évaluant les niveaux de ces contaminants dans les fermes piscicoles continentales. De plus, plusieurs fermes piscicoles marines n'ont jamais fait l'objet d'études portant sur la qualité des conditions environnementales, telles que l'alimentation et l'eau, dans lesquelles ces fermes opèrent.

Le principal objectif de notre étude est d'évaluer les niveaux de plomb (Pb), de cadmium (Cd), de mercure (Hg) et d'arsenic (As) dans les tissus musculaires de différentes espèces, notamment la daurade (*Sparus aurata*), le bar (*Dicentrarchus labrax*), le tilapia gris (*Oreochromis niloticus*) et le tilapia rouge (issu du croisement de *O. niloticus* et *O. mossambicus*), qui ont été élevées dans quatre fermes Algériennes situées dans des zones géographiques distinctes qui n'ont jamais été étudiées auparavant. Cette étude vise à fournir des informations essentielles sur la contamination des produits de la pisciculture en Algérie et sur les éventuels risques pour la santé des consommateurs.

Nous avons choisi d'étudier les espèces de poisson d'élevage les plus consommées dans notre pays, notamment la daurade, le bar et le tilapia, dans le but de comparer les niveaux de contamination entre les poissons issus de la pisciculture marine (la daurade et le bar) et ceux provenant de la pisciculture continentale (le tilapia). Dans ce contexte, il est essentiel d'évaluer les concentrations d'éléments traces métalliques (ETM) à la fois dans l'alimentation de ces poissons et dans l'eau des zones d'élevage. Cette approche nous permettra d'étudier d'éventuelles corrélations entre l'accumulation d'éléments traces dans les tissus musculaires des poissons et leur mode d'élevage (marin ou continental), ainsi que la qualité des conditions environnementales dans lesquelles ils sont élevés.

Le deuxième objectif de cette étude de recherche est d'évaluer la qualité sanitaire des poissons et les risques associés aux éléments métalliques pour le consommateur Algérien par le biais de la consommation de ces poissons, en se référant aux normes nationales et internationales régissant la présence de ces éléments dans les produits de la pêche.

PARTIE
BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre 1 : Pisciculture

1.1 Généralités

La pisciculture est l'un des secteurs les plus diversifiés en termes d'espèces de poissons qui offre de nombreuses possibilités d'élevage dans des environnements variés. Elle consiste à élever des espèces de poissons dans des espaces entièrement ou partiellement clos, en eaux douces, saumâtres ou salées (océans, mers, étangs, bassins, nasses, aquariums, etc.). La pisciculture nécessite une intervention humaine pour améliorer la production, protéger les poissons contre les prédateurs, contrôler leur alimentation, suivre leur développement, traiter les maladies et faciliter leur capture. En somme, c'est un processus complexe qui exige une grande attention et des compétences techniques spécifiques **(16)**.

La pisciculture est actuellement l'un des secteurs de production alimentaire d'origine animale connaissant le plus rapide développement. Ce progrès remarquable est le fruit des avancées scientifiques et technologiques, notamment dans la maîtrise des techniques d'élevage et de l'alimentation des poissons. La pisciculture fournit des protéines animales de qualité supérieure pour répondre aux besoins alimentaires des êtres humains, tout en contribuant à la sécurité alimentaire et en générant des revenus pour l'industrie des produits aquatiques **(17)**.

1.2 Description générale des différents systèmes de pisciculture

On distingue deux modes de pisciculture selon le site et l'environnement d'élevage: la pisciculture marine et la pisciculture continentale.

1.2.1 La pisciculture marine

La pisciculture en eau salée est pratiquée à travers un système de cages flottantes installées dans la mer ou l'océan, tel que présenté sur la figure 1. Cette méthode d'élevage implique la captivité des poissons dans ces cages flottantes pendant tout leur cycle de vie **(18)**. Les poissons sont élevés de manière intensive, et leur croissance dépend entièrement de la distribution régulière d'un aliment complet contenant tous les éléments nutritifs nécessaires **(19)**.



Figure 1 : Elevage en mer par des cages flottantes , cas de la ferme piscicole marine de Chlef (photo personnelle).

Bien que plusieurs espèces de poissons puissent être élevées en eau salée, ce travail se concentrera sur l'élevage de la daurade (dorade royale) et du bar.

1.2.1.1 Présentation de la daurade :

Classification :

- Embranchement : *Chordata*
- Sous -Embranchement : Vertébrés
- Super-Classe : *Osteichthyens*
- Classe : *Actinoptérygii*
- Ordre : Perciformes
- Sous-ordre : *Percoidei*
- Famille : *Sparidae*
- Genre : *Sparus*
- Espèce : *Sparus aurata* (20).

Caractéristiques de l'espèce:

La daurade est caractérisée par un corps ovale et comprimé, de couleur gris argenté (Figure 2). Sa tête est dotée d'un profil convexe et abrupt, avec une bouche basse (21). Elle possède également une gamme complète de nageoires, notamment une nageoire dorsale composée de 13 à 14 rayons, une nageoire anale avec 11 à 12 rayons, des nageoires pectorales légèrement falciformes et une nageoire caudale échancrée bordée de noir (22).



Figure 2: Daurade d'élevage (Photo personnelle).

La daurade est une espèce de poisson couramment trouvée en Méditerranée, habituellement à des profondeurs faibles d'environ 30 mètres (23). Elle est euryhaline, ce qui signifie qu'elle est capable de tolérer de grandes variations de salinité. Elle est connue pour effectuer de grandes migrations saisonnières vers les étangs littoraux et peut vivre jusqu'à 11 ans, atteignant une taille courante de 20 à 50 cm (22). Les tailles maximales signalées pour cette espèce sont de 70 cm pour la longueur et 17,2 kg pour le poids (24).

Ce poisson est très prisé en pisciculture, en grande partie pour sa forte valeur économique et commerciale, mais également pour sa grande valeur nutritive, la qualité exceptionnelle de sa chair blanche et fine et sa taille appréciable. Ce qui fait de lui, un poisson très apprécié des consommateurs (21).

Selon le Décret exécutif n° 20-266 (Réglementation Algérienne, 2020), il est interdit de capturer, détenir à bord, transborder, débarquer, transporter, stocker, exposer ou mettre en vente une daurade dont la taille (longueur totale) est inférieure à 20 cm (25). Les daurades d'élevage âgées de plus de 9 mois ont une taille supérieure à 20 cm et un poids supérieur à 150g. Cela explique pourquoi la commercialisation de cette espèce pour la consommation humaine commence à l'âge de 9 mois et se termine vers 14 mois.

1.2.1.2 Présentation du bar (loup de mer):

Classification:

- Embranchement : *Chordata*
- Classe : *Actinoptérygii*
- Ordre : Perciformes
- Sous-ordre : *Percoidei*
- Famille : *Moronidae*
- Genre : *Dicentrarchus*
- Espèce : *Dicentrarchus labrax* (26)

Caractéristiques de l'espèce:

Le loup de mer présente un corps allongé avec une couleur variant entre le gris argenté et le bleuâtre sur le dos et argenté sur les côtés, pouvant parfois être teinté de jaune sur le ventre (figure 3). Sa bouche est terminale et modérément protractile, tandis que l'opercule est constitué de deux épines plates et le préopercule est dentelé. Le bar est doté de deux nageoires dorsales distinctes, la première possédant de 8 à 10 épines et la seconde une épine ainsi que 12 ou 13 rayons mous. Ses nageoires pectorales sont courtes, tandis que la nageoire anale est composée de 3 épines et 10 ou 12 rayons mous (27).



Figure 3 : Bar d'élevage (Photo personnelle).

Le bar est une espèce côtière courante en Méditerranée, se situant généralement entre 1 et 100 mètres de profondeur. Il est considéré comme une espèce benthique et pélagique. Le bar peut vivre jusqu'à 20 ans et mesure en moyenne entre 20 et 55 cm de longueur. Les spécimens les plus grands atteignent une taille maximale de 100 cm et un poids maximal de 15 kg **(28)**.

La valeur de ce poisson en pisciculture découle de son caractère eurytherme, lui permettant de supporter de grandes variations de températures allant de 2°C à 32°C, ainsi que de son caractère euryhalin, qui lui permet de s'adapter à de fortes variations de salinité de 0,5 à 40 g/Kg **(28)**. En raison de sa qualité nutritive exceptionnelle et de sa saveur délectable, le loup de mer a une valeur économique et commerciale très élevée. Il est majoritairement présent en grande distribution pour la consommation **(29)**.

Selon le Décret exécutif n° 20-266 (Réglementation Algérienne, 2020), il est interdit de capturer, détenir à bord, transborder, débarquer, transporter, stocker, exposer ou mettre en vente un bar dont la taille (longueur totale) est inférieure à 25 cm **(25)**. Les bars d'élevage ont une taille supérieure à 25 cm et un poids de plus de 180g après 9 mois d'élevage, ce qui permet leur commercialisation pour la consommation humaine à partir de l'âge de 9 mois jusqu'à 14 mois.

1.2.2 Pisciculture continentale

La pisciculture continentale est une pratique qui consiste à élever des poissons dans les eaux douces, que ce soit dans des fossés, des bassins, des rivières ou des étangs (figure 4). Dans ce type d'élevage, les poissons sont maintenus dans un système clos pendant toute leur vie **(18)**. Les poissons peuvent être élevés de manière extensive, en se nourrissant exclusivement d'aliments naturels. Cependant, dans le système intensif, les poissons sont nourris avec un aliment complet qui leur est distribué régulièrement afin de leur fournir tous les éléments nutritifs nécessaires pour une croissance optimale **(19)**.



Figure 4 : Elevage en eau douce dans un étang piscicole, cas de la ferme piscicole continentale d'Alger (photo personnelle).

Il existe de nombreuses espèces de poissons qui peuvent être élevées en eau douce, mais nous nous concentrerons uniquement sur le tilapia rouge et le tilapia gris.

1.2.2.1 Présentation du Tilapia

Classification:

- Embranchement : *Chordata*
- Classe : *Actinopterygii*
- Ordre : Perciformes
- Famille : Cichlidés
- Genre : *Oreochromis*,
- Espèce : Dans ce travail, nous avons étudié deux espèces :
 - Tilapia du Nil : *Oreochromis niloticus*
 - Tilapia rouge issu du croisement : *O. niloticus* x *O. mossambicus* (30).

Caractéristiques de l'espèce

Le tilapia est un poisson d'eau douce qui possède une forme variable, mais qui n'est jamais très allongée, plutôt trapue. Il est recouvert plus ou moins d'écailles cycloïdes ou cténoïdes, et possède toutes les nageoires : dorsale, anale, pectorale et pelvienne **(31)**.

Il existe deux espèces de tilapia étudiées dans ce travail : le tilapia du Nil (tilapia gris), qui a une coloration grisâtre (voir figure 5), et le tilapia rouge, qui a une coloration rougeâtre (voir figure 6).



Figure 5 : Tilapia du Nil (Photo personnelle).



Figure 6 : Tilapia rouge (Photo personnelle).

Le tilapia est considéré comme la pierre précieuse de la pisciculture en eau douce en raison de sa capacité à s'adapter à de larges variations des facteurs écologiques **(32)**. Il est également facile à reproduire, à élever et sa croissance est rapide. De plus, il n'est pas très exigeant en termes de régime alimentaire et il y a une forte demande pour ce poisson sur le marché **(33)**.

Bien que sa durée de vie soit relativement courte, de 4 à 7 ans, le tilapia peut atteindre un poids de 2 kg et une longueur de 38 cm pour les mâles, et un poids de 950 g et une longueur de 28 cm pour les femelles **(34)**.

Le tilapia présente un intérêt zootechnique important dans la pisciculture intégrée à l'agriculture. En effet, les déchets de ce poisson et l'eau d'élevage peuvent être utilisés pour l'irrigation agricole, ce qui en fait un élément clé de l'agriculture durable. Sur le plan économique, le tilapia est une source importante de protéines de bonne qualité alimentaire à un prix abordable dans de nombreux pays **(35)**.

Selon le Décret exécutif n° 20-266 (Réglementation Algérienne, 2020), il est interdit de capturer, transporter, stocker, exposer ou mettre en vente un tilapia dont la taille (longueur totale) est inférieure à 18 cm **(25)**. La commercialisation des tilapias pour la consommation humaine commence dès que les poissons atteignent une taille marchande égale ou supérieure à 18 cm et un poids de plus de 150g, ce qui correspond approximativement à un âge de 9 mois.

.

Chapitre 2 : Contamination du milieu aquatique par les éléments traces métalliques.

2.1 Généralités

Le terme "éléments traces métalliques" ou ETM se substitue peu à peu à celui de "métaux lourds" (36). Ce terme générique fait référence à des éléments chimiques, principalement des métaux et parfois des métalloïdes, qui sont connus pour leur toxicité (37). Cependant, leurs concentrations sont généralement très faibles (inférieures à 1 g/kg), d'où leur appellation "éléments traces". Tous ces éléments sont toxiques au-delà d'un certain seuil (38).

➤ D'un point de vue physicochimique, ils sont caractérisés par:

- Une bonne conductivité thermique et électrique.
- Une forte électropositivité.
- Une forte masse volumique dont la densité est supérieure à 5 g/cm³.
- Un numéro atomique élevé, en général ($Z > 11$)(39).

➤ D'un point de vue biologique:

- A la différence des polluants organiques, les ETM sont peu métabolisés, ils ne font pratiquement pas l'objet de réactions de dégradation biologique ou chimique (40). Ils peuvent être transférés dans le réseau trophique et s'accumuler dans la matière vivante. Ils deviennent dangereux et toxiques dès qu'ils dépassent les limites de tolérance des organismes vivants. Certains d'entre eux ont des propriétés cancérigènes(41).

- On distingue deux types d'ETM en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques :
 - ETM essentiels ou les oligo-éléments indispensables pour de nombreux processus cellulaires, à l'instar du cuivre (Cu), du zinc (Zn) et du fer (Fe). Certains peuvent devenir toxiques à concentration élevée dépassant un certain seuil d'acceptabilité (42).
 - ETM toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du Plomb (Pb), du Mercure (Hg), du Cadmium (Cd) et de l'arsenic (As) (43).

2.2 Origines des ETM dans le milieu aquatique :

L'origine des ETM présents dans le milieu aquatique est double. Naturellement présents dans la biosphère, ils proviennent des activités volcaniques, de l'érosion mécanique et chimique des roches et du lessivage des sols (44). Ils sont concentrés dans le magma granitique et suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (45).

La présence de grandes quantités de certains ETM est principalement d'origine anthropique (tableau 1). Les activités industrielles telles que l'exploitation minière, la production d'énergie, la métallurgie, la production de produits chimiques et la production de déchets industriels sont des sources importantes d'ETM dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Les activités agricoles, notamment l'utilisation de pesticides et d'engrais, peuvent également contribuer à la pollution des eaux. Les eaux usées domestiques et les rejets d'eaux pluviales provenant des zones urbaines sont également une source de contamination du milieu aquatique surtout en zone côtière (46) (Figure 7).

Tableau 1 : Flux de certains ETM dans l'environnement (en tonnes) (47).

Eléments	Flux Anthropogénique (A)	Flux naturel (B)	Rapport (A/B)
Cd	43	4,5	9,6
Pb	3665	180	20,4
Hg	17,8	0,9	19,8

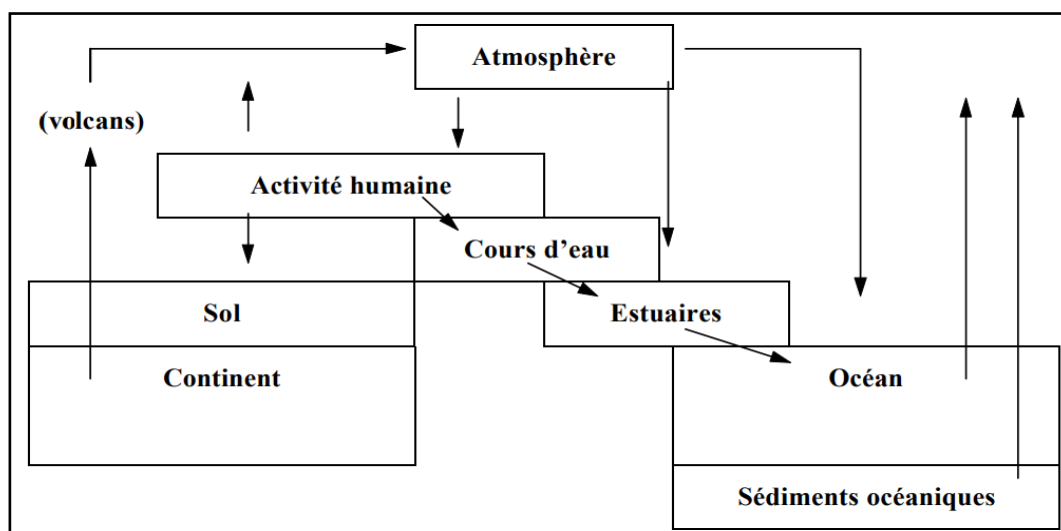


Figure 7 : Cycle géochimique simplifié des ETM (36).

2.3 Répartition des ETM dans le milieu aquatique :

En milieu aquatique, les contaminants se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique, à savoir l'eau, les sédiments et le biotope. Cette répartition est influencée par des processus physiques, chimiques et/ou biologiques, et les contaminants peuvent se présenter sous forme dissoute ou complexée. Ils peuvent également être transférés dans la phase solide (sédiments) suite à l'agrégation de matériaux dissous ou par adsorption sur des particules (48).

Les sédiments marins sont des dépôts de particules en suspension dans l'eau qui proviennent de l'altération ou de la désagrégation des roches et des sols, de la floculation d'éléments colloïdaux, ainsi que des rejets locaux issus de l'activité humaine (49) . Ils ont la capacité de fixer des polluants, en particulier les ETM, et peuvent donc constituer un réservoir puis une source potentielle de contamination pour les eaux. Les sédiments marins sont souvent utilisés comme indicateurs de la contamination du milieu (50).

Les ETM présents dans l'eau et dans les sédiments sont absorbés par les plantes et les animaux aquatiques, leurs accumulations dans les organismes peuvent atteindre des concentrations dangereuses pour la survie de certaines populations naturelles, ainsi que pour les consommateurs de produits aquatiques (51).

2.4 Principaux ETM toxiques dans le milieu aquatique

Dans la Décision **2455/2001/CE** du conseil Européen modifiant la directive Européenne sur l'Eau **2000/60/CE (52)**, trois ETM (Cd, Pb, Hg) ont été identifiés comme des "substances dangereuses prioritaires". Ces substances sont soumises à un objectif de rejet zéro dans les eaux souterraines. De plus, une liste de 9 éléments traces à risques pour la santé humaine a été proposée dans le rapport 42 de l'Académie des Sciences (1998). Ces éléments sont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le nickel (Ni), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le sélénium (Se) **(53)**.

Ce chapitre portera sur quatre ETM spécifiques, à savoir le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le mercure (Hg) et l'arsenic (As). Ces éléments présentent certaines caractéristiques physico-chimiques communes, tels que leur utilisation dans de nombreuses industries, leur toxicité pour les organismes vivants, ainsi que leur capacité à s'accumuler dans la chaîne alimentaire sans offrir de fonction physiologique utile pour les organismes **(54)**.

2.4.1 Cadmium :

2.4.1.1 Propriétés

Le cadmium (Cd) est un élément chimique appartenant au groupe IIB des métaux de transition dans le tableau périodique des éléments de Mendeleïev. C'est un métal blanc argenté, ductile (résistance à l'étirement), malléable (résistance à l'aplatissement) et résistant à la corrosion atmosphérique **(55)**.

Bien que le cadmium ne participe pas au métabolisme des organismes vivants, ses propriétés physico-chimiques (Tableau 02) et biochimiques sont proches de celles du calcium, ce qui lui permet de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus des organismes **(56)**.

Tableau 2: Propriétés physicochimique du cadmium (36)

Symbole chimique	Numéro atomique	Masse atomique	Masse volumique	Température de fusion	Température d'ébullition
Cd	48	112 g/mol	8.6 g/cm ³	320.9°C	767° °C

2.4.1.2 Sources et exposition :

Le cadmium est naturellement présent dans la croûte terrestre et est dispersé dans l'environnement par les éruptions volcaniques (Figure 8). Dans l'eau, le Cd provient de l'érosion naturelle et du lessivages des roches et des sols riches en cadmium (57). Généralement, les sources les plus importantes de cadmium sont d'origine anthropique, telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs de déchets électroniques et d'ordures ménagères, la métallurgie de l'acier, les décharges industrielles, le traitement des effluents industriels et l'exploitation minière (58).

Le cadmium métal et ses composés minéraux sont principalement utilisés pour la métallisation des surfaces, la fabrication des accumulateurs électriques, de pigments, de stabilisants pour les matières plastiques et d'alliages. Ils sont également utilisés comme revêtement anticorrosion pour les métaux tels que l'acier, la fonte, les alliages de cuivre, aluminium...) (59).

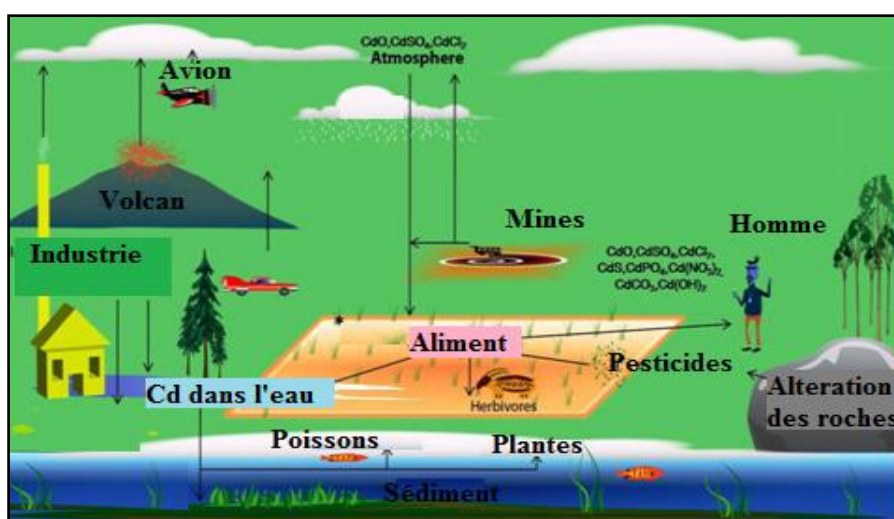


Figure 8 : Cycle biogéochimique du cadmium (60).

2.4.2 Plomb

2.4.2.1 Propriétés

Le plomb appartient au quatorzième groupe de la classification périodique des éléments chimiques. C'est un métal argenté brillant, avec une légère teinte bleue. Il se caractérise par sa douceur, sa ductilité et sa malléabilité, ainsi que par sa résistance élevée à la corrosion et sa capacité à interagir avec des produits chimiques organiques (61).

Le plomb ne joue aucun rôle physiologique connu chez les organismes vivants, et sa présence dans l'organisme indique toujours une contamination (62). Grâce à ses propriétés physicochimiques (Tableau 03), il peut imiter des ions physiologiques importants tels que le zinc et le calcium, et ainsi se lier aux enzymes et aux protéines importantes, perturbant en conséquence leurs fonctions biologiques (63).

Tableau 3 : Propriétés du plomb (36).

Symbole chimique	Numéro atomique	Masse atomique	Masse volumique	Température de fusion	Température d'ébullition
Pb	82	207,2 g/mol	11,35 g/cm³	327°C	1740 °C

2.4.2.2 Sources et exposition

Le plomb est naturellement omniprésent dans l'environnement (air, sol, eau) (Figure 9). Il est produit naturellement suite aux activités volcaniques, à l'altération des roches, à l'érosion et au lessivage des sols. Il est largement présent dans la croûte terrestre sous forme de minerai comme la galène (sulfure), la cérusite (carbonate) et l'anglésite (sulfate). La production de plomb peut également résulter de la décomposition radioactive de l'uranium, du thorium et du radon, bien que cette source naturelle reste mineure (64).

Les principales sources d'émission de plomb sont d'origine anthropique, telles que les industries, notamment les fonderies de la métallurgie, la fabrication de câbles et la production d'engrais (64). Le plomb est également présent dans les carburants automobiles et est généré par l'incinération des ordures, ainsi que par la combustion du charbon et du pétrole (65).

Le plomb et ses composés minéraux sont largement utilisés dans de nombreuses industries, notamment dans la fabrication de pigments pour peintures, vernis, céramiques, faïence, tuiles, verreries et cristalleries. Il est également employé dans les revêtements anticorrosion des câbles "haute-tension", la fabrication de batteries, d'accumulateurs, de munitions, de stylos, d'encre d'imprimerie, de pesticides, d'engrais, ainsi que dans les stabilisants du plastique PVC et dans certains produits cosmétiques (65).

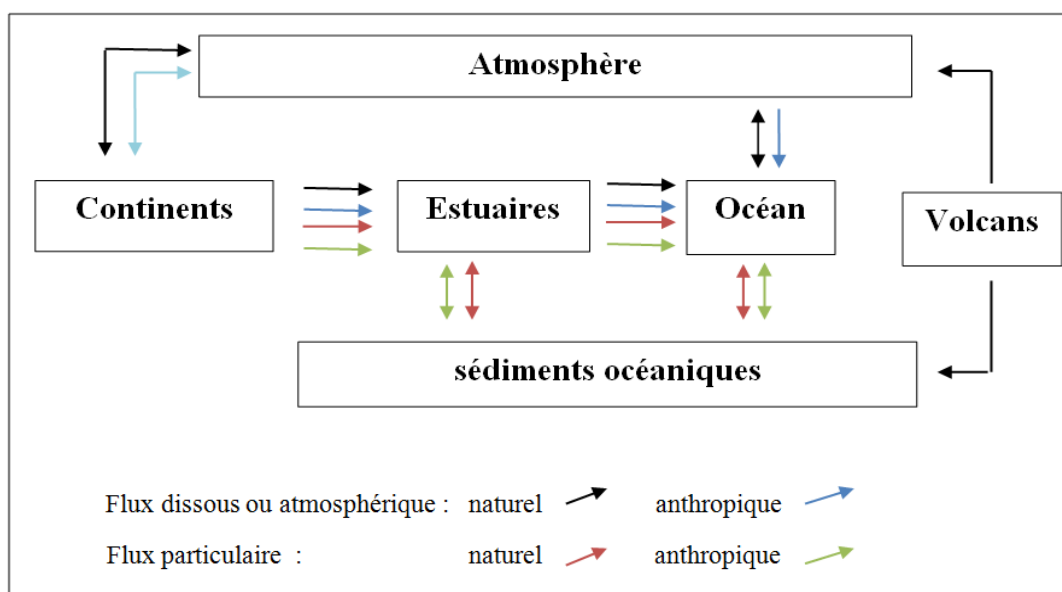


Figure 9 : Cycle géochimique simplifié du plomb (66)

2.4.3 Mercure

2.4.3.1 Propriétés

Le mercure est un métal blanc argenté, brillant, très dense, très mobile et pratiquement insoluble dans l'eau comme dans les solvants organiques courants. Le mercure a des propriétés physicochimiques caractéristiques (Tableau 04) ; il est le seul métal lourd liquide à température ambiante. De plus, il présente un coefficient de dilatation thermique élevé, ce qui explique son utilisation dans les thermomètres (67).

Il existe deux formes distinctes de mercure : le mercure inorganique et le mercure organique ou méthylmercure (MeHg). Ce dernier est la forme la plus toxique du mercure pour les êtres vivants en raison de ses propriétés liposolubles et ioniques lui permettant de traverser les membranes cellulaires (68). Il est facilement absorbé et difficilement excrété par les organismes vivants. La réaction de méthylation du mercure dans les milieux aquatiques se produit dans les sédiments en milieu anaérobie (69).

Tableau 4 : Propriétés du mercure (70)

Symbole chimique	Numéro atomique	Masse atomique	Masse volumique	Température de fusion	Température d'ébullition
Hg	80	200,6g/mol	13,6 g/cm³	-39°C	357°C

2.4.3.2 Sources et exposition

Le mercure est émis à partir d'un éventail de sources naturelles, telles que les volcans, les conduits volcaniques sous-marins, les zones géologiques riches en mercure (sols, eaux douces et océans), les cristaux de sel marin, ainsi que des feux de forêt et les émissions de la croûte terrestre et des eaux de surface (71)(Figure 10).

Les émissions anthropiques proviennent principalement de la combustion du charbon, de la production de métaux non ferreux, de la production du ciment, de l'élimination des déchets contenant du mercure (thermomètres, piles, peintures) et de l'incinération des déchets. Il convient de préciser que les émissions anthropiques de mercure sont également liées à l'exploitation minière artisanale et à petite échelle de l'or, qui est une activité importante dans certains pays. En effet, cette activité utilise souvent du mercure pour extraire l'or des minerais, ce qui peut entraîner des rejets de mercure dans l'environnement (72).

Le mercure est beaucoup utilisé dans la fabrication de nombreux instruments de mesures : nanomètre, thermomètre, baromètre, dans l'industrie chimique fabriquant les cathodes liquides dans les cellules d'électrolyse et le chlorure de sodium (production de chlore et de soude). Il est également utilisé dans l'industrie électrique comme constituants de piles, de lampes et de tubes fluorescents (67).

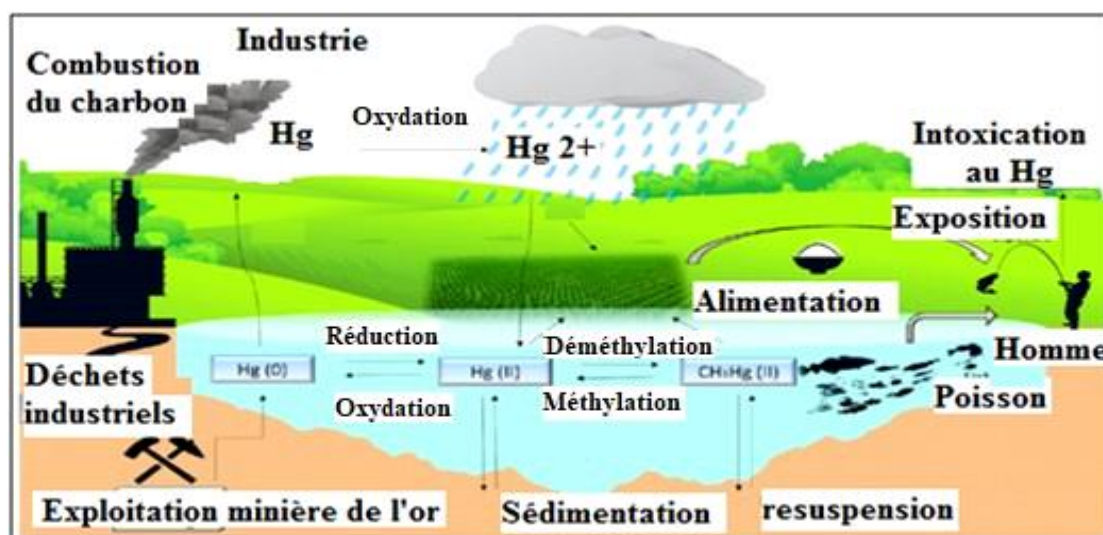


Figure 10 : Diagramme schématisé du cycle de mercure(73).

2.4.4 Arsenic

2.4.4.1 Propriétés

L'arsenic est un élément chimique de la famille des pnictogènes, il est souvent considéré comme un métalloïde car il possède à la fois des caractéristiques de métaux et de non-métaux (tableau 5). Il a une conductivité électrique et thermique semblable à celle des métaux, mais il peut aussi former des composés covalents avec des non-métaux. De plus, l'arsenic est souvent utilisé comme dopant dans les semi-conducteurs, ce qui est un autre exemple de ses propriétés intermédiaires entre les métaux et les non-métaux (74).

Il existe deux formes distinctes d'arsenic : la forme organique non toxique, principalement sous forme d'arsénobétaïne, et la forme inorganique toxique, qui peut présenter plusieurs degrés d'oxydation : l'arsénite (As^{+III}) et l'arséniate (As^{+V}) (75). L'arsenic n'a aucune fonction biologique connue, cependant, il est connu pour sa toxicité et son effet cancérigène (76).

Tableau 5 : Propriétés du l'arsenic (77)

Symbole chimique	Numéro atomique	Masse atomique	Masse volumique	Température de fusion	Température d'ébullition
As	33	74.9g/mol	5.7 g/cm ³	817°C	613°C

2.4.4.2 Sources et exposition

L'arsenic est une substance naturellement présente dans l'environnement, que l'on peut trouver dans les sols, les sédiments, les organismes vivants et les milieux aquatiques (figure 11). Cependant, l'activité humaine a considérablement amplifié la présence d'arsenic dans l'environnement en augmentant les émissions dans l'atmosphère et en rejetant de grandes quantités dans les sols et les eaux de surface. Les activités anthropiques responsables de cette contamination comprennent l'exploitation minière, la production de métaux non ferreux, l'agriculture, l'utilisation de pesticides contenant de l'arsenic ainsi que le rejet des déchets industriels (78).

L'arsenic est utilisé en Micro-électronique dans l'élaboration des semi-conducteurs nécessaires pour la fabrication des cartes électroniques et des détecteurs à infrarouge et dans l'industrie du verre comme agent de fusion et décolorant (79). L'alliage plomb-arsenic sert à la fabrication des munitions de chasse et des batteries. L'arséniate de cuivre a été employé comme pigment de peinture. Il est utilisé en agriculture pour ses propriétés : pesticides, fongicide, insecticide et aussi dans la foresterie (pour la préservation du bois) (80). Enfin, le trioxyde d'arsenic est employé pour traiter la leucémie aiguë promyélocytaire (81).

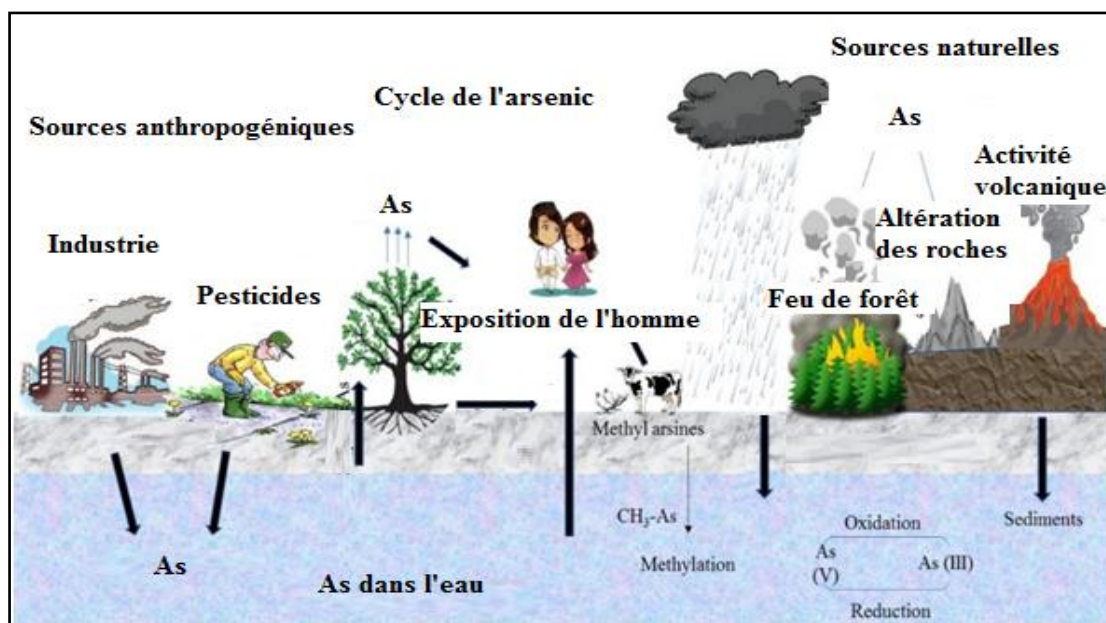


Figure 11 : Cycle de Arsenic dans l'environnement(82).

Chapitre 3 : Contamination des poissons par les ETM

3.1 Généralités

La contamination des poissons par les ETM est un processus qui se déroule en trois temps :

- Assimilation,
- Bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration,
- Bioaccumulation entre individus ou bioamplification ou bioaccumulation trophique (65).

3.1.1 Assimilation

L'assimilation, ou comment les ETM sont introduits dans les organismes aquatiques ? Ces derniers sont exposés aux ETM à travers deux voies principales :

- La voie externe par contact, où la substance toxique reste à la surface de l'organisme et provoque un phénomène d'adsorption (65).
- La voie interne par absorption. Elle résulte d'un processus de transfert des ETM à travers les membranes cellulaires qui nécessite une complexation avec une molécule porteuse. Une fois à l'intérieur de la cellule, ils doivent encore se lier à des ligands adaptés (83).

L'assimilation des ETM par les organismes aquatiques est influencée par le phénomène de la « spéciation » qui correspond à l'ensemble des formes physico-chimiques d'un élément, constituant sa concentration totale dans un milieu donné (84).

La fraction des ETM absorbée du total présent dans le milieu est la fraction biodisponible ou la fraction assimilable. La biodisponibilité est définie comme étant la capacité de l'élément à être intégré dans l'organisme vivant. Elle varie selon les formes chimiques de l'élément et les caractéristiques physicochimiques du milieu telles que la température, le pH et la salinité (84).

Le danger de l'absorption d'un ETM dépend de sa concentration et de sa fraction soluble et biodisponible. Cette fraction assimilable se concentre dans certains organes, ce qui est appelé phénomène d'organotropisme. Cette réceptivité est liée soit à une fonction particulière de l'organe (métabolisation, excrétion), soit à sa composition physico-chimique (richesse en lipides) qui favorise le stockage des ETM et permet leur accumulation (65).

3.1.2 Bioconcentration ou bioaccumulation :

La bioaccumulation est le processus par lequel une substance se retrouve dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. Tous les ETM en général sont concernés par la bioconcentration. Ce processus s'exprime par le ratio entre la concentration du contaminant étudié dans le milieu aquatique et sa concentration dans l'organisme vivant. Ce ratio porte le nom de « facteur de bioconcentration » - BCF (65).

La bioconcentration présente d'importantes différences d'une espèce aquatique à une autre et d'un ETM à un autre. En effet, les organismes vivants concentrent beaucoup plus les ETM que l'eau environnante. Le FBC des ETM des poissons est de plusieurs milliers de fois supérieurs à celui des mollusques et des invertébrés (Figure 12) (65).

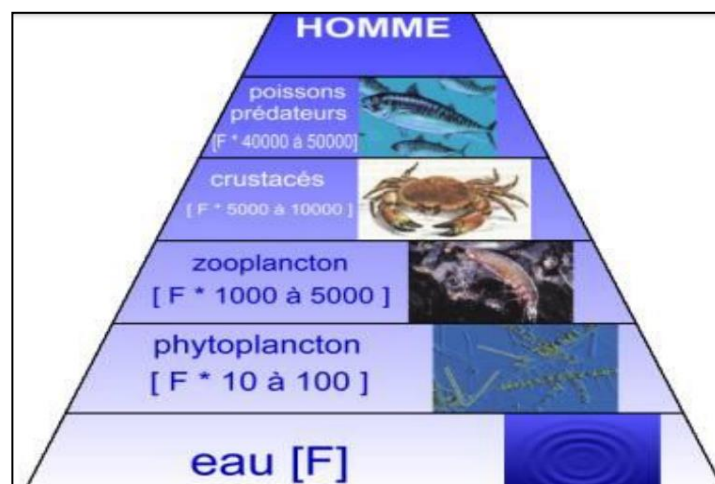


Figure 12 : Facteurs de bioconcentration dans la chaîne alimentaire (65).

3.1.3 Bioamplification (ou biomagnification)

La bioaccumulation entre individus est un processus de transfert des ETM entre les organismes aquatiques, qui se produit par l'intermédiaire de ce qu'on appelle des transferts trophiques. Ce processus commence avec l'absorption des ETM par les algues et les microorganismes qui constituent le premier niveau trophique. Les herbivores, qui se nourrissent de ces organismes, absorbent alors les ETM et les accumulent dans leur corps. À leur tour, les herbivores deviennent la proie des carnivores, qui absorbent à leur tour les ETM. Ce processus peut continuer jusqu'au sommet de la chaîne alimentaire, où les super-carnivores absorbent les ETM présents dans les organismes qu'ils consomment (figure 13) (36).

Les concentrations des ETM dans les organismes vivants augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique. Au bout de la chaîne alimentaire, le consommateur final aura bioaccumulé une concentration importante des formes solubles des ETM (36).

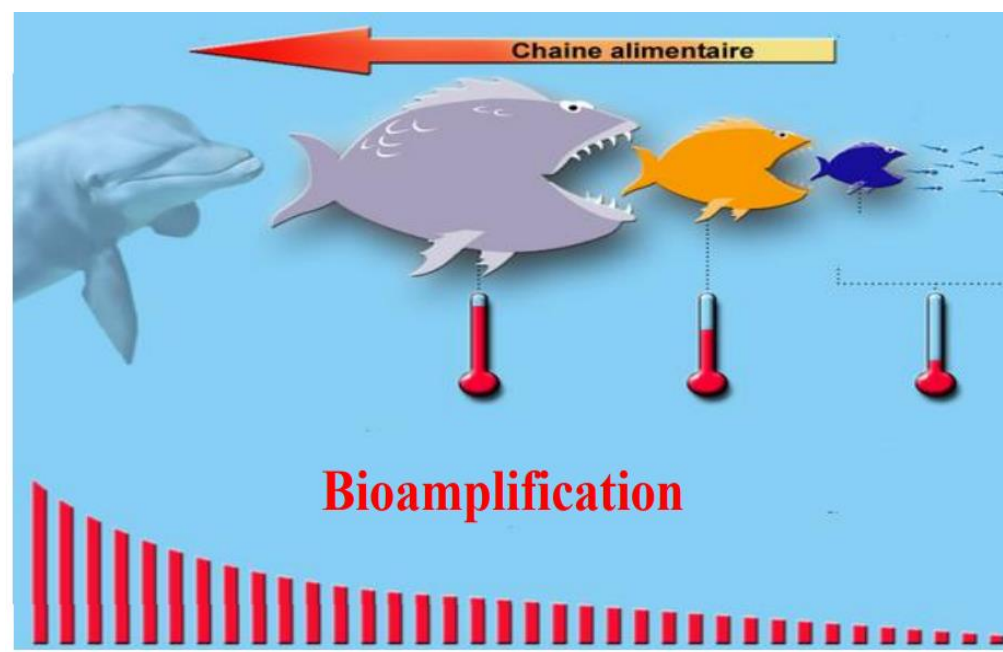


Figure 13 : Chaine trophique contaminée par les ETM (65).

3.2 Facteurs de variation de la bioaccumulation des ETM

Trois groupes de facteurs peuvent influencer l'intensité de la bioaccumulation des ETM chez les poissons : le contaminant lui-même, l'organisme accumulateur et le milieu environnant (85).

3.2.1 Contaminant (ETM)

Nous rencontrons deux facteurs qui concernent le contaminant :

- Le degré de pollution du milieu par les ETM : Il apparaît nettement dans diverses études que les concentrations trouvées chez les poissons correspondent à celles de l'eau (86).
- La forme physico-chimique des ETM : elle influence directement la diffusion des ETM à travers les barrières biologiques des organismes vivants, conditionnant ainsi leur capacité de bioaccumulation. Les formes ioniques (Hg^{2+} , Cd^{2+} et Pb^{2+}) sont celles dont la biodisponibilité est la plus élevée, car elles diffusent à travers la membrane biologique par des canaux protéiques non spécifiques, tandis que les formes complexes sont plus difficilement absorbées (85).

3.2.2 Organisme accumulateur (poissons)

En ce qui concerne les organismes accumulateurs, notamment les poissons, nous distinguons les facteurs suivants :

- La bioaccumulation dépend des variations individuelles des poissons, telles que : la taille, l'âge, le sexe, l'alimentation et la localisation géographique (86).
- L'activité métabolique est également un facteur d'accumulation des ETM dans les tissus des poissons. La vitesse d'accumulation chez les organismes jeunes est généralement supérieure à celle des organismes âgés (86).

