

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR



ECOLE DOCTORALE SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE L'ENVIRONNEMENT FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES

Année : 6102

N° d'ordre : 212

THESE DE DOCTORAT UNIQUE

Spécialité : Environnement

Présentée par :

El Boukhary OULD AHMED

**Evaluation du niveau de pollution métallique de produits
halieutiques et des sédiments du littoral Mauritanien**

Soutenue le 09-04-2016-devant le jury composé de:

Président	M.Abdoulaye SAMB	Professeur F.S.T-UCAD
Rapporteurs	M.M.Abdoulaye DIOP	Professeur F.S.T-UCAD
	Samba DIENG	Maître de .Conférences F.S.TUCAD
	Pape NDIAYE	Professeur à l'IFAN-UCAD
Examineur	M.Dr.Malik FALL	Chargé d'enseignement FST-UCAD
Directeur de thèse :	M.Amadou DIOUF	Professeur. FMPOS

Dédicaces

Je dédie ce travail :

A mon père, Ahmed Ould Edau qui n'a jamais cessé de croire en moi...

A ma mère, Tetta mt Abderrahmane source d'affection et de tendresse...

REMERCIEMENTS

Nous tenons tout d'abord à remercier très fortement notre Dieu qui nous a donné le pouvoir de réaliser ce travail.

. Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance au Pr. Amadou DIOUF, Doyen de la faculté de médecine, de pharmacie et d'odonto-Stomatologie qui fut un GRAND directeur de thèse, toujours prêt à partager son savoir et ses qualités scientifiques. Son support et ses précieux conseils m'ont toujours redonné le courage dans les moments difficiles. Un grand Merci pour sa présence et pour la confiance qu'il m'a accordée.

Je voudrais aussi remercier profondément le Professeur Abdoulaye SAMB d'avoir accepté de présider ce jury. C'est pour moi l'occasion de vous témoigner ma reconnaissance et mon profond respect.

Mes remerciements vont ensuite à :

Pape NDIAYE, professeur à l'IFAN à Dakar, pour avoir accepté de juger cette thèse. Vous trouverez ici, l'expression de ma reconnaissance, de mon profond respect et de ma grande estime.

Abdoulaye DIOP Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Dakar, pour sa participation au jury en tant que rapporteur et d'avoir consacré de son temps à l'examen et à l'analyse critique de ce manuscrit. Je suis heureux de lui exprimer mon estime et ma profonde reconnaissance.

Samba DIENG Maître de conférences à la Faculté des Sciences et Techniques de Dakar, je tiens à vous exprimer toute ma gratitude et ma profonde reconnaissance d'avoir accepté d'être rapporteur de cette thèse.

Monsieur Malick FALL, Chargé d'enseignement à la Faculté des Sciences et techniques de Dakar, pour sa participation au jury en tant qu'examineur et d'avoir consacré de son temps à l'examen et à l'analyse critique de ce manuscrit.

Mes pensées se tournent vers l'équipe de laboratoire de l'ONISPA en particulier le Dr Mouhamed ould Bilal chef de l'Antenne, Mouhamed Salem, Mouhamed ould Brahim chef de

laboratoire de chimie qui m'ont accompagné durant ces trois années malgré les quelques difficultés rencontrées. Surmonter ces situations ensemble nous a permis de développer des relations professionnelles.

Il m'est agréable d'adresser mes sincères remerciements à tous ceux qui m'ont apporté de près ou de loin, aide et conseils lors de l'élaboration de cette thèse de doctorat. Je voudrais remercier en particulier : Pr Z.sidoumou, Dr Ahmed ould el Bara toute ma reconnaissance pour m'avoir éclairé le chemin par leurs encouragements.

Je tiens à remercier sincèrement Monsieur Dr. Bâ Abou Sidi Directeur de d l'Office National d'Inspection Sanitaire des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture (ONISPA) de m'avoir fait confiance en m'acceptant dans son établissement.

J'adresse mes remerciements les plus profonds à Dr cheikh DIOP pour sa disponibilité et ces précieux conseils qui m'ont guidé durant ce travail.

Je suis très reconnaissant à Monsieur, Bakary DIATA, Directeur de Laboratoire d'analyses et de contrôles (LANAC) de Dakar pour m'avoir permis de faire des dosages de métaux dans son laboratoire.

Je voudrais remercier avec toute ma sincérité, Monsieur Dr. Babah Sidi Moctar pour sa générosité et pour ses encouragements, sa gentillesse, son soutien moral constant avec lequel j'ai pu affronter les difficultés.

Liste des Tableaux

- Tableau 1** : Présentation des principales propriétés physicochimiques du mercure
- Tableau 2** : Solubilité de certains métaux dans le mercure. (Source : *Thomassin*, 2003)
- Tableau 3** : Gamme de concentrations en HgT des différents compartiments de la nature
- Tableau 4** : Biomasses des espèces de *Sardinella aurita* dans la ZEE. Source: usaid 2012
- Tableau 5** : Position systématique de (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847).
- Tableau 6** : Evolution des quantités pêchées de la Courbine par pays
- Tableau 7** : Classification du pagrus *Caeruleostictus*
- Tableau 8** : Classification du *Donax rugosus*
- Tableau 9** : Classification de l'huître creuse *Crassostrea gigas*
- Tableau 10** : Programme de minéralisation
- Tableau 11** : Récapitulatif des conditions expérimentales en mode SAA four
- Tableau 12** : Volumes des étalons liquides à peser pour établir la courbe d'étalonnage
- Tableau 13** : Données statistiques de la concentration du mercure dans *Sardinella urita*
- Tableau 14** : Données statistiques de la concentration du mercure dans *Pagrus Caeruleostictus*
- Tableau 15** : Données statistiques de la concentration du mercure dans *Argyrosomus regius*
- Tableau 16** : Données statistiques du (Hg) dans *Donax rugosus* mg/kg de poids frais
- Tableau 17** : Données statistiques du mercure dans des *Donax* (saison froide)
- Tableau 18** : Données statistiques du mercure dans *Donax rugosus* (saison chaude)
- Tableau 19** : Données statistiques du mercure dans de la moule *Perna perna*
- Tableau 20** : Concentration moyenne du mercure selon le site. (*P.perna*)
- Tableau 21** : Données statistiques du mercure dans des huîtres *Crassostrea gigas* (2012)
- Tableau 22** : Variation du mercure selon le site dans *C.gigas*.
- Tableau 23** : Données statistiques de concentration du Hg dans *C. gigas* mai 2013 – avril 2014

Tableau 24 : Données statistiques du cadmium chez *Mugil capurrii*

Tableau 25 : Données statistiques de la variation de Cd dans *Sardinella aurita*

Tableau 26 : Données statistiques de la concentration du Cd dans *D. rugosus* 2013

Tableau 27 : Données statistiques de la concentration du Cd dans la moule *P. perna*.

Tableau 28 : Données statistiques de la concentration du plomb dans *Mugil Capurrii*

Tableau 29: Données statistiques de la concentration du Pb dans *Sardinella Aurita*

Tableau 30 : Données statistiques de la concentration du Pb dans *D. rugosus*

Tableau 31: Données statistiques de la concentration du Pb dans la moule *P. perna*

Tableau 32 : Données statistiques de la concentration du Pb dans *C. gigas*

Tableau 33 : Variations du Cadmium dans les espèces de poissons étudiées

Tableau 34 : Variation du Plomb dans les espèces de poissons étudiées

Tableau 35: Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, Cd et Hg) dans *D. rugosus*.

Tableau 36 : Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, Cd et Hg) dans la moule *P. perna*.

Tableau 37 : Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, et Hg) dans *la C. gigas*.

Tableau 38 : Données statistiques des teneurs moyennes des métaux dans les sédiments

Liste des figures

Figure 1 : Cycle biogéochimique du mercure

Figure 2 : Principaux processus biotique et abiotique du cycle biogéochimique du Hg

Figure 3 : Aspect du cadmium solide

Figure 4: Evolution de la concentration en Cd dissous en fonction de la salinité

Figure 5 : Cartographie de la Mauritanie

Figure 6 : Images satellites des ports minéralier et pétrolier de Nouadhibou.

Figure 7: Raffineries du pétrole à Nouadhibou

Figure 8: Navre sur le littoral Mauritanien

Figure 9: Déchets domestiques au bord de la plage de Nouakchott

Figure 10 : Variations des teneurs du mercure dans *Sardinella aurita*

Figure 11 : Relation entre le poids et la concentration chez *Sardinella aurita*

Figure 12 : Variations des teneurs Moyennes du mercure dans *Pagrus Caeruleostictus*

Figure 13: Relation entre le poids et la concentration du mercure dans la *Pagrus Caeruleostictus*.

Figure 14: Evolution du mercure dans *Argyrosomus regius* en fonction de la période

Figure 15 : Relation entre le Poids et la Concentration dans *Argyrosomus regius*

Figure 16 : Variation du mercure dans *D.rugosus* durant la période de prélèvement 2013-2014

Figure 17 : Variation du mercure durant la saison froide (*Donax rugosus*).

Figure 18 : Teneur du mercure dans *Donax rugosus* (saison chaude).

Figure 19: Variations de la Teneur de mercure dans la moule *Perna-perna*

Figure 20 : Variation du mercure dans les différents sujets analysés *C. gigas*.

Figure 21 : Variation de la teneur du mercure dans *C. gigas* selon le mois.

Figure 22 : Evolution de la teneur du cadmium dans *Mugil capurrii*

Figure 23 : Evolution du Cadmium dans *Mugil capurrii* selon les sexes

Figure 24 : Evolution du cadmium dans *Mugil capurrii* selon la taille

Figure 25 : Evolution du cadmium dans *Mugil capurrii* selon le poids

Figure 26: Variation du Cd dans *Sardinella aurita* pendant la période de prélèvement

Figure 27 : Evolution du Cd dans la *sardinella aurita* selon les sexes

Figure 28 : Evolution du teneur du Cd dans *sardinella aurita* selon la taille

Figure 29 : Evolution du teneur du Cd selon le poids (*Sardinella aurita*)

Figure 30 : Evolution du Cadmium dans *Donax rugosus* pdt la période de prélèvement

Figure 31 : Evolution du Cadmium dans les moules *Perna perna* pdt la période de prélèvement

Figure 32 : Teneur du plomb dans *Mugil Capurrii* pendant la période de prélèvement

Figure 33 : Evolution du plomb dans le *Mugil capurrii* selon le sexe

Figure 34 : Evolution du plomb dans *Mugil capurrii* selon la taille

Figure 35: Evolution du plomb dans *Mugil capurrii* selon le poids

Figure 36 : Teneur du Plomb dans *Sardinella aurita* pendant la période de prélèvement

Figure 37 : Concentration du plomb dans la *sardinella aurita* selon le sexe.

Figure 38 : Evolution de plomb dans *Sardinella aurita* selon la taille

Figure 39 : Teneur du Plomb dans *Sardinella aurita* selon le poids

Figure 40: Evolution du Pb dans *D. rugosus* pendant la période de prélèvement

Figure 41 : Evolution du Plomb dans la moule *P.perna* pendant la période de prélèvement

Figure 42 : Evolution du plomb dans *C.gigas* pendant la période de prélèvement

Figure 43: Concentrations du Pb, Hg et Cd dans *Donax rugosus* (2013)

Figure 44: Concentration du Plomb, Cadmium et Mercure dans la Moules *P.perna*

Figure 45 : Teneurs du plomb, cadmium et cuivre dans les sédiments de quelques sites du littoral Mauritanien

LISTE DES ABREVIATIONS :

IMROP : Institut Mauritanien de la Recherche Océanographique et des Pêches

ONISPA : Office National d'Inspection Sanitaire des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture

FAO : Food and Agriculture Organisation

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

DHTP : Dose Hebdomadaire Tolérable Provisoire

MO : Matière Organique

ERO: Espèce Réactive d'Oxygène

COD: Carbone organique dissous

COP: Carbone organique particulaire

BSR : Bactéries Sulfatoréductrices

AFSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

ZEE : Zone Economique Exclusive

ONU : Organisation des Nations Unies

ONUE : Organisation des Nations Unies pour l'Environnement

ETM : Elément Trace Métallique

CE : Communauté Européenne

DMA 80 :Analyseur de mercure de marque Milestone

INTRODUCTION

Actuellement, les milieux aquatiques méritent une attention toute particulière, parce qu'ils sont très altérés et sérieusement menacés par les activités humaines. La pollution des eaux continentales revêt un des aspects les plus inquiétants de la dégradation de l'environnement.

Actuellement, 60 % de la population mondiale vit à moins de 60 km des côtes et l'urbanisation du littoral risque de s'amplifier, puisqu'on attend 75 % de la population mondiale sur les côtes en 2025. Bon nombre des problèmes rencontrés dans les estuaires et les zones côtières sont le résultat direct de l'accroissement des activités humaines issues de la croissance industrielle et de la croissance démographique. Par ailleurs, il a été constaté que beaucoup de grandes agglomérations du monde sont situées à proximité des zones côtières ou le long des estuaires (Londres, Paris, New York, Tokyo, Los Angeles, etc.). De plus, la majorité des populations non côtières est localisée à proximité des rivières et des voies navigables, induisant indirectement des effets sur la biodiversité marine. Selon le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), 80 % des pollutions marines sont d'origine terrestre et anthropique (PNUE, 2010). Ce sont les eaux usées domestiques, les plastiques, les rejets industriels, les pesticides et les engrais agricoles. Selon l'ONU, la pollution marine est définie comme étant "l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) occasionnant des effets néfastes tels que des nuisances envers les ressources biologiques, des risques pour la santé de l'homme, des entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), une altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et une dégradation des valeurs d'agrément" (ONU, 2010). Nous n'aborderons, dans ce travail, que la problématique de la pollution chimique, spécifiquement de la pollution par les métaux lourds. Les pollutions d'origine chimique constituent un des risques majeurs dans le monde actuel. (Fakayode, 2005). Des centaines de polluants sont déversés chaque jour dans l'environnement. Parmi eux, les métaux lourds qui sont considérés comme de polluants graves de l'environnement aquatique à cause de leur rémanence et leur tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques (Sibel Yigit et Ahmet Altindag, 2006), soit directement en s'accumulant dans leurs corps, soit indirectement par transfert par le biais de la chaîne alimentaire. La contamination des écosystèmes aquatiques par ces métaux peut être évaluée dans l'eau, dans les sédiments et dans les organismes aquatiques (Habes Ghrefatet Nigem Yusuf, 2006). Leur existence dans le milieu aquatique induit des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement aquatique (Katemo Manda et al, 2010). Les

problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industrialisés, en raison de leurs développements industriels plus importants, et spécialement à la suite d'accidents dus à une pollution par le cadmium en Suède et le mercure au Japon (maladie de Minamata de 1949 à 1965). Bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans la plupart des pays africains, on y observe une prise de conscience croissante sur la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement (*Rashed, 2001 ; Chale, 2002 ; Okwonko et al., 2005 ; Assonye et al., 2007*). Spécifiquement le littoral mauritanien reçoit actuellement une quantité relativement négligeable de rejets comparativement à ceux des pays industrialisés. Néanmoins, avec la multiplication des usines, le nombre important de bateaux qui œuvrent dans le milieu, l'accroissement démographique des villes côtières et surtout le manque cruel de stations d'épuration, l'augmentation des rejets domestiques et industriels risquent de poser un problème de santé publique. Un contrôle constant de la qualité de la production marine destinée à la consommation locale ainsi qu'à l'exportation est donc plus que nécessaire.

Objectif général

Evaluer le niveau de pollution métallique du littoral Mauritanien.

Objectifs spécifiques

1. Déterminer le niveau de contamination métallique des poissons et mollusques bivalves.
2. Déterminer la contamination métallique des sédiments.
3. Evaluer les risques sanitaires chez les consommateurs.

Ainsi, ce travail sera articulé selon le plan ci-après :

- Introduction
- Chapitre I : Synthèse bibliographique sur les métaux lourds, les sédiments et les espèces étudiées ;
- Chapitre II : Cadre d'étude et Choix méthodologiques ;
- Chapitre III : Résultats
- Chapitre IV : Discussion
- Conclusion et Perspectives

CHAPITRE I : SYNTHESE

BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. GENERALITES SUR LES METAUX

I.1.1. Définition.

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et pouvant former aisément des alliages avec d'autres éléments.

Quant au terme de « métaux lourds », la définition peut différer selon les disciplines. Ainsi, les métaux lourds sont souvent définis comme un groupe d'éléments métalliques ayant les caractéristiques suivantes (Tomasi, 2003): une densité supérieure à 5 ils sont généralement des cations, leur hydratation présente une faible solubilité, ils tendent à créer des complexes, présentent une grande affinité vis-à-vis des sulfites, présentent diverses formes d'oxydation selon le pH et le potentiel d'oxydoréduction, présentent souvent dans l'environnement à l'état de traces et leur concentration est mesurée généralement en parties pour millions (ppm).

I.1.2. Classification et types des métaux

Les métaux peuvent être classés en se basant :

- sur la densité : en métaux lourds si leur densité dépasse 5 (Mercure) et légers si leur densité est inférieure à 5 (Béryllium) ;
- sur les effets biologiques (Catsiki et Al, 1992) : dans ce cas on distingue les oligo-éléments essentiels pour un fonctionnement normal des paramètres biochimiques à des concentrations non excessives, notamment : Fe, Mg, Zn, ... des métaux sans fonction biologique établie tels que : Le Cd, Hg, Pb, Cr. (Mason et Jenkins, 1995)

I.1.3. Différents types des métaux

- Métaux essentiels ou oligo-éléments

Ce sont des éléments essentiels à la vie à des concentrations faibles : fer, magnésium ,zinc ... Ils sont habituellement classés en macro et micro-nutriments et font partie des constituants des cellules qui participent à des réactions métaboliques comme enzymes, pigments respiratoires... Nous pouvons citer comme exemple le transport d'oxygène qui est assuré par

l'hémoglobine faisant intervenir une enzyme contenant le cuivre, de même pour les poissons et certains invertébrés où on trouve cet élément dans leur sang (Hernandez, 1981).

- Métaux lourds

Ce sont des éléments chimiques de masse relativement élevée qui sont toxiques même à faible dose, surtout s'il y a un effet cumulatif par ingestion répétée de l'aliment ou bien élévation continue du niveau général de pollution dans un aliment (Laurent, 1981): mercure, plomb, cadmium...etc. Ces éléments sont considérés toxiques et n'ont actuellement aucun rôle biologique connu. Ils sont simplement présents naturellement dans le milieu à un seuil tolérable.

1.1.4. Origine des métaux lourds

Les métaux se retrouvent dans la croûte terrestre représentant la source ultime. Ils ne sont ni créés ni détruits par les humains. Ils sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biologiques. Les activités industrielles et technologiques diminuent cependant le temps de résidence des métaux dans les roches en formant de nouveaux composés métalliques et disséminant les métaux dans l'atmosphère par la combustion de produits fossilifères (pétrole) (Barbault, 1997).

1.1.5. Sources industrielles

Elles sont nombreuses et comprennent :

Les activités d'extraction de pétroles fossilifères qui relâchent environ plus de 20 produits toxiques dangereux (Arsenic, Béryllium, Cadmium, Plomb, Nickel...).

Le mercure est utilisé dans plusieurs produits industriels, dans la fabrication de batteries, tubes fluorescents, peintures, produits agricoles, préparations dentaires et pharmaceutiques. L'environnement marin par le biais du ruissellement, des décharges publiques et industrielles est le plus souvent fortement exposé (Ramade; 1979 ; 1992).

I.1.6. Sources agricoles

Cadmium, Chrome, Cuivre, Molybdène, Nickel et Zinc sont présents dans les fertilisants chimiques. L'arsenic pour sa part est présent dans les pesticides et les herbicides. Par contre, les fongicides contiennent du mercure (Tomasino et Lorrin, 1993).

I.1.7. Dangers des métaux lourds

En concentration appropriée, de nombreux métaux sont essentiels à la survie. Par contre, en quantité excessive, les mêmes substances chimiques peuvent être toxiques. Même une faible exposition à ces métaux, si elle est chronique, peut avoir de graves répercussions sur la santé. Les principaux métaux qui présentent un risque pour la santé de l'homme sont le plomb, le cadmium et le mercure (World Ressources, 1998-99).

I.1.8. Accumulation des métaux lourds dans le corps humain et leurs effets

Du fait qu'il est impossible de dégrader ou de détruire les métaux lourds, ils auront tendance à s'accumuler dans le corps humain. Ils se concentrent dans le foie, les reins, le cerveau, le squelette et les tissus kératinisés tels que les cheveux et les ongles. L'exposition à cette catégorie est liée au retard du développement, à divers cancers, aux troubles rénaux et peut même, dans certains cas, causer la mort. L'exposition à des niveaux élevés de mercure et de plomb a aussi été associée au développement de l'auto-immunité, qui peut donner lieu à certaines maladies telles que la polyarthrite rhumatoïde et les affections des systèmes circulatoires et nerveux (World Ressources, 1998-99).

Pb, Cd et Hg ont des effets toxiques à toutes les concentrations. Les toxiques reconnus les plus anciennement (2000 Avant J.C) sont: Pb et Hg. Des liens furent établis avec les coliques abdominales et avec le déclin de l'Empire Roman (le Pb était présent dans la vaisselle des Romains). L'accident de Minamata a été l'élément déclencheur pour prendre conscience de la toxicité du mercure (Ramade, 1979).

I.2. Etude des métaux lourds étudiés

Dans ce travail, les métaux lourds qui seront recherchés et dosés sont Hg, Pb et Cd, Cu

I.2.1. MERCURE

I .2.1.1. HISTORIQUE

Connu depuis plus de 2000 ans, le mercure est mentionné dans les écrits de Grecs et de Romains. Le cinabre (HgS), principal minéral exploité pour générer du mercure, paraît avoir été utilisé comme colorant avant que le mercure métal ne le soit pour sa capacité à concentrer les métaux précieux. La consommation de mercure est restée faible jusqu'au 16^e siècle où elle commença à croître avec son utilisation dans l'amalgamation de l'argent destiné à produire la monnaie.

Le développement de l'industrie au XIX^e siècle voit la consommation de mercure s'orienter vers son utilisation dans la thermométrie, la mesure des pressions et dans la fabrication des contacts électroniques

I.2.1.2. LES DIFFERENTES FORMES DE MERCURE

Le mercure est présent dans l'environnement sous deux formes :

- inorganique avec les degrés d'oxydation 0, I, II ;
- organique avec les degrés d'oxydation I, II ;

➤ **Hg⁰ Mercure élémentaire**

C'est le mercure métallique Hg, élément non essentiel, seul métal liquide à température ambiante, blanc argenté, brillant, très dense. Il est qualifié de « Lourd » dans la classification de Mendeleïev, car il possède une masse Atomique de 200g

Une de ses caractéristiques est de changer facilement de forme chimique et de propriétés.

En effet c'est le plus volatil des métaux, à 20°C, d'où le fort risque d'exposition par inhalation, sa vapeur étant inodore, incolore et plus lourde que l'air. Il est insoluble dans l'eau et dans tous les solvants organiques usuels.

La plupart des métaux (or, argent, étain...) se dissolvent dans le mercure pour donner des amalgames.

Il existe trois états d'oxydation :

Le mercure métallique : Hg⁰ (état d'oxydation 0).

- Le mercure mercurieux : Hg⁺ (monovalent).

- Le mercure mercurique Hg⁺⁺ (divalent).

Le mercure métal va donc se lier, soit à d'autres métaux ceux sont les amalgames ou à des sels, c'est le mercure inorganique (existant sous forme liquide ou gazeuse Hg^0 , transformée par oxydation en forme ionique Hg^{++}); soit au carbone, c'est le mercure organique.

➤ **Le mercure inorganique**

C'est le mercure associé à d'autres atomes, il existe :

- les composés mercureux ou sels monovalents (Hg^+)

On retient le sulfate mercureux, l'oxyde mercureux, le chlorure mercureux ou calomel (minéral rare utilisé en électrochimie, mais aussi comme diurétique et purgatif) et le nitrate mercureux. Ils sont très volatils, comme le mercure métal, et très peu solubles.

- les composés mercuriques ou sels divalents (Hg^{++})

Ils sont représentés par le chlorure mercurique HgCl_2 ou Sublimé (utilisé comme antiseptique), le sulfure mercurique HgS ou Cinabre (minerai rouge, aussi employé comme pigment sous le nom de vermillon), l'oxyde mercurique, le sulfate mercurique HgSO_4 (poudre cristalline blanche noircissant à la lumière) et l'iodure mercurique. Ils sont à la fois solubles (sauf pour le cinabre) dans l'eau, et très volatils, donc encore plus toxiques que le mercure élémentaire ou les sels monovalents.

➤ **Le mercure organique**

C'est le mercure contenu dans des composés à base de chaînes de carbone, représenté sous la formule générale RHgX avec R un radical organique (alkyl, aryl ou alkoxyalkyl) et X un anion dissociable.

Les principales formes organiques du mercure sont :

- Le monométhylmercure (Me Hg) $\text{CH}_3\text{-Hg}$ qui est principalement présent dans les eaux marines, sous forme de chlorure de monométhylmercure ($\text{CH}_3 \text{HgCl}$)
- le diméthyle mercure ($\text{CH}_3\text{-Hg-CH}_3$).

Les propriétés des composés organiques sont fonction du radical organique R. Leur solubilité est très variable, relativement stable dans l'air, de par leur liaison carbone mercure ils possèdent une volatilité notable, par contre leur liposolubilité est forte, (*Bismuth, 2000 ; Reichl, 2004 et INRS, 1997*)

I.2.1.3. Propriétés physico chimiques.

Le mercure est un métal argenté liquide dont la pression de vapeur est élevée. Très peu soluble dans l'eau. Le Hg° possède un coefficient de répartition atmosphérique – eau extrêmement élevé, se trouve donc en faible quantité dans le milieu aquatique.

Tableau 1 : Présentation des principales propriétés physicochimiques du mercure (source : *Thomassin*, 2003)

N° atomique	80
Masse atomique	200. 6 g mol ⁻¹
Point de fusion	-39°C
Point d'évolution	357 °C
Masse volumique	13.6 g / cm ³ à 20°C
Résistivité	95,810 ⁶ otim à 20 C°
Valence	+ 1, + 2

I .2.1.4. LES AMALGAMES

L'action des métaux sur le mercure conduit à la formation d'alliages métalliques, souvent liquides à la température ordinaire dénommés amalgames.

Initialement, le nom d'amalgame était réservé à la substance obtenue par action de l'or sur le mercure. Il est actuellement utilisé pour désigner les systèmes analogues formés avec les autres métaux. Il existe deux sortes d'amalgames, ceux obtenus en saturant le mercure par un métal étranger et ceux résultant de l'analyse thermique des composés binaires Hg-métal. Le mercure réagit pratiquement avec tous les métaux, particulièrement avec les métaux alcalins et alcalino-terreux. La solubilité des métaux dans le mercure croît avec l'augmentation de la température.

Tableau 2: Solubilité de certains métaux dans le mercure. (Source : *Thomassin, 2003*)

Désignation de l'amalgame	% massique de mercure dans l'amalgame à 20 C°
Dentaires	45 à 75
Na (production de soude)	0.062
Au	0,131
Rn	1,99
Pb	147
Cd	50
Af	0,035
Al	0,002

1.2.1.5. ORIGINES ET EMISSIONS

Le mercure de poids atomique 200.61,g/mol, de numéro atomique 80, appartient au groupe IIB de la classification périodique. Il comporte 6 isotopes stables : 196, 198, 199, 200, 201, 202 et 204. C'est le seul métal liquide à la température ordinaire d'où son nom latin *hydrargyrum* (eau argentée) et de qui il tient son symbole (Hg). Il s'agit d'un élément très peu abondant mais largement distribué dans l'environnement. Dans la nature il existe à l'état natif (Hg₀) et est aussi fortement associé au soufre, son minéral principal est le cinabre HgS qui est abondant dans les zones de fortes activités sismiques. Le mercure, en raison de sa pression de vapeur relativement élevée, peut être émis naturellement sous forme de Hg₀ à partir des roches, des sols et des végétations par volatilisation ainsi que par les feux de forêts, l'éruption et le dégazage des volcans.

Il est également émis par une variété de sources anthropiques comme la combustion du charbon, du pétrole et du bois, l'incinération des ordures, les cimenteries et plusieurs types d'industries surtout la production du chlore et de la soude qui est aujourd'hui de plus en plus contrôlée. Ces émissions anthropiques ont perturbé le cycle naturel du mercure à un tel point

qu'actuellement et à l'échelle mondiale, les sources de pollution mercurielle dans l'environnement, essentiellement la combustion des hydrocarbures et l'incinération des ordures, sont de la même importance que les sources naturelles de mercure.

I.2.1.6. COMPORTEMENT DU MERCURE ET SES COMPOSES DANS LES EAUX

Le mercure est présent dans le milieu aquatique sous trois degrés de valence : le mercure élémentaire Hg^0 , les composées mercurieux Hg^+ , les composées mercuriques Hg^{2+} .

Dans le milieu aqueux, le mercure se lie rapidement à la matière en suspension, la fraction présente dans la phase dissoute représente une faible part du mercure total : 2% (*Nelson*, 1981) à 10 % (*Cossa et al*, 1999).

En présence d'une faible quantité de matière organique et en raison de la concentration élevée en ion chlorure, les complexes chlorés dominent la spéciation des composés inorganiques du mercure dans le milieu marin.

Cependant, lorsque la quantité de matière organique est normale ou forte, le méthylmercure est produit et fait concurrence aux chloro-complexes.

I.2.1.7. COMPORTEMENT DU MERCURE ET SES COMPOSES DANS LES SEDIMENTS

Les sédiments sont constitués d'une phase solide fine (argile micro-organismes).

L'accumulation des sédiments provient de la sédimentation des particules en suspension du milieu aquatique. Or la majeure partie du mercure dans l'eau est associée aux particules en suspension et aux bactéries.

Le mercure est présent dans l'ensemble des compartiments de l'environnement et possède de nombreuses formes physico-chimiques comme le montre son cycle biogéochimique en figure

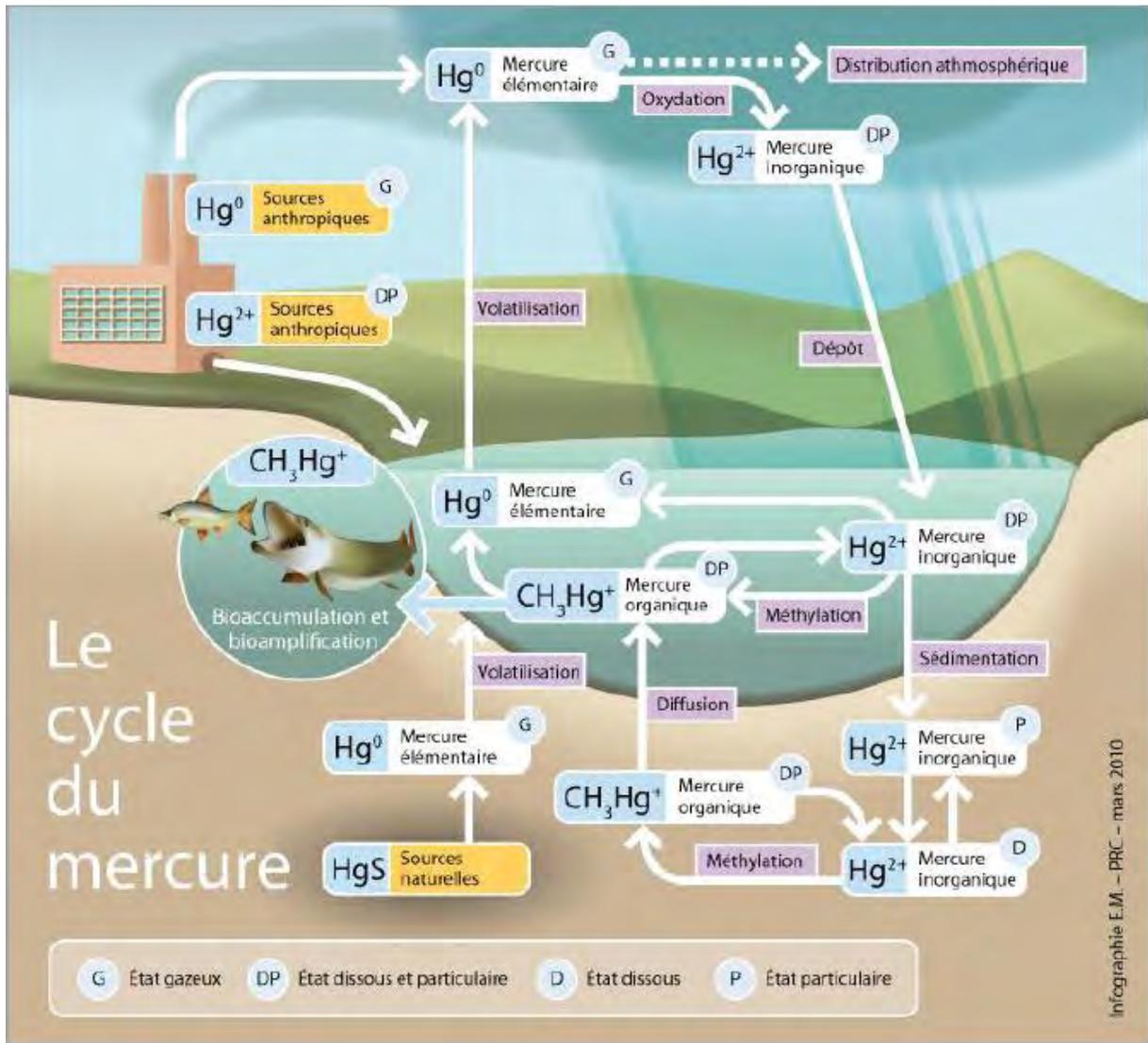


Figure 1 : Le cycle biogéochimique du mercure (source : LCR, 2011)

La distribution du mercure dans l'environnement s'organise principalement autour de trois espèces : mercure métallique (Hg^0), mercure inorganique (Hg^{2+} : **iHg**) et mercure organique (CH_3Hg^+ et CH_3HgCH_3 : **MeHg**) Ces différentes formes subissent à toutes sortes de transferts et processus physico-chimiques et régissent la spéciation du mercure. Les principaux transferts sont représentés dans la figure 1 et les principaux processus dans la figure 2.

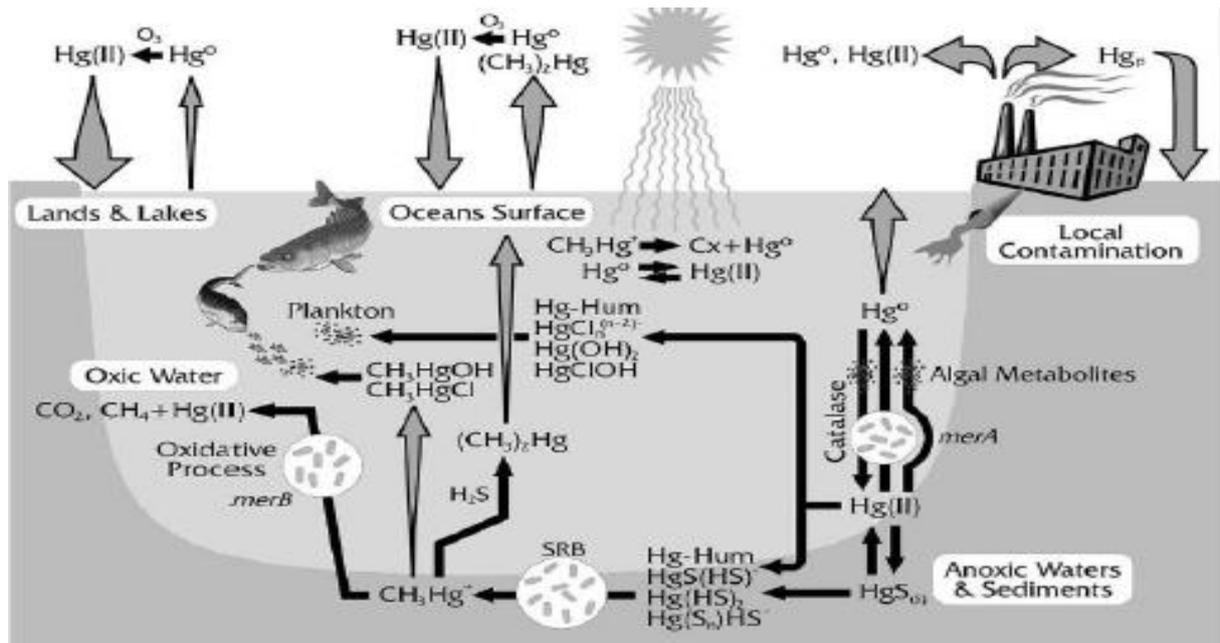


Figure 2 : Principaux processus biotique et abiotique du cycle biogéochimique du Hg (source : Barkay et al, 2003).

Le mercure émis par voie naturelle ou anthropique, est principalement rejeté dans l'atmosphère où il est distribué selon les conditions climatiques. Il peut par exemple être oxydé en iHg et se déposer dans les sols et l'eau. Dans les milieux aquatiques et plus particulièrement au niveau des eaux de surface, le iHg est réduit en Hg^0 qui de nouveau se volatilise dans l'air. Sinon, l'iHg peut être méthylié par des processus biotiques ou abiotiques ou être sédimenté. Des réactions inverses peuvent également être observées avec la déméthylation biotique ou abiotique du MeHg formé.

Dans les sédiments, des processus de méthylation-déméthylation, de réduction-oxydation et d'adsorption-désorption sont constatés. Le MeHg va diffuser vers le milieu aquatique et par Absorption va entrer dans la chaîne alimentaire où il sera bioaccumulé et bioamplifié. Certaines des réactions engagées dans le cycle biogéochimique de l'Hg sont bien connues mais la plupart restent encore peu ou pas définies. Les principaux facteurs influençant la spéciation du Hg sont les apports naturels et anthropiques de Hg, les paramètres environnementaux (pH, paramètres physicochimiques régulant la réactivité et la mobilité des contaminants) et les activités biologiques des organismes et micro-organismes aquatiques.

I.2.1.8. REACTIVITE DU MERCURE (OXYDATION ET REDUCTION)

L'Hg⁰ et iHg subissent dans le système aquatique de nombreuses réactions d'oxydoréduction. Hg⁰ va principalement être volatilisé dans l'atmosphère tandis qu'iHg est transféré de l'eau vers les sédiments et vice-versa par des phénomènes de sédimentation et de remobilisation. Dans les eaux de surface, les réactions sont principalement de type photo-réductrice et photochimique tandis qu'au niveau des eaux profondes, ont lieu des réactions liées à l'activité biologique (bactéries, phytoplancton) (Monperrus et al, 2007a, Whalin et al, 2007). Ces phénomènes sont régulés par les conditions météorologiques et hydrodynamiques tels que la houle, les marées, courants, vents, etc.

Des études ont montré une diminution de la concentration en Hg⁰ dans des milieux aqueux salins exposés aux UVA et UVB tandis que cette concentration reste constante la nuit (Monperrus et al, 2007a, Whalin et al, 2007).

Néanmoins, l'oxydation de l'Hg⁰ peut également être biologique. En effet, Smith et al. (1998) montrent qu'Hg⁰ peut être oxydé par les bactéries hydroperoxydes. Hines et Brezonik (2004) confirment ces travaux, précisant que ces réactions se produisent dans les milieux où les rayons lumineux ne pénètrent pas (Smith et al, 1998, Hines et Brezonik, 2004).

Les réactions de réduction sont favorisées par les radiations UV et permettent de limiter la quantité d'iHg disponible pour la méthylation. Les réductions biotiques contribuent de beaucoup au flux d'émission d'Hg⁰ dans l'atmosphère. Elles sont dominantes dans l'Océan Pacifique et les environnements estuariens (Barkay et al, 2003 ; Monperrus et al, 2007a). Les fortes concentrations en iHg favorisent l'enrichissement du milieu où il est accumulé par les bactéries résistantes (*Escherichia coli*, *saccharomyces*, etc.) et induisent des réactions de réduction par les organismes possédant les enzymes réductases codées par le gène *mer A* (Barkay et al, 2003 ; Monperrus et al, 2007a).

Dans certaines eaux profondes où d'importantes concentrations de Hg⁰ ont été notées, ce sont les organismes phototrophes comme des algues ou des espèces phytoplanctoniques plutôt que les bactéries réductrices, qui peuvent provoquer la réduction de iHg en Hg⁰, soit par des processus dépendants de la lumière et qui font intervenir la photosynthèse, soit par des mécanismes ne nécessitant pas de radiations (Amyot et al, 1997, Hines et Brezonik, 2004, Dill et al, 2006). Dans les bassins versants, la réduction biotique du iHg diminue avec l'augmentation de la teneur en matière organique car il tend à être adsorbé et donc n'est plus disponible (Gabriel et Williamson, 2004).

Les réactions présentées pour le système aquatique peuvent également avoir lieu dans les sédiments. La réduction biotique est dominante dans les sols riches en matières organiques et en chlorure. Elle est fonction du pH et de la concentration des autres métaux lourds compétiteurs du mercure (*Monperrus et al, 2007a ; Whalin et al, 2007*). La réaction photochimique est en fonction de la quantité de matière organique, de l'intensité de la lumière et de la concentration en chlorures (*Amyot et al. 2004, Gustin et al, 2008*).

I.2.1.9.METHYLATION ET DEMETHYLATION

Le méthylmercure (MeHg) est une espèce présente essentiellement dans le système aquatique, dans les sols saturés en eau et dans les êtres vivants. Les teneurs en MeHg de ces différents compartiments sont induites par les processus de méthylation (liaison avec un groupement méthyle (CH₃) et de déméthylation (dissociation de ce même groupement) du mercure. Après sédimentation, 25% du iHg piégé est remobilisé dans le milieu aquatique principalement par diffusion passive, bioturbation ou hydrodynamisme et 24 % du Hg libéré est présent sous forme méthylée (é). 75 % de iHg restant dans les sédiments se complexe avec des composés comme les sulfures, les oxydes de fer ou le manganèse pour former des composés inorganiques tels que le HgS et le HgS₂ ou se complexe avec des matières organiques en décomposition, des acides fulviques ou humiques (acide acétique, acide salicylique, EDTA, cystéine) pour former des composés organiques tels que le MeHg (*Covelli et al., 1999 ; Falter, 1999 ; Horvat et al., 1999, Gabriel et Williamson, 2004*). Le MeHg formé est par la suite soit déméthylé par réactions biotiques ou abiotiques et redevient du iHg, soit absorbé par les microorganismes (phytoplancton, zooplancton) puis bioaccumulé et bioamplifié dans la chaîne alimentaire.

Dans l'eau, les composés organomercuriels peuvent être transférés de la phase particulaire à la phase dissoute par des processus réversibles d'adsorption et désorption sur des particules minérales, organiques ou biogéniques (*Gabriel et Williamson, 2004 ; Ogrinc et al, 2007, Bengtsson et Picado, 2008*). La concentration en MeHg dans le système aquatique et les sédiments est dépendante des réactions de méthylation et déméthylation (M et D), oxydation-réduction et adsorption-désorption. Le pourcentage de MeHg dans le HgT (mercure total) des sédiments ne dépasse généralement pas les 2 %. Dans les océans, le MeHg vient principalement de trois sources : les sédiments estuariens et les plateaux océaniques, les

sédiments au niveau des eaux profondes des océans et les colonnes d'eau océaniques (*Whalin et al, 2007*).

Les gammes de concentrations en HgT relevées en 2006 dans l'air, l'eau, les sols, les sédiments, les poissons et les plantes sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Gamme de concentrations en HgT des différents compartiments de la nature (d'après INERIS 2006)

Milieu	Concentrations
Air	1 à 4 ng m ⁻³
Eau :	
- eaux souterraines	0,5 à 15 ng L ⁻¹
- lacs	0,5 à 12 ng L ⁻¹
- rivières	0,01 à 6 ng L ⁻¹
- mers	0,05 à 3 ng L ⁻¹
Sols	0,03 à 0,15 mg kg ⁻¹ m.s.*
Sédiments	< 0,4 ng kg ⁻¹ m.s.*
Poissons :	
- d'eau douce	0,2 à 7 mg kg ⁻¹ m.s.*
- de mer	0,01 à 1,50 mg kg ⁻¹ m.s.*
- thon, espadon	0,3 à 7 mg kg ⁻¹ m.s.*
Coquillages, crustacés	0,01 à 1 mg kg ⁻¹ m.s.*
Plantes	< 0,1 mg kg ⁻¹ m.s.*

*m.s. : masse sec

Les concentrations en HgT sont faibles pour l'ensemble des milieux, à l'exception des poissons, coquillages et crustacés. Chez les organismes aquatiques, la quantité de Hg présent sous forme méthylée varie selon l'espèce, l'âge, la taille des poissons et selon le niveau de contamination du lieu de pêche (*Fitzerald et al, 2007*), en raison de phénomènes de bioaccumulation et bioamplification comme le montre la figure 3. Chez les invertébrés, le pourcentage de MeHg varie généralement de 20 à 40 % alors que chez les prédateurs, il peut atteindre 80 % et plus (*Morel et al, 1998*).

Le MeHg et le iHg sont absorbés par les organismes aquatiques, accumulés et excrétés

(Morel *et al.*, 1998, Kehrig *et al.*, 2010). La concentration en Hg dans n'importe quel organisme est relative à la concentration initialement absorbée, sa distribution dans les différents tissus et à son élimination par l'organisme. Le MeHg possède un fort potentiel de bioaccumulation, ce qui représente le principal danger de ce composé car à partir d'un milieu peu pollué, les concentrations en MeHg peuvent devenir très importantes dans les organismes (PNUE 2005, Fitzgerald *et al.*, 2007). Cette espèce est concentrée par le phytoplancton et le zooplancton puis bioaccumulée tout au long de la chaîne alimentaire.

En plus de la bioaccumulation, il se produit un phénomène de bioamplification par lequel les organismes vivants concentrent le MeHg jusqu'à un million de fois, depuis les micro-organismes des réseaux trophiques jusqu'aux poissons prédateurs et les mammifères, par adsorption passive sur la surface du corps mais surtout par l'ingestion d'aliments (Gray, 2002 ; Kehrig *et al.*, 2010). Le facteur de bioconcentration du MeHg dans le plancton par rapport à la concentration initialement présente dans l'eau peut atteindre 104 (Horvat *et al.*, 1999).

Les facteurs déterminant la bioaccumulation du MeHg dans les écosystèmes aquatiques marins sont environnementaux (taux de MeHg, pH, composés organiques en décomposition, Température), écologiques (niveau chaîne trophique et productivité) et physiologiques (respiration, assimilation). Pour entrer dans la chaîne alimentaire aquatique via les bactéries et le phytoplancton, l'Hg doit traverser la membrane lipidique qui entoure les organismes unicellulaires. Ce passage se fait principalement via des transporteurs transmembranaires. Morel *et al.* (1998) rapportent de hautes concentrations, l'iHg est transporté via une protéine mer T dans les bactéries mer-porteuses.

Watras *et al.* (1998) montrent qu'à tous les niveaux de la chaîne trophique, les concentrations en MeHg varient positivement avec les teneurs en MeHg⁺ libre dans l'eau et particulièrement en présence de MeHgOH, concluant qu'un transport actif conduit les espèces Hg dans les phyto- et bacterio-planctons. L'entrée du Hg dans l'organisme peut également se faire par diffusion passive. Le HgCl₂ et le MeHgCl étant les espèces mercurielles diffusant le plus rapidement. Après absorption par l'organisme, seul le MeHgCl sera efficacement transféré le long des différents niveaux du réseau trophique. En effet, le HgCl₂ se lie principalement aux membranes de l'organisme diatomique et est donc éliminé après absorption par un organisme plus avancé dans le réseau (ex : zooplancton). Le MeHgCl est lui associé à la partie soluble de la cellule diatomique et est facilement assimilé (Morel *et al.*, 1998). En évoluant le long de la chaîne alimentaire, deux principaux nouveaux facteurs entrent en compte dans le phénomène

d'absorption et de bioaccumulation, qui sont le régime alimentaire et la taille de l'organisme (*Watras et al*, 1998).

Dans l'organisme, la complexation du MeHg avec un acide aminé contenant un groupement thiol, comme la cystéine, est importante pour contrôler la solubilité du composé dans le système intestinal et donc sa biodisponibilité et bioaccumulation.

Dans les poissons, les quantités de MeHg dans les muscles sont plus importantes que dans les lipides, montrant clairement que la bioaccumulation du MeHg n'est pas uniquement liée à son caractère liposoluble (*Morel et al*, 1998). En effet, la paroi intestinale semble avoir une grande affinité pour le MeHg (taux d'absorption du MeHg variant entre 40 et 95 %), où il intègre alors le cytosol. La biodisponibilité, bioaccumulation et bioamplification du MeHg va dépendre de la taxinomie, la morphologie et l'ontogénie de l'organisme. En outre, plus la chaîne alimentaire comprendra de niveaux trophiques, plus les teneurs et pourcentage en MeHg des espèces supérieures seront élevées.

Les concentrations de MeHg et les facteurs de bioaccumulation du MeHg augmentent le long de la chaîne alimentaire tandis que celles en iHg baissent. Au premier stade de la chaîne alimentaire, les facteurs de bioamplification du MeHg varient entre 4,8 et 6,2. Cette étape est la plus importante du processus de bioaccumulation.

I.2.1.10.UTILISATIONS ET CIRCONSTANCES D'EXPOSITION

Chez l'homme l'apport de mercure est principalement alimentaire. Les vapeurs de mercure et le relargage de mercure métal et de mercure inorganique par les amalgames dentaires représentent une source d'exposition relativement faible, inférieure à 5 µg/jour pour le mercure inorganique (*Lauwerys et al*, 2007). Cet apport peut être augmenté par la mastication de chewing-gum et le bruxisme chez les porteurs d'amalgames (*Clarkson*, 2002). Le mercure provenant principalement de sources de combustion, telles que des centrales électriques au charbon et des incinérateurs d'ordures, se dépose dans des lacs et cours d'eau où il est transformé en MeHg par des bactéries sédimentaires. Ce dernier possède la capacité de s'accumuler dans les organismes (bioaccumulation) et de se concentrer tout au long des chaînes alimentaires (bioamplification), en particulier dans la chaîne alimentaire aquatique : les poissons (surtout les truites, brochets et perches d'eau douce), et mammifères marins prédateurs (requins, grands thons et espadons d'eau de mer) (*PNUE*, 2002). Plus un poisson se situe à un niveau élevé de la chaîne alimentaire, plus il a tendance à avoir un taux élevé de

mercure (PNUE, 2002). La consommation de poissons et de mammifères marins contaminés représente la principale source d'exposition humaine au MeHg (*Who*, 1990), notamment chez les populations dont l'alimentation repose largement sur ce type de nourriture (populations dites ichtyophages). La concentration de mercure présent dans les poissons varie selon l'espèce entre 0,05 et 1,4 mg/kg (PNUE, 2002)

Les premiers accidents écologiques très sérieux sont illustrés par la dramatique intoxication en 1953 de villageois de la Baie de Minamata au Japon, suite à la consommation de poissons et coquillages contaminés au MeHg après des rejets de déchets d'une usine de production de chlorure de vinyle.

La concentration moyenne en mercure total dans les poissons consommés a été estimée à environ 10 mg/kg de poisson frais. Le même scénario s'est produit à Niigata le long du fleuve Agano en 1964- 1965. Plusieurs séries d'intoxication à partir de farines issues de graines traitées par des organomercurels se sont produites en Irak en 1956, en 1960 et en 1971-1972 (*Bakir et al*, 1973 ; *Jalili et Abbasi*, 1961) et au Guatemala.

1.2.1.11. LES EFFETS DU MERCURE METALLIQUE ET SES DERIVES

L'ingestion accidentelle ou volontaire de mercure métallique n'entraîne pas d'intoxication, car il est très peu absorbé, mais peut se compliquer d'une fausse route et entraîner une inhalation avec une atteinte pulmonaire.