3.2.3 Milieu

De nombreux paramètres physico-chimiques du milieu peuvent influencer la bioaccumulation des ETM, tels que le pH, la température, la salinité, la concentration d'oxygène dissous, la concentration de matières en suspension, le potentiel d'oxydoréduction, la quantité de carbone organique et la concentration en ligands **(87)**.

Ces facteurs peuvent influencer les échanges d'ETM entre les différents compartiments, la distribution, la solubilité, la mobilité et la disponibilité des ETM dans les écosystèmes aquatiques ainsi que leurs toxicité vis-à-vis des organismes vivants, en affectant leur spéciation et de ce fait leur comportement **(88)**.

La saison de l'année peut également avoir un impact sur la bioaccumulation des ETM, notamment en cas de fortes pluies qui peuvent entraîner le lessivage des sols. En milieu aquatique, l'acidification peut également jouer un rôle en provoquant le lessivage des cations métalliques adsorbés sur les matières en suspension, du fait de la compétition entre les cations et les protons libérés par les acides **(89)**.

L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des ETM présents dans les sédiments par compétition des ions magnésium et calcium avec les autres ETM adsorbés sur les sites de fixation dans les sédiments. Ce phénomène est courant dans les zones d'estuaire, où les eaux douces des fleuves se mélangent avec les eaux salines de la mer. Ces zones peuvent être des sources d'ETM dissous **(90)**.

3.3 Contamination des poissons par le cadmium

La toxico-cinétique du cadmium dans les poissons passe par quatre étapes :

3.3.1 Absorption

Le cadmium (Cd) est présent dans l'environnement sous forme de chlorure de cadmium (CdCl_2), d'oxyde de cadmium (CdO), de sulfate de cadmium (CdSO_4) et de sulfure de cadmium (CdS). Cependant, dans le milieu aquatique, le Cd existe sous deux formes : la forme dissoute (Cd^{2+} , CdCl^- , CdCl_2) et la forme particulaire liée aux matières organiques et aux sédiments. Le rapport entre le cadmium dissous et le cadmium particulaire varie en fonction de la salinité du milieu. La forme particulaire est essentiellement présente dans les eaux saumâtres, les eaux des estuaires et des deltas plutôt que dans les eaux maritimes **(91)**.

Il existe deux principales voies d'exposition des poissons au cadmium :

- L'absorption des ions de Cd dissous dans l'eau ambiante via les branchies et d'autres surfaces perméables du corps ;
- L'ingestion de particules solides liées au Cd, qui est ensuite libéré de ses particules porteuses dans le système digestif et absorbé par l'épithélium intestinal **(92)**.

3.3.2 Distribution

Chez les poissons, le cadmium est fortement concentré dans les branchies. Une fois absorbé, il passe dans le sang et se distribue principalement dans le foie et les reins **(93)** ainsi que dans une moindre mesure dans la partie comestible du poisson (tissu musculaire). Toutefois, le risque potentiel pour la santé humaine persiste à moyen et long terme **(94)**. Le cadmium est stocké dans les mitochondries et le noyau, où il peut se lier à l'ADN **(93)**.

3.3.3 Toxicité

L'exposition aiguë des poissons au cadmium perturbe l'équilibre ionique du calcium, du sodium et du magnésium. En cas d'intoxication chronique (de 1 à 5 µg/L), le cadmium peut provoquer de nombreux effets indésirables, tels qu'une diminution de la croissance et de la survie des alevins, un déséquilibre ionique, une perturbation endocrinienne, une altération de la fonction immunitaire, ainsi que des dommages oxydatifs, tissulaires et squelettiques (95). Le cadmium a également un impact négatif sur la reproduction, notamment sur la fécondité, la survie embryonnaire et en provoquant des malformations larvaires (96).

Morphologiquement, il est impossible de détecter la présence chronique de cadmium chez un poisson, à l'exception des alevins qui peuvent présenter des scolioses, bien que cela ne soit pas un signe pathognomonique. Cependant, des lésions hépatiques, branchiales et rénales peuvent être observées sur le plan histologique (97).

Dans le cytoplasme, le cadmium est capté par les métallothionéines (MTs), des protéines intracellulaires riches en cystéine (environ 25-35%) et en acides aminés soufrés (93). Les MTs interviennent dans le transport et le métabolisme des ions métalliques et ont un rôle protecteur pour les cellules en capturant les ETM toxiques. Leur capacité à séquestrer le cadmium leur permet d'empêcher l'expression de sa toxicité. Une molécule de MT peut séquestrer 6 à 7 molécules de cadmium (98).

3.3.4 Elimination

La voie majeure d'élimination du cadmium chez les poissons est l'excrétion rénale, cependant, elle reste faible. Cette voie d'élimination ne semble dépendre que de l'intensité de l'exposition, car elle est indépendante de l'activité métabolique ou de la taille de l'individu (93).

3.4 Contamination des poissons par le Plomb

La contamination des poissons par le plomb (Pb) passe par de nombreuses étapes :

3.4.1 Absorption :

La présence de plomb dans le milieu aquatique peut se présenter sous deux formes principales : plomb dissous ou lié à d'autres particules(87) À court terme, la contamination de l'eau par le plomb peut être réduite grâce à la tendance de ce métal à se diriger vers les sédiments, où il est retenu soit par adsorption sur la matière organique et les minéraux d'argile, soit par précipitation sous forme de sels insolubles tels que le carbonate, le sulfate ou le sulfure. La quantité de plomb restant en solution dépend du pH de l'eau environnante (99).

Les ions du plomb (Pb^{+2}) peuvent pénétrer dans l'organisme des poissons par les branchies, la surface du corps et également par ingestion avec l'eau et la nourriture. Une fois entré dans l'organisme, il est absorbé par l'intestin et d'autres tissus (84).

3.4.2 Distribution

Le plomb a la capacité de s'accumuler dans divers tissus et organes, tels que la peau, les branchies, l'estomac, les muscles, les intestins, le cerveau et les gonades, avant de se concentrer principalement dans les organes cibles tels que le foie, les reins, les os et les muscles (100).

3.4.3 Toxicité

Les teneurs maximales de plomb tolérées par les poissons sans apparition de symptômes varient de 0.04 mg/L à 0.198 mg/L d'eau. Les alevins sont plus sensibles que les adultes et les œufs (101).

L'exposition au plomb peut avoir de nombreux effets toxiques sur les poissons, notamment sur leur système nerveux, leur système immunitaire et leur capacité de reproduction **(102)**. Les troubles de la croissance et du comportement, ainsi qu'un déséquilibre ionique, peuvent également être observés **(103)**. L'affinité du plomb pour les groupes sulfhydriles peut affecter de nombreuses fonctions cellulaires, y compris l'activité enzymatique, la respiration mitochondriale et la synthèse des protéines. Les perturbations de l'intégrité, de la perméabilité et des fonctions des membranes cellulaires peuvent également être causées par le Pb **(104)**.

Macroscopiquement, une intoxication au plomb chez un poisson est mise en évidence par un noircissement de la région caudale de la queue voire une scoliose lors d'imprégnation importante et prolongée **(101)**.

3.5 Contamination des poissons par le mercure

La contamination des poissons par le mercure suit les étapes citées ci-dessous :

3.5.1 Absorption

Le mercure (Hg) est libéré dans le milieu aquatique principalement sous sa forme inorganique (Hg^{+2}) et peut y subir divers processus biochimiques tels que l'oxydation, la réduction, la méthylation et la déméthylation **(105)**.

Le méthylmercure (MeHg), qui est la forme la plus toxique du mercure, est produit naturellement dans le milieu aquatique par le métabolisme microbien et/ou la méthylation chimique **(105)**. Il est soluble dans l'eau et facilement transféré des sédiments à l'eau, puis aux poissons. Le MeHg a la propriété de se fixer et de s'accumuler dans les êtres vivants environ dix fois plus rapidement que le Hg^{+2} . De plus, il traverse facilement les différentes barrières biologiques des êtres vivants et son temps de séjour dans l'organisme est supérieur à celui de Hg^{+2} **(106)**. C'est pourquoi la présence du MeHg dans le milieu marin est particulièrement préoccupante.

L'absorption de Hg se produit principalement par la consommation de zooplancton ou de petits poissons contaminés, ainsi que par contact direct avec les sédiments contaminés. Le Hg est bioaccumulable et biomagnifiable le long de la chaîne alimentaire **(107)**, ce qui explique sa concentration élevée chez de nombreux organismes aquatiques via le milieu environnant ou par l'intermédiaire de proies contaminées qu'ils consomment. Plus un poisson se trouve à un niveau élevé de la chaîne alimentaire, plus il a tendance à avoir une concentration élevée de mercure **(108)**.

3.5.2 Distribution

Chez les poissons, la voie de contamination influe sur la répartition du mercure dans leur corps. Après contamination expérimentale via l'eau, les branchies et le muscle présentent les plus fortes concentrations. En revanche, en cas de contamination via la chaîne alimentaire, le foie, le cerveau et le tissu musculaire sont les tissus les plus touchés. La forme chimique du métal joue également un rôle important dans la répartition du mercure dans l'organisme : le méthylmercure est principalement stocké dans le tissu musculaire et le cerveau, tandis que le Hg⁺² se retrouve dans le foie et les reins **(109)**.

3.5.3 Toxicité

La toxicité aiguë de Hg peut causer des dommages neurologiques tels que la diminution de l'activité natatoire, la perte d'équilibre et, dans les cas extrêmes, la mort. En revanche, l'exposition chronique au Hg peut entraîner des troubles métaboliques, d'osmorégulation et d'échange d'oxygène, ainsi qu'un stress oxydatif. Elle peut également réduire la capacité des organismes à capturer des proies, affecter leur reproduction, et entraîner une diminution des taux de croissance et de survie **(110)**.

3.5.4 Elimination

Le Hg⁺² se retrouve principalement dans le foie et les reins en vue d'être éliminé par excrétion **(111)**. Bien que les organismes aquatiques soient dotés de mécanismes de déméthylation et d'excrétion intestinale et rénale, la vitesse de sortie du MeHg reste faible comparativement à la vitesse d'entrée. Il y a ainsi bioaccumulation au cours de la vie **(112)**.

3.6 Contamination des poissons par l'arsenic

La toxico-cinétique de l'arsenic dans les poissons suit quatre étapes :

3.6.1 Absorption

Les formes inorganiques de l'arsenic sont plus toxiques que les formes organiques. Dans les eaux de surface, l'arsenic inorganique est principalement sous forme d'arséniates (V), tandis que dans les eaux souterraines, les arsénites (III) sont généralement plus abondants (75). L'arsenic organique est représenté par l'arsénobétaïne (95% de l'arsenic total), l'acide monométhylarsenic, l'acide diméthylarsenic et les différents acides arsenolipides (113).

La spéciation et le cycle biogéochimique de l'arsenic sont influencés par de nombreux facteurs biologiques, comme les phytoplanctons qui transforment la forme inorganique en forme organique par biométhylation. Les bactéries marines transforment également la forme organique en forme inorganique (114). Cette dernière est absorbée par les poissons via l'eau et la nourriture et uniquement via la nourriture pour l'arsenic organique (115).

3.6.2 Distribution

Le foie est l'organe majeur de la métabolisation et de la toxicité de l'arsenic, tandis que les branchies sont les principaux sites d'échanges respiratoires et d'absorption des polluants (116). Le temps d'exposition, le taux d'excrétion et la forme chimique déterminent la répartition de l'arsenic dans le poisson (117). L'arsenic organique s'accumule généralement dans le tissu musculaire, le foie et les reins (118). Les formes inorganiques s'accumulent davantage dans le foie et l'estomac et se retrouvent à de faibles concentrations dans les muscles et les branchies (117).

3.6.3 Toxicité

La forme chimique de l'arsenic joue un rôle important dans sa toxicité pour les organismes marins (119). La réduction de l'arséniate (V) en arsénite (III) peut permettre sa fixation dans l'organisme avec une interaction sur les groupes thiols (120). L'arsenic favorise la génération d'espèces réactives de l'oxygène et modifie les enzymes antioxydantes, ce qui entraîne l'apparition de dommages oxydatifs tels que la peroxydation lipidique (116).

L'arsenic peut affecter les activités enzymatiques, l'équilibre ionique, la fonction immunitaire, la reproduction, l'expression génétique et la croissance **(121)**.

3.6.4 Elimination

L'élimination des différentes formes d'arsenic peut s'effectuer par plusieurs voies d'excrétion ; dans les urines par la voie rénale, dans la bile par voie hépatique, ainsi que par les branchies et la peau **(118) (122)**.

3.7 Teneurs réglementaires des ETM dans la chair des poissons

La pollution de l'écosystème aquatique par les éléments traces suscite une préoccupation mondiale, à la fois en raison de leur impact sur les poissons et des risques qu'ils posent pour la santé humaine **(123)**. A travers la chaîne alimentaire, les ETM se retrouvent accumulés dans les tissus des poissons, et leur consommation expose ensuite l'homme à ces contaminants. Les éléments toxiques présents dans les poissons sont aujourd'hui reconnus comme des agents cancérogènes, en plus de leurs effets toxiques spécifiques **(124)**.

Pour répondre à cette problématique et renforcer la protection de la santé publique, de nombreux pays, tels que l'Algérie, l'Union européenne (UE), l'Australie et la Nouvelle-Zélande ont établi des limites maximales admises pour le cadmium, le mercure, le plomb et l'arsenic dans les poissons (Tableau 6).

Tableau 6 : Teneurs maximales admises (mg/kg de poids à état frais) de Pb, Cd et Hg dans la chair de poisson.

ETM	Réglementation Algérienne (125) Réglementation Européenne (126)(127)	Norme alimentaire de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (128)
Plomb	0.3	0.5
Cadmium	0.05	0.05
Mercure	0.5	0.5
Arsenic	/	2

Chapitre 4: Intoxications aux principaux ETM chez l'Homme

4.1 Intoxication au cadmium

La source principale d'exposition au cadmium pour un humain non-fumeur est l'alimentation **(129)**. Les produits de la mer représentent 8 à 25% de l'exposition alimentaire **(112)**. Le taux d'absorption du cadmium est lié à sa forme chimique (la solubilité). Ce taux est augmenté par un régime carencé en calcium, en fer, en zinc, en cuivre ou en protéines **(130)**. Cependant, il est diminué par des régimes riches en fibres **(131)**.

Le cadmium pénètre dans la circulation sanguine suite à une absorption par les poumons et/ou l'intestin. Il se lie à l'albumine, à l'hémoglobine, aux métallothionéines (MT) ou aux lymphocytes lorsqu'il est transporté dans le sang **(132)**. Étant un élément toxique cumulatif qui n'est pas métabolisé, le Cd se concentre principalement dans le foie, les os, les reins, les muscles, la thyroïde, le pancréas, les testicules et la vésicule biliaire **(133)**.

Le cadmium est très lentement éliminé, ce qui entraîne une demi-vie biologique prolongée d'environ 20 à 30 ans dans les reins, jusqu'à 10 ans dans le foie **(134)** et entre 40 et 80 jours dans le sang **(135)**. Il est principalement excrété par l'urine et les selles, et dans une moindre mesure par la salive, la transpiration et les ongles **(85)**.

4.1.1 Intoxication aigue

Elle engendre rapidement, à partir de 3 mg ingérés, des vomissements souvent sanglants associés à des douleurs abdominales intenses, des diarrhées et des myalgies. Cette évolution aboutit à des troubles hydro-électrolytiques et hémodynamiques importants, provoquant une insuffisance rénale aiguë **(55)**.

Une intoxication massive est mortelle en quelques heures, provoquant un collapsus cardiovasculaire, une acidose métabolique majeure et une coagulopathie de consommation **(55)**. La dose orale létale du cadmium pour l'homme est estimée à 350-3500 mg **(136)**.

4.1.2 Intoxication chronique

Cette intoxication engendre de nombreux effets :

- **Atteinte rénale**

Elle se manifeste par un dysfonctionnement des tubules proximaux, se traduisant par une protéinurie, une hypercalciurie, une hyperphosphaturie et une glucosurie. Cela correspond au syndrome de Fanconi **(137)**.

Elle peut également progresser vers un dysfonctionnement des glomérules rénaux et une insuffisance rénale **(138)**. L'atteinte fonctionnelle des tubules rénaux se produit lorsque la concentration de cadmium dans le cortex rénal atteint environ 200 µg/g de tissu rénal **(57)**.

- **Atteinte osseuse**

La forme la plus sévère d'intoxication chronique au cadmium est désignée par le syndrome Itai-Itai. Ce syndrome, endémique dans la région de la rivière Jinzu au Japon, a été causé par le rejet de cadmium dans la rivière. Il se caractérise par une décalcification osseuse (ostéomalacie) et une diminution de la densité osseuse (ostéoporose). À un stade avancé de la maladie, les os se fracturent facilement, provoquant de multiples fractures extrêmement douloureuses **(139)**.

Cette toxicité est causée par une perte rénale de phosphate et de calcium, associée à un défaut d'activation de la vitamine D **(140)**.

- **Autres effets**

- L'exposition au cadmium par voie orale réduit l'absorption gastro-intestinale du fer, ce qui peut entraîner une anémie **(141)**.
- L'exposition des femmes enceintes induit une diminution du poids moyen des leurs nouveau-nés avec de nombreuses malformations, principalement squelettiques **(137)**.
- Le cadmium est classé comme un carcinogène de type I par le centre international de recherche sur le cancer **(142)**. L'exposition par voie orale provoque une augmentation de la fréquence de certains cancers : Poumons, seins, vessie et endomètre **(137)**.

4.2 Intoxication au plomb (saturnisme)

Les aliments et l'eau de boisson représentent la source principale d'exposition au plomb (Pb). Les produits de la mer représentent de 3 à 11 % de l'exposition alimentaire **(112)**. Le taux d'absorption est accru en présence d'un régime riche en graisses ou en cas de certaines carences, notamment en fer et en calcium (chez les femmes enceintes et allaitantes) **(85)**.

Le plomb pénètre dans le sang suite à une absorption par les poumons et/ou le système digestif. Il se distribue principalement dans les globules rouges (membrane et hémoglobine) sous une forme non diffusible. Son transport est principalement passif, à hauteur de 90%, et son accumulation dans les globules rouges est limitée **(143)**. Dans le plasma, une partie du plomb se lie aux protéines (albumine et gammaglobulines), tandis que l'autre partie est libre et diffusible **(144)**. Le plomb est un élément toxique qui s'accumule principalement dans les reins, le foie, les intestins, les muscles **(134)**, les os et les dents **(145)**.

L'élimination du plomb non lié est relativement rapide par rapport à la fraction faiblement liée, mais l'élimination globale est très lente, avec une demi-vie estimée à 3 ans pour le plomb fortement fixé dans les os **(146)**. L'excrétion du plomb peut se faire principalement par l'urine, mais également par les selles, la salive, la sueur et le lait **(134)**.

4.2.1 Saturnisme aigu

Il apparaît à partir d'une plombémie de 1 à 1.2mg/l chez l'adulte et de 0.8 à 1 mg/l chez l'enfant **(147)**.

La symptomatologie observée est caractérisée par:

- Des lésions hépatiques et rénales.
- Un syndrome gastro-intestinal.
- Des effets neurologiques : Malaise, somnolence et une encéphalopathie qui peuvent conduire à des convulsions et à la mort **(148)**.

4.2.2 Saturnisme chronique

Il se manifestent à un taux de plombémie d'environ 0.4 - 0.6 mg/L **(149)** par :

- Des troubles digestifs comme des vomissements, des constipations et des douleurs abdominales **(149)**.
- Une altération de l'état général, fatigue, léthargie et amaigrissement **(149)**.
- Une encéphalopathie et autres troubles nerveux, où on peut observer des céphalées, des convulsions, de la paralysie et un coma chez l'enfant **(150)**.
- Une néphropathie avec oligurie, protéinurie, azotémie, uricémie et une diminution de la clairance de la créatinine **(150)**.
- Des troubles osseux : fragilité osseuse, ostéoporose et ostéomalacie **(150)**.
- Des effets cancérogènes : Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé le plomb comme cancérogène probable pour l'homme (groupe 2A) en 2006 **(151)**.

4.3 Intoxication au mercure (Hg)

La principale source de mercure pour l'Homme est l'alimentation. Les produits de la mer présentent les taux de mercure les plus élevés, en particulier le méthylmercure, qui demeure une préoccupation pour les populations qui consomment régulièrement des poissons **(152)**. L'absorption du mercure inorganiques est faible par voie digestive. Cependant, les composés organiques à chaîne courte tels que le méthylmercure sont bien absorbés par le tractus digestif **(153)**.

Le mercure existe sous trois degrés d'oxydation (0, +1 et +2). Une fois dans le sang, il est oxydé et converti en mercure lipophile (Hg^0). Une partie de cette forme peut diffuser à travers certaines barrières tissulaires, comme la barrière hémato-encéphalique et la barrière placentaire. Au sein de ces tissus, le (Hg^0) est transformé en Hg^{2+} , des ions mercuriques hydrophiles qui ne peuvent pas repasser à travers ces barrières, entraînant ainsi une accumulation locale. Ce phénomène explique la distribution du mercure et sa longue demi-vie dans des organes tels que le cerveau, le placenta, le lait maternel et les reins **(154)**. Les dérivés organiques du mercure sont lipophiles et peuvent facilement franchir les barrières hémato-encéphalique et placentaires **(155)**.

La demi-vie sanguine des dérivés inorganiques peut aller jusqu'à 45 jours, tandis que celle du méthylmercure est comprise entre 35 et 189 jours. Dans les reins, pour ce dernier, elle est d'environ 60 jours, et sa durée dans le cerveau est très longue et mal connue. Les dérivés organiques sont éliminés par la bile et se concentrent également dans le lait. En revanche, les dérivés inorganiques sont excrétés par les reins, les fèces, la sueur et les poumons **(156)**.

4.3.1 Intoxication au Hg inorganique

- **Intoxication aigue**

Elle se produit généralement suite à une exposition accidentelle à des concentrations très élevées de mercure ou à l'ingestion de grandes quantités de composés mercuriels inorganiques. La dose létale est de l'ordre de 1,5 g **(150)**.

La sévérité du tableau clinique dépend de l'intensité de l'exposition. Nous observons des lésions digestives dues à son pouvoir caustique, des douleurs abdominales, des vomissements sanglants, une gastro-entérite et une colite ulcéro-hémorragique pouvant évoluer jusqu'à un état de choc hémodynamique, une défaillance cardiovasculaire ou une insuffisance rénale aiguë anurique pouvant entraîner le décès **(157)**.

- **Intoxication chronique**

En cas d'exposition prolongée à de faibles doses, il est possible d'observer des tubulopathies dose-dépendantes et des glomérulonéphrites à dépôts extra membraneux, résultant de l'accumulation de mercure inorganique (Hg^{2+}) dans les tubules proximaux du rein et dans la zone superficielle de la médullaire externe **(157)**.

Cette intoxication entraîne également une immunodépression due à la réduction de la prolifération lymphocytaire, ce qui peut interagir avec d'autres facteurs et favoriser le développement de maladies auto-immunes **(158)**.

4.3.2 Intoxication au méthylmercure

Des cas d'intoxications collectives tragiques causées par l'ingestion d'aliments contaminés par des dérivés du méthylmercure sont illustrés par les catastrophes survenues dans le village de Minamata (Japon) entre 1953 et 1956, à Niigata (Japon) en 1964-1965, en Irak en 1971-1972, au Pakistan, au Guatemala, ainsi qu'aux États-Unis et en France **(159)**.

Les intoxications au méthylmercure peuvent s'exprimer par :

- **Atteinte du système nerveux**

On observe lors d'intoxications modérées un malaise général, une asthénie et une atteinte du champ visuel. Cependant, dans les cas critiques, une encéphalopathie sévère se développe, entraînant une détérioration intellectuelle, des troubles du comportement, une ataxie cérébelleuse et des tremblements myocloniques. Ces symptômes conduisent le plus souvent au coma et à la mort **(157)**.

- **Atteinte du système immunitaire**

Le méthylmercure bloque les fonctions immunitaires du manganèse et du zinc, provoquant ainsi un déficit en enzymes antioxydantes telles que la Superoxyde dismutase. Il compromet la réponse immunitaire aux infections et peut induire ou aggraver les maladies auto-immunes **(160)**. Cela entrave la capacité à lutter contre diverses maladies et cancers, notamment la maladie d'Alzheimer, la maladie de Parkinson, le syndrome de Down et la dengue **(158)**.

- **Autres effets**

- Le méthylmercure traverse la barrière placentaire où il exerce un effet foetotoxique et tératogène. Ainsi, à Minamata, les mères exposées durant leur grossesse ont donné naissance à des nouveau-nés avec des malformations, des retards staturo-pondéraux **(161)**, des perturbations du langage et de la mémoire, un déficit d'attention et de l'autisme **(158)**.
- MeHg peut être à l'origine d'une augmentation de la mortalité due aux maladies cardiaques, comme l'infarctus du myocarde, les arythmies cardiaques, les endocardites et des myocardites **(162)**.
- Le centre international de recherche sur le cancer a classé le méthylmercure comme cancérigène possible pour l'Homme (groupe B) **(163)**.

4.4 Intoxication à l'arsenic

La principale source d'apport de l'arsenic dans l'organisme est l'alimentation, et l'absorption se produit principalement par voie orale. L'inhalation et l'absorption cutanée sont beaucoup moins importantes **(164)** Le taux d'absorption dépend de la forme chimique et de la solubilité des composés arsenicaux, ainsi que de la nature et de la composition des aliments et/ou de l'eau avec lesquels ils sont ingérés **(165)**.

Il est transporté dans le sang, fortement lié aux groupements SH des protéines plasmatiques et à l'hémoglobine. Dans le sang ou dans le foie, l'arsenic subit des réactions d'oxydoréduction, des conversions entre l'As(III) et l'As(V), ainsi que des réactions de méthylation. Cette dernière aboutit à la formation de monométhylarsenic ou de diméthylarsenic qui sont moins réactifs et plus facilement éliminés **(166)**. L'arsenic inorganique (arsénates (V) et arsénites (III)) est la forme toxique de l'As. L'arsenic organique est représenté par l'arsénobétaïne, l'acide monométhylarsenic, l'acide diméthylarsenic et les différents acides arsenolipides **(113)**.

Sa demi-vie sanguine est d'environ une heure. Il est rapidement distribué vers différents organes, principalement le foie, les reins, les poumons, les muscles, la peau, les phanères et les os. Ses composés sont capables de traverser la barrière placentaire ainsi que la barrière hémato-méningée **(165)**. L'élimination de l'arsenic se fait principalement par voie urinaire, sous forme inchangée ou sous forme de métabolites méthylés **(167)**. L'excrétion dans le lait **(168)** la bile, les fèces et la sueur constituent des voies d'élimination mineures de l'arsenic **(169)**

4.4.1 Intoxication aigue

Les premiers symptômes surviennent quelques heures après l'ingestion d'une forte dose d'arsenic inorganique et sont de type gastro-intestinaux : douleurs abdominales, hémorragies, vomissements et diarrhées **(170)**. Ils sont fréquemment accompagnés d'une instabilité hémodynamique qui se traduit par de l'hypotension et une tachycardie **(169)**.

D'autres effets sont ensuite observés, de nature respiratoire (syndrome de détresse respiratoire aiguë), des crampes musculaires et des anomalies cardiaques, ainsi que des troubles neurologiques (encéphalopathie aiguë), des convulsions et des paralysies pouvant aller jusqu'à un état de coma. Le décès peut s'ensuivre très rapidement, suite à la défaillance multi-organique **(171)**.

En cas de survie de la personne intoxiquée, d'autres signes peuvent apparaître plus tardivement, des neuropathies périphériques accompagnées de troubles psychologiques, des pertes de mémoire, des hallucinations, une atteinte motrice et des lésions de la peau **(165)**.

La dose létale pour l'Homme, par la voie orale, a été estimée à partir d'empoisonnements entre 1 et 3 mg/kg/j **(172)**.

4.4.2 Intoxication chronique

S'exprime sous diverses formes :

- **Lésions cutanées**

Elles se manifestent par des hyperkératoses (en particulier de la paume des mains et des pieds), une alternance de zones hyperpigmentées et de petites zones hypopigmentées **(173)**, des lésions cutanées précancéreuses (la maladie de Bowen) qui évoluent en une dizaine d'années en carcinome basocellulaire ou spinocellulaire **(174)**.

- **Atteinte du système cardio-vasculaire**

Cette intoxication était endémique dans la région de Taïwan, consécutive à l'ingestion d'eaux de boisson dont les concentrations en arsenic inorganique étaient de l'ordre de 0,17 à 0,80 µg/L **(169)**.

L'effet sur le système vasculaire est caractérisé par la maladie des pieds noirs, suite à une diminution de la circulation sanguine périphérique au niveau des pieds, ce qui conduit à une nécrose des tissus puis à une gangrène sèche **(169)**, D'autres effets vasculaires incluent l'hypertension, la maladie de Raynaud et la cyanose des doigts et des orteils **(165)**.

On observe également des épaissements de la couche interne de la paroi des vaisseaux sanguins, entraînant une restriction du flux sanguin et une augmentation de la pression sanguine, ce qui augmente le risque d'athérosclérose **(175)**.

- **Effets neurologiques**

Ces atteintes se manifestent par des neuropathies périphériques symétriques, qui se traduisent initialement par des paresthésies au niveau des extrémités des pieds et des mains, ainsi qu'une sensation de fourmillement, qui progressent ensuite vers la racine du membre **(176)**.

- **Autres effets**

- Une exposition orale chronique à une dose de 0,01 mg/kg/jour conduit à des symptômes digestifs et hépatiques : Nausées, vomissements, diarrhées, douleurs abdominales, perte d'appétit **(169)** et à une hépatomégalie, fibrose du foie pouvant aller dans les cas les plus sérieux à des cirrhoses **(165)**.
- L'arsenic inorganique possède des propriétés immuno-toxiques jouant probablement un rôle majeur dans la survenue de pathologies infectieuses **(177)**.
- L'arsenic inorganique franchit la barrière placentaire atteint le fœtus. Cette exposition est associée à une réduction du poids des nouveau-nés, à une augmentation du nombre d'avortements spontanés et à des troubles du développement neurocomportemental des jeunes enfants **(178)**.
- L'arsenic inorganique est classé cancérigène avéré pour l'Homme par le Centre International de Recherche sur le Cancer, l'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis et l'Union Européenne. Les effets cancérigènes de l'arsenic se développent après une période de latence comprise entre 20 et 30 ans. Les cancers les plus communs sont: Les cancers cutanés, de la vessie, et dans une moindre mesure du foie, des reins et de la prostate **(179)**.

4.5 Traitement des intoxications aux ETM

4.5.1 Intoxication aigue

En cas d'intoxication importante avérée, une décontamination précoce gastro-intestinale doit être instaurée par un lavage gastrique, suivie d'un traitement symptomatique en cas de besoin: Fluidothérapie, ventilation mécanique, oxygénothérapie. Les médecins spécialisés en toxicologie prescrivent des médicaments chélateurs puissants qui augmentent l'excrétion rénale et diminuent l'absorption intestinale, ce qui diminue ainsi leurs toxicités **(180)**.

Certains auteurs proposent pour l'intoxication :

- **Au cadmium :**

Une chélation per os par de l'acide 2,3-dimercapto-succinique DMSA à une dose de 30 mg/kg/jour en trois prises sans dépasser la dose de 1,8 g/ jour **(55)**.

- **Au plomb:**

Une perfusion intraveineuse de sel disodique et monocalcique de l'acide éthylène-diamine-tétra-acétique(EDTA), ou EDTA calcicodisodique ou EDTA calcique. Le plomb remplace le calcium et forme un complexe (un chélate) soluble, rapidement éliminé dans l'urine **(150)**.

- **Au mercure inorganique :**

Des agent chélateurs tel que: le zinc, le sélénium, les agents contenant des groupements thiol : le 2,3-dimercaptopropanol (BAL), la N-acétyl-d-pénicillamine (NAPA), l'acide méso-2,3-dimercaptosuccinique (DMSA), le 2,3-dimercapto-propane-1-sulfonate (DMPS) **(181)**.

L'administration de résine thiolée, peut favoriser l'excrétion fécale et bloquer le cycle entérohépatique. Cependant, le traitement par les agents chélateurs n'a pas prouvé son efficacité en cas d'intoxication au mercure organique **(181)**.

- **A l'arsenic inorganique:**

L'injection musculaire de dimercaprol 3-5 mg/kg/4h pendant 48h puis toutes les 6h pour les 24h suivantes a prouvé son efficacité **(182)**.

4.5.2 Intoxication chronique :

La meilleure option consiste en premier lieu à éviter ou au moins à minimiser l'exposition aux sources des ETM , puis à suivre un régime alimentaire bien adapté au degré et au type d'intoxication **(182)**.

En cas d'intoxication chronique au plomb, le traitement comporte l'administration d'EDTA calcique en perfusion. D'autres chélateurs peuvent être utilisés, notamment l'acidedimercaptosuccinique ou DMSA (Succimer : SuccicaptalR), bien toléré et actif par voie orale à une dose de 10 à 20mg/kg par jour (maximum de 1,8 g/j chez l'adulte) **(157)**.

La chélation par le DMSA est indiquée aussi en cas d'intoxication chronique au mercure inorganique **(157)**. Une médication symptomatique, comprenant des antianémiques, des corticoïdes, des vitamines du groupe B, etc., peut également être nécessaire **(150)**.

Il n'existe pas de traitement spécifique de l'intoxication chronique à l'arsenic inorganique **(182)**et au cadmium. En outre, certains agents chélateurs sont dangereux **(55)**.

4.6 Etude et évaluation du risque toxicologique des ETM pour le consommateur

4.6.1 Généralités

L'évaluation du risque toxicologique d'une substance chimique comme les ETM , est un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou à des agresseurs environnementaux d'origine chimique, produise des effets néfastes sur la santé humaine **(183)**.

Ce risque peut être associé à des agents chimiques intentionnellement ou accidentellement présents dans les aliments, provoquant soit des effets immédiats (cas de toxi-infections alimentaires), ou différés dans le temps (cas des cancers et dégénérescence de certains organes et fonctions physiologiques). De plus, la grande variabilité individuelle liée aux facteurs génétiques, physiologiques et environnementaux, a pour conséquence des réactions très diverses aux agents toxiques agresseurs **(184)**.

C'est une démarche scientifique mettant en relation des informations toxicologiques sur un contaminant avec les informations sur l'exposition humaine à ce contaminant, en vue d'estimer quantitativement l'importance de ses effets toxiques connus ou potentiels pouvant résulter de l'exposition de l'Homme à des aliments porteurs de ce danger. Pour évaluer le danger, une synthèse de l'ensemble des données toxicologiques et épidémiologiques disponibles sur la substance respectivement chez l'animal et chez l'Homme est réalisée. Ces données ont principalement pour sources les rapports du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) et du comité scientifique de l'alimentation (SCF) et des publications scientifiques **(183)**.

4.6.2 Etapes d'évaluation du risque

L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine comprend quatre étapes (figure 14) :

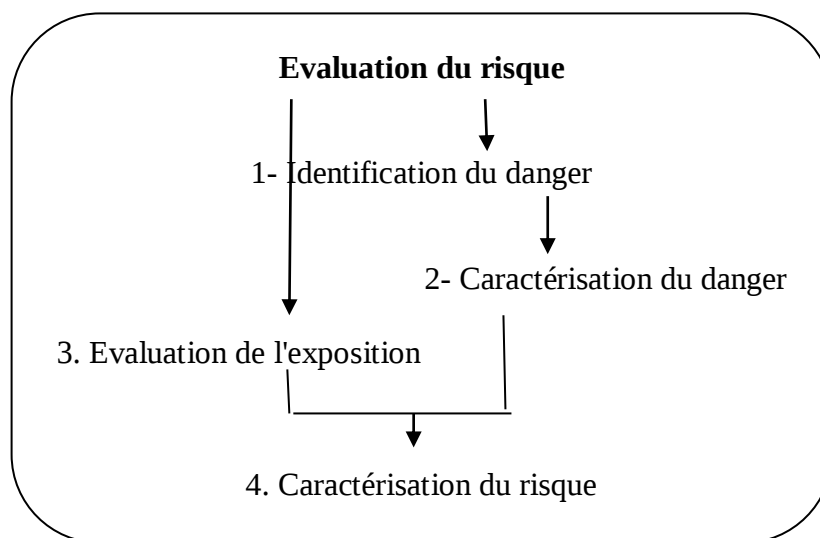


Figure 14 : Processus d'évaluation du risque (184).

4.6.2.1 Identification du danger

Elle consiste à identifier les effets néfastes d'une substance chimique (comme les ETM) présente dans un aliment sur la santé humaine **(184)**. Cette identification est faite sans tenir compte de la dose nécessaire ni des mécanismes spécifiques impliqués dans la production de ses effets indésirables. Elle s'appuie d'une part sur les données épidémiologiques et cliniques lorsqu'elles existent, et d'autre part sur des études conduites *in vitro* (modèles mécanistiques) ou *in vivo* (chez l'animal) **(185)**.

4.6.2.2 Caractérisation du danger

Elle correspond à l'évaluation qualitative et quantitative de la nature des effets négatifs sur la santé humaine, à l'établissement d'une relation dose / effet et à la caractérisation du mode d'action et des mécanismes de toxicité associés aux dangers identifiés **(184)**.

Elle va s'appuyer essentiellement sur la toxicologie expérimentale et les données recueillies chez l'animal doivent être alors extrapolées chez l'Homme. L'estimation de la dose équivalente chez l'animal et chez l'homme est un problème de pharmacocinétique comparative. A cela s'ajoute le fait que le danger peut changer de nature avec la dose ou même disparaître complètement par le fait que le métabolisme d'une substance chimique peut être différent aux fortes doses et aux faibles doses. Le toxicologue prend en compte l'incidence potentielle de ce type de modifications liées à la dose lors de l'extrapolation des effets indésirables aux faibles doses **(186)**.

4.6.2.3 Evaluation de l'exposition

C'est l'évaluation qualitative et/ou quantitative de l'ingestion d'une substance toxique par le biais d'aliments. Elle permet de classer la population selon le risque d'exposition, de déterminer les relations entre des effets indésirables et l'exposition à une substance particulière. Ces évaluations sont utiles à la prise de décisions en matière de réglementation et de sécurité des aliments **(184)**.

Les méthodes utilisées pour l'évaluation de l'exposition à un produit chimique reposent généralement sur la contamination réelle de l'aliment par le produit chimique et la consommation de cet aliment par la population **(187)**. Dans le cas des ETM, cette évaluation aboutie à la détermination de la dose journalière d'exposition (DJE) **(188)**.

4.6.2.4 Caractérisation du risque

Elle est définie comme étant l'estimation qualitative et ou quantitative, compte tenu des incertitudes inhérentes à l'évaluation, de la probabilité de survenue ainsi que de la gravité des effets indésirables connus ou potentiels sur la santé de l'Homme. Cette estimation est généralement difficile à réaliser puisqu'elle va dépendre de la nature de l'effet, de l'importance ainsi que de la durée de l'exposition **(184)**.

D'une façon générale, pour les substances chimiques présentant un seuil, la probabilité d'effets adverses sur la santé est négligeable si l'exposition (DJE) est inférieure aux doses journalières et hebdomadaires tolérables (DJT/DHT) établies par les comités scientifiques Européens et internationaux **(189)**. La caractérisation du risque dans le cas des ETM peut être exprimée par le quotient de danger (THQ) et l'indice de danger (HI) **(188)**.

En fait, il convient de noter qu'une exposition dépassant les valeurs toxicologiques de référence n'est pas nécessairement associée à la survenue d'effets négatifs significatifs puisque ces valeurs sont basées sur l'exposition chronique et incorporent une marge de sécurité **(190) (191)**.

Chapitre 5 : Analyse des ETM par la spectrophotométrie de masse par plasma à couplage inductif

Bien qu'il existe plusieurs méthodes d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans différentes matrices biologiques, seule la spectrophotométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) sera décrite en détail. Il est important de lyophiliser l'échantillon de chair de poisson, puis de minéraliser l'échantillon avant de quantifier et de doser les ETM à l'aide de l'ICP-MS.

Dans ce contexte, la méthode spécifique utilisée pour réaliser cette étude sera décrite en détail ci-dessous.

5.1 Lyophilisation :

5.1.1 Principe

La lyophilisation appelée autrefois cryodessiccation, est une opération de déshydratation ou de séchage à basse température et basse pression. Elle consiste à éliminer principalement par sublimation, l'eau contenue dans un produit. Cette technologie conduit à l'obtention d'un lyophilisat, c'est-à-dire un produit sec. Elle est largement utilisée dans l'industrie agroalimentaire et pharmaceutique en raison de sa capacité à stabiliser et à conserver les produits chimiques ou biologiques thermolabiles qui sont sensibles aux dommages causés par la chaleur (192).

Le procédé de lyophilisation suit 3 étapes principales, successives et indissociables (193) :

- **Congélation** : Transforme l'eau libre en cristaux de glaces. Elle permet d'inhiber les réactions bactériennes et biochimiques et de conserver les caractéristiques initiales du produit. Lors de cette étape, la température doit être inférieure à la température de solidification du produit.
- **Dessiccation primaire ou sublimation** : elle permet de sublimer les cristaux de glace formés. Lors de cette étape, la majeure partie de l'eau est extraite par sublimation (passage de l'eau de l'état solide à l'état de vapeur sans passer par l'état liquide).
- **Dessiccation secondaire ou désorption** : elle élimine l'eau liée et non congelée adsorbée à la surface des pores de la matière sèche ou incluse dans la masse du lyophilisat.

Le processus de lyophilisation est influencé par deux paramètres, à savoir la pression et la température à l'intérieur du lyophilisateur (tableau 7), qui dépendent des propriétés thermiques du produit à lyophiliser. L'utilisation de températures plus basses nécessite davantage d'énergie et entraîne une complexité accrue de l'équipement (194).

Dans notre étude nous avons opté pour la température -40°C et une pression de 0.12 mbar pendant 72h (La méthode utilisée est plus détaillée dans la partie expérimentale).

Tableau 7: Pressions et températures de lyophilisation (194).

Température (°C)	Pression(mbar)
-30	0.3798
-40	0.1288
-50	0.0395
-60	0.0108
-70	0.0026

5.1.2 Appareillage

Le lyophilisateur est constitué de trois principales composantes (figure 15) :

- **Chambre de lyophilisation :**

C'est la chambre dans laquelle on met le produit à lyophiliser. Généralement, elle contient plusieurs étagères et des capteurs de température et de vide pour surveiller et contrôler le processus. Elle doit être étanche et résistante car elle est soumise à des changements importants de pression et de température **(194)**.

- **Condenseur**

Lorsqu'on décrit un condenseur, on met en avant sa capacité et sa température de fonctionnement. Le condenseur est composé de plaques de serpentins ou d'autres surfaces similaires qui sont refroidies à des températures très basses. Sur ces surfaces, la vapeur du solvant se condense et gèle. Généralement, Il se trouve à l'intérieur de la chambre de lyophilisation pour ne pas affecter les performances de piégeage. . Il est crucial de choisir un condenseur dont la capacité est suffisante pour permettre une capture facile de toute la vapeur de solvant qui se condensera **(194)**.

- **Pompe**

La pompe à vide assure la régulation du vide à l'intérieur de la chambre de lyophilisation. La mise sous vide empêche la décongélation des produits et accélère le séchage. Pendant cette étape l'eau passe directement du stade solide de la glace à l'état gazeux et s'échappe du produit. Il est donc très important de bien contrôler le niveau du vide. Le manomètre doit être solide et convenir au type de lyophilisateur **(194)**.

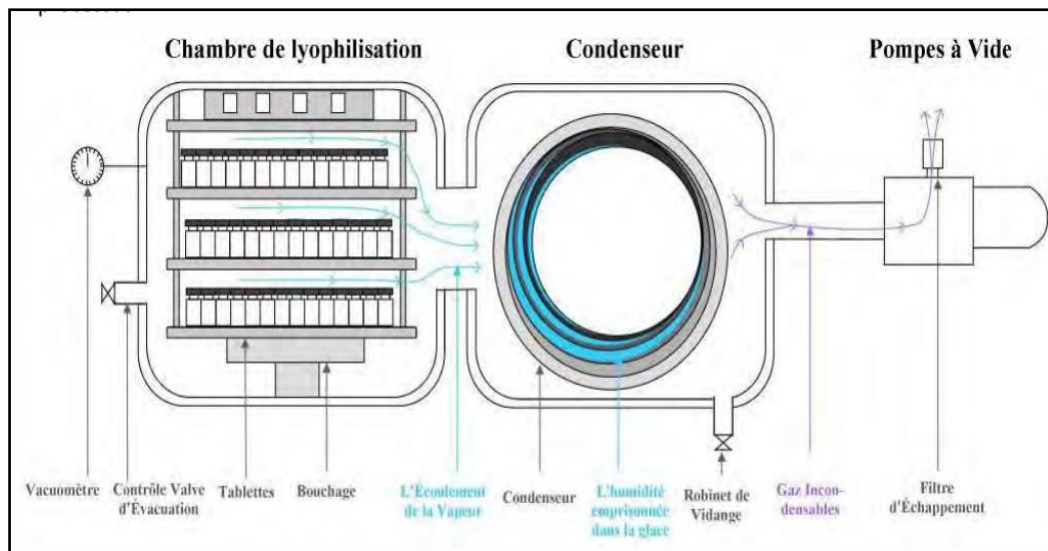


Figure 15: Schéma des principaux constituants d'un lyophilisateur (194).

5.1.3 Avantages et inconvénients :

- Cette technique permet d'obtenir un produit considérablement plus stable et à longue durée de conservation, même sans additifs.
- Le produit lyophilisé conserve sa qualité organoleptique et nutritionnelle et même ses nutriments les plus fragiles.
- Elle permet de diminuer la limite de détection et de quantification de l'ICP-MS.
(Conversion des valeurs de poids sec (lyophilisé) au poids frais).
- Cependant, la consommation énergétique est importante car le procédé est long. On obtient donc des produits à haute valeur ajoutée mais pour un coût de revient élevé.
- Enfin, l'utilisation de gaz frigorigène comme le fréon, vient également poser les limites environnementales de ce procédé. Cependant, aujourd'hui ces gaz frigorigènes sont souvent remplacés par d'autres gaz moins polluants **(192) (195)**.

5.2 Minéralisation

La minéralisation d'un échantillon consiste à éliminer toute matière organique dans le but de rechercher un élément minéral, de supprimer l'effet perturbateur des substances protéiques du substrat, de limiter ou d'éviter les interférences liées aux matières organiques, d'ioniser les ETM et d'assurer leur concentration, ce qui améliore la sensibilité des mesures **(196)**. La plupart des méthodes utilisées pour l'analyse des ETM dans des matrices biologiques nécessitent des étapes de digestion ou de dissolution. En effet, il est nécessaire de décomposer l'échantillon et de le transformer en une phase liquide homogène avant l'analyse **(197)**. Par conséquent, l'efficacité de la méthode de digestion est particulièrement importante pour obtenir des résultats précis et reproductibles. La minéralisation est une étape cruciale car les techniques de dosage des ETM supposent que la matière organique des échantillons soit détruite. Elle peut être réalisée par voie sèche ou par voie humide **(198)**.

La méthode utilisée dans cette étude est la minéralisation par voie humide dans un système fermé utilisant les micro-ondes (détaillée plus en profondeur dans la partie expérimentale) :

- Cette méthode est largement utilisée de nos jours **(199)** Elle implique une attaque à chaud à l'aide d'un ou plusieurs acides forts dans le but de dissoudre les ETM en solution et d'éliminer la matière organique **(198)**.
- La digestion de l'échantillon est réalisée en présence d'acide nitrique (HNO_3) dans un récipient hermétiquement clos, placé dans un conteneur sous pression et soumis à des températures et pressions élevées à l'aide d'un four à micro-ondes en système fermé **(200)**.
- Cette méthode nous permet de minimiser les pertes d'éléments métalliques volatils par rapport à la minéralisation par voie sèche **(201)**. Cependant, elle présente quelques inconvénients, tels qu'une consommation de temps plus importante et l'obligation d'utiliser des réactifs de qualité ultrapure pour minimiser les valeurs de blancs, qui servent à évaluer la contamination des réactifs, des matériels utilisés et de l'air ambiant **(202)**.

5.3 Dosage des ETM par l'ICP-MS

5.3.1 Principe

Cette technique a émergé dans les années quatre-vingt (203) . Elle est basée sur l'association d'un plasma d'argon induit par couplage et d'un spectromètre de masse. Le rôle du plasma est de désolvater, de dissocier et d'atomiser l'échantillon, tandis que le spectromètre de masse permet de séparer les différents ions présents et de sélectionner spécifiquement l'analyte pour l'envoyer au détecteur (204).

Cette méthode d'analyse qualitative et quantitative repose sur l'identification et la quantification des ETM constitutifs d'un échantillon en fonction du rapport de leur masse atomique à leur charge électrique (205).

Elle présente par rapport aux techniques classiquement utilisées, l'avantage:

- Du plasma induit par haute fréquence :
 - Potentiel multi-élémentaire.
 - Très grande sensibilité.
 - Rapidité de succession des échantillons.
- De la spectrométrie de masse :
 - Abaissement des seuils de détection.
 - Etendue de la gamme dynamique.
 - Rapidité d'analyse.
 - Possibilité de mesures isotopiques des éléments trace (205).

5.3.2 Fonctionnement et appareillage de l'ICP-MS

L'analyse des échantillons peut être divisée en quatre étapes, chacune de ces étapes se déroule dans une partie de l'ICP-MS (figure 16):

- Introduction de l'échantillon et production de l'aérosol.
- Ionisation à l'aide de la torche à plasma.
- Séparation en masse.
- Détection et traitement informatique du signal (206) (207).

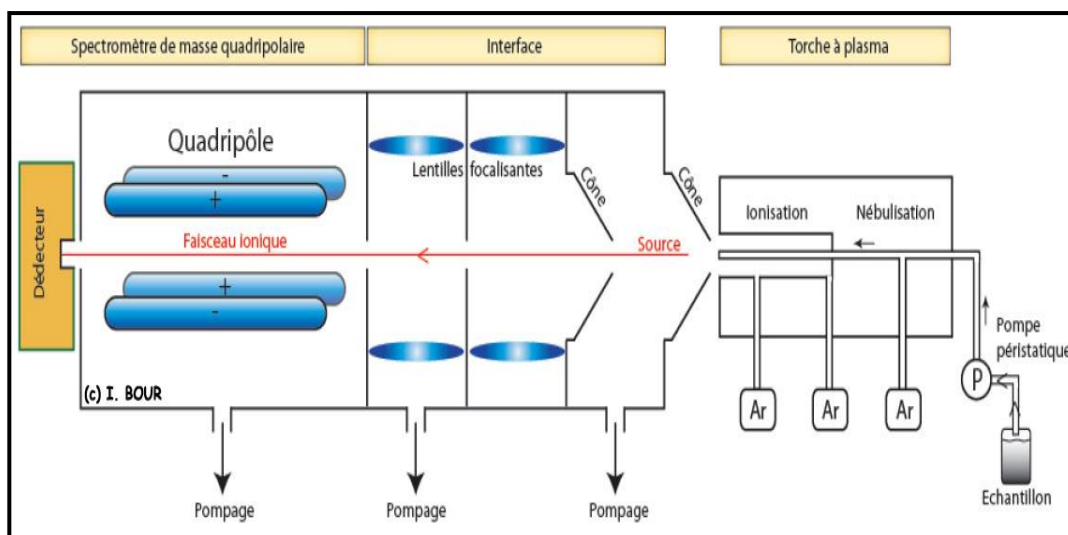


Figure 16 : Schéma descriptif du fonctionnement d'un ICP-MS (208).

5.3.2.1 Introduction de l'échantillon et production de l'aérosol

Les analyses impliquent des échantillons qui ont été mis en solution. La production d'aérosol commence une fois que l'échantillon est introduit dans le nébuliseur (205). L'aérosol ainsi formé pénètre ensuite dans une chambre de pulvérisation dont le rôle est de trier les gouttelettes en fonction de leur taille et d'éliminer les plus grosses ($> 10 \mu\text{m}$) qui pourraient perturber le plasma. Cependant, les plus petites gouttelettes sont introduites dans le plasma sous forme d'aérosols fins afin de faciliter l'ionisation sans éteindre le plasma (209).

5.3.2.2 Ionisation à l'aide de la torche à plasma

L'échantillon arrive alors dans une torche à plasma d'argon. Ce dernier est obtenu par un couplage inductif à pression atmosphérique entre un champ électromagnétique radiofréquence et un flux de gaz d'argon (210). Le temps de séjour de l'échantillon dans le plasma est limité parce que la température du plasma est suffisamment élevée pour pouvoir volatiliser n'importe quel type d'élément. Le plasma fonctionne à très haute température (6000 à 8000 K), suffisante pour sécher, atomiser et ioniser plus de 75 éléments (205).

5.3.2.3 Séparation en masse

Le spectromètre de masse fonctionne à température ambiante et à très basse pression. Ces deux paramètres, la température et la pression, sont modulés au niveau de la région de l'interface. Cette interface permet de passer du plasma à haute température et à pression atmosphérique au vide et à une température appropriée pour le bon fonctionnement du spectromètre **(210)**. Elle associe successivement les composants suivants (voir Figure 17):

- L'échantillonneur : Il s'agit du premier cône en nickel, utilisé pour extraire les ions du plasma.
- L'écorceur : Il s'agit du deuxième cône, comportant un orifice de diamètre plus réduit, servant à prélever le centre du jet supersonique.
- Une optique ionique constituée d'une ou plusieurs lentilles électrostatiques, ayant pour rôle d'arrêter les photons et de refocaliser le jet d'ions afin de le rendre concentrique à l'axe du filtre quadripolaire **(205)**.

Les ions ionisés sont ensuite dirigés vers un analyseur de masse, qui a pour fonction de trier les ions en fonction de leur rapport masse atomique / charge électrique **(205)**.

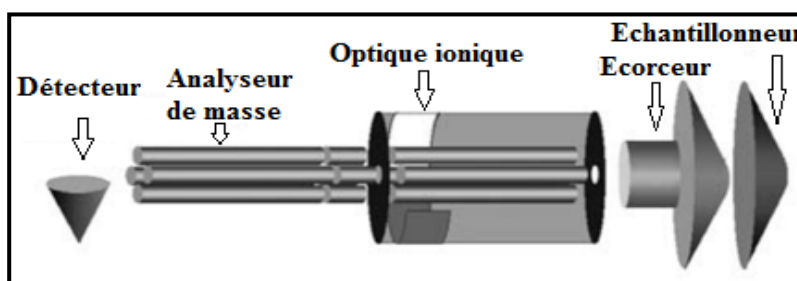


Figure 17 : Schéma du système analytique du ICP-MS (205).

5.3.2.4 Détection

La partie détection utilise des détecteurs directs d'ions, tels que des multiplicateurs d'électrons à dynodes discrètes à deux étages. Ces détecteurs permettent de fonctionner en mode analogique (pour des concentrations élevées), en mode comptage ou en combinant les deux modes pour améliorer la plage dynamique de mesure **(205)**. Le détecteur enregistre les impulsions de courant générées par les ions lorsqu'ils atteignent le détecteur, même à des taux de comptage très élevés **(209)**.

5.3.3 Applications, avantages et inconvénients

- La sensibilité et les limites de détection offertes par l'ICP-MS en font une technique adaptée à la détermination des éléments traces (0,1 - 100 µg/L) et des éléments ultra-traces (< 0,1 µg/L) **(211)**.
- L'ICP-MS permet d'analyser plus de 90% des ETM avec un faible niveau d'incertitude. Ces avantages font de l'ICP-MS l'une des techniques les plus utilisées pour répondre aux exigences analytiques dans différents domaines de recherche technique, en particulier dans l'analyse des éléments traces métalliques **(212)**.
- La norme NF EN ISO/CEI 17025 accorde une attention particulière à la climatisation et à la ventilation de la salle, ainsi qu'à l'extraction régulière de la chaleur générée par la torche, le générateur haute fréquence et les pompes **(213)**.
- La préparation des échantillons biologiques est nécessaire pour les rendre compatibles avec l'analyse par ICP-MS, ce qui peut impliquer des étapes telles que la dilution, l'ajustement de la salinité et la maîtrise des niveaux de concentration des analytes **(214)**.
- L'ICP-MS est un instrument coûteux à acquérir et à exploiter **(215)**.
- Les interférences non-spectroscopiques, dues aux caractéristiques physiques des échantillons, peuvent avoir un impact sur la nébulisation et le transport de l'aérosol **(216)**. De plus, la présence de concentrations élevées d'éléments facilement ionisables peut entraîner une diminution du signal en déplaçant l'équilibre d'ionisation de l'analyte. Ces interférences peuvent être résolues par une dilution de l'échantillon ou par l'utilisation d'un étalon de masse et de potentiel d'ionisation similaires à ceux de l'analyte **(205)**.
- Les interférences spectroscopiques, qui sont liées à la limite de résolution de l'analyseur, ont principalement un effet sur les éléments ayant une masse atomique inférieure ou égale à 80. Cela inclut les interférences isobariques qui se produisent lorsque des isotopes d'un élément différent de l'analyte ont un rapport m/z quasi-identique. Pour résoudre ces interférences, des équations de correction peuvent être utilisées en prenant en compte les intensités et les abondances des nucléides interférés **(217)**.

PARTIE EXPERIMENTALE

6. Objectifs :

Dans notre étude, notre objectif est de procéder à une recherche visant à identifier la présence de contaminants chimiques toxiques, plus précisément les ETM, dans les produits issus de la pisciculture en Algérie, qu'ils proviennent des eaux marines ou continentales. En identifiant et quantifiant certains de ces éléments, nous pouvons également évaluer les risques toxiques et potentiellement cancérigènes auxquels les consommateurs de ces produits sont exposés.

Afin de réaliser cet objectif, les différentes étapes de la recherche à suivre sont énumérées ci-dessous :

- Evaluation des teneurs en plomb (Pb), cadmium (Cd), mercure (Hg) et en arsenic (As) dans la chair de la daurade (*Sparus aurata*) et du Bar (*Dicentrarchus labrax*) élevés dans des fermes piscicoles marines. Ainsi que dans la chair de tilapia gris (*Oreochromis niloticus*) et du tilapia rouge (résultant du croisement de *O. niloticus* X *O. mossambicus*) élevés dans des fermes piscicoles continentale
- Comparer les niveaux de contamination des poissons de la pisciculture marine et ceux de la pisciculture continentale.
- Prospection des fermes piscicoles actives avant et après la commercialisation, afin de comparer les niveaux de contamination des poissons qui n'ont pas encore atteint la taille marchande et de ceux qui sont prêts à être commercialisés.
- Évaluation des teneurs en plomb (Pb), cadmium (Cd), le mercure (Hg) et l'arsenic (As) dans l'alimentation des poissons et dans les eaux des zones d'élevage.
- Evaluation des performances de croissance des poissons dans chaque ferme piscicole.
- Évaluer la qualité sanitaire de ces poissons et les risques toxiques et cancérigènes encourus par le consommateur Algérien à travers la consommation de ces poissons, en se référant à des valeurs de référence nationales et internationales régissant la présence des éléments traces métalliques dans les produits de la pêche.

7. Matériels et méthodes

7.1 Plan d'échantillonnage

7.1.1 Espèces étudiées :

Le choix des espèces à étudier a abouti à quatre espèces de poissons d'élevage, à savoir : la daurade (*Sparus aurata*), le Bar (*Dicentrarchus labrax*), le tilapia rouge (résultant du croisement de *O. niloticus* X *O. mossambicus*) et le tilapia gris (*Oreochromis niloticus*) qui sont des espèces habituellement élevées en Algérie et représentent les produits de pisciculture les plus largement consommés (218).

7.1.2 ETM à doser :

Cette démarche a porté sur les éléments métalliques les plus toxiques, reconnus par les autorités sanitaires nationales et internationales pour leur présence dans les produits de la pêche et la chaîne alimentaire : plomb (Pb), cadmium (Cd), le mercure (Hg) et l'arsenic (As) (52) (53).

7.1.3 Zones d'étude:

Dans notre plan d'échantillonnage, nous avons choisi d'étudier les produits issus de deux types d'élevage piscicole : celui mené en eau de mer (fermes piscicoles marines) et celui mené en eau douce (fermes piscicoles continentales). Avec l'assistance du ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques, nous avons échantillonné et pris en considération certaines fermes piscicoles répondant aux critères suivants :

- Être en production pendant la période de notre étude.
- Avoir un volume de production annuel significatif.
- Avoir l'autorisation d'accès aux structures d'élevage.

Pour avoir satisfait à tous ces critères, quatre fermes piscicoles de quatre zones géographiques distinctes de l'Algérie ont été sélectionnées : deux fermes piscicoles marines localisées dans les wilayas de Chlef et de Béjaïa, ainsi que deux autres fermes piscicoles continentales situées dans les wilayas d'Alger et d'Aïn Defla.

- **Ferme piscicole marine de Chlef :**

Cette ferme d'élevage de poissons marins (daurade et loup de mer) est située dans la commune de Beni Haoua, à 70 km au nord de Chlef et à 170 km à l'ouest d'Alger. Elle est implantée à proximité du port de Beni Haoua (figures 1 et 20).

- **Ferme piscicole marine de Bejaia :**

Cette ferme d'élevage de daurade est située dans la commune de Beni Ksila, à 53 km au nord-ouest de Béjaïa et à 190 km à l'est d'Alger. Elle est implantée à proximité du port de Beni Ksila (figures 18 et 20).



Figure 18 : Ferme piscicole marine de Bejaia(photo personnelle).

- **Ferme piscicole continentale d'Alger :**

Cette ferme d'élevage de tilapia rouge est localisée dans la commune de Cheraga, à environ 18 km au nord-ouest de la wilaya d'Alger. Elle est implantée au sein de la pépinière « GARDEN » (figures 4 et 20).

- **Ferme piscicole continentale d'Ain Defla :**

Au sein de cette ferme d'élevage de tilapia du Nil (tilapia gris), le cycle d'élevage se déroule dans deux régions d'Ain Defla. La reproduction, l'élevage des géniteurs ainsi que le pré-grossissement des poissons se déroulent dans la commune d'Aïn Soltane, à 50 km à l'est d'Ain Defla et environ 128 km au sud-ouest d'Alger. Cependant, le grossissement des poissons a lieu dans la commune de Mekhatria, à 17 km au nord d'Ain Defla et environ 160 km au sud-ouest d'Alger (Figures 19 et 20).



Figure 19 : Bassin piscicole de la ferme d'Ain Defla (photo personnelle).

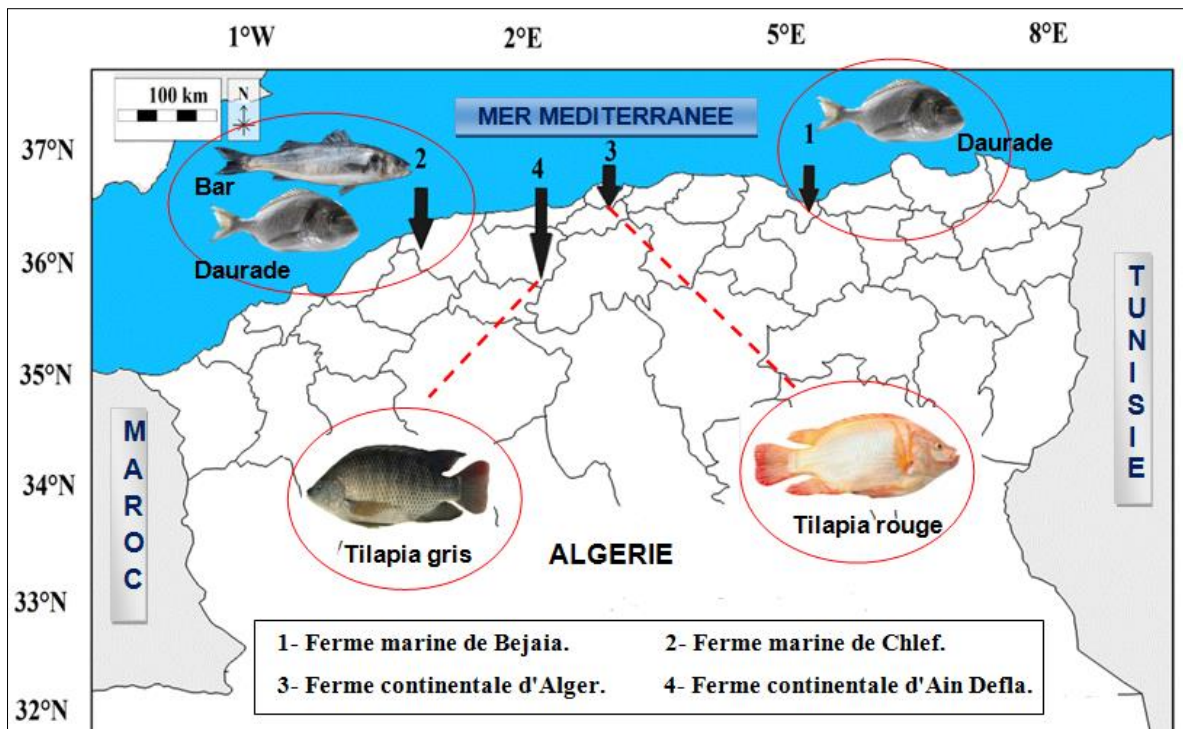


Figure 20 : Localisation géographique des fermes piscicoles étudiées.

7.1.4 Procédure et mode de prélèvement

Pour établir un plan d'échantillonnage rigoureux, notamment pour déterminer le nombre d'analyses et d'individus à prélever, nous nous sommes référés au **Règlement (CE) n° 333/2007 (219)** et à la **directive 96/23/CE(220)**. Ces textes encadrent les méthodes de prélèvement d'échantillons et les techniques d'analyse en vue du contrôle des éléments traces métalliques (ETM) dans les denrées alimentaires.

Avant tout prélèvement, nous avons établi certains paramètres à prendre en considération :

A partir de Règlement (CE) n° 333/2007 : Le terme "lot" fait référence à une quantité identifiable d'une denrée alimentaire partageant des caractéristiques communes. Pour les lots de grande taille, il est possible de les diviser en sous-lots, chaque sous-lot nécessitant un minimum de 10 échantillons. Dans ce cadre, chaque ferme piscicole est considérée comme un lot, et en fonction de sa production annuelle, elle est subdivisée en sous-lots distincts physiquement (comme les cages flottantes ou les bassins) **(219)**.

Voici la subdivision pour chaque ferme:

- La ferme piscicole marine de Chlef est subdivisée en 05 sous-lots :
 - 03 sous-lots concernent les cages flottantes d'élevage des loups de mer.
 - 02 sous-lots concernent les cages flottantes d'élevage des daurades.
- La ferme piscicole marine de Béjaïa est subdivisée en 03 sous-lots qui se rapportent aux cages flottantes d'élevage des daurades.
- La ferme continentale d'Alger est subdivisée en 02 sous-lots qui se rapportent aux étangs d'élevage du tilapia rouge.
- La ferme continentale d'Ain Defla est subdivisée en deux sous-lots qui concernent les bassins d'élevage du tilapia du Nil.

A partir de la Directive 96/23/CE : Un échantillon est constitué d'un ou de plusieurs individus de poissons d'élevage, selon la dimension du poisson considéré et selon les exigences de la méthode analytique. Deux tiers du total des échantillons doivent être prélevés de préférence à la ferme, sur des poissons prêts à être mis sur le marché pour la consommation. Dans tous les cas, les échantillons pris au niveau de la ferme doivent être prélevés à partir d'un minimum de 10% de site de production **(220)**.

7.1.5 Fréquence des prélèvements

Les prélèvements d'échantillons ont été étendus sur une période de 8 mois, allant de Mars à Octobre 2021. Le cycle d'élevage avait débuté en octobre 2020, et la commercialisation avait commencé à partir de juillet 2021 et la fin de cycle vers décembre 2021. Cependant, en raison de considérations sanitaires liées à la pandémie de COVID-19, les prélèvements ont été réalisés à partir de mars 2021, différant ainsi de la planification initiale qui prévoyait de les effectuer en octobre 2020.

Selon le Décret exécutif n° 20-266 (Réglementation Algérienne, 2020), il est interdit de capturer, détenir à bord, débarquer, transporter, stocker, exposer ou mettre en vente un poisson des espèces suivantes : Tilapia, daurade et le bar dont la taille (longueur totale) est inférieure à 18, 20 et 25cm respectivement **(25)**. Dans les fermes étudiées, ces poissons d'élevage âgées de plus de 9 mois ont une taille supérieure à la taille marchande pour chaque espèce. Cela explique pourquoi la commercialisation de ces espèces pour la consommation humaine commence dès l'âge de 9 mois.

Un total de 145 échantillons (293 individus) a été prélevé, il est réparti comme suit :

- 36 échantillons (41 individus) de bars élevés, pêchés et commercialisés dans la ferme de Chlef: 03 échantillons de Bar capturés avant la commercialisation et 33 échantillons provenant de ceux prêts à être mis sur le marché.
- 24 échantillons (39 individus) de daurades élevées, pêchées et commercialisées à Chlef : 08 échantillons de daurade capturées avant la commercialisation et 16 provenant de celles prêtes à être mises sur le marché.

- 34 échantillons (52 individus) de daurade élevées, pêchées et commercialisées à Bejaia : 08 échantillons de daurades capturées avant la commercialisation et 26 échantillons provenant de celles prêtes à être mises sur le marché.
- 27 échantillons (82 individus) de tilapia gris élevés, pêchés et commercialisés à Ain Defla: 07 échantillons du tilapia gris capturés avant la commercialisation et 20 échantillons provenant de ceux prêts à être mis sur le marché.
- 24 échantillons (79 individus) de tilapia rouges élevés, pêchés et commercialisés à Alger: 08 échantillons du tilapia rouge capturés avant la commercialisation et 16 échantillons provenant de ceux prêts à être mis sur le marché.

Dans le but de déterminer l'origine des ETM présents dans la chair des poissons échantillonnés et d'évaluer l'environnement aquatique des différentes fermes piscicoles, nous avons effectué des prélèvements de l'aliment distribué pour nourrir et engraisser les poissons ainsi que des échantillons d'eau provenant des zones d'élevage.

- 15 échantillons d'aliment pour poissons (comprenant 03 échantillons d'aliment pour chaque espèce de poisson ($\approx 100 \text{ g} \times 15$), à l'exception de la daurade qui est élevée dans deux fermes piscicoles différentes ($n = 6$)). Les échantillons ont été prélevés dans différents sacs d'aliments juste avant qu'ils ne soient donnés aux poissons.
- 20 échantillons d'eau de la zone d'élevage (composés de 05 échantillons d'eau provenant de chaque ferme piscicole). A partir de l'eau de surface (à une profondeur ne dépassant pas 20 cm) dans les cages flottantes (fermes marines) et dans les bassins (fermes continentales) ($\approx 100 \text{ ml} \times 20$).
- Les échantillons d'eau et d'aliments ont été prélevés en même temps que les échantillons de poissons, à différentes périodes, au début de cycle d'élevage (vers 6 mois), au milieu (vers 9 mois) et presque à la fin du cycle d'élevage (poissons âgés d'environ 14 mois).
- Les échantillons prélevés ont été immédiatement placés dans des sacs en polyéthylène stériles, exempts de tout élément trace métallique, correctement identifiés et rapidement transportés dans un sac isotherme (glacière) au laboratoire pour la préparation et le traitement.

7.2 Préparation des échantillons

7.2.1 Mesure et tri :

Une fois au laboratoire d'HIDAOA de l'école Nationale supérieure Vétérinaire d'Alger les poissons du même âge prélevés dans la même ferme piscicole sont soumis à une mesure de leur taille, à une pesée et à un tri en fonction de leur taille. Cette procédure nous a permis de constituer des échantillons composés d'individus de tailles similaires. Les paramètres relevés comprennent la longueur totale et le poids de chaque individu (figure 21).



Figure 21 : Pesées des échantillons (photos personnelles)

7.2.2 Elimination des parties non comestibles :

Après le tri et la mesure des échantillons d'essai, les poissons sont rincés à l'eau potable avant d'être découpés, afin de prévenir toute lixiviation des surfaces coupées. Toutes les parties non comestibles sont retirées par éviscération, étêtage et enlèvement des arêtes. Seule la chair est conservée pour les tests ultérieurs. La quantité de chair obtenue à partir de chaque échantillon est d'environ 100 g **(14)** (figure 22).

7.2.3 Broyage et homogénéisation :

La chair obtenue est broyée à l'aide d'un mortier et d'un pilon (Figure 22) jusqu'à obtenir une matrice fine et homogène, ce qui facilite le processus de lyophilisation. Les échantillons de chair homogénéisée, ainsi que ceux d'eau d'élevage et d'aliment pour poissons, sont placés dans des pots de 100 ml munis d'un bouchon rouge, stériles, correctement fermés, soigneusement identifiés, puis stockés à une température de -20°C en attendant l'étape de la "lyophilisation" (Figure 22).

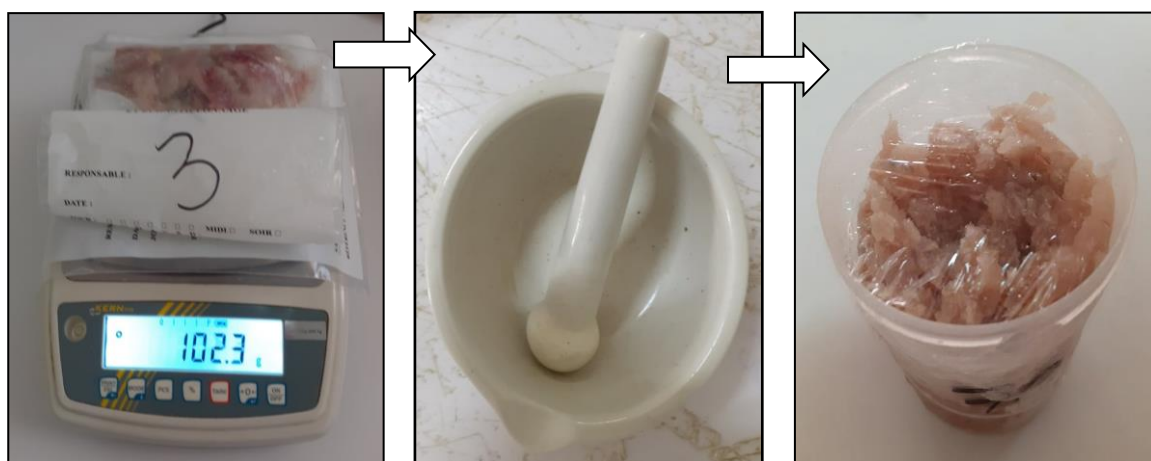


Figure 22: Homogénéisation de la chair des poissons à l'aide d'un mortier et pilon (photos personnelles).

7.3 Lyophilisation de la chair du poisson :

Dans le but de simplifier la conservation, le transport et la minéralisation de nos échantillons de chair de poisson, nous avons effectué cette opération pour une partie des échantillons au Centre de Recherche en Biotechnologie (CRBT) de Constantine, en utilisant un lyophilisateur "CHRIST ALPHA 1-4 LO plus" (Figure 23).

Le reste des échantillons a été lyophilisé dans le Laboratoire de Recherche en Santé et Production Animale (SPA) de l'École Nationale Supérieure Vétérinaire d'Alger, en utilisant un lyophilisateur "CHRIST BETA 2-8 LO plus" (Figure 24).



Figure 23: Lyophilisateur "CHRIST ALPHA 1-4 LO plus » du CRBT de Constantine (photo personnelle).



Figure 24: Lyophilisateur "CHRIST BETA 2-8 LO plus" du laboratoire SPA de l'ENSV d'Alger (photo personnelle).

La lyophilisation a été réalisée en respectant les instructions du manuel des lyophilisateurs, en respectant les étapes suivantes :

- Allumer le lyophilisateur et le laisser préchauffer la pompe à vide pendant 20 minutes.
- Peser les échantillons avant et après la lyophilisation pour calculer le taux d'humidité.
- Retirer le bouchon rouge de chaque pot et le remplacer par un film alimentaire perforé, permettant la libération de la vapeur d'eau contenue dans l'échantillon (Figure 22).
- Configurer et lancer le programme de lyophilisation (pression/température) conformément à notre protocole : une température de -40°C , une pression de 0.12 mbar et une durée de 72 heures.
- Une fois la lyophilisation terminée, éteindre le lyophilisateur et récupérer les échantillons lyophilisés.
- Décongeler le condenseur pour évacuer l'eau accumulée.
- Effectuer un broyage et une homogénéisation des lyophilisats jusqu'à obtenir une poudre relativement homogène (Figure 25).
- Placer la poudre obtenue dans de petits sacs en polyéthylène propres et exempts d'éléments traces métalliques, correctement identifiés et hermétiquement fermés. Les sacs sont ensuite conservés de manière à prévenir toute altération de leur composition chimique.



Figure 25 : Broyage et homogénéisation des lyophilisats (Photo personnelle).

7.4 Minéralisation et dosage de Cd, Pb, Hg et As par la Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) :

La détermination des teneurs en (As), (Cd), (Pb) et (Hg) dans la chair de poisson, l'aliment pour poisson et les eaux des fermes d'élevage est effectuée conformément aux directives de la méthode **LSA-INS-0084**, qui est accréditée par le COFRAC (Comité d'Accréditation Française) **(200)**.

Ces analyses ont été menées au sein du laboratoire de Sécurité des Aliments, plus précisément au sein de l'unité dédiée aux éléments traces métalliques et minéraux (ET2M), au sein de l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (Anses) située à Maisons-Alfort, en France.

7.4.1 Appareillage et matériels

- Balance analytique de résolution 0.1 mg (figure 26).
- Spatules jetables (figure 26).
- Fioles jaugées de 50 et 100ml, classe A.
- Récipients de digestion en quartz de 80 ml avec bouchons de sécurité (Anton Paar) (figure 27).
- Pipettes automatiques à volume variables (Biohit) (figure 28)
- Flacons de 50 ml en polypropylène avec bouchonétanches (figure 29).
- Micro-ondes à système fermé (Multiwave 3000/PRO Anton Paar) (figure 30).
- Etuve pour le séchage des récipients de digestion (figure 31).
- Broyeur à bais pour broyer les échantillons de l'aliment (figure 32).
- Spectromètre de masse à plasma à couplage induit (Agilent 7700x) (figure 33).

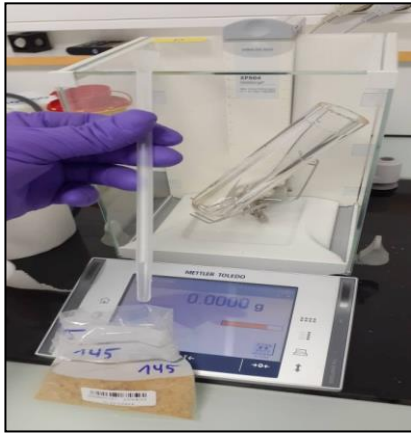


Figure 26 : Prise d'essai à l'aide des spatules jetables et balance analytique de résolution 0.1 mg (Photo personnelle).



Figure 27 : Récipients de digestion en quartz de 80 ml (Anton Paar) (Photo personnelle).



Figure 28 : Système de vérification des pipettes à volume variables (Biohit) (Photo personnelle).

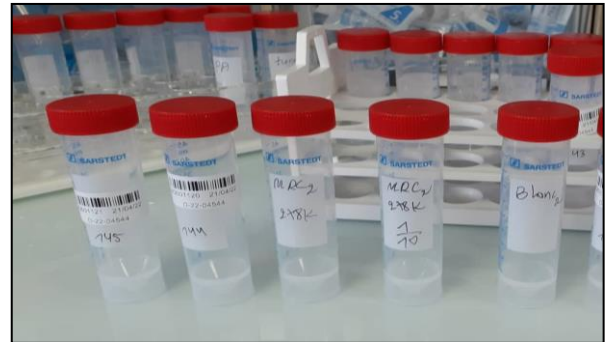


Figure 29: Flacons de 50 ml en polypropylène avec bouchon étanches. (Photo personnelle).

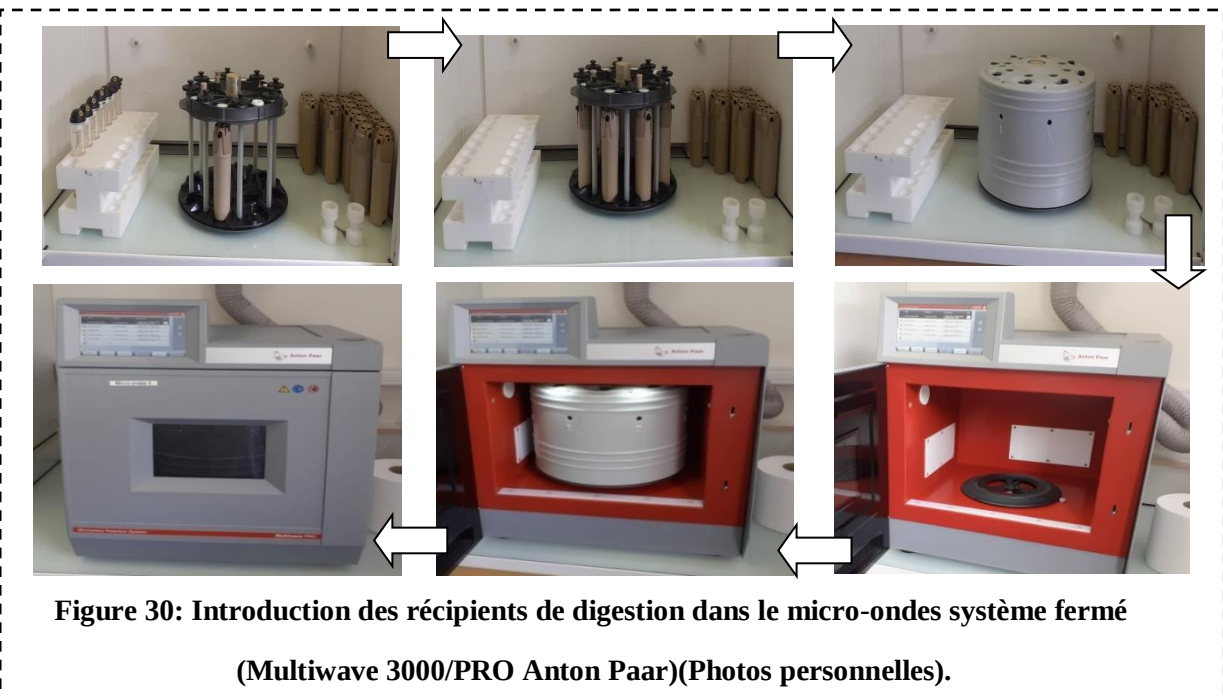


Figure 30: Introduction des récipients de digestion dans le micro-ondes système fermé (Multiwave 3000/PRO Anton Paar)(Photos personnelles).



Figure 31: Séchage des récipients de digestion dans une étuve.
(Photo personnelle).



Figure 32: Broyage des échantillons d'aliment à l'aide d'un broyeur à bais.
(Photo personnelle).



Figure 33 : Spectromètre de masse à plasma à couplage induit (Agilent 7700x)

7.4.2 Réactifs

- Eau ultra pure.
- Acide nitrique (HNO_3) avec une concentration 67-69%(m/m).
 - Solution de HNO_3 à 10% (v/v) à partir de HNO_3 67-69% (m/m).
 - Solution de HNO_3 à 6% (v/v) à partir de HNO_3 67-69% m/m).
- Solutions étalons individuelles ou multi-élémentaires prêtes à l'emploi de concentration 1000mg/l : As, Cd, Pb et Hg.
 - Solution d'étalonnage d'As, Cd, Pb et Hg à 1 mg/l dans HNO_3 à 6% (v/v): Dans une fiole de 100ml, introduire à l'aide d'une pipettes 100 μL de chaque solution étalon (As, Cd, Pb et Hg), 6mL de solution HNO_3 67-69% (m/m) puis compléter avec l'eau ultra pure.

- Solutions étalons d'or (Au) prêtes à l'emploi de concentration 1000mg/l.
- Solutions étalons de standards internes prêtes à l'emploi de concentration 1000mg/l (Scandium (Sc), Indium (In), Bismuth (Bi), Rhénium (Re), Yttrium (Y)).
 - Solution étalons internes (Sc, In, Bi, Re, Y) à 1 mg/L et d'Or (Au) (Stabilisateur) à 10mg/L dans HNO₃ à 6%: Dans une fiole de 100ml, introduire à l'aide d'une pipette 100µL de chaque solution étalon de standards internes (Sc, In, Bi, Re, Y), 1mL de solution étalon d'Au, 6ml de HNO₃ 67-69% puis compléter avec l'eau ultra pure.

7.4.3 Nettoyage et décontamination du matériel

Le matériel utilisé, notamment les récipients de digestion, est nettoyé et décontaminé après chaque manipulation conformément à la procédure ET2M "Nettoyage de la vaisselle de laboratoire" **LSA PS0040** :

- Rincer avec d'eau ultra pure
- Transférer 4 ml d'acide nitrique 52% (v/v).
- Ajouter 2ml d'eau ultrapure
- Placer dans un système de micro-onde programmé pour le nettoyage.
- Rincer avec de l'eau ultrapure.
- Séchage des récipients dans une étuve (figure 31).

7.4.4 Mode opératoire

A. Enregistrement et identification des échantillons.

L'enregistrement consiste à attribuer pour chaque échantillon un numéro interne selon la codification de l'ANSES (figure 34).

B. Broyage des échantillons de l'aliment de poisson (figure 32)

- Peser une quantité de 20g de chaque échantillon d'aliment.
- Broyer les échantillons à l'aide d'un broyeur à bails
- But : faciliter leurs digestions aux acides.



Figure 34: Enregistrement et identification des échantillons (Photos personnelles).

C. Prise d'essai :

- Peser une quantité d'échantillon comprise entre 0.2g et 0.5g pour la chair de poisson lyophilisée et l'aliment pour ces poissons (figure 26).
- La procédure d'analyse des échantillons d'eau provenant de la zone d'élevage est décrite plus loin.

D. Digestion :

- Ajouter 3ml de l'acide nitrique (HNO_3 67-69%(m/m)) au récipient de digestion qui contient la prise d'essai.
- Agiter et fermer le récipient, laisser toute une nuit à température ambiante afin de faciliter la digestion, c'est l'étape de prédigestion (figure 27).
- Ajouter 3mL d'eau ultrapure et fermer le récipient.

Contrôle qualité de l'analyse :

Pour chaque série d'analyses (comportant 8 récipients de digestion, soit la capacité de la micro-onde), deux récipients doivent être réservés et soumis à la digestion dans les mêmes conditions et en même temps que les échantillons à analyser:

- L'un de ces récipients, servira à réaliser un « blanc » en absence de toute matrice (le récipient de digestion ne contient pas de matrice à analyser (chair de poisson, aliment ou eau de la zone d'élevage). Le test à blanc est défini comme une analyse des réactifs utilisés dans notre méthode (acide nitrique, d'eau ultrapure) dans les mêmes conditions et en même temps que l'analyse des échantillons. Afin de confirmer l'absence de toute contamination provenant des tubes et des acides.

- Le deuxième contiendra un matériau de référence dont les teneurs en éléments à doser sont connues et certifiées MRC-ERM-CE278k (European Reference Materials - European Commission) pour les échantillons solides (chair de poissons et aliment) ou MRC-NIST-1640a (National Institute of Standards and Technology) pour les échantillons d'eau (figure 36).
- Ces récipients (Blanc, MRC et échantillons) seront ensuite placés dans un système de micro-ondes (figure 30) en suivant le programme mentionné dans le tableau 8 ci-dessous :

Tableau 8 : Programme de digestion par micro-onde type Anton Paar Multiwave.