Les intoxications aiguës par ingestion sont essentiellement liées à l'ingestion volontaire ou accidentelle de chlorure mercurique. Le tableau initial est lié au pouvoir caustique des sels inorganiques dans le tractus digestif. Des douleurs abdominales, des vomissements sanglants, voire même des perforations digestives ont été observés (*Garnier*, 2000). Une stomatite, une gastroentérite et une colite ulcéro-hémorragique peuvent compliquer le tableau. Le décès peut survenir dans un état de choc hémodynamique, une défaillance cardiovasculaire ou une insuffisance rénale aiguë anurique par nécrose tubulaire (*Murphy Culliford et Parsons*, 1979). Des intoxications aiguës au mercure métallique peuvent être observées suite à l'inhalation de fortes concentrations de vapeurs de mercure produites de façon accidentelle dans une zone confinée (*Lilis, Miller et Lerman*, 1985 ; *Taueg et al*, 1992). Le tableau est dominé par l'atteinte pulmonaire. Les premiers symptômes apparaissent quelques heures après l'exposition associant une asthénie, une fièvre, des céphalées et une myalgie suivie de signes d'irritation des voies respiratoires, avec une toux et une dyspnée. En cas d'exposition plus

sévère, le tableau évolue vers l'œdème aigu du poumon (*Lauwerys, et al, 2007*) avec une atteinte alvéolo-interstitielle, pouvant s'accompagner de coliques et de diarrhées.

Le mercure métallique n'est pas une substance irritante, à l'inverse des dérivés inorganiques dont les propriétés irritantes et corrosives sont bien établies.

En revanche, le mercure métal et ses dérivés inorganiques sont des allergènes à l'origine de dermites de contact allergique. Plusieurs auteurs rapportent des sensibilisations cutanées au mercure chez des porteurs d'amalgames dentaires, chez des dentistes (*Kanerva et al, 1993 ; Kanerva et al, 2001*) ou après des bris de thermomètres à mercure (*Kanerva et al, 1993 ; Nakayama et al, 1983*).

L'intoxication chronique mercurielle ou hydrargyrisme est classiquement liée à une exposition chronique aux vapeurs de mercure.

La plupart des données liées à l'intoxication chronique au mercure métal proviennent d'études épidémiologiques réalisées auprès de salariés d'usines de fabrication du chlore *WHO*, (1991). L'organe cible chez l'Homme lors de l'inhalation de vapeurs de mercure est le système nerveux central. Lors d'expositions chroniques aux dérivés inorganiques du mercure, le rein est l'organe critique. La sévérité et la réversibilité des lésions dépendent de l'intensité et de la durée de l'exposition.

➤ **Atteintes du système nerveux central et périphérique**

Les premières manifestations cliniques lors de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure sont peu spécifiques : céphalées, asthénie, troubles de la personnalité et du caractère, troubles de la mémoire et de la concentration, des tremblements intentionnels (*Albers et al, 1988 ; Smith et al, 1970*). Dès ce stade, les tests psychométriques et les potentiels évoqués permettent d'objectiver une atteinte neurologique centrale (*Garnier, 2000*). Dans les cas sévères, le tableau peut se compléter d'hallucinations et de delirium, plus rarement d'une atteinte des voies optiques ou d'un syndrome extrapyramidal. L'atteinte périphérique avec une polyneuropathie sensitivomotrice distale est fréquente. A ce tableau neurologique, il est parfois associé une stomatogingivite pouvant entraîner une chute des dents lors des intoxications les plus sévères. Le liseré mercurique gingival survient de façon épisodique.

➤ **Atteinte rénale**

Le mercure ionisé Hg^{2+} (inorganique) va s'accumuler au niveau des tubules proximaux du rein et la zone superficielle de la médullaire externe (*Lauwerys, et al, 2007*).

Lors d'une forte exposition au mercure élémentaire ou inorganique, des tubulopathies dose-dépendantes et des glomérulonéphrites à dépôts extramembraneux de mécanisme immunotoxique sont observées (*Hua et al, 1993 ; Makker et Aikawa, 1979*). Ces atteintes tubulaires semblent survenir au-delà d'un certain seuil d'exposition, habituellement lorsque l'excrétion urinaire du Hg dépasse 50 µg/g de créatinine (*Lauwerys, et al, 2007*). Une augmentation de l'excrétion de la N-acétyl-β-Dglucosaminidase (NAG) à partir de 25 µg/g de créatinine de Hg urinaire suggère une atteinte tubulaire débutante (*Granier, 2000 ; Langworth et al, 1992*). Par contre, il n'a pas été établi de seuil de survenue des atteintes glomérulaires. Généralement les manifestations rénales de l'exposition chronique au mercure métallique sont discrètes, associant une atteinte glomérulaire et tubulaire modérée, survenant à des niveaux d'exposition supérieure à ceux nécessaires pour entraîner une atteinte neurologique. Le mercurialentis (atteinte oculaire) est un des signes d'intoxication au mercure classiquement décrit et se traduisant par des reflets brunâtres de la capsule antérieure du cristallin, des opacités punctiformes disséminées dans le cristallin. Plusieurs études ont aussi montré une augmentation de la fréquence des dyschromatopsies dans l'axe bleu-jaune chez les salariés exposés, à un stade semble-t-il infraclinique (*Cavalleri et Gobba, 1998*)

➤ **Signes généraux**

Lors d'intoxications sévères, il est observé une altération de l'état général accompagnée d'anorexie, de cachexie associée à des diarrhées (*Lauwerys et al, 2007*). Hook, Lundgren et Swensson, 1954 rapportent des expositions professionnelles mortelles, précédées par des troubles neurologiques, qui cependant demeurent exceptionnelles.

L'intoxication par voie orale aux dérivés organomercuriels concerne surtout les dérivés alkylés à chaînes courtes qui sont les mieux absorbés (*Garnier, 2000*). Les effets peuvent résulter d'une absorption d'une forte dose unique (plusieurs mg/kg) ou d'une contamination répétée à des doses plus faibles. (*Lauwerys, et al, 2007 ; Weiss, Clarkson et Simon, 2002*) décrivent une période de latence qui pourrait être inversement proportionnelle à l'importance de l'exposition. Ce qui est décrit aussi dans les intoxications par ingestion de graines de céréales contaminées par MeHg en Irak et par consommation de poisson contaminé de la baie de Minamata au Japon avec des délais d'apparition des premiers symptômes allant respectivement de quelques semaines à plusieurs années.

Les atteintes du système nerveux se manifestant dans un premier temps par des paresthésies des extrémités, une asthénie, un malaise général et une atteinte du champ visuel réversible lors d'intoxications peu sévères (*Bakir et al, 1973 ; Jalili et Abbasi, 1961*). Il s'ensuit une

encéphalopathie sévère avec détérioration intellectuelle, des troubles du comportement (euphorie, dépression), une ataxie cérébelleuse, une dysarthrie, une cécité d'origine corticale, une surdité d'origine centrale et cochléaire..

➤ **Effets tératogènes et reprotoxiques**

Le diméthylmercure traverse aisément les barrières placentaires de la mère et hématoencéphalique du fœtus. Il passe également dans le lait maternel. Chez le foetus, la concentration cérébrale en MeHg peut être 5 à 7 fois plus importante que la concentration sanguine maternelle (*Cernichiari et al, 1995*).

Il a été observé chez les enfants nés de mères intoxiquées par le MeHg au Japon et en Irak une augmentation de la prévalence des convulsions et des hypertonies spastiques, des cécités, des surdités et des retards mentaux. En effet, Harada rapporte une augmentation de l'incidence du retard mental, de l'atteinte sensorielle et des dysarthries chez les enfants vivant à Minamata par rapport à ceux vivant dans d'autres villes japonaises (*Harada, 1976*).

Pour de fortes expositions, une relation dose-effet a été établie à partir des données irakiennes entre la concentration de mercure capillaire maternelle au cours de la grossesse et la prévalence de retards psychomoteurs graves chez l'enfant (*Cox et al, 1989 ; Cox et al, 1995*). Les signes neurologiques liés à une exposition anténatale au MeHg semblent survenir au-delà d'un seuil estimé à 10 ppm et sont confirmés par des études expérimentales chez le singe (*Lauwerys, et al, 2007 ; Cox et al, 1989 ; Evans, Garman et Weiss ,1977*)

➤ **Risques sur la santé liés au thiomersal (éthylmercurithiosalicylate de sodium)**

L'EtHg (éthylmercure) est un des composés du thiomersal couramment utilisé comme conservateur de certains vaccins administrés aux enfants. Des réactions locales d'hypersensibilité ont été observées au niveau du site d'injection (*Ball, Ball et Pratt, 2001*)

Le rôle de l'EtHg lors de fortes expositions sur le développement neuropsychologique de l'enfant a été incriminé. Il semble que l'EtHg à fortes doses possède des effets comparables à ceux du MeHg (*Ball, Ball et Pratt, 2001*). Cependant, les effets neurotoxiques de l'EtHg que ceux du MeHg, de plus à faibles doses, ils sont plutôt controversés (*Lauwerys, et al, 2007*).

➤ **Risque cancérigène**

Les études de mortalité, menées à partir des populations de Minamata, fortement exposées au MeHg, montrent une augmentation de la mortalité par cancer du foie et de l'œsophage, ainsi qu'un risque accru d'hépatopathie chronique et de cirrhose. Cependant, il est à noter qu'il existe d'autres facteurs comme une surconsommation d'alcool retrouvée dans cette

population. Une étude de cohorte réalisée en Suède auprès de salariés exposés à des composés mercuriels ne montre pas d'augmentation de l'incidence de cancers du cerveau. Par ailleurs, trois études cas-témoins portant sur des sujets exposés à des produits mercuriels utilisés pour l'enrobage de semences ont montré une augmentation du risque de survenue de sarcomes des tissus mous pour l'une d'entre elles et de lymphomes malins sans que la relation ne soit significative ; cependant, il existe de nombreuses co-expositions représentant ainsi un facteur de confusion. Enfin, le risque de survenue de tumeurs rénales lors de l'exposition de souris au chlorure de MeHg est bien établi (*IARC, 1997*)

Finalement, les dérivés organiques du mercure sont classés cancérigènes en catégorie 2B par le CIRC (*IARC, 1997*) comme substance cancérigène possible pour l'Homme.

I. 2.2 .PLOMB

Le plomb est, sans nul doute, l'un des métaux qui a été le plus anciennement et le plus largement utilisé par l'homme : c'est l'un des éléments des pigments retrouvés dans les tombes néandertaliennes moustériennes (40 000 ans avant Jésus-Christ) ; il est présent dans des objets décoratifs provenant de sites néolithiques anatoliens, 6 200 ans avant Jésus-Christ. Il était utilisé par les Égyptiens et les Hébreux, 4 000 ans avant Jésus-Christ et les Phéniciens ont commencé à l'extraire en Espagne environ 2 000 ans avant notre ère. Les Grecs et les Romains l'ont employé pour produire des céramiques.

Le plomb est un métal gris bleuâtre malléable. Il en existe quatre isotopes naturels 204, 206, 207 et 208. Leur abondance relative dans la nature est respectivement de 1,48%, 23,6 %, 22,6 % et 53,6 %, cependant leurs proportions dans les matériaux varient, en fonction de la source, ce qui peut être utilisé pour identifier l'origine d'une contamination par le plomb. Le plomb élémentaire a une faible conductivité électrique et sa masse élevée lui confère un important pouvoir d'absorption des rayonnements X, et électromagnétiques.

I.2.2.1 SOURCES D'EXPOSITION

➤ Sources naturelles

Le plomb est assez abondant dans la croûte terrestre où sa concentration moyenne est comprise entre 10 et 20 mg/kg. Les principaux minerais sont la galène (sulfure), la cérusite (carbonate) et l'anglésite (sulfate). Dans le minerai, le plomb est souvent associé à l'argent et au zinc. L'antimoine, l'arsenic, le bismuth et le cuivre sont d'autres éléments fréquemment

présents dans les minerais de plomb. Les principales sources de ces minerais sont les émissions volcaniques. La production de plomb peut aussi résulter de la décomposition radioactive de l'uranium, du thorium et du radon, mais c'est une source naturelle mineure de cet élément. (IPCS, 1995)

➤ Sources anthropogéniques

La consommation mondiale de plomb n'a pas cessé d'augmenter depuis le Moyen âge mais au vingtième siècle et à cause du développement considérable de l'exploitation des minerais et de la combustion des hydrocarbures, l'émission anthropogénique du Pb dans l'atmosphère a connu une augmentation dramatique. La combustion des carburants fossiles, les activités métallurgiques et l'incinération des déchets font que les flux anthropogéniques de ce métal dépassent largement les flux naturels. L'émission anthropogénique du Pb était de $332 \cdot 10^6$ kg/an à la fin des années 80, essentiellement du fait de son utilisation comme additif dans l'essence, dans les pigments de peintures et les batteries (Cossa et al, 1993)

I.2.2.2. REACTIVITE CHIMIQUE

Le Plomb appartient au groupe IVA du tableau périodique avec deux états d'oxydation stables le Pb (+II) et le Pb (+IV). Il est capable de remplacer l'ion K^+ dans les réseaux cristallins silicatés et le Ca^{2+} dans les carbonates et les apatites. Son minerai principal est le PbS (Leocoanet, 2000). Il présente une très forte affinité pour la matière particulaire; son adsorption sur la matière organique constitue le processus le plus important qui favorise son adsorption. En outre, le Pb libéré est largement adsorbé sur les limons et les argiles (Callender, 2003). En milieu aquatique l'adsorption du Pb avec les oxydes et les hydroxydes de Fer et de Magnésium dépend des caractéristiques physiques de ces oxydes comme la surface spécifique et la cristallinité ainsi que de la composition de la phase aqueuse : pH, Eh, complexations, présence de cations compétitifs (Ebighanem, 2008). Dans une étude plus récente sur la réactivité du Fer et du Plomb et leur cycle dans un milieu lacustre, Taillefert et al (2000) montrent que le plomb dissous est entraîné vers les sédiments du fait de son inclusion dans des complexes résultant de l'agrégation des substances organiques polymériques avec des hydroxydes de Fer hydratés formés dans la colonne d'eau au niveau de la transition oxic-anoxique. Les carbonates peuvent être aussi une phase importante pour l'adsorption du Pb quand le milieu est pauvre en matière organique et en oxydes de Fer et de Magnésium (Li et al.2001).

Malgré sa réputation d'être solidement lié aux particules sédimentaires, le plomb peut être remis en solution lors de la dégradation des phases auxquelles il est associé. Une remobilisation du Pb a été mise en évidence à l'interface eau-sédiment d'un milieu lacustre du fait de la réduction des oxyhydroxydes de Fer et de la redissolution des complexes Fe-EPS (Substances Polymériques Exo cellulaires) (Taillefer *et al*, 1997 ; Taillefert *et al*, 2000). Cette dissolution des oxydes de Fer et Magnésium ainsi que la dégradation aérobie de la matière organique sont les principaux facteurs contribuant à la remise en solution du Pb dans les sédiments (Gobeil *et Silverberg*, 1987) dépassant quelques fois 100 µg/ g (Cossa *et al*, 1993), indiquant un enrichissement d'origine anthropique des complexes Fe-EPS (Substances Polymériques Exocellulaires) (Taillefert *et al*, 1997; Taillefert *et al*, 2000). Cette dissolution des oxydes de Fer et Magnésium ainsi que la dégradation aérobie de la matière organique sont les principaux facteurs contribuant à la remise en solution du Pb dans les sédiments (Gobeil *et Silverberg*, 1987). En dépit de cette mobilité partielle du Pb, on peut toujours considérer les sédiments comme puits géochimiques pour le Pb surtout que la contribution du Pb diagénétique dans la phase solide du sédiment varie entre 0,3 et 20 % du Pb mesuré et ne modifie que légèrement le profil du Pb historique (Gallon *et al*, 2006).

En effet, l'étude des profils verticaux du Pb dans les sédiments marins permet de clarifier l'historique des dépôts du Pb dans un milieu marin donné. D'une manière générale, il s'avère que les niveaux les plus profonds de carottes sédimentaires, correspondant à des dépôts pré-industriels, présentent des concentrations en plomb de 5 à 20 µg/ g comparables aux teneurs du Pb dans les carbonates et le grès et dans certaines roches sédimentaires argileuses et sablonneuses. En outre, les couches sédimentaires superficielles sont souvent plus riches en Pb et il n'est pas rare de rencontrer des sédiments des plateaux continentaux ayant des concentrations de l'ordre de 50 µg/g et dépassant quelquefois 100 µg/g (Cossa *et al*, 1993), indiquant un enrichissement d'origine anthropique.

I.2.2.3. LE PLOMB DANS LE MILIEU MARIN

En milieu marin, le plomb se trouve principalement sous forme de carbonates PbCO_3 (40 à 80 %), de chlorures PbCl_2 (1 à 40 %) et de PbCl^+ (2 à 19 %) (Navarro *et al.*, 2008 ; Ramarosan, 2008). En milieu acide, le plomb aura tendance à s'associer avec les sulfates alors que pour des pH plus élevés, il se trouvera associé avec des hydroxydes et pourra

même former des ions complexes pouvant contenir jusqu'à 6 atomes de plomb (*Callender et al, 2003 ; Deschamps et al, 2006 ; Rendek, 2006*). L'affinité du plomb, pour les différentes phases porteuses, est décroissante des (oxy) hydroxydes de fer et de manganèse, aux argiles et à la matière organique (MO) (*Baize, 1997 ; Callender et al., 2003*).

I.2.2.4. TOXICITE

L'intoxication au plomb est connue depuis l'époque des romains et conduit au saturnisme (anémie, troubles digestifs, atteinte du système nerveux). Depuis lors plusieurs intoxications dues au Pb sont apparues suite à la consommation d'eau venant de tuyauterie en plomb ou à cause de la présence de peinture contenant du plomb (*Nakhlé, 2003*). Les concentrations létales du Pb varient selon les espèces tout en notant que quelque soit l'espèce ou le paramètre toxicologique considéré, la toxicité du plomb tétra-éthylé (composé utilisé comme additif dans les essences) est beaucoup plus élevée que celle du plomb sous forme de sel minéral (1982).

➤ Toxicité aiguë

L'intoxication aiguë par le plomb inorganique est rare. Elle ne peut résulter que d'une ingestion massive ou d'une administration parentérale. Elle ne doit pas être confondue avec les manifestations paroxystiques de l'intoxication chronique. (*Nortier et al, 1980 ; Sixel-Dietrich, 1985*)

○ Symptomatologie

L'intoxication aiguë évolue en deux phases. De 2 à 48 heures après la prise : surviennent des troubles digestifs (douleurs abdominales, vomissements et parfois une diarrhée) qui sont toujours d'intensité modérée et de brève durée. Ils s'accompagnent d'une hémolyse, d'une cytolyse hépatique et d'une atteinte tubulaire rénale dépendantes de la dose généralement modérées après une ingestion et plus sévères après une administration parentérale. Plus rarement, des arthralgies et/ou des signes d'atteinte neurologique centrale (céphalées, agitation, délire, hallucinations) sont également observés. (*Garnie, 2000*).

➤ Toxicité chronique

L'exposition répétée au plomb produit des effets nocifs dans de nombreux organes et tissus. Les principaux sont neurologiques, néphrologiques et hématologiques.

○ - Effets neurologiques

Dans l'explication du mécanisme des effets neurotoxiques du plomb plusieurs modes d'action sont proposés : compétition du plomb avec le calcium et blocage des canaux calciques, inhibition de la Na^+/K^+ -ATPase membranaire, effets sur la transmission neuroexcitatrice glutamatergique, en particulier sur les récepteurs N-méthyl-D-aspartate (NMDA). La croissance, la différenciation et la survie des neurones pourraient également être indirectement altérées, du fait d'effets toxiques du plomb sur les cellules gliales. *INSERM*, 1999). L'**Encéphalopathie** est l'atteinte neurologique centrale qui est l'effet le plus constant de l'intoxication saturnine. Chez l'adulte, la forme classique de l'encéphalopathie, telle qu'elle a été abondamment et précisément décrite par les auteurs du XIX^{ème} siècle, nécessite une contamination massive, correspondant à une Plombémie supérieure à 2000 $\mu\text{g/l}$.

- **Effets rénaux**

Deux types de néphropathie sont induits par l'exposition au plomb :

- **une néphropathie subaiguë** qui survient précocement après le début de l'exposition au plomb. Elle est histologiquement caractérisée par une atteinte des cellules tubulaires proximales qui sont hyperplasiques avec une atteinte mitochondriale et des inclusions intranucléaires. (*Cramer, 1974*).

- **une néphropathie tardive** qui s'observe après 10 à 30 ans d'exposition au plomb, avec une dose interne correspondant à une Plombémie d'au moins de 600 $\mu\text{g/l}$. L'atteinte est tubulo-interstitielle et glomérulaire. Elle est définitive. Elle peut être transitoirement améliorée par l'arrêt de l'exposition et/ou un traitement chélateur, *Wedeen*, (1986) mais à moyen terme, elle continue de s'aggraver, même après l'éviction du risque. (*Perazella, 1996*).

- **Effets cardiovasculaires**

La colique de plomb s'accompagne classiquement d'une élévation modérée et transitoire de la pression artérielle. Les relations entre exposition au plomb et pression artérielle ont fait l'objet de nombreux travaux. Expérimentalement, dans plusieurs espèces animales l'exposition répétée au plomb a augmenté la pression artérielle (*IPCS, 1995*).

I.2.3. CADMIUM

I.2.3.1. HISTORIQUE

Le non nom dérive du grec "kademias" ou du latin "cadmia" l'ancien nom pour calamine ou "galmei", un minerai de zinc extrait dans les environs de la ville de Thèbes créée par Kadmos. Ce nom se retrouve également dans "la Calamine", une commune belge dans laquelle on exploitait auparavant du minerai de zinc (*Gabriel, 2006*). Ce n'est qu'à partir du 19^{ème} siècle que ses caractéristiques physico-chimiques ont été mises en évidence. Plus tard et utilisées plus tard il a été incorporé dans les batteries, pour protéger l'acier contre la corrosion, encore comme stabilisant pour les plastiques et comme pigment dans les produits céramiques (*Jarup, 2002*).

Sa production à l'échelle industrielle débuta vers 1829. Sa production mondiale est passée de 80 tonnes par an avant la première guerre mondiale à près de 18000 tonnes à la fin des années 70 et s'est stabilisée depuis (*Cossa et Lassus, 1989*).

C'est un élément de transition du groupe IIB de la classification périodique des éléments entre le zinc et le mercure mais son numéro atomique 48 le situe entre l'argent et l'iridium (*Cossa et Lassus, 1989; Boisset., Narbonne et al, 1996*). Sa masse atomique est de 112,4.



Source : (*Gabriel, VERGE,2006*)

Figure 3 : Aspect du cadmium solide

I.2.3.2. SOURCES DE POLLUTION PAR LE CADMIUM

Sources naturelles

Le cadmium est géo chimiquement lié au zinc dans les minéraux à raison de 0,1 % à 1 %, c'est pourquoi il est plus présent dans les sols riches en minerais de zinc. La croûte continentale représente à ce titre le réservoir le plus important avec une quantité estimée à $2,8 \cdot 10^{13}$ tonnes (*Cossa et Lassus, 1989; Gonzales, 1999*).

Sources Industrielles

Le cadmium est géochimiquement lié au zinc dans les minéraux à raison de 0,1% à 1% sous forme d'impuretés (*Cossa et Lassus, 1989*). Il n'existe pas de minerai utilisable industriellement pour l'extraction du cadmium: en fait le cadmium peut être considéré comme un sous-produit de l'extraction de minerais de zinc, de plomb et accessoirement de cuivre (*Cossa et Lassus, 1989*).

D'après *Miquel, 2001*, les principaux usages du cadmium peuvent se résumer dans la production d'oxydes de cadmium, des piles et accumulateurs, des pigments dans les peintures industrielles et artistiques, de stabilisants. Il est utilisé dans la fabrication de divers alliages composants électroniques. L'un des principaux champs d'utilisation du cadmium est aujourd'hui la fabrication des accumulateurs. Cependant l'utilisation de ce métal lourd est réduite (*Helcom, 2002*).

Bien que l'usage de ce métal soit très important et que le recyclage des accumulateurs Nickel-Cadmium soit effective cette activité ne dépasse pas 10 % de la quantité annuelle rejetée, ce qui pourrait expliquer l'importance des apports anthropiques dans l'environnement (*Cossae et Lassus, 1989; Miquel, 2001*). Par ailleurs, les émissions atmosphériques imputables à l'homme estimées à 7500 tonnes par an dans le monde peuvent être jusqu'à dix fois supérieures aux émissions naturelles (*Gonzales, 1999*)

I.2.3.3. REACTIVITE CHIMIQUE

Le Cd appartient au groupe IIB de la classification périodique. Il est souvent géo chimiquement lié au zinc dans les minéraux selon un rapport qui se situe entre 1/100 et 1/1000 (*Chizhikou, 1966*). Le Cd forme des composés solubles très stables avec les ions chlorures (*Simpson, 1981*). Son adsorption est un phénomène capital dans sa biogéochimie, qu'elle implique des ligands organiques ou inorganiques (oxydes, argiles, carbonates, etc.). Des études établies par *Murray et Meinke (1974)* montrent que la sorption du Cd sur le matériel particulaire diminue lorsque ce dernier est riche en phosphate. La compétition avec d'autres ions comme le Ca, Co, Cu, Ni et Pb peut inhiber l'adsorption du Cd. C'est le cas avec les hydroxydes de Fer où il y a une forte compétitivité avec le Ca (*Cowan et al. 1991*). La

libération du Cd qui coprécipite avec les oxydes de Fer amorphes nécessite une attaque acide. Cela s'oppose au comportement de la majorité des métaux lourds comme le Pb, coprécipité avec des oxydes de Fer amorphes, sont libérés par réduction (*Gomez Ariza et al.*2000). Contrairement au Hg et Pb, le Cd ne forme pas des liaisons stables avec le carbone. Il se trouve le plus souvent dans les sédiments toxiques adsorbés et/ou liés aux carbonates (*Yuan et al.*, 2004).

Dans un milieu anoxique, le Cd, comme le Pb, forme des sulfures métalliques fortement insolubles et cela avant la formation du FeS limitant ainsi son adsorption ou sa coprécipitation avec la pyrite (*Morse et Luther III*, 1999). La teneur moyenne en cadmium des sédiments marins se situe autour de 0,2 µg/g (*Cossa et Lassus*, 1989). Ces concentrations sont comparables aux teneurs du Cd dans la croûte terrestre et dans les roches sédimentaires argileuses et sablonneuses. En outre, des teneurs faibles de Cd (0,035µg/g) sont détectées dans les carbonates, ces concentrations sont beaucoup plus faibles que celles obtenues dans les grès (0,5 µg/ g) (*Kabata-Pendias et Pendias*, 1992).

I.2.3.4. REPARTITION DU CADMIUM DANS LE MILIEU MARIN

Peu d'études ont été réalisées sur le sujet et la plupart sont contradictoires ce qui en revient à se limiter aux seules formes dissoutes et particulaires du cadmium qui ont fait l'objet d'étude.

➤ Le cadmium dissous:

Le cadmium dissous est représenté par des espèces libres (Cd^{2+}) ou par des associations avec des composés minéraux (inorganiques) ou organiques.

○ Formes inorganiques

En zone côtière, le cadmium forme des complexes très stables avec les ions chlorures. Si la salinité est faible, les espèces $CdCl^+$ domineront alors que si la salinité est forte, l'espèce majoritaire sera $CdCl_2$. D'autres complexes stables sont possibles comme $CdCl_3$ ou CdS mais leur effet seul ne suffit pas pour expliquer les teneurs en cadmium mesurées (*Gonzales*, 1999).

En effet, la distribution du cadmium dissous varie selon la salinité : la concentration de cadmium augmente avec la salinité jusqu'à ce que cette dernière atteigne 15 à 20. Après ce seuil, la concentration en cadmium dissous décroît linéairement à mesure que la salinité

augmente. Cette relation se retrouve quel que soit le flux mesuré (Boutier et al, 2003).

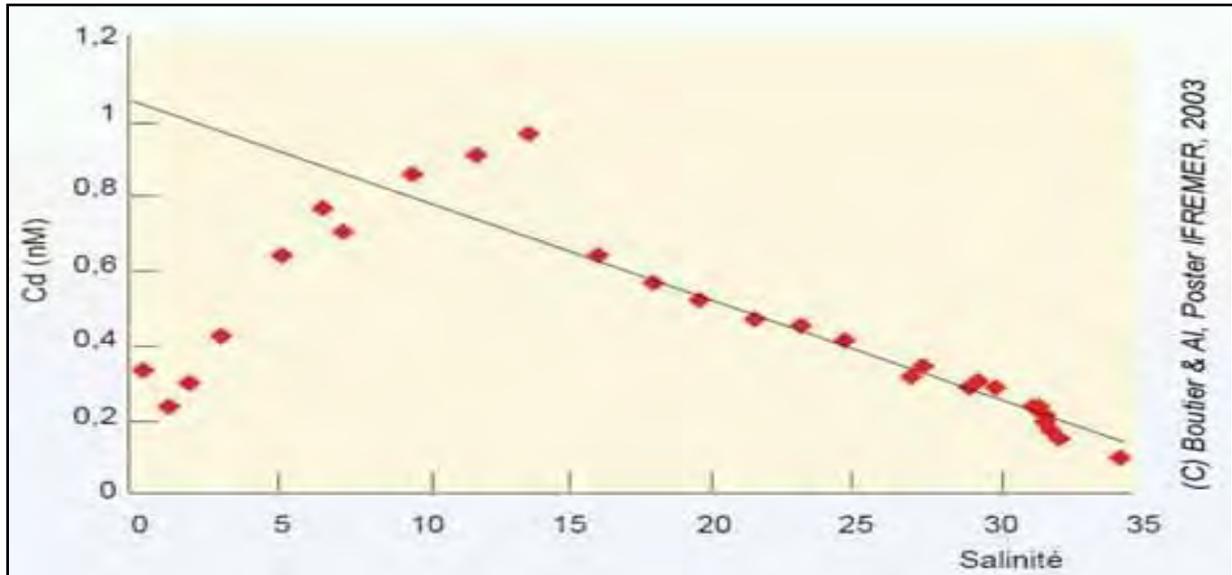


Figure 4: Evolution de la concentration en Cd dissous en fonction de la salinité

Source : (Clemens, 2011)

- **Formes organiques**

Le cadmium se complexe beaucoup moins bien avec des acides carboxyliques ou des acides aminés qu'avec des composés de type NTA ou EDTA (Gonzales, 1999) mais cette caractéristique est à pondérer car cette complexation dépend de la concentration de ces composés qui peut être très variable. De plus, cette association est difficile en milieu marin du fait de la faible concentration en agents humiques et de la forte teneur en chlorures ce qui tend à déplacer l'équilibre vers des formes inorganiques (Gonzales, 1999).

- **Le cadmium particulaire:**

Le cadmium particulaire issu des continents arrive en milieu estuarien associé à différentes phases d'origine détritique. Son comportement et sa remobilisation dépendent de la forme sous laquelle le cadmium est associé à la phase solide.

Dans les matières en suspension et dans les sédiments, il est lié à des minéraux continentaux issus de l'érosion, à des déchets organiques, à des phases résultant de la diagenèse ou à des minéraux formés dans la colonne d'eau (Gonzales, (1999).

La concentration en cadmium dans les océans semble cependant régie par les phénomènes d'adsorption et de désorption, bien que CdCl_2 soit l'espèce majoritaire en milieu océanique

➤ **La matière vivante**

Les teneurs sont extrêmement variables d'un individu à un autre, même au sein d'une espèce, en fonction du cycle saisonnier, de l'âge et de l'état de pollution de l'environnement. Si le cadmium est bio concentré durant la vie d'un individu, ce métal n'est pourtant pas bio magnifié, c'est-à-dire que sa concentration n'augmente pas au fur et à mesure que l'on passe d'un maillon trophique à un autre. Le facteur le plus important est la biodisponibilité (mesure dans laquelle une substance peut être absorbée par les tissus des organismes) car elle régit l'entrée du cadmium dans la chaîne alimentaire.

I.2.3.5. TOXICITE DU CADMIUM

Ne disposant d'aucun rôle physiologique connu à ce jour, le Cd ne possède pas de voie d'entrée et de sortie qui lui sont spécifiques. Il agit en mimant les métaux physiologiques afin de traverser les membranes cellulaires. Parmi les protéines proposées se trouve le transporteur de métaux divalent de type I (DMT1) qui possède 4 iso formes (*Hubert et Hentze 2002*). DMT1 est une protéine de la membrane plasmique permettant l'import de fer.

➤ **Mécanismes de toxicité du cadmium**

Le Cd est capable d'induire l'apparition des espèces réactives de l'oxygène (ERO) par des mécanismes indirects. Il est également un inhibiteur de la réparation de l'ADN (*Waisberg et al. 2003*). Ce métal lourd peut avoir une toxicité importante par interférence avec des métaux essentiels comme le fer, le cuivre et le zinc. Les perturbations engendrées par le Cd aboutissent à plusieurs conséquences néfastes pour la cellule.

Les effets toxiques du Cd sont essentiellement indirects via la production de radicaux libres. Etant non oxydoréducteur, en milieu biologique il provoquerait la diminution des taux cellulaires des principaux systèmes antioxydants. Pour des expositions de courte durée, il inhibe les enzymes de stress comme la SOD (*Stohs and Bagchi, 1995*), la CAT et la GPx (*Szuster-Ciesielska et al., 2000*). Par contre des expositions prolongées entraînent une augmentation des activités de certaines enzymes (*Potts et al, 2001; Waisberget al, 2003*) et de l'expression de certaines protéines comme les métallothionéines, probablement à cause d'une adaptation suite à l'induction des gènes codant pour ces molécules. L'autre possibilité expliquant l'augmentation des ERO en présence de cadmium correspond au déplacement des

métaux constituant la structure des SODs (*Huang et al.*, 2006). Ces altérations des molécules antioxydantes et de l'homéostasie des métaux physiologiques comme le calcium, le fer, le cuivre et le zinc (*Araminiet al*, 1995) peuvent se traduire par une démétallation des protéines, une altération des fonctions cellulaires faisant intervenir des thiols réactifs (antioxydants, oxydoréductases, protéines fer-soufre, signalisation redox basée sur des thiols réactifs), une interférence dans la signalisation dépendante du calcium. L'impact du Cd sur toutes ces cibles peut entraîner l'augmentation de la quantité d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) tels que les radicaux hydroxyles, superoxyde, ou le peroxyde d'hydrogène (*Fotakis et al.* 2005; *Galan et al.*, 2001; *O'Brien et Salacinski* 1998; *Oh et al.*, 2006; *Stohset et al.*, 2001; *Waisberget al.*, 2003) . Les ERO vont engendrer une situation de stress oxydant dans la cellule et donc des dommages oxydatifs au niveau des macromolécules biologiques (peroxydation lipidique, lésions de l'ADN, modifications oxydatives des protéines) (*Ercalet et al.*, 2001; *Figueiredo-Pereira et al.*, 1998; *Hansen et al.*, 2007; *Hansen et al.*, 2006; *Hengstler et al.*, 2003; *Youngs et al.*, 2000).

➤ Effets sur les tissus et organes

○ Effets génotoxiques

Les premiers effets toxiques du cadmium ont été rapportés dès 1858, cependant, ce n'est qu'à partir de 1960 qu'il a été établi la relation entre l'exposition au cadmium par voie respiratoire et l'apparition de cancers du poumon, des voies aériennes supérieures et de la prostate (*Loser*, 1980).

○ Effets sur les chromosomes

Des aberrations chromosomiques ont été relevées dans les cellules animales, notamment chez les mammifères (*De grave*, 1981) lors d'exposition à du cadmium sous forme ionique. Chez les cellules eucaryotes, les aberrations les plus fréquentes sont des ruptures de brins d'ADN ou des lacunes et non des échanges de brins (*Roehr et Bauchingerm*, 1976). Le métal semble aussi bloquer les divisions méiotiques et diminuer les prophases et les métaphases. Ce phénomène semble dû au fait que le cadmium agit sur le cytosquelette perturbant ainsi la séparation des chromosomes (*Flghettl.et al*, 1983).

○ Effet mutagène

Chez les bactéries, il est montré que le cadmium exerce une action directe en déclenchant les mécanismes de réparation par recombinaison et pourrait être considéré comme un agent mutagène direct et indirect. (*Flghettl.et al*, 1983). Il peut aussi favoriser les mutations en

inhibant les enzymes de réparation et en augmentant la tolérance aux mésappariements (Nocentini, 1984).

Chez les mammifères, le cadmium peut également être mutagène par liaison avec l'ADN, par rupture de brins ou par pontage avec des protéines. Ces actions perturbent le fonctionnement de l'ADN polymérase (Ochi. et Ohsawa, 1985). De même, le cadmium peut favoriser des erreurs de transcription et de traduction (Enger et al, 1979) conduisant ainsi à la synthèse de protéines anormales.

- **Effet Cancérogène**

Le cadmium est considéré par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC/IARC) comme un agent cancérogène pour l'homme (groupe 1 – Monographie du cadmium et de ses composés, 1993).

Les études expérimentales rapportent des tumeurs testiculaires par injection de différents sels de cadmium (Decloitre, 1998) et des tumeurs de la prostate hormono-dépendantes chez le rat après exposition par ingestion (Waalkes, Coogan et Barter, 1992).

Chez l'homme, les études épidémiologiques en milieu professionnel se sont heurtées à la difficulté des expositions multiples (Kazantzis, Blanks et Sullivan, 1992). Néanmoins, la concordance de leurs résultats tend à montrer un effet cancérogène par voie d'inhalation chez les travailleurs exposés: cancers pulmonaires (Stayner, 1992) et tumeurs de la prostate (Decloitre, 1998 ; Waalkes, Coogan et Barter, 1992).

- **Effet néphrotoxique**

Le principal organe cible du Cd est le rein dont l'exposition chronique au métal entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Une dégénérescence des cellules tubulaires rénales se manifeste précocement, elle est suivie par une réaction inflammatoire interstitielle puis une fibrose (SFSP, 1999). Classiquement, une élimination accrue des protéines de faible poids moléculaire est observée : β 2-macroglobuline (β 2M), protéine de liaison du rétinol (RBP), protéine de liaison de la vitamine D, lysozyme, ribonucléase, alpha1- macroglobuline (EFSA, 2009). Cette protéinurie peut s'accompagner de glycosurie et d'aminocidurie et d'une fuite de calcium (Lauwerys, 1990) ; (Mason et al, 1988) ; (Jarup et al, 1988) ; (Thun et al, 1989) ; (Chia et al, 1989) ; (Bernard et al, 1990) ; (Roels et al, 1991) ; (Jakubowski et al, 1992).

Lors d'expositions professionnelles, l'atteinte fonctionnelle tubulaire rénale apparaît lorsque la concentration en cadmium dans le cortex rénal atteint environ 200 μ g.g-1 de tissu rénal.

Les effets rénaux sont observés pour des concentrations urinaires de cadmium de 1,1 à 15 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de créatinine (Elinder *et al.*, 1985) ; (Jakubowski *et al.*, 1987); (Verschoor *et al.*, 1987) ; (Kawada *et al.*, 1989) ; (Bernard *et al.*, 1990) ; (Roels *et al.*, 1991) ; (Roels *et al.*, 1993) ; (Jarup et Elinder, 1994) ; (Chen *et al.*, 2006a) ; (Chen *et al.*, 2006b).

○ Effets cardiovasculaires

L'atteinte rénale avérée du Cd a conduit à chercher à mettre en évidence des effets sur le système cardiovasculaire. Cependant les différentes études épidémiologiques n'ont pas mis en évidence d'augmentation de la pression artérielle ou une fréquence accrue d'affection cardiovasculaire lors de l'exposition au cadmium (Lauwerys *et al.*, 1991) ; (Staessen *et al.*, 1990). Plus récemment, plusieurs études avec une analyse transversale à partir des données du National Health and Nutrition Examination Surveys (NHANES) ont mis en évidence une association entre les niveaux sanguins et urinaires de cadmium et les effets cardiovasculaires (Everett et Frithsen, 2008) ; (Navas-Acien *et al.*, 2009) ; (Tellez-Plaza *et al.*, 2008). Les résultats portant sur 728 participants (1999-2000), ont mis en évidence un lien entre les niveaux de cadmium urinaires et la survenue d'une atherosclerose (Navas-Acien *et al.*, 2009).

Une autre étude a montré une légère augmentation des pressions sanguines systolique et diastolique en lien uniquement avec les concentrations sanguines de cadmium (Tellez-Plaza *et al.*, 2008). Une troisième étude portant sur 4912 participants a mis en évidence une association significative entre niveau de cadmium urinaire ($\geq 0,88 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de créatinine) et la survenue d'infarctus du myocarde chez les femmes mais pas chez les hommes (Schutte *et al.*, 2008b).

Des sujets exposés au cadmium via l'environnement en Belgique avaient une excrétion urinaire de cadmium corrélée avec des modifications d'indicateurs physiologiques de la fonction cardiovasculaire telles que propagation de l'onde pulsatile, pression artérielle pulsée, compliance et élasticité artérielle (Schutte *et al.*, 2008b).

Enfin, une étude menée en République de Corée a montré qu'une augmentation de la concentration sanguine en cadmium entraînait une augmentation du risque d'hypertension (Eum *et al.*, 2008).

○ Toxicité pulmonaire

Le contenu en cadmium du tabac est élevé à cause des propriétés des plantes *Nicotiana* qui peuvent accumuler le Cd en se préservant de ses effets délétères. Le Cd présent dans le tabac varie entre 0,5 à 1 μg / cigarette. Environ 10 % de l'oxyde de Cd inhalé se dépose dans les

alvéoles pulmonaires ce qui conduit aux fibroses interstitielles, aux emphysèmes (*Hart et al.* 2001) et aux adénocarcinomes pulmonaires (*Waalkes*, 2003). Les fumeurs ont une concentration sanguine de Cd de 4 à 5 fois plus élevée que les non-fumeurs et il s'accumule 2 à 3 fois plus de Cd dans les reins (*Satarug et Moore* 2004).

○ **Effet ostéotoxique**

Cet effet se traduit par une affection appelée syndrome Itaï-Itaï. Cette dénomination japonaise («itaï» signifie «ouille!») traduit les fortes douleurs osseuses qui interviennent dans cette maladie. Ce syndrome est caractérisé par une insuffisance rénale associée à une ostéoporose et à une ostéomalacie (*Umemura*, 2000) sans que l'on sache clairement s'il s'agit d'une conséquence de l'atteinte rénale ou d'un effet direct sur l'os.

1.2.4. LE CUIVRE

C'est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. Naturellement présent dans la croûte terrestre, il est essentiel au développement de toute forme de vie.

Le cuivre (Cu) existe sous forme de complexes organiques à 90%. CuCO_3 qui représente 8% du cuivre total, les fractions sulfatés $(\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6)_2^+$ étant environ 1%. C'est un oligo-élément essentiel qui entre dans la composition ou est un co-facteur de nombreuses enzymes (*Underwood et Suttle*, 1999). La connaissance de son métabolisme et des fonctions physiologiques dans lesquelles il est impliqué est un préalable indispensable à l'établissement des besoins en cet oligo-élément (*Underwood et Suttle*, 1999).

Le cuivre est impliqué dans de nombreuses autres fonctions puisqu'il est un constituant, entre autres, du cytochrome oxydase, enzyme terminale de la chaîne respiratoire dans toutes les cellules de mammifères (*O'Dell*, 1981 ; *Prohaska*, 1990 et *Cromwell*, 1997)

Le Cuivre est un oligo-élément essentiel qui participe à de nombreuses fonctions physiologiques :

- Rôle de coenzyme de métalloprotéines. Il est aussi essentiel à la synthèse de l'hémoglobine ;
- Joue un rôle, de concert avec le fer, pour le transport de l'oxygène dans l'organisme, la pigmentation de la peau et de la chevelure, la constitution de tissu conjonctif et des os ;
- Il intervient dans de nombreuses activités enzymatiques ainsi que dans le fonctionnement du système nerveux. On le trouve beaucoup au niveau des tissus nerveux et du foie.

L'apport journalier de cuivre recommandé est d'environ 2mg. (*Underwood et Suttle*, 1999).

La carence en cuivre peut être responsable de maladies de la peau ou de troubles nerveux. Par ordre croissant, on va retrouver le cuivre dans les aliments suivants : le foie, les crustacés et coquillages, le chocolat, les céréales complètes et le riz complet. Il peut être présent aussi dans l'eau de consommation car les canalisations sont en cuivre.

La tolérance au cuivre de la plupart des espèces ayant une seule poche gastrique est élevée. Ainsi, dans son quatorzième rapport, le Comité mixte (FAO/OMS, 1991) d'experts des Additifs alimentaires a conclu que, dans la mesure où l'apport quotidien de cuivre ne dépasse pas 0,5 mg/kg de poids corporel, il n'y a aucun effet délétère à craindre pour l'homme. Lorsque la capacité d'excrétion du Cu via la bile est dépassée, le cuivre alimentaire en excès est stocké dans le foie. Aucun signe clinique n'est alors détecté. Lorsque les capacités de stockage du foie sont dépassées, le Cu est relégué dans la circulation, conduisant à une phase dite hémolytique qui apparaît soudainement et se manifeste par des retards de croissance, une hémoglobinurie et se termine par une jaunisse précédant la mort (*Underwood et Suttle*, 1999).

I.3. SEDIMENTS

Ils représentent un compartiment important de l'écosystème aquatique, servant d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes.

Les dépôts sédimentaires marins et littoraux constituent un filtre pour les polluants et deviennent ainsi les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (*Chapman et Long*, 1983). Ils contiennent donc des xénobiotiques persistants qui peuvent avoir des effets délétères graves voire létaux.

Depuis le début du siècle, les différents compartiments de l'environnement ont été soumis à la pression croissante des activités industrielles et humaines dont les effets se sont fait rapidement sentir. Ainsi, une substance d'origine anthropique rejetée dans le milieu peut être considérée comme un contaminant ou polluant si elle exerce des effets défavorables sur le plan biologique (*Moriarty*, 1990) ou d'un xénobiotique (*Butler & Lowe*, 1978, *Ramade*, 1998). Les contaminants rejetés dans l'environnement finissent par se retrouver plus ou moins rapidement dans les milieux aquatiques, en particulier estuariens et côtiers, où ils peuvent avoir des effets à court et à long terme.

I.3.1. DEFINITION

Les sédiments (appelés communément vases) sont définis comme des dépôts continentaux ou marins constitués de particules qui proviennent de l'altération ou de la désagrégation des roches préexistantes et de la précipitation de matières en suspension qui transitent dans la colonne d'eau (*Ramaroson, 2008 ; Scordia, 2008*). Dans le dictionnaire de géologie (*Foucault et Raoult, 1980*), les sédiments sont définis comme "un ensemble constitué par la réunion de particules plus ou moins grosses ou de matières précipitées ayant, séparément, subi un certain transport".

I.3.2. ORIGINE, FORMATION

Ces particules proviennent de l'érosion des roches et des sols, de l'activité organique (accumulation de coquilles, ...) ainsi que des rejets locaux dus à l'activité humaine (*Foucault et Raoult, 1980*).

Les particules qui composent les sédiments sont plus ou moins grosses et sont constituées de composés organiques et inorganiques provenant de quatre sources distinctes *Schneider, (2001)* :

- une source **terrigenè**, signifiant que les particules proviennent de l'érosion des terres émergées. Cette source est enrichie par divers apports tels que les apports éoliens, volcaniques, glaciaires, sans oublier les apports fluviaux et/ou de ruissellement qui constituent à eux seuls l'apport cumulé le plus important. Dans le cas des sédiments marins, l'apport lié à l'érosion propre des côtes doit être pris en considération ;
- une source endogène, désignant les particules qui proviennent du bassin de sédimentation comme les débris de macrophytes (plantes aquatiques, microphytes) ou encore les fragments de coquilles des organismes ;
- une source liée à la néoformation, correspondant aux phénomènes d'altération, de Transferts et de précipitations qui peuvent se produire dans le bassin de sédimentation ou à l'intérieur du sédiment durant la diagenèse1 ;
- une source qui regroupe tous les rejets agricoles, industriels et domestiques qui se retrouvent dans les apports fluviaux. Ce fractionnement est riche en MO, en nutriments, et en micropolluants. Il peut également apporter des matières en suspension. Dans le second cas, elle englobe toutes les activités humaines et

industrielles portuaires (chargement de marchandise, pêche, ravitaillement en carburant, entretien du matériel de navigation). Généralement, cette dernière source est fortement contaminée, ce qui conduit à l'augmentation du taux de sédimentation.

I.3.3. DIAGENESE DES SEDIMENTS MARINS

La composition chimique d'un sédiment est propre à son environnement et aux sources émettrices à proximité de la zone de dépôt. Toutefois, les particules qui composent le sédiment vont également subir et/ou induire des transformations bio-géochimiques qui vont conduire des changements qui commencent par des modifications de composition physico-chimique pour se terminer par la formation de roche sédimentaire (*Zhou, 2009*).

Ces transformations, autrement appelées les processus de diagenèse, sont complexes et variées (*Gabelle, 2006*). Il existe deux types de diagenèse : la diagenèse précoce et la diagenèse tardive.

La diagenèse précoce regroupe l'ensemble des processus biogéochimiques qui vont interagir avec les particules qui sédimentent. Ces processus sont gouvernés de manière prépondérante par la minéralisation de la MO dans la colonne sédimentaire (*Billon, 2001*). En effet, après enfouissement de la MO dans les sédiments, celle-ci va subir une dégradation progressive à travers une cascade de réactions d'oxydo-réduction contrôlées principalement par l'activité bactérienne (*Billon, 2001*).

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

I.3.4. GRANULOMETRIE

Les sédiments sont classés en fonction de la taille de leurs particules (*Bellair et Pomerol, 1977*) :

- Les particules d'un diamètre supérieur à 63 μm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers (diamètre supérieur à 2 mm) et les sables (diamètre compris entre 63 μm et 2 mm).

- Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante ; ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis à vis des contaminants métalliques. La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes ; elle possède des sites hydrophiles qui lui permettent de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants, organiques notamment (*Burton, 1992b ; Bonnet, 2000*)

I.3.5. COMPOSITION

Le sédiment est une matrice très hétérogène et constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques, comprend 3 composants:

- **Eau interstitielle** : c'est l'eau qui se trouve dans l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction du sédiment, dépassant généralement plus de 50 % de son volume (*Förstner, 1987*).
- **Phase inorganique** : elle est formée de minéraux issue de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement, les argiles, les carbonates et les silicates. Les particules inorganiques sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis à vis des contaminants.
- **Phase organique** : elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment mais joue un rôle primordial puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques . Selon sa taille la matière organique peut être classée en carbone organique dissous (COD) < 1 kDa, colloïdal (COC) compris entre 1 kDa et 0,22 μm) et particulaire (COP) > 0,22 μm ; (*Bonnet et al, 2000*).

Les sédiments sont également caractérisés des paramètres comme le pH, le potentiel redox, la salinité, la teneur en oxygène et en sulfures qui gèrent la répartition des contaminants entre les différentes phases d'un sédiment et leur biodisponibilité.