Etapes	Puissance (W)	Rampe (min)	Palier (min)	Vitesse de refroidissement
1	500	0	1	1
2	800	10	0	1
3	1000	10	0	1
4	0	0	20	3

E. Reprise du minéralisât

- Après que les récipients de digestion se soient refroidis à température ambiante,
- Rincer les récipients ainsi que les bouchons à l'aide d'eau ultra pure, puis transférer la solution résultante dans des flacons en polypropylène de 50 ml.
- Pour le matériau de référence (MRC-ERM-CE278k) dont la concentration en As est très élevée, une dilution au dixième est nécessaire pour que la concentration d'As soit dans la gamme d'étalonnage.
- Ajouter 100 μ L de la solution étalon interne (Sc, In, Bi, Re, Y) à 1 mg/L et d'Or à 10mg/L dans HNO₃ à 6%. La solution étalon interne contient des éléments chimiques que ne devraient pas se trouver dans les échantillons (Scandium (Sc), Indium (In), Bismuth (Bi), Rhénium (Re), Yttrium (Y)). Cette solution sert à corriger les interférences non spectrales et la dérive instrumentale (sa concentration était de 2 ng/mL dans la solution analysée).
- Compléter le volume avec de l'eau ultra pure jusqu'à atteindre 50 ml.

F. Analyse des échantillons d'eau

Les eaux subissent le même protocole que celui utilisé pour la chair et l'aliment avec en plus quelques étapes complémentaires qui sont citées ci-dessous :

- **Pour les eaux douces (fermes piscicoles continentales) :**

- Transférer 10 g de chaque échantillon d'eau filtrée dans un tube de 20 ml (figure 35).
- Ajouter 40 µl de la solution étalon interne (Sc, In, Bi, Re, Y) à 1 mg/L et d'Or à 10mg/L dans HNO₃ à 6% et 1200µl de HNO₃ concentré à 67-69% puis compléter avec de l'eau ultrapure jusqu'à 20 ml.
- **Préparation de MRC- NIST 1640a:**
Transférer 5g de "MRC NIST 1640a" dans un tube de 10 ml, ajouter 20µl de la solution étalon interne et 600µl de HNO₃ concentré à 67-69%.
Compléter avec de l'eau ultrapure jusqu'à atteindre 10 ml.
Ce MRC n'est pas certifié pour le Mercure, la préparation d'un ajout est nécessaire pour valider la concentration en Hg.
- **Préparation de l'ajout (contrôle qualité de l'analyse):**
Transférer 10 g de l'échantillon d'eau filtrée dans un tube de 20 ml. Ajouter 40µl de la solution étalon interne et 40µl de la solution standard d'étalonnage (standard 1) et 1200µl de HNO₃ concentré à 67-69% puis compléter avec de l'eau ultrapure jusqu'à atteindre 20 ml.
- **Préparation d'un Blanc:**
Transférer 3 ml de HNO₃ concentré à 67-69% dans un tube de 50 ml, ajouter 100µl de solution étalon interne et compléter avec de l'eau ultrapure jusqu'à atteindre 10 ml.

- **Pour les eaux de mer (fermes piscicoles marines)**

- Peser 4g de chaque échantillon,
- Ajouter 3ml de HNO_3 concentré à 67-69%.
- **Préparation d'un blanc.**
- **Préparation du MRC NIST 1640a.**
- **Préparation de l'ajout :**
Peser 4g de l'échantillon puis ajouter 100 μl de la solution standard d'étalonnage (standard 1) et 3ml de HNO_3 concentré à 67-69%.
- **Minéralisation par le système des micro-ondes.**

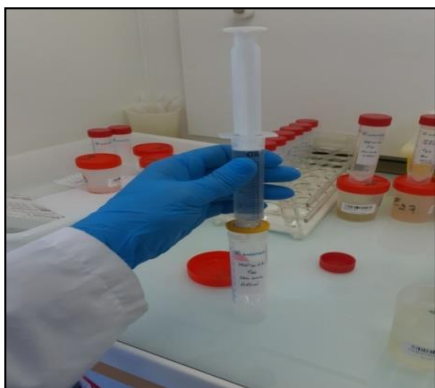


Figure 35: Filtration d'un échantillon d'eau douce (photo personnelle).

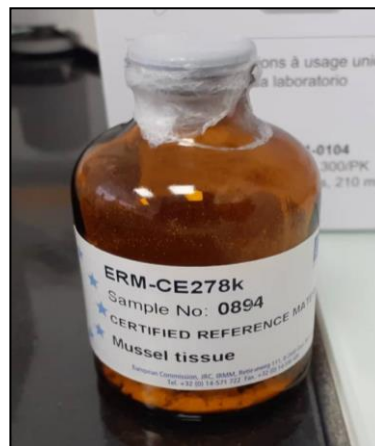


Figure 36 : Matériau de référence certifié ERM-CE278k (Photo personnelle).

G. Préparation de la gamme d'étalonnage :

Les gammes d'étalonnage serviront à réaliser les courbes d'étalonnage qui serviront pour les mesures

- Les concentrations des solutions étalons de la gamme d'étalonnage doivent être sélectionnées en prenant en considération les concentrations attendues des analytes dans les échantillons ainsi que la gamme dynamique linéaire de la méthode.
- Les concentrations en acide ainsi qu'en standards internes (Sc, In, Bi, Re, Y) et en solution d'or (Au) doivent être semblables dans les échantillons et dans les solutions d'étalonnage.

- La préparation de la gamme d'étalonnage (standard 0 au 5) pour notre analyse est comme suit : 0, 2, 5, 7.5, 10 et 20 µg/L d'arsenic (As), plomb (Pb), cadmium (Cd) et mercure (Hg) et 2 µg/L d'étalons internes (Sc, In, Bi, Re, Y) et 20 µg/L d'or (Au).
- Dans un flacon en polypropylène de 50 mL, ajoutez à l'aide d'une pipette des volumes de 0, 100, 250, 375, 500 et 1000 µL de la solution d'étalonnage à 1 mg/L en Pb, Cd, As et Hg pour le standard 0, 1, 2, 3, 4 et 5 respectivement. De plus, ajoutez uniformément 3 mL de HNO₃ et 100 mL de la solution d'étalons internes à 1 mg/L et Au à 10 mg/L (tableau N°9).
- Ensuite, complétez avec de l'eau ultrapure jusqu'à atteindre le repère 50 mL du flacon.

Tableau 9 : Préparation de la gamme d'étalonnage.

	Std 0	Std 1	Std 2	Std 3	Std 4	Std 5
Volume (µL) de solution d'étalonnage à 1 mg/L en Pb, Cd, As et Hg	0	100	250	375	500	1000
Volume (µL) de solution d'étalons internes à 1 mg/L et Au à 10 mg/L	100	100	100	100	100	100
Volume (mL) de solution de HNO ₃	3	3	3	3	3	3
Volume finale de tube (mL)	50	50	50	50	50	50
Concentration de chaque standard de la gamme d'étalonnage en Pb, Cd, As et Hg µg/L	0	2	5	7.5	10	20
Concentration de chaque standard de la gamme d'étalonnage en solution d'Or (Au) µg/L	20	20	20	20	20	20
Concentration de chaque standard de la gamme d'étalonnage en d'étalons internes (Sc, In, Bi, Re, Y) µg/L	2	2	2	2	2	2

Std= standard.

H. Analyse des minéralisât par la Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS).

Après optimisation des performances de l'ICP-MS, l'analyse est lancée en utilisant un passeur automatique des échantillons (Figure 33).

La solution d'essai obtenue après digestion acide par voie humide est nébulisée, générant un aérosol qui est ensuite introduit dans un plasma d'argon induit par haute fréquence (ICP). Le plasma à haute température provoque la désolvation, l'atomisation et l'ionisation des atomes contenus dans l'échantillon. Les ions ainsi formés sont extraits du plasma au moyen d'un ensemble de cônes, puis transférés vers un spectromètre de masse (MS) où ils sont séparés en fonction de leur rapport masse sur charge (m/z) (200).

7.4.5 Validation des résultats

L'exactitude et la précision de la méthode ont été évaluées par l'analyse des matériaux de référence certifiés (MRC) ERM-CE278k et NIST-1640a (tableaux 10 et 11).

Tableau 10 : Résultats de la précision obtenue pour l'analyse du MRC-ERM®CE278k (tissu musculaire) par ICP-MS

Analyte	Valeur certifiée (mgkg ⁻¹)	Intervalle de confiance (mgkg ⁻¹)	Valeur mesurée ± écart type (mgkg ⁻¹ , n=27)
As	6.70	5.20 – 8.20	6.20 ± 0.20
Hg	0.071	0.055 – 0.087	0.072 ± 0.004
Pb	2.18	1.69 – 2.67	2.16 ± 0.08
Cd	0.336	0.26 – 0.41	0.31 ± 0.008
Intervalle de confiance = $M \pm (k \times CV_R \times M/100)$, avec M: valeur certifiée, $k = 3$ ($p = 99\%$) et CV_R , le coefficient de variation de la précision intermédiaire ($CV_R = 7.5\%$).			

Tableau 11 : Résultats de la précision obtenue pour l'analyse du MRC-CRM SRM 1640a (eau naturelle) par ICP-MS.

Analyte	Valeur certifiée ± incertitude élargie ($k=2$) (µgkg ⁻¹)	Valeur mesurée ± écart type (µgkg ⁻¹ , n=3)
As	8.01 ± 0.067	8.16 ± 0.58
Pb	12.01 ± 0.04	12.43 ± 0.15
Cd	3.96 ± 0.072	3.70 ± 0.20

7.4.6 Analyses statistiques:

Les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le **logiciel IBM SPSS Statistics 20**, avec un niveau de signification ($\alpha = 0.05$) pour :

- Calculer les moyennes, les écarts-types, les valeurs minimales et maximales.
- Tests de normalité de Shapiro-Wilk et de Kolmogorov-Smirnov ont été utilisés ($p < 0.05$: les données ne suivent pas une distribution normale).
- Tests non paramétriques (test de Mann-Whitney et le test de Kruskal-Wallis avec échantillons indépendants) ont été utilisés pour comparer les niveaux de Pb, Cd, Hg et As dans les muscles des poissons (en fonction de l'espèce, de la taille et le mode d'élevage). Ainsi que dans les aliments pour poissons.
- Test de corrélation de Spearman (test non paramétrique) a été utilisé pour étudier la corrélation entre la taille, le poids et l'âge des poissons.
- Pour les niveaux de concentration compris entre la limite de détection (LOD) et la limite de quantification (LOQ), la moyenne de la LOD et de la LOQ a été utilisée dans les analyses statistiques. Pour les niveaux inférieurs à la LOD, la valeur de $\frac{1}{2}$ LOD a été prise en compte.

7.4.7 Évaluation du risque sanitaire pour le consommateur

L'évaluation du risque sanitaire qu'encourt le consommateur des poissons échantillonnés est effectuée selon le modèle soulevé par l'agence de protection de l'environnement des Etas - Unis (USEPA). Ce modèle d'évaluation de risque pour la santé humaine est basé sur le calcul des paramètres suivants :

- L'estimation de la dose journalière d'exposition (DJE).
- Le quotient de danger (THQ).
- L'indice de danger (IH) **(9)**.
- Le risque cancérigène (CR) **(221)**.

7.4.7.1 Estimation de la dose journalière d'exposition (DJE)

La dose journalière d'exposition au ETM étudiés (As, Hg, Cd et Pb) via la consommation de la daurade, le bar et le tilapia produits par la pisciculture algérienne a été calculée comme suit(9):

$$DJE = \frac{CJ \times CM}{PC}$$

Où : DJE : Dose journalière d'exposition en µg/Kg par jour. Elle dépend des paramètres suivants :

- CJ : Consommation journalière du poisson (g/ jour):La consommation annuelle de poisson par habitant en Algérie a été estimée à 3,56 kg par an en 2016 **(14)**. Cela équivaut à une consommation journalière de 9.7g/jour/habitant.
- CM : Concentration moyenne des ETM dans la chair du poisson (µg/g de poids frais). Les résultats de cette étude sont pris en compte pour l'évaluation du risque toxique pour les consommateurs Algériens.
- PC: Poids corporel moyen de l'adulte. Dans cette étude, nous nous sommes référés aux données bibliographiques pour le poids corporel moyen qui est de 60 kg pour un Homme adulte **(222)**.

7.4.7.2 Détermination du quotient de danger (THQ)

Il représente le rapport entre la dose journalière d'exposition (DJE) et la dose orale de référence (DOR). Il permet l'évaluation du niveau de risque non cancérigène associé à l'exposition à long terme aux contaminants **(9)**.

Il est calculé comme suit :

$$THQ = \frac{FE \times DE}{DOR \times DEM} \times DJE$$

Où : THQ: Quotient de danger (sans unité).

FE: Fréquence d'exposition (365jours/an)

DE: Durée d'exposition (durée moyenne : 70 ans)

DEM: Durée moyenne d'exposition pour les substance non cancérigènes (365jours/an×DE).

DOR: dose orale de référence (µg/Kg/jour) (tableau 12).

DJE : Dose journalière d'exposition en µg/Kg par jour.

Interprétation :Si THQ<1 : Absence d'effets indésirables non-cancérigènes pour la population exposée. Si THQ≥1 : Existence d'un risque potentiel.

Tableau 12: Doses orales de référence (DOR) pour les ETM étudiés fixées par USEPA(9)

ETM	As	Cd	Pb	Hg
DOR(µg/kg/jour)	0.3	1	2	0.3

7.4.7.3 Détermination de l'indice de danger (HI)

La somme des différents quotients de danger des diverses substances qui affectent le même organe ou système dans l'organisme humain forme l'indice de danger, ce dernier représente la somme des THQ individuels obtenus pour chaque ETM(9).

Dans cette étude : **HI =THQ_{As} +THQ_{Pb}+ THQ_{Cd} + THQ_{Hg}**

Interprétation: Si HI <1 : Absence d'effets indésirable non-cancérigène pour la population exposée. Si HI ≥1 : Existence d'une probabilité d'effet indésirable.

7.4.7.4 Détermination de risque cancérigène (CR)

Les risques cancérigènes (CR) sont estimés comme la probabilité qu'un individu au cours de sa vie développe un cancer, à la suite d'une exposition à une substance cancérigène potentielle (223). Les risques de cancer (CR) dus à une exposition à l'arsenic, cadmium et au plomb via la consommation des poissons concernés par cette étude, ont été calculés comme décrit par **Saha et al. (2016) (221)**, en utilisant la formule suivante :

$$CR = CSF \times DJE$$

Où : DJE: Apport quotidien estimé ($\mu\text{g} / \text{kg}$ de poids corporel/ jour).

CSF : Facteurs de pente du cancer :

(As: 15×10^{-4} , Cd: 63×10^{-4} et Pb: $85 \times 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour})^{-1}$) (224)

Le CR lié au Hg n'a pas été estimé dans cette étude en raison de l'absence de données relatives aux facteurs de pente du cancer (CSF), étant donné que cet élément n'est pas classé comme substance cancérigène par voie alimentaire.

Le risque total de cancer (TCR) a été calculé comme la somme des risques de cancer individuels(225), en utilisant la formule suivante :

$$TCR = CR_{(As)} + CR_{(Cd)} + CR_{(Pb)}$$

Interprétation :

Selon l'**USEPA (2018) (224)**, les niveaux de risque qu'un individu développe un cancer au cours de la vie vont de 10^{-4} à 10^{-6} :

- $CR > 10^{-4}$: Indique un risque cancérigène potentiel.
- $10^{-6} < CR < 10^{-4}$: Indique un risque cancérigène négligeable.
- $CR < 10^{-6}$ indique une absence du risque de développer un cancer au cours de la vie d'un individu.

8. Résultats

8.1 Résultats des performances de croissance des poissons

Les valeurs moyennes (min-max) de la taille et du poids pour l'ensemble des espèces étudiées sont répertoriées dans le tableau 13. L'analyse de la corrélation entre l'âge, la taille et le poids au sein de nos échantillons de poissons est présentée dans la figure 37.

Cette étude révèle une augmentation significative de la taille et du poids des poissons en fonction de leur âge. Par conséquent, une corrélation positive a été observée pour tous les individus collectés (coefficient de corrélation de Spearman $\rho = 0.95 \approx 1$). Cependant, il convient de noter que les daurades élevées dans la ferme marine de Chlef (28,5 cm et 375 g) ont affiché une croissance plus marquée vers la fin du cycle d'élevage par rapport aux daurades élevées dans la ferme marine de Béjaïa (24,5 cm et 240 g). D'autre part, les tilapias rouges élevés dans la ferme continentale d'Alger ont montré une croissance plus prononcée vers la fin du cycle d'élevage (28 cm et 360 g) par rapport aux tilapias gris élevés dans la ferme continentale d'Aïn Defla (26 cm et 290 g). Enfin, les bars élevés dans la ferme marine de Chlef ont atteint une taille de 30 cm et un poids de 325 g vers la fin du cycle d'élevage.

Il est également intéressant de noter qu'aux environs de 7 mois d'élevage, la croissance des poissons élevés dans les fermes marines est la suivante : les bars élevés à Chlef (22 cm/141 g) montrent la meilleure croissance, suivis des daurades élevées à Chlef (19 cm/126 g) et des daurades élevées à Béjaïa (18 cm/107 g). Ces poissons marins présentent une croissance supérieure à celle des poissons élevés dans les fermes continentales : le tilapia rouge élevé à Alger (15 cm/67 g) est suivi des tilapias gris élevés à Aïn Defla (14 cm/56 g).

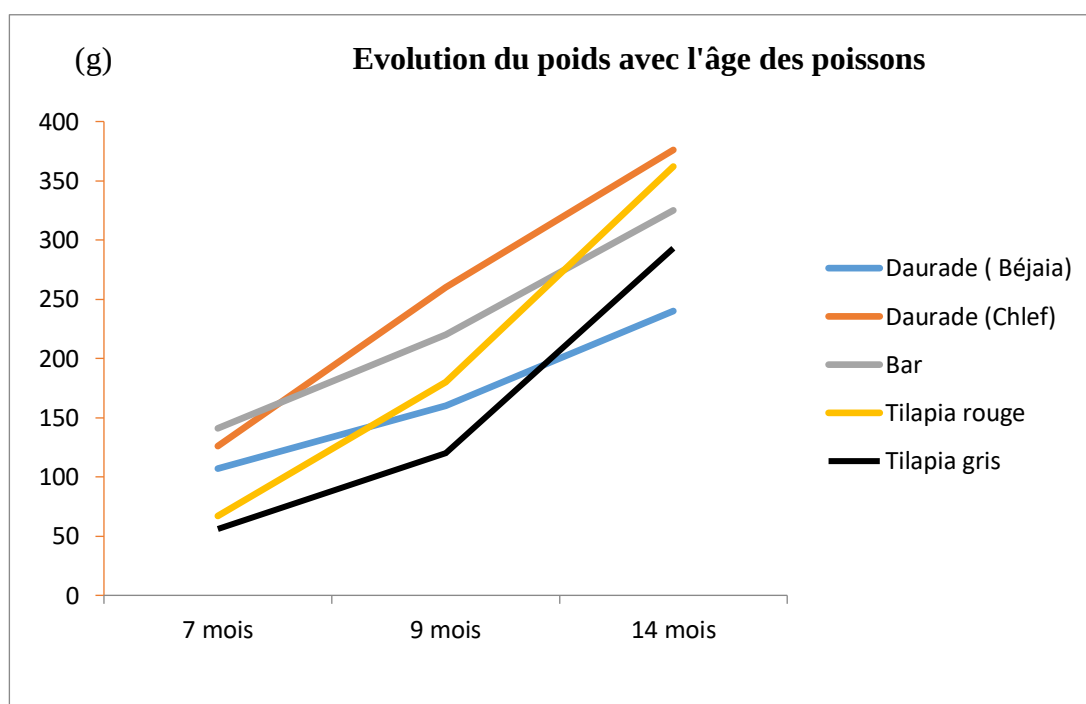
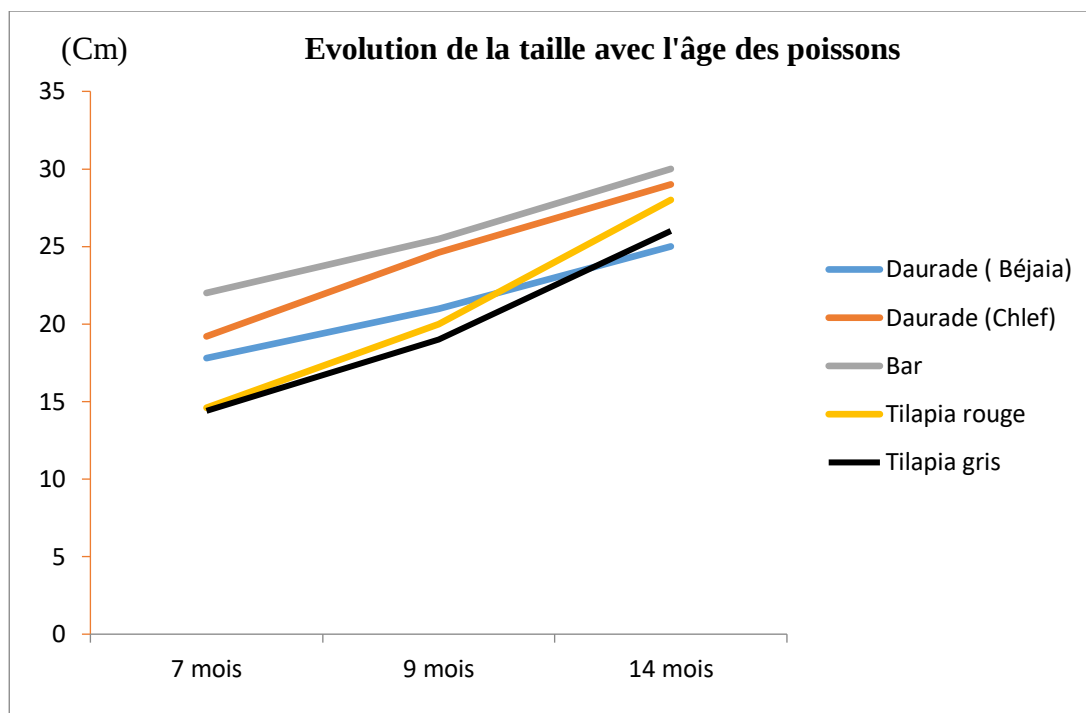


Figure 37: Evolution de la taille (cm) et le poids (g) avec l'âge (mois) en fonction de l'espèce de poisson.

8.2 Résultats de la contamination globale des poissons par les ETM en fonction du mode d'élevage (en mer/ eau douce).

Les résultats de la contamination des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines (élevage en mer) et continentales (élevage en eau douce) par les ETM sont illustrés dans la figure 38. Les concentrations de Cd et de Pb n'apparaissent pas dans la figure 38 car elles étaient très faibles dans toutes les espèces de poissons échantillonnées (voir le tableau 13).

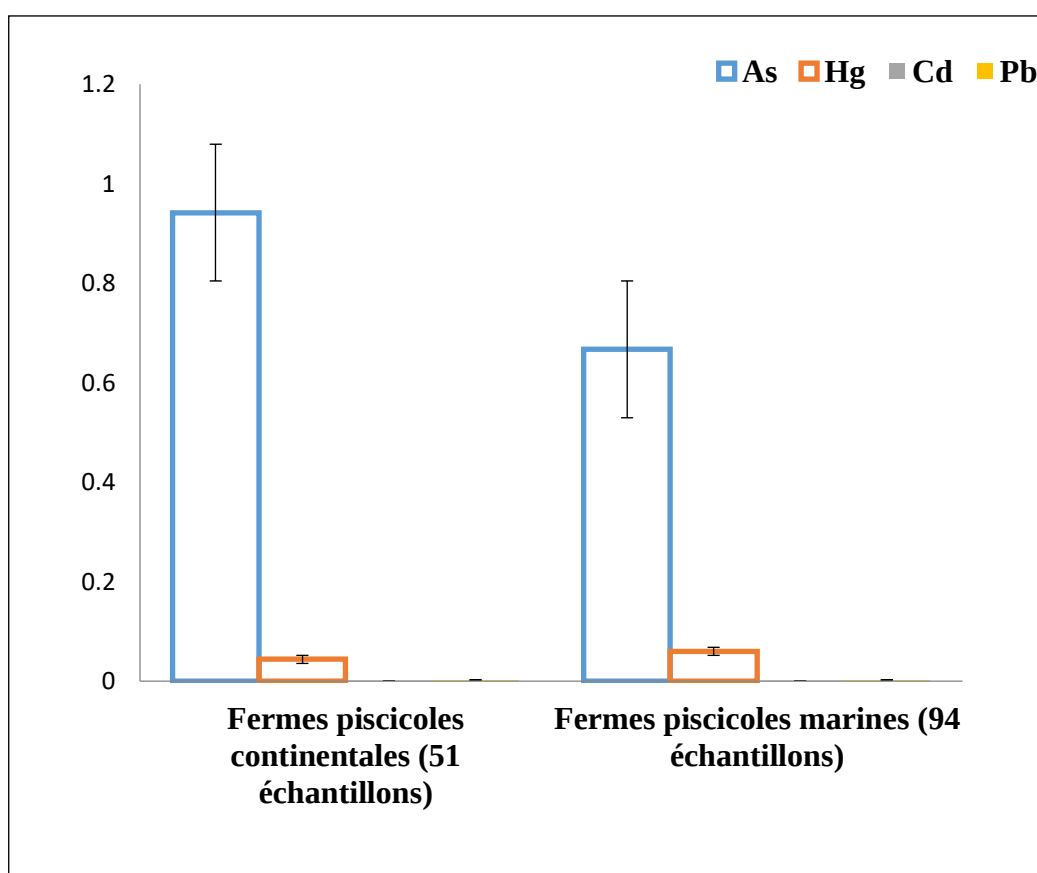


Figure 38: Variations des concentrations et des écart-types (mg/kg de poids frais) de As, Hg, Cd et Pb en fonction de mode d'élevage (fermes piscicoles marines et continentales).

Les résultats indiquent que la concentration moyenne d'arsenic (As) dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles continentales [(0.94 ± 0.7); (0.025 - 2.7) mg/kg de poids frais] est plus élevée que celle trouvée dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines [(0.67 ± 0.3); (0.28-2.2) mg/kg de poids frais]. Contrairement à la concentration moyenne de mercure (Hg) dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines [(0.06 ± 0.02); (0.014-0.11)mg/kg de poids frais] est plus élevée que celle observée dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles continentales [(0.044 ± 0.03); (<0.001-0.11) mg/kg de poids frais].

Pour l'arsenic et le mercure, le test statistique de Mann-Whitney montre une différence significative entre les poissons élevés dans les fermes continentales et ceux élevés dans les fermes marines ($p < 0.05$).

En ce qui concerne le cadmium (Cd), sa concentration moyenne dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines et continentales est inférieure à la limite de quantification (LOQ = 0.0007 mg/kg de poids frais) et supérieure à la limite de détection (LOD = 0.0002 mg/kg de poids frais). La limite minimale dans les deux modes d'élevage est inférieure à LOD, tandis que la limite maximale est de 0.0018 mg/kg de poids frais pour l'élevage en eau de mer et de 0.002 pour l'élevage en eau douce.

Pour le plomb (Pb), la concentration moyenne dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines atteint [(0.0024 ± 0.002) (<LOD - 0.029)mg/kg de poids frais]. Néanmoins, elle est légèrement plus élevée que celle observée dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles continentales [(0.0022 ± 0.001) (<LOQ - 0.011) mg/kg de poids frais]. Les limites de détection et de quantification sont respectivement de 0.0006 et 0.002 mg/kg de poids frais.

Pour le cadmium et le plomb, le test statistique de Mann-Whitney ne montre aucune différence significative entre les deux modes d'élevage ($p > 0.05$).

8.3 Résultats de la contamination par les ETM en fonction des différentes fermes piscicoles et différentes espèces de poisson :

Les résultats de la contamination par les ETM des daurades, bars, tilapias gris et tilapias rouges élevés dans les quatre fermes piscicoles échantillonnées dans cette étude sont représentés dans le tableau 13.

Tableau 13: Variation des résultats des concentrations en ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids frais) en fonction des fermes piscicoles et des espèces de poissons.

Mode d'élevage		Fermes Marines				Fermes Continentales		
Espèce de Poisson		Bar	Daurade		Daurade +Bar	Tilapia rouge	Tilapia gris	
Localisation		Chlef	Bejaia	Chlef	Chelf+ Bejaia	Chlef	Alger	Ain Defla
Nombre d'échantillons		36	34	24	58	60	24	27
Taille (cm)	M	29	24	25	24	27	24	23
	Min-max	20-32	16-27	15-30	15-30	15-32	15-32	14-31
Poids (g)	M	300	210	235	220	275	240	210
	Min-max	120-410	60-370	80-450	60-450	80-450	60-550	60-490
As (mg/kg/poids frais)	M	0.39± 0.10 ^a	0.80± 0.10 ^b	0.88± 0.36	0.84± 0.25 ^a	0.59± 0.34 ^b	1.56± 0.57 ^{a,b}	0.42± 0.40 ^{a, b}
	min-max	0.28-0.67	0.60-1.1	0.52-2.2	0.52-2.2	0.28-2.2	0.65-2.7	0.025-1.20
Hg (mg/kg/poids frais)	M	0.080± 0.020 ^a	0.050± 0.010 ^b	0.053± 0.023	0.051± 0.019 ^a	0.066± 0.023 ^b	0.073± 0.028 ^{a,b}	0.020± 0.020 ^{a,b}
	min- max	0.024-0.11	0.015-0.079	0.014-0.089	0.014-0.089	0.014-0.11	0.026-0.11	<LOD ^c -0.056
Cd (mg/kg/poids frais)	M	<LOQ ^d	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.001± 0.001	<LOQ
	min- max	<LOD ^e -0.001	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOQ-0.002	<LOD-0.002
Pb (mg/kg/poids frais)	M	<LOQ ^f	0.004± 0.005	<LOQ	0.003± 0.004	<LOQ	0.003± 0.002	<LOQ
	min- max	<LOD ^g -0.005	<LOQ-0.029	<LOD-0.004	<LOD-0.029	<LOD-0.005	<LOQ-0.011	<LOQ-0.004

^aDifférences significatives entre les espèces (p<0.05);

^bDifférences significatives entre les sites (p<0.05)

^c LOD(Hg) = 0.001 mg kg⁻¹; ^{d-e} LOD (Cd) = 0.0002mg kg⁻¹; LOQ (Cd) = 0.0007mg kg⁻¹

^{f-g} LOD(Pb)=0.0006mg kg⁻¹; LOQ(Pb)= 0.002mg kg⁻¹

M: Moyenne; Min : Limite minimale, Max : Limite maximale.

Selon le tableau 13, qui expose les résultats des mesures des différents contaminants en mg/kg de poids frais, répartis par espèce de poisson et par site d'élevage, il est possible de constater que :

8.3.1 Arsenic (As) :

L'arsenic (As) est l'élément dont la teneur enregistrée est la plus élevée par rapport aux autres éléments traces métalliques (ETM). C'est dans la chair du tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger que la valeur la plus élevée a été observée [(1.56 ± 0.57) ; $(0.65-2.7)$ mg/kg de poids frais], suivie par celle des daurades élevées dans les fermes piscicoles marines de Béjaïa et de Chlef [(0.84 ± 0.25) ; $(0.52-2.2)$ mg/kg de poids frais], puis par la valeur observée dans la chair du tilapia gris élevé dans la ferme continentale d'Aïn Defla [(0.42 ± 0.4) ; $(0.025-1.2)$ mg/kg de poids frais], et en dernier lieu par celle des bars élevés dans la ferme piscicole marine de Chlef [(0.39 ± 0.1) ; $(0.28-0.67)$ mg/kg de poids frais].

Le test statistique de Mann-Whitney montre une différence significative entre les espèces de poisson étudiées ($p < 0.05$).

Nous pouvons également observer que la concentration moyenne de l'arsenic (As) dans la chair des daurades élevées dans la ferme piscicole marine de Chlef est de 0.88 ± 0.36 (plage : $0.52-2.2$ mg/kg de poids frais), ce qui est plus élevé que celui trouvé dans la chair des bars élevés dans la même ferme piscicole, soit 0.39 ± 0.1 (plage : $0.28-0.67$ mg/kg de poids frais). Le test non statistique de Mann-Whitney révèle une différence significative entre ces deux espèces de poissons ($p < 0.05$).

En comparant les concentrations obtenues dans la chair de la daurade en tenant compte des fermes pratiquant l'élevage en mer, nous observons que la concentration moyenne obtenue dans la chair des daurades élevées dans la ferme piscicole marine de Chlef (0.88 ± 0.36 , plage : $0.52-2.2$ mg/kg de poids frais) est plus élevée que celle trouvée dans la chair de la même espèce élevée dans la ferme piscicole marine de Béjaïa (0.80 ± 0.10 , plage : $0.6-1.1$ mg/kg de poids frais). Cependant, le test statistique de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les deux sites d'élevage ($p > 0.05$).

8.3.2 Mercure (Hg):

La teneur la plus élevée en mercure (Hg) est enregistrée dans la chair des bars élevés dans la ferme piscicole marine de Chlef [(0.08±0.02); (0.024-0.11) mg/kg de poids frais], suivie par celle du tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger[(0.07±0.028); (0.026-0.11) mg/kg de poids frais]. Ensuite, viennent les daurades élevées dans les fermes piscicoles marines de Béjaïa et de Chlef[(0.05±0.02); (0.014-0.089) mg/kg de poids frais]et en dernier lieu, la teneur en mercure est observée dans la chair du tilapia gris élevé dans la ferme continentale d'Aïn Defla [(0.02 ± 0.02); plage (<LOD-0.056) mg/kg de poids frais]. Les limites de détection et de quantification sont respectivement de 0.001 et 0.004 mg/kg de poids frais. Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney montre une différence significative entre les espèces de poisson étudiées ($p < 0.05$).

Il est également observé qu'au sein de la même ferme piscicole, la concentration moyenne de mercure (Hg) varie d'une espèce à l'autre. Dans la ferme piscicole marine de Chlef, la concentration dans la chair du bar [(0.08±0.02); (0.024-0.11)mg/kg de poids frais] est supérieure à celle enregistrée dans la chair de la daurade, qui est égale à 0.053±0.023(0.014-0.089 mg/kg de poids frais). Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney indique une différence significative entre ces deux espèces de poissons ($p < 0.05$).

En comparant les deux fermes piscicoles marines étudiées, il est notable que la concentration moyenne de mercure (Hg) obtenue dans la chair des daurades élevées à Chlef [(0.053±0.023); (0.014-0.089) mg/kg de poids frais]est légèrement supérieure à celle trouvée dans la même espèce élevée à Béjaïa [(0.050±0.010); (0.015-0.079) mg/kg de poids frais]. Toutefois, le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative entre les deux sites d'élevage ($p > 0.05$).

8.3.3 Cadmium (Cd) :

Nous avons enregistré une concentration moyenne de $[(0.001 \pm 0.001)$; plage: ($<LOD-0.002$) mg/kg de poids frais] de poids frais dans la chair du tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger.

Les autres espèces étudiées ont enregistré des concentrations comprises entre la limite de quantification (LOQ) de 0.0007 mg/kg de poids frais et la limite de détection (LOD) de 0.0002 mg/kg de poids frais.

Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney n'indique aucune différence significative ($p > 0.05$).

8.3.4 Plomb (Pb) :

La concentration moyenne de plomb (Pb) la plus élevée est enregistrée dans la chair des daurades élevées dans la ferme piscicole marine de Béjaïa, soit 0.004 ± 0.005 ($<LOQ-0.029$ mg/kg de poids frais), suivie par le tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger avec une concentration de 0.003 ± 0.002 ($< LOQ-0.011$ mg/kg de poids frais).

Les autres espèces étudiées ont affiché des concentrations comprises entre la limite de quantification (LOQ) de 0.002 mg/kg de poids frais et la limite de détection (LOD) de 0.0006 mg/kg de poids frais.

Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney ne révèle aucune différence significative ($p > 0.05$).

8.3.5 Résultats de la contamination des poissons par les ETM en fonction de leurs tailles :

Nous avons étudié l'impact de la taille des poissons sur la contamination par les ETM. Les données relatives aux concentrations d'As, Hg, Cd et Pb détectées dans la chair des poissons ont été analysées en fonction de la taille des poissons examinés. Deux catégories de poissons ont été prises en compte : les individus n'ayant pas encore atteint la taille requise pour la commercialisation (taille marchande) et âgés de moins de 9 mois, ainsi que les poissons prêts à être mis sur le marché et dépassant 9 mois d'âge.

La figure 39 présente une synthèse de ces résultats. Il est important de noter que les niveaux de cadmium (Cd) et de plomb (Pb) se sont révélés très faibles dans l'ensemble des espèces de poissons échantillonnées (données non montrées).

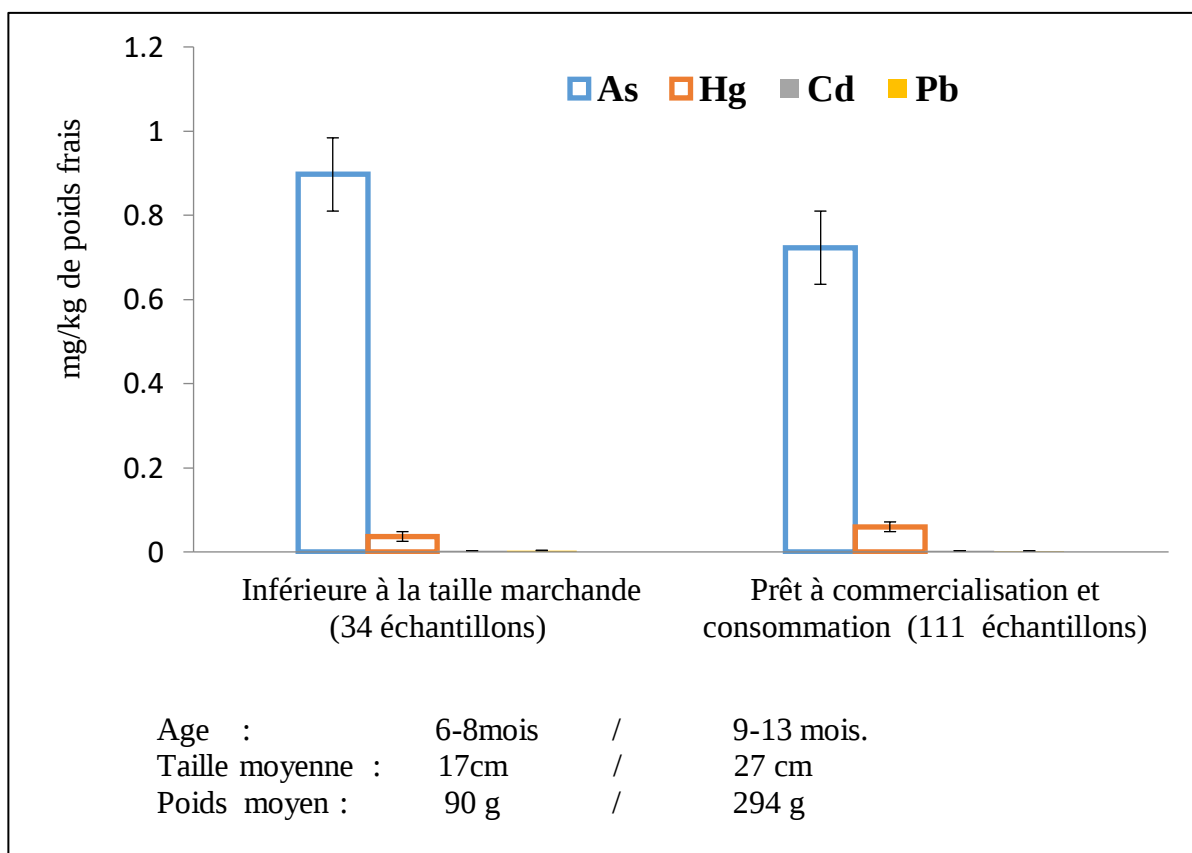


Figure 39: Variations des concentrations en ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids frais) en fonction de la taille des poissons (l'âge et poids).

Les données présentées dans la Figure N°39 (exprimées en mg/kg de poids frais) mettent en évidence certaines variations. En effet, la concentration moyenne d'arsenic (As) dans la chair des poissons qui n'ont pas encore atteint la taille marchande 0.89 ± 0.3 (0.6-1.6 mg/kg de poids frais) est supérieure à celle relevée dans la chair des poissons prêts pour la commercialisation 0.72 ± 0.5 (0.025-2.7 mg/kg de poids frais). Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney montre une différence significative entre les deux groupes de poissons en fonction de leur taille ($p < 0.05$).

En revanche, le mercure (Hg), enregistre une concentration moyenne [(0.04 ± 0.01) ; (0.015-0.065) mg/kg de poids frais] dans la chair des poissons n'ayant pas encore la taille marchande inférieure à la concentration dans la chair de ceux ayant atteint la taille marchande [(0.06 ± 0.03) ; ($< \text{LOD}$ -0.11) mg/kg de poids frais]. Il convient de noter que pour le Hg, la LOQ=0,004 et LOD=0,001 mg/kg de poids frais. Le test non paramétrique de Mann-Whitney montre une différence significative entre les poissons de tailles différentes ($p < 0.05$).

En ce qui concerne le plomb, il suit une tendance similaire à celle de l'arsenic (As). La concentration moyenne de plomb dans la chair des poissons qui n'ont pas encore atteint la taille marchande est de 0.0035 ± 0.005 ($< \text{LOD}$ -0.029 mg/kg de poids frais) ce qui s'avère supérieur à la concentration relevée dans la chair des poissons ayant atteint la taille marchande, qui est de 0.0021 ± 0.002 ($< \text{LOD}$ -0.016) (Pb: LOQ=0,002; LOD=0,0006 mg/kg de poids frais). Néanmoins et contrairement à l'As, le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney ne montre aucune différence significative ($p > 0.05$) entre les deux catégories de taille de poissons.

En ce qui concerne le cadmium, la concentration moyenne dans la chair des poissons est restée en dessous de la limite de quantification (LOQ=0.0007 mg/kg de poids frais) pour les deux catégories de taille considérées, tout en étant supérieure à la limite de détection (LOD=0.0002 mg/kg de poids frais). Dans les deux catégories de taille, la limite minimale s'est révélée inférieure à LOD tandis que la limite maximale a atteint 0.002. Le test non paramétrique de Mann-Whitney ne montre aucune différence significative ($p > 0.05$).

8.3.6 Résultats de la contamination des eaux d'élevage des quatre fermes piscicoles par les ETM

Les résultats de la contamination par les ETM des eaux des quatre fermes piscicoles échantillonnées dans cette étude sont représentés dans le tableau 14.

Tableau 14: Résultats des concentration en ETM étudiés (mg/kg) dans les eaux des fermes piscicoles sélectionnée

Ferme piscicole		Chlef	Bejaia	Alger	Ain Defla
Nombre d'échantillon		5	5	5	5
As	M	0,084±0,048	0,111±0,031	<LOD ^a	
	Min-max	0,0068-0.13	0,076-0.14	<LOD-LOQ ^b	<LOD
Hg	M ; Min-Max		<LOD ^c		
Cd	M; Min-Max		<LOD ^e		
Pb	M	<LOQ ^g			
	Min-max	<LOD ^f -0.0042		<LOD	

^a LOD(As) = 0.001 mg kg⁻¹; ^b LOQ (As) = 0.004mg kg⁻¹; ^c LOD(Hg) = 0.001 mg kg⁻¹; ^e LOD (Cd) = 0.0002mg kg⁻¹; ^f LOD(Pb)=0.0006mg kg⁻¹; ^gLOQ (Pb)= 0.002mg kg⁻¹M: Moyenne; Min : Limite minimale, Max : Limite maximale.

Toutes les concentrations moyennes observées d'As, Hg, Cd et Pb dans l'eau de la zone d'élevage des quatre fermes piscicoles concernées par cette étude étaient inférieures à la limite de quantification et même inférieure à la limite de détection, à l'exception pour l'As dans les fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef: 0,111±0.031 (0.076-0.14) et 0,084±0.048 (0.0068- 0.13) mg /kg respectivement.

8.3.7 Résultats des dosages des ETM dans l'aliment de poissons

Les résultats de la contamination par les ETM des aliments distribués aux poissons dans les quatre fermes piscicoles sont représentés dans la figure 40 :

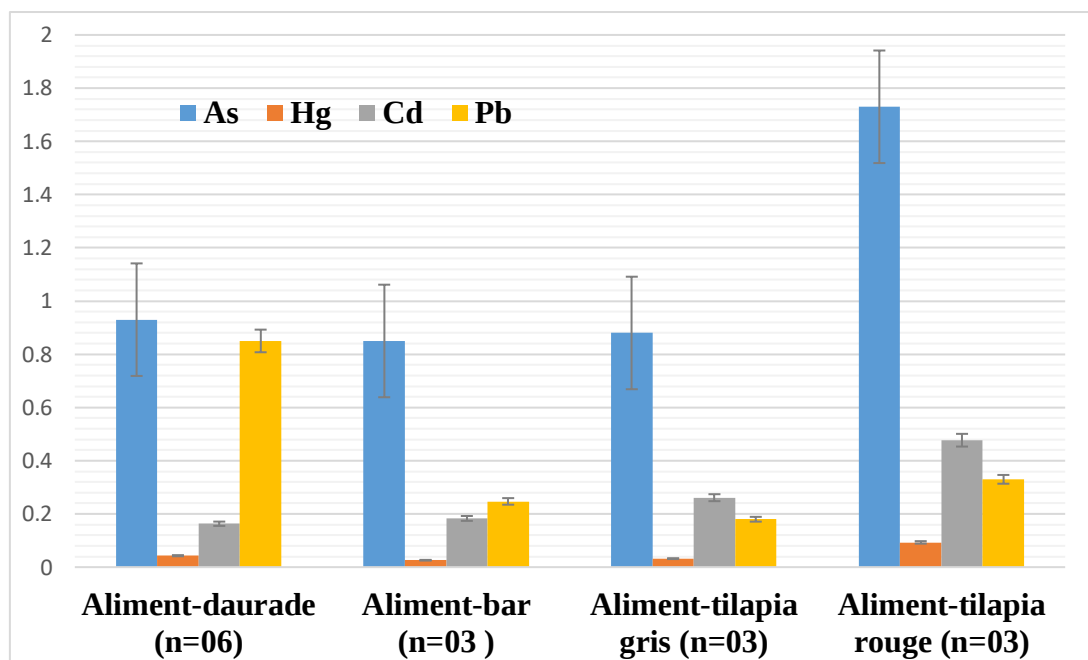


Figure 40: Variation des concentration des ETM étudiés $\pm$ écart-type (mg/kg de poids brut) dans l'aliment des poissons sélectionnés.

Les données présentées dans la Figure 40 (exprimées en mg/kg de poids brut) révèlent ce qui suit :

En ce qui concerne l'arsenic (As), la concentration la plus élevée a été détectée dans l'aliment du tilapia rouge provenant de la ferme continentale d'Alger, avec une moyenne de 1.73 ± 0.47 (1.2-2.1). Ensuite, les aliments destinés aux daurades provenant des fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef ont enregistré des concentrations similaires, avec des valeurs de 0.85 ± 0.25 (0.49-1.1). Il est important de noter que ces deux fermes utilisent le même type d'aliment provenant du même fabricant. Vient ensuite la teneur enregistrée dans l'aliment du tilapia gris de la ferme continentale d'Ain Defla 0.83 ± 0.27 (0.053-2.3) aux bars provenant de la ferme piscicole marine de Chlef, avec une moyenne de 0.8 ± 0.3 (0.48-1).

Le schéma de contamination du mercure est similaire à celui de l'arsenic. Les niveaux les plus élevés ont été enregistrés dans les aliments du tilapia rouge provenant de la ferme continentale d'Alger, avec une moyenne de 0.09 ± 0.03 (0.07-0.13), Ensuite, les aliments destinés aux daurades des fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef ont présenté des concentrations similaires [(0.04 ± 0.01) ; (0.023-0.06)]. Ces schémas se poursuivent avec l'aliment du tilapia gris provenant de la ferme continentale d'Ain Defla, où la concentration moyenne était de 0.03 ± 0.03 (0.0021-0.075) et enfin l'aliment des bars provenant de la ferme piscicole marine de Chlef [(0.03 ± 0.003) ; (0.022-0.028)].

En ce qui concerne le cadmium, les concentrations les plus élevées ont été observées dans les aliments du tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger [(0.48 ± 0.1) ; (0.34-0.55)] , suivi par les aliments distribués aux tilapias gris dans la ferme continentale d'Ain Defla, avec une moyenne de 0.26 ± 0.3 (0.041-0.67). Les aliments des bars provenant de la ferme piscicole marine de Chlef ont enregistré une concentration moyenne 0.18 ± 0.04 (0.13-0.21), et en dernier lieu, les aliments des daurades des fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef ont présenté une concentration moyenne de 0.16 ± 0.01 (0.14-0.18).

La teneur la plus élevée du plomb, est enregistrée dans l'aliment des daurades dans les fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef 0.85 ± 0.47 (0.17-1.6), Ensuite, l'aliment du tilapia rouge provenant de la ferme continentale d'Alger a enregistré une concentration moyenne de 0.33 ± 0.1 (0.21-0.52). Les aliments destinés aux bars de la ferme piscicole marine de Chlef ont montré une concentration moyenne de 0.25 ± 0.1 (0.16-0.38), et enfin, l'aliment des tilapias gris provenant de la ferme continentale d'Ain Defla a présenté une concentration moyenne de 0.18 ± 0.12 (0.04-0.26).

Pour ces quatre métaux, Le test statistique non paramétrique de Mann-Whitney ne montre aucune différence significative ($p > 0.05$). Ce qui signifie qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les aliments destinés à nourrir les différentes espèces de poissons en ce qui concerne les concentrations de ces ETM.

8.3.8 Résultats de l'évaluation de risque sanitaire pour le consommateur

L'analyse du risque sanitaire a été abordée sous deux aspects majeurs : le risque toxique non-carcinogène et le risque cancérigène.

8.3.8.1 Estimation des DJE/DHE

L'évaluation de la dose journalière / hebdomadaire d'exposition(DJE/DHE) liée à l'As, Hg, Cd et Pb pour un adulte algérien de poids moyen d'environ 60 kg, à travers la consommation de tilapia rouge, de tilapia gris, de daurade et de bars produits par les activités piscicoles en Algérie, a conduit aux résultats présentés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Résultat de l'estimation des DJE ($\mu\text{g/kg}$ de poids corporel/jour) et DHE ($\mu\text{g/kg}$ de poids corporel/semaine) liées à l'As, Hg, Cd et Pb via la consommation des poissons étudiés

		DJE	DHE
Daurade	As	0.135	0.95
	Hg	0.008	0.06
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}
	Pb	4×10^{-4}	3×10^{-3}
Bar	As	0.063	0.45
	Hg	0.012	0.09
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}
	Pb	2×10^{-4}	2×10^{-3}
Tilapia gris	As	0.064	0.45
	Hg	0.003	0.02
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}
	Pb	2×10^{-4}	2×10^{-3}
Tilapia rouge	As	0.25	1.75
	Hg	0.011	0.08
	Cd	2×10^{-4}	2×10^{-3}
	Pb	4×10^{-4}	3×10^{-3}

Les doses journalières d'exposition (DJE) et doses hebdomadaires d'exposition (DHE) enregistrées, comme présentées dans le tableau 15, ont révélé que les valeurs les plus élevées étaient enregistrées pour l'arsenic (As) par rapport aux autres ETM étudiés, suivies des DJE et DHE liées au Hg via la consommation de toutes les espèces étudiées. En revanche, les DJE et DHE liées aux Cd et Pb étaient quasiment négligeables pour toutes les espèces de poissons examinées.

Il est important de souligner que toutes les valeurs de DHE, exprimées en $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel /semaine), qui ont été estimées à partir de la consommation de tilapia rouge, tilapia gris, daurades et bars analysés dans le cadre de cette étude, restent inférieures aux doses hebdomadaires tolérables provisoires (DHTP) établies par l'EFSA (Autorité européenne de sécurité des aliments) et la JECFA (Comité mixte FAO/OMS d'experts sur les additifs alimentaires) pour l'arsenic, le mercure, le cadmium et le plomb, qui sont respectivement de 15, 5, 7 et 25 $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel par semaine(226).

8.3.8.2 Estimation du quotient de danger (THQ) et de l'index de danger (HI)

Les valeurs estimées de THQ à partir de la consommation de tilapia rouge, tilapia gris, daurades et bars analysés sont présentées dans le tableau 16.

Tableau 16: Résultats de l'estimation de THQ et HI liés à l'As, Hg, Cd et Pb via la consommation de des poissons étudiés

		THQ	HI
Daurade	As	0.45	0.50
	Hg	0.05	
	Cd	7×10^{-5}	
	Pb	10^{-4}	
Bar	As	0.21	0.28
	Hg	0.075	
	Cd	7×10^{-5}	
	Pb	5×10^{-5}	
Tilapia gris	As	0.21	0.23
	Hg	0.019	
	Cd	7×10^{-5}	
	Pb	5×10^{-5}	
Tilapia rouge	As	0.83	0.90
	Hg	0.07	
	Cd	2×10^{-4}	
	Pb	10^{-4}	

Les indicateurs de risque sanitaire, à savoir le Quotient de danger (THQ) et l'Indice de danger (HI), liés à l'As, Hg, Cd et Pb pour un adulte Algérien (60kg) via la consommation de tilapia rouge, tilapia gris, daurade et des bars produits par pisciculture se sont révélées inférieures à 1. Cependant, c'est l'arsenic qui a enregistré la valeur la plus élevée pour le THQ, suivie par le mercure. En revanche, les valeurs pour le cadmium et le plomb sont négligeables dans toutes les espèces de poissons.

Les valeurs calculées de l'Indice de danger (HI) suivent un ordre spécifique : HI pour le tilapia rouge (0.9) > HI pour la daurade (0.5) > HI pour le bar (0.28) > HI pour le tilapia gris (0.22). Cet ordre correspond également à celui du risque d'exposition aux éléments traces métalliques (ETM) via la consommation de ces différentes espèces de poissons.

8.3.8.3 Estimation de risque cancérigène (CR) :

L'évaluation du risque cancérigène associé à l'arsenic (As), au cadmium (Cd) et au plomb (Pb) pour un adulte Algérien d'environ 60 kg, par le biais de la consommation de tilapia rouge, tilapia gris, daurade et bars issus de la pisciculture en Algérie, est présentée dans le tableau 17.

Tableau 17: Résultats de l'estimation des risques cancérigènes (CR) et les risques cancérigènes totaux (TCR) liés à l'As, Cd et Pb via la consommation des poissons étudiés.

		CR	TCR
Daurade	As	2.03×10^{-4}	2.034×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.34×10^{-8}	
Bar	As	0.95×10^{-4}	0.954×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.17×10^{-8}	
Tilapia gris	As	0.96×10^{-4}	0.964×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.17×10^{-8}	
Tilapia rouge	As	3.75×10^{-4}	3.763×10^{-4}
	Cd	0.13×10^{-5}	
	Pb	0.34×10^{-8}	

En ce qui concerne l'arsenic (As), les valeurs de Risque Cancérigène (CR) enregistrées sont très élevées, dépassant légèrement le seuil d'acceptabilité (10^{-4}) lors de la consommation de tilapia rouge, où la valeur a atteint 3.75×10^{-4} ainsi que pour la daurade avec une valeur de 2.03×10^{-4} .

L'estimation du CR pour la consommation des bars (0.95×10^{-4}) et du tilapia gris (0.96×10^{-4}) a produit des valeurs similaires et situées dans l'intervalle d'acceptabilité (10^{-4} - 10^{-6}).

Les valeurs de Risque Cancérigène associées au cadmium (Cd) et au plomb (Pb) sont pratiquement négligeables ($CR < 10^{-6}$) pour toutes les espèces de poissons examinées dans cette étude.

Le risque cancérigène total (TCR) dans cette étude est principalement déterminé par le CR de l'arsenic (As), ce qui signifie que le TCR est le plus élevé lors de la consommation de tilapia rouge (3.76×10^{-4}) suivi du TCR associé à la consommation de daurade (2.034×10^{-4}). Enfin, le TCR résultant de la consommation de tilapia gris (0.964×10^{-4}) et de bar (0.954×10^{-4}) est pratiquement similaire et au même niveau.

Les niveaux de Risque Cancérigène Total (TCR) associés à la consommation de tilapia rouge et de daurades dépassent légèrement la valeur limite d'acceptabilité (10^{-4}). Cependant, les niveaux de TCR résultant de la consommation de tilapia gris et de bars se situent en dessous de cette valeur seuil.

9. Discussion

Cette étude a été menée dans le but d'évaluer la contamination par le Pb, le Cd, le Hg et l'As des poissons élevés dans des fermes piscicoles marines et continentales afin de mesurer le degré de contamination par ces éléments traces métalliques. Nous avons également comparé les espèces produites, évalué l'influence du milieu et évalué l'aliment destiné à nourrir les poissons.

Les espèces prises en considération étaient les daurades et les bars élevés dans les fermes piscicoles marines de Bejaia et de Chlef, ainsi que les tilapias élevés dans les fermes piscicoles continentales d'Alger et d'Ain Defla.

Ce travail a également examiné les performances de croissance des poissons et estimé les risques sanitaires pour le consommateur Algérien.

9.1 Performances de croissance des poissons

L'étude de la corrélation entre l'âge, la taille et le poids des poissons d'élevage revêt une importance cruciale pour l'évaluation des rendements et la gestion des fermes aquacoles.

Dans ce travail, nous avons choisi d'évaluer les performances de croissance des poissons afin de comparer les différentes fermes aquacoles sélectionnées et d'apprécier la qualité de leur élevage. Une bonne croissance des poissons fournit des indices de leur bonne santé, de la qualité de l'environnement aquatique (notamment la qualité de l'eau dans la zone d'élevage), de la disponibilité, ainsi que de la qualité nutritionnelle des aliments utilisés (227).

Dans cette étude, nous avons observé une augmentation significative du poids et de la taille des poissons en fonction de leur âge. Par conséquent, une corrélation positive a été établie pour les individus collectés, ce qui témoigne de la mise en œuvre de bonnes pratiques d'élevage dans chaque ferme. Cependant, il est important de noter que les performances de croissance des poissons varient d'une espèce à l'autre et d'une ferme piscicole à une autre.

Cette variabilité peut s'expliquer par la diversité des facteurs qui peuvent influencer la vitesse de croissance des poissons, tels que la densité des poissons, qui peut avoir un impact négatif sur le poids, la taille totale et le métabolisme des poissons, comme décrit par **De las Heras et al. (2015)(228)** et **Sánchez-Muros et al. (2017)(229)**. L'espèce de poisson considérée, le changement climatique et l'acidification de l'eau (230), les pratiques d'aquaculture (231) et le taux et la qualité de l'alimentation (232) peuvent également être à l'origine de cette variabilité.

Nous avons également observé qu'aux alentours de 7 mois d'élevage, les poissons élevés dans les fermes marines affichaient une croissance supérieure à celle des poissons élevés dans les fermes continentales. **Rankin et Dixon (1994)** ont souligné que les poissons d'eau douce avaient la capacité de réduire immédiatement leur consommation alimentaire en réponse à une exposition aux contaminants arsenicaux véhiculée par le régime alimentaire (233). Il est pertinent de noter que la qualité des aliments joue un rôle essentiel dans la santé des poissons. Il a été fréquemment suggéré que la préservation de la qualité de l'environnement aquatique, notamment en ce qui concerne les aliments et l'eau, est un élément clé garantissant la santé optimale et la croissance adéquate des poissons (234).

9.2 Contamination des poissons par les ETM

9.2.1 Contamination des poissons par l'As

L'As est l'élément le plus retrouvé dans tous les échantillons testés. Les concentrations moyennes obtenues suivent l'ordre : Tilapia rouge > daurade de Chlef > daurade de Bejaia > Tilapia gris > bar. Les résultats ont montré que, sa concentration moyenne obtenue dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles continentales (0.94mg/kg ww) était supérieure à celle trouvée dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles marines (0.67 mg/kg ww). Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair des poissons élevés dans les fermes marines et celle notée dans la chair des poissons élevés dans les fermes continentales ($p < 0.05$).

- Il a également été observé que dans le même type d'élevage (continental), les teneurs en As sont variables entre les différentes fermes et différentes espèces qui y sont élevées. C'est le cas du tilapia rouge de la ferme continentale d'Alger qui a enregistré la teneur la plus élevée (1.56 mg/kg ww) et qui était largement supérieure à la concentration moyenne notée dans la chair de tilapia gris élevé dans la ferme continentale d'Ain Defla (0.42 mg/kg ww). Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair de tilapia gris et celle notée dans la chair de tilapia rouge ($p < 0.05$).

Nous avons comparé les résultats que nous avons enregistré pour l'As avec ce qui a été déjà rapporté dans la littérature. Nous constatons que les valeurs rapportées par de nombreux auteurs sont variables.

Pour le tilapia, **Simukoko et al. (2022)** en Zambie ont rapporté des valeurs différentes de contamination par l'As entre deux fermes d'élevage du tilapia (0.043 et 0.028 mg/kg ww). Néanmoins les valeurs observées étaient inférieures aux nôtres, que ce soit pour le tilapia rouge ou pour le tilapia gris(235). **Cheung et al. (2008)** aussi ont rapporté des valeurs variables de la contamination du tilapia entre différentes fermes piscicoles en Chine. Certaines valeurs observées se sont révélées inférieures à celles rapportées dans la chair du tilapia rouge dans cette étude comme celles notées à Changan, Shipai et Guangzhoun (1.29, 0.42, 0.78 mg/kg ww respectivement) ou en revanche plus élevées comme celles enregistrées à Maipo et Sanjiao (1.84, 2.24 mg/kg ww) (236). En ce qui concerne les niveaux de contamination du tilapia gris observés dans notre étude, **Cheung et al. (2008)** ont constaté des valeurs comparables à celles que nous avons relevées à Shipai, mais plus faibles dans d'autres régions de Chine, telles que Maipo, Sanjiao Changan, Guangzhoun(236), et même en dessous de la valeur rapportée dans l'étude de **Ling et al. (2013)** à Taiwan (1,27 mg/kg ww)(237).

Dans la chair de la daurade, la concentration la plus élevée a été observée dans la ferme marine de Chlef (0.88 mg/kg ww), dans la ferme marine de Bejaia, elle a atteint (0.80 mg/kg ww). Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis n'ont pas montré de différence significative entre les concentrations notées dans la chair des daurades de ces deux fermes piscicoles marines ($p > 0.05$).

Néanmoins, la moyenne des deux concentrations reste inférieure à celle rapportée en Algérie dans les régions d'Alger, Tizi Ouzou et Ain Temouchent où **Lounas et al. (2021)** avaient enregistré une concentration d'As dans la chair de la daurade d'élevage de 3.52 mg/kg ww(15). En mer Égée et en mer Ionienne (Grèce), **Kalantzi et al. (2016)** ont rapporté des teneurs de 2.99, 0.98 et 1.84 mg/kg ww, respectivement(234). Ces dernières valeurs sont également supérieures à la moyenne que nous avons rapportée.

Quant aux bars élevés dans la ferme piscicole marine de Chlef, la teneur moyenne notée dans la chair de cette espèce est de 0.39 mg/kg ww, cependant elle reste inférieure à celle rencontrée chez la daurade élevée dans la même ferme (0.88 mg/kg ww). Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair des bars et celle des daurades élevés dans la même ferme piscicole ($p < 0.05$).

Différentes teneurs ont été rapportées dans littératures, il y a celles qui sont plus élevées à celles que nous avons enregistré dans le bar dans cette étude, comme l'étude de **Kalantzi et al. (2016)** en Grèce qui a rapporté des valeurs de 1.06, 0.42, 1.05 et 0.94 mg/kg ww dans deux fermes situées en Mer Égée et deux autres en Mer Ionienne respectivement(234). **Rozic et al. (2014)**, ont également observé une teneur moyenne en As dans le bar et la daurade élevés en mer adriatique (Croatie) plus élevée (2.57 mg/kg ww)(238) que celle que nous avons noté dans cette étude (0.66 mg/kg ww).

Les résultats de la contamination de l'aliment des poissons par l'As suivent le même schéma que celui observé dans la chair des poissons avec un ordre de contamination (Tilapia rouge > daurade de Chlef > daurade de Bejaia > Tilapia gris > bar). Cette relation positive entre la contamination de l'aliment par l'As et sa concentration dans la chair des poissons suggère que l'origine de la contamination des poissons est d'origine alimentaire, d'autant plus que les concentrations d'As dans les eaux des zones d'élevage étaient très faibles.

Il est connu qu'en général, la concentration de l'arsenic est très élevée dans les poissons **(239)**. Sa forme inorganique est absorbée par les poissons avec l'eau et les aliments **(115)**, alors que sa forme organique (arsénobétaïne) l'est exclusivement à partir d'aliments. Cette dernière forme s'accumule à un rythme très élevée dans les tissus musculaires **(118)**, ce qui peut expliquer les teneurs élevées que nous avons enregistré dans la chair des poissons, surtout que nous avons incriminé les aliments distribués aux poissons comme étant à l'origine de la contamination par l'arsenic.

Dans cette étude, nous avons observé que la concentration d'arsenic dans la chair des poissons n'ayant pas encore atteint la taille marchande était supérieure (0.89 mg/kg ww) à celle dans la chair des poissons prêts à la consommation humaine (poissons ayant ou dépassants la taille marchande (0.72mg/kg ww). Cela suggère qu'il y a une corrélation négative entre la concentration d'arsenic dans la chair des poissons et leurs tailles. Il existe une différence statistiquement significative entre les deux groupes de poissons ($p < 0.05$).

Des recherches antérieures ont déjà montré une corrélation négative entre les concentrations des éléments métalliques dans les tissus des poissons et leur taille **(238)(240)**. Ceci serait dû au fait que la concentration en As dépend non seulement de la taille, mais aussi de plusieurs facteurs écologiques (saison, pH, température...) et individuels (sexe, cycle de vie...) **(241)**.

La corrélation négative entre la teneur en As et la taille du poisson est très probablement liée à l'activité métabolique élevée des jeunes poissons, qui est connue pour être un facteur important dans l'accumulation des oligo-éléments dans le poisson **(240)**.

9.2.2 Contamination des poissons par le Hg

Au sein de la même ferme piscicole marine à Chlef, nous avons observé que la teneur en mercure dans la chair des bars (0.08 mg/kg ww) était plus élevée que celle relevée dans la chair des daurades (0.053 mg/kg ww). Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair des bars et celle des daurades élevées dans la même ferme piscicole ($p < 0.05$).

En revanche, cette dernière (teneur du Hg dans la chair de des daurades) était plus élevée que celle mesurée dans la même espèce élevée dans la ferme piscicole marine de Béjaia (0.050 mg/kg ww). Les analyses statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis n'ont révélé aucune différence significative entre les concentrations de la chair de daurades observées dans les deux fermes piscicoles marines ($p > 0,05$).

De nombreuses études antérieures ont signalé des concentrations de mercure (Hg) dans la chair des bars d'élevage qui étaient inférieures à celles que nous avons observées. **Elisavet et al. (2019)** en Grèce ont rapporté une teneur de 0.047 mg/kg ww dans la chair des bars élevés en mer Égée et en mer de Crète (242). De plus, **Kalantzi et al. (2016)** ont documenté des valeurs de 0.07, 0.06, 0.06 et 0.06 mg/kg ww pour des bars élevés dans deux fermes en mer Égée et deux autres fermes en mer Ionienne, respectivement (234).

Les daurades d'élevage de notre étude, tout comme les bars, ont également présenté des teneurs en mercure (Hg) supérieures aux valeurs signalées par **Elisavet et al. (2019)** pour la mer Égée et la mer de Crète (0.029 mg/kg ww) (242). **Kalantzi et al. (2016)** ont observé des niveaux de Hg variables dans les daurades élevées dans différentes fermes de la mer Égée et de la mer Ionienne, en fonction du site de prélèvement. Dans certaines fermes, ces valeurs étaient inférieures aux nôtres (0.02 mg/kg ww, 0.04 mg/kg ww), tandis que dans d'autres, elles étaient plus élevées (0.1 mg/kg ww) (234).

La concentration moyenne enregistrée dans les daurades et les bars confondus (0.06 mg/kg ww) est inférieure à la teneur signalée par **Rozic et al. (2014)** dans la chair des daurades et des bars élevés en Mer Adriatique en Croatie (0.17 mg/kg ww) **(238)**. En revanche, celle rapportée par **CHOUBA et al. (2016)** pour les bars et les daurades élevés dans les fermes du Nord-Est de la Tunisie est similaire à la nôtre (0.059 mg/kg ww)**(243)**.

Dans les fermes continentales, le tilapia rouge de la ferme d'Alger a montré une teneur de Hg (0.07 mg/kg ww) plus élevée que celle observée dans le tilapia gris de la ferme de Ain Defla (0.02 mg/kg ww). Les testes statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair de ces deux espèces de poisson d'eau douce ($p < 0.05$).

La teneur enregistrée dans la chair de tilapia rouge dans notre étude est plus élevée que celle rapportée par **Simukoko et al. (2022)** en Zambie, qui ont enregistré des valeurs de 0.007 et 0.002 mg/kg ww dans deux fermes d'élevage différentes **(235)**. De même, les valeurs que **Cheung et al. (2008)** ont rapportées pour les tilapias élevés dans différentes fermes en Chine (Sanjiao, Guangzhoun, Shipai, Changan et Maipo) étaient de 0.02, 0.01, 0.03, 0.01 et 0.02 mg/kg ww, respectivement **(236)**. Cependant, la valeur signalée par **Hamada et al. (2018)** pour la chair des tilapias élevés en Égypte (0.94 mg/kg ww) est nettement plus élevée que nos résultats **(244)**.

Dans le cas du tilapia gris, les valeurs que nous avons enregistrées sont plus élevées que celles observées dans l'étude de **Simukoko et al. (2022)(235)**. Cependant, elles se sont également avérées inférieures ou similaires à celles observées dans d'autres régions du monde, comme cela a été rapporté pour les régions de Shipai, Sanjiao et Maipo en Chine par **Cheung et al. (2008)(236)**.

Les concentrations moyennes de Hg obtenues sont classées dans l'ordre décroissant comme suit : Bar élevé à Chlef > Tilapia rouge élevé à Alger > daurade élevée à Chlef > daurade élevée à Bejaia > Tilapia gris élevé à Ain Defla. Cela indique que les niveaux les plus élevés de Hg ont été observés dans les poissons élevés dans les deux fermes marines (0.06 mg/kg ww) par rapport aux deux fermes continentales (0.04 mg/kg ww).

Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont montré qu'il y avait une différence significative entre la concentration moyenne notée dans la chair des poissons élevés dans les fermes marines et celle notée dans la chair des poissons élevés dans les fermes continentales ($p < 0.05$).

Dans cette étude, il a été observé qu'il n'y avait aucune présence de mercure (Hg) dans les eaux de toutes les zones d'élevage examinées. De plus, le Hg était l'élément le moins présent dans l'alimentation des poissons. Cependant, le Hg était le deuxième élément le plus abondant dans la chair des poissons, après l'arsenic (As), avec des concentrations plus élevées notées dans les poissons prêts à la commercialisation et à la consommation (0.06 mg/kg ww) par rapport aux poissons qui n'avaient pas encore atteint la taille commerciale (0.04 mg/kg ww). Il existe une différence statistiquement significative entre les deux groupes de poissons ($p < 0.05$). Toutes ces données confirment que le mercure est un élément bioaccumulable dans la chair des poissons.

La variation des teneurs en mercure (Hg) dépend de plusieurs facteurs, notamment l'espèce considérée, sa capacité physiologique d'assimilation et d'excrétion, sa taille, et la durée d'exposition aux polluants(245). Les poissons ont tendance à accumuler la forme organique du mercure (MeHg) en raison de la forte affinité du MeHg pour les groupes thiols présents dans les protéines musculaires des poissons (246).

La question de savoir si les concentrations en mercure (Hg) que nous avons enregistrées sont dangereuses pour les poissons eux-mêmes est importante. Les niveaux élevés de Hg peuvent avoir des effets néfastes sur la santé des poissons. D'après **Simukoko et al.(2022)**, l'Union européenne a établi une norme de qualité environnementale (EQS) avec une valeur seuil de 0.02 mg/kg ww de mercure chez les poissons et dans l'environnement. Le fait que les niveaux moyens de Hg dans nos échantillons de poissons étaient similaires (tilapia gris) ou supérieurs (daurade, bar et tilapia rouge) à l'EQS suggère que le mercure peut potentiellement provoquer des effets néfastes chez les poissons (235).

9.2.3 Contamination des poissons par le Cd :

Une seule concentration moyenne quantifiable a été enregistrée et cela dans la chair du tilapia rouge élevé dans la ferme continentale d'Alger (0.001mg/kg ww). Toutes les autres espèces étudiées avaient des concentrations moyennes situées entre la limite de quantification et la limite de détection, qui étaient respectivement de l'ordre de 0.0002 mg/kg ww et 0.0007 mg/kg ww. Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis n'ont pas montré de différence significative entre les concentrations notées dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles étudiées ($p > 0.05$).

Par ailleurs, la teneur que nous avons rapportée dans la chair de tilapia rouge est plus élevée que celles enregistrées par **Simukoko et al. (2022)** dans deux fermes continentales en Zambie (0.0004 et 0.0008 mg/kg ww) (235). Cependant, elle s'est révélée moins élevée que celles enregistrées dans le tilapia d'élevage par de nombreux auteurs tels que **Ling et al. (2013)** à Taïwan (0.01 mg/kg ww) (237), **Hamada et al. (2018)** en Égypte (0.08 mg/kg ww) (244), **Taweel et al. (2011)** en Malaisie (0.0021 mg/kg ww) (247) et **Cheung et al. (2008)** dans quatre régions d'élevage en Chine (0.71, 0.25, 1.57, 0.43, 0.08 mg/kg ww) respectivement (236).

Dans d'autres espèces telles que le tilapia gris d'Ain Defla, les daurades, et les bars issus des fermes marines de Chlef et de Bejaia, les concentrations moyennes se situent dans la plage de détection et de quantification (0.0002-0.0007 mg/kg ww). Dans d'autres études, les niveaux de cadmium relevés dans ces mêmes espèces étaient soit similaires à ceux que nous avons enregistrés, comme le rapportent **Simukoko et al. (2022)** (235), soit nettement supérieurs à ceux signalés par **Ling et al. (2013)** (237), **Hamada et al. (2018)** (244), **Taweel et al. (2011)** (247) et **Cheung et al. (2008)** (236).

D'autres études ont également signalé des valeurs nettement supérieures à celles que nous avons observées, notamment en Algérie, **Lounas et al. (2021)** ont rapporté une valeur de 0.004 mg/kg ww pour les daurades élevées dans les régions d'Alger, de Tizi Ouzou et d'Ain Temouchent (15), De plus, **Elisavet et al. (2019)**, en Mer Égée et en Mer de Crète, en Grèce, ont noté des concentrations de Cd dans la chair des daurades et des bars respectivement de 0.002 mg/kg ww et 0.001 mg/kg ww (242).

Rozic et al. (2014) en Croatie ont observé des teneurs de 0.016 mg/kg ww dans les daurades et les bars élevés en Mer Adriatique **(238)**. De même, **Chouba et al. (2016)** ont relevé des concentrations de 0.036 mg/kg ww dans les fermes de daurades et de bars au nord-est de la Tunisie **(243)**.

Le Cd est l'élément le moins retrouvé dans les échantillons de cette étude et aucune différence significative n'a été observée dans les concentrations moyennes de Cd dans les fermes piscicoles continentales ou marines ou entre les poissons de différentes tailles (0.0002-0.0007 mg/kg ww) ($p < 0.05$).

Cette étude a révélé des concentrations très faibles de Cd. En revanche, des niveaux relativement élevés en Cd ont été observés dans l'alimentation de ces poissons. Cette disparité peut être attribuée au choix des tissus que nous avons analysés, car nous avons opté pour la chair du poisson comme matrice, tandis que les éléments métalliques ont tendance à s'accumuler davantage dans les organes et les viscères que dans les muscles **(248)**.

Nous avons choisi d'étudier la chair plutôt que les viscères en raison de sa nature comestible, ce qui la rend plus pertinente pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine liés à la consommation de poisson. De nombreuses études menées sur diverses espèces de poissons ont également suggéré que le muscle n'est pas un tissu actif dans l'accumulation des ETM **(249)**.

9.2.4 Contamination des poissons par le Pb:

Nous avons enregistré des concentrations de Pb très faibles dans la chair des poissons étudiés qui étaient inférieures, toutes en deçà de la limite de quantification (0.002 mg/kg ww) à l'exception des daurades élevées dans la ferme piscicole marine de Bejaia, qui présentaient une concentration de 0.004 mg/kg ww, et des tilapias rouges élevés dans la ferme piscicole continentale d'Alger, avec une concentration de 0.003 mg/kg ww. Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis n'ont pas montré de différence significative entre les concentrations notées dans la chair des poissons élevés dans les fermes piscicoles étudiées ($p > 0.05$).

Dans le cas du tilapia (gris et rouge), les concentrations que nous avons rapportées étaient relativement peu élevées par rapport à celles enregistrées dans le tilapia d'élevage par des études antérieures. **Simukoko et al. (2022)** en Zambie ont relevé des valeurs de 0.008 et 0.007 mg/kg ww (235), **Ling et al. (2013)** à Taïwan ont rapporté une valeur de 0.14 mg/kg ww (237), **Hamada et al. (2018)** en Égypte ont noté une valeur de 0.29 mg/kg ww (244), tandis que **Taweel et al. (2011)** en Malaisie ont enregistré une valeur de 0.023 mg/kg ww (247). Il est important de noter que les valeurs que nous avons obtenues demeurent nettement inférieures à celles rapportées par **Cheung et al. (2008)** en Chine, dans cinq régions différentes, avec des concentrations allant de 2.15 à 7.74 mg/kg ww (236).

Dans le cas de la daurade, la concentration de Pb relevée dans la ferme marine de Bejaia (0.004 mg/kg ww) s'est avérée plus élevée que celle notée dans la ferme marine de Chlef explorée dans la même étude (0.0006-0.002 mg/kg ww), et également plus élevée que celle rapportée par **Lounas et al. (2021)** pour les daurades élevées dans les régions d'Alger, Tizi Ouzou et Ain Temouchent en Algérie (0.0027 mg/kg ww) (15). Dans des études antérieures portant sur la contamination des daurades par le Pb, les résultats varient. Certaines études, comme celle de **Kalantzi et al. (2016)**, ont documenté des concentrations inférieures à la limite de détection (234), tandis que d'autres, comme **Elisavet et al. (2019)**, ont signalé des concentrations plus élevées, atteignant 0.058 mg/kg ww (242).

La concentration moyenne de Pb dans la chair des bars de la ferme piscicole marine de Chlef (0.0006-0.002 mg/kg ww) est inférieure aux valeurs rapportées dans plusieurs études similaires. Par exemple, **Elisavet et al. (2019)** en Grèce, (0.056 mg/kg ww) (242). De plus, la concentration moyenne de Pb dans la chair des daurades et des bars que nous avons mesurée ensemble (0.0024 mg/kg ww) est faible par rapport à ce qui a été rapporté dans d'autres études. **Rozic et al. (2014)** ont relevé une valeur de 0.143 mg/kg ww dans une ferme piscicole en Mer Adriatique en Croatie (238), tandis que **Chouba et al. (2016)** ont enregistré une valeur de 0.05 mg/kg ww dans quatre fermes piscicoles implantées au nord-est de la Tunisie (243).

En examinant nos résultats concernant la contamination par le plomb (Pb), nous avons remarqué que les niveaux de contamination étaient assez élevés dans l'alimentation des poissons. Cependant, le Pb est faiblement retrouvé dans la chair des poissons, et aucune différence significative n'a été observée dans les concentrations moyennes de Pb entre les poissons provenant de fermes piscicoles continentales ou marines, ni entre les poissons de différentes tailles. Cette disparité semble découler des mêmes origines et des mêmes facteurs d'influence que ceux mentionnés précédemment pour le cadmium (Cd).

Une étude menée par **Latif et al. (2022)** a signalé des niveaux de Pb plus faibles dans les tissus musculaires par rapport aux branchies, au foie et à l'intestin **(250)**. De manière similaire, l'étude **d'Ishak et al. (2020)** a révélé que les niveaux les plus élevés de Pb et de Cd étaient présents dans les branchies et les os, tandis que les concentrations les plus basses étaient observées dans les tissus musculaires **(251)**.

9.3 Contamination des aliments de poissons par l'As, Hg, Cd et Pb

Bien qu'il existe trois méthodes distinctes de production piscicole en fonction du type d'aliment utilisé, à savoir le système extensif où les poissons se nourrissent exclusivement d'aliments naturels, le système semi-intensif où les éleveurs ajoutent des compléments alimentaires enrichis en éléments essentiels aux aliments naturels. Dans le cas de cette étude, les poissons sont élevés en système intensif. Ce mode d'élevage repose entièrement sur la distribution régulière d'un aliment complet composé d'une sélection précise d'ingrédients visant à fournir tous les nutriments essentiels pour favoriser la croissance optimale des poissons. Ces aliments doivent être formulés pour être facilement absorbés et digérés par les poissons. La fabrication de ce type d'aliment sur place peut être très complexe et généralement coûteuse lors de l'achat **(19)**.

Dans cette étude, nous avons observé des concentrations relativement élevées en éléments traces métalliques (ETM) dans l'alimentation des poissons, avec l'arsenic (As) étant l'élément le plus fréquemment détecté. Les niveaux enregistrés pour le tilapia rouge, la daurade, le tilapia gris et le bar étaient respectivement les suivants : (As : 1.73, 0.85, 0.83 et 0.8) (Pb : 0.33, 0.85, 0.18 et 0.25) (Cd : 0.48, 0.16, 0.26 et 0.18) (Hg : 0.09, 0.04, 0.03 et 0.03) mg/kg de poids brut.

Les tests statistiques de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis n'ont pas montré de différence significative entre les concentrations notées dans les différents aliments des poissons étudiés ($p > 0.05$).

L'étude menée par **Kalantzi et al. (2016)**, portant sur l'alimentation des daurades et des bars élevés dans trois fermes piscicoles en Grèce, a révélé un schéma similaire de contamination par les ETM, avec une prédominance de l'arsenic suivi du plomb, du cadmium, et du mercure, ce qui est en accord avec nos résultats (As>Pb> Cd>Hg) (234).

Les concentrations relativement élevées que nous avons enregistrées dans l'alimentation des poissons peuvent être attribuées aux matières premières utilisées dans la fabrication de ces aliments composés. Les farines et les huiles de poisson ont été les principaux ingrédients utilisés dans la formulation de ces aliments destinés à l'aquaculture. Ces matières premières sont riches en nutriments essentiels pour répondre aux besoins nutritionnels des espèces aquatiques. Cependant, il est important de noter qu'elles contiennent également des éléments toxiques, notamment les ETM, qui sont nuisibles et dépourvus de tout rôle bénéfique pour les organismes vivants (252).

9.4 Contamination des eaux des zones d'élevage par les ETM

Nous avons prélevé et analysé cinq échantillons des eaux de surface dans chaque ferme piscicole étudiée. Toutes les concentrations moyennes observées d'As, Hg, Cd et Pb étaient inférieures à la limite de quantification et même inférieure à la limite de détection, à l'exception de l'As dans les fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef où les concentrations étaient de 0.111 ± 0.03 mg/kg et 0.084 ± 0.05 mg/kg respectivement. L'étude d'Avigliano *et al.* (2015) menée dans cinq régions d'Argentine, où les concentrations d'arsenic (de 3,9 à $367 \mu\text{g/L}$), de mercure (de 0,07 à $0,63 \mu\text{g/L}$), de cadmium (de 0,17 à $1,0 \mu\text{g/L}$) et de plomb (de 0,9 à $8,22 \mu\text{g/L}$) (253) étaient plus faibles que celles signalées dans notre étude.

Ces résultats pourraient être attribués à la localisation des fermes continentales, qui sont implantées dans des zones éloignées des sources de pollution d'origine anthropique et naturelle. En revanche, les fermes marines se trouvent dans la mer Méditerranée, qui est considérée comme l'une des mers les plus polluées au monde en raison du trafic maritime intensif et des incidents pétroliers (254).

De plus, les côtes Algériennes ont été identifiées comme parmi les plus polluées de la Méditerranée, en raison de la présence d'industries déversant d'importantes quantités de produits chimiques dans la mer (254). Toutefois, il est important de noter que les éléments traces métalliques peuvent être concentrés dans d'autres compartiments aquatiques, tels que les sédiments (50).

Les ETM (Cd, Pb, Hg, As) ont été identifiés comme des substances dangereuses prioritaires en raison de leurs risques potentiels pour la santé humaine. Ils sont soumis à une norme de rejet zéro dans les eaux souterraines (52) (53). La distribution des ETM dans l'environnement aquatique est régulée par des processus physiques, chimiques et/ou biologiques (48). Les ETM sont susceptibles d'être absorbés par les plantes et les animaux aquatiques, et leur accumulation dans les organismes peut atteindre des concentrations qui menacent la survie de ces espèces aquatiques, tout en présentant des risques pour les consommateurs de ces produits (51).

9.5 Évaluation de risque toxicologique pour le consommateur

Afin d'évaluer le risque toxicologique des concentrations d'ETM enregistrées dans notre étude, nous nous sommes référés aux réglementations Algérienne et Européenne, qui ont établi les seuils d'acceptabilité des éléments traces métalliques dans les denrées alimentaires. Pour les espèces étudiées, les seuils sont les suivants : 0.5 mg/kg (ww) pour le mercure (Hg), 0.05 mg/kg pour le cadmium (Cd) et 0.3 mg/kg pour le plomb (Pb) **(125) (126) (127)**.

Étant donné que l'arsenic (As) n'est pas pris en compte par les réglementations Européennes et Algériennes, nous nous sommes référés à la réglementation Australienne et Néo-Zélandaise, qui ont établi un seuil réglementaire de 2 mg/kg (ww) pour l'arsenic dans les espèces étudiées **(128)**.

Cette démarche nous a permis de comparer les niveaux de contamination en ETM que nous avons enregistrés avec les seuils réglementaires établis, afin d'évaluer la conformité de nos résultats par rapport aux normes de sécurité alimentaire.

Certes, les concentrations enregistrées dans cette étude sont inférieures aux seuils réglementaires établis pour les espèces de poissons examinées. Néanmoins, les ETM ne sont pas biodégradables et s'accumulent à long terme dans les organismes aquatiques en tant que source de contamination potentielle pour l'alimentation humaine, ces poissons pourraient entraîner des effets nocifs sur la santé publique à court et/ou à long terme. C'est pourquoi nous avons jugé nécessaire d'effectuer une évaluation du risque toxicologique lié à la consommation de ces poissons dans notre pays.

9.5.1 Estimation DJE/DHE liées aux ETM via la consommation des poissons sélectionnés

Nous avons estimé les DJE et DHE de l'arsenic total dans toutes les espèces de poissons sélectionnées dans cette étude et nous avons constaté qu'elles sont toutes inférieures aux doses hebdomadaires tolérables provisoires (DHTP) fixées par le comité mixte FAO-OMS d'expert des additifs alimentaires (JECFA) à 15µg/kg de poids corporel /semaine(226).