I.3.6. FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES INFLUENÇANT L'ADSORPTION METALLIQUE DES SEDIMENTS

I.3.6.1. INFLUENCE DU pH

L'influence du pH sur l'adsorption des polluants inorganiques sur les différents constituants du sol ou des sédiments, a largement été étudiée au cours de ces dernières décennies. (*Tada et Suzuki, 1982 ; Balistrieri et Murray, 1984 ; Serpaud et al., 1994 ; Deschamps et al., 2006 ; Ciesielski et al., 2007*) et de la MO (*Day et al, 1994 ; Meçabih et al, 2006*), que ce soit dans les sols ou les sédiments, le pH est généralement contrôlé par les activités biologiques, le pouvoir tampon du système (les carbonates), les ions échangeables, les argiles ou encore les (oxy) hydroxydes. D'autres phénomènes peuvent influencer sur le pH : l'oxydation des sulfures en sulfates ou encore la réduction des nitrates en azote (dénitrification) va entraîner une diminution du pH (*Kribi, 2005*). À l'inverse, la consommation de protons par l'hydrolyse des minéraux altérables conduit à une augmentation du pH qui est reconnue comme facteur favorisant l'adsorption métallique sur la fraction réductible (oxydes de fer et de manganèse) des sols ou des sédiments après échanges entre les protons (H^+) des sites de surface et les cations métalliques (M^{2+}) en présence (*Serpaud et al., 1994*). L'acidité du milieu ($pH < 5$) va, quant à elle, conduire à la solubilisation de Fe, Mn, Al et des métaux lourds.

I.3.6.2. INFLUENCE DU POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION

Les variations d'état d'oxydation et de réduction (redox) du milieu peuvent affecter les éléments majeurs (C, H, N, O, S) et les polluants métalliques.

Les équilibres redox sont gouvernés par le potentiel de l'électron libre. Ils peuvent être exprimés en pE (moins log de l'activité de l'électron : $-\log [e^-]$) ou en Eh (différence de potentiel en millivolt entre une électrode de Pt et une électrode normale à hydrogène). Le facteur de conversion pour les unités est $Eh (mV) = 59,2 pE$ (*Alloway, 1990*).

L'augmentation des conditions réductrices d'un milieu est donc en directe relation avec une diminution du potentiel redox et inversement. Il existe trois voies par lesquelles les conditions d'oxydo-réduction peuvent influencer la mobilité des métaux lourds (*Blanchard, 2000*).

La première voie, est une conséquence directe qui implique le changement du degré d'oxydation de l'élément métallique.

La seconde voie se traduit par un changement d'état d'oxydation d'éléments pouvant se lier à l'élément métallique pour former un complexe soluble.

La troisième voie induit la formation ou la dissolution de phases porteuses des métaux lourds comme les oxydes de fer ou les sulfures.

I.3.6.3. INFLUENCE DE LA FORCE IONIQUE

La force ionique est l'un des principaux facteurs influençant l'activité des ions en solution aqueuse. L'activité des anions solubles (ligands inorganiques : CO_3^{2-} , OH^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) est généralement supérieure à celle des cations qui est contrôlée par le pH et la solubilité des phases minérales (*Deneux-Mustin et al, 2003*). La force ionique, comme le pH, peut également avoir un impact sur la capacité du sol ou du sédiment à retenir ou à adsorber les métaux lourds. Une augmentation de la force ionique du milieu aura tendance à diminuer la capacité d'adsorption des métaux lourds en favorisant leur complexations et entraîner la floculation des colloïdes (*Sigg et al, 2000*).

I.3.7. POLLUTIONS METALLIQUES DES SEDIMENTS

La grande majorité des polluants recensés dans les sédiments sont peu solubles dans l'eau et principalement localisés dans les Matières en Suspension (MES) et dans la partie fine du sédiment (fraction inférieure à 63 μm), en raison de leur grande surface spécifique (*Cauwenberg et al, 1998 ; Isaure, 2001 ; Eggleton et Thomas, 2004*). Sans remise en suspension des sédiments, il peut être supposé que les contaminants présenteront un risque limité de pollution, en raison de leur faible mobilisation dans le milieu naturel. Cependant une fois que les sédiments sont extraits de leur environnement, dans le cadre d'un dragage puis d'un stockage en surface, les conditions physico-chimiques sont modifiées et peuvent favoriser l'émission des polluants. De ce fait, les sédiments extraits peuvent être comparés à une source polluante (*Segura et al, 2006*).

I.3.8. CYCLE DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SEDIMENTS

Les processus affectant le cycle et la distribution des métaux lourds dans les sédiments sont multiples (bioturbation, activité bactérienne, précipitation, recristallisation, dissolution, etc.).

Du fait de sa complexité, le milieu sédimentaire peut varier très rapidement et de façon très localisée. Nous ne discuterons que les principaux traits caractérisant ce cycle.

L'étape clé de ce cycle dans les sédiments consiste dans la minéralisation de la matière organique et la réduction des oxydes de Fer et de Manganèse d'autant plus que ces derniers sont considérés comme étant des sites très favorables pour l'adsorption/ complexation des métaux lourds dans les sédiments (*Tessier et al, 1996 ; Li et al, 2001 ; Yuan et al, 2004*). Ces processus diagénétiques qui ont comme principaux médiateurs les micro-organismes et les bactéries, dépendent de plusieurs facteurs dont le pH, la T, le E et la teneur en matière organique (*Tessier et al, 1996 ; Li et al, 2001 ; Yuan et al, 2004*).

Les métaux lourds libérés dans le milieu aquatique à l'état particulaire sédimentent facilement, en outre ceux qui arrivent à l'état dissous réagissent avec des ligands organiques (acides humiques et fulviques) et inorganiques (argiles, carbonates, oxydes de Fer et de Manganèse, etc.) formant ainsi des complexes se fixant sur des particules en suspension et finalement sédimentent. Ces complexes de métaux lourds peuvent également rester à l'état dissous et diffuser dans l'eau interstitielle du sédiment.

Au niveau de l'interface eau-sédiments, dans le cas des sédiments aérobies, la matière organique est d'abord oxydée par l'oxygène dissous puis par les nitrates ce qui modifie la composition chimique des sédiments et de l'eau interstitielle. Ces réactions d'oxydation de la matière organique particulaire entraînent la mobilisation des métaux lourds qui y étaient initialement associés. Les métaux ainsi libérés en phase dissoute peuvent suivre deux voies, i) soit resté en solution (cas du Cd et du Cu) et ensuite diffuser dans la colonne d'eau, renforçant ainsi le flux benthique, ii) ou bien s'adsorber ou coprécipiter avec des oxydes de Fer et de Manganèse ou sur des matières humiques condensées présentes à l'interface eau-sédiments (cas du Pb) (*Evans, 1977*). Dans des conditions de sédiments suboxiques (anaérobie-oxique: c'est-à-dire absence d'oxygène moléculaire, mais présence d'oxydants tels nitrates, oxydes métalliques, sulfates), les nitrates et les oxydes de Fer et de Manganèse subissent des processus diagénétiques durant lesquels ils sont utilisés comme récepteurs d'électrons lors de la dégradation bactérienne de la matière organique (*Froelich et al, 1979; Burdige, 2006*). La réduction des oxydes de Fer et de Manganèse entraîne leur dissolution et par la suite peut libérer les ETM associés. Ces derniers peuvent suivre deux chemins, ascendant vers la colonne d'eau et/ou descendant vers des centimètres anoxiques plus profonds.

Dans les sédiments anaérobies anoxiques (absence de toute trace d'oxygène), les métaux lourds forment des sulfures insolubles ou s'adsorbent sur des sulfures métalliques tels le FeS

et le FeS_2 dont la formation résulte de la présence d'ion ferreux et de sulfures provenant de la réduction des sulfates par les bactéries sulfato réductrices (BSR) (*Schippers et Jorgensen, 2001*). Dans le cas du Cd et du Pb, la formation des sulfures de Pb et de Cd est plus rapide que celle de la pyrite ce qui empêche l'adsorption ou l'inclusion du Cd et du Pb dans la pyrite (*Morse et Luther III, 1999*). Les PbS et CdS formés sont classés parmi les AVS (Acid volatile sulfides) pouvant être détruits quantitativement à froid et en présence d'une solution d'acide chlorhydrique de concentration molaire à hexamolaire (*Cooper et Morse, 1998*). Par la suite, une faible réduction du pH du sédiment peut entraîner une forte mobilisation du Cd et du Pb qui se trouvent à l'état de CdS et de PbS, respectivement. Notons aussi que même les sulfures métalliques fortement insolubles, comme la pyrite, peuvent en raison de la bioturbation ou la bioirrigation se trouver en contact d'une eau riche en oxygène, ce qui provoque leur oxydation et par la suite favorise leur passage et les métaux qui y sont associés dans la colonne d'eau. Ils peuvent aussi se trouver dans des zones sédimentaires suboxiques où le MnO_2 est utilisé comme accepteur d'électron lors de la dissolution oxydative du FeS_2 et du FeS (*Schippers et Jorgensen, 2002*).

I.4. ESPECES ETUDIEES

I.4.1. POISSONS

Le poisson est utilisé comme indicateur de la qualité de l'environnement des écosystèmes aquatiques .car les muscles des poissons fournissent une faible teneur en métaux en raison de sa faible activité métabolique. Il est très important d'étudier les niveaux du métal dans ce tissu afin d'estimer les quantités de métal auxquelles l'homme est exposé.

Les poissons sont des capteurs de polluants en général et de mercure en particulier, ils combinent un grand facteur de bioconcentration (le mercure concentré dans les poissons est de plusieurs milliers de fois supérieures au mercure dans l'eau),cette accumulation de mercure est générale, dans tous les milieux aquatiques, mer, rivière, étang. Les grosses espèces piscivores sont évidemment les plus sensibles –

Les poissons sont la source principale de méthylmercure pour l'homme. 80 % du méthylmercure se trouvent dans les poissons, 10 % dans l'eau et 10 % dans les autres éléments. Les intoxications les plus importantes et les plus graves (Minamata, au Japon ont souvent été liées à la consommation de poisson, la plupart des études épidémiologiques sur les

effets du mercure sur la santé partent d'analyses de populations grosses consommatrices de poissons : Japon, pays Inuit (Canada), îles Féroé (Islande), Seychelles...

En effet, la contamination des poissons par les métaux lourds peut arriver par deux sources principales: le passage peut se faire à travers la surface du corps et particulièrement les branchies, le passage peut se faire aussi à travers la paroi gastro-intestinale après une ingestion de l'eau ou d'aliment. Le prélèvement des métaux par les poissons peut être passif par diffusion des ions, soit actif et étroitement liés au processus métabolique dans la cellule (Philips, 1977). Les poissons sont situés à des niveaux trophiques élevés. Ils sont alors soumis à des contaminations par la nourriture transportée le long de la chaîne alimentaire selon des processus de bioaccumulation et biomagnification.

L'importance de l'une ou de l'autre voie présente une grande variabilité interspécifique (Philips, 1977).

Pour cela quatre espèces de poissons les plus consommées et les plus vendues en Mauritanie comme : *Sardinella aurita*, *Pagrus Caeruleostictus*, *Argyrosomus regius* et le *Mugil capurrii* ont été choisies pour cette étude.

I.4.1.1. SARDINELLA AURITA

1.4.1.1.1. IMPORTANCE ECONOMIQUE DE SARDINELLA AURITA EN MAURITANIE

Les captures des petits pélagiques dans la zone mauritanienne sont globalement à la hausse depuis 1990, sont passé de 200 000 tonnes à 800 000 tonnes en 20 ans (IMROP ,2004).

La sardinelle ronde (*Sardinella aurita*) occupe la seconde place (25%) de cette ressource. *sardinella aurita* se reproduit au large des côtes mauritaniennes et les jeunes alvins grandissent sur les hauts fonds du banc d'Arguin. Environ 360000 tonnes de sardinelles sont actuellement capturées dans les eaux mauritaniennes, dont 70% sont transformées en farine de poissons (Maigret et .Ly 1986). Les prix des sardinelles au débarquement sont en général caractérisés par une forte variabilité.

Tableau 4: Biomasses des espèces de *Sardinella aurita* dans la ZEE. Source: *usaid* 2012

Année	06 /2003	12/2003	04/2004	11/2004	03/2005	11/2005	03/2006
Biomasse (tonnes)	633901	739769	861861	333500	220258	73529	55659

I.4.1.1.2. SYSTEMATIQUE :

Le genre *Sardinella* a été créé par Valenciennes et il apparaît pour la première fois dans son Histoire naturelle des poissons (*Cuvier et Valenciennes*) en 1847. *Sardinella aurita* (*Valenciennes*, 1847) est qualifiée de « Sardinelle ronde ».

Tableau 5: Position systématique de (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847).

Embranchement	<i>Chordata</i>
Sous-embranchement	<i>Vertébrata</i>
Infra-embranchement	<i>Gnathostomata</i>
Super classe	<i>Osteichthyes</i>
Classe	<i>Actinopterygii,</i>
Sous classe	<i>Neopterygii</i>
Infra-classe	<i>Teleostei</i>
Super ordre	<i>Clupeomorpha</i>
Ordre	<i>Clupéiformes</i>
Sous ordre	<i>Clupeoidei</i>
Famille	<i>Clupéidae</i>
Genre	<i>Sardinella</i>
Espèce	<i>Sardinella aurita</i>

I.4.1.1.3. REGIME ALIMENTAIRE DE SARDINELLA AURITA

S.aurita en tant que poisson petit pélagique planctonophage, constitue un des maillons essentiels de la chaîne alimentaire marine (*Fréon, 1988*), plus riche en phytoplancton chez les juvéniles. La sardinelle ronde sélectionne ses proies (*Medina_Gaertner, 1985*), les copépodes constituant une part importante de sa ration alimentaire (*Cury et Fontana 1988 ;Nieland 1980*). On note aussi la présence des euphausides et des larves de cirripèdes et cladocères. On constate pour *S.aurita* une possibilité d'alimentation à base de « détritits » telles que des particules de sable mélangées à des diatomées dont l'ingestion remplacerait le manque

d'aliments en période de faible abondance du plancton. Plus au large (fonds de 52 m), les individus pêchés ont un régime composé essentiellement de phytoplancton (*Nieland, 1980*).

I.4.1.1.4. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DE *SARDINELLA AURITA*

La durée de vie de la sardinelle ronde est d'environ 6 ans, la maturité sexuelle est atteinte à 2 ans. Elles forment d'immenses bancs qui se déplacent entre la surface et 150 m de profondeur, elles vivent dans les eaux non turbides, de température inférieure à 24°C et préfèrent les eaux salées (>35‰) (*Blakter et Hunter, 1982 ; Hattour, 2000*).

Pendant la période de juillet à novembre les principales bandes de *Sardinella aurita* se tiennent dans la zone mauritanienne et deviennent l'objet prédominant de la pêche. L'espèce est capturée à l'aide des chaluts pélagiques et de fond, de sennes tournantes et de plage de filets fixes et filets de plage. L'étude de la localisation des maxima d'abondance des sardinelles rondes adultes montre qu'elles vivent à proximité des zones de remontée d'eaux froides. Leur température préférentielle se situe à 18°-20°C, bien qu'elles peuvent se rencontrer dans des eaux nettement plus froides ou plus chaudes, elles recherchent également les zones à forte richesse trophique la combinaison de ces deux exigences les conduit à rechercher les zones de convergence, sur le bord externe des upwellings, et permet d'expliquer leurs déplacements. (*USAID, 2012*)

I.4.1.2. *ARGYRO SOMUS REGIUS*

I.4.1.2.1. IMPORTANCE ECONOMIQUE

Argyrosomus regius, appelé communément Courbine, en Afrique de l'Ouest, est une espèce socio économiquement et écologiquement très importante pour la Mauritanie. La production mondiale de ce poisson a atteint 9175 tonnes en 1998, dont 6000 tonnes, soit 65%, sont produites par la Mauritanie, la plaçant ainsi comme le principal producteur mondial (*Quémener, 2002 ; CSRP, 2005*). Pour la même période, le Maroc n'a produit que 14% des captures mondiales et l'Egypte 800 tonnes soit 8,71%. Cette grande production et ces captures élevées se sont forcément accompagnées d'un important effort de pêche s'exerçant sur un stock à la potentialité mal connue. La diminution des captures de cette espèce au cours des

dernières années a engendré des inquiétudes quant à la pérennité et à la durabilité du stock et par conséquent l'activité de pêche.

Depuis 1990, la Mauritanie est le leader mondial dans la production de cette espèce (*Quémener, 2002*)

Les préoccupations exprimées par les différents acteurs (nationaux et régionaux) ont été à l'origine de la mise en place du projet PARTAGE. Ce projet a pour objectif, entre autres, d'appuyer les pays de la sous-région (Mauritanie et Sénégal) dans la mise en place d'un plan d'aménagement pour cette espèce.

A ce titre et afin de gérer rationnellement et durablement cette ressource (plan d'aménagement), il est essentiel, voire impératif, d'analyser et d'actualiser les travaux de recherches scientifiques pour mieux appréhender les connaissances sur cette espèce et déterminer son potentiel exploitable.

I.4.1.2.2. ELEMENTS D'ECOBIOLOGIE

La famille des Sciaenidae à laquelle appartient la Courbine ou *Argyrosomus regius* compte trois autres genres tous présents dans les eaux nationales mauritaniennes à savoir : *Pseudotolithus*, *Umbrina* et *Sciaena*. De ces quatre genres, *Argyrosomus* est considéré comme le plus important en termes de qualité gustative et par voie de conséquence commercialement parlant. En Mai 2009, une autre espèce du genre *Argyrosomus*, appelée *Hololepidotus*, dont la présence en Mauritanie était jusqu'à présent hypothétique (*Fischer et al, 1981*), a été rencontrée au marché de poisson de Nouadhibou.

Parmi ces espèces, seule *A. regius* ou Courbine présente un intérêt écologique et socio – économique certain.

Les captures de cette espèce ont atteint 6000 tonnes en 1998 (*Quémener, 2002 ; CSRP, 2005*), donnant ainsi à la Mauritanie la place de leader depuis 1990 avec plus de 65 % des captures mondiales. Le développement de la pêcherie de la courbine et l'engouement de la population locale pour cette espèce a eu pour conséquence entre autres l'interdiction de son exportation par les autorités afin de satisfaire les besoins de la population locale.

Malgré tous ces facteurs, les seuls éléments de biologie et d'écologie de cette espèce sont apportés par les études de *Limouzy (1983)*, d'où la nécessité d'actualiser et de compléter ces études afin de déterminer les potentialités de cette espèce et de gérer durablement son exploitation d'autant plus que par la grande taille qu'elle peut atteindre (230cm (*Ly et al.,*

1999)), sa maturité tardive, son caractère migrateur, son niveau trophique élevé (*Pauly et al.*, 1998 et 2000 ; *Helfman*, 2007) sont autant d'éléments qui font que cette espèce est vulnérable et donc plus sujette à une surexploitation.

Rassembler les données relatives à la biologie et à l'écologie de la courbine est nécessaire afin de mieux la connaître et prendre des décisions de gestion et élaborer un plan d'aménagement de la pêcherie de cette espèce.

I.4.1.2.3. ECOLOGIE TROPHIQUE

Une analyse des contenus stomacaux de la Courbine, réalisée par *Limam* en (2009) dans la zone de Nouadhibou montre que ce poisson consomme de préférence la *Sardinella aurita*. Dans le PNBA, sa nourriture de prédilection semble être le *Chlorscombrus chrysus*. En France, après l'âge de 1 an les courbines se nourrissent de poissons pélagiques (sardine, chinchards) et des céphalopodes (*Quéro et Vayne*, 1997 ; *Biais*, 2002).

D'une manière générale, la courbine se nourrit de diverses familles, de Mollusques Céphalopodes et de Crustacés (*Chakroun, et Ktari*, 1981 ; *Cabral et Ohmert*, 2001). En effet, son niveau trophique estimé à 4,39 (*Limam*, 2009) confirme les résultats obtenus par ces différents auteurs. Selon *Konstantinos et Karpouzi* (2002) ce niveau trophique correspond aux individus du sous-groupe des carnivores se nourrissant préférentiellement de poissons et de céphalopodes.

I.4.1.2.4. L'EXPLOITATION

La Courbine, (*Argyrosomus regius*), est distribuée le long des côtes de l'Atlantique, allant de la Guinée au sud jusqu'à la Norvège au Nord et la mer Méditerranéenne. Elle fait objet d'exploitation par les différents pays côtiers. Une étude réalisée en 2010 par *Monfort* pour le compte de *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM) mentionne que les quantités pêchées annuellement de cette espèce ont oscillées entre 3200 et 9330 tonne sur la période 1980-2008 (Tableau 6).

Tableau 6 : évolution des quantités pêchées de la Courbine par pays (source : *Monfort M. C*, 2010).

	1980	1990	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Quatité pêchée	3207	5261	4108	4046	5926	6340	8941	9337	8250	4840	5724
Egypt	269	113	776	1038	1372	1414	2411	1232	2107	1602	1202
France	Xx	179	189	162	156	101	525	1263	1356	1204	13
Ghana	Xx	233	2042								
Guinea-Blssau	Xx	Xx	394	372	730	337	310	277	260	240	240
Israel	10	67	288	223	273	249	144	6	2	22	22
Mauritania		2000	600	600	600	950	1200	1500	900	1320	1230
Marocco	1160	2544	1755	1534	2047	3102	4160	4722	3387	xx	Xx
Portugal	937	Xx	4	6	36	40	46	172	154	143	159
Spain	816	04	Xx								
Turkey	15	193	70	50	63	75	62	96	Xx	60	56

I.4.1.3. PAGRE A POINT BLEU (*PAGRUS CAERULEOSTICTUS*)

I.4.1.3.1. CLASSIFICATION DU (*PAGRUS CAERULEOSTICTUS*)

La classification du *Pagrus Caeruleostictus* est indiquée dans le tableau ci-dessous

TABEAU 7 : classification du *pagrus Caeruleostictus*

Règne	<i>Animalia</i>
Embranchement	<i>Chordata</i>
Sous-embranchement	<i>Vertebrata</i>
Super classe	<i>Osteichthyes</i>
Classe	<i>Actinopterygii</i>
Infra classe	<i>Teleostei</i>
Super ordre	<i>Acanthopterygii</i>
Ordre	<i>Perciformes</i>
Sous ordre	<i>Percoidei</i>
Famille	<i>Sparidae</i>
Genre	<i>Pagrus</i>

I.4.1.3.2. CARACTERISTIQUE DE L'ESPECE

Pagrus caeruleostictus (Valenciennes,1830) est une espèce côtière habitant les fonds meubles, sableux et sablo-vaseux, de la côte à 150 mètres

Cette espèce est connue du Portugal à l'Angola dans l'Atlantique, est également dans la majeure partie de la Méditerranée, à l'exception des zones les plus septentrionales (*Dah et al*, 1991). Ce sparidé constitue un apport important dans les débarquements de la pêche artisanale de Mauritanie.

Le pagre à point bleu est une espèce intertropicale appartenant à la communauté des sparidés. Un seul stock de pagre est considéré au Sénégal ; il s'étend de la Mauritanie au sud du Sénégal. De fortes concentrations de l'espèce se situent au sud du Cap-Vert. Cette espèce vit préférentiellement dans les eaux froides. Sa distribution bathymétrique varie de 10 à 90 m selon la température. Les captures sont constituées par des individus dont la taille varie entre 15 et 50 cm.

I.4.1.4. MUGIL CAPURRII (PERIGIA, 1892)

I.4.1.4.1 -SYSTEMATIQUE

Espèce de la famille des Mugilidés de l'Ordre des Peciformes et de la classe des Actinoptérygiens, *Mugil capurrii* (mulet noir en français) peut atteindre une taille maximale de 45 cm (Thomson 1990)

I.4.1.4.2 -DESCRIPTION

M.capurrii est une espèce benthopélagique. Elle vit en eau saumâtre, marin dans des gammes de profondeur pouvant atteindre 50 m (Ben-Tuvia 1986)

I.4.1.4.3 -HABITAT

Le mulet noir a une distribution géographique assez large. Son aire de répartition va du Maroc à la Guinée –Bissau (Sanchez 1991). Les individus de l'espèce sont parfois rencontrés en bancs serrés dans les eaux profondes au large des côtes.

I.4.1.4.4 -ALIMENTATION

Les juvéniles et les individus adultes de *M.capurrii* se nourrissent de détritus, de particules organiques et divers types d'algues et de plantes aquatiques (Bernardon et Vall 2004)

I.4.2. LES MOLLUSQUES BIVALVES

Les mollusques bivalves ont été choisis car ils jouent le rôle de filtres sédentaires et sont donc utilisés pour estimer l'état de la pollution d'une zone donnée : ainsi, ils représentent des indicateurs quantitatifs biologiques. Définition donnée par Cossa (1985), qui indique que l'organisme doit accumuler le métal sans effet létal aux concentrations environnementales, être sédentaire pour représenter la zone d'étude, être abondant dans la zone d'étude, avoir une durée de vie suffisamment longue pour être échantillonné dans différentes classes d'âge et avoir une taille suffisante (pour les analyses chimiques). Il doit exister une relation entre la

concentration d'une substance dans l'organisme et dans l'eau. Enfin, les effets des variations de salinité et de température sur l'organisme doivent être connus.

Il est admis depuis longtemps que toutes ces conditions sont remplies par les bivalves marins, notamment les huîtres et les moules. En effet, par leur mode de nutrition de type suspensivore, les mollusques bivalves sont capables de concentrer dans leurs tissus les xénobiotiques, notamment les métaux lourds, à des facteurs pouvant être très importants.

I.4.2.1. DONAX RUGOSUS

1.4.2.1.1. Classification du *Donax rugosus*.

Le tableau 8 montre la systématique de cette espèce.

TABLEAU 8 : Classification du *Donax rugosus*

Règne	<i>Animale</i>
Embranchement	<i>Mollusque</i>
Classe	<i>Bivalve</i>
Sous-classe	<i>Hétérodonte</i>
Ordre	<i>Vénéridé</i>
<u>Super-famille</u>	<i>Tellinoidea</i>
Famille	<i>Donacidae</i>
Genre	<i>Donax</i>
Espèce	<i>Donax rugosus</i>

Taille maximale 6 cm.

Habitat: abondant sur les plages.

I.4.2.2. LA MOULE *PERNA PERNA*

I.4.2.2.1. IDENTIFICATION, BIOLOGIE ET MORPHOLOGIE DU MODELE

BIOLOGIQUE :

La moule africaine *Perna perna* (Lamarck, 1758) est un mollusque bivalve de forme allongée qui possède une charnière munie d'une ou deux dents ; fréquemment unies dans la valve gauche et deux dans la valve droite. Les muscles rétracteurs du pied et les muscles rétracteurs du byssus forment une empreinte médiodorsale sur la coquille, le muscle rétracteur postérieur du byssus a une empreinte bien visible et adjacente à celle de l'adducteur postérieur, l'intérieur des valves est nacré, blanc rosé. En méditerranée la taille maximale des moules est de 90mm, avec une taille moyenne de 50 à 60mm (Fisher et al, 1987). Elle peut atteindre une longueur maximale de 18 cm. La couleur du manteau permet de distinguer les deux sexes en effet, elle est blanchâtre chez les mâles et rose saumon à orange chez les femelles.

On la rencontre sur les substrats durs de l'étage infralittoral et jusqu' à 100 m de profondeur. *Perna perna* est une espèce largement répandue dans le monde puisqu'on la rencontre sur les côtes Est et Ouest de l'Atlantique tropical et subtropical, en Amérique du Sud et sur les bords de la Méditerranée (Afrique du Nord : Algérie, Tunisie, Maroc). Elle vit en mélange avec *Mytilus galloprovincialis* (Abada-Boudjema et Dauvin, 1995 ; Abada-Boudjema, 1996) et se distingue de cette dernière par la coloration verte, mélangée de brun, de la face externe de ses valves (au lieu de brun foncé), par la coloration blanc jaunâtre de la face interne des valves (au lieu de bleuté à presque noir), par la séparation d'une des trois empreintes musculaires (au lieu que les trois empreintes soient contiguës), et enfin par sa charnière à une seule dent sur chaque valve (au lieu de trois dents sur chaque valve) (Abada-Boudjema, 1996) ,ces espèces sont largement rencontrées dans les eaux saumâtres des lagunes côtières, elles sont des espèces caractérisées par une forte tolérance vis-à-vis des conditions du milieu, ainsi elles supportent des températures de 13°C en hiver et entre 27 et 28°C en été et des salinités comprise entre 7 et 40 ‰ (Lubet et Chappuis, 1966). Les bivalves sont des microphages et se nourrissent par filtration de particules en suspension comprenant le phytoplancton, le zooplancton et les résidus organiques ou séton (les moules filtrent jusqu'à 4 litres d'eau /heure). Ils disposent d'un système digestif, d'un système circulatoire ouvert, d'organes reproducteurs et d'un système nerveux élémentaire.

I.4.2.2.2. POSITION SYSTEMATIQUE DE LA MOULE *PERNA PERNA*

- Embranchement. Mollusques
- Classe. Bivalves
- Sous-classe. Ptériomorphia
- Ordre. Mytiloida (ferussac, 1822)

I.4.2.2.3. INTERET :

La moule est une espèce modèle en écophysiologie, elle résiste plus de 12 jours à l'émersion et est capable de résister à des modifications du métabolisme, à l'anoxie et l'hypercapnie. Selon plusieurs critères biologiques et écotoxicologiques, comme leur mode de vie sédentaire et leur mode de nutrition par filtration, les moules sont considérées comme espèces sentinelles d'écosystèmes côtiers anthropisés. En effet, elles sont utilisées comme indicateurs biologiques dans des programmes de biosurveillance, afin de mesurer le degré de pollution environnementale vue leur capacité à concentrer dans leurs tissus de fortes teneurs en polluants chimiques, métaux lourds et contaminants organiques par filtration de l'eau, de plus, leur sédentarité leur interdit toute possibilité de fuite face à une pollution chronique ou fugitive.

Les principaux programmes de biosurveillance utilisant des moules sont le « Mussel Watch » (Goldberg *et al*, 1978), (Goldberg *et al*, 2000) et le Réseau National d'Observation (RNO) (Claisse *et al*, 1992), développés pour surveiller la qualité des eaux côtières

I.4.2.3. L'HUITRE CREUSE *CRASSOSTREA GIGAS*

I.4.2.3.1 SYSTEMATIQUE

Selon Grassé (1960), la classification de l'huître creuse *Crassostrea gigas* est la suivante :

Tableau : 9 Classification de l'huître creuse *Crassostrea gigas*

Règne	<i>Animal</i>
Embranchement	<i>Mollusque</i>

Classe	<i>Bivalve</i>
Ordre	<i>Filibranchia</i>
Sous-ordre	<i>Anisomyaria</i>
Super-famille	<i>Ostreidea</i>
Famille	<i>Ostreidae</i>
Sous-famille	<i>Crassostreinae</i>
Genre	<i>Crassostrea</i>
Espèce	

L'huître possède une coquille constituée de deux valves : une gauche creuse permettant à la masse viscérale de s'y développer et une autre droite plate, ornementée d'un certain nombre de « frisures ». Ces valves sont composées principalement de carbonate de calcium (95%) et d'oligo-éléments tels que le fer et le magnésium. Le ligament commande l'ouverture de l'huître tandis que le muscle adducteur la maintient fermée.

Le manteau est constitué de deux lobes et renferme la cavité palléale. Son rôle est multiple puisqu'il assure la filtration pour la nutrition de l'huître et constitue un organe sensoriel. Il assure aussi la croissance et le développement de la coquille de l'huître et contribue à la fabrication de la nacre qui en recouvre l'intérieur. La cavité palléale contient l'anus, les orifices rénaux et génitaux, et les branchies (ou cténidies). Les branchies sont constituées de minuscules filaments irrigués et équipés de cils vibratiles. Par leurs mouvements, elles créent des courants qui apportent la nourriture vers la bouche. Ainsi, elles filtrent l'eau pour en extraire les éléments nutritifs mais également l'oxygène dissous, donc elles ont un rôle à la fois dans la nutrition et la respiration. L'huître creuse filtre en moyenne 15 litres d'eau par heure.

L'appareil digestif est constitué de la bouche, l'oesophage, la partie stomacale, la glande digestive et l'intestin. L'huître est planctonophage, elle se nourrit essentiellement de phytoplancton (diatomées, flagellés, ...) et de zooplancton.

La cavité péricardique renferme le cœur. Celui-ci est formé de deux oreillettes et d'un ventricule, qui par des artères et des artérioles distribuent le sang aux différentes parties du corps.

L'appareil reproducteur est constitué d'une gonade qui varie de taille en fonction des saisons. Les organes reproducteurs de l'huître comprennent un double système de tubules très ramifiés

de part et d'autre du corps dont les canaux se réunissent pour constituer des conduits plus importants qui s'unissent eux-mêmes en un seul conduit excréteur. En hiver, pendant la phase de repos sexuel, la gonade est à peine visible, elle se développe en revanche considérablement au printemps et en été dans le tissu conjonctif enveloppant la masse digestive.

I.4.2.3.2 .REPRODUCTION

Les huîtres adultes présentent une reproduction sexuée. Les géniteurs produisent donc des gamètes mâles (spermatozoïdes) ou femelles (ovocytes). Chez *Crassostrea gigas*, la sexualité est alternative, l'huître fonctionne donc comme mâle ou femelle au cours d'une saison et peut changer ou non de sexe l'année suivante. Cependant, quelques individus hermaphrodites peuvent être observés. Le milieu (température et nutrition), mais aussi des facteurs hormonaux internes, semblent contrôler le déterminisme du changement de sexe (*Barnabé, 1985*).

La gamétogenèse débute dès que la température de l'eau s'élève au-dessus de 10°C. Les produits génitaux ne sont émis que 4 ou 5 mois plus tard, lorsque la température dépasse les 18°C. La fécondation a lieu à l'extérieur du corps de l'animal et l'huître creuse *C. gigas* est ovipare (*Grelon, 1978*).

I.4.2.3.3. ESPECE SENTINELLE

Par ailleurs, considérant plusieurs critères biologiques et écotoxicologiques comme leur mode de vie sédentaire et leur mode de nutrition par filtration, les huîtres sont considérées comme des espèces sentinelles d'écosystèmes côtiers anthropisés. En effet, elles sont utilisées comme biomarqueurs afin de mesurer le degré de pollution environnementale à cause de leur capacité à bioaccumuler dans leurs tissus de fortes teneurs en métaux lourds par filtration de l'eau, de plus leur sédentarité leur interdit toute possibilité de fuite face à une pollution chronique ou soudaine.

CHAPITRE II : CADRE D'ETUDE ET CHOIX METHODOLOGIQUES

II.1- CARACTERISTIQUE DU LITTORAL MAURITANIEN

Le littoral mauritanien s'étend, de la presqu'île du Cap Blanc à l'estuaire du fleuve Sénégal, sur près de 720 kilomètres (Figure 6). Tout au long de ce parcours du nord vers le sud, la côte peut paraître uniforme avec les dunes du Sahara à l'est et les vagues de l'océan à l'ouest. Vue d'avion, ces deux ensembles donnent l'impression d'être déserts, pour ne pas dire stériles, mises à part quelques exceptions telles que les villes de Nouadhibou et de Nouakchott, la terre y est nue couleur de sable et fait face à la mer d'un bleu uniforme.



Figure.5 : Cartographie de la Mauritanie (Source : Office Nationale des Statistiques (ONS), 2003)

Mais, si l'on perd un peu d'altitude, à vol d'oiseau par exemple, la réalité devient plus nuancée. En partant de la frontière nord du pays, nous suivons tout d'abord une côte à falaise rocheuse, haute de plusieurs dizaines de mètres où les houles de l'atlantique viennent mourir dans un fracas d'écume. La mer y est si forte qu'elle creuse des grottes dans la roche, permettant ainsi à des colonies de phoques, le rarissime phoque moine, de trouver un abri. Ces falaises se prolongent jusqu'au cap Blanc, monument de grès clair qui s'avance vers le large et que les navires doivent contourner pour aller chercher des eaux calmes dans la rade de

Nouadhibou. C'est en effet grâce à la presqu'île du Cap Blanc que la baie du Lévrier est protégée des tempêtes, ce qui a déterminé la vocation du site à devenir la capitale économique de la Mauritanie avec ses 3 ports terminaux qui sont le port minéralier de la Société Nationale Industrielle et Minière - SNIM à Cansado (Voir Figure 6), le port de commerce et de pêche industrielle de Nouadhibou et le port de pêche artisanale.

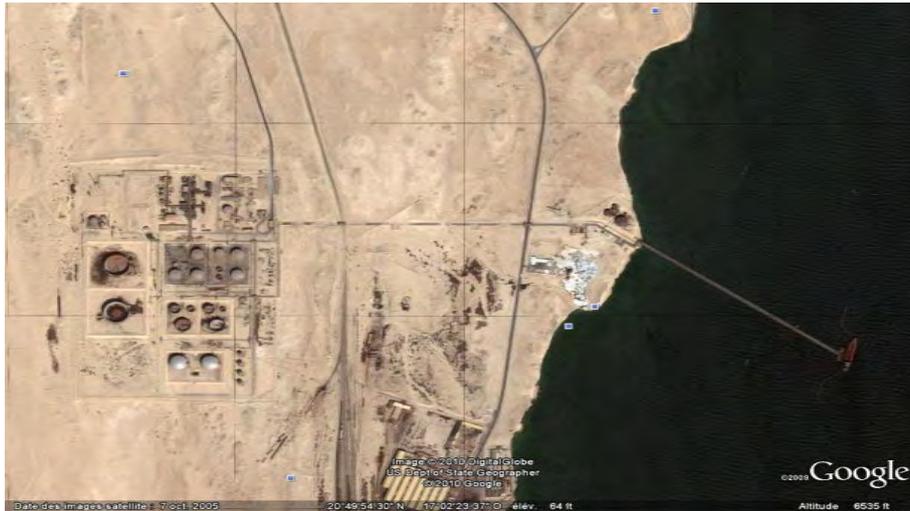


Figure 6 : Images satellites des ports minéralier et pétrolier de Nouadhibou.

C'est l'abondance extraordinaire des ressources halieutiques qui a conduit l'administration coloniale française à aménager le site à partir de 1906, à l'origine dénommé Port Etienne, afin d'y encourager l'industrie de la pêche. Depuis, la ville de Nouadhibou n'a cessé de se développer pour atteindre aujourd'hui 80 000 habitants.

Son extension vers le nord touche désormais les abords de la baie de l'Etoile, auparavant seulement occupée par les cabanons de quelques familles qui venaient, en fin de semaine, y apprécier la sérénité du site. Lieu de ponte pour diverses espèces de poissons, escale pour des oiseaux migrateurs européens, sa mise en réserve naturelle est actuellement à l'étude.

Au-delà de Nouadhibou, la baie du Lévrier se prolonge vers les espaces abandonnés du Sahara. Que ce soit par la mer, où les eaux de moins en moins profondes s'étendent sur de vastes superficies, ou par la terre aux abords défendus par des champs de dunes et des sebkhas blanchies par le sel, le littoral devient inaccessible sur de longues distances. Le vent, la mer et les courants y sculptent les plages, les caps et les baies, offrant un abri provisoire à quelques

campements de pêcheurs. En bordure de mer la végétation est relativement abondante, profitant d'une certaine humidité sous forme de rosées ou de brouillards.

C'est à partir de là, un peu au sud de la baie de l'autruche, à partir de la pointe Minou, que s'étend le territoire du prestigieux Parc National du Banc d'Arguin. Il s'agit d'une vaste zone de hauts-fonds protégée des houles du large par un banc de sable, le banc d'Arguin proprement dit, si peu profond, abrite le golfe d'Arguin qui offre des conditions favorables pour le développement d'une vie biologique intense. Les fonds sont tapissés d'herbiers aquatiques qui constituent un milieu privilégié pour la reproduction et le grossissement des poissons, mollusques et crustacés. Parsemées le long de la côte, une quinzaine d'îles et d'îlots offrent aux oiseaux des reposoirs de marée haute ou des sites de nidification difficiles d'accès pour des prédateurs tels que les fennecs, les chacals ou les hyènes rayées.

Parmi les îles, seule Arguin est habitée en permanence par un village de pêcheurs Imraguen, dénommé Agadir. Ce village existait déjà lors du premier débarquement des explorateurs portugais en 1443.

Au sud de Nouakchott le littoral reprend sa course rectiligne jusqu'au village de N'diogo, le plus méridional du littoral mauritanien, et jusqu'au fleuve Sénégal qui marque la frontière entre les deux pays. Un cordon dunaire accompagne cette progression et protège ainsi l'intérieur des terres des intrusions marines éventuelles avec une interruption de ce cordon au niveau du Chat T'boul qui, certaines années, communique avec la mer (MPEM, 2004).

II.1.1. CONTEXTE CLIMATIQUE

II.1.1.1. LE VENT

L'intensité des vents et leur orientation sont principalement en fonction de leur position par rapport à la ZITC (zone intertropicale de convergence). Au niveau du cap Blanc, la vitesse moyenne des alizés est relativement élevée (entre 6 et 8 m/s) et des pointes supérieures à 15 m/s sont très fréquentes. D'octobre au mois de mars, on peut observer de courtes périodes de vents de secteur Est, parfois violents (l'harmattan). Les périodes de calme (vitesse de vent inférieure ou égale à 1 m/s) sont peu nombreuses et rarement de longues durées. Au sud du cap Timiris, le régime des alizés (vents réguliers soufflant toute l'année du Nord-Est sur la partie Orientale de l'Atlantique comprise entre les parallèles 30 Nord et 30 Sud ne domine plus, tant en fréquence qu'en vitesse il tend à

être remplacé par des vents du secteur Est (l'Harmattan est plus sensible qu'à Nouadhibou) et d'ouest annonçant la proximité de la zone soumise au régime de la mousson du Sud-Ouest. Les périodes de vent faible ou nul sont beaucoup plus importantes, et d'une manière générale, la force du vent est beaucoup plus faible que dans le nord de la Mauritanie (*Arfi, 1985, Dubrovin et al.1991*).

Les variations temporelles des vents près de la côte ont des périodes typiques de 5 à 10 jours. Dans cette échelle de temps, des pulsations de l'upwelling local se réalisent et se renforcent par les vents locaux. Pour répondre aux fluctuations temporelles des vents locaux, la réponse sur le plateau demande quelques heures pour se faire sentir dans la couche de surface et un jour pour toute la colonne d'eau. Mais, il y a aussi des événements d'upwelling dont les périodes varient de 5 à 7 jours, et ne sont pas associés au forçage du vent local (*Mittelstaedt, 1982*).

Le régime du vent dominant dans les parages de Nouadhibou peut connaître de profonds changements tant qualitatifs que quantitatifs comme ce fût le cas pour la période 1955 à 1982 (*Arfi, 1985*). Cet auteur récuse la régularité et la constance du vent dans ce secteur pourtant largement admise (*Maigret, 1972*). Comme nous allons le voir dans le chapitre portant sur l'upwelling, ces variations en direction et en vitesse auront des répercussions sur la durée et la puissance des upwellings côtiers dans le secteur de la péninsule du cap Blanc.

II.1.1.2. LES PLUIES : ZONE A PLUVIOMETRIE MEDIOCRE A NULLE

La zone Nord-Ouest africaine est caractérisée par une très faible pluviosité sauf à sa périphérie où on observe des pluies estivales (à partir du sud de la Mauritanie) et hivernale (Nord et centre du Maroc). Au Sahara, le climat est désertique avec des précipitations n'excédant pas les 100 mm/an et très irrégulièrement réparties.

Les recherches menées sur les changements climatiques, notamment au travers du panel intergouvernemental mandaté par les Nations Unies, montrent clairement que le climat subit actuellement des transformations profondes. Bien que la part de responsabilité de la Mauritanie dans ces transformations reste infime, elle en subira les impacts car il s'agit de changements qui affectent la planète dans sa globalité.

Parmi les changements susceptibles d'avoir un impact majeur sur le littoral on peut citer le réchauffement du climat qui contribue à l'élévation du niveau de la mer, lequel devrait augmenter en moyenne de 0,09 à 0,88 m au cours du XXI^{ème} siècle. Les risques d'accidents climatiques tels que les tempêtes seront accrus. Le réchauffement de l'eau pourra par ailleurs provoquer des efflorescences d'algues capables de compromettre la qualité des pêcheries.

Ces différentes informations mettent en évidence la vulnérabilité de la zone côtière mauritanienne, et tout particulièrement des villes de Nouakchott et de Nouadhibou et des infrastructures littorales. D'où la nécessité d'intégrer dès à présent une politique climatique dans la politique de développement.

II.1.2.CONTEXTE HYDRODYNAMIQUE DU LITTORAL

Les eaux mauritaniennes ont souvent été considérées parmi les plus poissonneuses au monde (*MPEM*, 2004) grâce à beaucoup d'éléments. Parmi ces derniers on peut citer tout d'abord, les houles, les courants, les marées et les vents, en d'autres termes les éléments physiques de l'océan. Les houles les plus fortes sont générées par les tempêtes sévissant dans l'atlantique nord, au niveau du Groenland, à plus de 5000 km de distance. Rien n'empêche leur progression jusqu'à ce qu'elles atteignent le littoral de la Mauritanie. A ce stade, leur énergie est telle qu'elles peuvent transformer en quelques heures le profil de la côte, provoquant de l'érosion, pouvant drosser les bateaux à la côte, allant parfois jusqu'à ouvrir des brèches dans le cordon dunaire.

Les houles ont d'autres effets secondaires. En raison de leur orientation dominante, l'écho provoqué par leur contact à la côte génère un courant, appelé dérive littorale, dirigé vers le sud tout en restant très proche de la terre. On sait peu de choses sur son impact, mais il est possible par exemple qu'il joue un rôle déterminant en facilitant la migration de certaines espèces telles que les mullets ou les tortues marines. Et, comme les autres courants, il est susceptible de transporter toutes sortes d'éléments tels que des sédiments, des sels minéraux, du plancton mais aussi des produits polluants.

Le littoral de la Mauritanie est baigné par deux grands courants océaniques qui se succèdent au cours de l'année. D'octobre à juin, le courant froid des Canaries, en provenance du nord, domine en maintenant la température de l'eau aux alentours de 18 C°, ce qui permet à des espèces tempérées telles que le phoque moine de séjourner sous des latitudes aussi tropicales. Le reste de l'année, c'est le courant de Guinée qui amène ses eaux chaudes du sud (environ

26° C) ainsi que des espèces comme les poissons volants. La position de la Mauritanie entre ces deux grands ensembles explique en partie la coexistence d'espèces végétales et animales appartenant à des régions différentes et qui, pour certaines, ne se rencontrent que sous ces latitudes.

II.1.3. CONTEXTE URBAIN ET INDUSTRIEL DES ZONES D'ETUDE

Dans le processus actuel, on assiste à un développement particulièrement dynamique de l'urbanisme au niveau des villes de Nouadhibou et de Nouakchott qui aujourd'hui contiennent près de 35% des mauritaniens qui y vivent et c'est là également qu'intervient l'essentiel des activités économiques. L'urbanisation exerce une influence déterminante sur le littoral. Le secteur du bâtiment est en pleine expansion et, jusqu'à une période récente, allait s'approvisionner en sable directement sur le cordon dunaire, au risque d'ouvrir des brèches et d'augmenter la vulnérabilité de la capitale aux inondations marines.

Des mesures ont depuis quelques années été prises : il est aujourd'hui interdit de prélever le sable du cordon dunaire et des filets de fixation ont été installés pour favoriser la reconstitution du cordon au niveau de Nouakchott.

Un autre impact de l'urbanisme concerne les déchets domestiques et industriels (Voir Figure 7)



Figure 7: Raffinerie du pétrole à Nouadhibou

Ainsi la présence des navires dans la rade de Nouadhibou risque-t-elle d'entraîner des pollutions provoquées par le rejet en mer d'huiles de vidange, ou autres produits toxiques, susceptibles de nuire à l'environnement marin et par conséquent à la production de ressources halieutiques.(Voir Figure)



Figure 8: Navires sur le littoral Mauritanien



Figure 9: Déchets domestiques au bord de la plage de Nouakchott

Parmi les déchets domestiques, une attention particulière doit être portée aux matières plastiques qui mettent plusieurs dizaines d'années à disparaître. Les sacs en plastique sont emportés par le vent et provoquent toutes sortes de pollutions. Ceux qui proviennent de Nouakchott provoquent une pollution sur plusieurs dizaines de km vers le sud, dégradant notamment la qualité des paysages, importante pour le tourisme (Voir Figure 9)

Par ailleurs plusieurs villages Imraguen se répartissent le long du littoral sur près de 200 kilomètres dont 9 au sein du Parc National, totalisant près de 1200 âmes, et 5 plus au sud parmi ces derniers le grand village de Mamghar, qui marque la limite sud du parc national. Le littoral se prolonge vers Nouakchott, à peu près rectiligne, ponctué çà et là par quelques cabanons dont certains, qui n'avaient pas prévu l'érosion côtière, ont déjà été emportés par la mer. A proximité de la capitale (Nouakchott) une activité touristique cherche malgré tout à se développer en bordure de la côte. La plage à ce niveau est remodelée en permanence par les courants et les houles et il suffit parfois de quelques heures pour voir disparaître plusieurs mètres de côte. Les épisodes de tempête peuvent aussi provoquer des dégâts aux flottilles de pirogues qui restent au mouillage.

Face à cette urbanisation galopante, la nécessité de disposer d'infrastructures portuaires nationales est apparue aux autorités mauritaniennes dès l'indépendance en 1960, comme un impératif de souveraineté et une exigence de développement économique et social.

Parmi les activités récentes qui se sont développées sur la zone côtière figure l'exploitation du pétrole et du gaz. Les recherches ont en effet permis de découvrir plusieurs gisements par 800 mètres de fond à quelques 80 km au large de Nouakchott.

Bien que la recherche de nouveaux puits de production suive son cours, les quantités découvertes à ce jour permettent déjà d'affirmer que les ressources en pétrole et en gaz exerceront une influence déterminante sur le développement de la Mauritanie. (MPEM, 2004).

II.2. CHOIX METHODOLOGIQUES

Cette étude a été réalisée dans le littoral mauritanien sur les espèces vivant en milieu marin: mollusques bivalves et poissons et également sur les sédiments.

Les mollusques bivalves ont été choisis par leur particularité d'être des filtres sédentaires. Ainsi ils sont utilisés pour estimer l'état de la pollution d'une zone donnée et constituent de très bons indicateurs quantitatifs biologiques. (Cosa, 1985).

Le poisson est utilisé comme indicateur de la qualité de l'environnement des écosystèmes aquatiques .car leurs muscles renferment normalement une faible teneur en métaux en raison de la faible activité métabolique.

Le choix des sédiments se justifie parce qu'ils servent d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Les dépôts sédimentaires marins et littoraux constituent un filtre pour les polluants et deviennent ainsi les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (*Chapman et Long, 1983*).

II.2.1. PRELEVEMENT ET TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

II.2.1.1. -POISSONS

II.2.1.1.1. ÉCHANTILLONNAGE

Quatre espèces de consommation courante ont été étudiées. Il s'agit de sardinelles (*Sardinella aurita*) et *Pagrus Caeruleostictus*, *Argyrosomus regius* et, *Mugil capurrii*

Les prélèvements ont été effectués au niveau du littoral mauritanien sur la côte de Nouakchott (plage de pêcheurs) durant la période allant de juin 2013 à mars 2014. Concernant la détermination de la teneur en métaux lourds pour le mercure tous les échantillons ont été analysés par le laboratoire de l'*ONISPA* (Office National d'Inspection Sanitaire de Produits de la Pêche et de l'Aquaculture) et pour le cadmium, le plomb l'analyse a été effectuée par le laboratoire du commerce intérieur (L. C. I).

Les échantillons ont été récoltés directement après débarquement au marché des poissons (plage des pêcheurs) à Nouakchott puis acheminés dans des sacs en polyéthylène placés dans des bacs réfrigérés au Laboratoire.

II.2.1.1.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS

La préparation a été effectuée en différentes étapes :

- Lavage du poisson avec de l'eau distillée en grande quantité en portant des gants en plastique.
- Ecaillage du poisson en utilisant un couteau en acier inoxydable.
- Eviscération.
- Prélèvement de la chair dans la partie dorsale.

- Congélation de l'échantillon pendant 24 heures.
- Lyophilisation de l'échantillon dans un ballon vide en verre pendant 48 heures.
- Broyage de l'échantillon et homogénéisation.

II.2.1.2. MOLLUSQUES BIVALVES

II.2.1.2.1. ECHANTILLONNAGE

Les échantillons de *moules et d'huitres* ont été prélevés au niveau de la côte de Nouadhibou (baies étoile et Archimed et Comeca) et ceux de *Donax* ont été prélevés au niveau des sites situés au sud de Nouakchott.

II.2.1.2.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS

Une trentaine de chaque espèce (Moule, Huitre,) est détachée au hasard de leurs supports à l'aide d'un couteau en inox en veillant à ne pas arracher le byssus. Les donax ont été prélevés par la méthode de la pêche à pied.

Les coquillages, aussitôt après avoir été recueillis, ont été débarrassés des déchets et organismes divers qui peuvent adhérer à leurs coquilles puis rincés à l'eau de mer in situ.

Les échantillons ainsi prélevés sont placés dans de l'eau de mer décantée, propre pendant environ 36 heures; pour permettre de débarrasser le tractus digestif et les branchies des mollusques des particules où peuvent s'adsorber des polluants (épuration). Après épuration les coquillages ont été placés dans des sacs en polyéthylène puis congelés à -18°C.

II.2.1.3. LES SEDIMENTS

II.2.1.3.1. ECHANTILLONNAGE

Les prélèvements ont été effectués à marée basse pour faciliter l'accès au substrat au niveau de 11 sites au long du littoral Mauritanien durant le mois de janvier, 2015 :

Plage ;depêcheurs,(S1),Port,AN1(S2),Port.AN2,(S3),Port.AM1,(S4),Port.AM2,(S5), T.W.1,(S6),TW2,(S7),B.Etoile(S8),Point de rejet,(S9),H.A,(S10),B.Archimed,(S11).

L'échantillonnage est réalisé par une prise de 5 premiers cm du sédiment à l'aide d'une

penne, on parle de sédiments récents. Ils sont transportés au laboratoire dans des sachets en plastiques propre afin de traiter les métaux lourds.

II.2.1.3.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS

L'échantillon a été congelé à -20°C . La quantité d'eau dans le contenant doit être suffisamment faible pour prévenir le bris du contenant. Comme pour les tissus biologiques, le délai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder 6 mois.

Les sédiments sont séchés à 60°C puis passés à travers un tamis de plastique ou de nylon décontaminé dont l'ouverture est de 2 mm après avoir défait les agrégats sans toutefois briser la matrice ultime. L'analyse peut aussi être effectuée sur une fraction humide du sédiment tamisé à l'état humide à travers un tamis de 2 mm d'ouverture.

II.2.2. DETERMINATION DES TENEURS DU CADMIUM ET DU PLOMB PAR : S.A.A.

II.2.2.1. PRINCIPE GENERAL DE LA S.A.A.

Le principe de S.A.A repose sur les propriétés des atomes à être excités. Cette méthode d'analyse permet de doser des éléments chimiques à l'état de traces ou en très faible quantité: quelques ppm, contenues dans une solution.

L'SAA est basé sur la théorie de la quantification de l'énergie des atomes.

La lampe à cathode creuse émet le spectre spécifique de l'élément à doser, le faisceau lumineux traverse le dispositif de réception dont lequel est aspiré l'élément, l'intensité I_0 du faisceau se réduit à I .

- I et I_0 sont détectés et amplifiés.

- Les absorbances sont transformées en concentration.

- L'analyse par absorption atomique utilise la loi de Beer-lambert: **$\log I/I_0 = K.L.C$**

I_0 et I : Intensité du faisceau incident et transmet;

L: Longueur du chemin optique;

C: Concentration de l'élément à doser;

K: Coefficient qui définit la capacité des atomes à produire des transitions électroniques.

Essais à blanc, en utilisant les mêmes réactifs avec les mêmes quantités que pour les prélèvements, et en suivant le même mode opératoire, un essai à blanc doit être effectué parallèlement au dosage tout en remplaçant la prise d'essai par de l'eau distillée.

II.2.2.2. MODE OPERATOIRE

II.2.2.2.1. MINERALISATION

- Peser précisément entre 0,2 à 0,5 g d'échantillon sec (ou 1g d'échantillon humide) dans les bombes en Téflon ;
- Ajouter doucement 9 mL HNO₃ concentré et 1mL de H₂O₂. Laisser les échantillons à la température ambiante pendant au moins 1 heure ;
- Fermer hermétiquement les bombes Téflon et les introduire dans le four à micro-ondes puis exécuter le programme suivant

Tableau 10 : Programmé de minéralisation

PHASE	Puissance (w)	Temps de montée (min)	Hold (min)	Fan
1	650	3	03:00	1
2	750	3	10:00	1
3	0		05:00	2

P-rate: 0.4bar/s IR: 190 p: 40bars drive: Rot

Rotor: HF 100 Vessels: 16 p-program Reagents (ml): H10ml

Les bombes Téflon sont laissées au repos pour refroidir avant de les ouvrir, ensuite les échantillons sont transférés dans des tubes en PP 25 ou 50 ml (ou dans des fioles jaugées de 25 ou 50 mL). Finalement, il est procédé à une dilution jusqu'au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.

Tableau 11 : récapitulatif des conditions expérimentales en mode SAA four

Paramètres	Cd	Pb
Long. d'onde	228.8	283.3
Fente	0.7	0.7
Signal :	BGC-AA	BGC-AA
Type Mesure	TA	TA
Calibr. Equa	LTZ	LTZ
Read Time	5	5
Read Delay	0	0
Units Calibr	µg/l	µg/l
Unit sample	µg/g	µg/g
Desc . méthode	Cd-four	Pb-four
Lampe	EDL	HCL

Calibr. Equa : l'équation de calibration; LTZ : Linéaire passant par zéro ; AA : Absorption Atomique; TA: Time Average; BGC-AA: background corrected AA.

II.2.2.2.2. PREPARATION DES ETALONS : (Solution pour établir les courbes d'étalonnage)

Il est choisi des étalons couvrant toute la zone de linéarité de la courbe d'étalonnage. Une fois les concentrations fixées, le logiciel permet à l'instrument de faire automatiquement les dilutions nécessaires pour le Plomb et le Cadmium.

Les concentrations des étalons de Pb sont: 20-15-10-5 µg/L et celles du Cd sont : 3 – 2 – 1 – 0.5µg/L

A condition de rester dans la zone de linéarité de la méthode, ces concentrations peuvent être modifiées pour être adaptées celles des échantillons.

II.2.2.2.3. PREPARATION DU MODIFICATEUR DE MATRICE

Pour Cd

*Préparation du modificateur de matrice: 15 $\mu\text{g Pd}$ + 17.5 $\mu\text{g Mg (NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

Solution 1%Mg: 2,625g sont dissous dans une fiole de 25 mL.

Mélange: Il est ajouté à 3mL de la solution Pd, 0,3 ml de la solution 1%Mg. Le tout est dilué à 50ml avec H₂O déminéralisée ou distillée milli-Q pour un ajout de 5 μL à un volume d'échantillon de 20 μL .

Rmq: 1%Mg=10000 ppm Mg =10,5%Mg (NO₃)₂·6H₂O

Pour Pb

*Préparation du modificateur de matrice : 0,4g de Phosphate d'ammonium solide ultra pur (NH₄H₂PO₄) est dissous dans 10mL H₂O soit 200 $\mu\text{g (NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4)$ pour un ajout de 5 μL de modificateur de matrice.

II.2.2.2.4. ANALYSE DES ECHANTILLONS PAR S.A.A :

- Prélever un volume (V) de chaque échantillon minéralisé et lui ajouter une quantité de modificateur de matrice équivalent à V/5.
- Injecter 20 μL de ce mélange dans l'atomiseur et exécuter le programme d'analyse.

— Cette étape peut être programmée lors de la création de la méthode

II.2.2.2.5. ASSURANCE QUALITE DES ANALYSES

a) **Blancs de réactifs :** au moins deux blancs doivent être préparés pour chaque série d'analyse.

b) **Contrôle de la qualité des analyses**

- ✓ **Utilisation de Matériel de référence :** Au moins un matériel de référence (ou un échantillon fortifié) doit être utilisé pour chaque série d'analyses.

Si le résultat est en dehors des limites $\pm 20\%$;

S'il s'avère que l'échantillon n'a pas été bien minéralisé (minéralisé limpide), qu'il y'a eu des pertes ou qu'il est contaminé, valider la série
Sinon invalider la série.

✓ **Utilisation de blancs fortifiés**

Des échantillons de contrôle de la qualité QC sont préparés .L'écart toléré est de $\pm 20\%$ de la valeur cible.

NB : Ce contrôle n'invalide pas une série d'analyses mais il confirme la bonne préparation des QC.

c) Humidité

Pour les échantillons lyophilisés calculer le taux d'humidité.

d) Limite de Détection, Limite de quantification, Précision Cf dossier validation

II. 2.2.2.6. EXPRESSION DES RESULTATS

a) Pour les échantillons lyophilisés, la concentration est calculée à partir de la formule

$$\text{ci-après : } C_{PS} (\text{mg/kg}) = \frac{(C.lue - C.BLC) * FD * V}{P} \quad (1)$$

- P: Prise d'essai
- H_L : Humidité échantillon lyophilisé
- C.lue et C.BLC concentration ($\mu\text{g/L}$) de l'échantillon et du blanc des réactifs,
- V: Volume dilution (ml)

b) Le résultat par rapport au poids humide (avant lyophilisation) des échantillons est donné par la formule : $C_{PH} (\text{mg/kg}) = \frac{(C.lue - C.BLC) * FD * V * (1 - 0.01 * H_{AL})}{P}$ (2)

- P: Prise d'essai
- H_{AL} : Humidité échantillon avant lyophilisation,
- H_L : Humidité échantillon lyophilisé
- C.lue et C.BLC concentration ($\mu\text{g/L}$) de l'échantillon et du blanc des réactifs,
- V : Volume dilution (ml)

II.2.3. Analyse du mercure par DMA

II.2.3.1 PRINCIPE

Les échantillons de tissus biologiques ou de sédiments sont décomposés thermiquement dans un four à température contrôlée et en présence d'oxygène. Les gaz de combustion sont ensuite traités dans un tube catalytique. Le mercure est amalgamé par la suite sur un support en or. Après désorption par chauffage, le mercure est dosé par spectrométrie UV à 253,7 nm à l'aide de deux cellules de sensibilité différentes placées en série. Le signal est mesuré dans chaque cellule. La cellule avec un parcours court permet de doser les hautes concentrations de mercure. Lorsque l'absorbance dans la cellule à parcours long (basse concentration) dépasse 0,8 unité d'absorbance, la mesure est automatiquement réalisée avec la cellule à parcours court (haute concentration).

II. 2.3.2. DOMAINE D'APPLICATION

Cette méthode s'applique à la détermination du mercure dans les tissus biologiques et les sédiments. La limite inférieure de mesure est de 0,005 mg/kg pour les tissus biologiques.

II.2 .3.3. RÉACTIFS :

Oxygène, (O₂)

Acide chlorhydrique, HCl concentré (au moins 37% pour l'analyse des traces);

Solution étalon de mercure de 1 000 mg/L

Ethanol

II.2 .3.4. MATERIEL

Un analyseur de mercure de marque Milestone inc. DMA-80.

Spatules en plastiques ou en acier ino, Micropipettes

Balance de résolution 0,1mg

Lyophilisateur , Etuve.

Ballon ou Erlen

II.2.3.5. MODE OPERATOIRE

II.2.3.5.1. CONCENTRATIONS DES POINTS DE LA COURBE D'ETALONNAGE

Le tableau suivant présente les volumes des étalons liquides à peser pour établir la courbe d'étalonnage. Peser la masse des solutions étalons dans une nacelle et analyser. L'étalonnage peut demeurer valide aussi longtemps que les résultats des matériaux de référence insérés dans les séquences d'analyse demeurent acceptables.

Tableau 12 : les volumes des étalons liquides à peser pour établir la courbe d'étalonnage

Solution	Volume (µl)	Quantité Hg (ng)
Solution Hg 1mg/l	5	5
Solution Hg 1mg/l	10	10
Solution Hg 1mg/l	20	20
Solution Hg 10mg/l	5	50
Solution Hg 10mg/l	10	100
Solution Hg 10mg/l	15	150
Solution Hg 10mg/l	20	200

II.2. 3.5.2. PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS

II.2. 3.5.2.1. TISSUS BIOLOGIQUES

Les échantillons sont lyophilisés juste après la réception pour concentrer les traces. Pour les échantillons congelés, le délai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder 6 mois à une température inférieure à -20°C . La lyophilisation se fait de la façon suivante :

- Envelopper une planche à découper avec une feuille d'aluminium, côté mat vers l'extérieur.
- Rincer tout le matériel avec de l'éthanol, incluant le moulin à viande et ses composantes, les couteaux à filets, les cuillères, les bocaux, etc., et l'assécher.
- Laisser l'échantillon décongeler.
- Peser le ballon vide P_0 ;
- Il est possible de ne prélever qu'un morceau du filet d'environ 50 g (P_h) et de le placer dans un ballon ;
- Le ballon est congelé, puis branché sur le lyophilisateur ;
- Lancer la lyophilisation et laisser l'échantillon jusqu' au séchage (peut durer 24h à une semaine) ;
- Enlever le ballon et le peser (P_T) - Le poids sec : $P_s = P_T - P_0$

$$H_{AL}\% = (P_h - P_s) * 100 / P_h$$

- Le matériel est nettoyé entre chaque échantillon selon l'instruction de nettoyage.

II.2. 3.5.2.2. SEDIMENTS

L'échantillon non traité est congelé à -20°C . La quantité d'eau dans le contenant doit être suffisamment faible pour prévenir le bris du contenant. Comme pour les tissus biologiques, le délai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder 6 mois.

Lyophiliser ou sécher à 60°C et faire passer l'échantillon par un tamis de plastique ou de nylon décontaminé dont l'ouverture est de 2 mm après avoir défait les agrégats sans toutefois briser la matrice ultime.

L'analyse peut aussi être effectuée sur une fraction humide du sédiment tamisé à l'état humide à travers un tamis de 2 mm d'ouverture.

II.2.3.5.2.2.1. ANALYSE

- Peser $0,07 \pm 0,01$ g d'échantillon dans une nacelle et l'introduire dans l'appareil.
- Créer la méthode à l'aide d'instruction d'utilisation de DMA-80
- Choisir (ou créer à l'aide IT.052.TOX) le dernier étalonnage dans l'onglet « Calibration »
- Établir la séquence d'analyse dans l'onglet « **Documentation** »
- Démarrer l'analyse en appuyant sur le bouton « **START** ».
- Noter la concentration lue par l'appareil
- Après l'analyse, appuyer le bouton « **STOP** » en haut à droite de la fenêtre.
- Attendre environ 10 minutes avant de fermer l'oxygène et l'appareil pour permettre au four de refroidir.

II.2.3.5.2.2.2. ASSURANCE QUALITE :

a) Courbe d'étalonnage : La courbe d'étalonnage est validée en dosant à la suite des étalons au moins un matériau de référence certifié (MRC) ou un MRE (issu des essais inter laboratoires).

Noter les données sur la fiche FI.053.TOX, version en vigueur

b) Matériaux de référence : La valeur obtenue doit être dans les limites $\pm 20\%$ la valeur cible.

c) Ecart de répétabilité : Le pourcentage de la différence entre deux résultats successifs divisé par le résultat moyen doit être inférieur à 20 % de ce dernier.

d) Blanc : La valeur du blanc ne doit pas dépasser trois fois la limite de détection.

II.2.3.5.2.2.3. EXPRESSION DES RÉSULTATS

Les résultats de la concentration de mercure (mg ou μg d'Hg/kg d'échantillon) sont automatiquement calculés et affichés par l'appareil.

- Pour les échantillons lyophilisés, la concentration par rapport au poids humide égale à la concentration lue (C_{Lue}).
- Pour trouver les résultats par rapport au poids humide des échantillons :

$$C_{(\text{mg/kg}) \text{ de poids humide}} = C_{\text{Lue}} * (1 - 0.01 * \text{HAL}\%)$$

$H_{\text{AL}}\%$: Humidité échantillon avant lyophilisation (Cf. 5.2.1)

➤ **Instruction de nettoyage de matériel**

○ **Nettoyage des nacelles :**

– Les nacelles sont nettoyées avec une brosse et récurées de façon à enlever les substances qui pourraient adhérer aux parois.

– Passer les nacelles au four à 850°C

○ **Nettoyage de matériel :**

– Laver au moyen d'un jet d'eau chaude et d'une brosse en métal chaque pièce venant en contact avec l'échantillon.

– Rincer à deux reprises chaque pièce avec de l'eau et effectuer deux autres rinçages avec de l'éthanol.

– Assécher et remonter le moulin à viande en prenant soin de ne pas contaminer les pièces.

II.2.3.5.2.3. DETERMINATION DES METAUX TRACES PAR SPECTROMETRIE ABSORPTION ATOMIQUE (S.A.A.)

Principe :

Les échantillons de sédiment sont minéralisés dans des « bombes » en Téflon fermées à l'aide d'une combinaison d'acide fluorhydrique (HF) et d'eau régale ($\text{HNO}_3 : \text{HCl}$, 1 :3 V/V) pour décomposer l'échantillon. L'utilisation d'HF est essentielle, car c'est le seul acide qui décompose complètement les silicates et libère tous les métaux.

II.2.3.5.2.3.1.Réactifs :

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck).
- HF (48% pour analyse ISO, Merck).
- HCL (30% supra pur, Merck).
- Acide borique H₃BO₃ (pour analyse ISO, Merck).
- Eau bi-distillée.

II.2.3.5.2.3.2.MATERIEL :

- Bombes en Téflon (60 ml).
- Tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50ml).
- Spatules en plastiques.
- Micro- pipette.
- Four à micro- ondes spécial de laboratoire.
- Balance de précision.

II.2.3.5.2.3.3.PROCEDURE :

- Secouer les bouteilles contenant les échantillons pendant environ 2 minutes pour homogénéiser;
- Attendre quelques minutes avant d'ouvrir les bouteilles;
- Peser précisément environ 0.1 à 0.3 g d'échantillon sec dans les bombes à Téflon (a);
- Ajouter doucement 1 ml d'eau régale (HNO₃, HCL, 1 :3 V/V) et 6 ml d'acide fluorhydrique (HF) concentré. Laisser les échantillons à une température ambiante pendant au moins 1 heure;
- Fermer hermétiquement les bombes Téflon (en utilisant une pince) et les mettre dans le Four à micro- ondes pendant 1 minute 50 secondes à puissance 100%.
- Peser 2.7g d'acide borique (H₃BO₃) dans les tubes en polypropylène (50 ml), ajouter 20 ml d'eau bi-distillée et mélanger.
- Laisser les bombes en Téflon refroidir avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis ouvrir les bombes.

- Laisser refroidir les échantillons puis ouvrir les tubes en Téflon.
- Transférer les échantillons dans les tubes 50 ml en polypropylène (contenant l'acide borique). Rincer les bombes avec de l'eau bi-distillée au moins 3 fois en récupérant les rinçages dans les tubes en polypropylène;
- Remuer les tubes pour compléter la dissolution de l'acide borique.
- Diluer jusqu'au trait de jauge (50 ml) avec de l'eau bi-distillée.
- Laisser les particules décanter avant l'analyse (généralement une nuit).

**CHAPITRE III : RESULTATS DE
L'ANALYSE DES METAUX LOURDS DANS
LES POISSONS, LES MOLLUSQUES
BIVALVES ET LES SEDIMENTS**

III.1. CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES PAR LE MERCURE

(Hg)

L'objectif de cette étude est de déterminer le niveau de contamination métallique dans les muscles d'organismes aquatiques (poissons et mollusques bivalves) et les sédiments du littoral Mauritanien par un suivi spatio-temporel des teneurs des métaux lourds Cadmium, Plomb, mercure et cuivre. Pour contribuer à l'évaluation de la pollution de ce littoral.

Pour cela trois mollusques bivalves ont été étudiés *Donax rugosus*, *Crassostra gigas*, *Perna perna*, et quatre espèces de poissons les plus consommées et les plus vendues en Mauritanie, à savoir: *Sardinella aurita*, *Pagrus caeruleostictus*, *Argyrosomus regius* et *Mugil capurrii* ont été choisis.

III.1.1. TENEUR DU MERCURE DANS LES POISSONS

III.1.1.1. *SARDINELLA AURITA*

66 échantillons récoltés de *Sardinella aurita* ont été étudiées durant la période comprise entre le mois de juin 2013 et le mois de mars 2014. Les teneurs moyennes du mercure retrouvées ainsi que les valeurs extrêmes présentées dans le (**Tableau 13**), ont montré une valeur égale à 0,015 mg /kg de poids frais. Les valeurs minimales et maximales observées ont été respectivement égales à 0,0034 mg/kg et à 0,065 mg/kg. La distribution de ces teneurs de mercure a été hétérogène du fait que le C.V, à 0,79, est largement supérieur à 0,3. Ce phénomène s'est traduit par des variations temporelles importantes des teneurs du mercure dans *Sardinella aurita*.

Tableau 13 : données statistiques de la concentration du mercure mg/kg dans *Sardinella urita*

Paramètres	Valeurs
Moyenne	0,015 mg/kg
Min	0,003 mg/kg
Max	0,065 mg/kg
Ecart- type	0,011
Cv	0,796
Nombre d'échantillons	66

Par ailleurs, il a été constaté qu'à la période du mois de septembre, les teneurs de mercure ont été relativement très élevées (0,034 mg/kg) contrairement à celle du mois de février où elles ont été les plus basses (0,008 mg/kg) (**figure10**). La relation entre les deux variables est statistiquement significative ($P < 0,05$).

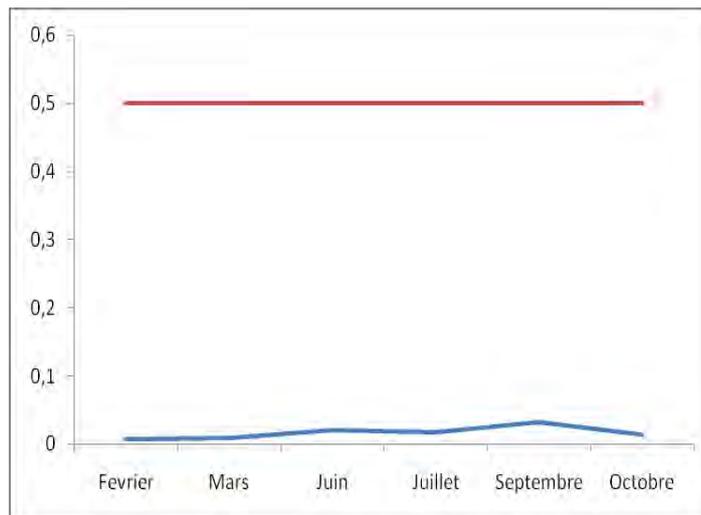


Figure 10 : Variations des teneurs du mercure dans *Sardinella aurita* en fonction de la période (mois)

A partir des résultats obtenus, il est apparu qu'il pourrait exister une corrélation entre la contamination du mercure dans les organismes aquatiques et leur poids (**figure 11**). Cependant, le degré relation entre le poids et la teneur en mercure dans les poissons, n'est pas statistiquement significatif ($P = 0,285$).

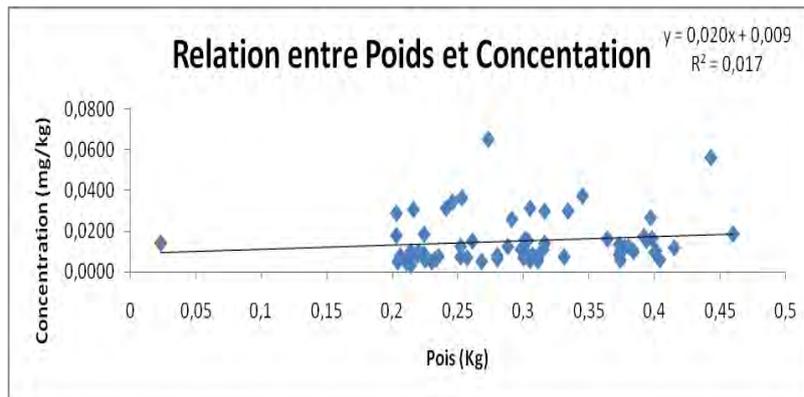


Figure11 : Relation entre le poids et la concentration chez *Sardinella aurita*
Coefficient corrélation (Poids et Concentration)= 0,13

III.1.1.2. *PAGRUS CAERULEOSTICTUS*

L'étude effectuée sur 62 échantillons de *Pagrus caeruleostictus*, pendant cette même période (juin 2013 à mars 2014) a révélé aussi une présence de mercure dont les teneurs moyennes et les valeurs extrêmes sont présentées dans le (**tableau 14**). Les concentrations du mercure retrouvées ont varié entre 0,009 à 0,143 mg/kg avec une valeur moyenne égale à 0,06±0,29 mg/kg. Comme l'a montré le coefficient de variation (48%) qui est supérieur à 30 %, la distribution a été hétérogène.

Tableau 14 : Données statistiques de la concentration du mercure dans *Pagrus Caeruleostictus*

Paramètres	Valeurs
Teneur Moyenne	0,060 mg/kg
Teneur Minimale	0,009 mg/kg
Teneur Maximale	0,143 mg/kg
Ecart type	0,029
Cv (coefficient de variation)	0,481
Nombre d'échantillons	62

La teneur moyenne du mercure a été plus élevée chez les sujets étudiés dans la période du mois de Mars à Avril que celle de Février, où elle a été égale respectivement à 0,08 mg/kg 0,03 mg/kg (**figure 12**).

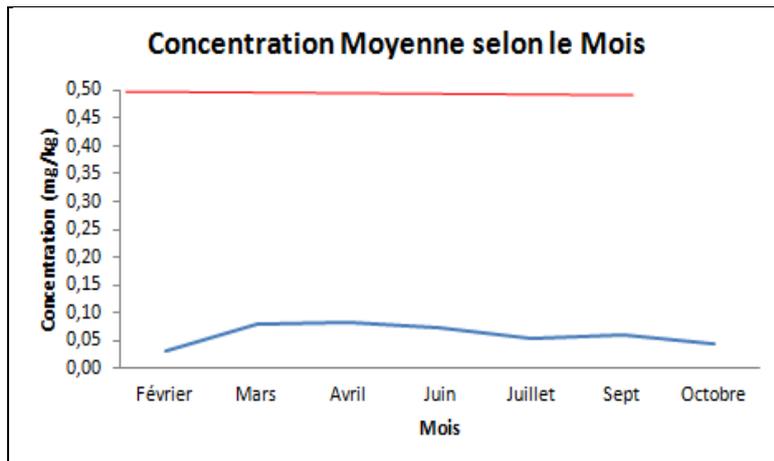


Figure 12 : Variations des teneurs moyennes du mercure dans *Pagrus caeruleostictus* en fonction de la période (mois).

Le degré de relation entre ces deux variances qui est statistiquement significatif ($p=0,01$ inférieur à 0,05) (**figure 13**).

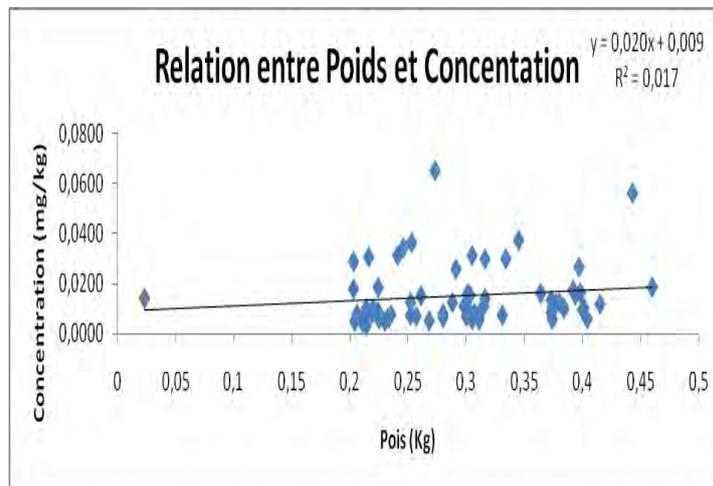


Figure 13: Relation entre le poids et la concentration du mercure dans la *Pagrus caeruleostictus*.

III.1.1.3. ARGYROSOMUS REGIUS

Les concentrations moyennes du mercure mesurées dans *Argyrosomus regius* ont révélé une distribution hétérogène reflétée par le coefficient de variation (74%) qui a été supérieur à 30%. L'évolution de la teneur moyenne du mercure a été de $0,15 \pm 0,11$ mg/kg de poids à l'état frais, avec des valeurs extrêmes pour le minimum et le maximum qui sont respectivement à 0,03 mg/kg et 0,35 (Tableau 15)..

Tableau 15: Données statistiques de la concentration du mercure dans *Argyrosomus regius*

Paramètres	Valeurs
Teneur Moyenne	0,15 mg/kg
Teneur Minimale	0,03 mg/kg
Teneur Maximale	0,35 mg/kg
Ecart-type	0,11
Cv (coefficient de variation)	74%
Nombre d'échantillons	17

Il a été noté que la concentration moyenne du mercure dans l'espèce *Argyrosomus regius* observée au mois de Septembre est plus élevée (0,27mg/kg) que celle retrouvée dans les poissons au mois de juillet (0,06 mg/kg). Cette différence est statistiquement significative ($P < 0,05$) (Figure 14).

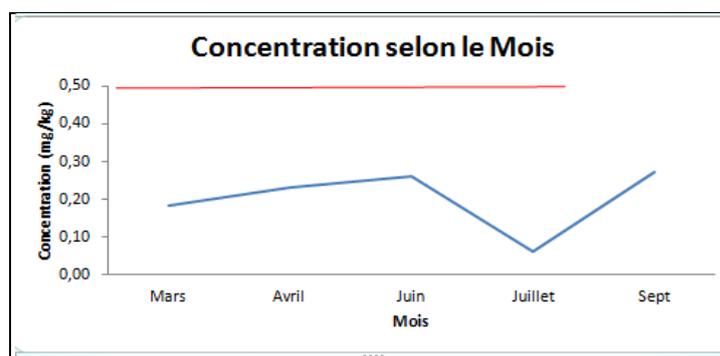


Figure 14: Evolution du mercure dans *Arggyrosomus regius* en fonction de la période

Par ailleurs la concentration du mercure dans *Arggyrosomus regius* a été corrélée au poids du poisson (figure 15).

Le degré de la relation entre le poids des sujets de l'espèce étudiée et la concentration en mercure est statistiquement significative ($P < 0,05$).

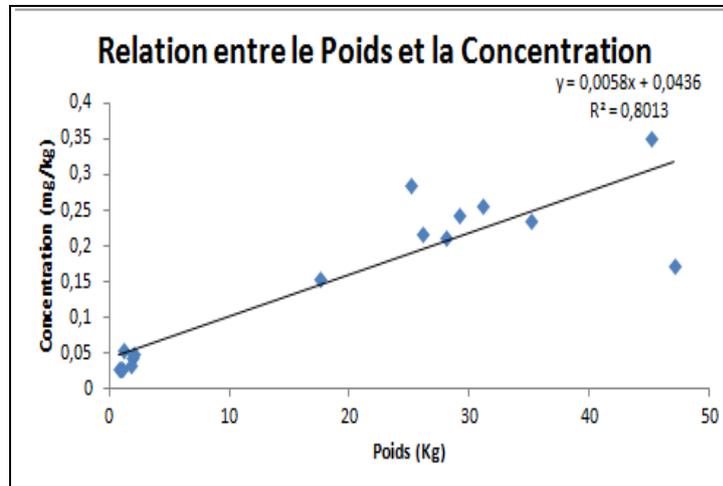


Figure 15 : Relation entre le poids et la concentration dans *Argyrosomus regius*

III.1.2. LE MERCURE DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES

III.1.2.1. DONAX RUGOSUS

Les concentrations moyennes du mercure retrouvées dans l'espèce *Donax rugosus* ainsi que les valeurs extrêmes sont consignées dans le (**tableau16**). Avec cette espèce, il a été encore montré que le mercure est bien présent dans sa chair, mais à des niveaux différents.

La valeur moyenne du mercure dans *Donax rugosus* durant l'année 2013-2014 a été évaluée à $0,0136 \pm 0,064$ mg/kg de poids frais. Les valeurs maximales et minimales retrouvées ont été respectivement égales à 0,127 mg/kg et à 0,001. La distribution a été hétérogène conséquence d'un coefficient de variation (1,62) supérieur à 0,3 Nous avons constaté que la concentration du mercure n'a presque pas subi de variation entre l'échantillon 1 et l'échantillon 26. Par contre, une forte croissance entre l'échantillon 26 et l'échantillon 28 (0,0105 vers 0,127 mg/Kg et une chute de 0,127 à 0,0078 mg/Kg de poids frais ont été relevées. (**Figure 16**).

Tableau 16 : Données statistiques du (Hg) dans *Donax rugosus* mg/kg de poids frais

Paramètres	Valeurs
Teneur Moyenne	0,0136 mg/kg
Teneur Minimale	0,127 mg/kg
Teneur Maximale	0,001 mg/kg
Ecart-type	0,0220
Cv (coefficient de variation)	1,6251

L'évolution du mercure dans *D.rugosus* pendant la période de prélèvement est montrée dans la figure ci-dessous.

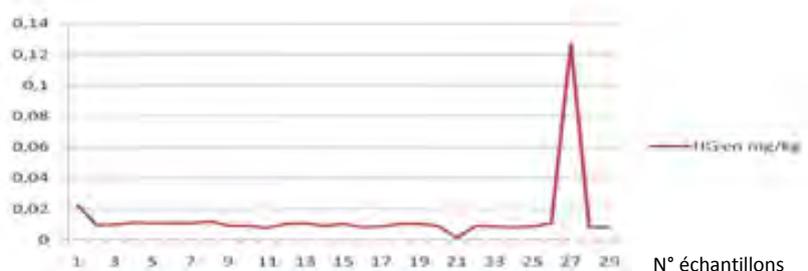


Figure 16 : Variation du mercure dans *D.rugosus* durant la période de prélèvement 2013-2014

Variation du mercure dans *Donax rugosus* selon la période de prélèvement.

L'évolution de la teneur moyenne du mercure, durant la saison froide allant du mois de novembre au mois de février avec des températures qui descendent jusqu'à 18C° a été de 0,016 mg/Kg de poids frais. Les valeurs maximales et minimales ont été respectivement de 0,127 mg/kg et 0,007 mg/kg. La distribution a été hétérogène du fait que le coefficient de variation (1,67) est supérieur à 0,3, (**Tableau 17**).

Tableau 17 : Données statistiques du mercure dans des *Donax* (saison froide)

Teneur Moyenne	0,016 mg/Kg
Teneur Minimale	0,127 mg/Kg
Teneur Maximale	0,0074 mg/Kg
Ecart-type	0,027
Cv (coefficient de variation)	1,671
Nombre d'échantillons	=19

Par ailleurs, durant toute cette saison les concentrations sont restées stables, sauf entre l'échantillon 16 et l'échantillon 17, où il a été observé une forte croissance suivie d'une baisse entre l'échantillon 17 et l'échantillon 18. (**Figure 17**).

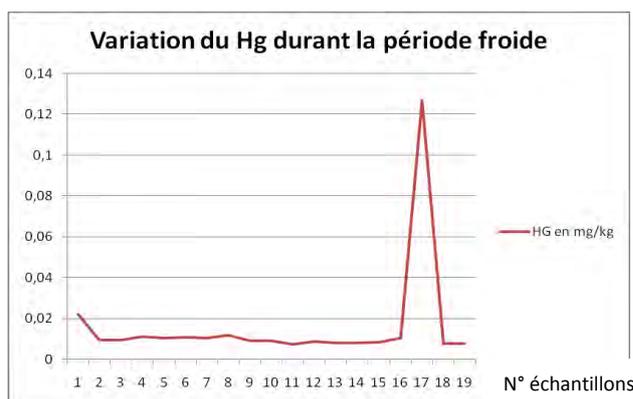


Figure 17 : Variation du mercure durant la saison froide (*Donax rugosus*).

B. VARIATION DU MERCURE DANS DONAX RUGOSUS (SAISON CHAUDE)

La concentration moyenne du mercure (**Tableau 18**) durant la saison chaude allant du mois de mai au mois d'octobre avec des températures qui montent jusqu'à 31 C°, a été de 0,009 mg/Kg. Les valeurs extrêmes (maximum et minimum) trouvées sont à 0,0107 mg/kg et 0,001 mg/kg. Le coefficient de variation supérieur à 0,3 confirmé la distribution qui est hétérogène.

Tableau 18 : Données statistiques du mercure dans *Donax rugosus* (saison chaude)

Teneur Moyenne	0,009 mg/Kg
Teneur Minimale	0,0107 mg/Kg
Teneur Maximale	0,001 mg/Kg
Ecart-type	0,003
Cv (coefficient de variation)	0,329
Nombre d'échantillons	10

Il faut noter que la concentration a suivi des variations importantes présentées sous forme de dents de scie avec une chute entre l'échantillon 9 et l'échantillon 10 pour atteindre la valeur la plus basse (0,001 mg/Kg) (**Figure 18**).

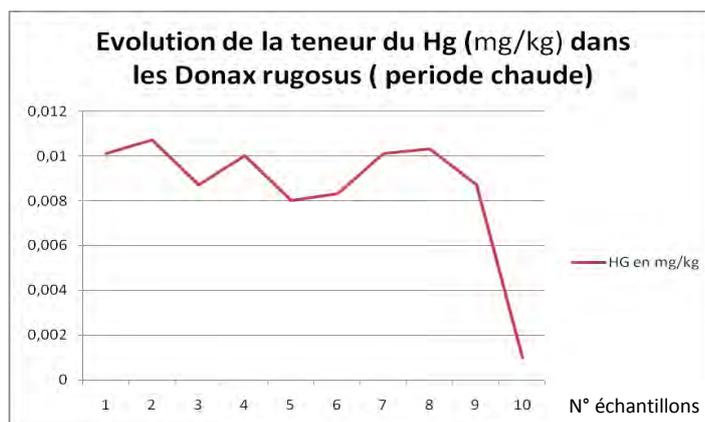


Figure 18 : Teneur du mercure dans *Donax rugosus* (saison chaude).

III.1.2.2. Moule Africaine (*Perna perna*)

La teneur moyenne du mercure mesurée dans la moule *Perna-perna* a été de $0,008 \pm 0,002$ mg/Kg de poids frais. Les valeurs extrêmes (maximum et minimum) ont été à 0,014 mg/kg et 0,0047 avec une distribution hétérogène reflétée par le coefficient de variation qui est supérieur à 0,3 (**Tableau 19**).

Tableau 19 : Données statistiques du mercure dans de la moule *Perna perna*

Teneur Moyenne	0,008 mg/Kg
Teneur Minimale	0,014 mg/Kg
Teneur Maximale	0,0047 mg/Kg
Ecart-type	0,0025
Cv (coefficient de variation)	0,309
Nombre d'échantillons	=43

La teneur de mercure dans la moule *Perna-perna* a subi des variations d'un sujet à l'autre sans atteindre la valeur critique fixée par l'OMS (0,5 mg/Kg de poids frais) (**Figure 29**).

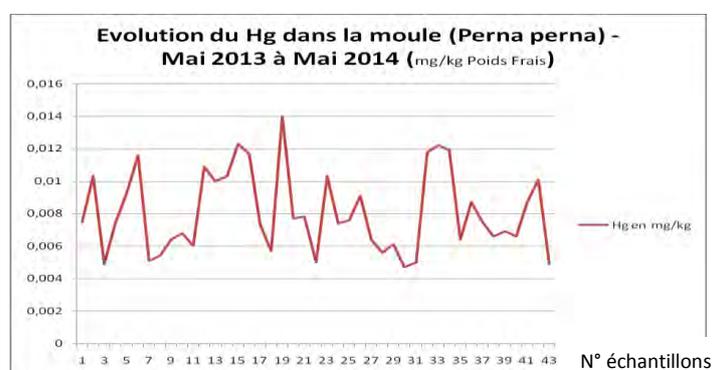


Figure 19: Variations de la Teneur de mercure dans la moule *Perna-perna* (mai 2013 à mai 2014).

➤ **Variation du mercure dans la moule *perna-perna* selon le site.**

La présence de mercure dans la moule a été étudiée selon les sites de récolte. Ainsi, il a été retrouvé des concentrations moyennes de mercure plus élevées dans les sites d'Archimed et baie d'étoile avec des valeurs respectives égales à 0,0078 et 0,0082. Le site de Comeca, avec la teneur la plus faible retrouvée dans cette moule peut être considéré comme la Baie la moins polluée (**Tableau 20**).

Tableau 20 : Concentration moyenne du mercure selon le site. (*P.perna*)

SITE	Moyenne Hg en mg/kg par site
COMECA	0,0075
ARCHIMED	0,0078
B Etoile	0,0082

III.1.2.3. huîtres (*C. gigas*)

-La concentration moyenne de mercure dans *C. gigas* durant l'année 2012 a été de $0,0068 \pm 0,001$ mg/Kg de poids frais avec distribution homogène (.coefficient de variation est inférieur à 0,3). Les valeurs extrêmes sont de 0,0090 mg/kg pour le maximum et 0,0046 pour le minimum (**Tableau 21 et Figure 21**).

Tableau 21 : Données statistiques du mercure dans des huîtres *Crassostrea gigas* (2012)

	Hg en $\mu\text{g/g}$ (PH)
Moyenne	0,0068
Max	0,0090
Min	0,0046
Ecart-Type	0,0015
Coef. Variation	0,2197
N	=28

La figure ci-dessous mentionne l'évolution du mercure dans *C. gigas* pendant la période de récolte.

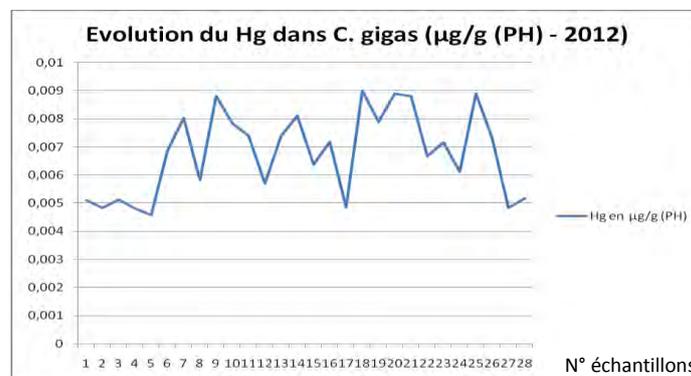


Figure 20 : Variation du mercure dans les différents sujets analysés *C. gigas*.

L'analyse des teneurs de mercure retrouvées dans l'espèce *C. gigas* selon la période de récolte a montré que la concentration moyenne mensuelle varie d'un mois à l'autre pour atteindre le maximum au mois de décembre, alors qu'elle est restée presque constante pour les autres mois (**Figure 21**). La même démarche entreprise au niveau des sites de récolte a révélé que la

concentration moyenne du mercure est légèrement plus élevée à la baie de l'Etoile qu'à la baie d'Archimed (**Tableau 21**)

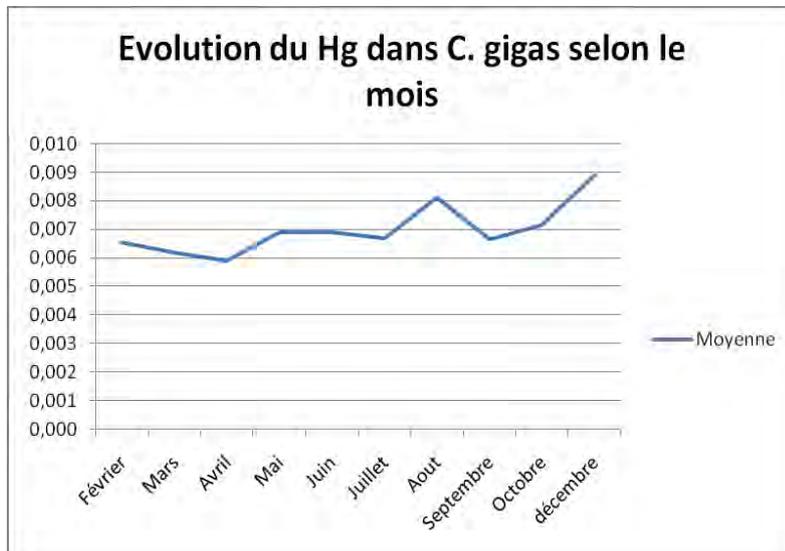


Figure 21 : Variation de la teneur du mercure dans *C. gigas* selon le mois.

Le tableau ci-dessous montre la variation du mercure dans *C.gigas* selon le site de prélèvement.

Tableau 22 : Variation du mercure selon le site dans *C.gigas*.

Sites	Archimed	B. Etoile
Moyenne du Hg par site	0,0066	0,0069

-Les concentrations moyennes du mercure dans les huitres *C. gigas* durant la période mai 2013 à Avril 2014 ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau 23.

Tableau 23: Données statistiques de concentration du Hg dans *C. gigas* mai 2013 – avril 2014

Moyenne	0,0088
Max	0,0138
Min	0,0040
Ecart-Type	0,0029
Coefficient de variation	0,3253
N	17

La teneur moyenne du mercure de mai 2013 à avril 2014 est de 0,0088 mg/kg de poids frais. Les valeurs extrêmes sont de 0,0138 mg/kg pour le maximum et 0,0040 pour le minimum. La distribution est hétérogène du fait que le coefficient de variation est supérieur à 0,3. Nous constatons que la teneur moyenne du mercure est plus importante à la baie de l'Etoile que celle d'Archimed.

III.2. CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES PAR LE CADMIUM

III.2.1. CADMIUM DANS LES POISSONS

III.2.1.1. *MUGILCAPURRII*

D'après les résultats obtenus, le cadmium a été présent dans tous les échantillons, mais à des teneurs qui sont différentes d'un sujet à un autre (**figure22**). Les teneurs retrouvées dans *Mugil capurrii* vont de 0,005 à 0,029 mg/kg de poids frais avec une teneur moyenne calculée à $0,016 \pm 0,007$ mg/kg (**tableau 24**)

Tableau 24 : données statistiques du cadmium chez *Mugil capurrii*

Moyenne	0,016 mg/kg
Ecart type	0,007
Max	0,029 mg/kg
Min	0,005 mg/kg
N	=30

De plus la détermination du coefficient de variation a donné une valeur supérieure à 0,3 qui traduit que la distribution de la concentration de cadmium dans le poisson est hétérogène. Nous avons aussi observé aussi retrouvée que les teneurs de cadmium ont été plus élevées chez les femelles que chez les mâles avec des valeurs respectivement égales à 0,017 et 0,015 mg/kg. Ce fait noté chez cette espèce, pourrait laisser supposer que les femelles bioaccumulent plus fortement ce métal que les mâles.

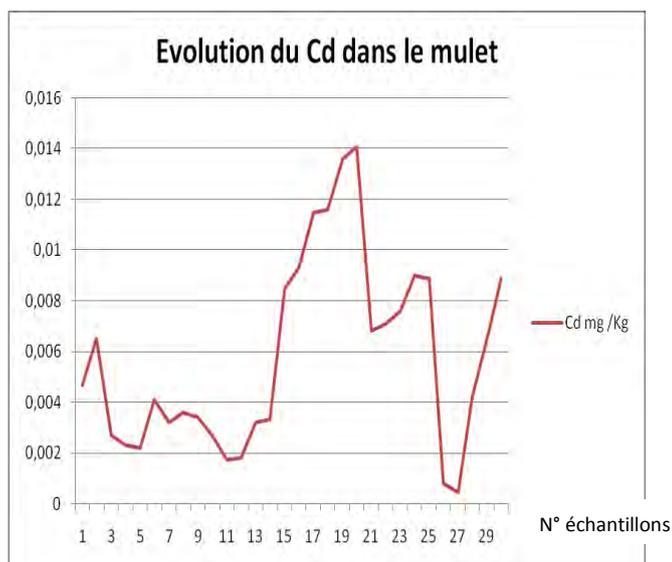


Figure 22 : L'évolution de la teneur du cadmium dans *Mugil capurrii* pendant la période de prélèvement

--L'évolution du cadmium dans le *Mugil capurrii* (mulet noir= selon le sexe

La figure ci-dessous montre l'évolution du cadmium dans le mulet selon le sexe.

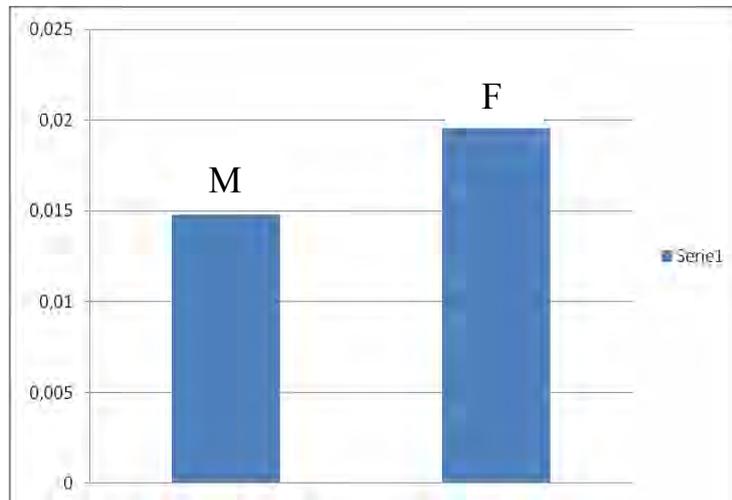


Figure 23 : Evolution du Cadmium dans *Mugil capurrii* selon les sexes

Nous constatons que l'évolution du cadmium dans le *Mugil capurrii* montre que le sexe femelle cumule la concentration la plus importante.

-L'évolution du cadmium dans le *Mugil capurrii* selon la taille

La figure ci-dessous montre l'évolution du cadmium dans le *Mugil capurrii* selon la taille.



Figure 24 : Evolution du cadmium dans *Mugil capurrii* selon la taille

Nous constatons que la concentration en cadmium n'est pas liée à la taille.

-L'évolution du cadmium dans le *Mugil capurrii* selon le poids

La variation du cadmium selon le poids est donnée dans la figure ci-dessous

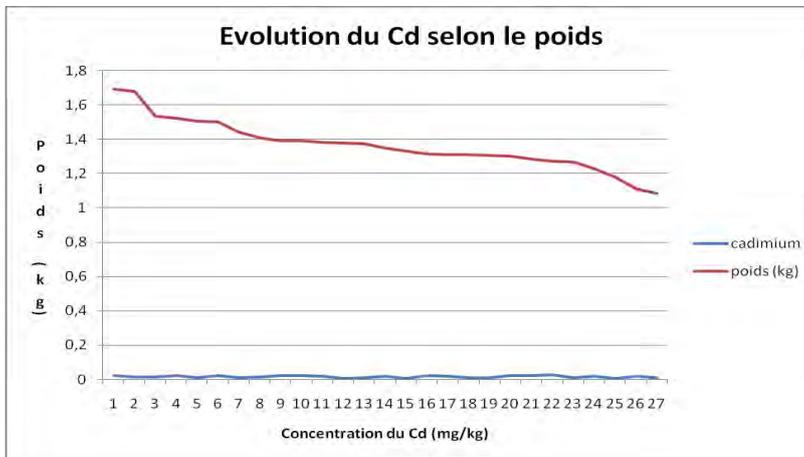


Figure : 25 Evolution du cadmium dans *Mugil capurrii* selon le poids

III.2.1.2. *Sardinella aurita*

Dans *Sardinella aurita*, les concentrations moyennes de cadmium ($0,0058 \pm 0,0038$ mg/kg) (**Tableau 25**) ont été plus faibles que chez le mulot avec toujours le même comportement dans la variabilité entre les sujets étudiés comme en témoigne le coefficient de variation toujours supérieur à 0,3. (**Figure 26**); Par ailleurs nous avons trouvé que les teneurs sont plus élevées chez les femelles que chez les mâles. Ici encore il a été noté cette tendance de bioaccumulation plus importante chez les femelles. Les valeurs retrouvées chez les femelles et chez les mâles ont été respectivement 0,0058 et 0,0057 mg/kg

Tableau 25 : Données statistiques de la variation de Cd dans *Sardinella aurita*

Moyenne	0,0058
Ecart-type	0,0038
CV	0,6556
Max	0,0141
Min	0,0004
N	30

La **figure (26)** montre la variation du cadmium dans *Sardinella aurita* selon les individus pendant la période de prélèvement.