Cependant, les DHE enregistrées pour le tilapia rouge et gris (1.75 et 0.45 µg/kg /poids corporel/semaine, respectivement) sont plus élevées que celles notées par **Simukoko et al. (2021)** dans les fermes d'élevage de tilapia en Zambie (0.13et 0.08µg/kg /poids corporel/semaine) (235).Aussi, les DHE enregistrées dans la daurade (0.95 µg/kg /poids corporel/ semaine) sont supérieures à celles estimée par **Louneset al. (2021)** dans les fermes d'élevage des daurades à Alger, Tizi Ouzou et Ain Temouchent (10% de l'arsenic total = arsenic inorganique = 0.238 µg/kg /poids corporel/ semaine) (15).

Concernant le Hg, toutes les valeurs enregistrées (DJE/DHE) dans cette étude sont également inférieures aux DHTP fixés par JECFA (5 µg/kg de poids corporel /semaine pour mercure)(226). Cependant, celles notées dans le tilapia rouge (0.08µg/kg /poids corporel/ semaine) sont plus élevées que les DHE estimées par **Simukoko et al (2021)** en Zambie (0.02 et 0.0067µg/kg /poids corporel/semaine, respectivement). pour le tilapia gris (0.02µg/kg /poids corporel/ semaine) les DHE sont similaires(235).

Les DHE du Cd , comme pour les ETM précédents sont inférieures aux doses hebdomadaires tolérables provisoires fixées par l'autorité Européenne de sécurité des aliments (EFSA) : 2.5µg/kg de poids corporel /semaine pour le cadmium (255) et par le comité mixte FAO-OMS d'expert des additifs alimentaires (JECFA) 25 µg/kg de poids corporel /semaine pour cadmium (226).

Dans le tilapia gris, **Simukoko et al. (2021)** ont rapporté des valeurs plus élevées que celles que nous avons notées (2.48×10^{-3} et 1.1×10^{-3} VS 5×10^{-4} $\mu\text{g/kg}$ /poids corporel/ semaine). Cependant, la DHE estimée pour le tilapia rouge (2×10^{-3} $\mu\text{g/kg}$ /poids corporel/ semaine) était supérieure à celle enregistrée dans la même étude(235). En Algérie et pour la daurade, **Lounes et al. (2021)** ont rapporté une valeur plus élevées que celle nous avons notée (2.7×10^{-3} VS 5×10^{-4} /kg /poids corporel/ semaine)(15).

Toutes les DHE enregistrées pour le Pb, dans les différentes espèces de poissons étudiées sont inférieures aux DHTP fixés par JECFA: $5 \mu\text{g/kg}$ de poids corporel /semaine pour le plomb (226). Néanmoins, pour le tilapia rouge et le tilapia gris (0.003 et $0.002 \mu\text{g/kg}$ /poids corporel/ semaine, respectivement) , les valeurs observées étaient inférieures aux DHE estimées par **Simukoko et al. (2021)** dans 2 fermes d'élevage de tilapia en Zambie (0.024 et $0.020 \mu\text{g/kg}$ /poids corporel/semaine, respectivement) (235).

Concernant la valeur de DHE notée pour la daurade, cette dernière était supérieure à la DHE estimée par **Lounes et al. (2021)** en Algérie ($1.82 \times 10^{-3} \mu\text{g/kg}$ /poids corporel/ semaine)(15).

A travers cette étude, nous avons pu observer des doses journalières et hebdomadaires d'exposition relativement faibles aux éléments toxiques arsenic (As), mercure (Hg), cadmium (Cd) et plomb (Pb) à travers la consommation de poissons tels que la daurade, le bar, le tilapia gris et le tilapia rouge, produits par la pisciculture Algérienne dans les sites investigués.

Les résultats obtenus démontrent que les DJE/DHE se situent en deçà des doses hebdomadaires tolérables provisoires établies par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) et le Comité mixte FAO-OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA). En conséquence, il apparaît que les consommateurs de ces produits en Algérie ne sont pas exposés au risque d'intoxication par les éléments métalliques étudiés.

Cette relation entre DJE/DHE et la concentration des ETM dans les parties comestibles des poissons justifie les variations observées en fonction des concentrations d'ETM enregistrées dans cette étude. De plus, elle est corrélée au taux de consommation de ces produits. Il est important de noter que la faible consommation des produits de la pêche en général, et des poissons en particulier, au sein de la population Algérienne a joué un rôle significatif dans la réduction du risque d'exposition aux ETM, même lorsque ces éléments étaient présents à des concentrations relativement faibles dans ces denrées alimentaires. Il est essentiel de souligner que les individus qui consomment davantage de poissons seraient potentiellement davantage exposés aux risques associés aux ETM.

9.5.2 Estimation du quotient de danger (THQ) et de l'indice de danger (HI)

Les résultats du calcul du quotient de danger et de l'indice de danger ont montré des taux inférieurs à 1, cela indique que la consommation des daurades, bars, tilapia gris et le tilapia rouge produits par la pisciculture Algérienne dans les sites investigués ne présente aucun risque toxique non cancérigène pour les consommateurs Algériens. Même en présence de niveaux relativement élevés en As dans certains échantillons puisque, il est bien connu que l'As peut être présent dans les poisson sous plusieurs formes, soit par sa forme inorganique toxique (As III et As V), soit par sa forme non toxique, l'Arsenobétaine qui est la plus abondante dans le tissu musculaire des poissons (256).

Des études antérieures concordent avec nos résultats d'évaluation de risque, à titre d'exemple, l'étude menée par **Simukoko et al. (2021)** qui avaient mis en évidence que la consommation de tilapia élevé dans deux fermes piscicoles en Zambie ne présentait aucun risque toxique non cancérigène pour la population puisque les valeurs de THQ pour l'As, Hg, Cd et Pb ainsi que le HI étaient inférieures à 1 (235). De même l'étude de **Lounes et al. (2021)** avait démontré que la consommation des daurades d'élevage commercialisé à Alger, Tizi Ouzou et Ain Temouchent ne présentait aucun risque sanitaire non cancérigène pour la population avec des THQ pour l'As, Cd et Pb et le HI inférieures à 1 (15).

9.5.3 Estimation du risque cancérigène (CR)

L'évaluation du risque cancérigène (CR) et du risque cancérigène total (TCR) liés à la consommation des poissons étudiés a révélé des niveaux de CR et de TCR dépassant légèrement les seuils d'acceptabilité de 10^{-4} pour l'As dans le tilapia rouge ($CR \approx TCR \approx 3.76 \times 10^{-4}$) et les daurades ($CR \approx TCR \approx 2.03 \times 10^{-4}$).

Ces valeurs enregistrées suggèrent un risque potentiel de développement de cancer au cours de la vie des individus consommant ces poissons. Il est important de noter qu'une exposition dépassant des valeurs toxicologiques de référence ne garantit pas nécessairement la survenue d'effets négatifs significatifs, étant donné que ces valeurs sont établies sur la base de l'exposition chronique à l'As total qui incorpore en grande partie de l'arsenic organique non toxique **(190)**.

Cependant, les niveaux de CR liés à l'As résultant de la consommation de bars (0.95×10^{-4}) et du tilapia gris (0.96×10^{-4}) sont compris dans l'intervalle d'acceptabilité ($10^{-4} - 10^{-6}$).

Quant aux valeurs d'estimation des CR et TCR liés au cadmium (Cd) et au plomb (Pb) via la consommation de toutes les espèces de poissons considérées dans cette étude, elles sont négligeables où se situent dans la plage d'acceptabilité ($CR < 10^{-4}$). Ces observations indiquent une absence de risque ou un risque négligeable de développer un cancer au cours de la vie d'un individu consommant ces poissons.

Les résultats de notre étude concordent avec ceux de l'étude menée par **Lounes *et al.*(2021)**, concernant l'évaluation du risque cancérigène associé à la consommation de daurades élevées à Bejaia et à Chlef. Dans leur recherche, ils ont rapporté des valeurs de CR liées à l'As, Cd et Pb via la consommation de daurades d'élevage commercialisées à Alger, Tizi Ouzou et Ain Temouchent, soit 2.55×10^{-4} , 1.22×10^{-5} , 1.11×10^{-8} respectivement **(15)**. Ces auteurs ont noté que les résultats de CR liés à l'arsenic dépassaient le seuil d'acceptabilité (10^{-4}) tandis que le risque cancérigène associé au cadmium et au plomb via la consommation de ces poissons était négligeable.

**CONCLUSION,
RECOMMENDATIONS ET
PERSPECTIVES**

Au cours de la présente étude, nous avons procédé au dosage de l'arsenic, du mercure, du cadmium et du plomb dans la chair des daurades, des bars, du tilapia gris et du tilapia rouge provenant de quatre fermes piscicoles Algériennes, ainsi que dans les aliments et les eaux d'élevage. Ces analyses ont été réalisées au moyen de la spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS) après une minéralisation humide dans un micro-ondes.

L'élément le plus fréquemment détecté dans nos échantillons était l'arsenic. Les concentrations moyennes enregistrées dans la chair de tilapia rouge, de daurade, de tilapia gris et de bar étaient respectivement de 1.56, 0.84, 0.42, 0.39 mg/kg de poids frais pour l'arsenic, suivi du mercure avec 0.07, 0.05, 0.02, 0.08 mg/kg de poids frais. Cependant, nous avons observé des niveaux de contamination très faibles en cadmium et en plomb, qui dans la majorité des cas, ne dépassaient pas la limite de quantification. Par conséquent, nos résultats étaient inférieurs aux seuils limites réglementaires.

Dans les aliments destinés aux poissons, des niveaux relativement élevés de tous les contaminants mentionnés précédemment ont été observés, avec l'arsenic étant l'élément le plus abondant et le mercure le moins présent. En revanche, contrairement aux eaux des zones d'élevage, les concentrations d'As, Hg, Cd et Pb étaient généralement très faibles, se situant souvent en deçà des limites de quantification. Il convient de noter une exception concernant l'As dans les fermes piscicoles marines de Bejaia et Chlef, où des concentrations de 0.111 mg/kg et 0.084 mg/kg ont été enregistrées respectivement.

L'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de ces contaminants dans les poissons a été effectuée par l'estimation des DJE/DHE, THQ, HI et CR. Ces paramètres ont révélé que la consommation de ces poissons ne semble pas entraîner d'effets nocifs non cancérogènes sur l'homme. Néanmoins, un risque probable de développer un cancer au cours de la vie d'un individu en raison du fait que le CR associé à l'arsenic dépasse le seuil d'acceptabilité via la consommation de tilapia rouge et de daurade.

Cette étude a mis en lumière la contamination par l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb) dans des espèces de poissons provenant de sites d'élevage qui n'avaient jamais été étudiés auparavant. En présence d'un risque cancérogène probable pour les consommateurs, nous pouvons proposer certaines recommandations visant à prévenir ce danger pour la santé humaine et animale :

- Mise en place d'équipes de personnel qualifié pour effectuer des analyses régulières sur les poissons, leur alimentation, l'eau et les sédiments marins.
- Contrôle de l'élimination des déchets anthropiques et installation d'unités de traitement des eaux usées.
- Réduction de l'utilisation d'aliments à base de farines et d'huiles de poisson au profit de nouvelles matières premières d'origine végétale.
- Mettre en place d'un contrôle rigoureux sur les aliments importés, ainsi que sur tous les autres intrants nécessaires à la pisciculture, en particulier en ce qui concerne les risques chimiques, notamment les éléments traces métalliques toxiques.
- Évaluation régulière du risque sanitaire lié à l'exposition aux ETM via la consommation des poissons d'élevage et prise de mesures correctives immédiates en cas de non-conformité.
- Surveillance continue pour éliminer rapidement la source de contamination et éviter des pertes considérables.
- Dans le cas de cette étude, un changement d'alimentation par un autre non contaminé est fortement recommandé.
- En cas de pollution de l'eau de mer dans la zone d'exploitation avant le début du cycle d'élevage, procéder au changement de l'emplacement de la ferme piscicole vers une zone propre et éloignée de toute source de contamination.
- Remplacer la tuyauterie par un système approprié en cas de contamination de l'eau des fermes continentales par le plomb.
- Préserver la santé publique en cas de contamination grave par la mise en quarantaine de la zone d'élevage, interdire la commercialisation, saisir et détruire les poissons contaminés.

Il serait instructif de conduire une étude de spéciation de l'arsenic. Dans la présente étude, nous avons observé des niveaux relativement élevés d'arsenic total dans certains échantillons. Cependant, il est important de noter que l'arsenic peut se présenter dans les poissons sous différentes formes, soit sous sa forme inorganique toxique (As III et As V), soit sous une forme non toxique (l'arsénobétaïne). Par conséquent, il est essentiel de poursuivre l'étude en réalisant des analyses de spéciation de l'arsenic afin de déterminer les différentes formes chimiques présentes, ce qui permettra d'évaluer de manière plus précise les risques toxicologiques et cancérigènes associés à l'arsenic inorganique plutôt qu'à l'arsenic total.

Bibliographie

1. Olmedo. P., Pla. A., Hernández. A.F., Barbier. F., Ayouni. L., Gil. F., 2013. Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environment International*. 59, 63–72.
2. FAO., 2015. Organisation des Nations Unies pour l’Alimentation et l’Agriculture. Aquaculture. 978-92-5-208143-2 ., (version imprimée) E-ISBN 978-92-5-208144-9 ., (PDF): <http://www.fao.org/3/a-i3587f.pdf>.
3. Mersaud. O., 2005. La méditerranée malade de la pollution. *Revue de presse* du 18 avril 2005 .El watan.
4. Bensahla Talet. L., 2001. Contamination du rouget de vase (*Mullus barbatus*L,1758) par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu et Zn) pêché dans la baie d’Arzew. Mémoire de magister. Université d’Oran,105P.
5. Goeury. D., 2014. La pollution marine. Woessner Raymond (dir.), Mers et océans, Paris : Atlante, Clefs concours. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01091818/document>.
6. Chen. Celia. Y., Stemberger. Richard. S., Klaue. Bjorn., Blum. Joel. D., Pickhardt. Paul. C., Folt. Carol. L., 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnology and Oceanography*. 1525-1536., Volume45, Issue7. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.7.1525> .
7. Chahid. A., Hilali. M., Benlhachimi. A., Bouzid. T., 2014. Contents of cadmium, mercury and lead in fish from the Atlantic sea (Morocco) determined by atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*. 147, 357–360.
8. Smouni. A., Ater. M., Auguy. F., Laplaze. L., El mzibri. M., Berhada. F., Filali maltouf. A., Dumas. P., 2010. Evaluation de la contamination par les éléments traces métalliques dans une zone minière du Maroc oriental. *Cahiers Agricultures, EDP Sciences*; 19 : 273-9. DOI: 10.1684/agr.0413. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01219555/document>.
9. U.S.E.P.A (United States Environmental Protection Agency)., 2000. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Vol 2, Risk assessment and fish consumption limits (3rd ed.). U.S.E.P.A, Washington, DC,Office of Science and Technology and Office of Water, (EPA/823/B-97/009). Office of Sci <https://www.epa.gov/fish-tech/guidance-assessing-chemical-contaminant-data-use-fish-advisories-documents>.
10. Ciutat. A., 2003. Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - approches expérimentales. Thèse de doctorat en science. Université de Bordeaux I. 437p.
11. Dauguet. S., Denaix. L., Nguyen. C., Royer. E., Levasseur. P., Potin-Gautier. M., Lespes. G., Parat. C., Hérault. J., Coudure. R., Chéry. P., Devert. M., Robert. N., Pouech. P., 2011. Mesure des flux d’éléments traces (Pb, Cd, As, Cu, Zn) dans les sols, végétaux, porcs et lisiers des exploitations porcines du Sud-Ouest. *Innovations Agronomiques* 17 , 175-190. <https://www6.inrae.fr/ciag/content/download/3731/35925/file/Vol17-13-Dauget.pdf>.
12. Klinghardt. D ., Patricia. K., 1998. Les métaux lourds et leurs effets sur la santé. In Conférence à l’école Polytechnique de Zurich.vol.14 (le 14 mai 1998). <http://www.sevaonline.com/Conf-ama.pdf>.
13. Mehoul. F., Bouayad. L., Berber. A., Van Hauteqhem. I., Van de Wiele. M., 2019. Risk assessment of mercury and methyl mercury intake via sardine and swordfish consumption in Algeria. *J HELLENIC VET MED SOC* 2019, 70(3).
14. Mehoul. F., Bouayad. L., Berber. A., Van Hauteqhem. I., Vande Wiele. M., 2019. Analysis and risk assessment of arsenic, cadmium and lead in two fish species (*Sardina pilchardus* and *Xiphias gladius*) from Algerian coastal water. *Food Additives & Contaminants: Part A*, DOI: 10.1080/19440049.2019.1634840.
15. Lounas. R., Kasmi. H., Chernai. S., Amarni. N., Ghebriout. L., Hamdi. B., 2021. Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-021-12864-3. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12864-3>.

16. Harvey. B., Soto. D., Carolsfeld. J., Beveridge. M., Bartley. D., 2017. Planning for aquaculture diversification: the importance of climate change and other drivers, in: FAO Technical Workshop, 23–25 June 2016, FAO Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 47, Rome, p. 166.
17. FAO., 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. FAO, Rome. <https://doi.org/10.1126/science.aaw5824>.
18. Gentry. R.R., Froehlich. H.E., Grimm. D., Kareiva. P., Parke. M., Rust. M., Gaines. S.D., Halpern. B.S., 2017. Mapping the global potential for marine aquaculture. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 1317–1324. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0257-9>.
19. FAO., 2022. Nourriture et alimentation des poissons. https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6709f/x6709f10.htm.
20. Refes. W., Semahi. N., Boulahdid. M., 2010. Diversité et biogéographie de l'ichtyofaune orientale de la côte algérienne. *Journal Sciences Halieutiques Aquatiques*, 3 : 54-66.
21. Fischer. W., Bauchot M.L., Schneider. M., 1987. Fiches d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire. Ed. F.A.O. Rome, 2 : 761 1530.
22. Bauchot M.L., Hureau J.C., 1990. Sparidae. In: CheckList of the Fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA), Vol. 2 (Quéro J.C., Hureau J.C., Karrer C., Post A. & Saldanha L., eds.), Lisbon: JNICT; Paris: SEI & UNESCO, pp. 790-812.
23. Lloris. D., 2005. A world overview of species of interest to fisheries. Chapter: *Sparus aurata*. Retrieved on 8 July from www.fao.org/figis/servlet/species?fid=2384. 3p. FIGIS Species Fact Sheets. Species Identification and Data Programme-SIDP, FAO-FIGIS. 2005.
24. Ferra. C., 2008. « Aquaculture ». Edition VUIBERT, Paris, (2008), 1264 p. <https://www.eyrolles.com/Sciences/Livre/aquaculture-9782711771912/>.
25. Réglementation Algérienne, 2020 .Décret exécutif n° 20-266 du 4 Safar 1442 correspondant au 22 septembre 2020 modifiant et complétant le décret exécutif n° 04-86 du 26 Moharram 1425 correspondant au 18 mars 2004 fixant les tailles minimales marchandes des ressources biologiques. JORADP N°57. <https://www.commerce.gov.dz/fr/reglementation/decret-executif-n-deg-20-266-du-22-septembre-2020-jo-n-deg-57-du-27-septembre-2020>.
26. Fritsch. M., 2005. Traits Biologiques et Exploitation du Bar commun *Dicentrarchus labrax* (L.) dans les Pêcheries Françaises de la Manche et du Golfe de Gascogne. these de doctorat. 'UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE. option : OCÉANOLOGIE BIOLOGIQUE. p9.
27. FAO., 2009. *Dicentrarchus labrax*. In Cultured aquatic species fact sheets. Text by Bagni, M. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New. CD-ROM (multilingual). [https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/I1129m/file/fr/fr_europeanseabass.htm#:~:text=Le%20bar%20Europ%C3%A9en%20\(Dicentrarchus%20labrax,la%20r%C3%A9gion%20de%20la%20M%C3%A9diterran%C3%A9e](https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/I1129m/file/fr/fr_europeanseabass.htm#:~:text=Le%20bar%20Europ%C3%A9en%20(Dicentrarchus%20labrax,la%20r%C3%A9gion%20de%20la%20M%C3%A9diterran%C3%A9e).
28. Pérez-Ruzafa. A., Marcos. C., 2014. Ecology and distribution of *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758) dans Biology of European sea bass. (Vázquez, F., & Muñoz-Cueto, J., Ed.). I.S.B.N.: 1466599456.
29. EUMOFA., 2019. Etude de cas: le bar dans l'UE. EUMOFA, Observatoire Européen du Marché des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture. doi: 10.2771/360372.
30. Dergal.N.B., 2015. Evaluation ds systèmes de manegement de la sécurité et de qualité de l'aquaculture du Tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) dans l'ouest Algerien. Thèse de doctorat en cotutelle. Université d'Oran et université de Liège. 11p.
31. Paugy. D., Leveque. C., Teugels. G., 2004. Faune des poissons d'eau douce et saumâtre d'Afrique de l'Ouest (2nd ed.). Paris, France: Faune et flore tropicales.

32. Derouiche. E., Azaza. M. S., Kraiem. M., 2009. Essai d'acclimatation du Tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus* dans la retenue de barrage de Lebna (Cap bon, Tunisie). Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô, 39, 87-92. www.instm.agrinet.tn/images/Bulltin/Bull.2009/9%20emna.doc.
33. Lazard. J., 2009. La pisciculture des tilapias. Cahiers Agricultures, 18(2-3): 393–401.<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cps idt=21713651>.
34. Ipungu. L., Ngoy. K., Banze. K., Lumfwa. K., Kafund. M., 2015. L'étude de la croissance de *Oreochromis niloticus* par la fertilisation des étangs : Le cas de la ferme Naviundu Lubumbashi. Journal of Applied Biosciences, 91: 8503–8510. [Http://dx.doi.org/10.4314/jab.v91i1.3](http://dx.doi.org/10.4314/jab.v91i1.3).
35. Fitzsimmons. K., 2000. Tilapia: The most important aquaculture species of the 21st century. In Fifth International Symposium on Tilapia Aquaculture. Rio de Janeiro; 3–8.
36. Miquel. G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). Rapport Sénat n°261: 360. <http://www.senat.fr/rap/100-261/100-2611.pdf>.
37. Gouzy. A., Ducos. G., 2014. La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement. Air pur, 2008, pp.6-10. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. HAL Id: ineris-00961930. <https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00961930>.
38. Kucuksezgin. F., Kontas. A., Altay. O., Uluturhan. E., Darilmaz. E., 2006. Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. Environment International 32: 41-51.
39. Ali. H., Khan. E., Ilahi. I., 2019. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. Journal of Chemistry. 14p , Article ID :6730305. Volume 2019 | <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.
40. Du Laing. G., Meersa. E., Dewispelaerea. M., Vandecasteeleb. V., Rinklebec. J., 2009. Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. Science of the environment. 407, 2919-2930.
41. Olawoyin. R., Oyewole. S.A., Grayson. R.L., 2012. Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta. Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 85, pp. 120–130. PMID: 22921257 . DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.08.004.
42. Dauguet. S., Denaix. L., Nguyen. C., Royer. E., Levasseur. P., Potin-Gautier. M., Lespes. G., Parat. C., Héroult. J., Coudure. R., Chéry. P., Devert. M., Robert. N. et Pouech. P., 2011. Mesure des flux d'éléments traces (Pb, Cd, As, Cu, Zn) dans les sols, végétaux, porcs et lisiers des exploitations porcines du Sud-Ouest. *Innovations Agronomiques* 17 , 175-190. <https://www6.inrae.fr/ciag/content/download/3731/35925/file/Vol17-13-Dauget.pdf>.
43. Chiffolleau. J. F., Claisse. D., Cossa. D., Ficht. A., Gonzalez. J. L., Guyot. T., Michel. P., Miramand. P., Oger. C., Petit. F., 2001. La contamination métallique. Programme Seine Aval, fascicule n°8, Editions Ifremer, Plouzané (France). ISBN 2-84433-028-2, 39 p.
44. Lacoue-Labarthe. T., 2007. Incorporation des métaux dans les œufs de la seiche commune *Sepia officinalis* et effets potentiels sur les fonctions digestives et immunitaires. Physiologie [q-bio.TO]. Université La Rochelle, 2007. Français. tel-00339245. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00339245/document>.
45. Garret Robert. G., 2000. Natural sources of metals to the environment. Human and Ecological Risk Assessment, 6, 945-963. <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>.
46. Bélanger. D., 2009. Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement. maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale. Université de Sherbrooke. Canada.
47. Berthelin J. Bourrelrier PH. 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences. Rappel n°42. Technique et documentation.

48. Bonnet. C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse en Toxicologie de l'Environnement. Université Paul Verlaine-Metz, 326 p.
49. Ramaroson. J., 2008. Calcination des sédiments de dragage contaminés. Etudes des propriétés physico-chimiques. Thèse de doctorat. Université de Lyon. INSA de Lyon, 182p.
50. Tessier. E., 2012. Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat en science. Université de Toulon, 292p.
51. JICA., MATE., ONEDD., 2008. Compte rendu du séminaire Conjoint Algérie Japon pour une gestion efficace de l'Environnement. Agence Japonaise de Coopération internationale (JICA), Ministère de l'Amenagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) . Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) . Alger, du 21 au 22 avril 2008, 102 p.
52. Décision N° 2455/2001/Ce du Parlement Européen Et Du Conseil du 20 novembre 2001. Etablissant la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE. Journal officiel des Communautés européennes du 15/12/2001.
53. Bourrelrier. P.H., Berthelin. J., 1999. Contamination des sols par les éléments en traces: Les risques et leur gestion. Rapport de l'Académie des sciences N° 42. Editions Tec et Doc - Lavoisier. Paris. France.
54. Ortiz Heredia. R., 2014. Modélisation toxico-cinétique du benzo(a)pyrène et 3- hydroxybenzo(a)pyrène pour l'interprétation des données de surveillance biologique de l'exposition chez les travailleurs. Thèse de doctorat. Département de santé environnementale et santé au travail Faculté de médecine. Université de Montréal. 2014. 268 pages.
55. Andujar. P., Bensefa-Colas. L., Descatha. A., 2010. Intoxication aiguë et chronique au cadmium. La Revue de médecine interne, 31, 107–115.
56. Martin- Garin. A., Simon. O., 2004. Fiche Radionucléide, Cadmium et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention-Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes.
57. INERIS., 2014. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques :Cadmium et ses dérivés. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2725. consulté le 19/05/2021.
58. Laughlin. M. J., Singh. B. R., 1999. Cadmium in the soil and plants. Springer science et business media. ISBN 978-94-010-5916-9. 271 pages.
59. Faiz. H., 2011. Etude par spectroscopie RMN du carbone 13 de la toxicité métabolique du cadmium dans les tubules rénaux proximaux murins et humains. Diplôme de doctorat. Ecole Doctorale Interdisciplinaire Science-Santé. Université Claude Bernard Lyon1.
60. Sebastian. A., Prasad M. N. V. 2013. Cadmium minimization in rice. A review. Agronomy for Sustainable Development, 34(1), 155–173. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0152-y>.
61. Walker. J. A., 2013. Le plomb. Ministère de l'Énergie et des Mines du Nouveau Brunswick, Division des minéraux et du pétrole, Profil des minéraux commercialisables, N°1, 6p. http://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/en/pdf/Minerals-Minerales/MCP_10-f.pdf.
62. Melquiot. P., 2003. 1001 Mots et abréviations de l'environnement de l'environnement et du développement durable. Lyon ; France : Edition RECYCONSUL., ISBN 2-9520542-0-7, pp192.
63. Dasgupta. A., 2011. Effects of herbal supplements on clinical laboratory test results. Walter de Gruyter. USA, ISBN 978-3-11-024561-5. Et ISBN 978-3-11-024562-2, 122 pages.
64. Fillion. M., Blais. J. M., Yumvihoze. E., Nakajima. M., Workman. P., Osborne. G., Chan. H. M., 2014. Identification of environmental sources of lead exposure in Nunavut (Canada) using stable isotope analyses. Environment International, 71, 63–73.

65. Baghdadi.M.D., 2012. Pollution de l'environnement marin et santé humaine : Mesure, évaluation et impact des contaminants chimiques et biologiques dans les produits de la pêche au niveau du littoral marocain. Thèse de doctorat. Université Abdelmalek Essaadi. Faculté des sciences et techniques – Tanger.
66. Cossa. D., Elbaz-Poulichet. F., Gnassia-Barelli. M., Romeo. M., 1993. Le plomb en milieu marin, biogéochimie et ecotoxicologie. Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer. REPRERS OCEANS N°03 IFREMER.
67. INRS., 2014. Fiche toxicologique Mercure et composés minéraux. Institut national de recherche et de sécurité. https://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_55.
68. Dutra Maia. P., 2008. Le rôle des échanges entre le fleuve Amazone et la plaine d'inondation dans les processus de transport, de spéciation et de piégeage du mercure. Thèse de doctorat. Université de Toulouse. 234 pages.
69. ANSES., 2010. Consommation des poissons, mollusques et crustacés : aspects nutritionnels et sanitaires pour l'Homme.,” 2010. [Online]. <https://www.anses.fr/fr/search/site/onsommation%20%20des%20poissons,%20%20mollusques%20et%20crustac%C3%A9s%20%20%20aspects%20nutritionnels%20et%20sanitaires%20%20pour%20l%E2%80%99Homme%20?iso1=fr&iso2=en>.
70. Thomassin. J.F., Touzé. S., Baranger. Ph. 2003. Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. BRGM/RP- 51890-RF. 119p, 20fi, 4 ann.
71. Frentiu. T., Pintican. B. P., SanzianaButaciu. S., Mihaltan. A. L., Ponta. M., Frentiu. M., 2013. Determination, speciation and distribution of mercury in soil in the surroundings of a former chlor-alkali plant: assessment of sequential extraction procedure and analytical technique. Chemistry Central Journal. 7(1), 178.
72. Xu. J., Bravo. A. G., Lagerkvist. A., Bertilsson. S., Sjöblom. R., Kumpiene. J., 2015. Sources and remediation techniques for mercury contaminated soil. Environment International, 74,42–53.
73. Busairi. N., Syahir. A., 2018. Recent Advances in Mercury Detection: Towards Enabling a Sensitive and Rapid Point-of-Check Measurement. Journal of Toxicology and Risk Assessment 4:010. doi.org/10.23937/2572-4061.1510010 .
74. Marie. A., 2020. Capteur à fibre optique pour la détection de l'arsenic dans l'eau. Matériaux. These de doctorat. Université de Lyon, 2020. Français. NNT : 2020LYSE1197. tel-03346037.
75. ATSDR., 2007. Toxicological profile for arsenic. Repéré à <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>.
76. Gao. S., Mostofa. M.G., Quamruzzamn. Q., Rahman. M., Sua. L., Hsueh. Y., Weisskopf. M., Coull. B., Christiani. D., 2019. Gene-environment interaction and maternal arsenic methylation efficiency during pregnancy. Environment international, 125: 43-50.
77. Bentahar. Y., 2016. Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines : application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse.these de doctorat. université cote d'Azur, France. 268p '.
78. Courtin-Nomade. A., Bril. H., Neel. C., Lenain. J.-F., 2003. Arsenic in iron cements developed within tailings of a former metalliferous mine--Enguiales, Aveyron, France.Applied Geochemistry, 18(3): 395-408.
79. Abernathy. C.O., Thomas. D.J., Calderon. R.L., 2003. Health effects and risk assessment of arsenic. J Nutr. 133:1536S–8S.
80. Spinosi. J., Fevotte. J., Vial. G., DST., UMRESTTE., 2009. Eléments techniques sur l'exposition professionnelle aux pesticides arsenicaux.Matrice cultures-expositions auxpesticides arsenicaux.
81. Blaise. G., Vanhooteghem. O., De La Brassinne. M., 2007. L'arsenic en 2006: actualisation des sources d'intoxication. In: Annales de dermatologie et de vénéréologie. Elsevier Masson, pp 402–404.

82. Shahid. M., Dumat. C., Khan Niazi. N., Khalid Natasha. S., 2018. Global scale arsenic pollution : increase the scientific knowledge to reduce human exposure. Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [Online]. , Hors-série 31 | septembre 2018, Online since 05 September 2018, connection on 29 December 2021. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/21331> ;<https://doi.org/10.4000/vertigo.21331>.
83. Ellis. B., Chocat. B., Fujita. S., Rauch, W., Marsalek. J., 2004. Urban drainage, a multilingual glossary ; IWA publishing ; 512p.
84. Casas. S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation des métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus Galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat. Université de Sud TOULON VAR. 314 pages.
85. Perrin. J.B., 2007. Les plans de surveillance et de contrôle dans l'analyse du risque alimentaire lié aux métaux lourds en France. Thèse de doctorat, école nationale vétérinaire de Lyon.
86. Kim J.H. et Kang J. C., 2015. The lead accumulation and hematological findings in juvenile rock fish *Sebastes schlegelii* exposed to the dietary lead(II) concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 115, 33–39.
87. Belabed. B., 2010. La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba. Sources de contamination des écosystèmes aquatiques. Thèse de Doctorat en Sciences. Université Badji Mokhtar Annaba. 199p.
88. Singh. K., Singh. N.B., 2014. Evaluation of heavy metals loading of river Ganga in Gazipur (U.P.) India. *Int. J. Chem. Sci.* 12(1), 191-198.
89. Loberli. E., Gjengedal. E., Steinnes. E., 1991. Impact of soil acidification on the mobility of metals in the soil-plant system. In *Heavy Metals in the Environment*. (Vernet J.P. Eds. Elsevier. Amsterdam, Netherlands), 37-53.
90. Dai. M., Martin. J. M., Cauwer. G., 1995. Significant role of colloids in the transport and transformation of organic carbon and trace metals in the Rhone Delta, France. *Marine Chemistry*, 51, 159-175.
91. Damy. P. C., 2011. Synthèse des connaissances sur l'origine et la disponibilité du cadmium dans les eaux continentales. L'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (Onema) et l'Office International de l'Eau (OIEau). 39 pages.
92. Kovarova. J., Svobodova. Z., 2009. Can thiol compounds be used as biomarkers of aquatic ecosystem contamination by cadmium? *Interdisciplinary toxicology*, 2(3), 177–183.
93. Verge. G., 2006. Evaluation et gestion du risque lié à l'ingestion de produits de la mer contaminés par le cadmium, Thèse, Université de Toulouse, 95 pages.
94. Benamar. N., Mouadhi. N., Bouderbala. M., Boutiba. Z., 2014. Évaluation de la contamination chimique par les métaux traces (cadmium, plomb et zinc) d'un poisson pélagique de la région oranaise : *Sardinella aurita*. Vème Rencontres de l'Ichtyologie en France. Communication orale Session V. <http://sfi.mnhn.fr/sfi/4.rif/RIF2012/AbstractBook012.pdf> Site consulté le 18/02/2021.
95. Wang. Y., Ferrari. M.C.O., Hoover. Z., Yousafzai. A.M., Chivers. D.P., Niyogi. S., 2014. "The Effects of Chronic Exposure to Environmentally Relevant Levels of Waterborne Cadmium on Reproductive Capacity and Behaviour in Fathead Minnows," *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 67, no. 2, pp. 181–191, Aug. 2014.
96. Witeska. M., Sarnowski. P., Ługowska. K., Kowal. E., 2014. "The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of *Leuciscus idus* L.," *Fish Physiol. Biochem.*, vol. 40, no. 1, pp. 151–163, Feb. 2014.
97. Pereira. L.S et al., 2016. "Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium in a freshwater fish," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 130, pp. 29–36, Aug. 2016.
98. Gumulec. J., Raudenska. M., Adam. V., Kizek. R., Masarik. R., 2014. Metallothionein – Immunohistochemical Cancer Biomarker: A Meta-Analysis. *PLoS ONE*, 9(1), 85346.

99. Boulkrah. H., 2008. Etude comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants. Mémoire de Magister. Université du 20 août 1955 Skikda. 139 pages.
100. Bibi. S., Ahmed. M.S., 2010. Uptake and bioaccumulation of water borne lead (pb) in the fingerlings of a freshwater cyprinid, CATLA CATLAL. *The Journal of Animal & Plant Sciences*, 20(3), 201-207.
101. R. J. Roberts., 2012. *Fish pathology*. John Wiley & Sons. 2012.
102. Rainio. M. J., Eeva. T., Lilley. T., Stauffer. J., Ruuskanen. S., 2015. Effects of early life lead exposure on oxidative status and phagocytosis activity in great tits (*Parus major*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 167, 24–34.
103. Amadob. E.A., Freire. C. A., Grassic. M. T., Souzaa. M.M., 2012. Lead hampers gill cell volume regulation in marine crabs: Stronger effect in a weak osmoregulator than in an osmoconformer. *Aquatic Toxicology*, 106– 107, 95– 103.
104. Taylor. M., et Maher. W. A., 2012. Exposure–dose–response of *Anadara trapezia* to metalcontaminated estuarine sediments. 2. Lead spiked sediments. *Aquatic Toxicology*. 116–117, 79–89.
105. Celo. V., Lean. D. R. S., Scott. S. L., 2006. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 368, 126– 137.
106. Si. Y., Zou. Y., Liu. X., Si. X., Mao. J. D., 2015. Mercury methylation coupled to iron reduction by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Chemosphere*, 122, 206–212.
107. Tschirhart. C., 2010. Ressources, flux et territoires: une géographie insoupçonnée du mercure le long du Rio Beni(Bolivie). Thèse de doctorat. Université de Strasbourg, faculté de géographie et d'aménagement. 320 pages.
108. Bensefa-Colas. L., Pascal Andujar. P., Descatha. A., 2011. [Mercury poisoning]. *Rev Med Interne*, 2011, 32 (7), pp.416-24. <10.1016/j. revmed. 2009.08.024>. <inserm-00616716>.
109. Dominique. Y., 2006. Contamination par les différentes formes chimiques du mercure de la composante biologique du barrage hydroélectrique de Petit-Saut et des zones amont/avardu fleuve Sinnamary, en Guyane française (études in situ et approches expérimentale). Thèse de doctorat. Université Bordeaux 1. 355 pages.
110. Taylor. D.L., Kutil. N.J., Malek. A.J., Collie. J.S., 2014. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: Contamination from trophic ecology and human health perspective. *Marine Environmental Research*, 99, 20-33.
111. Cambier. S., 2009. Impact d'une contamination au méthylmercure par voie alimentaire sur l'expression génétique, la bioénergétique, et la reproduction chez le poisson zèbre *Daniorerio*. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux 1. 178 pages.
112. Amirad. J. C., 2011. Les risques chimiques et environnementaux, méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes. Paris : Edition Lavoisier, 831 pages.
113. Jabeen, G.H., Javed, M., 2011. Evaluation of arsenic toxicity to biota in river ravi (Pakistan). *Aquatic ecosystem. international journal of agriculture and biology* , 13(6): 929-934.
114. Kalia, K., Khambholja ,D. B., 2015. Arsenic content and its biotransformation in the marine environment. *Handbook of arsenic toxicology*, 675-700.
115. Hong. S., Khim. J.S., Park, J., Son. H., Sung-Deuk Choi. S.D., Choi. K., Ryu. J., Kim. C.Y., Chang. G.S., Giesy. J.P., 2014. Species and tissue specific bioaccumulation of arsenicals in various organisms from a highly industrialized area in the Pohang City, Korea. *Environmental pollution*, 192: 27-35.
116. Ventura-lima. J., Fattorini. D., Regoli. F., Monserrat. J.M., 2009. Effects of different inorganic arsenic species in *Cyprinus Carpio* (Cyprinidae) tissues after short-time exposure : Bioaccumulation, biotransformation and biological responses. *Environmental pollution*, 157 (12) : 3479-3484.

117. Ferreira. N. S., Oliveira. L. H . B ., Agrelli. V., de Oliveira. A. F., Nogueira. A.R.A., Oliveira. A., Gonzalez. M.H. 2009. Bioaccumulation and acute toxicity of As (III) and As (V) in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Chemosphere* , 217 : 349-354.
118. Amlud. H., Ingebrigtsen. K., Hylland. K., Ruus. A., Eriksen. D., Berntssen. M.H.G., 2006. Disposition of arsenobetaine in two marine fish species following administration of a single oral dose of (14C) arsenobetaine. *Comparative biochemistry and physiology part C : Toxicology and pharmacology*, 143 (2): 171-178.
119. Kim. J., Lee. CH., Lee. S.M., Unsiana. L., Jung. J., 2018. Chemical and toxicological assessment of arsenic sorption onto Fe-sericite composite powder and beads. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147 : 80-85.
120. Ifremer., 1993. L'arsenic en milieu marin biogéochimie et écotoxicologie. Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer. [http:// archimer.ifremer.fr/doc/1993/rapport-1448.pdf](http://archimer.ifremer.fr/doc/1993/rapport-1448.pdf). lien consulté le 18/10/2021.
121. Kumari. B., Kumar. V., Sniha. A.K., Ahsan. J., A.K. Ghosh., Wang. H., De Boeck. G., 2017. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*, 5(1): 43-64.
122. Ozcan. S., Bakirdere. S., Ataman. O.Y., 2016. Speciation of arsenic in fish by high performance liquid chromatography-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytical Letters*, 4(15) : 2501-2512.
123. Rahman. M.S., Molla. A.H., Saha. N., Rahman. A., 2012. Study on heavy metals levels and its risk assessment in some edible fishes from Bangshi River, Savar, Dhaka, Bangladesh. *Food Chemistry*, 134(4), 1847–1854.
124. Osset. T., 2001. Contamination chimique des poissons d'eau douce, bilan sanitaire en France et indicateurs de pollution. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard- Lyon 1, 71 pages.
125. Arrêté Interministériel du 30 Moharram 1432 . Correspondant au 5 janvier 2011 fixant les seuils-limites de présence de contaminants chimiques microbiologiques et toxicologiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture. *Journal Officiel De La République Algérienne* N° 25.
126. Règlement (UE) N ° 420/2011. de la commission du 29 avril 2011 modifiant le règlement (CE) N° 1881/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires dont font partie les métaux lourds.
127. RÈGLEMENT (CE) No 1881/2006. de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel de l'Union Européenne* 20/12/2006.
128. ANZFS., 2011. Australia and New Zealand Food Standards Code - Standard 1.4.1 - Contaminants and Natural Toxicants. Contaminants and natural toxicants (F2011C00542). <https://www.comlaw.gov.au/details/f2011c00542>. lien consulté le 7/12/2021.
129. EFSA., 2011. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on tolerable weekly intake for cadmium. *EFSA Journal* 2011; 9(2):1975. [19 pp.]. doi:10.2903/j.efsa.2011.1975. Available online: www.efsa.europa.eu/efsa_journal.
130. Reeves. P.G., Chaney. R.L., 2008. Bioavailability as an issue in risk assessment and management of food cadmium: A review. *Science of the Total Environment*, 2008. 398(1): p. 13-19.
131. Andersen. O., Nielsen. J.B., Nordberg. G.F., 2004. Nutritional interactions in intestinal cadmium uptake- Possibilities for risk reduction. *Biometals*, 2004. 17(5): p. 543-547.
132. Nordberg. G.F., Nogawa. K., Nordberg. M., Friberg. L., 2007. Cadmium, In: *Handbook of Toxicology of metals*, 3ème édition. Elsevier Publishers, Amsterdam, chapitre 23: 445- 480.
133. Faroon. O., Ashizawa. A., 2012. Toxicological profile for cadmium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)/ Environmental Toxicology Branch and the American College of Occupational and Environmental Medicine (ACOEM). USA. 2012. 487 pages.