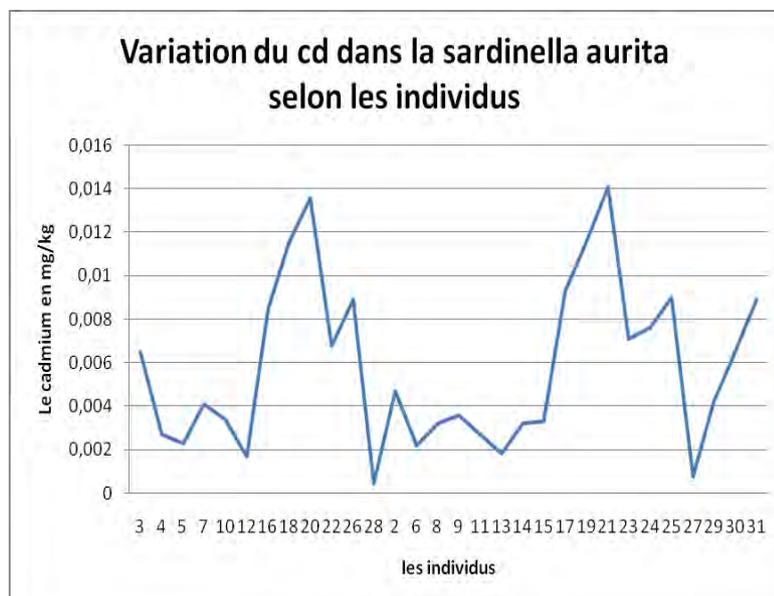


Figure 26: Variation du Cd dans *Sardinella aurita* pendant la période de prélèvement
 L'évolution du cadmium dans la *Sardinella aurita* montre que les concentrations varient d'une espèce à l'autre avec deux pics pour les individus ,18 et 21.
-l'évolution du cadmium dans la sardinella aurita selon le sexe

La figure ci-dessous montre l'évolution du cadmium dans *sardinella aurita* selon le sexe.

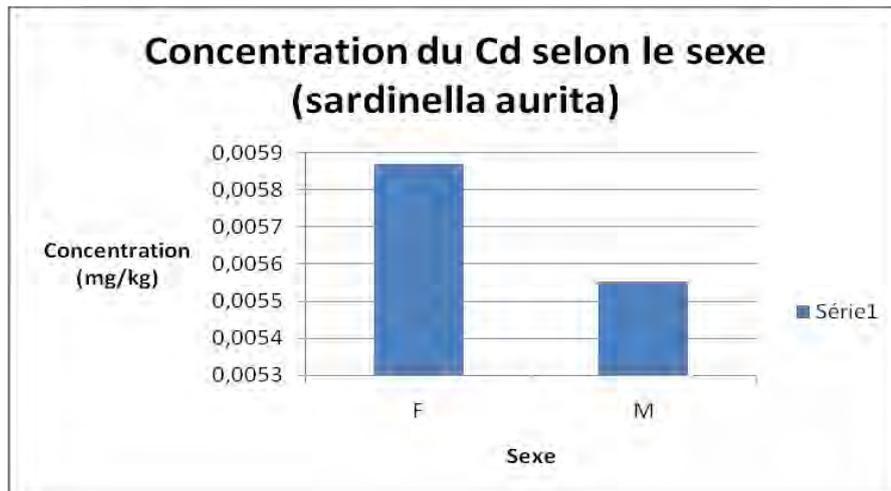


Figure 27 : L'évolution du cadmium dans la *Sardinella aurita* selon les sexes

L'évolution de la concentration du cadmium dans la *Sardinella aurita* selon le sexe montre que les femelles ont des teneurs plus élevées que les mâles.

-l'évolution du cadmium dans la *sardinella aurita* selon la taille

La figure ci-dessous montre l'évolution du cadmium dans la *sardinella aurita* selon la taille.

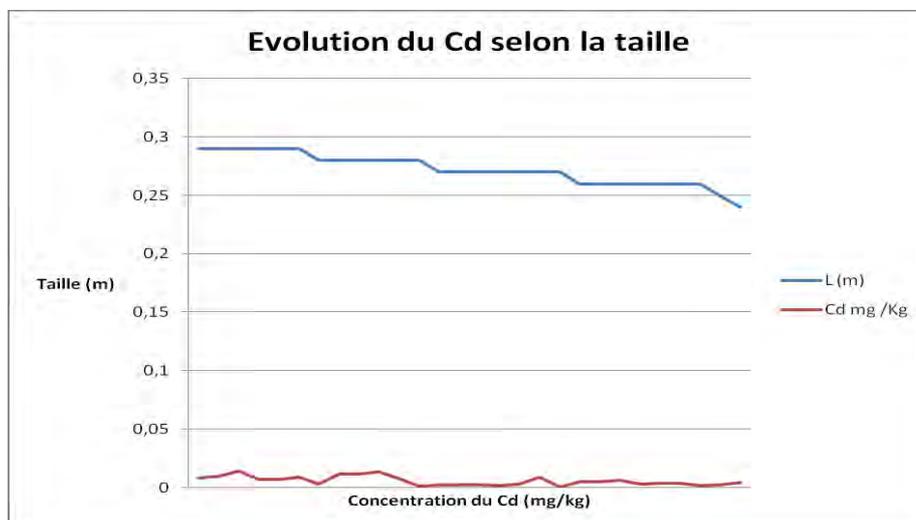


Figure 28 : L'évolution de la teneur du cadmium dans *sardinella aurita* selon la taille

L'évolution du cadmium dans la *Sardinella aurita* montre qu'il n'y a pas une relation significative entre la concentration et la taille..

Concentration du cadmium dans *sardinella aurita* selon le poids.

La figure ci-dessous montre la relation entre la concentration du cadmium dans la sardinella aurita et le poids.

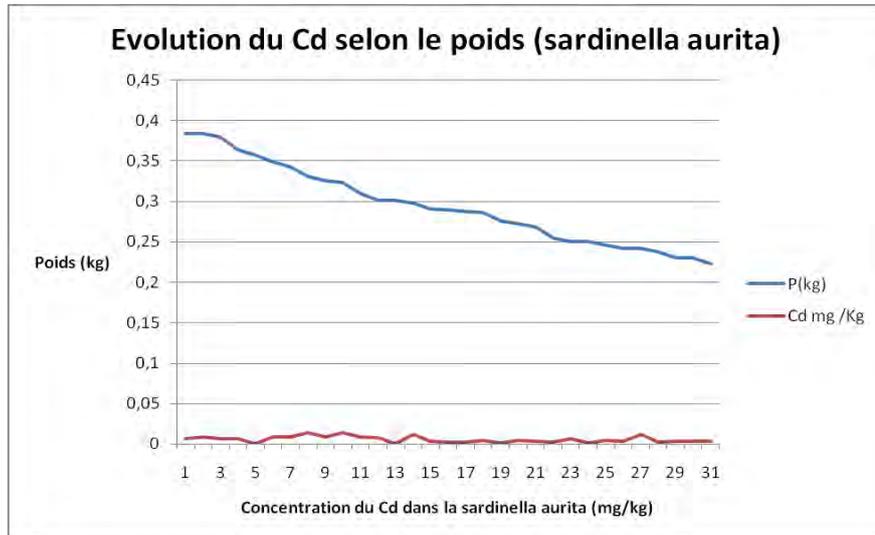


Figure 29 : L'évolution du teneur du cadmium selon le poids de *Sardinella aurita*

Nous constatons qu'il n'y a pas une relation entre le poids et la concentration du Cadmium dans les individus de *sardinella aurita*.

III.2.2. CADMIUM DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES

III.2.2.1. DONAX RUGOSUS.

Nous avons observé d'après les résultats obtenus des analyses de cadmium dans *Donax rugosus*, que le métal a été présent dans tous les sujets avec des fortunes diverses (**Figure 30**). La concentration moyenne du cadmium était de $0,15 \pm 0,14$, plus élevée que dans les espèces précédemment étudiées, avec des valeurs extrêmes situées à 0,04 mg/kg et à 0,55. La distribution a été toujours hétérogène, comme pour les autres espèces étudiées (**Tableau 26**).

Tableau 26 : Données statistiques de la concentration du cadmium dans *D. rugosus* 2013

Moyenne	0,15
Min	0,04
Max	0,55
Ecart-type	0,14
CV	0,92
N=	17

La figure ci- dessous montre l'évolution de la concentration du cadmium dans *Donax rugosus* selon les individus pendant la période de prélèvement.

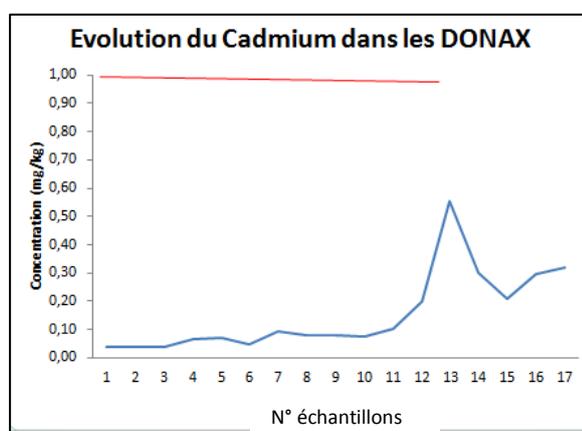


Figure 30 : Evolution du Cadmium dans *Donax rugosus* pendant la période de prélèvement

2.2.2. Moule *P. perna*

Dans la moule, le cadmium a été retrouvé dans l'organisme de tous les sujets, avec une teneur moyenne qui a dépassé celle de toutes les espèces analysées, même chez *Donax rugosus*. Les teneurs du métal ont été retrouvées avec le même comportement dans la distribution qui est hétérogène (**Tableau 27** et **Figure 31**).

Tableau 27 : Données statistiques de la concentration du cadmium dans la moule P.perna.

	Cd mg/Kg (P.H)
Moyenne	0,36
Min	0,07
Max	1,07
Ecart-type	0,3
CV	0,84
N	=16

La figure (31) montre l'évolution de la concentration du cadmium dans la Moule Africaine *Perna perna* selon les individus pendant la période de prélèvement.

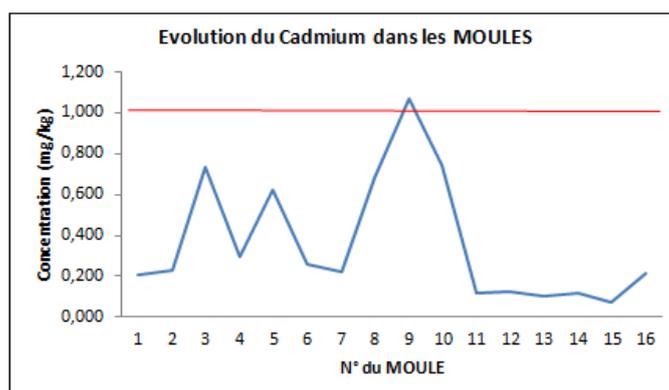


Figure 31 : Evolution du Cadmium dans les moules *Perna perna* pendant la période de prélèvement

III.3. Contamination des organismes aquatiques par le plomb

III.3.1. Concentration du Plomb dans les Poissons

Les données statistiques du plomb dans *Mugil capurrii* sont données dans le tableau ci-dessous.

III.3.1.1 Plomb dans *Mugil capurrii*

Tableau 28 : Données statistiques de la concentration du plomb dans *Mugil Capurrii*

Espèce	Moyenne mg /kg	Max	Min	E.T	C.V	N
<i>Mugil Capurrii</i>	0,041	0,096	0,006	0,032	0,7678	30

D'après les résultats obtenus, le Plomb a été présent dans tous les échantillons, mais à des teneurs qui sont différentes d'une espèce à un autre. Les teneurs retrouvées dans *Mugil capurrii* vont de 0,096 mg/kg à 0,006 mg/kg de poids frais avec une teneur moyenne calculée à $0,041 \pm 0,032$ mg/kg (**tableau 28**). De plus la détermination du coefficient de variation a donné une valeur supérieure à 0,3 qui traduit que La distribution de la concentration du plomb dans cette espèce est hétérogène (**Figure 32**).

La figure ci-dessous montre l'évolution du plomb dans les individus de *mugil capurrii* pendant la période de prélèvement.

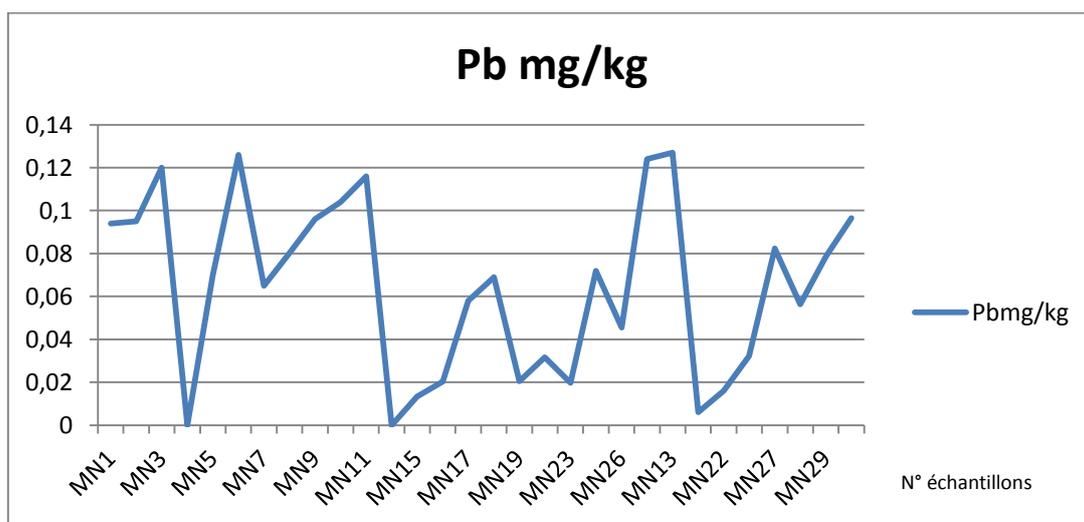


Figure 32 : Teneur du plomb dans *Mugil Capurrii* pendant la période de prélèvement

Les résultats obtenus montrent que les teneurs de Plomb ont été relativement plus élevées chez les femelles (n=21) que chez les mâles (n=9) avec des valeurs respectivement égales à 0,042 mg/kg et à 0,039 mg/kg. Ce fait noté chez cette espèce, pourrait laisser supposer que les femelles bioaccumulent légèrement plus ce métal que les mâles.

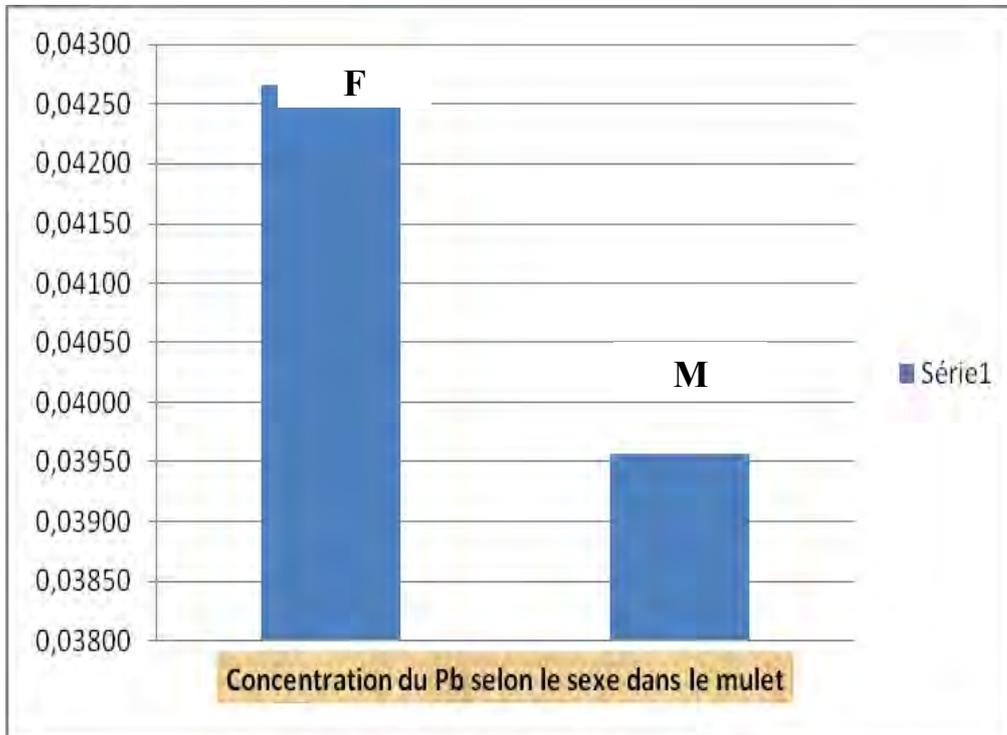


Figure 33 : L'évolution du plomb dans *Mugil capurrii* selon le sexe

Nous constatons que le sexe femelle cumule la concentration la plus importante.

- L'évolution du plomb dans le *Mugil capurrii* (mulet noir) selon la taille

Les concentrations en plomb chez les organismes aquatique peuvent avoir une corrélation avec la taille, la figure (34) suivante montre la relation entre ces deux variables.

- Cette courbe représente l'évolution du plomb dans le *Mugil capurrii* selon la taille. On remarque que les concentrations varient d'un individu à l'autre.

Les concentrations peuvent avoir aussi une corrélation avec le poids chez les organismes aquatiques. La Figure (35) montre cette relation dans *Mugil capurrii*.

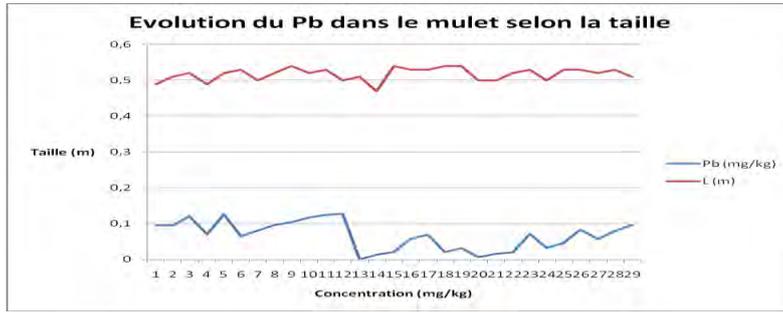


Figure : 34 L'évolution du plomb dans *Mugil capurrii* selon la taille

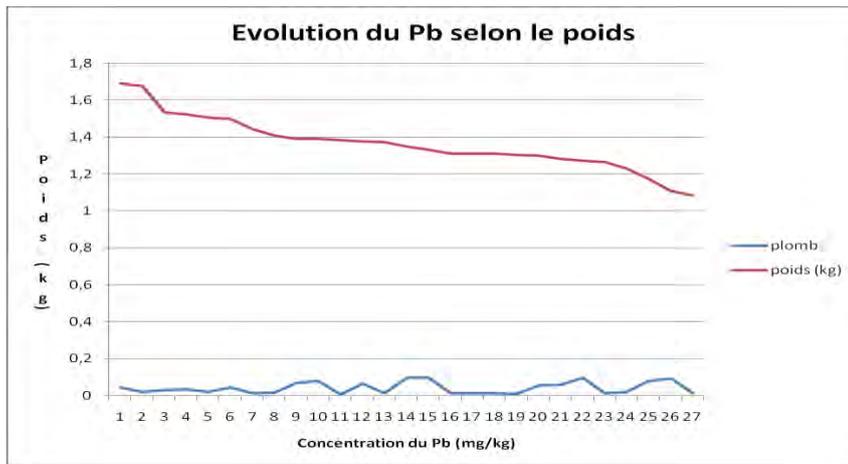


Figure 35 : Evolution du plomb dans *Mugil capurrii* selon le poids

Le coefficient de corrélation (P) entre la concentration en Plomb et le poids est $P = -19,7\%$, avec un coefficient négatif on dit qu'il n'y a pas une relation entre ces deux variables.

III.3.1.2. Concentration du plomb dans *Sardinella aurita*

Les concentrations moyennes du plomb ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau.

Tableau 29: Données statistiques de la concentration du Plomb dans *Sardinella aurita*

Moyenne	0,0187
Ecart type	0,0096
Max	0,0331
Min	0,00209
CV	0,5175
N	=30

Alors que pour *Sardinella aurita*, les concentrations moyennes du Plomb ont de $0,0187 \pm 0,009$ mg/kg) ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le (Tableau 29) et montrent qu'elles sont plus faibles que chez le mulot avec toujours le même comportement dans la variabilité entre les sujets étudiés comme en témoigne le coefficient de variation toujours supérieur à 0,3. (figure.36)

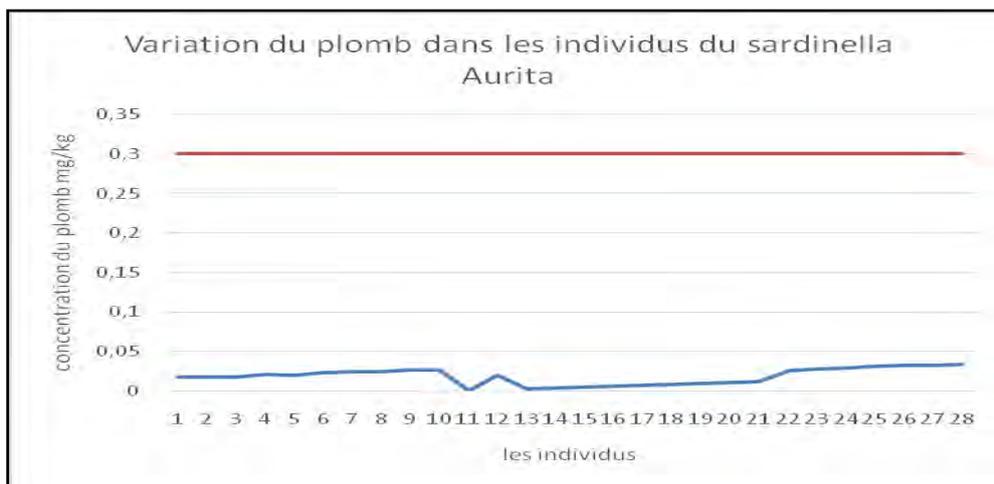


Figure 36 : Teneur du Plomb dans *Sardinella aurita* pendant la période de prélèvement

-Relation entre le sexe et la concentration du plomb dans la *sardinella aurita*.

Par ailleurs les teneurs ont été retrouvées relativement plus élevées chez les femelles (n=12) que chez les mâles, mâles (n=18) avec des valeurs moyennes respectivement égales à $0,02 \pm 0,008$ et à $0,017 \pm 0,01$. Ici encore il a été noté cette tendance de bioaccumulation chez les femelles. La figure (37) montre la relation entre le sexe et la concentration dans cette espèce.

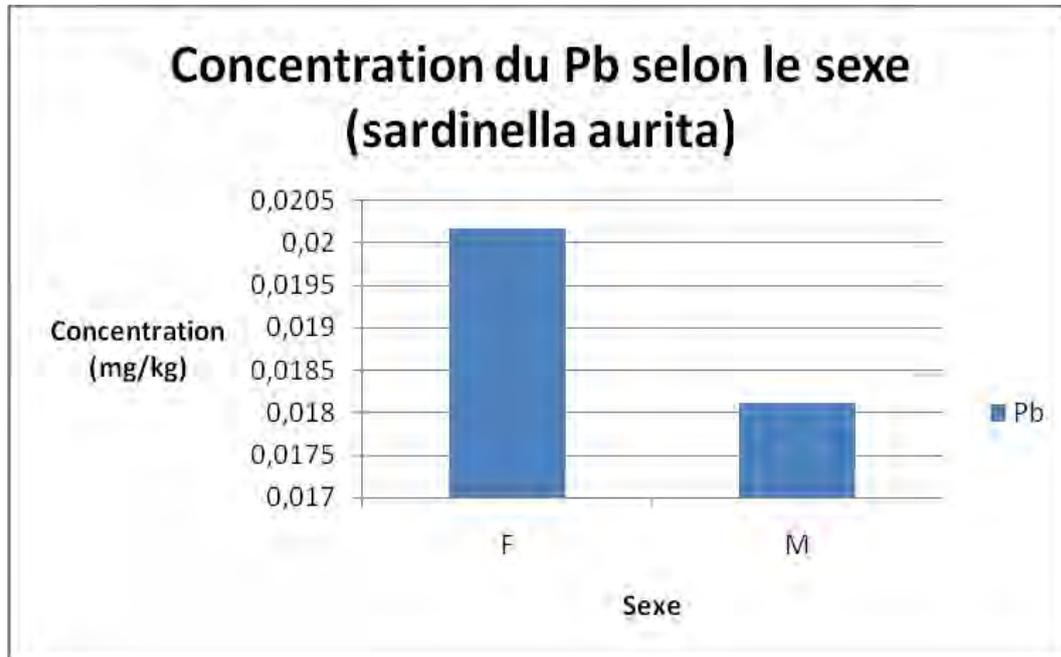


Figure 37 : Concentration du plomb dans la *sardinella aurita* selon le sexe.

-Relation entre la taille et la concentration du plomb dans *Sardinella aurita*.

La figure ci- dessous montre la relation entre la taille et la concentration en plomb dans cette espèce.

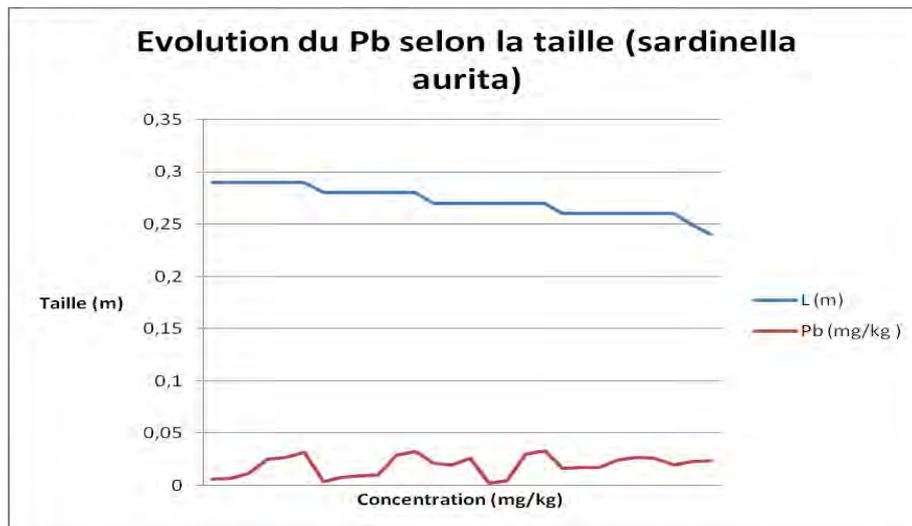


Figure : 38 Evolution du plomb selon la taille dans *Sardinella aurita*

-Relation entre le poids et la concentration du plomb dans *Sardinella aurita*.

La figure ci-dessous montre la relation entre le poids et la concentration dans cette espèce.

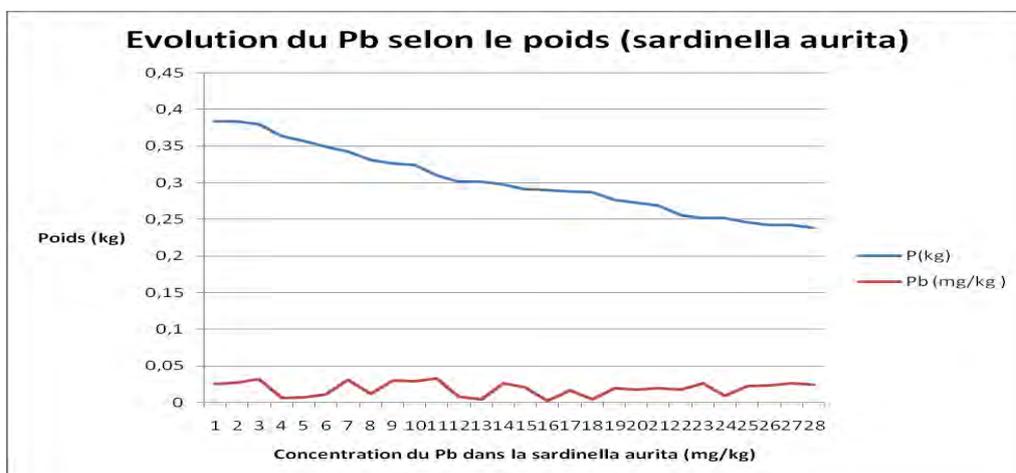


Figure : 39 Teneur du Plomb dans *Sardinella aurita* selon le poids

Le coefficient de corrélation entre le poids et la concentration du plomb dans la *sardianella aurita* est $P=2,6\% > 5\%$ donc il y a une relation entre ces deux variables.

III.3.2. Concentration du Plomb Dans les mollusques bivalves

III. 3.2.1. Concentration du Plomb dans *Donax rugosus*

Les concentrations moyennes du plomb dans le *Donax rugosus* ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau 30.

Tableau 30 : Données statistiques de la concentration du Pb dans *D. rugosus*

	Pb (mg/Kg poids humide)
Moyenne	0,15
Min	0,00
Max	0,84
Ecart-type	0,26
CV	1,67
N	17

D'après les résultats obtenus, le Plomb a été présent dans tous les échantillons, mais à des teneurs qui sont différentes variant de 0,00 à 0,84 mg/kg de poids frais avec une moyenne de $0,15 \pm 0,26$ mg/kg (**tableau 30**)

Le coefficient de variation (1,67) est supérieur à 0,3 qui traduit que la distribution de la concentration du plomb dans cette espèce est hétérogène (**Figure 40**)

L'évolution de la concentration dans le Donax est montrée dans la figure ci-dessous.

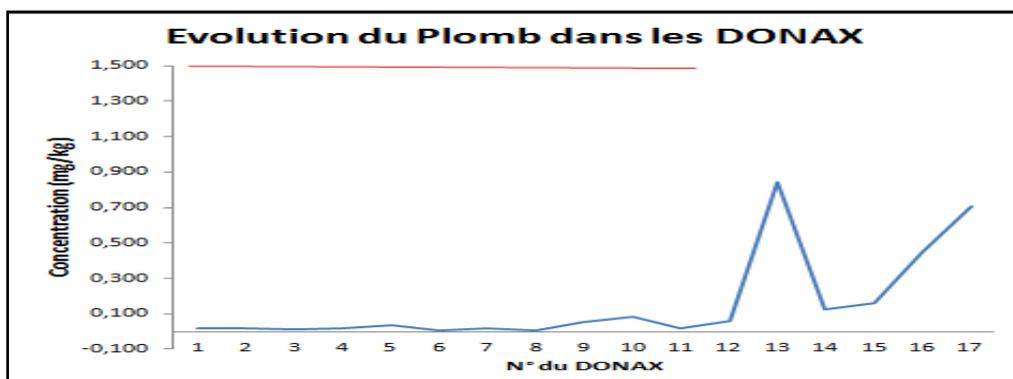


Figure 40: Evolution du Plomb dans *D. rugosus* pendant la période de prélèvement

Cette courbe représente l'évolution du plomb dans le *Donax rugosus*. On remarque que la concentration du Plomb ne varie presque pas entre (1 ; 12) par contre entre (12 ; 13) on

constate une forte croissance (0,1 à 0,9) du plomb et une chute entre (13 ; 14) mais aussi une croissance entre (15 ; 17). Dans tous les cas, la concentration reste toujours inférieure au seuil (1,5 mg/Kg) de poids frais.

III.3.2.2. Concentration du Plomb dans la moule *P. perna*

Les concentrations moyennes ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau 31

Tableau 31: Données statistiques de la concentration du Plomb dans la moule *P. perna*

	Pb mg/Kg de poids humide
Moyenne	0,09
Min	0
Max	0,18
Ecart-type	0,05
CV	0,55
N	16

Ainsi que pour la moule Africaine *Perna perna*, les concentrations moyennes du Plomb est de $0,09 \pm 0,009$ mg/kg tandis que les valeurs extrêmes sont de 0 à 0,18 mg /kg de poids frais, (**Tableau 31**).

La distribution est hétérogène du fait que le coefficient de variation (0,55) est supérieur à 0,3. La **Figure 41** mentionne l'évolution du plomb dans l'ensemble des échantillons de la moule Africaine *Perna perna* pendant la période de récolte.

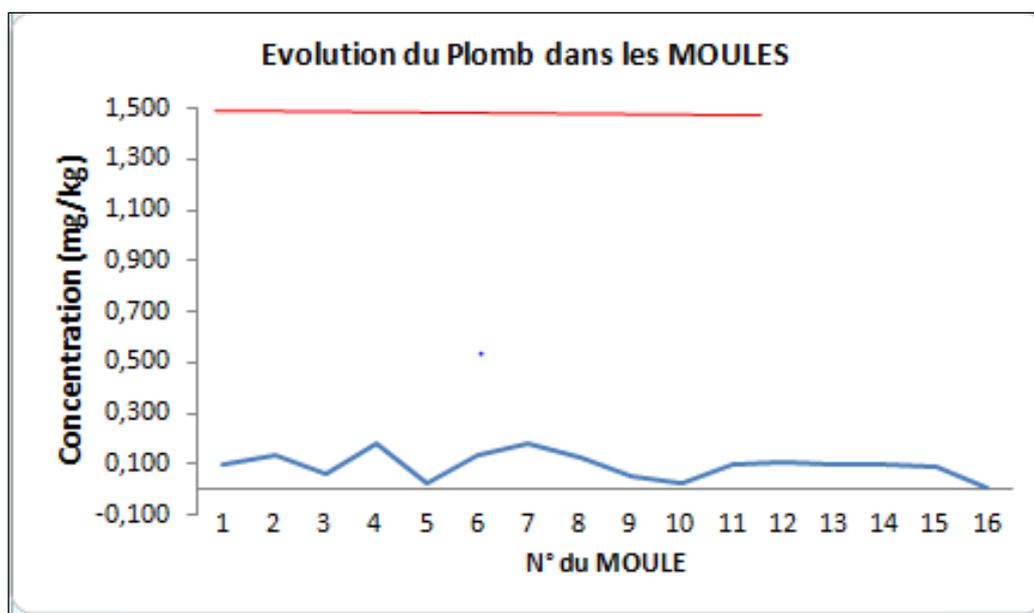


Figure 41 : Evolution du Plomb dans la moule *P. perna* pendant la période de prélèvement

Cette courbe représente l'évolution du Plomb dans la moule *P. perna*. On remarque que les concentrations du plomb ne varient que légèrement sans dépasser le seuil critique (1,5 mg/Kg de poids humide).

III. 3.2. 3. Concentration Plomb dans l'huître *C. gigas*

Pour l'huître *C. gigas* les concentrations moyennes ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau ci-dessous.

Tableau : 32 : Données statistiques de la concentration du Pb dans *C. gigas*

	Plomb en $\mu\text{g/g}$
Moyenne	0,1225
Max	0,3342
Min	0,0324
Ecart-Type	0,0760
Coef. Variation	0,62
N	28

Avec le même comportement dans la variabilité entre les sujets étudiés comme en témoigne le coefficient de variation qui est toujours supérieur à 0,3.

La figure (42) montre l'évolution du Plomb dans l'ensemble des individus de l'huître *C. gigas* durant la période de prélèvement.



Figure 42 : Evolution du plomb dans *C.gigas* pendant la période de prélèvement

Cette courbe représente l'évolution de la concentration du Plomb dans *C. gigas* pendant la période de prélèvement. L'évolution montre une différence de concentration entre les espèces avec deux pics respectivement au 5 et 21.

III.4.ETUDES COMPARATIVES

La Possibilité de faire des études comparatives pour toutes les espèces a été malheureusement très limitée à cause de diverses contraintes. Seules six études comparatives ont été faites : Deux sur les espèces *Sardinella Aurita* et *Mugil capurrii* (*perigia*) qui portent sur le plomb et le cadmium ;Trois autres sur les mollusques bivalves *Donax rugosus*, Moule *P. perna* et *C. gigas*, qui comprend les trois métaux, plomb, cadmium, et mercure. Egalement, une étude comparative a été rialisée sur les sédiments qui porte sur le cuivre,le plomb,le cadmium et le mercure,au niveaude quelques sites au long du littoral de la Mauritanie.

III.4.1.Etude comparative du niveau de la contamination par le Cadmium chez les poissons

La concentration moyenne pour le Cadmium ainsi que d'autres données statistiques sont données dans le tableau 33.

Tableau : 33 variations du Cadmium dans les espèces de poissons étudiées

Cd	Moyenne	Max	Min	E.T	C .V
<i>Mugilcapurrii</i>	0,016 mg/kg	0,029 mg/kg	0,0065 mg/kg		0,007
<i>Sardinella aurita</i>	0,0058 mg/kg	0,0141 mg/kg	0,0004 mg/kg	0,0038	0,655

Nous constatons que *Mugil capurrii* cumule la concentration la plus importante, c'est-à-dire deux fois celle de *Sardinella aurita*.

Ces différences de concentration peuvent être expliquées par la différence, de taille et de régime alimentaire.....). On constate que plus on remonte sur la chaîne alimentaire, plus la concentration du métal augmente. Cela explique la faiblesse de la teneur en plomb au niveau des poissons qui se nourrissent des algues et des planctons (*Sardinella ...*). Alors que *Mugil capurrii* sont des limnivores c'est à dire qu'ils avalent la vase et la tamisent grâce à un appareil branchial développé pour en extraire les particules organiques. Ils broutent également les algues et les petits organismes sur les fonds rocheux.

III.4.2. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE PLOMB CHEZ LES POISSONS

Tableau 34 : variation du Plomb dans les espèces de poissons étudiées

Pb	Moyenne	Max	Min	E.T	C .V
<i>Mugilcapurrii</i>	0,041 mg/kg	0,096 mg/kg	0,006 mg/kg	0,032	0,7
<i>Sardinella aurita</i>	0,0187 mg/kg	0,0331 mg/kg	0,002 mg/kg	0,0096	0,517

Nous constatons que *Mugil capurrii* présente une concentration deux fois plus importante que celle de *Sardinella aurita*

Ces différences de concentration peuvent être expliquées par la différence de taille et de régime alimentaire, comme on a expliqué dans le paragraphe précédent.

III.4.3. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE Cd, Pb, Hg DANS *D.RUGOSUS*

Les concentrations moyennes pour les trois métaux ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau 35.

Tableau 35: Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, Cd et Hg) dans *D. rugosus*.

	Pb	Cd	Hg
Moyenne	0,1545	0,1541	0,0104
Max	0,841	0,55	0,0223
Min	0,004	0,04	0,0074
Ecart-Type	0,2580	0,1413	0,0033
Coef. de variation	1,67	0,92	0,32
N	17	17	17

La concentration moyenne, dans *Donax rugosus* pour les trois métaux, est respectivement de 0,1545 ; 0,1541 et 0,0104 mg/Kg de poids frais pour le Plomb, Cadmium et mercure.

D'une façon générale, toutes les concentrations restent sous le seuil fixé par l'OMS.

Nous constatons que le plomb présente la concentration la plus importante suivi par le cadmium et le mercure qui vient en dernier lieu.

La figure ci-dessous montre l'évolution de trois métaux dans *Donax rugosus* pendant la période de prélèvement.

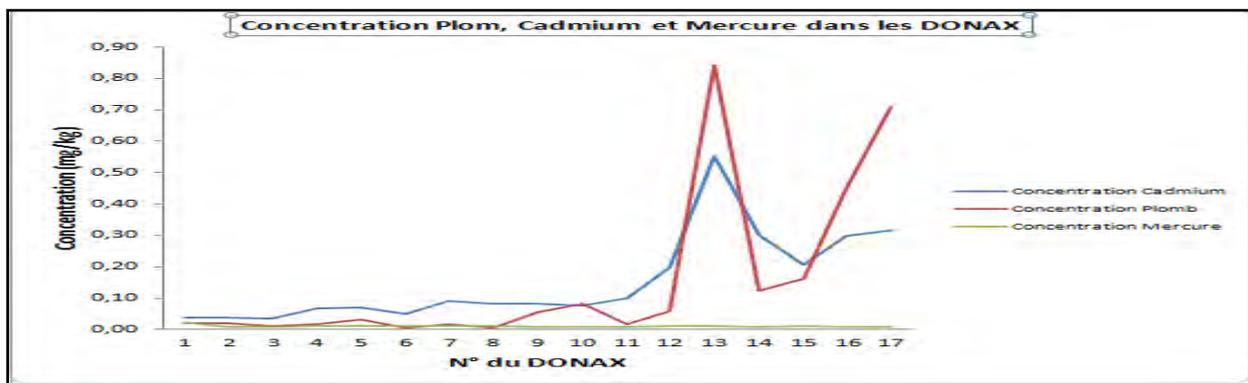


Figure 43: Concentrations du Pb, Hg et Cd dans *Donax rugosus* (2013)

Cette courbe montre à la fois les concentrations du Hg, Pb et Cd dans *D.rugosus*. On remarque que la concentration du Hg est plus faible que les deux autres métaux sur tous les individus. En outre, entre 1 et 12, puis 14 et 16 la concentration du Pb est plus faible que celle du Cd. Par contre, entre 12 et 14, la concentration du Pb domine celle du cadmium.

III.4.4. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE CADMIUM, PLOMB ET ET LE MERCURE DANS LA MOULE *P. PERNA*.

Les concentrations moyennes de trois métaux ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau 36.

Tableau 36 : Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, Cd et Hg) dans la moule *P. perna*.

	Cd (mg/kg poids humide)	Pb (mg/kg poids humide)	Hg (mg/kg poids humide)
Moyenne	0,36	0,09	0,008
Min	0,07	0	0,005
Max	1,07	0,18	0,012
Ecart-type	0,3	0,05	0,003
CV	0,84	0,55	0,303

Nous constatons que les concentrations moyennes dans la moule *Perna perna* sont respectivement pour les trois métaux (Cd, Pb et Hg) : 0,36 ; 0,09 et 0,008.

La figure ci-dessous montre l'évolution de trois métaux dans la moule *perna-perna*

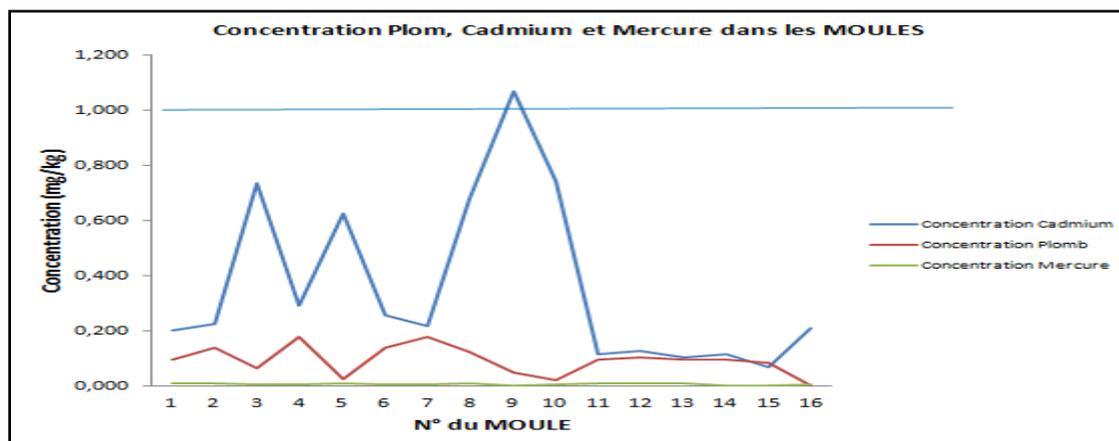


Figure 44 : Concentration du Plomb, du Cadmium et du Mercure dans les Moules *P. perna*

Cette courbe représente à la fois les concentrations du mercure, du plomb et du cadmium dans les moules. On remarque que la concentration du mercure est plus faible que les deux autres sur tous les individus. En outre la concentration du plomb est plus faible que celle du cadmium sauf à l'individu 15, un dépassement du seuil est enregistré pour le cadmium chez l'individu 9.

4.5. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE PLOMB ET LE MERCURE DANS *C. GIGAS*.

Les concentrations moyennes de deux métaux lourds, plomb, mercure dans l'huitre *C. gigas* ainsi que les valeurs extrêmes sont données dans le tableau.37

Tableau 37 : Données statistiques d'une étude comparative des métaux (Pb, et Hg) dans la *C. gigas*.

	Plomb en mg/Kg	Hg en mg/Kg (PH)
Moyenne	0,1225	0,0068
Max	0,3342	0,0090
Min	0,0324	0,0046
Ecart-Type	0,0760	0,0015
Coef. Variation	0,62	0,22

Nous constatons que la concentration du plomb est beaucoup plus importante que celle du mercure.

III.4.6. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION METALLIQUE DES SEDIMENTS

Le tableau ci-dessous mentionne les teneurs observées pour les quatre métaux étudiés aux niveaux des 11 sites d'étude.

Tableau 38 : Données statistiques des teneurs moyennes des métaux dans les sédiments

	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Moyenne	0,13	1,38	3,2	-nd
Max	0,5	5,6	19,8	-
Min	0	1	0,1	-

Pour le plomb la concentration moyenne dans les différents sites est de 3,2 mg/kg les valeurs extrêmes sont de 19,8 mg/kg pour le maximal enregistrée dans le site S6 (Tiwilit) et minimal 0,1 mg/kg enregistrée dans les deux sites S5 et S10.

Alors que pour le cadmium, les résultats de l'analyse de ce métal au niveau des sites d'étude montrent que la moyenne est de 0,13 mg/kg alors que les valeurs extrêmes sont de 0,5 pour le maximum et 0,1 pour le minimum.

Pour le cuivre la concentration moyenne est de 1,38 mg/kg et les valeurs extrêmes sont 1 et 5,6 mg/kg, le mercure comme nous l'avons signalé précédemment n'a pas été détecté. La

figure 45 montre l'évolution de l'ensemble de métaux au niveau des sites d'étude.

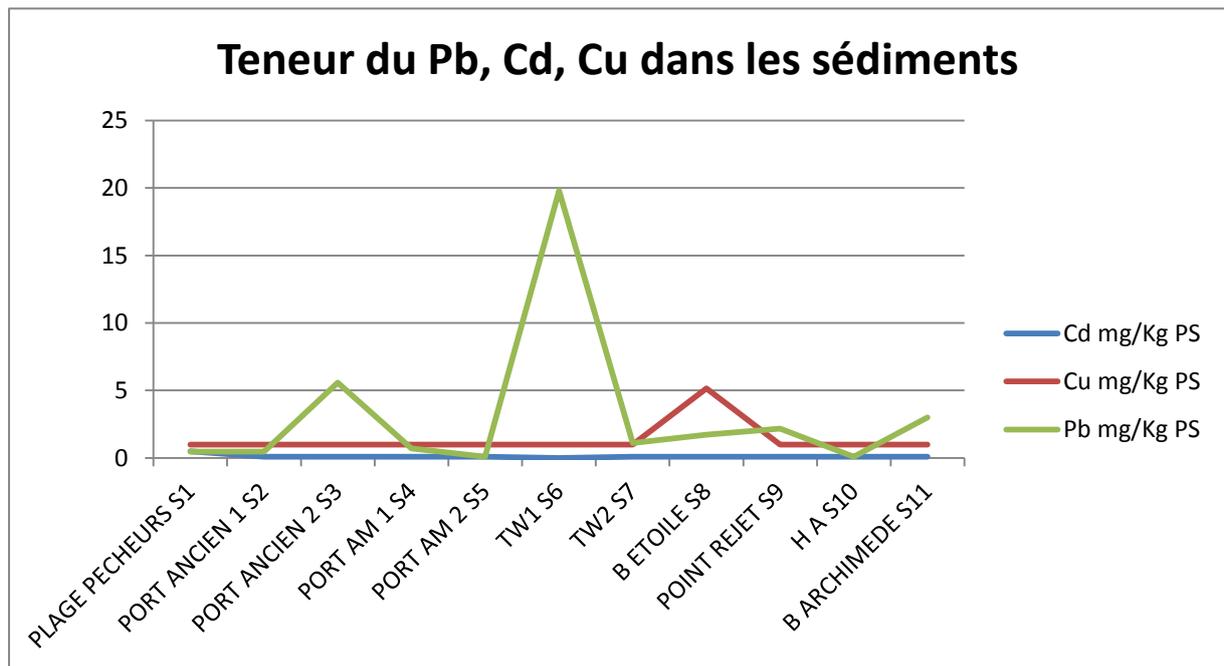


Figure 45 : Teneur du Pb, Cd, Cu dans les sédiments de quelques sites du littoral Mauritanien

Les résultats de notre étude au niveau des 11 sites sur le littoral mauritanien montrent une contamination métallique considérée comme faible pour le plomb avec des valeurs se situant en dessous des valeurs guides des teneurs métalliques proposées par RNO, selon qui les concentrations admises ne dépassent pas 0.15 µg/g de Cd, 30 µg/g de Pb, 30 µg/g de Cu. Ces valeurs représentent les concentrations considérées comme naturelles dans les sédiments côtiers. Ce pendant pour le cadmium, le taux global de ce métal dans les sédiments est loin d'être négligeable dans les sites étudiés comparés aux teneurs naturelles. D'après ces résultats, une surveillance efficace doit être faite par un suivi régulier de toute sorte de pollution métallique et en particulier pour le cadmium qui montre un taux assez élevé par rapport aux autres métaux.

CHAPITRE IV : DISCUSSION

Parmi les xénobiotiques environnementaux, les métaux lourds sont ceux qui peuvent avoir des conséquences sanitaires et écologiques les plus délétères. Bien qu'ils soient présents dans certains compartiments de l'environnement à l'état de trace, dans certaines situations, les pratiques anthropiques particulièrement industrielles peuvent être à l'origine de l'introduction dans les écosystèmes terrestres et aquatiques de quantités considérables de métaux lourds ayant un potentiel toxique important. Ainsi, ils peuvent se retrouver à des concentrations très élevées posant un problème ayant des répercussions sur la santé humaine (*Nriagu, 1989; Förstner et Wittmann, 1981; Long, 2000*). Le plomb, le cadmium et le mercure font partie de ces métaux les plus problématiques de l'environnement aquatique (*Haynes et Johnson, 2000 ; McPherson et Chapman, 2000 ; Hagopian-Schlekat et al, 2001*) et n'ont actuellement aucun rôle physiologique connu pour l'organisme (*Mason et Jenkins, 1995*). De nombreuses études ont montré qu'en milieu aquatique, les métaux sont généralement concentrés au niveau des sédiments exposant les espèces benthiques et sont souvent remobilisés dans la colonne d'eau exposant les organismes pélagiques. (*Chapman et al, 1998; Lee et Jones, 1982 ; Fichet et al, 1998 ; Matthiessen et al, 1998*). La consommation de ces organismes benthiques et pélagiques peut donc constituer un risque potentiel d'intoxication chronique chez les consommateurs de ces produits.

Le littoral mauritanien bien que recevant une quantité relativement négligeable de rejets comparativement à ceux des pays industrialisés, pourrait représenter un réceptacle de ces polluants et favoriser la contamination des sujets qui fréquentent la zone. Cette situation risque de poser un problème de santé publique, c'est pourquoi un contrôle constant de la qualité de la production marine destinée à la consommation locale ainsi qu'à l'exportation est donc plus que nécessaire. Ce travail s'inscrit dans cette démarche en proposant de déterminer le niveau de contamination par ces métaux lourds des organismes marins (poissons et mollusques) et des sédiments du littoral mauritanien.