134. Picot. A., 2010. Les métaux lourds : de grands toxiques / Le trio mercure, plomb, cadmium. Association de toxicologie et chimie(ATC) Paris(2010). CNRS France.
135. Falcy. M., Largot. D et al., 2013. Cadmium et composés minéraux. Fiche toxicologique. INRS.2013 (Institut National de Recherche et de Sécurité)- France.
136. WHO., 2011. Cadmium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/cadmium.pdf. Site consulté le 19/03/2021.
137. INRS., 2013. Fiche toxicologique : Cadmium et composés minéraux. Institut national de recherche et de sécurité. www.inrs.fr/dms/inrs/FicheToxicologique/TI-FT-60/ft60.pdf. Site consulté le 18/02/2021.
138. EFSA., 2009. Le cadmium dans l'alimentation. Avis du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire. (Question n° EFSA-Q-2007-138). The EFSA Journal (2009) 980, 3-3.
139. Jarno. N., 2011. Caractérisation du protéome vacuolaire de la plante modèle Arabidopsis thaliana et étude de son rôle dans la détoxification du cadmium. Thèse de doctorat. Université de Grenoble, 334 pages.
140. Goullé. J.P., Saussereau. E., Lacroix. C., Guerbet. M., 2012. Traité De Toxicologie Médico-judiciaire. Chapitre 24, les métaux. 2ème édition, Elsevier Masson. Pages 733-767. <http://www.sciencedirect.com>. Site consulté le 02-01-2021.
141. ATSDR., 2012. Toxicological Profiles for mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK158838/pdf/TOC.pdf>. Site consulté le 19-12-2020.
142. Akesson. A., Barregard. L., Bergdahl. I-A., Nordberg. G-F., Nordberg, M., Skerfving. S., 2014. Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure. Environ Health Perspect, 122, 431–438.
143. Bismuth. C., Baud. F., Conso. F., 2002. Toxicologie clinique. Flammarion Médecine-sciences 5ème édition Paris. 2002. 1092 pages.
144. Bison. M., Houeix. N., 2014. fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Institut national de recherche et de sécurité(INRS)-France. 2014.
145. Glorennec. P., Chanel. O., 2000. Plomb, données biologiques et cliniques. Ecole des hautes études en santé publique (EHESP) et Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM). 200. 209 pages.
146. Ribera. D., Taberly. J., 2011. Mélanges de polluants, toxicité, écotoxicité et évaluation des risques. Record, n°0860668/1A. 2011. 295 pages.
147. WHO., 2011. Lead in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/09/Rev/1. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/lead.pdf. Site consulté le 17/12/2020.
148. WHO., 2010. Exposure to lead: A major public health concern. <http://www.who.int/ipcs/features/lead.pdf>.
149. Flora. G., Gupta. D., Tiwari. A., 2012. Toxicity of lead: A review with recent updates Interdiscip Toxicol, 5(2), 47–58.
150. Viala. A., Botta. A., 2007. Toxicologie. 2ème édition .Paris : Edition Lavoisier, 1122 pages.
151. EFSA., 2012. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal. 2012;10(12):2985. [241 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2985. Available online: www.efsa.europa.eu/efsajournal.
152. Vazquez. M., Devesa. V., Vélez D., 2015. Characterization of the intestinal absorption of inorganic mercury in Caco-2 cells. Toxicology in Vitro 29(1), 93–102.

153. AFSSAPS., 2005. Groupe de travail sur les amalgames dentaires, Le mercure des amalgames dentaires, Actualisation des connaissances, Mise en place d'un réseau d'évaluation pluridisciplinaire, Recommandations, AFSSAPS, 2005, 163 p.
154. Counter. S.A., Buchanan. L.H., 2004. Mercury exposure in children: a review, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 198 (2004) 209-230.
155. Ask. K., Akesson. A., Berglund. M., Vahter. M., 2002. Inorganic and methyl mercury in placentas of Swedish women, *Environ. Health Perspect.* 110 (2002) 523-526.
156. Garnier. R., Lapostolle. F., Bismuth. C., Band. F., Dailly. S., Freja-Ville. J. P., Jaeger. A., 2000. *Toxicologie Clinique. Médecine-Science*, Ed. Flammarion, 5, 3-25.
157. Colas. L.B., Andujar. P., Descatha. A., 2011. Intoxication par le mercure. *La Revue de médecine interne*, 32, 416–424.
158. Rees. M., 2010. Le chat, animal sentinelle en toxicologie ; Etude de deux intoxications majeures : méthylmercure et ciguatera. Thèse de doctorat. Ecole nationale vétérinaire de Lyon. 150 pages.
159. Testud. F., 1993. Pathologie toxique professionnelle et environnementale. Chapitre 34 Mercure. Paris : Edition ESKA, ISBN 2-7472-0757-9, 672 pages.
160. Nyland. J.F., Wanga. S.B., Shirley. D.L., Santos. E.O., Ventura. A.M., de Souza. J.M., Silbergeld. E.K., 2011. Fetal and maternal immune responses to methyl mercury exposure: A cross-sectional study. *Environmental Research* 111, 584–589.
161. Abdelouahab. N., 2010. Etude des effets neurotoxiques de l'exposition simultanée au mercure et aux organochlorés chez des consommateurs de poissons. Thèse de doctorat en science biologique. Université du Québec à Montréal. 210 pages.
162. Budnik. L.T., Casteleyn. L., 2019. Mercury pollution in modern times and its socio-medical consequence. *science of total environment*, 654: 720-734.
163. O'Reilly. S.B., M.D. MPH., McCarty. K.M., Steckling. N., Lettmeier. B., 2010. Mercury Exposure and Children's Health . *Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care*, 40(8), 186–215.
164. Zheng. Y., Wu. J., Ng. J.C., Wang. G., Lian. W., 2002. The absorption and excretion of fluoride and arsenic in humans. *Toxicol. Lett.* 133, 77–82.
165. INERIS., 2010. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Arsenic et ses dérivés inorganiques: FT124.
166. Dopp. E., Hartmann. L.M., et al., 2004. "Uptake of inorganic and organic derivatives of arsenic associated with induced cytotoxic and genotoxic effects in Chinese hamster ovary (CHO) cells." *Toxicology and Applied Pharmacology* 201(2): 156-165.
167. Schuhmacher-Wolz. U., Dieter. H.H., Klein. D., Schneider. K., 2009. Oral exposure to inorganic arsenic: evaluation of its carcinogenic and non-carcinogenic effects. *Crit. Rev. Toxicol.* 39, 271–298.
168. Concha. G., Vogler. G., Nermell. B., Vahter. M., 1998. Low-level arsenic excretion in breast milk of native Andean women exposed to high levels of arsenic in the drinking water. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 71, 42–46.
169. ATSDR., 2007. toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service . <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=22&tid=3>.
170. Salomon. A., Detave. M., Fievet. A., Ammirati. C., Dupont. H., 2012. Arsenic self-poisoning: a case report. *Ann Fr Anesth Reanim* 31:928–929.
171. Goullé. J.P., Guerbet. M., 2016. Recensement des niveaux d'intoxications mortelles par l'arsenic, le chrome, le mercure, le plomb, le thallium. *Toxicologie Analytique et Clinique* 28:16–27.

172. Report on Carcinogens., 2011. US. National Toxicology Program (NTP) (NIH). Departement of health andhumain services. 12th Edition.<https://books.google.dz/books?id=raW5FLj408QC&printsec=frontcover&hl=fr#v=onepage&q&f=false>.
173. Ahsan. H., Chen. Y., Parvez. F., Zablotska. L., Argos. M., Hussain. I., Momotaj. H., Levy. D.,Cheng. Z., Slavkovich. V., 2006. Arsenic exposure from drinking water and risk of premalignant skin lesions in Bangladesh: baseline results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *Am. J. Epidemiol.* 163, 1138–1148.
174. Yu. H.S., Liao. W.T., Chai. C.Y., 2006. Arsenic Carcinogenesis in the Skin. *J. Biomed. Sci.*13, 657–666.
175. Simeonova. P.P., Luster. M.I., 2004. Arsenic and atherosclerosis. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 198, 444–449.
176. Vahidnia. A., van der Voet. G.B., de Wolff. F.A., 2007. Arsenic neurotoxicity--a review. *Hum. Exp. Toxicol.* 26, 823–832.
177. Argos. M., Kalra. T., Rathouz. P.J., Chen. Y., Pierce. B., Parvez. F., Islam. T., Ahmed. A., Rakibuz-Zaman. M., Hasan. R., 2010. Arsenic exposure from drinking water, and all-cause and chronic-disease mortalities in Bangladesh (HEALS): a prospective cohort study. *Lancet* 376, 252–258.
178. Hamadani. J.D., Tofail. F., Nermell. B., Gardner. R., Shiraji. S., Bottai. M., Arifeen. S.E., Huda.S.N., Vahter. M., 2011. Critical windows of exposure for arsenic-associated impairment of cognitive function in pre-school girls and boys: a population-based cohort study. *Int. J.Epidemiol.* 40, 1593–1604.
179. Rossman. T.G., Uddin. A.N., Burns. F.J., 2004. Evidence that arsenite acts as a cocarcinogen in skin cancer. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 198, 394–404.
180. Rana. M.N., Tangpon. g., Rahman. M.M., 2018. Toxicodynamics of lead, cadmium, mercury and arsenic-induced toxicity and treatment strategy : A mini review . *Toxicologie reports*, 5:704-713.
181. Ye. B.J., Kim. B.G., Jeon. M.J., Kim. S.Y., Kim. H.C., Jang. T.W., Hong- Jae Chae. H.J., Choi. W.J., Ha. M.N., Young-Seoub Hong, Y.S., 2016. Evalution of mercurt exposure level, clinical diagnosis and treatment for mercury intoxication. *Annals of occupational and environmental medicine*, 28:5.
182. Jain. N., Chandramani. S., 2018. Arsenic poisoning- An overview. *indian journal of meedical specialities*, 9(3):143-145.
183. Beausoleil. M., Lefebvre. L., Bolduc. D.G., Nantel. A., et al., 1999. Évaluation du risque toxicologique au québec. Document d e consultatiion. Ministère de la sante et des services sociaux du Quebec .Décembre 1999.
184. Soubra. L., 2008. Toxic risk assessment of specific chemical substances and contaminants (Food additifs and Mycotoxins). Chemical Sciences. These de doctorat. AgroParisTech, 2008. English. NNT : 2008AGPT0014. pastel-00004382f.
185. Cassee. F.R., Groten. J.P., Van Bladeren. P.J., 1998. Toxicological evaluation and risk assessment of chemical mixtures. *Critical Reviews in Toxicology*, 1998, vol.28, p.73-101.
186. Renwick. A. G., 1999. Exposure estimation, toxicological requirements and risk assessments. *The food safety handbook/ ed. Kees van der heijden et al. TX: Marcel Dekker inc., 1999, p.59-94.*
187. Kroes. R., Muller. D., Lambe. J., Verger. P., Visconti. A., 2002. Assessment of intake from the diet. *Food and Chemical Toxicology*, 2002, vol.40, p.327-385.
188. Ouro-Sama; K., Solitoke. H. D., Gnandi; K., Afiademanyo. K.M., Bowessidjaou. E.J., 2014. Assessment and health risks of bioaccumulation of heavy metals in fish species of the Togolese lagoon system. *Vertigo. The electronic journal in the environmental sciences*, 14(2).
189. Renwick A. G., 2003. Risk characterisation. *Food and Chemical Toxicology*, 2003, vol.40, p.1211-1271.
190. Renwick. A.G., Walker R., 1993. An analysis of the risk of exceeding the acceptable or tolerable daily intake. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 1993, vol.18, p.463-480.

191. ILSI., 1998. Europe Workshop on Food Additive Intake. Significance of excursions of intake above the Acceptable Daily Intake, 1998.
192. Bogdani. E., 2011. Étude expérimentale et optimisation du procédé de lyophilisation de l'ibuprofène en milieu organique. Thèse de doctorat. Médecine humaine et pathologie. Université Claude Bernard - Lyon I, 2011. Français. ffNNT : 2011LYO10225. tel-00838568. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00838568>.
193. Wang. W., 2000. Lyophilization and development of solid protein pharmaceuticals. *Int. J. of Pharmaceutics*, Vol. 203, pp. 1-60 (2000).
194. BTF., 2020. Biopharma technologies France. Idées reçues sur la lyophilisation. Versopn 1.3 (2020). https://www.biopharmatech.fr/wp-content/uploads/2020/05/Idees-recues-sur-la-lyophilisation_RSZ.pdf.
195. Simatos. D., et al., 1974. La lyophilisation, Principes et applications. Paris : Brevatome, 1974, 467 p. ANRT. ISBN : D1360209656.
196. Amiard. J.C., Pinneau. A., Boiteau. H.L., Metayer. C., Amiard-Triquet. C., 1987. Application de la Spectrophotométrie d'absorption atomique Zeeman au dosage de 8 éléments traces (Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se) dans les matières biologiques solides. *Waters* 21(6), 693-697.
197. Batista. B., Rodrigues. J., Nunes. J., De Oliveira Souza. V., Barbosa. F., 2009. Exploiting dynamic reaction cell inductively coupled plasma mass spectrometry (DRC-ICP-MS) for sequential determination of trace elements in blood using a dilute-and-shoot procedure. *Anal Chim Acta*. 2009; 639: 13-18.
198. Bernhard. M., 1977. Manuel des méthodes de recherche sur l'environnement aquatique : 3ème partie échantillonnage et analyse du matériel biologique", FAO .Document technique sur les pêches N° 158 ; 139.
199. Millosb. J., Costas-Rodríguez. M., Lavilla. I., Bendichoa. C., 2009. Multiple small volume microwave-assisted digestions using conventional equipment for multielemental analysis of human breast biopsies by inductively coupled plasma optical emission spectrometry. *Talanta* 2009; 77: 1490–1496.
200. ANSES., 2018. Détermination de la teneur en arsenic, cadmium, plomb et mercure dans denrées alimentaires d'origine animale : Dosage par spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (ICP-MS) après digestion par voie humide. Méthode ANSES/LSAaliment/LSA-INS-0084. Mai 2018.
201. FAO., 1977. Manuel des méthodes de recherche sur l'environnement aquatique 3ème partie : Echantillonnage et analyse du matériel biologique. Doc. Tech. Pêches FIRI /T 158 ; 113p.
202. Labat. L., 2010. La préparation des matrices biologiques pour l'analyse des métaux. *Annales Toxicologie Analytique*. 2010; 22(2): 81-88. DOI: 10.1051/ata/2010011. <https://www.ata-journal.org/articles/ata/pdf/2010/02/ata100007.pdf>.
203. Skoog. A.D., Holler. J.F., Nieman. T.A., 2003. Principe d'analyse instrumentale, fifth edition. Edition de Boeck Université. Paris. 938 p. 956p.
204. Nelms. S., 2005. ICP Mass Spectrometry Handbook. Blackwell Publishing, CRC Press, ISBN: 978-1-405-10916-1. <https://www.wiley.com/en-ie/Inductively+Coupled+Plasma+Mass+Spectrometry+Handbook-p-9781405109161>.
205. Mœsch. C., 2007. Utilisation de l'ICP-MS en biologie clinique Use of ICP-MS in clinical biology. *Annales de Toxicologie Analytique*, vol. XIX, n° 1, 2007. Faculté de Pharmacie et Service de Pharmacologie & Toxicologie, Limoges. <https://www.ata-journal.org/articles/ata/pdf/2007/01/ata2007102.pdf>.
206. Mermet. J.M., Poussel. E., 1999. Couplage plasma induit par haute fréquence – spectrométrie de masse. In : *Techniques de l'ingénieur, traité Analyse et Caractérisation*. Editions techniques, Paris 1999 ; P2720 : 1-11.
207. Montaser. A., 1998. Inductively coupled plasma mass spectrometry. WILEY-VCH, New York 1998 ; 964 p.
208. Gervais. E., 2017. Design et optimisation d'une interface fonctionnalisée par des nanoparticules métalliques et des couches organiques électroformées pour la détection de métaux lourds à l'état de traces dans les eaux, Thèse de doctorat. Université de Toulouse, France. 204p.

209. Goossens. E., 2018. Size detection limits of spl ICP-MS for analysis of nanoparticles in environmental media. These de doctorat. Université suédoise, Faculté des ressources naturelles et des sciences agricoles, Département du sol et de l'environnement. 52p.
210. Beuvier. L., 2015. Développement d'une méthode de séparation chromatographique couplée aux spectrométrie de masse à source d'ionisation électrospray (ESI-MS) et à source plasma à couplage inductif (ICP-MS) : application à l'analyse de spéciation des lanthanides. These de doctorat en chimie-physique. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, France 243p.
211. Baruthio. F., 1997. Assurance de qualité de l'analyse des éléments trace en biologie. Lavoisier TEC et DOC – Editions Médicales Internationales, Paris 1997 ; 216 p.
212. Phan. N., 2015. Mass spectrometry based analysis of drugs, neurotransmitters and lipids in invertebrate model systems, Thesis, University of Gothenburg, Department of Chemistry and molecular biology, Gothenburg, Sweden. 61p.
213. ISO/IEC 17025., 2017. Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais. <https://www.iso.org/fr/standard/66912.html>.
214. Heitland. P., Köster. H.D., 2006. Biomonitoring of 37 trace elements in blood samples from inhabitants of northern Germany by ICP-MS. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 2006 ; 20 : 253-62.
215. Whitty-Léveillé. L., 2016. Développement d'une méthode d'analyse des éléments de terres rares (ETR) par ICP-MS/MS. Mémoire de maîtrise. Université de Québec. Canada. 67p.
216. Allain. P., Jaunault. L., Mauras. Y., Mermet. J.M., Delaporte. T., 1991. Signal enhancement of elements due to the presence of carbon-containing compounds in inductively coupled plasma mass spectroscopy. *Anal. Chem.* 1991 ; 63 : 1497-8.
217. Hsiung C.S., Andrade J.D., Costa R., Ash K.O., 1997. Minimizing interferences in the quantitative multi-element analysis of trace elements in biological fluids by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Clin. Chem.* 1997 ; 43 : 2303-11.
218. MPRH., 2021. Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques. Algérie. <https://mpeche.gov.dz/>.
219. Règlement (CE) No 333/2007 de la commission du 28 mars 2007. Des modes de prélèvement d'échantillons et des méthodes d'analyse pour le contrôle officiel des teneurs en plomb, en cadmium, en mercure, en étain inorganique, en 3-MCPD et en benzo(a)pyrène dans les denrées alimentaires.
220. La directive 96/23/CE du conseil du 29 avril 1996. Relative aux mesures de contrôle à mettre en œuvre à l'égard de certaines substances et de leurs résidus dans les animaux vivants et leurs produits et abrogeant les directives 85/358/CEE et 86/469/CEE et les décisions 89/187/CEE et 91/664/CEE. .
221. Saha. N., Mollah. MZI., Alam. M.F., Safiur Rahman. M., 2016. Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food Control.* 70:110–118. doi:10.1016/j.foodcont.2016.05.040. .
222. Luczynski. J., Paszczyk. B., Luczynski. M.J., 2018 . Fish as bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 153, 60-67. .
223. Ahmed. K., Baki. M.A., Kundu. G.K., Saiful. I., Monirul. I., Muzammel. H., 2016. Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga river, Bangladesh. *SpringerPlus.* 5 (1):1697. doi:10.1186/s40064-016-3357-0. .
224. [USEPA] United States Environmental Protection Agency., 2018. US EPA Regional Screening Levels (RSLs) (November 2018) Dataset- California open data. [accessed 2022 janl 28]. <https://data.ca.gov/dataset/us-epa-regional-screening-levels-rslsnovember-2018/resource/b66c9172-a61a-4131-997f-01f45a473a08>. .
225. Bamuwamye. M., Ogwok. P., Tumuhairwe. V., 2015 . Cancer and non-cancer risks associated with heavy metal exposures from street foods: evaluation of roasted meats in an urban setting. *J Environ Pollut Human Health.* 3(2):24–30. doi:10.12691/jephh-3-2-1. .

226. JECFA., 2011. Joint FOA/WHO Expert Committee on Food Additives (2011). Safety evaluation of certain food additives and contaminants, Arsenic, 72nd_2011_arsenic.pdf., cadmium; 73rd_2011_cadmium.pdf., Lead; 73rd_2011_Lead.pdf. .
227. Gauthier. C., Campbell. P.G.C., Couture. P., 2008. Physiological correlates of growth and condition in the yellow perch (*Perca flavescens*). *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol* 151:526–532. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2008.07.010> .
228. De las. Heras. V., Martos-Sitcha. J.A., Yúfera. M et al.; 2015. Influence of stocking density on growth, metabolism and stress of thick-lipped grey mullet (*Chelon labrosus*) juveniles. *Aquaculture* 448:29–37. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.05.033> .
229. Sánchez-Muros. M.J., Sánchez. B., Barroso. F.G., Toniolo. M., Trenzado. C.E., Sanz Rus. A., 2017. Effects of rearing conditions on behavioural responses, social kinetics and physiological parameters in gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Appl Anim Behav Sci* 197:120–128.<https://doi.org/10.1016/j.applanim.2017.08.004> .
230. Réveillac. E., Lacoue-Labarthe. T., Oberhänsli. F., Teyssié. J.L., Jeffree. R., Gattuso. J.P., Martin. S., 2015. Ocean acidification reshapes the otolith-body allometry of growth in juvenile sea bream. *J Exp Mar Bio Ecol* 463:87–94. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.11.007>.
231. Almeri. G., Turchini. G.M., Caprino. F et al., 2008. Biometric, nutritional and sensory changes in intensively farmed Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*, Mitchell) following different purging times. *Food Chem* 107:1605–1615. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.09.079> .
232. Hossain. M.Y., Hossen. M.A., Islam. M.M., Uddin Pramanik. M.N., Nawar. F., Paul. A.K., Adnan Hameed. H.M., Rahman. M.M., Kaushik. G., Bardoloi. S., 2016. Biometric indices and size at first sexual maturity of eight alien fish species from Bangladesh. *Egypt J Aquat Res.* .
233. Rankin. M.G., Dixon. D.G., 1994. Acute and chronic toxicity of waterborne arsenite to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can J Fish Aquat Sci* 51:372–380. .
234. Kalantzi. I., Pergantis. S.A., Black. K.D., Shimmie., T.M., Papageorgiou. N., Tsapakis. M., Karakassis. I., 2016. Metals in tissues of seabass and seabream reared in sites with oxic and anoxic substrata and risk assessment for consumers. *Food Chem.* 194, 659–670. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.08.072> .
235. Simukoko.C.K., Mwakalapa. E.B., Bwalya. P., Muzandu. K., Berg. V., Mutoloki. S., Polder. A., Lyche. J.L. ., 2022. Assessment of heavy metals in wild and farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) on Lake Kariba, Zambia: implications for human and fish health. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 39:1, 74-91, DOI: 10.1080/19440049.2021.1975830. .
236. Cheung. K.C., Leung. H.M., Wong. M.H., 2008. Metal concentrations of common freshwater and marine fish from the Pearl River Delta, South China. *Arch Environ Contam Toxicol* 54:705–715.DOI 10.1007/s00244-007-9064-7. .
237. Ling. M.P., Wu. C.C., Yang. K.R., Hsu. H.T., 2013. Differential accumulation of trace elements in ventral and dorsal muscle tissues in tilapia and milkfish with different feeding habits from the same cultured fishery pond. *Ecotoxicol Environ Saf.* 89:222–230. doi:10.1016/j.ecoenv.2012.12.002.
238. Rozic. P.Z., Dolenec. T., Bazdaric´. B., Karamarko. V., Kniewald. G, Dolenec. M., 2014. Element levels in cultured and wild sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Adriatic Sea and potential risk assessment. *Environ Geochem Health* (2014) 36:19–39 DOI 10.1007/s10653-013-9516-0.
239. Zhang. W., Wang. W.X., Zhang. L., 2016. Comparison of bioavailability and biotransformation of inorganic and organic arsenic to two marine fish. *Environ Sci Technol* 50: 2413-2423.
240. Canli. M., Atli. G., 2003 . The relationship between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution* 2003; 121: 129–136.
241. Rajeshkumar. S., Liu. Y., Zhang. X., Ravikumar. B., Bai. G., Li. X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191: 626-638.

242. Elisavet. A., Renieria. Irina. V., Safenkovab. Athanasios. K., Alegakisa. Elvira. S., Sluts kayab Venetia Kokarakia., Maroudio Kentouric Boris. B., Dzantiev. b., Aristidis. M., Tsatsakisa., 2019. Cadmium, lead and mercury in muscle tissue of gilthead seabream and seabass: Risk evaluation for consumers. Food and Chemical Toxicology 124 (2019) 439–449.
243. Chouba. L., Ennouri. R., Derouiche. E., Tissaoui. C., 2016. Study of tracted metals (Cd, Pb, Hg) in fish flesh of tunisian aquaculture farms. Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô, Vol. 43, 2016.
244. Hamada. M., Elbayoumi. Z., Khader. R., Elbagory. A., 2018. Assessment of heavy metal concentration in fish meat of wild and farmed Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), Egypt. Alexandria J Vet Sci. 57:30. doi:10.5455/ajvs.295019.
245. Casadevall. M., Rodriguez-Prieto. C., Torres. J., 2017. The importance of the age when evaluating mercury pollution in fishes : the case of *Diplodus sargus* (Pisces, Sparidae) in the NW Mediterranean. Environmental Science, 4(1):17-26.
246. Azevedo. L.S., Almeida. M.G., Bastos. W.R., Szuki. M.S., Recktenvald. M.C.N.N., Bastos. M.T.S., Vergilio. C.S., Souza. C.M.M., 2017. Organotropism of methyl mercury in fish of southeastern of Brazil. Chemosphere, 185:746-753.
247. Taweel. A., Shuhaimi-Othman. M., Ahmad. A.K., 2011. Heavy Metals Concentration in Different Organs of Tilapia Fish (*Oreochromis niloticus*) from Selected Areas of Bangi, Selangor, Malaysia. African Journal of Biotechnology, 10, 11562-11566.
248. Kojadinovic. J., Potier. M., Lecorre. M., Cossou. R.P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the western Indian ocean, Environmental Pollution, 146 (2): 548-566.
249. Alam. M.G.M., A. Tanaka. G., Allison. L.J.B., Laurenson. F., Stagnitti Snow., 2002. A Comparison of Trace Element Concentrations in Cultured and Wild Carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan.” Ecotoxicology and Environmental Safety 53: 348-354.
250. Latif. M., Zahoor. M., Muhammad. A., Naz. S., Kamran. A.W., Ullah. R., Shah. A.B., Almeer. R., Sayed. A., 2022. Bioaccumulation of lead in different organs of *Ctenopharyngodon idella* (grass fish) and *Tor putitora* (Mahseer) fish. Brazilian Journal of Biology. 2024, 84. e260355. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.260355>.
251. Ishak. A.R., Zuhdi. M.S., Aziz. M.Y., 2020. Determination of lead and cadmium in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas in Kuala Lumpur. The Egyptian Journal of Aquatic Research. 46 (3), 221-225. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.06.001>.
252. Médale. F., Le Boucher. R., Dupont-Nivet. M., Quillet. E., Aubin. J., Panserat. S., 2013. Des aliments à base de végétaux pour les poissons d'élevage. INRA Prod. Anim., 26, 4, 303-316.
253. Avigliano, E., Schenone, N.F., Volpedo, A.V., Goessler, W., Cirelli, A.F., 2015. Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. Sci. Total Environ. 506, 102–108. . <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.119>.
254. European Environment Agency., 2006. Priority issues in the Mediterranean environment. EEA. Report No 4/2006. ISBN 92-9167-882-1. ISSN 1725-9177. AEE, Copenhagen, 2006. https://www.eea.europa.eu/fr/publications/eea_report_2006_4.
255. EFSA., 2011. European Food Safety Authority. 2011; . Statement on tolerable weekly intake for cadmium. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2011.1975epdf>.
256. Taylor. V., Goodale. B., Raab. A., Schwerdtle. T., Reimer. K., Conklin. S., Karagas. M.R., Francesconi. K.A., 2017. Human exposure to organic arsenic species from seafood. Sci Total Environ 580:266–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.113>.

Travaux scientifiques réalisés dans le cadre de cette thèse:

Manifestations scientifiques nationales et internationales			
Type de la communication	Titre de la communication	Évènement	Ordre des auteurs
Orale	Contamination par le mercure des daurades et des bars élevés à Chlef. Evaluation des risques sanitaires pour le consommateur.	Journée Internationale de Technologie Alimentaire, Nutrition et Santé Humaine. Organisée à l'Ecole nationale supérieure agronomique, 09 Mai 2023. Alger- Algérie.	Boubeker Khellaf, Rachida Chekri , Petru Jitaru Leila Bouayad
Affichée	Arsenic content in marine and continental aquaculture waters from four regions in Algeria	The 1st International Congress on Food and Environmental Security. Organized by: University Mohamed EL Bachir El Ibrahimi, 15-17 May 2023, Bordj Bou Arreridj - Algeria.	
Affichée	Contamination par le mercure des tilapias élevés à Alger et à Ain Defla. Evaluation du risque sanitaire pour le consommateur	3 ^e Webinaire International de Sécurité Alimentaire et Santé Animale « Enjeux et perspectives de la mise en œuvre de l'approche One Health en Algérie ». Organisée à l'Ecole nationale supérieure vétérinaire, 09 Juillet 2023. Alger- Algérie.	
Affichée	Mercury contamination of sea bream reared in Algerian marine farming fish located in Bejaia and Chlef. Human health risk assessment due to their consumption.	7 th IMEKOFOODS Conference - Worldwide food trade and consumption: quality and risk assessment, Maisons-Alfort, France, 25-27 October 2023.	
Article			
Titre : Arsenic, mercury, cadmium and lead contents in Algerian continental and marine farming fish and human health risk assessment due to their consumption.		Auteurs :	
Nom de la revue: Regional Studies in Marine Science -ELSEVIER		Boubeker Khellaf,	
Catégorie : A.		Leila Bouayad,	
ISSN / e-ISSN: 2352-4855.		Ali Benouadah,	
https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102943.		Taha Mossadek Hamdi,	
		Rachida Chekri ,	
		Petru Jitaru	



Arsenic, mercury, cadmium and lead contents in Algerian continental and marine farming fish and human health risk assessment due to their consumption

Boubeker Khellaf^a, Leila Bouayad^a, Ali Benouadah^b, Taha Mossadek Hamdi^a, Rachida Chekri^c, Petru Jitaru^{c,*}

^a Laboratory of Food Hygiene and Quality Insurance System, High National Veterinary School, 16270 Algiers, Algeria

^b Laboratory of material sciences and environment, University of Algiers 1, 16000 Algiers, Algeria

^c ANSES, Laboratory of Food Safety, F-94701, Maisons-Alfort, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 January 2023

Received in revised form 13 March 2023

Accepted 26 March 2023

Available online 3 April 2023

Keywords:

Reared fish

Algerian continental and marine farms

Trace elements

Health risk assessment

ABSTRACT

This study evaluates the level of arsenic (As), mercury (Hg), cadmium (Cd) and lead (Pb) in the flesh of grey & red tilapia, sea bream & bass reared in sea and continental waters from four Algerian aquaculture farms. For this purpose, 145 fish samples, 15 samples of fish feed and 20 samples of farms waters were analysed using an accredited method based on inductively coupled plasma-mass spectrometry. The most abundant contaminant found in the fish samples was As (0.39–1.56 mg kg⁻¹ wet weight (wet wt)) followed by Hg (0.02–0.08 mg kg⁻¹ wet wt). A negative correlation was observed between the As level and the fish size, while this correlation was found to be positive for Hg. The levels of Pb and Cd were very low in all fish species, generally below the quantification limit. In fish feed, the contaminants levels were consistently higher compared to those in fish muscle, ranging from 0.03 to 0.09 mg kg⁻¹ (wet wt) for Hg and from 0.9 up to 1.7 mg kg⁻¹ (wet wt) for As. A positive correlation between the contaminant level in feed and in the fish muscle was observed only for As. The levels of Pb, Cd and Hg in the farming waters samples were below the detection limits, whereas As was quantified only in the water samples of Bejaia and Chlef farms (0.11 and 0.08 mg kg⁻¹, respectively). The estimated daily intake and the target hazard quotient related to the consumption of the fish species analysed in this study indicate no non-carcinogenic adverse effects on humans. The carcinogenic risk related to As in red tilapia (3.75×10^{-4}) and sea bream (2.03×10^{-4}) exceeded the acceptability thresholds (10^{-4}). This indicates that over their lifetime, an individual consuming the above mentioned fish species, may be at a higher risk to develop cancer.

© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Aquaculture is a growing industrial sector contributing significantly to the food industry becoming an important source of high quality proteins and omega 3 fatty acids (Chandra et al., 2001). Although the health benefits of a diet including fish are well known, fish may also contain toxic substances, including trace elements. Since fish have a relatively high rank in the aquatic food chain, the risk of bioaccumulation of trace metals is rather high, especially in large/predatory fish (Kandylari et al., 2021). Fish may accumulate toxic elements such as cadmium (Cd), lead (Pb), mercury (Hg) and arsenic (As) from the aquatic food web, seawater and from the sediments (El-Moselhy et al., 2014). These trace elements have no known role in biological systems, but

they have the potential to disrupt physiological functions such as endocrine signalling and enzyme activity, which can lead to adverse health effects in humans (Arisekar et al., 2020).

Mass poisoning due to the ingestion of food contaminated with toxic trace metals have occurred in several countries, such as the Itaitai syndrome endemic to the Jinzu River region (China), caused by Cd poisoning and manifested by osteomalacia and osteoporosis associated with kidney dysfunction (Jarno, 2011) and the intoxication with methylmercury derivatives of the villagers of Minamata Bay, Japan (Colas et al., 2011).

Assessment of trace elements in the edible parts of farmed fish has been a major environmental focus in different countries such as Algeria (Lounas et al., 2021), Malaysia (Taweel et al., 2011), China (Cheung et al., 2008) and Greece (Elisavet et al., 2019). However, none of these studies has established a correlation between the accumulation of trace elements in fish and the farming mode (marine or continental farms).

* Corresponding author.

E-mail address: petru.jitaru@anses.fr (P. Jitaru).

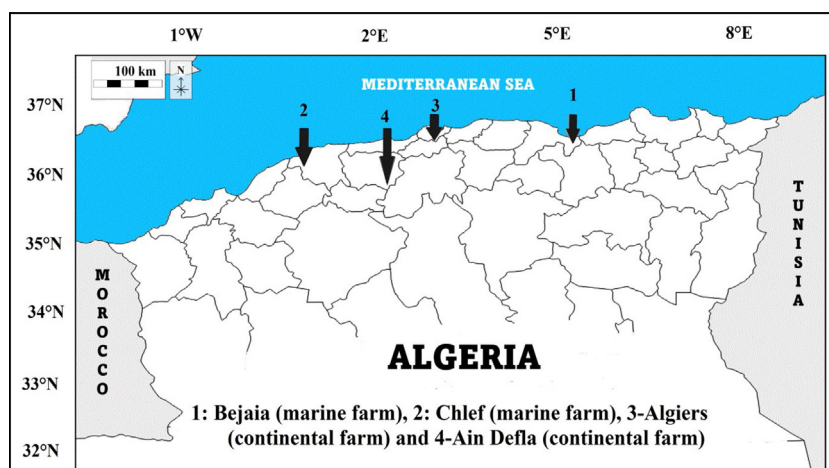


Fig. 1. Location of the aquaculture farms of this study.

In Algeria, there are no studies assessing the levels of these contaminants in continental fish farms. Similarly, several marine fish farms have never been studied neither the environmental contamination (feed, water) prevailing in fish farms and the levels of these contaminants in fish. It has often been argued that the preservation of the quality of the aquatic environment guarantees the quality of the product (Kalantzi et al., 2016).

In this context, it is important to assess if the trace element accumulation in fish is influenced by the farming mode (marine or continental) and by environmental contamination (feed and water) as a possible source of metal element pollution in farmed fish. The metallic elements are naturally present in the biosphere, they come from volcanic activities, mechanical and chemical erosion of rocks and soil leaching. They follow a geochemical cycle that ends in the aquatic environment (continental or sea water) (Garret Robert, 2000). However, the large quantity of these metallic elements is mainly of anthropic origin due to the increase of industrial, agricultural and domestic discharges, port activities and maritime transport (European Environment Agency, 2006). This can lead to contamination of waters in farming areas, especially for marine fish farms studied due to their location near ports which could be a potential source of contamination. In continental farms, the potential source of water contamination would be the use of fertilizers due to their location in agricultural areas. The second possible source of contamination of farmed fish in all studied farms with these toxic elements is the feed. The use of raw materials such as fish tissue and fish oil in the preparation of fish feed can contribute to their contamination. The study conducted by Kalantzi et al. (2016) reported relatively high levels of these elements in the feed of sea bass and sea bream reared in Greece.

The main objective of this study is to assess the levels of Pb, Cd, Hg and As in the muscle tissue of sea bream (*Sparus aurata*), sea bass (*Dicentrarchus labrax*), grey tilapia (*Oreochromis niloticus*) and red tilapia (resulting from the crossing of *O. niloticus* & *O. mossambicus*) reared in four Algerian farms located in different geographical areas that have never been studied before.

The choice of fish species as subjects of study is motivated by the fact that in Algeria, they are the most consumed farmed fish. Sea bream and sea bass are reared in marine environments, while grey tilapia and red tilapia are reared in fresh water in continental fish farms (Ministry of Fisheries and Fishery Resources of Algeria, 2020).

The correlation between the accumulation of Pb, Cd, Hg and As in fish and the farming mode (marine and continental) was also investigated. In order to determine the sources of contamination

of the farmed fish by these toxic elements, an analysis of the feed fish and the water in the farming area was carried out for the first time in Algeria in this work.

Fish farming in Algeria has been developing to achieve food security in terms of fish products. Currently, the active and productive aquaculture farms cannot export farmed fish to other countries. This sector is not developed on the whole national territory. This study highlights the critical points of this sector in terms of chemical pollution (contamination of farmed fish, fish feed and water in the farming area by As, Hg, Cd and Pb). Additionally, the sanitary risk related to these contaminants due to the consumption of the fish species investigated here is also addressed.

2. Material and methods

2.1. Samples collection

A total of 180 samples including 145 fish, 15 feed and 20 water samples from the farm areas were collected between March and October 2021. Amongst the fish samples, 36 sea-bass and 24 sea-bream were sampled from the marine fish farm of Chlef, 34 sea-bream samples from the marine fish farm of Bejaia, 27 samples of grey tilapia from the continental fish farm of Ain Defla and 24 red tilapia samples from the continental fish farm of Algiers. The rearing cycle started in October 2020, marketing from July 2021 and the end of the cycle was around December 2021. The period of fishing and marketing is generally longer than 5 months, depending on the market demand and the volume of the annual production of fish in the farm. We collected several samples at different times, even after the commercialization of the fish until almost the end of the rearing cycle in order to have samples of the largest fish.

Four farms we chosen for this study, from which two were marine farms (in the regions of Chlef and Bejaia) and two continental farms (regions of Algiers and Ain Defla) (Fig. 1). Sampling was carried out according to the recommendations of (EC) 333/2007 (Anon, 2007) regulation and 96/23/EC directive (Anon, 1996).

Each farm was considered a lot and subdivided into sublots based on annual production. One-third of the samples were collected from the farms before the fish reached market size, and the remaining two-thirds were fish ready to market. We opted for this sampling plan to be in the same conditions of sampling applicable to fish. Also, to be as close as possible to the reality of the field concerning these farmed fish. Furthermore, in order to study the correlations between fish contamination by these ETM

and fish size, we have taken samples according to the size/age of the fish (before and after marketing). In addition, we have taken samples from fish feed and water to look for potential sources of fish contamination.

In the studied fish farms, the marketing of fish starts at the age of 9 months, which corresponds to a minimum commercial size/minimum commercial weight of ≈ 18 cm/150 g for tilapia, 20 cm/150 g for sea bream and ≈ 25 cm/180 g for sea bass, as recommended by the (EC) 1967/2006 (Anon, 2006) regulation and the Algerian regulation N° 04-86 (Anon, 2004).

In order to assess the origin of eventual fish contamination, the levels of trace elements in fish feed and in the farming water were also measured. For this purpose, a total of 15 feed samples and 20 water samples collected from the farm sites were analysed. For fish feed, we collected 3 feed samples for each fish species (≈ 100 g $\times$ 15), except for sea bream which is raised in two different fish farms ($n = 6$). The samples were collected from different feed bags just before they were fed to the fish. In addition, 5 water samples were taken at each fish farm from the surface water (depth of no more than 20 cm) in the floating cages (marine farms) and in the ponds (continental farms) (≈ 100 ml $\times$ 20). The feed and water samples were collected at the same time as the fish samples at different periods, almost at the beginning, middle and at the end of rearing cycle (March–October 2021). All samples were packed in polyethylene bags, identified and transported to the laboratory in ice containers.

2.2. Sample preparation

The fish from the same farm and of similar age were measured, weighed and sorted by size. All not edible parts were removed (viscera, head, bones, skin and fins) to obtain a sample of ≈ 100 g of flesh. The resulting samples were freeze-dried and then ground individually using an agate mortar and pestle. Freeze-dried fish flesh, feed and water samples were stored in a sterile, hermetically sealed, and properly labelled 100-ml polypropylene bottles at 4° C until the analysis period (April and July 2022) to avoid any change in their chemical composition.

2.3. Determination of trace elements by ICP-MS

Samples were analysed using an accredited method described by (Chevallier et al., 2015). The analyses were performed in the Trace Metals and Minerals unit of the French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety (ANSES) in Maisons-Alfort, France.

Briefly, ≈ 0.3 g of the freeze-dried fish sample or fish feed and ≈ 4 g of water are weighed and placed in a quartz digestion vessels. Then, 3 mL of ultrapure nitric acid (HNO₃, 67% v/v, VWR chemicals Prolabo) are added to each vessel; the vessels are hermetically sealed, shaken well and left overnight at room temperature. Further, 3mL of ultrapure water (18.2 mΩ cm) are added before placing the vessels in a closed microwave programmed for digestion in four successive steps: 1 min at 500 W, 10 min at 800 W, 10 min at 1000 W and then cooling during 20 min. The resulting digest samples are transferred to polypropylene tubes and filled with ultrapure water up to a volume of 50 mL.

The determination of Pb, Cd, Hg and As levels was carried out by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS). For this purpose, six standards solutions containing respectively: 0, 2, 5, 7.5, 10 and 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ of As, Pb, Cd and Hg were used for the external calibration.

Limits of detection and quantification (LOD/LOQ), calculated on a wet-weight basis were 0.001/0.004 mg kg⁻¹ for both As and

Table 1

Results of trueness obtained for the analysis of CRM ERM[®] CE278k (muscle tissue) by ICP-MS.

Analyte	Certified (mg kg ⁻¹)	CI ^a (mg kg ⁻¹)	Measured $\pm$ SD ^b (mg kg ⁻¹ , n = 27)
As	6.70	5.20 – 8.20	6.20 $\pm$ 0.20
Hg	0.071	0.055 – 0.087	0.072 $\pm$ 0.004
Pb	2.18	1.69 – 2.67	2.16 $\pm$ 0.08
Cd	0.336	0.26 – 0.41	0.31 $\pm$ 0.008

^aCI : confidence interval.

^bSD : standard deviation.

Table 2

Results of trueness obtained for the analysis of the CRM SRM 1640a (natural water) by ICP-MS.

Analyte	Certified mass fraction $\pm$ U ^a ($\mu\text{g kg}^{-1}$, k = 2)	Measured mass fraction $\pm$ SD ($\mu\text{g kg}^{-1}$, n = 3)
As	8.01 $\pm$ 0.067	8.16 $\pm$ 0.58
Pb	12.01 $\pm$ 0.04	12.43 $\pm$ 0.15
Cd	3.96 $\pm$ 0.072	3.70 $\pm$ 0.20

^aU: expanded uncertainty.

Hg, 0.0002/0.0007 mg kg⁻¹ for Cd and 0.0006/0.002 mg kg⁻¹ for Pb.

The method accuracy and precision were assessed on a daily basis by the analysis of two certified reference materials (CRM), namely ERM-CE278k (European reference material, European Commission, muscle tissue) and NIST-1640a (National institute of standards & technology, Natural Water) (see Tables 1 and 2).

Confidence interval (CI) was calculated using the certified value (M) of the CRM such as:

$$CI = M \pm \left[k \times \frac{CV_R \times M}{100} \right]$$

with $k = 3$ ($p = 99\%$) and CV_R , the intermediate precision coefficient of variation ($CV_R = 7.5\%$).

2.4. Statistical analysis

The results are reported in mg kg⁻¹ wet weight (wet wt) for the fish flesh, mg kg⁻¹ raw weight for fish feed and mg kg⁻¹ for the water samples.