Quatre espèces *Sardinella aurita*, *Pagrus caeruleostictus*, *Argyrosomus regius* et, *Mugil capurrii* de consommation courante et des sédiments récents ont été prélevés pour cette étude où les différents éléments ci-après ont été recherchés et analysés : mercure, plomb, cadmium et cuivre.

IV.1.MERCURE (Hg)

La présence du mercure dans l'alimentation humaine et plus particulièrement dans les produits de la pêche, représente un risque potentiel pour l'homme. Ainsi, selon *Hannez* (1968), la part de contamination, liée aux denrées halieutiques, est plus importante que la part des autres aliments de la chaîne alimentaire. Alors que la toxicité du Hg dépend de sa forme chimique et de la dose absorbée par l'organisme, les valeurs de contamination actuellement disponibles sont fondées sur des teneurs exprimées en mercure total (HgT). En conséquence, le calcul de l'exposition au méthylmercure (MeHg) repose sur une hypothèse simplificatrice qui considère que le pourcentage moyen de Hg présent sous forme méthylée dans la chair des poissons est égal à 84 % du HgT, avec une variation de 15% autour de cette valeur entre les différentes espèces et, au sein de ces dernières, selon les zones de pêche (*AFSSA* 2002). Néanmoins, cette hypothèse fut remise en cause en 2004 par des études menées au Japon et au Canada car leurs résultats montrent que le MeHg peut représenter une part moindre dans la teneur totale en Hg chez certains poissons (*Ministère japonais de la santé* 2003, *Dabeka et al*, 2004, *Forsyth et al*, 2004). Par conséquent, la mise au point de méthodes de spéciation du Hg dans ces matrices alimentaires est nécessaire afin d'améliorer la sécurité sanitaire des aliments destinés à l'homme. Le terme « D'analyse de spéciation » est défini comme l'ensemble des activités analytiques d'identification et/ou de dosage des quantités d'une ou plusieurs espèces chimiques d'un même élément dans un échantillon. L'apport de données sur les différentes espèces mercurielles, en complément des teneurs en HgT, permettra aux agences gouvernementales d'émettre de nouvelles valeurs toxicologiques de référence (VTR) et des recommandations alimentaires plus précises (*Commission du Codex Alimentarius* 2005).

IV.1.1 MERCURE DANS LE POISSON

Les muscles des poissons et le foie sont les organes, qui présentent des propriétés accumulatrices des micropolluants (*Fekhaoui*, 1983; *Miller et al*, 1992; *Spenger et al*, 1992 *Mersch et al*, 1993).

La distribution, la localisation et la bioaccumulation des éléments métalliques dans les tissus ne se révèlent pas d'un mécanisme unique en effet, la quantité des métaux transférés dépend à la fois de l'irrigation de l'organe considéré et des capacités de fixation intracellulaire.

L'importance relative de ces deux paramètres détermine les organes cibles de bioaccumulation métallique (Boudou, 1982).

Les muscles et le foie sont les organes les plus primordiaux du point de vue toxicologique en raison de leur rôle clef dans les phénomènes de métabolisation et d'accumulation.

En traversant les parois intestinales ou branchiales, les métaux gagnent le courant sanguin où ils vont se fixer à l'intérieur des hématies, soit sur des protéines, particulièrement l'hémoglobine. Cependant plusieurs études ont montré que le sang ne représente pas le site privilégié d'accumulation des métaux (Delache et Ribeyre, 1978; Boudou, 1982). Les métaux ainsi fixés sont transportés par le « flux sanguin ». Le transfert de ces éléments vers les tissus se fait essentiellement au dépend des érythrocytes. En général la fixation des métaux sur les molécules d'hémoglobine est labile (instable), expliquant ainsi la rapidité de la contamination de ces organes (Giblin et Massaro, 1975). Cependant, les teneurs enregistrées au niveau de ces organes sont le résultat d'un équilibre dans la prise dont l'importance est liée aux échanges entre le sang et les organes et l'élimination. L'augmentation des teneurs en métaux est due à une élimination plus lente que la prise.

Dans notre étude, la plupart des échantillons des muscles présentent des teneurs faibles en métaux chez les trois espèces de poissons.

Les concentrations moyennes en mercure retrouvées dans les muscles de nos échantillons ont été respectivement de 0,015 mg/kg, 0,060 mg/kg et 0,15 mg/kg pour *Sardinella aurita*, *Pagrus caeruleostictus* et *Argyrosomus regius*

Ces teneurs moyennes pour les trois espèces sont très largement inférieures à celle fixée par l'OMS et la CE, qui est de 0,5 mg/Kg du poids frais. Sont 3 fois moins chez *Argyrosomus*, 8 fois chez *Pagrus caeruleostictus* et 33 fois moins chez *Sardinella aurita*. Dans notre étude l'espèce *Argyrosomus regius*, apparaît comme celle qui a beaucoup plus bioaccumulé de mercure, les teneurs trouvées dans cette espèce sont 2,5 fois plus importantes que celle rencontrées chez *Pagrus caeruleostictus* et dix fois plus que celles trouvées chez *Sardinella aurita*. Ces différences de concentration pourraient être expliquées par des facteurs liés à l'âge, à la taille ou au régime alimentaire. En effet l'aptitude à concentrer le mercure est la résultante des interspécificités au niveau des poissons. Aussi qu'ils soient pélagiques ou benthiques (Jernelov et Lann, 1971), lagunaires, marins ou d'eau douce (UNESCO, 2002), gras ou maigres, fixes ou mobiles, jeunes ou âgés, (Cross, 1973) omnivores, planctophages ou

ichtyophages (Aubert et al., 1973), les poissons ne concentrent pas le mercure de façon similaire.

Il est généralement et normalement constaté que plus on remonte dans la chaîne alimentaire, plus la concentration du métal augmente. Ce qui est logique, en tenant compte de la biomagnification qui se manifeste dans cette situation. Pour les espèces étudiées, le niveau trophique où elles se trouvent, pourrait expliquer la faiblesse des teneurs en mercure trouvées dans ces organismes. En effet, les poissons, dont *Sardinella aurita* se nourrissent d'algues et de planctons (Nieland, (1980)). La faible teneur en mercure pourrait aussi s'expliquer par l'absence d'une pollution anthropique importante au niveau des zones côtières mauritaniennes. Toujours chez *Sardinella aurita*, les teneurs ont été voisines dans un lieu de pêche déterminé. Ceci semble indiquer qu'une même espèce vivant dans le même milieu accumule le mercure d'une manière similaire. Par contre les teneurs ont été relativement élevées, sans pour autant atteindre les teneurs critiques, au niveau des petits prédateurs *Argyrosomus regius*, *Pagrus caeruleostictus*, (Biney et al, (1995)).

Niang, (2008) trouve dans des sardinelles prélevées dans les côtes mauritaniennes des teneurs (0,0671 mg/Kg) similaires à celles que nous avons retrouvées comme teneurs maximales (0,065mg/Kg). D'autres résultats (0,161±16 mg/kg) trouvés par Koffi et al, (2006) pour la sardine dans le littoral d'Abidjan étaient deux fois supérieures à nos teneurs maximales cette différence peut s'expliquer par la variabilité du niveau de pollution, en effet, la ville d'Abidjan est la capitale économique de la Côte d'Ivoire où sont concentrées toutes les activités industrielles. Par ailleurs, des études sur *Sardinella aurita* réalisées en Méditerranée par Ennoury et al, (2008) montrent une concentration en mercure égale à $0,1 \pm 0,05 \mu\text{g/g}$ dans les muscles de cette espèce, ce qui est 7 fois supérieures à celles trouvées dans notre étude (0,015 mg/kg). La forte concentration industrielle dans les pays bordant la Méditerranée pourrait expliquer l'ampleur de la bioaccumulation du mercure par cette espèce. Pour *Pagrus caeruleostictus* des résultats deux fois supérieures à ceux de notre étude ont été trouvés par Kouamé et al, (2007) qui a rapporté une concentration en mercure dans la dorade (Sparidae) égale à 0,158 mg/kg en Côte d'Ivoire. Le même auteur a trouvé dans le Pageot qui appartient lui aussi à la famille de Sparidae une concentration presque deux fois plus importante que celle trouvée dans notre étude. Pour *Argyrosomus regius*, les études de Niang en (2008) ont trouvé une concentration de 0,2057mg/Kg dans les muscles de cette espèce prélevée dans la Côte mauritannienne. Ces résultats correspondent aux teneurs maximales décrites dans notre étude pour la même espèce (0,286 mg/kg). D'autres résultats similaires aux nôtres ont été

rapportés par *Koffi et al*, (2006) pour *Pseudotolithus* (ombrine) qui appartient à la même famille *Scianenidae*, auquel appartient *Argyrosomus regius*, ce dernier auteur a trouvé des concentrations égales à 0,155 mg /kg de poids frais dans le littoral ivoirien, ce qui est tout à fait similaire à nos résultats.

La remarque la plus importante tirée de ces résultats est que les teneurs ont été presque stables pendant la période du prélèvement pour toutes les espèces, sauf pour la Courbine qui fait exception. Cette espèce n'a été prélevée que dans une période de trois mois : juin, juillet, septembre pendant laquelle nous avons observé une baisse en juillet de la teneur en mercure ce qui pourrait s'expliquer par la nature des espèces prélevées durant ce mois. Pour comprendre cette situation, il est à rappeler que le nombre prélevé durant ce mois est de six échantillons dont cinq ont un poids moyen très bas de l'ordre d'un kilogramme. Cependant, les espèces prélevées en juin et septembre étant de grand poids (poids moyen 28 kg), il a été observé une différence considérable en teneur de mercure de ces espèces. Ces résultats pourraient néanmoins constituer un risque étant donné que les concentrations de mercure dans certains poissons peuvent être suffisamment élevées pour nuire à la santé humaine (*MC.Michael et Butler*, 2005).

Ces résultats ont permis de déterminer l'apport des poissons en mercure chez les consommateurs et le danger éventuel dû à l'ingestion de ces produits halieutiques contaminés légèrement par le mercure.

Estimation de l'apport en mercure :

L'apport en mercure a été estimé à partir des données de la consommation de poisson de l'Institut Mauritanien de Recherche Océanographique et des Pêches, *IMROP*, (2002). Selon ce dernier, la quantité de poisson consommée est de 21 g/jour/personne. L'apport en mercure sera calculé selon la formule suivante (*OMS*, 2003) :

$$\text{Apport en mercure} = T_{\mu\text{g}} \times C$$

$T_{\mu\text{g}}$: teneur en mercure retrouvée dans l'aliment ($\mu\text{g}/\text{Kg}$)

C : consommation alimentaire quotidienne de l'individu (kg/jour)

Donc l'apport en mercure selon notre étude est égale à :

$$75 \mu\text{g} \times 0,021\text{kg} = 1,575 \mu\text{g} \text{ par jour donc par semaine l'apport sera de, } 11,025 \mu\text{g}$$

Ces valeurs sont au moins 29 fois inférieures à la dose hebdomadaire tolérable (DHTP) préconisée par le comité mixte *FAO/OMS* (300 $\mu\text{g}/\text{semaine}$) qui prend en compte les enfants et les nourrissons. En effet, elles sont de 70 $\mu\text{g}/\text{semaine}$ en France, 217 $\mu\text{g}/\text{semaine}$ en

Allemagne, 5 à 14 µg/semaine aux Pays Bas, 14-21 µg/semaine en Grande Bretagne et 95 µg/semaine en Belgique. (OMS, 1989 ; Boisset, 1996). Ce qui montre le niveau tres bas de la contamination des poissons du littoral mauritanien.

Par ailleurs, l'apport en mercure d'un sujet qui ne consomme essentiellement que du poisson a été estimé à partir de la consommation alimentaire quotidienne d'un Africain adulte. Cette consommation est égale à 1018,1 g/j selon l'OMS, (2003).

L'apport hebdomadaire en mercure calculé selon la formule précédente, sera de 534,45 µg, ce qui correspond à 1,7 fois la valeur de la DHTP. Certaines habitudes alimentaires, en particulier chez les populations lagunaires de la Mauritanie, peuvent les exposer à la toxicité du mercure.

IV.1.2 MERCURE DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES

Les fruits de mer sont une alimentation à surveiller pour trois raisons principales : d'une part, ce sont d'excellents capteurs de polluants, y compris les métaux d'autre part, la concentration se fixe sur les organes d'assimilation tels que l'équivalent de du foie et du rein qui sont précisément ce que l'homme mange.

Tous les coquillages n'accumulent pas les polluants de façons identiques. On distingue trois facteurs principaux.

- Les variations inter et intra espèces, la longueur de leurs appareils digestifs favorisent un temps de rétention plus élevé. De plus les huitres accumulent trois fois plus le cadmium que les moules.

- Les variations saisonnières

- Les conditions en milieux marins en particuliers la température, l'oxygène dissous, et la turbidité qui agissent sur la filtration des coquillages.

Il s'avère que les bivalves sont des produits de la mer les plus susceptibles de concentrer les polluants.

Il apparait donc pertinent de faire les analyses sanitaires sur les espèces de mollusques bivalves. Les moules en particulier ont une faibles capacité à bio transformer les substances chimiques, elles sont donc de bon indicateurs, *Pasquelles*, (1992).

Lorsque le métal est intégré à partir de l'eau de mer ou du plancton contaminé, ce sont les organes concernés par l'ingestion, la digestion et l'excrétion, les branchies, la glande digestive et le rein qui fixent le plus de métal et le plus rapidement. Les tissus musculaires (pied, muscle adducteur et manteau) le fixent également, mais beaucoup plus lentement. Les

différences de possibilité de fixation entre les deux catégories d'organes (tissus non musculaires et musculaires) s'expliquent par des différences dans la nature et la stabilité des biocomplexes formés (Frazier, 1979 ; Cossa et Lassus, 1989; Serra et al, 1999 ; Géret et al, 2002).

L'absorption peut se faire au niveau de la branchie ou du tube digestif, ou à la surface du manteau. La voie privilégiée est relative à la forme chimique sous laquelle le métal est présent dans le milieu. Après avoir traversé la membrane, les métaux se retrouvent dans l'hémolymphe associés aux protéines circulantes et aux hémocytes, (Simkiss et al, 1982). Ces derniers se concentrent sur les organes d'assimilation (équivalents foie et reins), qui sont précisément ce que l'homme mange. Ils accumulent surtout le cadmium et dans une moindre mesure le plomb, mais peu de mercure. Ainsi, le suivi de la contamination côtière par les métaux, au moyen du bivalve est de pratique courante dans de nombreux programmes de surveillance à travers le monde. Pour ces considérations cela nous avons dosé les teneurs de 3 métaux lourds (Plomb, mercure, cadmium) dans la chair de moules *Perna perna* *Donax rugosus* et *C.gigas* récoltées à partir de divers sites du littoral mauritanien et à différentes périodes de l'année, afin de déterminer l'implication des divers rejets (industriels, urbains) sur la qualité des eaux mauritanienne.

IV.1.2.1.MERCURE DANS *DONAX RUGOSUS*

Les résultats de l'analyse des échantillons de cette espèce, avec une teneur moyenne de $0,013 \pm 0,022$ mg /kg de poids frais, ont montré que les teneurs en mercure ont été inférieures à la limite critique fixée par l'OMS qui est de 0,5 mg /kg de poids frais. Comparativement aux résultats obtenus par Marchand et al (2010) dans les moules (mollusques bivalves) qui révèlent une concentration moyenne de 0,15 mg/kg de poids sec, les teneurs que nous avons obtenues sont deux fois plus faibles, ce qui peut être expliqué par la différence de l'espèce et le site de prélèvement.

En tenant compte du paramètre saisonnier, il apparaît que les teneurs retrouvées pendant la saison froide dans *Donax rugosus* sont plus élevées (0,016 mg/kg), avec un pic pendant le mois de février. Alors que dans la saison chaude, la teneur moyenne a été de (0,008) mg/kg de poids frais ce qui reflète une diminution importante allant jusqu'à la moitié. La différence de biodisponibilité des composants mercuriels selon la température et la salinité pourraient expliquer cette baisse. La saison chaude correspondant à la saison des pluies serait un moment où les eaux qui arrivent vont réduire la salinité par exemple, et induire par conséquent une diminution de la biodisponibilité du mercure. De nombreuses études montrent une compétition qui existe entre les ions Hg^{++} , Ca^{++} , Na^+ et les métaux traces.

Une augmentation de la salinité entraîne une libération importante des métaux toxiques liés au sédiment. *Eggleton et al*,(2000).

IV.1.2.2. MERCURE DANS MOULE (*P.PERNA*)

Le choix de la moule Africaine *Perna perna* nous a paru judicieux à cause de son écologie mais aussi de son système de filtration qui lui permet de concentrer les polluants chimiques. car c'est une espèce bio-indicatrice qui se fixe aux substrats solides. Elle présente aussi l'intérêt d'être un important filtreur d'eau et donc susceptible d'accumuler d'importantes quantités de polluants contenus dans l'eau de mer. . Les moules en particulier ont une faibles capacité à bio transformer les substances chimiques, elles sont donc de bon indicateurs de ce qui est réellement présent dans l'eau

Elle nous renseigne donc sur la salubrité aussi bien du milieu que des produits halieutiques.

L'analyse de tous les échantillons de cette espèce a montré que les teneurs du mercure ont été faibles sont loin de la limite fixée par l'OMS (0,5 mg/kg de poids frais), les valeurs extrêmes ont été de 0,014 mg/kg et 0,0047 mg/kg avec une moyenne de (0,008 mg /kg de poids frais.) Ces résultats sont presque similaires à ceux obtenus par *Z.sidoumou* (1999) qui a trouvé, une valeur égale à 0,05 µg/g de poids sec chez la même espèce dans la côte Atlantique de Nouadhibou ce qui est proche des teneurs maximales qui ont été retrouvées dans notre étude.

Marchand et al (2009) dans une étude de la qualité du milieu marin littoral effectuée sur les moules a donné des résultats en mercure égale à $0,12 \pm 0,00$ mg/kg de poids sec équivalant à 0,024 mg/kg de poids humide ce qui est plus important que nos résultats ce qui peut s'expliquer par la différence de la zone d'étude, car la forte concentration industrielle dans les pays bordant la méditerranée peut expliquer l' augmentation de la bioaccumulation du mercure par les moules qui ont une faibles capacité à bio transformer les substances chimiques.

Dardige (1999) a trouvé des résultats en mercure compris entre 0,01 et 0,06 µg/g de pois sec chez la même espèce lors d'une étude des polluants chimiques dans les moules (*Perna perna*) prélevées au niveau de la baie du Lévrier dans le littoral de Noudhibou,ce qui est tout à fait similaire à nos résultats.

Dans une étude de la contamination par les métaux lourds de la zone industrialoportuaire du Golfe de Annaba à l'aide de biomarqueurs en Algérie réalisée par *Bourhane, et al* ,(2013),des concentrations de (0,16 à 0,02)mg/kg en mercure ont été trouvées dans la moule *Perna perna*, ce qui est plus important que nos résultats cela peut s'expliquer par la pollution de la

zone d'étude qui se situe à proximité de l'embouchure de l'oued Seybouse et de l'ensemble des rejets industriels et urbains de toute la plaine de la ville d'Annaba.

L'étude de la variation de la teneur selon le site de prélèvement a montré qu'au niveau de la Baie de l'étoile, la bioaccumulation est plus importante, cette dernière est située à proximité de la ville de Nouadhibou qui regroupe un nombre important d'usines industrielles à savoir : les usines de congélation de conserverie et des farines de poissons qui déversent les eaux usées dans la mer, ajoutons à cela la présence de trois ports parmi lesquels le port minéralier de la société National Industrielle et minière (SNIM), faisant de ce site la plus contaminée.

Le Comeca vient en seconde position. Finalement la baie d'Archimède, est le site où la bioaccumulation est la plus faible. Cela peut s'expliquer par la position géographique de cette dernière qui se situe à trente kilomètres de la ville de Nouadhibou avec un accès difficile nécessitant de traverser les dunes de sable et les roches qui l'entourent. Cette situation pourrait être un facteur suffisant pour réduire la pollution anthropique.

IV.1.2.3. Mercure dans HUITRE *C.GIGAS*

Les résultats d'analyse du mercure au niveau des huitres *C.gigas* prélevées durant l'année 2012 ont montré qu'aucun échantillon n'a présenté une valeur en deçà des limites réglementaires fixées par l'OMS. La teneur moyenne du mercure, égale à $0,0068 \pm 0,0015$ mg/kg de poids frais avec des valeurs extrêmes de 0,009 et 0,0046 mg/kg. *Sidoumou et al* (1999) a obtenu dans la même espèce prélevée dans les côtes de la Mauritanie une concentration de $(0,03 \pm 0,01)$ µg/g de poids sec, ce qui est équivalent à 0,006 mg/kg de poids frais. Dans une étude de la qualité du milieu marin littoral réalisée par le *Marchand et al*, (2009) sur les huitres les résultats en mercure trouvés ont été de $0,2 \pm 0,01$. Ces teneurs sont considérées très importantes par rapport à nos résultats, ce qui peut s'expliquer par la différence de la zone d'étude. Car la forte concentration industrielle dans les pays bordant la méditerranée peut expliquer cette augmentation de la bioaccumulation du mercure par cette espèce. L'analyse comparative de la même espèce durant la période (mai 2013-avril 2014) donne une moyenne de $0,0088 \pm 0,002$ mg/kg de poids frais avec des valeurs extrêmes (0,0138-0,004 mg/kg) ce qui signifie une légère augmentation par rapport à l'année 2012.

Cette variabilité annuelle des teneurs en Hg peut être due à différents facteurs d'origine urbaines et industrielles, car la récolte des échantillons a été fait pour une grande partie au Baie d'Etoile qui se situe à quelques kilomètres de la ville de Nouadhibou qui connaît depuis ces dernières années un développement démographique très important après la désignation de cette dernière comme une zone libre en plus c'est la capitale économique de la Mauritanie

d'où se multiplient les agglomérations urbaines, et industrielles en particulier les usines de congélation, de conserverie et des farines de poissons. N'oublions pas aussi que cette ville regroupe trois ports qui sont le port minéralier de la société Nationale industrielle et minière SNIM à Cansado pour l'exportation du fer, le port de pêche industrielle de Nouadhibou et le port de pêche artisanal sachant que la pollution métallique d'un site est liée aux activités qui ont cours dans cette eau. Ainsi, les estuaires, les ports, les zones industrielles sont les sources potentielles de pollution mercurielle (Alizeu, 1976).

L'analyse de tous les échantillons de poissons et mollusques bivalves (n =262) a montré qu'ils n'ont pas été fortement contaminés par le mercure.

Pour toutes les espèces de poisson la teneur la plus élevée a été de 0,15mg/kg trouvée dans *Argyrosomus regius* et la teneur minimale est de 0,015 mg/kg trouvée dans la *Sardinella aurita*. Pour les mollusques bivalves, les analyses ont montré que tous les mollusques présentent des niveaux de contamination conformes à la réglementation en vigueur, en dessous du maximum de 0,5 mg /kg. L'ordre général de la bioaccumulation des métaux analysés dans les muscles des différentes espèces de poisson a été comme suit *Argyrosomus regius*, *Pagrus caeruleostictus*, *Sardinella aurita* et pour les mollusques bivalves *Donax rugosus*, la moule Africaine *Perna perna* et les huitres *c.gigas* et. Ces résultats montrent une faible teneur du mercure dans les produits halieutiques du littoral Mauritanien, ce qui peut s'expliquer par l'absence d'une pollution importante.

IV.2. LE CADMIUM (Cd)

La présence du cadmium dans l'eau et son adsorption sur les sédiments ou sur les suspensions solides ou son assimilation avec la nourriture contaminées (c'est le cas de des prédateurs), conduit à sa bio-accumulation dans les poissons et les coquillages, sa bioconcentration dans les organismes aquatiques est très variable selon les espèces considérées. ainsi pour les poissons d'eau de mer, des valeurs de facteurs de bioconcentration dans le muscle variant de 5 à 2040 ont été rapportées. chez les mollusques, ces taux sont généralement supérieurs à mille. (Afssa, 2003)

IV.2.1 CADMIUM DANS LES POISSONS

IV.2.1.1. CADMIUM DANS *SARDINELLA AURITA*

Des échantillons de *Sardinella Aurita* collectés au marché du poisson à la plage de pêcheurs à Nouakchott, il n'a été retrouvé que des teneurs qui oscillent entre 0,0004 et 0,014 mg/kg avec un moyenne en cadmium de l'ordre de 0,0058 mg/kg de poids frais. Ces valeurs demeurent très faibles. Elles n'ont pas dépassé les normes qui sont établies et sont aussi sensiblement identiques à celles qui sont décrites par *Ennouri et al*, (2008) et *ELMorhit*, (2012). Ces auteurs trouvent respectivement une concentration de 0,017 mg/kg de poids frais dans le muscle de cette espèce pêchée dans le golf de Tunis et une concentration de 0,08 mg/kg de poids frais dans la côte Atlantique marocaine dans la sardine ; *Diop et al*, (2016) ont trouvé dans les muscle de *Sardinella aurita* la (sardinelle) ronde prélevée dans le littoral du Sénégal (Saint Louis) des teneurs égale à $0,02 \pm 0,0061$ mg/kg de poids frais , la même étude a trouvé des concentrations de 0,0153 mg/kg de poids frais dans la même espèce collectée à Rufisque ce qui est tout à fait similaire à nos résultats. *Benamar* (2006) a repéré des teneurs en cadmium dans *S.aurita* égale à $0,019 \pm 0,08$ mg/kg cequi rejoint aussi nos résultats. Il semble également exister des variabilités dans les teneurs de cadmium dans cette espèce. En effet les analyses effectuées dans la baie d'Oran dans les côtes algériennes montrent aussi bien des variabilités liées au cycle de reproduction, *Benamar et al*, (2010).Le même auteur a repéré des teneurs de $0,019 \pm 0,08$ mg/kg de poids frais dans *S.aurita*. Dans notre étude, nous avons trouvé des variabilités selon le genre. Cependant, bien que nos résultats révèlent une différence significative selon le genre avec une concentration en cadmium plus importante chez la femelle à 0,05 mg/kg), toutes les valeurs trouvées confirment que le cadmium ne s'est pas accumulé dans les poissons. Nos résultats vont dans le sens que ce métal ne s'accumule pas d'une manière importante dans les poissons étudiés.

IV.2.1.2. CADMIUM DANS *MUGIL CAPURRII*

L'analyse des échantillons de *Mugil capurrii* (mulet noir) a révélé une teneur moyenne en cadmium qui est de 0,0155 mg/kg de poids frais avec des valeurs extrêmes comprises entre 0,0291 mg/kg et 0,005 mg/kg. Des résultats toujours rapportés par *EL Morhit et al*, (2012) à partir de ses investigations réalisées dans les côtes atlantiques marocaines sur le mulet jaune montrent des teneurs de $0,02 \pm 0,03$ mg/kg de poids frais. Ce qui rejoint nos résultats, par contre *Niang*, (2008) a trouvé une teneur de 0,0027 mg/kg de poids frais dans la même espèce dans les côtes Atlantiques de la Mauritanie ce qui est beaucoup plus faible. *Bouhadiba*, (2010) a trouvé dans les muscles de *Mugil Cephalus* prélevée dans la Baie de Beni Saf en Algérie des teneurs en cadmium égales à $0,013 \pm 0,02$ ce qui est similaire à nos résultats.

Patrizia et al, (2003) ont obtenues dans les muscles de *Liza aurata* du Lac Ganzirri, des concentrations en Cadmium qui oscillent entre (0,03-0,09 µg/g de poids frais ce qui est en concordance avec nos teneurs maximales. *Bourhane et al*, (2013) dans une étude de la contamination par les métaux lourds de la zone industrialoportuaire du golfe de Annaba, en Algérie à l'aide de bio-indicateurs a trouvé des teneurs en Cadmium dans *Mugil cephalus* égale à 4,38 mg.kg de poids sec équivalant à 0,876 mg/kg de poids fraîche ce qui est beaucoup plus important que nos résultats. Cette différence de bioaccumulation du cadmium chez cette espèce pourrait s'expliquer par la différence de la zone d'étude car cette dernière est située à proximité de l'embouchure de ou tous les rejets industriels et urbains de toute la ville d'Annaba sont déversés ; *Katemo et al*, (2010) a trouvé des concentrations du cadmium oscillent entre (0,017-0,143) mg/kg dans des espèces de poissons pêchées dans le bassin de la Lufira supérieure en République Démocratique du Congo ce qui concorde avec nos résultats. Nous constatons que la concentration ne varie ni avec le poids ni avec la taille, cependant le genre pourrait contribuer à la variabilité de la concentration : les femelles cumulent la plus grande concentration. A partir de nos résultats, il apparaît que les mulets pêchés des côtes du Littoral Mauritanien ne présentent aucun risque pour la santé.

D'après les résultats de la concentration du cadmium dans les deux espèces nous avons constaté que *Mugil capurrii* bioaccumule presque trois fois plus que *Sardinella aurita* ce qui peut s'expliquer par la différence de taille et le régime alimentaire car *Sardinella aurita* se nourrit des algues et les planctons alors que les Mugils sont des limivores c'est à dire qu'ils avalent la vase et la tamisent grâce à un appareil branchial développé pour en extraire les particules organiques. Ils se nourrissent également d'algues et de petits organismes sur les

fonds rocheux. Ces résultats concordent avec ceux de la littérature qui trouvent que *Sardinella aurita* ne bioaccumule pas fortement le cadmium, alors que *Mugil capurrii* est un bioaccumulateur avéré.

IV.2.2. CADMIUM DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES

IV.2.2.1. CADMIUM DANS *DONAX RUGOSUS*

Les résultats de l'analyse du cadmium chez *Donax rugosus*, montrent que la concentration moyenne du cadmium est de $0,15 \pm 0,14$ mg/kg de poids frais les valeurs sont 0,55 mg/kg pour le maximum et 0,04 pour le minimum, Ces teneurs observées sont largement en deçà du seuil de 1mg/kg de poids frais fixé par l'OMS et adopté par plusieurs pays. Ces résultats ont montré une faible contamination de cette espèce qui est considérée comme étant un excellent bioindicateur de pollution des eaux par le cadmium. Nos valeurs sont similaires à celles obtenues par Sidoumou, (1992), qui trouve des concentrations variant entre 0,5 et 1,2 µg/g de poids sec. Romio et al (1988) trouvent dans *D.tunculus* dans la côte Atlantique de Mauritanie des teneurs de 0,5-0,7 µg/g. Ce qui montre que ces mollusques qui vivent dans les eaux du littoral mauritanien ne représentent pas un risque pour la santé jusqu'à présent.

Ayade,(2009) a trouvé des concentrations de $0,114 \pm 0,121$ mg/kg dans *D.sargus* prélevé en Oran (Algérie) ce qui est tout à fait similaire à nos résultats) ; Usero et al,(2005) ont obtenu des concentrations de 0,195 mg/kg de poids frais dans *D.tunculus* en Espagne (côte Atlantique) ce qui concorde avec nos résultats ; D'autres résultats obtenus par Beldi et al (2006) à partir d'investigations réalisées dans les côtes méditerranéennes en Algérie dans le *donax trunculus* oscillent entre 0,12 et 0,25 mg/kg de poids frais ce qui est en concordance avec nos résultats ; Chouba et al (2006) a trouvé des teneurs dans *Ruditapes decussantus* prélevé dans la côte Méditerranéen en Tunisie égale à 0,2 mg/kg de poids frais, ce qui concorde avec nos résultats.

IV.2.2.2. CADMIUM DANS LA MOULE *PERNA-PRNA*

Cette espèce est également un excellent filtreur, elle est considérée comme un bioindicateur pour évaluer la pollution du milieu aquatique dans lequel elle évolue. Les résultats de l'analyse ont montré que la teneur moyenne du cadmium, de $0,36 \pm 0,3$ mg/kg, est trois fois inférieure au seuil fixé par la réglementation nationale équivalente à celle de l'OMS

(1mg /kg) de poids frais. Les valeurs extrêmes sont (0,07-1,17) ; *Sidoumou et al* (1999) ont trouvé une concentration égale à 5,54 mg /kg de poids sec pour la même espèce dans la côte Atlantique de la Mauritanie ce qui est équivalent à (1,108 mg/kg) de poids humide similaire à nos résultats ; *Laglaoui, et al*, (2008) dans une étude d'évaluation de la contamination des moules du littoral Méditerranéen par les métaux lourds ont obtenu des teneurs en Cadmium qui oscillent entre 0,011-0,02 mg/kg de poids frais. Ce qui est beaucoup inférieure aussi à nos résultats ; *Boudjellal, et al*, (1998) ont obtenu des teneurs en Cadmium de $0,37 \pm 0,15$ mg/kg de poids sec équivalent à 0,074 mg/kg de poids frais chez la moule *Mytilus galloprovincialis* d'un milieu lagunaire : (lac mellah) en Algérie ce qui est toujours inférieur à nos résultats.

Cette différence de teneurs peut être attribuée à un upwelling intense qui emmènerait en surface une partie des eaux charriées par le Courant des Canaries riche en Cadmium. *Martin et al*, (1976) et *Brulande* (1983) observent que le profil de cadmium dissous est corrélé à celui des phosphates dissous dans les eaux océaniques. Une des particularités des eaux de la région étudiée est la richesse en phosphate dissous particulièrement due à la présence de gisements importants de phosphates non loin du site d'étude.

Dans notre étude, il a été remarqué qu'il existait un léger dépassement (0,17mg/kg) au niveau d'un seul individu collecté au Baie d'Etoile qui reçoit une quantité non négligeable de polluants car, cette dernière est située à proximité de la ville de Nouadhibou qui regroupe un nombre important d'usines industrielles à savoir : les usines de congélation de conserverie et des farines de poissons qui déversent les eaux usées dans la mer, ajoutons à cela la présence de trois ports parmi lesquels le port minéralier de la société National Industrielle et minière (SNIM).

Contrairement aux autres espèces, *Perna perna* est sensible à la toxicité du cadmium, *Ming et al* (2013) c'est pourquoi, une attention particulière doit être apportée à la préservation de la qualité des eaux marines de la Mauritanie, si nous voulons protéger non seulement la santé des populations consommatrices, mais aussi celle des moules *Perna perna*.

IV.3. LE PLOMB (Pb)

La consommation de poissons frais et de moules contribue de manière plus importante à l'apport alimentaire en plomb qu'à celui en cadmium .cette constatation s'applique encore plus particulièrement aux produits de la mer en conserve Sardines ex surtout lorsqu'ils sont conditionnés en boites soudées.

IV.3.1. PLOMB DANS LES POISSONS

IV.3.1.1. POMB DANS *SARDINELLA AURITA*

Dans notre étude nous avons trouvé une concentration moyenne en plomb de $0,019 \pm 0,009$ mg/kg de poids frais, les valeurs extrêmes sont (0,03-0,002) mg/kg. Des résultats supérieurs à ceux obtenus dans des études ont été trouvés par *Ennouri et al*, (2008) qui a rapporté des concentrations de 0,1 mg/kg de poids frais pour la même espèce dans le Golfe de Tunis. Cette différence peut être expliquée par la forte pollution qui résulte des pays bordant la Méditerranée, car les mers semi-fermées comme la Méditerranée sont d'autant plus sensibles à la pollution que le rapport longueur des côtes sur surface de la mer est grand et que le renouvellement des masses d'eaux est moins rapide. *Bellan et Peres*, (1994) ; *Diop et al*, (2016) a trouvé dans les muscle de *Sardinella aurita* la (sardinelle ronde) prélevée dans le littoral de Saint Louis (Sénégal) des teneurs égale à $0,0064 \pm 0,0009$ mg/kg de poids frais le même auteur a discerné des concentrations de $0,0063 \pm 0,0007$ à Rufisque (littoral de Dakar) mg/kg de poids frais ce qui est plus important que nos résultats ; *Elmorhit et al* (2012) a aperçu des teneurs en plomb dans la Sardine *pilchardus* pêché dans l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) égales à 0,55 mg/kg ce qui est beaucoup plus élevé par rapport à nos résultats cette grande différence est à mettre en relation avec les apports d'eaux usées de la ville de Larache qui se déversent dans l'une des stations de prélèvement. En effet, cuivre, Plomb, Zinc et Fer sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain.

DeCleck et al, (1984) lors d'une étude de la teneur en métaux lourds dans quelques espèces de poissons dans les eaux côtières Belges a repéré des teneurs en plomb dans les espèces étudiées égales à 0,03 et 0,04 mg/kg poids frais respectivement pour le Cabillaud et le flet ce qui est similaires à notre teneur maximale ; *Yoassao et al* (2011) à partir d'une étude d'évaluation de la bioaccumulation du plomb dans les espèces de poissons dans des eaux

côtières du Bénin cet auteur a obtenu des teneurs qui oscillent entre 0,025 et 0,075 mg/kg ce qui est en concordance avec nos résultats.

Ces résultats sont toujours inférieurs au seuil fixé par l'OMS et la CE, (1,5 mg/kg de poids frais pour les mollusques bivalves et 0,3 mg/kg de poids frais pour les poissons).

IV.3.1.2. BLOMB DANS *MUGIL CAPURRII*

La concentration moyenne du plomb dans *Mugil capurrii* (mulet noir) est de $0,041 \pm 0,03$ mg/kg de poids frais, les valeurs extrême sont de 0,095-0,006. *Ilhem Katata*, (2008) a trouvé des concentration de 0,007 mg/kg de poids frais dans le mulet *Liza aurata* (golfe de Gabès) ce qui est presque égal à notre résultats min ; *Elmorhite et al* (2012) a aperçu des concentrations de 0,13 mg/kg de poids frais dans *Liza ramada* pêché à l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) ce qui est plus important que nos résultats. Cette dissemblance peut être justifiée par apports important des eaux usées de la ville de Larache qui se déversent dans la station de prélèvement ; *Bourhane et al*,(2013) dans une étude de la contamination par les métaux lourds de la zone industrialoportuaire du golfe de Annaba, en Algérie à l'aide de bio-indicateurs ont trouvé des teneurs en plomb chez *Mugil cephalus* égales à 8,45 mg.kg de poids sec équivalant à 1,685 mg/kg de poids fraîche ce qui est beaucoup plus important que nos résultats cette différence peut s'expliquer par la différence de la zone d'étude car cette dernière est située à proximité de l'embouchure de l'oued Seybouse et de l'ensemble des rejets industriels et urbains de toute la plaine de la ville d'Annaba.

Nous constatons que la concentration ne varie ni avec le poids ni avec la taille, cependant le sexe contribue dans la variation de la concentration car les femelles cumulent la plus grande concentration.

D'après les résultats de la concentration en plomb dans les deux espèces nous constatons que *Mugil capurrii* cumule la plus grande concentration presque deux fois celle de *Sardinella aurita* ce qui peut s'expliquer par la différence de taille et le régime alimentaire car *Sardinella aurita* se nourrit des algues et des planctons alors que les Mugils (mulet) sont des limivores c'est à dire qu'ils avalent la vase et la tamisent grâce à un appareil branchial développé pour en extraire les particules organiques. Ils broutent également les algues et les petits organismes sur les fonds rocheux.

IV.3.2. PLOMB DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES

Les résultats d'analyse de tous les échantillons de *Donax rugosus* montrent une concentration moyenne en plomb de $(0,1545 \pm 0,26)$ mg/kg de poids frais, les valeurs extrême sont (0,8410-

0,004) cette teneur reste très inférieure au seuil fixé par l'OMS et adopté par beaucoup des pays (1,5 mg/kg) de poids frais. Valeurs qui sont dans le même ordre de grandeur sont observées par Özden (2009), avec 0,57 mg/kg dans *D trunculus* en Turquie dans la mer de Marmara et de Drif et Cherif, (2010) avec des teneurs variant de 0,5 à 3 mg/kg de poids sec. Couba et al (2006) a noté des teneurs en plomb de 0,14 mg/kg dans *R. decussatus* ce qui est tout à fait similaire avec nos résultats.

Pour la *Perna perna* l'analyse de tous les échantillons donne une concentration moyenne en plomb de $0,09 \pm 0,05$ mg/kg de poids frais, la valeur maximale est de 0,18 mg/kg de poids frais. Résultats concordant avec ceux obtenus par Niang, (2008) qui trouve une concentration de (0,586) mg/kg de poids sec équivalant à 0,11 mg/kg de poids frais dans les moules dans la côte de Nouadhibou (Mauritanie) ; Cependant Taleb, (2007) a trouvé des concentrations en plomb de 1,48 ppm en pois sec (0,296 mg/kg) de poids frais) dans la moule *Mytilus galloprovincialis* port d'Oran en Algérie ce qui est le double de notre concentration moyenne que nous avons trouvé dans notre étude. Cette variabilité pourrait s'expliquer par la différence liée à l'espèce et le lieu de prélèvement. Les concentrations dans les eaux du port devraient certainement être plus importantes que celles de nos site de prélèvement. Ce qui est fort encourageant ; Laglaoui, et al, (2008) dans une étude d'évaluation de la contamination des moules du littoral Méditerranéen par les métaux lourds ont obtenu des teneurs en plomb égale à 0,085 mg/kg de poids frais. Ce qui correspond à nos résultats moyens ;

Bourhane et al, (2013) a repéré des concentrations en plomb dans les moules collectées dans la zone industrialoportuaire du golfe de Annaba qui oscillent entre (1,67-2,68) mg/kg de poids sec équivalant à (0,33-0,536) de poids frais ce taux est deux fois supérieur à nos résultats maximaux, , la différence peut s'expliquer par la différence de l'espèce et le lieu de prélèvement, car les zones portuaires sont connues pour leur pollution élevée en métaux traces ;. Diagne et al (2013) a repéré des concentrations en plomb de (211 µg/g) de poids sec ce qui vaut (42,2 mg/kg de poids frais dans des moule *Mytilus gallo provincialis* collectées dans le littoral de la Baie de Hann ce qui est beaucoup plus important que nos résultats. Cette différence peut se justifier par la diversité de la zone, car la baie Hann est limité à l'Est par le département de Dakar et le canal d'évacuation des eaux usées du port. A la pollution causée par le vidange des cargos dans cette zone, viennent s'ajouter les déchets de 80% du potentiel industriel du Sénégal présent dans la Baie, dont les raffineries qui rejettent directement les déchets dans la mer,. Elle abrite également un quai de pêche où sont débarqués des produits de la mer. Les résultats obtenus selon notre étude sont inférieurs au seuil critique fixé par l'OMS (1,5mg/kg) de poids frais.

Avec l'huitre l'analyse de tous les échantillons donnent une concentration moyenne en plomb de $0,122 \pm 0,076$ mg/kg de poids frais, les valeurs extrêmes sont de (0,3342-0,0324) de poids frais, *Marchand et al*, (2010) ont trouvé des concentrations en plomb dans les huitres égale à 1,4 mg/kg de poids sec équivalant à 0,28 mg/kg de poids frais, concordant avec les résultats de notre étude ; *Kamilo et al* (2014) ont enregistré des concentrations dans l'huitre *Crassostrea gasar* égales à 0,83 mg/kg dans le littoral Togolais. Cette concentration est beaucoup plus intéressante que nos résultats, on peut justifier cette différence par la spécificité du site de prélèvement, car au Togo, l'exploitation des phosphates de Hahotoe et de Kpogamé (très concentrés en éléments traces métalliques) à ciel ouvert dans le bassin du Lac Togo depuis 1962, libère dans la région de ces éléments traces *Gnandi*, (1998).

Cette pollution métallique due à l'exploitation des phosphates à laquelle pourrait s'ajouter celle due aux déchets ménagers, aux intrants agricoles, ainsi que celle d'origine tellurique (érosion des sols et des roches du bassin).

IV.4. LES SEDIMENTS

Les franges côtières sont généralement fortement urbanisées et industrialisées, par conséquent, soumises à des rejets en métaux lourds d'origine anthropique parfois importants. *Guillem et*, (1988). Les mers et les océans reçoivent aujourd'hui des volumes importants en polluants comme les métaux lourds et les pesticides à partir de multiples sources tels que les rejets industriels et les rejets d'eaux usées *Maamri*, (2001).

Nous avons pu déterminer la teneur de quelques métaux lourds (plomb, cadmium, cuivre et mercure) dans les sédiments du littoral Mauritanien. Seul le mercure parmi l'ensemble de ces métaux n'a pas été détecté alors que les autres métaux présentent des concentrations différentes d'un site à l'autre.

IV.4.1. LE CUIVRE (CU)

Les teneurs en cuivre (Cu) relevées dans tous les sites d'étude montrent une valeur maximale qui est de 5,16 mg/kg dans la baie Etoile alors que dans les autres sites les concentrations sont voisines ne dépassent pas 1 mg/kg, la teneur moyenne étant de $1,38 \pm 1,25$ mg/kg ; *Elmorhit* (2012) a trouvé des résultats de 4.042 mg/kg dans les sédiments du littoral de Laâyoune au Maroc ce qui est proche de la valeur maximale trouvée à la Baie Etoile. Des résultats plus élevés 11 ± 3 µg/g ont été rapportés par *Abighanem*,(2008) dans la baie de Akkar dans les côtes libanaises. Cette variabilité peut être due à la différence de zone d'étude, car cette dernière site de prélèvement se situe en face de village qilaïat, une zone épargnée

d'activités anthropiques importantes notamment, les activités agricoles vu son emplacement stratégique. Etant donné qu'elle est entourée par deux fleuves Nahr Oustouène au Nord et Nahr El Aarqa au Sud.

. *ELmorhite et al*, (2008) lors d'une étude sur l'impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) a repéré des teneurs moyennes en cuivre (22,84) mg/kg ce qui est beaucoup plus élevé que nos résultats cette grande différence est à mettre en relation avec les apports d'eaux usées de la ville de Larache qui se déversent dans l'une des stations de prélèvement. En effet, Cu, Pb, Zn et Fe sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain.

Diop, (2014) a mentionné des concentrations de cuivre plus importantes que celles de notre étude ($12.94 \pm 3,79$) mg/kg dans le littoral dakarois au niveau du site (Cambéréne) résultant des volumes très importants des eaux usées urbaines que reçoit ce site.

En effet, tous les sites de prélèvement présentent des teneurs très faibles ne dépassant pas 30 $\mu\text{g/g}$ qui représentent les teneurs considérées comme teneurs naturelles dans les sédiments selon *RNO*, (1995). Ce qui montre qu'il n'y a pas de contamination importante en cuivre de nos sites d'étude.

Le profil longitudinal montre que la teneur la plus élevée est obtenue dans le site baie de l'Etoile. qui reçoit une quantité non négligeable de polluants car elle est située à proximité de la ville de Nouadhibou (Capital économique de la Mauritanie) qui regroupe un nombre important d'usines industrielles (usines de congélation de conserverie et des farines de poissons qui déversent les eaux usées dans la mer. A cela s'ajoute la présence de trois ports parmi lesquels le port minéralier de la société National Industrielle et minière (SNIM) pour exporter les gisements de fer, le port de commerce et de pêche industrielle et port de pêche artisanal. Ainsi la présence des navires dans la rade de Nouadhibou risque d'entraîner des pollutions provoquées par le rejet en mer de l'huile de vidange ou autres produits polluants.

IV.4.2. LE PLOMB (Pb)

La concentration moyenne du Plomb dans les différents sites est de $3,2 \pm 5,74$ mg/kg. Les teneurs relevées dans les sédiments du littoral Mauritanien au niveau de 11 sites oscillent entre 0,1 et 19,8 mg/kg de poids sec, la teneur maximale est enregistrée dans le site S6 (Tiwilit)..Une concentration de 5,58 mg/kg a été repérée au niveau du site S3 (port ancien de Nouakchott) ; *Diop*,(2014) lors d'une étude de la contamination, de la spéciation et de la

biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal, a trouvé des concentrations en plomb égales à $2,83 \pm 212$ mg/kg dans le littoral dakarais (Cambéréne), ce qui est en concordance avec nos résultats. Des concentrations en plomb relevées dans les sédiments de l'Oued Oum R'bia estuaire marocain par *Kaimoussi, (1996)* oscillent entre 2,7 et 35,7), ce qui est en concordance avec nos résultats.

Des résultats similaires aux nos résultats ont été trouvés par *Elmorhit (2012)* dans le sédiment du littoral Atlantique de Laâyoune au Maroc, qui a rapporté des concentrations de 2.5 mg/kg, de même que *Abighanem (2008)* dans la baie de Akkar qui a rapporté des teneurs de 6,2 à 15, 8 mg/kg ce qui concorde avec nos résultats ; Dans une étude effectuée par *Ayah et al, (2012)* au Sud du Togo pour évaluer la contamination des sédiments par les métaux lourds, cet auteur a noté des concentrations en plomb égales à 19,61 mg/kg ce qui est similaire à nos résultats maximaux, (19,8) mg/kg.

Le profil longitudinal montre que la teneur la plus élevée est obtenue dans la station S6 (tiwilit1). Ceci est lié à l'importance des agglomérations urbaines dans cette zone notons que ce site regroupe un nombre très important de campements de pêcheurs pratiquant des activités de pêche qui se situent juste à côté de la plage depuis plusieurs décennies. Ce qui engendre par conséquent une pollution anthropique importante en mettant en évidence l'utilisation du plomb dans les filets de pêche grâce à son poids élevé. Ajoutons la présence des ateliers de maintenance mécanique des moteurs de pirogues existants à proximité du lieu de prélèvement. En plus de cela cette concentration élevée du Pb semble être liée en partie au grand trafic routier (route principale) qui relie les deux grandes villes du pays Nouakchott et Nouadhibou qui passe à proximité du site. Sachant que le plomb, utilisé précédemment comme antidétonant dans les carburants des moteurs des véhicules, est libéré directement dans l'atmosphère par les pots d'échappement. La contamination est directe par les retombées atmosphériques ou indirecte après lessivage des routes par les eaux pluviales (*Conor 1980, Goody et al. 1995*). De plus le niveau de la mer est le même que celui du sol ce qui favorise la pollution des sédiments.

IV.4.3. LE CADMIUM (Cd).

Les teneurs du cadmium relevées dans les sédiments du littoral mauritanien au niveau des 11 sites montrent une valeur maximale de 0,50 mg /kg enregistrée dans le site S1 (plage de pêcheur). Alors que dans les autres sites les teneurs enregistrées sont proches et ne dépassent pas 0,1 mg/kg de poids sec. La moyenne de concentration pour tous les sites est de $0,13 \pm$

0,13 mg /kg de poids sec ; Des résultats similaires à ceux de notre étude ont été obtenus par *Diagne et al*, (2013) et *Diop* (2014) qui ont enregistré respectivement une concentration de 0,5 µg/g à la plage de Soumbédioune, (lieu de débarquement des produits halieutiques qui reçoit les eaux usées provenant du canal Ouest de la Medina.) et de 0,18 mg/kg à Camberéne durant une étude d'évaluation de la contamination métallique des sédiments marins au niveau des côtes de la région de Dakar (Sénégal) ce qui est en adéquation avec nos résultats maximums.

D'autres concentrations similaires à nos résultats maximaux sont obtenues par *Elmorhit* (2012) dans la côte Atlantique de laâyoune au Maroc qui a rapporté une concentration maximale de 0,5 mg/kg de poids sec. *Abighanem* (2008) dans la baie d'Akka (côtés libanaises) a repéré une concentration de 0,14 µg/g, ce qui est en concordance avec nos résultats.

Des résultats beaucoup plus importants ont été repérés par *Ayah et al* (2012) dans le littoral Togolais (Kpémé), ce dernier a mentionné des teneurs moyennes en cadmium qui oscillent entre 14,26 et 21,44 mg/kg.

Cette très grande différence entre les teneurs peut être expliquée par la différence de site de prélèvement, car l'existence d'une grande usine de phosphate à Kpémé qui rejette les déchets issus du traitement du phosphate brut (d'un volume d'environ 40 % du minerai brut) directement dans la mer, ce qui est suffisant pour expliquer cette disparité. Car beaucoup d'auteurs signalent que le profil de cadmium dissous est corrélé à celui des phosphates dissous dans les eaux océaniques (*Martin et al*, 1976) ; *Brulande* 1983).

Le profil longitudinal montre que la teneur la plus élevée (0,5) est obtenue dans le site S1 Ceci est lié à l'importance des agglomérations industrielles (usines de congélation, de conserverie et des farines de poissons), les activités de pêche, qui datent de plus de 60 ans et l'existence de nombreux ateliers de maintenance mécanique dans cette localité en plus de l'exploitation du sable dans ce site. Ajoutons à cela que la Plage de pêcheurs est située à proximité de la grande ville de Nouakchott, qui regroupe le plus grand nombre des activités industrielles et près d'un tiers de la population générale sont rassemblé dans la seule région côtière de Nouakchott. Rappelons que la plage de pêcheurs se situe au voisinage de deux grands ports (port ancien de Nouakchott et port de l'amitié) au-delà de ça un nombre très importants de familles viennent en fin de semaine, y apprécier la sérénité du site.

CONCLUSION GENERALE

Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industrialisés, en raison de leurs développements industriels plus importants, et spécialement à la suite d'accidents dus à une pollution par le cadmium en Suède et le mercure au Japon (maladie de Minamata de 1949 à 1965). Bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans la plupart des pays africains, on y observe une prise de conscience croissante sur la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude qui avait pour objet de contribuer à l'évaluation de la pollution métallique du littoral Mauritanien par un suivi spatio-temporel, des teneurs des métaux lourds cadmium, plomb, mercure, et cuivre dans les sédiments, les mollusques bivalves et les poissons. En effet, les mollusques bivalves ont été choisis car ils jouent le rôle de filtres sédentaires et sont donc efficaces pour estimer l'état de pollution d'une zone donnée. Les poissons ont été analysés pour déterminer leur niveau de contamination par les métaux lourds ciblés. Le choix des sédiments se justifie parce qu'ils servent d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Les dépôts sédimentaires marins et littoraux constituent un filtre pour les polluants et deviennent ainsi les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus.

En effet, au terme de cette étude nous avons tenté de dresser un bilan de la contamination du littoral mauritanien par quatre métaux (Pb, Cd, Cu et Hg). Pour ceci nous avons choisi deux supports analytiques.

□ Un support biologique, représenté par les poissons, et les mollusques bivalves qui permet d'estimer la fraction bio disponible en métaux dans le milieu, en plus, les teneurs obtenues sont intégrées dans le temps et mettent en évidence la contamination moyenne récente du site d'étude.

□ Un support géologique représenté par les sédiments.

L'étude de la contamination de la faune ichthyologique du littoral mauritanien par les métaux lourds (Mercure, Plomb, Cadmium), par l'analyse et le suivi de ces 3 éléments dans les muscles de quatre espèces de poissons à savoir: *Sardinella aurita*, *Pagrus Caeruleostictus*..... *Argyrosomus regius*, *Mugil capiri* et trois mollusques

bivalves témoigne de la présence d'un taux très faible de micropolluants chez les espèces prélevées.

Dans cette étude, les concentrations moyennes en mercure dans les muscles des échantillons analysés sont de: (0,015 mg/kg), (0,06 mg/kg) et (0,15 mg/kg) respectivement pour *Sardinella aurita*, *Pagrus caeruleostictus* *Argyrosomus regius*, la concentration moyenne pour les trois espèces (0,075mg/kg) est sept fois inférieure à la teneur fixée par l'OMS et la CE qui est de 0,5mg/Kg du poids frais.

Pour la variabilité interspécifique, les différentes analyses effectuées montrent qu'*Argyrosomus regius* présente les teneurs les plus élevées, presque deux fois plus que celle de la *Pagrus Caeruleostictus* et presque dix fois plus que celle de *Sardinella aurita*. On constate que plus on remonte dans la chaîne alimentaire, plus la concentration du métal augmente. Cela explique la faiblesse des teneurs en mercure au niveau des poissons qui se nourrissent des algues et des planctons (*Sardinella* ...). Ces teneurs sont relativement élevées (sans s'approcher des teneurs critiques) au niveau des petits prédateurs *Pagrus caeruleostictus* et *Argyrosomus regius*.

Au niveau des mollusques bivalves, les concentrations moyennes en mercure sont de 0,0136 mg/kg, 0,008 mg/kg et 0,0078 mg/kg respectivement pour *Donax rugosus*, et la moule *perna perna* et *Crassostrea .gigas*. Ces analyses ont montré que tous les mollusques présentent des niveaux de contamination conformes à la réglementation en vigueur, en dessous du maximum de 0,5 mg /kg de poids frais. Ces résultats montrent une faible teneur du mercure dans les produits halieutiques du littoral Mauritanien, ce qui peut s'expliquer par l'absence d'une pollution importante.

Les résultats obtenus après l'analyse de 60 échantillons de poissons et 33 échantillons de mollusques bivalves montrent que les concentrations moyennes du Cadmium pour les poissons sont : 0,0058 mg/kg de poids frais, 0,016 mg/kg de poids frais respectivement pour *Sardinella aurita* et *Mugil capiirri* ce dernier donc cumule une concentration deux fois plus élevée que celle de la *Sardinella*. Alors que pour les mollusques bivalves, les moules sont considérées comme l'espèce qui cumule la teneur la plus élevée en cadmium (0,36 mg/kg du poids frais) parmi les mollusques bivalves tandis que les *Donax* ont la concentration la plus faibles 0,15 mg/kg de poids frais, presque la moitié de celle de la moule Africaine *Perna perna*.

La concentration moyenne en plomb est de 0,019 mg/kg de poids frais pour *Sardinella aurita*, alors que *Mugil capurrii* cumule la concentration la plus importante, presque le double de

celle de la *Sardinella aurita* (0,041 mg/kg). Pour les mollusques bivalves, nous avons constaté que *donax est* l'espèce qui cumule les teneurs les plus élevées en Plomb (0,15 mg/kg du poids frais) parmi toutes les espèces de mollusques étudiées, suivis par le *C.gigas* (0,122 mg/kg) tandis que la moule *Perna perna* cumule les teneurs les plus faibles (0,09 mg/kg).

Cet ordre pourrait être attribué à l'absorption, au métabolisme et à la détoxification des métaux dans ces animaux. En comparant les teneurs métalliques trouvées dans les espèces de poissons étudiées avec celles trouvées chez la même espèce ou chez d'autres pêchées dans différentes zones de la Méditerranée, on remarque qu'elles sont en général plus faibles, ce qui tendrait à montrer une moindre contamination. La même constatation s'applique pour les mollusques bivalves. En effet, ces derniers ont des concentrations relativement faibles par rapport à ceux collectés dans d'autres régions.

Dans le cas du sédiment, les concentrations sont de l'ordre de $3,2\pm 5,74$, $0,13\pm 0,13$ et $1,38$ mg/kg respectivement pour le plomb et le cadmium et le Cuivre alors que le mercure était sous le seuil de détection. Ces teneurs sont beaucoup plus faibles que celles considérées comme naturelles : (0,19 µg/g pour le Cadmium, et 11 µg/g pour le plomb) de poids sec.

Cette étude portée sur le dosage de quelques métaux lourds (Mercure, Plomb, cuivre et Cadmium) par S.A.A dans les sédiments et certains produits halieutiques du littoral mauritanien à savoir les mollusques bivalves et les poissons pendant une période de deux ans (février 2012 à mars 2014), effectué sur un nombre de 322 a montré que les teneurs des métaux lourds sont relativement faibles dans les espèces étudiées et dépassent rarement les seuils toxiques sauf pour le cas du Cadmium. Ce phénomène a été également constaté dans les sédiments.

Ce faible taux de métaux dans les produits halieutiques peut s'expliquer par l'absence d'une pollution anthropique importante. Néanmoins, la multiplication des usines, l'accroissement démographique des villes côtières et surtout le manque cruel de station d'épuration risquent d'engendrer une pollution de ce littoral à long terme.

Il devient donc nécessaire d'instaurer un programme de contrôle et de surveillance continus des différentes sources de pollution et de leur effet sur l'environnement, en obligeant les divers industriels existant à se doter de système de traitement de leurs eaux résiduelles, ainsi que le recyclage et la réutilisation des déchets.

Cette stratégie de protection de l'environnement doit s'appuyer sur une réglementation nationale et une volonté de l'appliquer par l'élaboration de lois et de normes nationales régissant les rejets d'origine industrielle et urbaine et la qualité du milieu récepteur.

Enfin, il faudrait prévoir la construction des stations d'épurations qui constituent la seule réponse possible et nécessaire contre la dégradation de ce milieu.

Dans le but de compléter cette étude sur la contamination métallique du littoral mauritanien d'autres travaux peuvent être envisagés en considérant une approche analytique susceptible d'accroître la compréhension des phénomènes toxicologiques globaux notamment :

- L'étude de la contamination de certains éléments biologiques appartenant à différents niveaux trophiques et ceci permettra de suivre l'évolution horizontale et verticale de cette contamination.
- L'analyse expérimentale des transferts existants au sein des réseaux trophiques peut être menée sur des modèles écotoxicologiques plus ou moins complexes (chaîne trophique, micro-écosystème...).
- L'étude de spéciation de différentes formes de répartition des métaux à l'échelle de l'écosystème et à l'échelle cellulaire.
- L'étude des effets toxicologiques (histologique et biochimique) et l'identification des mécanismes de détoxification par certaines protéines (les métallothionéines).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

-Abada-Boudjema Y-M., 1996. Cinétique, croissance, production et composition biochimique de deux bivalves mytilidés, *Perna perna* (L.) et *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) du littoral algérois. Thèse : Paris (Muséum National Hist. nat. Paris)

Abada-Boudjema Y-M. et Dauvin J-C., 1995. Recruitment and life-span of two natural mussel populations *Perna perna* (Linnaeus) and *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck) from the Algerian coast. *J. Moll. Stud.*, **61**: 467-481.

Abi ghanem C. , 2008, " speciation" des trois éléments trace mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières libanaises. Thèse : Chimie analytique : Paris (Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement-agro Paris Tech)

Albers J.W., Kallenbach L.R. , Fine L.J. et al., 1988. Neurological abnormalities associated with remote occupational elemental mercury exposure. *Ann Neurol*, **24** : 651-659.

Alloway B. J., 1990. *Heavy metals in soils*.- Londres: Blackie & Son Ltd.

Alizeu C., Michel P., et Thibaud Y., 1976. Presence de micropolluants dans les mollusques littoraux. *Sces et peche, Bull inst-peche maritime* (276).

Amyot M, Mierle G, Lean D. et McQueen DJ ,1997. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. *Geochim. Cosmochim. Act.*, **61** (5) : 975-987 3):135-165

Amyot M, Southworth G, Lindberg SE. et al,2004. Formation and evasion of dissolved gaseous mercury in large enclosures amended with 200HgCl₂. *Atmos. Environ.*, **38** (26):4279-4289

Aramini J. M., Hiraoki T., Ke Yet al., 1995. Cadmium-113 NMR studies of bovine and human alpha-lactalbumin and equine lysozyme. *Journal of biochemistry*, **117**: 623-628.

Arfi R.,1985.Variabilité inter-annuelle d'un indice d'intensité des remontées d'eau dans le secteur du CapBlanc.*Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, **42** :1978

AFSSA, 2003. Le cadmium programme "mortalité et morbidité de des maladies d'origine alimentaire " -volet toxicologique –contaminants chimiques et risques alimentaires en France , document de travail.-Paris : FSSA.

AFSSA, 2002 Saisine n° 2002-SA-0014 relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à L'exposition au mercure des femmes enceintes et allaitantes et des jeunes enfants.
Paris :AFSSA

Asonye C.C., Okoline N.P., Okenwa E.E. et Iwuanyanwu U.G., 2007. Some physicochemic characteristics and heavy metal profiles of Nigerian rivers, streams and waterways, *African Journal of Biotechnology*, **6**(5): 617-624.

Aubert M., Petit L. Bareli M. et Donnier B., 1973. Transfert de polluants métalliques au consommateur terrestre a partir du milieu marin. 2eme partie, Monographie: polluants chimiques de la mer, Tome XXX. *Rev. Inter. Oceanogr. Med.*, 39-59.

Ayah..M, Bawa.L M, Djaneye-Boundjou, G, Doni.S.K. et Nambo.P, 2012 : Spéciation du cadmium, du chrome, du cuivre et du plomb dans les sédiments des déchets de phosphate de Kpémé (Sud-Togo), *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **6**, (1): 479-492,

Ayade, 2009 cité par Bouhadiba C.S, 2010 Evaluation de concentrations de quatre métaux lourds (pb,cd,cu,zn) chez le mulot (*Mugil cephalus* linné 1758 pêché dans les Baies d'Oran et de Béni Saf. Mémoire : Magister : Biologie et pollution Marine, Université d'Oran ;(Algérie). 144 p

B

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols.- Paris : Ed. INRA.- 406p.

Balistrieri L. S. et Murray J. W, 1984. Marine scavenging : Trace metal adsorption by interfacial sediment from MANOP Site H. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **48** (5):

Ball L.K., Ball R. et Pratt R.D.,2001. An assessment of thimerosal use in childhood vaccines. *Pediatrics*,**107**:1147-1154.

Banamar, 2006, cité par Bouhadiba C.S, 2010 Evaluation de concentrations de quatre métaux lourds (pb,cd,cu,zn) chez le mulot (Mugil cephalus linné 1758 pêché dans les Baies d'Oran et de Béni Saf. Mémoire : Magister : Biologie et pollution Marine, Université d'Oran ;(Algérie). 144 p

BARBAULT R., 1997 - Ecologie générale structure et fonctionnement de la biosphère.- 4ème éd.- Paris : Masson.- 921-929.

Barkay T., Miller S.M. et Summers A.O., 2003. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. *FEMS Microbiol. Rev.*, **27** (2-3):355-384

Bakir F., Damluji S.F., Amin-Zaki L et al.,1973. Methylmercury poisoning in Iraq. *Science.*, **181**:230-241.

Barnabé G., 1985. Aquaculture :Volume 1.- Partie 2 – La culture des mollusques. Chap 1 – Reproduction contrôlée des mollusques bivalves. -Paris : Lavoisier Tec & Doc.- 521 p.

Bellair P.et Pomerol C., 1977. Eléments de géologie.-Paris:Armand Colin.- 528p.

Beldi, H., Gimbert, F., Maas, S., Scheifler, R., Soltani, N.,2006 Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusk *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria, *Afr. J. Agr. Res.*, **1**, pp: 85-90

Bengtsson G.et Picado F., 2008. Mercury sorption to sediments: Dependence on grain size, dissolved organic carbon, and suspended bacteria. *Chemosphere.*, **73** (4) : 526-531

Ben-Tuvia A .,1986. Mugilidae (1197-1204)In: Whitehead P.J.P.,Bauchot M-L.,Hureau J-c., Nielsen J., Tortones E., (eds.) Fish es of the North-eastern Atlantic and Mediterranean.vol.3.- Paris : Unesco.

Benamar N., Bouderbala M. et Boutiba Z., 2010. Evaluation de la concentration en cadmium d'un poisson pélagique commun, *Sardinella aurita*, dans la baie d'Oran. *Journal des Sciences Halieutique et Aquatique*, **1** :16-20

Benamar, 2006 cité par Bouhadiba C.S, 2010 Evaluation de concentrations de quatre métaux lourds (pb,cd,cu,zn) chez le mullet (*Mugil cephalus* linné 1758 pêché dans les Baies d'Oran et de Béni Saf. Mémoire : Magister : Biologie et pollution Marine, Université d'Oran ;(Algérie). 144 p

Bellan et J. M. Peres, La pollution des mers. 3ème édition, presses universitaires de France, collection que sais-je ? (1994) 127p

Bernard A. M., Roels H., Cardenas A. et Lauwerys R., 1990 - Assessment of urinary protein 1 and transferrin as early markers of cadmium nephrotoxicity. *Br J Ind Med*, **47** (8) : 559-565.

Bernardon M. et Vall M.O.M.,2004. Le Mulet en Mauritanie : biologie, écologie, pêche et aménagement .- Nouakchott : Fondation Internationale du banc d'Arguin-Programme Régional Conservation de la zone côtière et marine en Afrique de l'Ouest-Union Internationale pour la conservation de la Nature.- 54p

Biais G., 2002. Le maigre (*Argyrosomus regius*). La fiche du mois. *Les nouvelles de l'Ifremer*(42).

Billon G., 2001. *Géochimie des métaux et du soufre dans les sédiments des estuaires de la Seine et de l'Authie*. Thèse : Lille (Université de Lille).

Biney C., Amuzu A.T., Calamari D. et al., 1995. Revue de la pollution de l'environnement aquatique Africain. Etude de métaux lourds.-Rome: FAO. (Archives de document de la FAO, Département de Pêches)

Bismuth C., Baud F., Conso F. et al., 2000. Toxicologie clinique. - 5ème .- Paris : Flammarion *Médecine-Sciences*.

Bladter. J. H.S et Hunter J. R , 1982.The biologie of the clupeoid fishes . *Advances in Marine Biology*, **20**:1- 223.

Blanchard C., 2000. *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués*. Thèse : Science : Lyon (Institut National des Sciences Appliquées de Lyon).

Boisset M., 1996. Aspect épidémiologique de l'exposition au mercure et au méthylmercure de la population générale (99-112). In : Plomb, cadmium, mercure dans l'alimentation, évaluation du risque. Conseil supérieur d'hygiène publique de France, section de l'alimentation et de la nutrition. - Paris: Lavoisier

Bonnet C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse : Metz (Université de Metz).

Boudjellal B , Refes W Eddalia N Ounadi F Benchikh S Azzouz M, 1998, étude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) d'un milieu lagunaire : le lac mellah (el-kala/Algérie) *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **35**, 1998 236-237

Bouhadiba C.S, 2010 Evaluation de concentrations de quatre métaux lourds (pb,cd,cu,zn) chez le mullet (*Mugil cephalus* Linné 1758) pêché dans les Baies d'Oran et de Béni Saf. Mémoire : Magister : Biologie et pollution Marine, Université d'Oran ;(Algérie). 144 p

Bourhane Eddine Belabed, et al, 2013 étude de la contamination par les métaux lourds de la zone industrialoportuaire du golfe de Annaba, à l'aide de bio-indicateurs *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **40**, 2013, 239

Boutier B. et al, 2003. Variation des concentrations et des de cadmium dissous dans la Gironde, Poster IFRMER. - Paris : IFREMER

Boudou A., 1982 – Recherche en écotoxicologie expérimentale sur les processus de bioaccumulation et de transfert de diverses formes de mercure dans les systèmes aquatiques continentaux, Thèse Science : Bordeaux (Université de Bordeaux. 1).

Bruland, 1983, Cité par: Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M., Yves Siau et Romeo M., 1999. Etude des métaux lourds chez deux mollusques prélevés sur la côte mauritanienne, *Crassostrea Gigas* et *Perna perna*. J. Rech. Océanographique, **24**, (1): 13 - 18.

Burdige J.D., 2006. Geochemistry of marine sediments. oxford. – Princeton : Princeton university press. - 609 p.

Burton G.A, 1992. Sediment toxicity assessment.-Londres Lewis Publishers.- 211p.

Butler P.A. et Lowe J.I.,1978. Flowing sea water toxicity tests using oyster (*Crassostrea virginica*), (25-27) In : Bioassay Procedures for the Ocean Disposal Permit Program.

C

Cabral H. N. et Ohmert B., 2001. Diet of juvenile meager *Argyrosomus regius* within the tagus estary. *Cah. Biol. Mar.*, **42** : 289-293

Callender E., 2003. Heavy metals in the environment - Historical Trends, (67-106) In: Environmental Geochemistry (ed. B.S. Lollar) Vol. 9 *Treatise on Geochemistry* (eds. H.D. Holland and K.K. Turekian).- Oxford: Elsevier-Pergamon.

Chale F.M.M., 2002. Trace metal concentrations in water, sediments and fish tissue from Lake Tanganyika, Tanzania. *The Science of the Total Environment*, **299**: 115–121.

CATSIKI V. A. et CATSIELLERI CH., 1992 – Presence of chromium in p. nobles collected from a polluted area. *Fresenius envir.bull.*, **1**: 644-649.

Cavalleri A. et Gobba F., 1998. Reversible color vision loss in occupational exposure to metallic mercury. *Environ Res.*, **77**:173-177.

Cernichiari E., Brewer R., Myers G.J. et al., 1995. Monitoring methylmercury during pregnancy: maternal hair predicts fetal brain exposure. *Neurotoxicology.*, **16** : 705-710.

CE, 2006. Règlement (CE) N° 1881/2006 DE LA COMMISSION du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires J.O. L364/5 du 20.12.2006

Chakroun N. et Ktari M. H., 1981. le régime alimentaire des Scianidae (Poissons, Téléostéens) du Golfe de Tunis. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Océan. & Pêches Salammbô*, (11) : 69-80.

Chapman PM et Long ER., 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Mar Pollut Bull*, **14**:81-84.

Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G. et Allen H.E., 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can J fish Aquat Sci*, **55**:2212-2243.

Chen L., Lei L., Jin T., Nordberg M. et Nordberg G.F., 2006a - Plasma metallothionein antibody, urinary cadmium, and renal dysfunction in a Chinese type 2 diabetic population. *Diabetes Care*, **29** (12): 2682- 2687.

Chen L., Jin T., Huang B., Nordberg G. et Nordberg M., 2006b - Critical exposure level of cadmium for elevated urinary metallothionein--an occupational population study in China. *Toxicol Appl Pharmacol*, **215** (1): 93-99.

Chia K.S., Ong C.N., Ong H.Y. et Endo G. 1989 - Renal tubular function of workers exposed to low levels of cadmium. *Br J Ind Med*, **46**: 165-170.

Chizhikov D.M., 1966. Cadmium.-Londres: Pergamon Press.- 276 p.

Chouba, L., Mzoughi-Aguir, N., 2006. Les métaux traces (Cd, Pb, Hg) et les hydrocarbures totaux dans les sédiments superficiels de la frange côtière du Golfe de Gabès, *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, vol. no. 33, pp. 93-100, 2006.

Ciesielski H., Guérin-Lebourg A. et Proix A., 2007. Effets du pH sur l'extraction des éléments traces métalliques dans les sols. *Étude et Gestion des Sols*, **14** (1) : 7-30.

Claisse D., Joanny M. et Quintin J-Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin. *Analysis*, **20** : 19-22.

Clarkson TW, 2002. The three modern faces of mercury. *EnvironHealth Perspect*, **110** (Suppl1):11-23.

Clemens S., 2011 Spéciation du mercure dans les produits de la pêche par double dilution isotopique et chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse à plasma induit (GC-ICP-MS) Thèse : Physico-chimie analytique : Paris Tech (Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement - AgroParisTech)

Conor R. 1980. Metals contamination of food. Applied sciences publishers (Ed), London, 290 p.

Cooper D.C. et Morse J.W., 1998. Extractibility of metal sulfide minerals in acidic solutions: application to environmental studies of trace metal contamination within anoxic sediments. *Environ. Sci. Technol.*, **32**: 1076-1078.

Cossa D. et Fich A., 1999. Le dynamique du mercure –Fascicule programme Scientifique Seine- *Avant* (11).

Cossa D., Elbaz-poulnichet F., Gnassia-Barelli M. et Roméo M., 1993. Le Plomb en milieu marin, biogéochimie et écotoxicologie.-Paris : IFREMER.- 76p.

Cossa, D. (1985). Le cadmium et le mercure en milieu côtier : biogéochimie et utilisation du genre *Mytilus* comme indicateur quantitatif. Thèse de doctorat d'état ès Sciences Naturelles, 387 pp.

Cossa, D., et Lassus, P. (1989). Le cadmium en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. *Rapport Scientifique et Technique de IFREMER*, Paris n°16, 111 pp.

Covelli S., Faganeli J., Horvat M. et Brambati A., 1999. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea).

Cowan C.E., Zachara J.M. et Resch C.T., 1991. Cadmium adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements. *Environ. Sci. Technol.*, **25**: 437-446.

Cauwenberg P., Verdonck F. et Maes A., 1998. Flotation as a remediation technique for heavily polluted dredged material. 2. Characterisation of flotated fractions. *Science of The Total Environment*, **209** (2-3) : 121-131.

Cox C., Clarkson T.W., Marsh D.O et al.,1989. Dose-response analysis of infants prenatally exposed to methyl mercury: an application of a single compartment model to single-strand hair analysis. *Environ Res.*,**49**:318-332.

Cox C., Marsh D., Myers G. et Clarkson T.,1995. Analysis of data on delayed development from the 1971-72 outbreak of methylmercury poisoning in Iraq: assessment of influential points. *Neurotoxicology*, **16**:727-730.

Cramer K., Goyer R.A., Jagenburg R. et Wilson M.H.,1974. Renal ultrastructure, renal function, and parameters of lead toxicity in workers with different periods of lead exposure. *Br J Ind Med*, **31**:127.

Cromwell G.L., 1997.Copper as a nutrient for animals (177-202) . In: H.W. Richardson (eds), Handbook of copper compounds and applications. - New – York : Marcel Dekker Inc.Publisher

Cross F. A., Hardy L. H., Jones N. Y.et Barber R. T. 1973. Relation between total body weight and concentration of Mn, Fe, Cu, Zn,and Hg in white muscle of blue fi sh (Potamus saltatrix) and a bathyl-demersal fi sh (Antimora rostrata) *J.Fish.Res.Bd Can.*, **30**, 1287-1291.

CSRP, 2005.Projet d'appui à la gestion concertée des stocks de mulets, courbine et tassergal en Mauritanie et au Sénégal.- Dakar : UICN.- 56p.

Cury Ph. et Fontana A. ,1988. Compétition et stratégies démographiques comparées de deux espèces de sardinelles (*Sardinella aurita* et *Sardinella maderensis*) des côtes ouest africaines. *Aquat. Living Resour*, **1**: 165-180.

D

Dabeka R, McKenzie AD, Forsyth DS, et Conacher HBS 2004 Survey of total mercury in some edible fish and shellfish species collected in Canada in 2002. *Food Addit. Contam.* **21**: 434-440

Dah A., Girardin M. et Vall M., 1996.- Les poissons de la communauté des sparidés. *Bull .Cent.Natt .Rech. océanogre .Pêche, Nouadhibou*, **23** :99 -116

Dartige A.Y 1999 : Etude des polluants chimiques (**CU, Fe, Zn, Cd et Hg**) dans les moules (*Pernaperna*) prélevées au niveau de la baie de Lévrier Thèse :sciences :Nice (Université de Nice-Sophia Antipolis).

Delarche A. et Rebeyre F., 1978 – Chaîne trophique expérimentale en milieu limnique, thèse de 3ème cycle en sciences biologiques, *uni. Bordeaux i*, 265p.

Deschamps T., Benzaazoua M, Bussière B. Belem T. et Mbonimpa M., 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*, **7 (2)** : 1-11.

Day G. M., Hart B .T, McKelvie I. D. et R. Beckett, 1994. Adsorption of natural organic matter onto goethite. *Colloids and Surfaces A . Physicochemical and EngineeringAspects*, **89 (1)**: 1-13.

DE Grave N., 1981: Carcinogenic, teratogenic and mutagenic effets of cadmium. *Mut.* **86**,
Drif, F., Cherif, A., 2010. Trace Metals in the Mussel *Donax trunculus* Linnaeus 1758 from Urban and Industrial Contaminated Locations, *J. Appl. Sci. Res.*, **6** : 2063-2067

Decloitre F., 1998. La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure, en France. *Cah. Nutr. Diét.*, **33 (3)** :167-175.

DEclerck,et al,1984, La teneur en métaux lourds dans le cabillaud, le flet et la crevette des eaux côtières belges, *Revue de l'Agriculture no 4*, **37 (4)**1079-1086

Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S, Mustin C., et al., 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. -Paris : Tec & Doc.

Diagne I 1, Ndiaye M, Ndiaye B 1, DIOP A 1 et THIOM M, 2013. Evaluation de la contamination métallique des moules *Mytilus gallo provincialis* et des sédiments marins au niveau des côtes de la région de Dakar (Sénégal) *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **7** (2): 872-883

Dill C., Kuiken T., Zhang H. et Ensor M., 2006. Diurnal variation of dissolved gaseous mercury (DGM) levels in a southern reservoir lake (Tennessee, USA) in relation to solar radiation. *Sci. Total Environ.*, **357** (1-3):176-193

Diop,Ch 2014, Etude de contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : Evaluation de la toxicité potentielle. Thèse de Doctorat : Science de l'eau :Lille (*Université de Lille 1*)

Diop.M , Howsam M , Diop Ch , Cazier F, Goossens J F, Diouf A, Amara R ,2016: Spatial and seasonal variations of trace elements concentrations in liver and muscle of round Sardinelle (*Sardinella aurita*) and Senegalese sole (*Solea senegalensis*) along the Senegalese coast *Chemosphere* **144** 758-766

Drif F. et Cherif A.,2010. Trace Metals in the Mussel *Donax trunculus* Linnaeus 1758 from Urban and Industrial Contaminated Locations, *J. Appl. Sci. Res.*,**6** : 2063-2067

Dubrovin B., Mahfoud M.et Dedah S., 1991. La ZEE mauritanienne et son Environnement géographique géomorphologique et hydroclimatique. In : L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne *.Bull du centr.Rech.Océanogr.et des pêches Nouadhibou*, **23** 6-27

E

EFSA, 2009 - Scientific opinion: Cadmium in food Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (Question No EFSA-Q-2007-138). *EFSA J*, **980**: 1-139.

Eggleton J. et Thomas K. V., 2004. A review of factors affecting the release and

bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, **30** (7): 973-980.

El Morhit M., Fekhaoui M., EL abidi A. et Yahyaoui A., ,2012 contamination métallique des muscles de cinq espèces de poissons de l'estuaire du bas Loukkos (côte atlantique marocaine) *Science Lib Editions Mersenne*, **4** : 1-21

EL Morhit.M , Fekhaoui M, Serghini A EL Blidi S ,Abidi A , Bennaakam R Yahyaoui A et Jbilou M ,2008 :Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Terre, **30** : 39-47

Elinder C.G., Edling C., Lindberg E., Kagedal B. et Vesterberg O., 1985 - Beta 2-microglobulinuria among workers previously exposed to cadmium: follow-up and dose-response analyses. *Am. J. Ind. Med.*, **8**: 553- 564.

Ennouri R., Chouba L. et Kraiem M., 2008. Evaluation de la contamination chimique par les métaux traces (Cd, Pb, Hget Zn) du zooplancton et de la sardinelle (*Sardinella aurita*) dans le golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Techniques Mer de Salammbou.*, **35** : 87-94.

Enger M.D et al., 1979: Cadmium-induced alteration in RNA metabolism in culture of chinese hamster sensitive to and resistant to the cytopathic effect of cadmium. *J. Toxicol. Environ. Health* **5**: 711-728.

Ercal N., Gurer-Orhan H. et Aykin-Burns N., 2001. Toxic metals and oxidative stress part I: mechanisms involved in metal-induced oxidative damage. *Current topics in medicinal chemistry*, **1**: 529-539.

Evans D.W., 1977. Exchanges of manganese, iron, copper, and zinc between dissolved and particulate forms in the New Port River Estuary, North Carolina. Thèse: Oregon (Université d'Oregon State).

Evans H.L, Garman R.H et Weiss B.,1977. Methylmercury: exposure duration and regional distribution as determinants of neurotoxicity in nonhuman primates. *Toxicol Appl Pharmacol*, **41** : 15-33.

Everett C.J. et Frithsen I.L., 2008 . Association of urinary cadmium and myocardial infarction. *Environ Res*, **106** (2): 284-286.

Eum K.D., Lee M.S. et Paek D., 2008 - Cadmium in blood and hypertension. *Sci Total Environ*, **407** (1) : 147- 153.

F

Falter R, 1999. Experimental study on the unintentional abiotic methylation of inorganic mercury during analysis: Part 1: Localisation of the compounds effecting the abiotic mercury methylation. *Chemosphere.*, **39** (7) : 1051-1073

Fakayode S.O., 2005, Impact assessment of industrial effluent on water quality of the receiving Alaro River in Ibadan, Nigeria. *AJEAM-RAGEE*, **10** : 1-13.

FAO/ OMS .1991. Comite mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires *Quatorzieme rapport : Evaluation des additifs alimentaires (Reunions de la FAO sur la Nutrition, Rapport N° 48 ; Org. mond. Sante Ser. Rapp. techn., N° 462*

FAO/OMS ,2005,Commission de Codex Alimentarius, Programme mixte sur les normes alimentaires, comité du codex sur les additives alimentaires et les contaminants, 37° session, avril 2005.Rome :FAO

Fakhaoui FEM., 1983 – Toxicocinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome le cuivre et le zinc, Thèse de troisième cycle :Lyon (*université de Claude Bernard- Lyon*) 125p.

Figueiredo-Pereira M. E., Yakushin S. et Cohen G., 1998. Disruption of the intracellular sulfhydryl homeostasis by cadmium-induced oxidative stress leads to protein thiolation and ubiquitination in neuronal cells. *The Journal of biological chemistry*, **273**: 12703-12709.

Ficher R-W., Schneider M. et Bauchot M-L., 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche méditerranée et mer noire. Zone de pêche 37 –Révision 1:Végétaux et invertébrés. Publication préparée par le FAO. (Projet. GCP/JNT/422/EEC) Rome : FAO.- 317 p.

Fichet D., Radenac G., et Miramand P., 1998. Experimental studies of impacts of harbor sediments resuspension to marine invertebrates larvae : Bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn and toxicity. *Mar Pollut Bull*, **36** : 509-518.

Fitzgerald W.F., Lamborg C.H. et Hammerschmidt C.R., 2007. Marine biogeochemical cycling of mercury. *Chem. Rev.*, **107** (2) : 641-662

Flghett M.A. et al, 1983. Morphological and cytoskeletal modifications induced by cadmium in cultured cells. *StrbiSassari.*, **63** 261.

Fisher W., Bianchi G. et Scott W. B., 1981. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Atlantique Centre – Est ; zones de pêche 34, 47 (en partie).- Rome : FAO.- Vols. 1-7 : pag. Var

Förstner U., 1987. Sediment-Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia*, **149** : 221-246.

Förstner U. et Wittmann G.T.W. , 1981. Metal pollution in the aquatic environment.- 2^{ème} éd.- Berlin : Springer.- 486 p.

Forsyth D, Casey V, Dabeka RW et McKenzie A ,2004 Methylmercury levels in predatory fish species marketed in Canada. *Food Add. Contam.* 21:849-856

Fotakis G., Cemeli, E., Anderson D. et Timbrell J. A., 2005. Cadmium chloride-induced DNA and lysosomal damage in a hepatoma cell line. *Toxicol In Vitro*, **19**: 481-489.

Foucault A. et Raoult J.F, 1980. Dictionnaire de géologie .- Paris : Masson .

FRAZIER, J .M., 1979. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Environment Health Perspectives*, **28** : 75-79.

Fréon P., 1988. Réponses et adaptation des stocks de clupéidés d'Afrique de l'Ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation. Analyse et réflexion à partir de l'exemple du Sénégal. - Paris : ORSTOM. - 287p. - (Etudes et thèses)

Froelich P.N., Klinkhamer G.P., Bender M.L., et al, 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **43**: 1075-1090.

G

Gabelle C., 2006. Étude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du nord de la France. Thèse : Science : Lille (Université des sciences et technologies de Lille).

Gabriel M.C. et Williamson D.G., 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environ. Geochem. Health.*, **26**(3-4) : 421- 434

Galan A., Troyano A., Vilaboa N. E., Fernandez C., de Blas E. et Aller P., 2001. Modulation of the stress response during apoptosis and necrosis induction in cadmium-treated U-937 human promonocytic cells. *Biochimica et biophysica acta*, **1538**: 38-46.

Gallon C., Tessier A. et Gobeil C., 2006. Historical perspective of industrial lead emission to the atmosphere from a Canadian smelter. *Environ. Sci. Technol.*, **40**: 741-747.

Gnandi K., 1998, Cadmium et autres polluants inorganiques dans les sols et sédiments de la Région côtière du Togo : une étude géochimique, Thèse : Nuremberg (Université d'Erlangen-Nuremberg) Germany.

Garnier R., 2000. Mercure (614-623). In: Bismuth C et al., éd. Toxicologie Clinique.- Paris : Flammarion Médecine Science.

Garnier R., 2000. Plomb (638-655) In: Bismuth C, Baud F, Conso F, Dally S, Fréjaville J, Garnier R, et al. editors. Toxicologie clinique.- Paris: Flammarion Médecine-Sciences

Geret F., Jouan A., Turpinv., Bebiai'no, M.J.et Cosson,R.P. 2002. Influence of metal exposure on metallothionein synthesis and lipid peroxidation in two bivoille mollusks : the oyster (*Crassostrea gigas*) and the mussel (*Mytilus edulis*). *Aquatic Living Ressources*, **15**: 61-66.

Gilbin F.J et Massaro E.J., 1973 - Pharmacodynamics of methyl mercury in rainbow trout (*salmo gaidneri*): tissue uptake distribution and excretion, *toxicology and applied pharmacology*, **24**:81-91pp.

Gobeil C. et Silverberg N., 1987. Mobility of Pb in Laurentian Trought sediments. *EOS*, **68**: 50.

Goody D.C., Shand P., Kinniburgh D.G. & Vanriemedij K. 1995. Field-based partition coefficients for trace éléments in soil solutions. *Europ. J. Soil Sci.*, **46** : 265-285.

Goldberg E-D. et Bertine K-K., 2000.Beyond the mussel Watch new directions for monitoring marine pollution. *The science of the Total Environment*, 247: 165-174.

Goldberg E-D., Bowen V-T., Farrington J-W. et al., 1978. The mussel Watch. *Environmental Conservation*, **5** :101-125.

Gomez Ariza J.L., Giraldez I., Snchez-Rodas E. et Morales E., 2000. Selectivity assessment of a sequential extraction procedure for metal mobility characterization using model phases. *Talanta*, **52**: 545-554.

Gonzales JL, 1999. Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire.Programme scientifique Seine Aval. - Paris : IFREMER.

Grassé P., 1960. Traité de zoologie. Mollusques Lamelli branches.- Paris : Masson et Cie Eds.- 2219 p.

Grassé, P., 1960. Traité de zoologie. Mollusques Lamellibranches :Paris : Masson et Cie Eds.- Paris, 2219 p.

Gray J.S, 2002 Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar.Pollut. Bull.*, **45** (1-12) : 46-52

Grelon M., 1978. Saintonge pays des huîtres vertes.-La Rochelle : Rupella Eds,- 361 p.

GuillemeT.M, 1988 : Impact des rejets urbains et industriels de la région Toulouse-sud sur l'écosystème aquatique de la Saudrune. Thèse : Science :Toulouse (Univ. Paul. Sabatier).

Gustin M.S, Lindberg S.E et Weisberg P.J, 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. *Appl. Geochem*, **23** (3) : 482-493

H

Habes Ghrefat et Nigem Y., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, **65**(11): 2114-2121.

Hagopian-Schlekat T., Chandler G.T., Shaw T.J., 2001. Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod. *Amphiascus tenuiremis*. *Mar Environ Res*, **51**:247-264.

Hannerz L., 1968. Experimental investigations in the accumulation of mercury in water organisms. Report of Institut Freswater research, Dottinghilm, Sweden, 48, 120-175.

Hansen B. H., Romma S., Garmo O. A., Pedersen S. A., Olsvik P. A., et Andersen, R. A, 2007. Induction and activity of oxidative stress-related proteins during waterborne Cd/Zn-exposure in brown trout (*Salmo trutta*). *Chemosphere*, **67**: 2241-2249.

Hansen J. M., Zhang H., et Jones D. P., 2006. Differential oxidation of thioredoxin-1, thioredoxin-2, and glutathione by metal ions. *Free radical biology & medicine*, **40**: 138-145.

Harada M., 1976. Intrauterine poisoning clinical and epidemiological studies and significance of the problem. *Bull InstConstitutional Med (Kumamoto University)*,**25** (suppl):1-59.

Hart B. A., Potts R. J., et Watkin R. D. 2001. Cadmium adaptation in the lung – a double-edged sword? *Toxicology*, **160**: 65-70.

Hattour A., 2000. Contribution à l'étude des poisons pélagiques des eaux tunisiennes. Thèse : Sciences biologiques : Tunis (Université de Tunis II, Faculté des sciences).

Haynes D. et Johnson J.E., 2000. Organochlorine, heavy Metal and Polyaromatic Hydrocarbon Pollutant Concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) Environment: a Review. *Mar Pollut Bull*, **41**:267-278.

Helcom, 2002. Guidance Document on Cadmium and its Compounds Presented by Denmark [en ligne] Accées Internet: <http://www.helcom.fi/land/Hazardous/cadmium.pdf>.

Helfman G. S., 2007. Fish conservation. A guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. Island Press.- 600p.

Hengstler J. G., Bolm-Audorff U., Faldum A. et al., 2003. Occupational exposure to heavy metals: DNA damage induction and DNA repair inhibition prove co-exposures to cadmium, cobalt and lead as more dangerous than hitherto expected. *Carcinogenesis*, **24**: 63-73.

Hernandez E., Medina J., Ansaterqui J. et ConseA M. 1981. Heavy metals concentration in different tissues of source marine organisms from the Mediterranean, Rapp. Comm. in. médi., 115 : 596-609.

Hines N.A. et Brezonik P.L., 2004 Mercury dynamics in a small Northern Minnesota lake: Water to air exchange and photoreactions of mercury. *Mar. Chem.*, **90** (1-4 SPEC. ISS.):137-149

Horvat M., Covelli S., Faganeli J. et al., 1999. Mercury in contaminated coastal environments; a case study: The Gulf of Trieste. *Sci. Total Environ.*, **237- 238**:43-56

Hua J., Pelletier L., Berlin M. et Druet P., 1993. Autoimmune glomerulonephritis induced by mercury vapour exposure in the Brown Norway rat. *Toxicology*, **79**:119-29.

Huang Y. H., Shih C. M., Huang C. J., et al , 2006. Effects of cadmium on structure and enzymatic activity of Cu, Zn-SOD and oxidative status in neural cells. *Journal of cellular biochemistry*, **98** : 577-589.

Hubert N. et Hentze M. W., 2002. Previously uncharacterized isoforms of divalent metal transporter (DMT)-1: implications for regulation and cellular function. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**: 12345-12350.

I

IARC., 1997. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. Volume 58. Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Lyon : Manufacturing Industry.

Ilhem K., 2010. Variation des teneurs en éléments minéraux dans le muscle de quatre espèces poissons. *Rapp Comm.int.Mer Medit.*,**39** : 65

IMROP. 2002. Evaluation de stock et aménagement de pêche de ZEE Mauritanienne; Enquête /IMROP /FSJE/ONS .- Nouadhibou : IMROP

IMROP ,2004 . Evaluation des ressources et aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne : Rapport du septième groupe de travail, décembre **2010**, IMROP, Nouadhibou Mauritanie.- Nouadhibou : IMROP

INERIS, 2006. Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances dangereuses n° DRC-00-25590-99DF389, version n°3 [en ligne]. Accès Internet : <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2802>

INRS, 1997. Fiche toxicologique n°55 - Mercure et composée minéraux.- Paris : Institut national de recherche et de sécurité.

INSERM., 1999. Plomb dans l'environnement. Quels risques pour la santé.- Paris: éditions INSERM.- 461p.

IPCS, 1995. Environmental health criteria 165. Inorganic lead.-Genève: WHO.-300p

Isaure M.-P., 2001. Spéciation et transfert du zinc dans un dépôt de sédiment de curage contaminé : évolution le long du profil pédologique. Thèse : Grenoble (Université de Grenoble).

J

Jakubowski M., Razniewska G., Halatek T. et Trzcinka-Ochocka M., 1992 - Integrated index of occupational exposure to cadmium as a predictor of kidney dysfunction. *Iarc Scientific Publications*, **118** : 319-324.

Jakubowski M., Trojanowska B., Kowalska G. et al., 1987 . Occupational exposure to cadmium and kidney dysfunction. *Int Arch Occup Environ Health*, **59** (6): 567-577.

Jalili M.A. et Abbasi A.H., 1961. Poisoning by ethyl mercury toluene sulphonamide. *Br J Ind Med.*, **18**: 303-308..

Jarup L. et Elinder C.G., 1994 - Dose-response relations between urinary cadmium and tubular proteinuria in cadmium-exposed workers. *Am. J. Ind. Med.*, **26** (6): 759-769.

Jarup L., Elinder C.G. et Spang G., 1988 - Cumulative blood-cadmium and tubular proteinuria: a dose-response relationship. *Int Arch Occup Environ Health*, **60** (3): 223-229.

Jarup L., 2002. Cadmium overload and toxicity. *Nephrol Dial Transplant*, **17** (Suppl 2): 35-39.

Jernelov A. et Lann H., 1971. Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, **22**, 403-406.

K

Kabata-Pendias A. et Pendias H., 1992. Trace elements in soils and plants.-Paris: ED CRC PRESS.-365p.

Kaimoussi A. 2002. Etude de la pollution au niveau du littoral de la région d'El Jadida. Thèse de Doctorat d'Etat Es Sciences physiques. Univ Chouaib Doukkali, Fac. Sci. El Jadida, 170 p.

Kanerva L., Komulainen M., Estlander T. et Jolanki R., 1993. Occupational allergic contact dermatitis from mercury. *Contact Dermatitis.*, **28** : 26-28.

Kanerva L, Rantanen T, Aalto-Korte K et al., 2001. A multicenter study of patch test reactions with dental screening series. *Am J Contact Dermat.*, **12**: 83-87.

Katemo, Manda B., G. Colinet, L. André, A. Chocha Manda, J.-P. Marquet et J.-C. Micha, 2010, Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo) ; *Tropicultura*, **28** (4) 246–252.

Kamilou O.S, Hodabalo D, Solitoke, Kissao G, Komlan M A et Essô J B, 2014 : Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* **14** (2)

Koffi et al 2006 : détermination du niveau de contamination mercurielle de plusieurs espèces de poissons en fonction du site de pêche en côte d'ivoire ,*Cah. Santé Publique*, **5** (1) :28-36.

Kouame M.K. ;Biego H.M.G ; Assi Y.A et Agbo N.G. ,2007. Estimation de l'apport en mercure à partir de la consommation de poisson en Côte d'Ivoire. *Sciences & Nature*, **4** (2): 171-177.

Kawada T., Koyama H. et Suzuki S., 1989 - Cadmium, NAG activity, and beta 2-microglobulin in the urine of cadmium pigment workers. *Br J Ind Med*, **46** (1): 52-55.

Kazantzis G., Blanks R.G, Sullivan K.R., 1992. Is cadmium a human carcinogen? *IARC Sci Pub.*, **118**:435-446.

Kehrig H.A., Seixas T.G., Baeta A.P, Malm O. et Moreira I., 2010. Inorganic and methylmercury: Do they transfer along a tropical coastal food web? *Mar. Pollut. Bull.*, **60** (12):2350-2356

Kribi S., 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse : Lyon (Institut National des Sciences Appliquées de Lyon).

Konstantinos I. S. et Karpouzi V. S., 2002 : Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **11**: 217-254.

L

Laglaoui, et al 2008 : Contamination des moules du littoral Méditerranéen Marocain par les métaux lourds : *International Conference on "Monitoring & modeling of marine pollution" Kish Island- Islamic Republic of IRAN INOC-INCO, International Conférenc ; 190-194*

Langworth S., Elinder C.G., Sundquist K.G. et Vesterberg O.,1992. Renal and immunological effects of occupational exposure to inorganic mercury. *Br J Ind Med.*, **49**:394-401.

Laurent L., 1981 - Techniques d'analyses et de contrôle dans les Industries Agro-Alimentaires, :Volume 4.- Paris : Apria,- 61p.

Lauwerys R.R., 1990 - Cadmium. - Paris: Masson

Lauwerys R., Bernard A., Buchet J.P. et al., 1991 - Does environmental exposure to cadmium represent a health risk? Conclusions from the cadmibel study. *Acta Clin Bel*, **46** (4): 219-225.

Lauwerys R., Haufroid V., Hoet P. et Lison D., 2007. Mercure (309-363). In : Toxicologie industrielle et intoxication professionnelle.- Paris : Elsevier ; Masson.

Leocoanet H., 2000. Retombées métalliques sur les sols de la région Fos-Berre (Sud de la France) : Approche magnétique et géochimique appliquée à la discrimination des sources d'émission. Thèse : Marseille (Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille)

Lee G.F., Jones R.A.. 1982. Discussion of article. Dredged material evaluations : correlations between chemical and biological evaluation procedures. *Journal Wat Contr Pollut Fe*, **54**:406-407.

Lilis R., Miller A. et Lerman Y., 1985 Acute mercury poisoning with severe chronic pulmonary manifestations. *Chest.*, **88**:306-309.

Limam A., 2009 . Note préliminaire sur le régime alimentaire de la courbine, *Argyrosomus regius* (Asso, 1801) des côtes de la zone nord de Mauritanie (69-71) In : *Actes du 8ème congrès maghrébin des sciences de la mer, Nouakchott, 6-7 octobre 2009*

Limouzy C.,1983. Abondance saisonnière et migration de la courbine, *Argyrosomus regium*, dans la baie du Lévrier, Mauritanie. *Bull. Cent. Natn. Rech. Océan. & Pêches*, **11** (Fasc 1) : 69-88.

Li X.-D., Shen Z.G., Wai W.H.O. et Li Y.S., 2001. Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary. *Mar. Poll. Bull.*, **42**: 215- 223.

Ly B., Diop M., et Girardin M., 1999. Guide et nomenclature nationale commerciale des espèces marines (Poissons, Crustacés et Mollusques) pêchées en Mauritanie.-*CNROP, IEO.*- 222p.

Long E.R., 2000. Degraded sediment quality in US estuaries : A review of magnitude and ecological implications. *Ecol Appl*, **10**(2):338-350.

Loser, 1980. Two year oral carcinogenicity with oral cadmium on rats. *Cancerlett*,**9** :191-198.

LRC 2011, Cycle biogéochimique du mercure [en ligne] Accès Internet : <http://sites.google.com/site/chimiedu45600lrc/le-journal-des-sciences/le-mercure---cycle-et-toxicit>

Lubet P. et Chappuis J-G., 1966. Nutrition des Lamellibranches. *Océanis*, **4** (1), 23-24

M

Maigret, 1972. Compagne expérimental de pêche des sardinelles concernant l'Océanographie et la biologie des espèces. *Soc.Centr.Equip.Territ.intern.*, : 148

Maigret, J. et Ly, B. 1986. Les poissons de mer de Mauritanie. -Compiègne France : *Sciences Naturelles.*- 213 p.

Makker S.P.et Aikawa M., 1979. Mesangial glomerulonephropathy with deposition of IgG, IgM, and C3 induced by mercuric chloride: a new model. *Lab Invest.*, **41**:45-50.

Marchand M., Amouroux,E.,Bedier E. et al .,2010 qualité du milieu marin Littoral Système National de la surveillance.-Nantes : IFREMER.-85p.

Marchand et al ,2009: Qualité du milieu marin littoral système national de la surveillance Edition 9 IFREMER..

Maamri.A,2001 Impact of human activities on lagoon environments: the case of Nador Lagoon in Morocco. 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Proceedings, **4**: 46-49.

Martin,1976, cite par: Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M., Yves Siau et Romeo M., 1999. Etude des métaux lourds chez deux mollusques prélevés sur la côte mauritanienne, *Crassostrea Gigas* et *Perna perna*. *J. Rech. Océanographique*, **24**, (1): 13 - 18.