Statistical analyses were carried out using the software IBM SPSS Statistics 20, with a level of significance set at $\alpha = 0.05$ to calculate the means, standard deviation, minimum and maximum values. The Shapiro–Wilk and Kolmogorov–Smirnov normality tests were used ($p < 0.005$: the data do not follow a normal distribution). Therefore, the non-parametric tests (Mann–Whitney test and the Kruskal–Wallis test with independent samples) were used to compare the levels of Pb, Cd, Hg and As in fish muscle (according to species, size, and farming mode) and in fish feed. However, no statistical test was used to compare the water samples due to the low levels recorded, so there is no need to compare contamination between farms.

For the levels between the limit of detection (LOD) and the limit of quantification (LOQ), the average of the LOD and LOQ were used for statistical analyses, whereas $\frac{1}{2}$ LOD was taken into account for the levels < LOD.

2.5. Sanitary risk assessment

To assess the risk related to the consumption of the farmed fish investigated in this study, we calculated the estimated daily intake (EDI), the target hazard quotient (THQ) and the hazard

index (HI) (United States Environmental Protection Agency, 2000) as well as the carcinogenic risk (CR) (Saha et al., 2016).

The estimated daily intake (EDI in $\mu\text{g/kg/day}$) was calculated using Eq. (1) (United States Environmental Protection Agency, 2000) taking in to account an Algerian adult weight of 60 kg and a consumption of 9.7 g of fish per day (Mehouel et al., 2019):

$$EDI = \frac{C \times DC}{BW} \quad (1)$$

where:

C, mean concentration of the trace element in the fish flesh ($\mu\text{g g}^{-1}$);

DC, daily (fish) consumption (9.7 g day^{-1});

BW, mean body weight of the Algerian population (60 kg).

The Target Hazard Quotient (THQ) was calculated using the Eq. (2) (United States Environmental Protection Agency, 2000):

$$THQ = \frac{EFr \times ED \times FIR \times C \times 10^{-3}}{RFD \times BW \times ATn} \quad (2)$$

where:

THQ, risk associated with a single element;

EFr, exposure frequency (set as 365 days year $^{-1}$);

ED, exposure duration (70 years) equivalent to the life expectancy at birth;

BW, average body weight (60 kg for adults);

FIR, seafood ingestion rate in Algeria (9.7 g/person/day) (Mehouel et al., 2019);

C, contaminant level in the sample (mg kg^{-1} wet wt);

RFD, oral reference dose of Cd, Hg, Pb and As fixed by USEPA, as follows: 10^{-3} ; 1.6×10^{-4} ; 4×10^{-3} ; $3 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day}$, respectively (United States Environmental Protection Agency, 2000);

ATn, average exposure time for non-carcinogens (365 days/year $\times$ 70 years).

THQ < 1 indicates that the daily exposure is unlikely to cause non-carcinogenic adverse effects in human health during a lifetime, while THQ ≥ 1 indicates possible non-carcinogenic adverse effects (United States Environmental Protection Agency, 2000).

The hazard index (HI) or total THQ (TTHQ) is determined to assess the risk associated with multiple contaminants that cause a non-carcinogenic adverse effect on an organism.

HI is the total THQ (TTHQ) and it is calculated by summing the THQs of the measured contaminants (Eq. (3)) (United States Environmental Protection Agency, 2000):

$$HI = TTHQ = THQ(As) + THQ(Hg) + THQ(Cd) + THQ(Pb) \quad (3)$$

Global exposures estimated using hazard quotients < 1 are unlikely to result in any non-carcinogenic adverse health effects over a lifetime of exposure and are normally considered acceptable (United States Environmental Protection Agency, 2000).

The carcinogenic risk (CR) is estimated as the lifetime probability that an individual will develop cancer following exposure to a potential carcinogen. CR is calculated as described by Saha et al. (2016) Eq. (4).

$$CR = CSF \times EDI \quad (4)$$

where CSF are the cancer slope factors (As: 15×10^{-4} , Cd: 63×10^{-4} and Pb: $85 \times 10^{-7} (\mu\text{g/kg/day})^{-1}$) (Raknuzzaman et al., 2016).

The total cancer risk (TCR) was calculated by summing the individual cancer risks of multiple carcinogens (Bamuwamy et al., 2015) Eq. (5).

$$TCR = CR(As) + CR(Cd) + CR(Pb) \quad (5)$$

where the acceptable levels of CR or TCR range are from 10^{-4} to 10^{-6} ; CR or TCR values $> 10^{-4}$ are unacceptable and those $< 10^{-6}$ indicate a negligible risk of cancer an individual's lifetime (Varol et al., 2017).

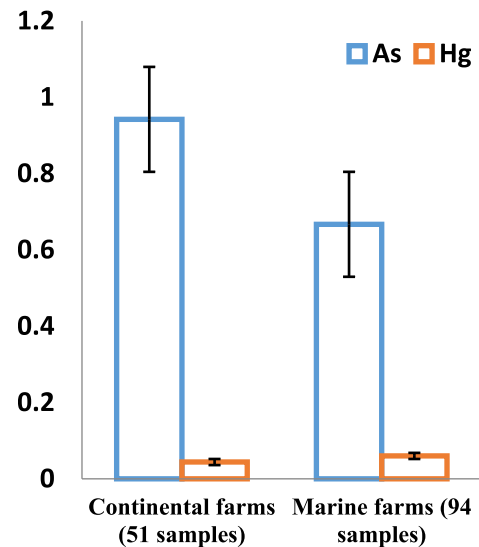


Fig. 2. Mean levels $\pm$ standard deviation (mg kg^{-1} wet wt) of As and Hg in fish muscle according to farming mode ($p < 0.05$).

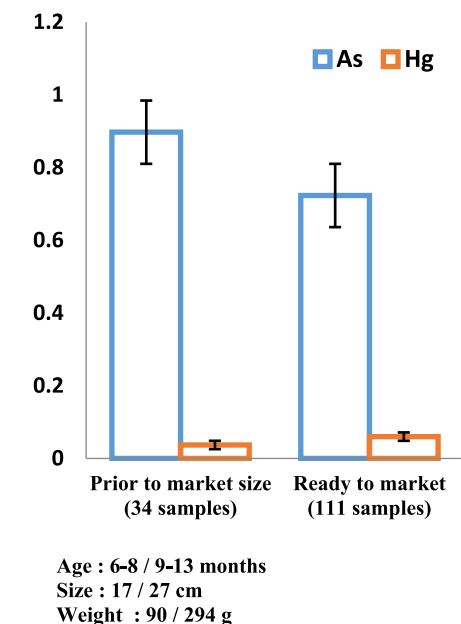


Fig. 3. Mean levels $\pm$ standard deviation (mg kg^{-1} wet wt) of As and Hg in fish muscle according to fish size ($p < 0.05$).

3. Results and discussion

The mean levels of Pb, Cd, Hg and As measured in the fish analysed in this study are reported in Table 3. A comparison of our results obtained with those reported by other studies is provided in Table 4.

Figs. 2 and 3 show the mean levels of As and Hg in fish muscles according to the farming mode and fish size, respectively. Cd and Pb levels were very low in all fish species sampled (data not shown). Fig. 4 shows the mean concentrations of studied trace elements in fish feed.

3.1. Arsenic

Arsenic is the most abundant contaminant found in the different samples (fish, feed and water) analysed in this study. The

Table 3Trace elements concentrations (mean $\pm$ standard deviation, mg kg⁻¹ wet wt) in fish muscle according to species and farm location.

Farming mode		Marine				Continental	
Fish species		Sea bass	Sea bream		Sea bream + sea bass	Red tilapia	Grey tilapia
Farm location		Chlef	Bejaia	Chlef	Chlef+Bejaia	Algiers	Ain Defla
Number of samples		36	34	24	58	24	27
Mean size (cm)Min-max		29 (20–32)	24 (16–27)	25 (15–30)	24 (15–30)	27 (15–32)	23 (14–31)
Mean weight (g)Min-max		300 (120–410)	210 (60–370)	235 (80–450)	220 (60–450)	275 (80–450)	240 (60–550)
As	mean	0.39 $\pm$ 0.10 ^a	0.80 $\pm$ 0.10 ^b	0.88 $\pm$ 0.36	0.84 $\pm$ 0.25 ^a	0.59 $\pm$ 0.34 ^b	1.56 $\pm$ 0.57 ^{a,b}
	min-max	0.28–0.67	0.60–1.1	0.52–2.2	0.52–2.2	0.28–2.2	0.65–2.7
Hg	mean	0.080 $\pm$ 0.020 ^a	0.050 $\pm$ 0.010 ^b	0.053 $\pm$ 0.023	0.051 $\pm$ 0.019 ^a	0.066 $\pm$ 0.023 ^b	0.073 $\pm$ 0.028 ^{a,b}
	min-max	0.024–0.11	0.015–0.079	0.014–0.089	0.014–0.089	0.014–0.11	0.026–0.11
Cd	mean	<LOQ ^d	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.001 $\pm$ 0.001
	min-max	<LOD ^e -0.001	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOD-0.002	<LOQ-0.002
Pb	mean	<LOQ ^f	0.004 $\pm$ 0.005	<LOQ	0.003 $\pm$ 0.004	<LOQ	0.003 $\pm$ 0.002
	min-max	<LOD ^g -0.005	<LOQ-0.029	<LOD-0.004	<LOD-0.029	<LOD-0.005	<LOQ-0.011

^asignificant differences between species ($p < 0.05$).^bsignificant differences between sites ($p < 0.05$).^cLOD (Hg) = 0.001 mg kg⁻¹.^dLOQ (Cd) = 0.0007 mg kg⁻¹.^eLOD (Cd) = 0.0002 mg kg⁻¹.^fLOQ (Pb) = 0.002 mg kg⁻¹.^gLOD (Pb) = 0.0006 mg kg⁻¹.

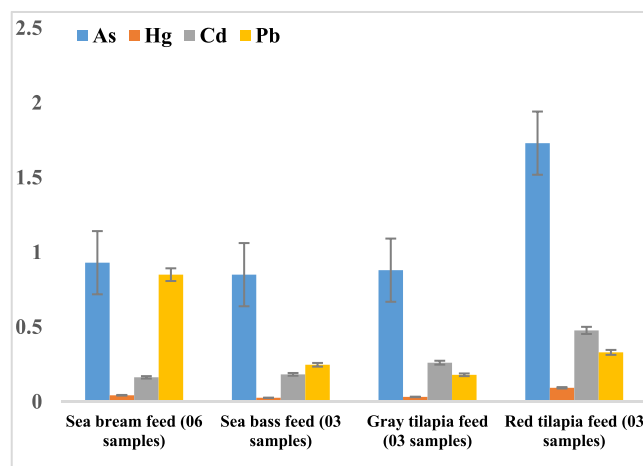
highest As levels were measured in fish reared in continental farms compared to marine farms (see Table 3 and Fig. 2). Its highest levels (1.56 ± 0.57 mg kg⁻¹ wet wt) was measured in the red tilapia reared in the continental farm of Algiers, followed by sea bream reared in the marine farms of Chlef and Bejaia (0.88 ± 0.36 mg kg⁻¹ and 0.80 ± 0.10 mg kg⁻¹, respectively) and grey tilapia reared in continental water in Ain Defla (0.42 ± 0.40 mg kg⁻¹). Sea bass reared at sea in Chlef showed the lowest concentration (0.39 ± 0.10 mg kg⁻¹) ($p < 0.05$).

A negative correlation ($p < 0.05$) between As content and the fish size was observed in this study. Actually, the highest As levels were measured in fish of pre-market size and not in fish ready to market (Fig. 3). Previous studies have reported also negative correlation between trace element concentrations in fish tissues and fish size (Henry et al., 2004). These results corroborate previous studies (Table 4) that reported relatively high As levels in fish (Zhang et al., 2016). Our results for tilapia are consistent with the results reported by the study of Cheung et al. (2008) in five tilapia farms in China (0.42 – 2.24 mg kg⁻¹) and the study of Avigliano et al. (2016) on two wild fish species in Argentina where they recorded values ranging from 0.35 to 1.30 mg kg⁻¹. However, in Greece, Kalantzi et al. (2016) had reported higher values in farmed sea bass (0.42 – 1.06 mg kg⁻¹) and farmed sea bream (0.98 – 2.99 mg kg⁻¹).

It is worth to underline that inorganic As is generally absorbed via the water column and food while to organic As species (e.g. arsenobetaine) are absorbed only via the food, the latter species accumulating at high concentrations in muscle tissue (Hong et al., 2014). Therefore, the lower levels of As measured in marine and continental farm water, in contrast to the high concentrations in fish feed, suggests that the contamination is foodborne.

The levels of As in the farms water samples were <LOD, except for the marine farms of Bejaia and Chlef (0.11 ± 0.03 mg kg⁻¹ and 0.08 ± 0.05 mg kg⁻¹, respectively) whereas in fish feed (Fig. 4), As levels are high, ranging from 0.90 ± 0.30 to 1.7 ± 0.5 mg kg⁻¹.

It is worth to note that a positive correlation was observed between the As levels in the fish feed and its concentration in the muscle tissue in all fish species. The level of a trace element such

**Fig. 4.** Mean levels $\pm$ standard deviation (mg kg⁻¹ raw weight) of Pb, Cd, Hg and As in fish feed.

as As in fish depends on several parameters such as ecological factors (season, pH and temperature of the water, etc.), the individuals' life cycle (Rajeshkumar et al., 2018; Batvari et al., 2016) and also the size of the fish. Therefore, the negative correlation between As content and fish size is most probably related to the high metabolic activity of younger fish, which is known to be an important factor in the accumulation of trace elements in fish (Henry et al., 2004).

3.2. Mercury

Mercury is the second abundant element found in the fish samples analysed in this study, after As. The highest Hg levels were measured in seabass reared in the Chlef farm (0.08 ± 0.02 mg kg⁻¹) and in red tilapia from Algiers farm (0.073 ± 0.028 mg kg⁻¹), followed by sea bream reared in the Chlef and Bejaia farms

Table 4Levels of As, Hg, Cd and Pb in muscle tissue (mg kg⁻¹ wet wt) of farming fish and comparison with other studies and regions.

Species	Region		As	Hg	Cd	Pb	Reference
Farmed tilapia	Algeria	Algiers	1.56	0.07	0.001	0.003	This study
		Ain Defla	0.42	0.02	<LOQ	<LOQ	
	Zambia	Farm1	0.04	0.007	0.001	0.008	Simukoko et al. (2022)
		Farm 2	0.03	0.002	0.001	0.007	
	Egypte		//	0.94	0.08	0.29	Hamada et al. (2018)
	Malaysia		//	//	0.002	0.023	Taweel et al. (2011)
	Taiwan		1.27	//	0.01	0.14	Ling et al. (2013)
	China	Sanjiao	2.24	0.02	0.71	2.15	Cheung et al. (2008)
		Guangzhou	0.78	0.01	0.25	2.42	
		Shipai	0.42	0.03	1.57	4.73	
		Changan	1.29	0.01	0.43	7.74	
		Maipo	1.84	0.02	0.08	0.55	
Farmed seabream	Algeria	Bejaia	0.80	0.05	<LOQ	0.004	This study
		Chlef	0.89	0.053	<LOQ	<LOQ	
		Algiers, Tizi Ouzou, Ain temouchent	3.52	//	0.004	0.003	Lounas et al. (2021)
	Greece	Aegean and Crete Sea	//	0.03	0.002	0.06	Elisavet et al. (2019)
		AegeanSea 1	2.99	0.10	<LOD	<LOD	Kalantzi et al. (2016)
		AegeanSea 2	0.98	0.02			
		IonianSea 2	1.84	0.04			
Farmed seabass	Algeria ; Chlef farm		0.39	0.08	<LOQ	<LOQ	This study
	Greece	Aegean and Crete Sea	//	0.05	0.001	0.06	Elisavet et al. (2019)
		AegeanSea 1	1.06	0.07			Kalantzi et al. (2016)
		AegeanSea 2	0.42	0.06	<LOD	<LOD	
		IonianSea 1	1.05	0.06			
		IonianSea 2	0.94	0.06			
Farmed seabream and seabass	Algeria : Chlef and Bejaia farms		0.67	0.06	<LOQ	0.002	This study
	Tunisia : 4 farms in the Northeast		//	0.06	0.04	0.05	Chouba et al. (2016)
	Croatia : AdriaticSea		2.57	0.17	0.02	0.14	Rozic et al. (2014).

Note: <LOQ : results between the limit of detection (LOD) and the limit of quantification (LOQ): Cd (0.0002, 0.0007), Pb (0.0006, 0.002), <LOD : results below the LOD.

(0.05 ± 0.02 mg kg⁻¹ and 0.05 ± 0.01 mg kg⁻¹, respectively). The lowest levels were measured in grey tilapia reared in Ain Defla (0.02 ± 0.02 mg kg⁻¹). In the Chlef farm, the sea bream was less contaminated than the seabass (see Table 3) (p < 0.05).

These results are compatible with the levels reported in the literature, which range from 0.002 ± 0.001 mg kg⁻¹ to 0.94 ± 0.1 mg kg⁻¹ in farmed tilapia, 0.02 to 0.17 mg kg⁻¹ in farmed sea bream and sea bass (Table 4). Elisavet et al. (2019) in Greece recorded values of 0.05 mg kg⁻¹ in farmed sea bass and 0.03 mg kg⁻¹ in farmed sea bream, these results are slightly lower than ours for the same species. However, for farmed Tilapia, the results reported by Hamada et al. (2018) in Egypt (0.94 mg kg⁻¹) were higher than our results.

It is also worth to note that the highest Hg levels were measured in fish from marine farms compared to continental farms (Fig. 2) and also in fish ready to market compared to fish of pre-market size (Fig. 3).

The correlation between Hg content and the fish size was positive, in contrast to the case of As. However, Hg was weakly detected in fish feed (Fig. 4) and not detected at all in farm waters. These variations in Hg levels suggest that the bioaccumulation depends on the fish species, its physiological capacity of assimilation and excretion, its anatomy (size) and the duration of exposure to the pollutants (Casadevall et al., 2017).

3.3. Cadmium and lead

Cadmium and Pb levels were very low in both fish samples and in the farm waters (Table 3). There were no significant differences between marine and continental fish farms neither between pre-market size fish and those ready-to-market fish (data not shown) (p > 0.05).

The levels of Pb and Cd are also lower than those reported in most studies focusing on farmed fish (Table 4). Most levels of Pb and Cd were <LOQ, except for red tilapia from Algiers' continental farm (Cd = 0.001 ± 0.001 mg kg⁻¹, Pb = 0.003 ± 0.002 mg kg⁻¹) and for sea bream from Bejaia marine farm (Pb = 0.004 ± 0.005 mg kg⁻¹). The results reported by Elisavet et al. (2019) in Greece regarding Cd and Pb contamination in farmed sea bass (0.001 and 0.06 mg kg⁻¹) and farmed sea bream (0.02 and 0.06 mg kg⁻¹) respectively, were higher to the results we recorded for the same species. For farmed tilapia, Taweel et al. (2011) reported a Cd and Pb contamination rate of 0.002 and 0.023 mg kg⁻¹, respectively. These results are higher than those observed in this study.

The low levels of Pb and Cd in the fish samples could be related to the nature of the tissues (muscle) considered for analysis; actually, it is known that the tropism of metallic elements is higher for organs and viscera than for muscle (Kojadinovic et al.,

2007). In the study by [Latif et al. \(2022\)](#), it was reported that the Pb level was lower in muscle tissues than in gill, liver and intestine. Similarly, the study of [Ishak et al. \(2020\)](#) showed that the highest levels of Pb and Cd were in gills, bones and the lowest in the muscle tissues.

Cadmium and Pb levels measured in the fish feed were relatively high ([Fig. 4](#)). It is worth to note that in the selected farms, an intensive rearing system is used, the fish feed consisting of a mixture of ingredients designed to provide all nutrients needed for fish growth. Our results in terms of Pb and Cd in fish feed corroborate with the results in the study by [Kalantzi et al. \(2016\)](#) reporting similar data in the feed of sea bream and sea bass reared in the three aquaculture farms in Greece. These authors found the same pattern of contamination of fish feed with Pb, Cd, Hg and As as in our study.

It is likely that fish feed contamination with trace elements such as Pb, Cd, Hg and As arises from the raw materials such as fish tissues and fish oil used for the preparation of the fish feed. These raw materials contain all the nutrients to cover the nutritional needs of fishes but they also contain toxic trace elements such as Pb, Cd, Hg and As ([Medale et al., 2013](#)).

3.4. Trace element levels in continental and sea farm waters

The analysis of all water samples collected from both continental and marine farms showed levels of As, Hg, Cd and Pb <LOD, with the exception of As, whose highest levels were of $0.11 \pm 0.03 \text{ mg kg}^{-1}$ and $0.08 \pm 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$ in the marine farms of Bejaia and Chlef, respectively.

These results were lower than those reported in the study of [Avigliano et al. \(2015\)](#) in five areas in Argentina, the reported levels of As, Hg, Cd and Pb were ranged (3.9 to 367, 0.07 to 0.63, 0.17 to 1.0 and 0.9 to $8.22 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively).

The results could be related to the location of the continental farms, which are far from anthropogenic and natural sources of pollution. Nevertheless, the marine farms are located in the Mediterranean Sea, which is one of the most polluted seas in the world, due to maritime transport and oil accidents ([European Environment Agency, 2006](#)). In addition, the Algerian coasts have been considered the most polluted in the Mediterranean, hosting industries that dump large amounts of chemical waste into the sea ([European Environment Agency, 2006](#)). Nevertheless, the trace elements may be concentrated in aquatic compartments other than seawater, particularly in sediments ([Tessier, 2012](#)).

According to the EU regulation 2455/2001/EC ([Anon, 2001](#)), Pb, Cd and Hg are identified as priority hazardous substances, and they are subject to a target of zero discharge into seawater. Nine other trace elements presenting health risks were also proposed in the report 42 of the Academy of Sciences (1998), among them As ([Bourrelie and Berthelin, 1999](#)).

3.5. Risk evaluation for consumers

The mean levels of Pb, Cd, Hg and As measured in the farm fish samples of this study were used to calculate the estimated daily intake (EDI), estimated weekly intake (EWI), target hazard quotient (THQ) and hazard index (HI) values ([Table 5](#)). These parameters provide an indication of the risk health due to the presence of these substances in the edible part of the fish upon ingestion.

It should be noted that the annual consumption of fish in Algeria estimated at 3.56 kg per year and per Algerian inhabitant in 2016 ([Mehouel et al., 2019](#)) was lower than the fish consumption rate in Brazil and Argentina: 9.6 and 4.8 kg/person/year, respectively ([Avigliano et al., 2019](#)), while the universal average has increased from 9.0 kg in 1961 to 20.3 kg per capita in

Table 5

Estimated dietary intake (EDI) ($\mu\text{g/kg/BW/day}$), estimated weekly intake (EWI) ($\mu\text{g/kg/BW/week}$), target hazard quotient (THQ) and hazard index (HI) for As, Hg, Cd and Pb in studied fish species.

		EDI	EWI	THQ	HI
Sea bream	As	0.14	0.95	0.45	0.50
	Hg	0.008	0.060	0.050	
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}	7×10^{-5}	
	Pb	4×10^{-4}	0.003	10^{-4}	
Sea bass	As	0.063	0.45	0.21	0.28
	Hg	0.012	0.090	0.075	
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}	7×10^{-5}	
	Pb	2×10^{-4}	0.002	5×10^{-5}	
Grey tilapia	As	0.064	0.45	0.21	0.23
	Hg	0.003	0.020	0.019	
	Cd	7×10^{-5}	5×10^{-4}	7×10^{-5}	
	Pb	2×10^{-4}	0.002	5×10^{-5}	
Red tilapia	As	0.25	1.75	0.83	0.90
	Hg	0.011	0.080	0.070	
	Cd	2×10^{-4}	0.002	2×10^{-4}	
	Pb	4×10^{-4}	0.003	10^{-4}	

2017 ([Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020](#)). This very low threshold is due to several factors: the low production which does not cover the demand, the food habits of the population where fish is not a common food source, the high cost of fish and the low purchasing power of the Algerian population.

The EWI values were <PTWI established by European Food Safety Authority (As, Cd, Pb: $2.5 \mu\text{g/kg/week}$) and Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (inorganic As, Hg, Cd and Pb: 15, 5, 7, $25 \mu\text{g/kg/week}$, respectively ([European Food Safety Authority, 2011](#); [Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2011](#)). In addition, the THQ and HI were overall <1. These data indicate the absence of risk of non-carcinogenic adverse effects for the Algerian population consuming the fish analysed in our study, although relatively high As levels were found in some samples. It is known that As is present in fish mainly in the form of arsenobetaine (non-toxic), whereas its toxicity is mainly manifested by inorganic species such as As(III) and As(V) ([Taylor et al., 2017](#)).

Although we took into account the total concentration in As, the THQ and HI results were not alarming for the Algerian population. Other studies, such as the study conducted by [Kalantzi et al. \(2016\)](#) who estimated that 10% of the total As is inorganic on sea bream and sea bass reared in four farms in Greece, their results in term of THQ related to As were lower than those reported in this study on the same species. The study by [Avigliano et al. \(2019\)](#) who estimated that 20% of the total As is inorganic on wild fish. The THQ_{As} estimated in Brazil and Argentina recorded values of 1.58 and 0.57 respectively. These findings were superior to our results, except that the THQ_{As} of farmed tilapia was higher than THQ_{As} found in Argentina. In addition, our results in terms of EWI and THQ related to As, Hg, Cd and Pb on farmed tilapia were higher than those reported on the same specie reared in two farms in Zambia ([Simukoko et al., 2022](#)).

The estimated carcinogenic risk (CR) and total carcinogenic risk (TCR) related to the exposure to As, Pb and Cd due to the consumption of various fish species are also listed in [Table 6](#). The CR for Hg were not calculated in this study due to the unavailability of data in terms of cancer slope factor because this element is not classified as a carcinogen through food consumption.

The CR values estimated for As ([Table 6](#)) exceeded the acceptability thresholds (10^{-4} – 10^{-6}) in red tilapia ($\text{CR}_{\text{As}} \cong \text{TCR} = 3.8 \times 10^{-4}$) and in sea bream ($\text{CR}_{\text{As}} \cong \text{TCR} = 2.03 \times 10^{-4}$). These results may indicate a slightly higher lifetime risk of developing cancer by the persons consuming these fish. However, it should

Table 6

Estimation of carcinogenic risks (CR) and total carcinogenic risks (TCR) for an Algerian adult (60 kg).

		CR	TCR
Sea bream	As	2.0×10^{-4}	2.0×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.34×10^{-8}	
Sea bass	As	0.95×10^{-4}	0.95×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.17×10^{-8}	
Grey tilapia	As	0.96×10^{-4}	0.96×10^{-4}
	Cd	0.44×10^{-6}	
	Pb	0.17×10^{-8}	
Red tilapia	As	3.8×10^{-4}	3.8×10^{-4}
	Cd	0.13×10^{-5}	
	Pb	0.34×10^{-8}	

be noted that these results were obtained taking into account the total As levels and not the inorganic species (arsenite (As^{3+}) and arsenate (As^{5+})), which are the most toxic As species. It is known that the concentration of As is generally high in fish, with a dominance of the organic form arsenobetaine at 95% of total As (Jabeen and Javed, 2011). Nevertheless, Avigliano et al. (2019) estimated that toxic inorganic As ranges between 1% and 20% of total As.

The estimated CR of Cd and Pb in all fish species and those of As in sea bass and grey tilapia ($\text{CR}_{\text{As}} \cong \text{TCR} \cong 0.96 \times 10^{-4}$) were found to be either within the acceptance threshold or lower (Table 6).

This indicates a negligible risk of developing cancer during an individual's lifetime related to these toxic trace elements. The carcinogenic risk (CR) via consumption of farmed sea bream has already been reported in other regions of Algeria (Algiers, Tizi Ouzou and Ain Temouchent) by Lounas et al. (2021). They reported CR values for As (2.55×10^{-4}), Cd (1.22×10^{-5}) and Pb (1.11×10^{-8}) slightly exceeding the maximum acceptable threshold only for As; these results are close to those obtained in our study for sea bream reared in Bejaia and Chlef (Table 6). Our results in term of CR related to As, Hg, Cd and Pb on farmed tilapia were higher than those reported on the same specie reared in two farms in Zambia (Simukoko et al., 2022). Also, our results in term of CR (As) were superior to the results recorded in the study conducted by Kalantzi et al. (2016).

The results of THQ, HI and CR vary from study to another study due to the variable contamination of fish in aquaculture productions. In our study, where total As was considered, the CR (total As) is relatively high in case of consumption of some species. In order to correctly estimate the risks incurred by the consumer, the determination of CR (inorganic As) is necessary and it will be done using speciation data.

4. Conclusion

This study aimed to evaluate the levels of contamination by Pb, Cd, Hg and As in four species of Algerian farmed fish, as well as the feed and farm waters. The most abundant trace element found in the fish samples was As followed by Hg; the levels of Cd and Pb in the fish samples were near or below the quantification in all fish species.

In fish feed, relatively high levels of all the above-mentioned contaminants were measured, As being the most and Hg the least abundant element. In the waters of the farming areas, the concentrations of As, Hg, Cd and Pb were very low, generally below the limits of quantification.

The assessment of the health risks related to the presence of these contaminants in the Algerian fish revealed that their

consumption was not likely to have harmful non-carcinogenic effects on the humans. Nevertheless, a slight risk to developing cancer during the lifetime due to total As present in red tilapia and sea bream was identified. However, it should be noted that the toxicity of As is mainly manifested by inorganic species that are found in small amounts in fish compared to its organic form. Nevertheless, the study must be pursued by carrying out arsenic speciation analysis to determine its chemical forms and hence accurately assess the toxicological and the carcinogenic risks related to inorganic rather than total As.

CRedit authorship contribution statement

Boubeker Khellaf: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Supervision, Validation, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Leila Bouayad:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Resources, Supervision, Validation, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Ali Benouadah:** Data curation, Methodology, Supervision, Validation, Writing – review & editing. **Taha Mossadek Hamdi:** Data curation, Funding acquisition, Methodology, Supervision, Validation, Writing – review & editing. **Rachida Chekri:** Data curation, Methodology, Supervision, Validation, Writing – review & editing. **Petru Jitaru:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Resources, Supervision, Validation, Writing – original draft, Writing – review & editing.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

No data was used for the research described in the article.

Acknowledgements

The authors thank the DGRSDT, Algeria for the financial support and Nathalie Marchond (Anses) for the technical support.

References

- Anon, 1996, Regulation (EC) N°. 96/23/EC, Council directive 96/23/EC of 29 April 1996, on measures to monitor certain substances and residues thereof in live animals and animal products and repealing Directives 85/358/EEC and 86/469/EEC and decisions 89/187/EEC and 91/664/EEC. Chapter 3 Aquaculture products, <http://data.europa.eu/eli/dir/1996/23/oj>.
- Anon, 2001, Regulation (EC) N°. 2455/2001, Decision N° 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001, establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending directive 2000/60/EC, <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:331:0001:0005:EN:PDF>.
- Anon, 2004, Algerian regulation No. 04-86 of 18 March 2004: fixing the minimum market sizes of biological resources. Official Journal of the Algerian Republic No. 18, <https://www.joradp.dz/FTP/jo-francais/2004/F2004018.pdf>.
- Anon, 2006, Regulation (EC) N° 1967/2006 of 21 December 2006, Concerning management measures for the sustainable exploitation of fishery resources in the Mediterranean Sea, amending Regulation (EEC) N°. 2847/93 and repealing Regulation (EC) N°. 1626/94, <http://www.legislation.gov.uk/eur/2006/1967>.
- Anon, 2007, Regulation (EC) N° 333/2007 of commission 28 March 2007, Laying down the methods of sampling and analysis for the control of the levels of trace elements and processing contaminants in foodstuffs, <http://www.legislation.gov.uk/eur/2007/333>.

- Arisekar, U., Shakila, R.J., Shalini, R., Jeyasekaran, G., 2020. Human health risk assessment of heavy metals in aquatic sediments and freshwater fish caught from Thamirabarani river, the western ghats of south Tamil Nadu. *Mar. Pollut. Bull.* 159, 111496. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111496>.
- Avigliano, E., Lozano, C., Plá, R.R., Volpedo, A.V., 2016. Toxic element determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by neutron activation analysis: Tissue distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption. *J. Food Comp. Anal.* 54, 27–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfca.2016.09.011>.
- Avigliano, E., Maichak de Carvalho, B., Invernizzi, R., Olmedo, M., Jasan, R., Volpedo, A.V., 2019. Arsenic, selenium, and metals in a commercial and vulnerable fish from southwestern Atlantic estuaries: distribution in water and tissues and public health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 7994–8006. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04258-3>.
- Avigliano, E., Schenone, N.F., Volpedo, A.V., Goessler, W., Cirelli, A.F., 2015. Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. *Sci. Total Environ.* 506, 102–108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.119>.
- Bamuwamy, M., Ogwok, P., Tumuhairwe, V., 2015. Cancer and non-cancer risks associated with heavy metal exposures from street foods: evaluation of roasted meats in an urban setting. *J. Environ. Pollut. Human Health* 3 (2), 24–30. <http://dx.doi.org/10.12691/jephh-3-2-1>.
- Batvari, B.P.D., Sivakumar, S., Shanthi, K., Lee, K.-J., Krishnamoorthy, R.R., Kamala-Kannan, S., 2016. Heavy metals accumulation in crab and shrimps from Pulicat lake, north Chennai coastal region, southeast coast of India. *Toxicol. Ind. Health* 32 (1), 1–6. <http://dx.doi.org/10.1177/07482337134755000>.
- Bourrelle, P.H., Berthelin, J., 1999. Soil Contamination by Trace Elements: The Risks and Their Management. Report of the Academy of Sciences N° 42, Editions Tec et Doc - Lavoisier, Paris, France, <https://www.lavoisier.fr/livre/environnement/contamination-des-sols-par-les-elements-en-traces-les-risques-et-leur-gestion-rapport-de-l-academie-des-sciences-n-42/academie-des-sciences/descriptif-9782743002916>.
- Casadevall, M., Rodriguez-Prieto, C., Torres, J., 2017. The importance of the age when evaluating mercury pollution in fishes: the case of *Diplodus sargus* (Pisces, Sparidae) in the NW Mediterranean. *Environ. Sci.* 4 (1), 17–26. <http://dx.doi.org/10.3934/environsci.2017.1.17>.
- Chandra, A., Rana, J., Li, Y., 2001. Separation, identification, quantification, and method validation of anthocyanins in botanical supplement raw materials by HPLC and HPLC-MS. *J. Agricult. Food Chem.* 49, 3515–3521. <http://dx.doi.org/10.1021/jf010389p>.
- Cheung, K.C., Leung, H.M., Wong, M.H., 2008. Metal concentrations of common freshwater and marine fish from the Pearl River Delta, south China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54, 705–715. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-007-9064-7>.
- Chevallier, E., Chekri, R., Zinck, J., Guérin, T., Noël, L., 2015. Simultaneous determination of 31 elements in foodstuffs by ICP-MS after closed-vessel microwave digestion: method validation based on the accuracy profile. *J. Food Comp. Anal.* 41, 35–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfca.2014.12.024>.
- Chouba, L., Ennouri, R., Derouiche, E., Tissaoui, C., 2016. Study of traced metals (Cd, Pb, Hg) in fish flesh of tunisian aquaculture farms. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer Salammbô* 43, 27–30. <http://hdl.handle.net/1834/10383>.
- Colas, L.B., Andujar, P., Descatha, A., 2011. Mercury poisoning. *J. Intern. Med.* 32, 416–424. <http://dx.doi.org/10.1016/j.revmed.2009.08.024>.
- El-Moselhy, K.M., Othman, A.I., Abd El-Azem, H., El-Metwally, M.E.A., 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian J. Basic. Appl. Sci.* 1 (2), 97–105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejbas.2014.06.001>.
- Elisavet, A.R., Irina, V.S., Athanasios, K.A., Elvira, S.S., Venetia, K., Maroudio, K., Boris, B.D., Aristidis, M.T., 2019. Cadmium, lead and mercury in muscle tissue of gilthead seabream and seabass: Risk evaluation for consumers. *Food Chem. Toxicol.* 124, 439–449. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2018.12.020>.
- European Environment Agency, 2006. Priority Issues in the Mediterranean Environment. EEA Report No 4/2006, AEE, Copenhagen, (ISSN: 1725-9177) ISBN: 92-9167-882-1, https://www.eea.europa.eu/fr/publications/eea_report_2006_4.
- European Food Safety Authority, 2011. Statement on tolerable weekly intake for cadmium. EFSA J. 9 (2), 1975. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2011.1975>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in Action. Rome, <https://www.fao.org/3/ca9231fr/CA9231FR.pdf>.
- Garret Robert, G., 2000. Natural sources of metals to the environment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 6, 945–963. <http://dx.doi.org/10.1080/10807030091124383>.
- Hamada, M., Elbayoumi, Z., Khader, R., Elbagory, A., 2018. Assessment of Heavy Metal Concentration in Fish Meat of Wild and Farmed Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Egypt. Alexandria J. Vet. Sci.* 57, 30–37. <http://dx.doi.org/10.5455/ajvs.295019>.
- Henry, F., Amara, R., Courcot, L., Lacouture, D., Bertho, M.L., 2004. Heavy metals in four fish species from the french coast of the eastern english channel and southern bight of the north sea. *Environ. Int.* 30, 675–683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.007>.
- Hong, S., Khim, J.S., Park, J., Son, H., Choi, S.D., Choi, K., Ryu, J., Kim, C.Y., Chang, G.S., Giesy, J.P., 2014. Species- and tissue-specific bioaccumulation of arsenicals in various aquatic organisms from a highly industrialized area in the Pohang City, Korea. *Environ. Pollut.* 192, 27–35. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.004>.
- Ishak, A.R., Zuhdi, M.S., Aziz, M.Y., 2020. Determination of lead and cadmium in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas in Kuala Lumpur. *Egypt. J. Aquat. Res.* 46 (3), 221–225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2020.06.001>.
- Jabeen, G.H., Javed, M., 2011. Evaluation of arsenic toxicity to biota in river ravi (Pakistan). *Aquatic ecosystem. Int. J. Agric. Biol.* 13 (6), 929–934. http://www.fspublishers.org/published_papers/55542...pdf.
- Jarno, N., 2011. Characterization of the Vacuolar Proteome of the Model Plant *Arabidopsis thaliana* and Study of its Role in Cadmium Detoxification, Vol. 334 (Doctoral thesis). University of Grenoble, HAL Id: tel-00945631. <https://theses.hal.science/tel-00945631>.
- Joint FOA/WHO Expert Committee on Food Additives, 2011. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. In: Arsenic (72nd_2011_arsenic.pdf), cadmium (73rd_2011_cadmium.pdf), Lead (73rd_2011_Lead.pdf). World Health Organization, Geneva, <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/3511>.
- Kalantzi, I., Pergantis, S.A., Black, K.D., Shimmield, T.M., Papageorgiou, N., Tsapakis, M., Karakassis, I., 2016. Metals in tissues of seabass and seabream reared in sites with oxic and anoxic substrata and risk assessment for consumers. *Food Chem.* 194, 659–670. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.08.072>.
- Kandylari, A., Karavoltos, S., Sakellari, A., Anastasiadis, P., Asderis, M., Papanoulakis, N., Kapsofetalou, M., 2021. Trace metals in six fish by-products of two farmed fishes, the Gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and the meager (*Argyrosomus regius*): Interactions with the environment and feed. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 27 (4), 1126–1146. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2020.1799188>.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Lecorre, M., Cossou, R.P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the western Indian ocean. *Environ. Pollut.* 146 (2), 548–566. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.015>.
- Latif, M., Zahoor, M., Muhammad, A., Naz, S., Kamran, A.W., Ullah, R., Shah, A.B., Almeer, R., Sayed, A., 2022. Bioaccumulation of lead in different organs of *Ctenopharyngodon idella* (grass fish) and *Tor putitora* (Mahseer) fish. *Braz. J. Biol.* 2024, 84. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.260355>, e260355.
- Ling, M.P., Wu, C.C., Yang, K.R., Hsu, H.T., 2013. Differential accumulation of trace elements in ventral and dorsal muscle tissues in tilapia and milkfish with different feeding habits from the same cultured fishery pond. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 89, 222–230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.002>.
- Lounas, R., Hamza Kasmi, H., Chernai, S., Amarni, N., Ghebriout, L., Hamdi, B., 2021. Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 30732–30742. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-12864-3>.
- Medale, F., Le Boucher, R., Dupont-Nivet, M., Quillet, E., Aubin, J., Panserat, S., 2013. Plant-based foods for farmed fish. *INRA Prod. Animales* 26 (4), 303–316. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01019139>.
- Mehouel, M., Bouayad, L., Ali Berber, A., Hautegehem, I.V., Van de Wiele, M., 2019. Analysis and risk assessment of arsenic, cadmium and lead in two fish species (*Sardina pilchardus* and *Xiphias gladius*) from Algerian coastal water. *Food Addit. Contam. A* <http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2019.1634840>.
- Ministry of Fisheries and Fishery Resources of Algeria, 2020. Directorate of statistics. statistical data of the national production of fish in algeria for the year 2020. <https://mpeche.gov.dz>.
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., Li, X., 2018. Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere* 191, 626–638. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078>.
- Raknuzzaman, M., Ahmed, M.K., Islam, M.S., Habibullah, A.M., Tokumura, M., Sekine, M., Masunaga, S., 2016. Trace metal contamination in commercial fish and crustaceans collected from coastal area of Bangladesh and health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (17), 17298–17310. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6918-4>.
- Rozic, P.Z., Dolenec, T., Bazdaric, B., Karamarko, V., Kniewald, G., Dolenec, M., 2014. Element levels in cultured and wild sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Adriatic Sea and potential risk assessment. *Environ. Geochem. Health* 36, 19–39. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-013-9516-0>.

- Saha, N., Mollah, M.Z.I., Alam, M.F., Rahman, M.S., 2016. Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food Control* 70, 110–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.05.040>.
- Simukoko, C.K., Mwakalapa, E.B., Bwalya, P., Muzandu, K., Berg, V., Mutoloki, S., Polder, A., Lyche, J.L., 2022. Assessment of heavy metals in wild and farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) on Lake Kariba, Zambia: implications for human and fish health. *Food Addit. Contam. A* 39 (1), 74–91. <http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2021.1975830>.
- Taweel, A., Shuhaimi-Othman, M., Ahmad, A.K., 2011. Heavy metals concentration in different organs of Tilapia Fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas of Bangi, Selangor, Malaysia. *Afr. J. Biotechnol.* 10, 11562–11566. <http://dx.doi.org/10.5897/AJB11.1663>.
- Taylor, V., Goodale, B., Raab, A., Schwerdtle, T., Reimer, K., Conklin, S., Karagas, M.R., Francesconi, K.A., 2017. Human exposure to organic arsenic species from seafood. *Sci. Total Environ.* 580, 266–282. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.113>.
- Tessier, E., 2012. Diagnosis of Sedimentary Contamination by Metals/Metalloids in the Harbor of Toulon and Mechanisms Controlling their Mobility (Doctoral thesis in science). University of Toulon, p. 292, NNT: 2012TOUL0003. <https://theses.hal.science/tel-01124043>.
- United States Environmental Protection Agency, 2000. Guidance for assessing chemical contaminant. data for use in fish advisories. Volume 1: Fish Sampling and Analysis, third ed. Office of Water, Washington, DC, [EPA823-R-95-007]. <https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2018-11/documents/guidance-assess-chemical-contaminant-vol1-third-edition.pdf>.
- Varol, M., Kaya, G.K., Alp, A., 2017. Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in a dam reservoir on the Firat (Euphrates) river: risk-based consumption advisories. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1288–1296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.052>.
- Zhang, W., Wang, W.X., Zhang, L., 2016. Comparison of bioavailability and bio-transformation of inorganic and organic arsenic to two marine fish. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2413–2423. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b06307>.