Matthiessen P., Bifield S., Jarrett .F et al., 1998. An assessment of sediment toxicity in the River Tyne Estuary, UK by means of bioassays. *Mar Environ Res* **45**(1):1-15.

Mason A.Z. et Jenkins K.D., 1995. Metal detoxication in aquatic organisms (469-608). In : Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Eds Tessier A, Turner DR, Vol 3.- Chichester : Wiley & Sons.

Mason H.J., Davison A.G., Wright A.L. et al.,1988 - Relations between liver cadmium, cumulative exposure, and renal function in cadmium alloy workers. *Br J Ind Med*, **45**, (12): 793-802.

Mc Mikhael A.J et Buter C.D., 2005. Fish, health, and sustainability. *American Journal of Preventive Medicine*, **29**: 322-323

Mc Cauley D.J., DeGraeve G.M. et Linton T.K., 2000. Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs. *Environmental Science & Policy*, **3**:133-144.

Mc Pherson C.A. et Chapman P.M., 2000. Copper effects on potential sediment test organisms: the importance of appropriate sensitivity. *Mar Pollut Bull.*, **40**(8):656-665.

Meçabih Z., Kacimi S et Bouchikhi B., 2006. Adsorption des matières organiques des eaux usées urbaines sur la bentonite modifiée par Fe(III), Al(III) et Cu(II). *Revue des sciences de l'eau*, **19** (1) : 23-31.

Medina Gaertner M., 1985. Étude du zooplancton côtier de la baie de Dakar et de son utilisation par les poissons comme source de nourriture. Thèse : Brest (Univ. Bretagne Occidentale. Brest)

MERSH J., DUBOST N et PIHAU J.C., 1993 - Comparaison de plusieurs supports analytiques inertes et biologiques pour apprécier la contamination métallique de la retenue de site électronucléaire du Cattenom. France, *Annals. Limnol.*, **29** (3-4): pp 325-337.

Miquel, 2001. Effet des métaux lourds sur l'environnement et la santé.- Ottawa : Office parlementaire d'évaluation des choix technologiques et scientifiques. Natural Resources Canada.

Ministère japonaise de la santé, 2003, en [ligne].Accès Internet : <http://www.mhlw.go.jp/english/wp/other/councils/mercury/index.html>

Millerp. A., Munkittrick K.R. et Dixon D.G.,1992 - Relation ship between concentration of copper and zinc in water, benthic WIvertebrates, and tissues of white sucker (*Catostonus commersoui*) at metal- contaminated Sito, *can.J. Fish. Aquot. Sci.*, **49**, pp: 978-984.

Ming Cong,Jiasen Lü, Huifeng Wu, Jianmin Zhao,2003 Effect of cadmium on the defense response of Pacific oyster *Crassostrea gigas* to *Listonella anguillarum* challenge *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. **31**, 5, pp 1002-1009),

Mittelstaedt E.,1982.Large-scalecirculation along the coast of North west Africa.Rapp.P.-V.Rém.Cons.Int.Explor.Mer.,180:50-57.

Monfort M. C., 2010. Present market situation and prospect of Meagre (*Agyrosomus regius*), as an emerging species in Mediterranean aquaculture.- Rome : FAO.- 46p.

Monperrus M, Tessier E, Amouroux D. et al., 2007. Mercury methylation, demethylation and reduction rates in coastal and marine surface waters of the Mediterranean Sea. *Mar. Chem.*, **107** (1):49-56

Morel F.M.M., Kraepiel A.M.L. et Amyot M., 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. System.*, **29** : 543-566

Morse J.W. et Luther III G.W., 1999. Chemical influences on trace metal-sulfide interaction in anoxic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **63**: 3373-3378.

Moriarty F., 1990. Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems.-Londres: Academic Press.- 289p.

Murray C.N. et Meinke S., 1974. Influence of soluble sewage materials on adsorption and desorption behaviors of cadmium, cobalt, silver and zinc in sediment-freshwater, sediment-seawater systems. *Nippon Kaiyo gakkai-shi*, **30**: 216-221.

Murphy M.J, Culliford E.J et Parsons V.,1979. A case of poisoning with mercuric chloride. *Resuscitation*, **7**:35-44.

MPEM, 2004. Le littoral mauritanien, un patrimoine national, une ouverture sur le monde.- Nouakchott : MPEM.- 72 p.

N

Nakhlé K., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (Eponges, bivalves et gasteropodes). Thèse : Paris (Université Paris 7 Denis Diderot)

Nakayama H., Niki .F, Shono M. et Hada S., 1983. Mercury exanthem. *Contact Dermatitis*, **9**:411-417.

Narbonne et al, 1996. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Conseil supérieur d'hygiène publique de France-Section de l'alimentation et de la nutrition,- paris : Tec&Doc.

Navarro A., Cardellach E, Mendoza J. L. et al., 2008. Metal mobilization from base-metal smelting slag dumps in Sierra Almagrera (Almería, Spain). *Applied Geochemistry*, **23** (4): 895-913.

Navas-Acien A., Tellez-Plaza M., Guallar E. et al., 2009 - Blood cadmium and lead and chronic kidney disease in US adults: a joint analysis. *Am J Epidemiol*, **170** (9): 1156-1164.

Nelson L.A, 19881. _Mercury in the Thamas estuary. *Environ. Technol.lett.*, 2 , P 225-232

Niang H S., 2008 dosage de métaux lourds (Hg, Pb, Cd) dans quelques produits halieutiques de la côte mauritanienne (2007- 2008) Mémoire DEA: Chimie physique: Dakar (UCAD).

Nieland H. ,1980. Les stocks de petits pélagiques côtiers les sardinelles. *In: Milieu marin et ressources halieutiques de la république populaire du Congo. - Paris : OSTOM. - 138p.*

Nlshloka H., 1975 Mutagenic activities of metal compounds in bacteria. *Mrtat. Res.* **31**:185-189.

Nocentlnl S.,1984 Inhnhibition of DNA replication and repair by cadmium in Mammalian cells. *Nrcl. Acibs Res.*, **138**: 4211-4225.

Nortier J.W, Sangster B., Van Kestern R.G., 1980. Acute lead poisoning with hemolysis and liver toxicity after ingestion of red lead. *Vet. Hum. Toxicol*, **22** : 145–147.

Nriagu J.O. , 1989. Trace metals in lakes. International Conference on trace metals in lakes, Hamilton, Ont., Canada. *Sci Total Environ*: 87–88

O'Brien P. et Salacinski H. J. , 1998. Evidence that the reactions of cadmium in the presence of metallothionein can produce hydroxyl radicals. *Archives of toxicology*, **72**: 690- 700.

O'Dell B.L., 1981. Roles for iron and copper in connective tissue biosynthesis. *Philos. Trans. R. Soc. London*, **294**:91-104.

OchlT. et Ohsawa M.,1985. Participation of active oxygen species in the induction of chromosomal aberrations by cadmium chloride in culture d chinese hamster cells.*Mrtat. Res.*, **143**:137-142.

Ogrinc N., Monperrus M., Kotnik J. et al., 2007. Distribution of mercury and methylmercury in deep-sea surficial sediments of the Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*,**107**: 31-48.

Oh S. H., Choi J. E. et Lim S. C. 2006. Protection of betulin against cadmium-induced apoptosis in hepatoma cells. *Toxicology*, **220**: 1-12.

Okwonko J.O, Mothiba M., 2005. Physicochemical characteristics and pollution levels of heavy metals in the rivers in Thohoyandou, South Africa. *Journal of Hydrology*, **308**: 122-127.

OMS, 1989. Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants. Rapport Techniquedu comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires N°776.- Genève: OMS.

OMS, 2003. GEMS/Food regional diets: regional per capita consumption of raw and semi-processed agricultural commodities. Report of Global Environment Monitoring System/Food contamination monitoring and assessment programme. - Genève: OMS

ONU, 2010. Organisation internationale des Nations Unies. ONU, 2010. [En ligne] URL : www.un.org/french/events/rio92/agenda21/action17.htm

Özden O., Nuray E. et Mehmet C.D.,2009 Trace mineral profiles of the bivalve species *Chamelea gallina* and *Donax trunculus*, *Food Chem.***113** : 222-226,

P

Pasquelles.A.1992 La contamination bactériennes des coquillages (51-78) IN : Coquillage et santé publique,du risque à la prévention.-Chapitre 4 .Renne :ENSP Editeur

Patrizia Licata, Giuseppa Di Bella, Giacomo Dugo, Francesco Naccari, 2003.

Organochlorine pesticides, PCBs and heavy metals in tissues of the mullet *Liza aurata* in lake Ganzirri and Straits of Messina (Sicily, Italy). Pergamon, *Chemosphere*, **52** : 231–238.

Pauly D., Christensen V., Dalgaard J., Froese R. et Torres F. Jr., 1998. Fishing down the food webs. *Science*, **279**: 860-863.

Pauly D., Christensen V., Froese R. et M. L Palomares, 2000. Fishing down aquactic food webs. *AmericanScientist*, **88**: 46-51.

Perazella M.A.,1996. Lead and the kidney: nephropathy, hypertension,and gout. *Conn Med* **60**:521–526

Phillips D.J.H., 1977 - The use of biological indicator orgaisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine anvironments. A review. *Environment pollution*, **13**: 281-317.

PNUE, 2005. Evaluation mondiale du mercure. Programme des Nations Unies pour L'Environnement, section substances chimiques, version française, Genève, Suisse [en ligne]
Accès Internet :

<http://www.chem.unep.ch/mercury/gma%20in%20F%20and%20S/final-assessment-report-F-revised.pdf> (page consultée le 13 /06/2011

PNUE, 2010. The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment.- Genève : PNUE

PNUE, 2002. Substances chimiques. Evaluation mondiale du mercure.- Genève : PNUE

Potts R. J., Bespalov I. A., Wallace S. S. et al., 2001.

Inhibition of oxidative DNA repair in cadmium-adapted alveolar epithelial cells and the potential involvement of metallothionein. *Toxicology*, **161**: 25-38.

Prohaska J.R., 1990. Biochemical changes in copper deficiency. *J. Nutr. Biochem.*, **1**: 452-461.

Quéméner L., 2002: Le maigre commun (*Argyrosomus regius*). Biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. Ressour. Mer, . paris : Editions Ifremer.- 31p.

Quéro J.C. et Vayne J.J., 1997: Les poissons de mer des pêches françaises. *Ifremer*. Bruxelles : Delachaux & Niestlé Ed.- 304p.

R

Ramade F., 1992 – Précis d'écologie. Collection d'écologie.- Paris: Masson.- 304p.

Ramade F., 1979 - Écotoxicologie. - 2ème éd.- Paris : Masson.

Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau.-Paris : Ediscience .- 785p.

Ramaroson J., 2008. Calcination des sédiments de dragage contaminés. Études des propriétés physico-chimiques. Thèse :Lyon (Institut National des Sciences Appliquées deLyon).

Rashed M.N. 2001. Monitoring of Environmental heavy metals in fish from Nasser Lake, Egypt. *Environment International*, **27**: 27-33.

Reichl F-X., Benecke M., Benecke J., Eckert K-G et al.,2004.Guide pratique de toxicologie. Traduction de la 2^{ème} ed.- Bruxelles : Edition De Boeck.- (Traduction de Perraud et krahe).

Rendek E., 2006. Influence des procédés de la filière traitement thermique sur les caractéristiques et les évolutions bio-physico-chimiques des Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères (MIOM). Thèse : Lyon (Institut National des Sciences Appliquées de Lyon).

Roehr G. et Bauchinger M., 1976 Chromosome analysis in cell culture of the chinese hamster after application of Cadmium sulfate. *Mutat. Res.*, **40**

Roels H.A., Lauwerys R.R., Bernard A.M. et al., 1991 - Assessment of the filtration reserve capacity of the kidney in workers exposed to cadmium. *Br. J. Ind. Med.*, **48** (6): 365- 374.

Roels H., Bernard A.M., Cardenas A. et al., 1993 - Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III. Application to workers exposed to cadmium. *Br J Ind. Med.*, **50** (1): 37-48.

Romeo, M., Gnassia-Barelli, M., 1988. Donax trunculus and Venus verrucosa as bioindicators of trace metal concentrations in Mauritanian coastal waters. *Mar. Biol.*, **99**, pp. 223-227

R.N.O., 1995. Programmes actuels, les contaminants dans la matière vivante, les métaux lourds dans les sédiments de la baie de Seine (campagne 1993). Travaux du RNO. Edition 1995.- Paris : Ifremer ; Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.- 36 p. S

Sanches J.G., 1991. Catalog dos principais pixes marin hos da Republica de Guiné-Bissau publicacoes avulsas do INIP.No.16.- 429p

Satarug S. et Moore M. R., 2004. Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke. *Environmental health perspectives*, **112**: 1099-1103.

Schippers A. et Jorgensen B.B., 2001. Oxidation of pyrite and iron sulfide by manganese dioxide in marine sediment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **65**: 915-922.

Scordia P.-Y., 2008. Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Thèse : Lille (École centrale de Lille).

Segura R., Arancibia V, Zúñiga M. C. et Pastén P., 2006. Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, **91** (1-3) : 71-80.

Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matejka G., 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des sciences de l'eau*, **7** (4): 349-365.

Serra R., I SANI, G., TRAMONTANO, G., et CARPENE, E. 1999. Seasonal dependence of cadmium accumulation and Cd-binding proteins in *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium. *Comparative Biochemistry and Physiology*, part C, **123** : 165-174.

Schneider G., 2001. Boue de curage des cours d'eau. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* [en ligne]. Accès Internet : <http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm#r41>.

Schutte R., Nawrot T., Richart T. et al. 2008b - Arterial structure and function and environmental exposure to cadmium. *Occup Environ Med*, **65** (6) : 412-419.

Schippers A. et Jorgensen B.B., 2002. Biogeochemistry of pyrite and iron sulfide oxidation in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **66**: 85-92

SFSP, 1999 - L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. *Nancy* **7** : 65-68.

Sibel Yigit et Ahmet Altindag. 2006. Concentration of heavy metals in the food

Simkiss, K. Taylor, M., et MA, SON, AZ. 1982. Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Marine Biology Letters*, **3** : 187-201.

web of Lake Egirdir, Turkey. *Journal of Environmental Biology*, **27**(3): 475-478.

Sidoumou Z., Roméo M., Gnassia-Barelli, M. et al., 1992. Détermination de la qualité des eaux côtières de Mauritanie par la mesure des métaux traces dans les mollusques *Donax rugosus* et *Venus verrucosa*. *Hydroécol. Appl.* **2** : 33-41.

Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M., Yves Siau et Romeo M., 1999. Étude des métaux lourds chez deux mollusques prélevés sur la côte mauritanienne, *Crassostrea Gigas* et *Perna perna*. *J. Rech. Océanographique*, **24**, (1): 13 - 18.

Sigg L., Behra P et Stumm W., 2000. Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement.- Paris : Dunod.

Simpson W.R., 1981. A critical review of cadmium in the marine environment. *Prog. Oceanogr.*, **10**: 1- 70.

Sixel-Dietrich F, Doss M, Pfeil CH et Solcher H.,1985. Acute lead intoxication due to intravenous injection. *Hum Toxicol*,**4**:301-309.

Smith T, Pitts K, McGarvey JA et Summers AO,1998. Bacterial oxidation of mercury metal vapor, Hg(0). *Appl. Environ. Microbiol*, **64** (4):1328-1332

Smith RG, Vorwald AJ, Patil LS et Mooney TF Jr.,1970. Effects of exposure to mercury in the manufacture of chlorine.*Am Ind HygAssoc J.*, **31**: 687-700

Springer MD; MC INTOSH A, M et HOENIGS; 1992 – Concentration of trace elements in yellow perch from six aquatic lakes water air soil *Blutt*; **37**:375-388.

Staessen J., Amery A., Bernard A. et al,1990 . Blood pressure, the prevalence of cardiovascular diseases, and exposure to cadmium. *Am J Epidemiol*, **134**: 257-267.

Stayner L., Smith R., Thun M. et al.,1992 A dose-response analysis and quantitative assessment of lung cancer risk and occupational cadmium exposure. *Ann Epidemiol* (3):177-194.

Stohs S. J. et Bagchi D., 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free radical biology & medicine*, **18**: 321-36.

Stohs S. J., Bagchi D., Hassoun E. et Bagchi M., 2001. Oxidative mechanisms in the toxicity of chromium and cadmium ions. *J Environ Pathol Toxicol Oncol*, **20**: 77-88.

Szuster-Ciesielska A., Stachura A., Slotwinska M. et al , 2000. The inhibitory effect of zinc on cadmium-induced cell apoptosis and reactive oxygen species (ROS) production in cell cultures. *Toxicology*, **145**: 159-71.

T

Tada F. et Suzuki S. 1982. Adsorption and desorption of heavy metals in bottom mud of urban rivers. *Water Research*, **16** (10): 1489-1494.

Taillefert M., Rose E. et Gaillard J-F., 1997. Trace metals cycling in a meromictic lake: The influence of hydrous iron particles and dissolved organic matter. *Les Colloques de l'INRA*, **85** : 289-302.

Taillefert M., Lienemann C.-P., Gaillard J. F. et Perret D., 2000. Speciation, reactivity, and cycling of Fe and Pb in a meromictic lake. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **64** : 169-183.

Taleb M.Z et Boutiba Z., 2007. La moule mytilus gallo provincialis : bioindicateur de pollution marine : cas du port d'Oran. *Sciences et technologie c.* (25):59-64

Templeton DM, Ariese F, Cornelis R, Danielsson LG, Muntau H, Van Leeuwen HP, Lobinski R 2000 Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches. *Pure Appl. Chem.* **72**(8): 1453- 1470.

Taug C, Sanfilippo D.J, Rowens B., Szejda J. et Hesse J.L., 1992. Acute and chronic poisoning from residential exposures to elemental mercury-Michigan, 1989-1990. *J Toxicol Clin Toxicol.*, **30**:63-67.

Tellez-Plaza M., Navas-Acien A., Crainiceanu C.M. et Guallar E., 2008. Cadmium exposure and hypertension in the 1999-2004 National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES). *Environ Health Perspect*, **116** (1): 51-56.

Tessier A., Fortin D., Belzile N., DeVitre R.R. et Leppard G.G.,1996. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: narrowing the gap between field and laboratory measurements. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **60**: 387-404.

Thomasi D., 2003 – Pollution from heavy metals: study cases in sardinia, stage de formation des cadres du secrétariat d'état à l'environnement en vitale.

Thomassin. J.F, Touze, Beranger. P.H., Freyssin P.H, 2003 Le mercure et ses composés
Comportement dans le sol, les eaux et les boues de sédiments. 121 p

Thomson J.M., 1990. Migilidae (855-859) In: Quero J.C., Hureau J.C., Karrer C., Post
A., Saldanha L., (eds.). Check-List of the fishes of the eastern Tropical Atlantic
(CLOFETA). JNICT.- Lisbonne : SEI ; Paris : UNESCO

Thun M.J., Osorio A.M., Schober S. et al., 1989. Nephropathy in cadmium workers:
assessment of risk from airborne occupational exposure to cadmium. *Br J Ind Med*, **46** (10):
689-697.

Tomasino A. et Lorrin C. 1993 -. Chimie seconde. Nathan (NO_x, PO_x).

U

Umemura T., 2000: Experimental reproduction of itai-itai disease, a chronic cadmium
poisoning of humans in rats and Monkeys. *Jpn. J. ver.t Res.*, **48** (1) : 15-28

Underwood E.J. et Suttle N.F., 1999. Copper (283-342) In: The mineral nutrition of livestock.
Wallingford: CABI Publishing

- UNESCO, 2002. La situation mondiale de la pêche et de l'aquaculture. Department des
pêches, FAO, Rome.

Usero, J., Morillo, J., Gracia, I., 2005. Heavy metals concentrations in molluscs from the
Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere vol. no. 59*: 1175-1181

USAID/COM FISH PENCOO GEJ. ,2012: Dynamique des populations de sardinelles en
Afrique du NORD-OUEST : contraintes Environnementale, Biologiques et Socio-
économique : Rapport Final. – Dakar : USAID/COM FISH PENCOO GEJ.-124p.

V

Verge G., 2006. Evaluation et gestion du risque lié à l'ingestion de produits de la mer
contaminés par le Cadmium. Thèse : Méd. Vét. : Toulouse (Université Paul Sabatier de
Toulouse)

Verschoor M., Herber R., Van Hemmen J., Wibowo A. et Zielhuis R., 1987. Renal function of workers with low-level cadmium exposure. *Scand J Work Environ Health*, **13** (3): 232-238.

W

Waalkes M.P., Coogan T.P. et Barter R.A., 1992. Toxicological principles of metal carcinogenesis with special emphasis on cadmium. *Crit Rev Toxicol*, **22** (3-4):175-201.

Waalkes M. P., 2003. Cadmium carcinogenesis. *Mutation research*, **533**: 107-120.

Waisberg M., Joseph P., Hale B., et Beyersmann D., 2003. Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology*, **192**: 95-117.

Watras C.J., Back R.C., Halvorsen S. et al., 1998 Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Sci. Total Environ.*, **219** (2-3):183-208

Wedeen R.P., D'Haese .P, Van de Vyver F.L. et al., 1986 Lead nephropathy. *Am J Kidney Dis*, **8**:380-383.

Weiss B., Clarkson T.W. et Simon W., 2002. Silent latency periods in methylmercury poisoning and in neurodegenerative disease. *Environ Health Perspect*, **110** (Suppl 5) : 851-854.

Whalin L, Kim EH et Mason R, 2007. Factors influencing the oxidation, reduction, methylation and demethylation of mercury species in coastal waters. *Mar. Chem*, **107** (3) : 278-294

WHO, 1990. Methylmercury, **101**.- Genève: World Health Organization/ International Programme on chemical Safety.

WHO., 1991. Mercury, inorganic. Vol. 118.- Genève: World Health Organization/ International Programme on chemical Safety.

World Resources, 1998 - Environmental change and human health.

Y

Youngs H. L., Sundaramoorthy M. et Gold, M. H., 2000. Effects of cadmium on manganese peroxidase competitive inhibition of MnII oxidation and thermal stabilization of the enzyme. *European journal of biochemistry / FEBS*, **267**: 1761-1769.

Youssao, A., H.H. Soclo, C. Bonou, K. Vianou, M. Gbaguidi et L. Dovonon, 2011, Évaluation de la contamination de la faune ichthyenne dans le complexe lagunaire Nokoué – chenal de Cotonou par le plomb : cas des espèces *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus* (Bénin), *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(2) : 595–602

Yuan C.-G., Schi J.B., He B., Liu J.F., Liang L.N et Jiang G.B., 2004. Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environ. Int.*, **30** (6): 769-783.

Z

Zhou Y., 2009. Évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. Rapport d'étude.- Lille : Agence de l'Eau Artois-Picardie et Université de Lille I, UMR Géosystèmes.

Annexes

PAGRUS caeruleostictus

Code Bou5ary	Taille (m)	Poids /kg	SITE DE PVT	DATE PVT	Hg en mg/kg PH
10Pagrus.C	0,26	0,312	côte NKTT	18/06/2013	0,0301
23Pagrus.C	0,29	0,341	côte NKTT	02/07/2013	0,0566
28 Pagrus.C	0,27	0,33	côte NKTT	07/07/2013	0,0490
35Pagrus.C	0,26	0,337	côte NKTT	07/07/2013	0,0490
36Pagrus.C	0,25	0,39	côte NKTT	07/07/2013	0,0335
38Pagrus.C	0,23	0,4	côte NKTT	14/07/2013	0,0250
39Pagrus.C	0,22	0,37	côte NKTT	14/07/2013	0,0253
51Pagrus.C	0,28	0,44	côte NKTT	17/07/2013	0,0380
52pagrus.C	0,23	0,396	côte NKTT	17/07/2013	0,0396
71Pagrus.C	0,26	0,411	côte NKTT	24/07/2013	0,1197
72pagrus .C	0,27	0,386	côte NKTT	24/09/2013	0,1157
80Pagrus.C	0,25	0,369	côte NKTT	24/09/2013	0,0539
84Pagrus .C	0,22	0,307	côte NKTT	24/09/2013	0,0230
105Pagrus.C	0,22	0,315	côte NKTT	24/02/2014	0,0259
109Pagrus.C	0,23	0,318	côte NKTT	24/02/2014	0,0384
119Pagrus.C	0,27	0,4	côte NKTT	10/03/2014	0,0558
1Pagrus.C	0,28	0,416	côte NKTT	24/03/2014	0,0740
2Pagrus.C	0,27	0,402	côte NKTT	24/03/2014	0,0540
3Pagrus.C	0,26	0,476	côte NKTT	24/03/2014	0,1425
Pagrus.C	0,25	0,343	côte NKTT	07/04/2014	0,0540
7Pagrus.C	0,28	0,445	côte NKTT	07/04/2014	0,0656
8Pagrus.C	0,23	0,481	côte NKTT	07/04/2014	0,1260
2Pagrus.C	0,27	0,317	côte NKTT	Juin(2013)	0,0552
3Pagrus.C	0,29	0,341	côte NKTT	Juin(2013)	0,0512
4Pagrus.C	0,29	0,312	côte NKTT	Juin(2013)	0,0958
5Pagrus.C	0,28	0,335	côte NKTT	Juin(2013)	0,0382
12Pagrus.C	0,28	0,528	côte NKTT	Juin(2013)	0,1438
Pagrus.C	0,27	0,438	côte NKTT	Juin(2013)	0,0952
Pagrus.C	0,26	0,414	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0598
Pagrus.C	0,25	0,39	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0653
25Pagrus.C	0,23	0,414	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0656
26Pagrus.C	0,26	0,473	côte NKTT	Juillet(2013)	0,065
32Pagrus.C	0,23	0,335	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0658
pagrus.C	0,24	0,307	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0672
34Pagrus.C	0,24	0,385	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0459
37Pagrus.C	0,27	0,419	côte NKTT	Juillet(2013)	0,032
40Pagrus.C	0,24	0,331	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0354
41Pagrus.C	0,25	0,386	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0524

42Pagrus.C	0,23	0,379	côte NKTT	Juillet(2013)	0,046
49Pagrus.C	0,22	0,326	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0796
50Pagrus.C	0,23	0,305	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0783
54Pagrus.C	0,22	0,301	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0425
69Pagrus.C	0,27	0,475	côte NKTT	Juillet(2013)	0,068
70Pagrus.C	0,27	0,419	côte NKTT	Juillet(2013)	0,0668
73Pagrus.C	0,27	0,356	côte NKTT	Sept(2013)	0,1149
74Pagrus.C	0,27	0,406	côte NKTT	Sept(2013)	0,0862
75Pagrus	0,23	0,268	côte NKTT	Sept(2013)	0,0269
78Pagrus.C	0,26	0,451	côte NKTT	Sept(2013)	0,0274
79Pagrus	0,27	0,419	côte NKTT	Sept(2013)	0,0731
81Pagrus.C	0,24	0,297	côte NKTT	Sept(2013)	0,0856
82Pagrus.C	0,25	0,326	côte NKTT	Sept(2013)	0,0097
83Pagrus.C	0,25	0,347	côte NKTT	Sept(2013)	0,0342
90Pagrus.C	0,3	0,43	côte NKTT	Oct(2013)	0,0289
91Pagrus.C	0,24	0,32	côte NKTT	Oct(2013)	0,0483
92Pagrus.C	0,23	0,253	côte NKTT	Oct(2013)	0,0408
93Pagrus.C	0,22	0,258	côte NKTT	Oct(2013)	0,054
94Pagrus.C	0,22	0,224	côte NKTT	Oct(2013)	0,0477
128Pagrus.C	0,24	0,336	côte NKTT	Mars(2014)	0,064
114Pagrus.C	0,22	0,25	côte NKTT	Mars(2014)	0,0801
116Pagrus.C	0,26	0,379	côte NKTT	Mars(2014)	0,0997
118Pagrus.C	0,24	0,293	côte NKTT	Mars(2014)	0,0728
126Pagrus.C	0,28	0,409	côte NKTT	Mars(2014)	0,0725
Moyenne	0,2526	0,3667			0,0609

SARDINELLA AURITA

Code Bou5ary	POIDS/kg	taille(m)	Site	DP	Hg en mg/kg PH
18S	0,46	0,29	Côte NKTT	02/07/2013	0,0186
21S	0,38	0,27	Côte NKTT	02/07/2013	0,0124
43S	0,204	0,23	Côte NKTT	16/07/2013	0,0050
45S	0,211	0,27	Côte NKTT	16/07/2013	0,0049
46S	0,23	0,24	Côte NKTT	16/07/2013	0,0049
47S	0,214	0,23	Côte NKTT	16/07/2013	0,0034
55S	0,301	0,27	Côte NKTT	17/07/2013	0,0104
58S	0,235	0,24	Côte NKTT	17/07/2013	0,0076
59S	0,28	0,23	Côte NKTT	17/07/2013	0,0080
65S	0,214	0,29	Côte NKTT	24/07/2013	0,0101
67S	0,401	0,27	Côte NKTT	24/07/2013	0,0103
68S	0,4	0,22	Côte NKTT	24/07/2013	0,0097
88S	0,397	0,29	Côte NKTT	24/09/2013	0,0267
89S	0,241	0,29	Côte NKTT	24/09/2013	0,0312
95S	0,316	0,27	Côte NKTT	29/10/2013	0,0298
98S	0,307	0,22	Côte NKTT	10/02/2014	0,0081
77S	0,203	0,24	Côte NKTT	24/02/2014	0,0179
98S	0,3	0,24	Côte NKTT	10/02/2014	0,0069
101S	0,214	0,21	Côte NKTT	10/02/2014	0,0068
103S	0,211	0,26	Côte NKTT	10/02/2014	0,0044
102S	0,206	0,24	Côte NKTT	10/02/2014	0,0079
104S	0,28	0,23	Côte NKTT	10/02/2014	0,0064
106S	0,268	0,26	Côte NKTT	24/02/2014	0,0051
107S	0,305	0,24	Côte NKTT	24/02/2014	0,0055
108S	0,257	0,21	Côte NKTT	24/02/2014	0,0069
110S	0,233	0,24	Côte NKTT	24/02/2014	0,0063
111S	0,224	0,26	Côte NKTT	24/02/2014	0,0087
113S	0,225	0,24	Côte NKTT	10/03/2014	0,0058
129S	0,377	0,29	Côte NKTT	10/03/2014	0,0120
130S	0,219	0,25	Côte NKTT	10/03/2014	0,0081
006S	0,415	0,28	Côte NKTT	Juin(2013)	0,0119
007S	0,384	0,29	Côte NKTT	Juin(2013)	0,01
008S	0,364	0,27	Côte NKTT	Juin(2013)	0,0161
009S	0,443	0,29	Côte NKTT	Juin(2013)	0,0562
014S	0,224	0,25	Côte NKTT	Juin(2013)	0,0185
015S	0,0232	0,27	Côte NKTT	Juin(2013)	0,0141
016S	0,261	0,29	Côte NKTT	Juin(2013)	0,015

017S	0,316	0,28	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,014
019S	0,303	0,28	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0153
020S	0,301	0,27	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0159
029S	0,305	0,28	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0313
031S	0,291	0,27	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0258
044S	0,203	0,24	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0288
056S	0,298	0,27	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,011
057S	0,334	0,28	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0299
064S	0,273	0,27	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0651
066S	0,345	0,28	Côte NKTT	Juillet(2013)	0,0373
085S	0,216	0,23	Côte NKTT	Sept(2013)	0,0307
086S	0,246	0,26	Côte NKTT	Sept(2013)	0,0344
087S	0,253	0,26	Côte NKTT	Sept(2013)	0,0364
096S	0,288	0,29	Côte NKTT	Oct(2013)	0,0124
097S	0,311	0,28	Côte NKTT	Oct(2013)	0,0078
099S	0,22	0,25	Côte NKTT	Oct(2013)	0,0099
100S	0,252	0,26	Côte NKTT	Oct(2013)	0,0125
117S	0,404	0,29	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0059
112S	0,398	0,27	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0164
121S	0,311	0,28	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0053
122S	0,331	0,28	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0074
123S	0,373	0,27	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0083
124S	0,374	0,29	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0057
125S	0,252	0,26	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0074
115S	0,392	0,29	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0173
19S	0,315	0,27	Côte NKTT	Mars(2014)	0,011
20S	0,373	0,27	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0134
127S	0,374	0,29	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0101
18S	0,394	0,28	Côte NKTT	Mars(2014)	0,0154
MOYENNE	0,30	0,26	Côte NKTT		0,015

ARGIROSOMUS REGIUS

Code	Espèce	Date de prélèvement	Taille ..m.	Poids en Kg.	Résultats mg/kg.
001C	COURBINE	05/06/2013	1,25	47	0,1744
027C	COURBINE	07/07/2013	1,65	35	0,2354
048C	COURBINE	15/07/2013	0,59	1,8	0,0439
060C	COURBINE	22/07/2013	0,44	0,733	0,0299
061C	COURBINE	23/07/2013	0,45	0,862	0,0283
062C	COURBINE	25/07/2013	0,48	1,112	0,0553
063C	COURBINE	27/07/2013	0,47	0,987	0,0304
076C	COURBINE	08/09/2013	1,23	25	0,2856
077C	COURBINE	22/09/2013	1,28	31	0,258
11C	COURBINE	23/06/2013	1,39	45	0,3518
28C	COURBINE	07/07/2013	0,62	1,9	0,049
36C	COURBINE	07/07/2013	0,58	1,7	0,0335
20C	COURBINE	24/03/2014	1,29	28	0,2121
21C	COURBINE	24/03/2014	1	17,5	0,1559
22C	COURBINE	07/04/2014	1,28	29	0,2451
23C	COURBINE	07/04/2014	1,26	26	0,2175
		Moyenne	0,95375	18,287125	0,15

MUGIL CAPURRII

	plomb	cadimium	taille(cm)	poids(g)	SEX
MN1	0,094	0,018	49	1110	F
MN2	0,095	0,019	51	1350	F
MN3	0,012	0,021	52	1312	F
MN6	0,0126	0,024	52	1313	F
MN7	0,064	0,005	53	1379	F
MN8	0,08	0,005	50	1177	F
MN9	0,096	0,007	52	1331	F
MN10	0,0104	0,008	54	1306	F
MN11	0,0116	0,008	52	1311	F
MN14	0,0134	0,009	51	1374	F
MN15	0,0134	0,012	47	1085	F
MN16	0,0203	0,012	54	1506	F
MN17	0,0585	0,023	53	1284	F
MN18	0,0692	0,023	53	1392	F
MN19	0,0205	0,014	54	1678	F
MN20	0,0317	0,015	54	1535	F
MN23	0,0198	0,018	52	1230	F
MN26	0,0454	0,025	53	1499	F
MN12	0,0124	0,008	53	1443	M
MN13	0,0127	0,008	50	1267	M
MN21	0,006	0,018	50	1384	M
MN22	0,016	0,016	50	1409	M
MN25	0,0322	0,023	50	1523	M
MN27	0,0454	0,025	53	1692	M
MN28	0,0564	0,025	52	1300	M
MN29	0,0786	0,024	53	1391	M
MN30	0,0965	0,029	51	1273	M
MOYENNE	0,0416	0,0164	51,7778	1364,9630	

CADMIUM PLOMB DANS SARDINELLA AURITA

SARDINELLA 1	SEXE	L (m)	Cd mg /Kg	Pb (mg/kg)
SARDINELLA 2		0,29	0,0085	0,00618
SARDINELLA 3		0,29	0,0093	0,00697
SARDINELLA 4		0,29	0,0141	0,0113
SARDINELLA 5		0,29	0,0068	0,0254
SARDINELLA 6		0,29	0,0071	0,0269
SARDINELLA 7		0,29	0,0089	0,0314
SARDINELLA 8		0,28	0,0032	0,00367
SARDINELLA 9		0,28	0,0115	0,00786
SARDINELLA 10		0,28	0,0116	0,00916
SARDINELLA 11		0,28	0,0136	0,0104
SARDINELLA 12		0,28	0,0076	0,029
SARDINELLA 13		0,28	0,00077	0,032
SARDINELLA 14		0,27	0,0027	0,0209
SARDINELLA 15		0,27	0,0023	0,0197
SARDINELLA 16		0,27	0,0027	0,0262
SARDINELLA 17		0,27	0,0018	0,00209
SARDINELLA 18		0,27	0,0033	0,00446
SARDINELLA 19		0,27	0,009	0,0303
SARDINELLA 20		0,27	0,00043	0,0331
SARDINELLA 21		0,26	0,00468	0,0167
SARDINELLA 22		0,26	0,00468	0,0172
SARDINELLA 23		0,26	0,0065	0,0173
SARDINELLA 24		0,26	0,0032	0,0243
SARDINELLA 25		0,26	0,0036	0,0268
SARDINELLA 26		0,26	0,0034	0,0262
SARDINELLA 27		0,26	0,0017	0,0196
SARDINELLA 28		0,25	0,0022	0,0228
SARDINELLA 29		0,24	0,0041	0,0238
MOYENNE		0,272	0,006	0,0187

Carte désignant montrant les lieux de prélèvement



Source : Rapport de mission WCM PBGP, septembre 2012

TABLE DES MATIRES

<i>DEDICACES</i>	I
<i>REMERCIEMENTS</i>	II
LISTE DES TABLEAUX.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	VI
LISTE DES ABREVIATIONS :	VIII
INTRODUCTION.....	9
CHAPITRE I SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	11
I.1. GENERALITES SUR LES METAUX.....	12
I.1.1. DEFINITION.....	12
I.1.2. CLASSIFICATION ET TYPES DES METAUX	12
I.1.3. DIFFERENTS TYPES DES METAUX	12
<i>I.1.4. ORIGINE DES METAUX LOURDS</i>	13
I.1.5. SOURCES INDUSTRIELLES	13
I.1.6. SOURCES AGRICOLES.....	14
I.1.7. DANGERS DES METAUX LOURDS	14
I.1.8. ACCUMULATION DES METAUX LOURDS DANS LE CORPS HUMAIN ET LEURS EFFETS ...	14
<i>I.2. ETUDE DES METAUX LOURDS ETUDIES</i>	14
I.2.1. MERCURE	15
I.2.1.1. HISTORIQUE.....	15
I.2.1.2. LES DIFFERENTES FORMES DE MERCURE.....	15
I.2.1.3. PROPRIETES PHYSICO CHIMIQUES.....	17
I.2.1.4. LES AMALGAMES	17

I.2.1.6. COMPORTEMENT DU MERCURE ET SES COMPOSES DANS LES EAUX	19
I.2.1.7. COMPORTEMENT DU MERCURE ET SES COMPOSES DANS LES SEDIMENTS	19
I.2.1.8. REACTIVITE DU MERCURE (OXYDATION ET REDUCTION)	22
I.2.1.9. METHYLATION ET DEMETHYLATION	23
I.2.1.10. UTILISATIONS ET CIRCONSTANCES D'EXPOSITION	26
I.2.1.11. LES EFFETS DU MERCURE METALLIQUE ET SES DERIVES	27
I.2.2. PLOMB	31
I.2.2.1 SOURCES D'EXPOSITION	31
I.2.2.2. REACTIVITE CHIMIQUE	32
I.2.2.3. LE PLOMB DANS LE MILIEU MARIN	33
I.2.2.4. TOXICITE	34
I.2.3. CADMIUM	36
I.2.3.1. HISTORIQUE	36
I.2.3.2. SOURCES DE POLLUTION PAR LE CADMIUM	36
I.2.3.3. REACTIVITE CHIMIQUE	37
I.2.3.4. REPARTITION DU CADMIUM DANS LE MILIEU MARIN	38
I.2.3.5. TOXICITE DU CADMIUM.....	40
1.2.4. LE CUIVRE.....	44
I.3. SEDIMENTS	45
I.3.1. DEFINITION.....	46
I.3.2. ORIGINE, FORMATION	46
I.3.3. DIAGENÈSE DES SEDIMENTS MARINS	47
I.3.4. GRANULOMETRIE	47

I.3.5. COMPOSITION	48
I.3.6. FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES INFLUENÇANT L'ADSORPTION METALLIQUE DES SEDIMENTS.....	49
I.3.6.1. INFLUENCE DU PH	49
I.3.6.2. INFLUENCE DU POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION	49
I.3.6.3. INFLUENCE DE LA FORCE IONIQUE	50
I.3.7. POLLUTIONS METALLIQUES DES SEDIMENTS	50
I.3.8. CYCLE DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SEDIMENTS	50
I.4. ESPECES ETUDIEES	52
I.4.1. POISSONS	52
I.4.1.1. SARDINELLA AURITA	53
I.4.1.1.1. IMPORTANCE ECONOMIQUE DE <i>SARDINELLA AURITA</i> EN MAURITANIE	53
I.4.1.1.2. SYSTEMATIQUE :	54
I.4.1.1.3. REGIME ALIMENTAIRE DE <i>SARDINELLA AURITA</i>	54
I.4.1.1.4. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DE <i>SARDINELLA AURITA</i>	55
I.4.1.2. <i>ARGYRO SOMUS REGIUS</i>	55
I.4.1.2.1. IMPORTANCE ECONOMIQUE	55
I.4.1.2.2. ELEMENTS D'ECOBIOLOGIE.....	56
I.4.1.2.3. ECOLOGIE TROPHIQUE	57
I.4.1.2.4. L'EXPLOITATION	57
I.4.1.3. PAGRE A POINT BLEU (<i>PAGRUS CAERULEOSTICTUS</i>)	58
I.4.1.3.1. CLASSIFICATION DU (<i>PAGRUS CAERULEOSTICTUS</i>).....	58
I.4.1.3.2. CARACTERISTIQUE DE L'ESPECE	59

I.4.1.4. MUGIL CAPURRII (PERIGIA, 1892)	60
I.4.1.4.1 -SYSTEMATIQUE.....	60
I.4.1.4.2 -DESCRIPTION	60
I.4.1.4.3 -HABITAT.....	60
I.4.1.4.4 -ALIMENTATION.....	60
I.4.2. LES MOLLUSQUES BIVALVES.....	60
I.4.2.1. <i>DONAX RUGOSUS</i>	61
1.4.2.1.1. CLASSIFICATION DU <i>DONAX RUGOSUS</i>	61
I.4.2.2. LA MOULE <i>PERNA PERNA</i>	62
I.4.2.2.1. IDENTIFICATION, BIOLOGIE ET MORPHOLOGIE DU MODELE BIOLOGIQUE :	62
I.4.2.2.2.POSITION SYSTEMATIQUE DE LA MOULE <i>PERNA PERNA</i>	63
I.4.2.2.3. INTERET :	63
I.4.2.3. L’HUITRE CREUSE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i>	63
I.4.2.3.1 SYSTEMATIQUE	63
I.4.2.3.2 .REPRODUCTION.....	65
I.4.2.3.3. ESPECE SENTINELLE	65
CHAPITRE II CADRE D’ETUDE ET CHOIX METHODOLOGIQUES	66
II.1- CARACTERISTIQUE DU LITTORAL MAURITANIEN	67
II.1.1. CONTEXTE CLIMATIQUE.....	69
II.1.1.1. LE VENT	69
II.1.1.2. LES PLUIES : ZONE A PLUVIOMETRIE MEDIOCRE A NULLE.....	70
II.1.2.CONTEXTE HYDRODYNAMIQUE DU LITTORAL	71
II.1.3. CONTEXTE URBAIN ET INDUSTRIEL DES ZONES D’ETUDE	72

II.2. CHOIX METHODOLOGIQUES	74
II.2.1. PRELEVEMENT ET TRAITEMENT DES ECHANTILLONS	75
II.2.1.1. -POISSONS	75
II.2.1.1.1. ÉCHANTILLONNAGE	75
II.2.1.1.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS	75
II.2.1.2. MOLLUSQUES BIVALVES	76
II.2.1.2.1. ECHANTILLONNAGE	76
II.2.1.2.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS	76
II.2.1.3. LES SEDIMENTS	76
II.2.1.3.1. ECHANTILLONNAGE	76
II.2.1.3.2. PREPARATION DES ECHANTILLONS	77
II.2.2. DETERMINATION DES TENEURS DU CADMIUM ET DU PLOMB PAR :	
S.A.A.	77
II.2.2.1. PRINCIPE GENERAL DE LA S.A.A.	77
II.2.2.2. MODE OPERATOIRE	78
II.2.2.2.1. MINERALISATION	78
II.2.2.2.2. PREPARATION DES ETALONS : (SOLUTION POUR ETABLIR LES COURBES D'ETALONNAGE)	79
II.2.2.2.3. PREPARATION DU MODIFICATEUR DE MATRICE	80
II.2.2.2.4. ANALYSE DES ECHANTILLONS PAR S.A.A :	80
II.2.2.2.5. ASSURANCE QUALITE DES ANALYSES	80
II.2.2.2.6. EXPRESSION DES RESULTATS	81
II.2.3. ANALYSE DU MERCURE PAR DMA	82
II.2.3.1 PRINCIPE	82

II. 2.3.2. DOMAINE D'APPLICATION	82
II.2.3.3. RÉACTIFS :	82
II.2.3.4. MATERIEL	83
II.2.3.5. MODE OPERATOIRE.....	83
II.2.3.5.1. CONCENTRATIONS DES POINTS DE LA COURBE D'ETALONNAGE...	83
II.2.3.5.2. PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS.....	84
II.2.3.5.2.1. TISSUS BIOLOGIQUES	84
II.2.3.5.2.2. SEDIMENTS	84
II.2.3.5.2.2.1. ANALYSE	85
II.2.3.5.2.2.2. ASSURANCE QUALITE :	85
II.2.3.5.2.2.3. EXPRESSION DES RÉSULTATS	86
II.2.3.5.2.3. DETERMINATION DES METAUX TRACES PAR SPECTROMETRIE ABSORPTION ATOMIQUE (S.A.A.)	86
II.2.3.5.2.3.1. REACTIFS :	87
II.2.3.5.2.3.2. MATERIEL :	87
II.2.3.5.2.3.3. PROCEDURE :	87
CHAPITRE III RESULTATS DE L'ANALYSE DES METAUX LOURDS DANS LES POISSONS, LES MOLLUSQUES BIVALVES ET LES SEDIMENTS.....	89
III.1. CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES PAR LE MERCURE (HG)	90
III.1.1. TENEUR DU MERCURE DANS LES POISSONS	90
III.1.1.1. <i>SARDINELLA AURITA</i>	90
III.1.1.2. <i>PAGRUS CAERULEOSTICTUS</i>	92
III.1.1.3. <i>ARGYRO SOMUS REGIUS</i>	94
III.1.2. LE MERCURE DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES.....	95

III.1.2.1. DONAX RUGOSUS	95
III.1.2.2. MOULE AFRICAINE (<i>PERNA PERNA</i>)	98
III.1.2.3. huîtres (<i>C. gigas</i>)	100
III.2. CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES PAR LE CADMIUM	102
III.2.1. CADMIUM DANS LES POISSONS	102
III.2.1.1. <i>MUGILCAPURRII</i>	102
III.2.1.2. <i>SARDINELLA AURITA</i>	105
III.2.2. CADMIUM DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES	108
III.2.2.1. DONAX RUGOSUS.....	108
III.2.2.2. MOULE <i>P. PERNA</i>	109
III.3. CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES PAR LE PLOMB	110
III.3.1. CONCENTRATION DU PLOMB DANS LES POISSONS	110
III.3.1.1 Plomb dans <i>Mugil capurrii</i>	111
III.3.1.2. Concentration du plomb dans <i>Sardinella aurita</i>	113
III.3.2. Concentration du Plomb Dans les mollusques bivalves.....	117
III. 3.2.1. Concentration du Plomb dans <i>Donax rugosus</i>	117
III.3.2.2. Concentration du Plomb dans la moule <i>P. perna</i>	118
III. 3.2. 3. Concentration Plomb dans l’huître <i>C. gigas</i>	119
III.4. ETUDES COMPARATIVES	120
III.4.1. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE LA CONTAMINATION PAR LE CADMIUM CHEZ LES POISSONS	120
III.4.2. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE PLOMB CHEZ LES POISSONS	121
III.4.3. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE Cd, Pb, Hg DANS <i>D. RUGOSUS</i>	122

III.4.4. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE CADMIUM, PLOMB ET LE MERCURE DANS LA MOULE <i>P. PERNA</i> .	123
III.4.5. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LE PLOMB ET LE MERCURE DANS <i>C. GIGAS</i>.	124
III.4.6. ETUDE COMPARATIVE DU NIVEAU DE CONTAMINATION METALLIQUE DES SEDIMENTS	125
CHAPITRE IV : DISCUSSION	127
IV.1.1 MERCURE DANS LE POISSON	129
IV.1.2 MERCURE DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES	133
IV.1.2.1. MERCURE DANS <i>DONAX RUGOSUS</i>	134
IV.1.2.3. MERCURE DANS HUITRE <i>C. GIGAS</i>	136
IV.2. LE CADMIUM (Cd)	137
IV.2.1 CADMIUM DANS LES POISSONS	138
IV.2.1.1. CADMIUM DANS <i>SARDINELLA AURITA</i>	138
IV.2.1.2. CADMIUM DANS <i>MUGIL CAPURRII</i>	139
IV.2.2. CADMIUM DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES	140
IV.2.2.1. CADMIUM DANS <i>DONAX RUGOSUS</i>	140
IV.2.2.2. CADMIUM DANS <i>LA MOULE PERNA-PRNA</i>	140
IV.3. LE PLOMB (Pb)	142
IV.3.1. PLOMB DANS LES POISSONS	142
IV.3.1.1. POMB DANS <i>SARDINELLA AURITA</i>	142
IV.3.1.2. BLOMB DANS <i>MUGIL CAPURRII</i>	143
IV.3.2. PLOMB DANS LES MOLLUSQUES BIVALVES	143
IV.4. LES SEDIMENTS	145

IV.4.1. LE CUIVRE (CU)	145
IV.4.2. LE PLOMB (PB).....	146
IV.4.3. LE CADMIUM (CD).....	147
CONCLUSION GENERALE.....	149
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	154

Résumé :

Ce travail a porté sur le dosage par S.A.A de quatre métaux lourds (Mercure, Plomb, cuivre et Cadmium) dans les sédiments et certains produits halieutiques du littoral Mauritanien (les mollusques bivalves, et les poissons) pendant un période de deux ans (février 2012 au mars 2014) sur un nombre de (322) échantillons.

Dans cette étude, les concentrations moyennes en mercure dans les muscles des échantillons de poisson analysés sont : 0,015 mg/kg, 0,06 mg/kg et 0,15 mg/kg respectivement pour *Sardinella aurita*, *Pagrus Caeruleostictus* et *Argyrosomus regius*, la concentration moyenne pour les trois espèces (0,075mg/kg) ce qui est sept fois inférieure à la teneur fixée par l'OMS et la CE qui est de 0,5mg/Kg du poids frais.

Au niveau des mollusques bivalves, les concentrations moyennes en mercure sont de 0,0136 mg/kg, 0,008 mg/kg et 0,0078 mg/kg respectivement pour *Donax rugosus*, la moule *perna perna* et *C.gigas*.

Les concentrations moyennes du Cadmium pour les poissons sont : 0,0058 mg/kg de poids frais et 0,016 mg/kg de poids frais respectivement pour *Sardinella aurita* et *Mugil capiiirri*.

En ce qui concerne les mollusques bivalves, la teneur moyenne du cadmium dans la moule *Perna perna* est 0,36 mg/kg du P.F et 0,15 mg/kg pour *Donax rugosus*.

Les teneurs moyennes en plomb dans les poissons est de 0,019 mg/kg P.F pour *Sardinella aurita*, et 0,041 mg/kg).dans *Mugil Capiirii*. Alors que pour les mollusques les teneurs moyennes est de 0,15 mg/kg pour le *Donax rugosus* et 0,09 mg/kg pour *P.perna* quant à *C.gigas* la teneur moyenne est (0,122 mg/kg).

Dans le cas du sédiment, les concentrations sont 3,2±5,74, 0,13±0,13 et 1,38 mg/kg respectivement pour le plomb et le cadmium et le Cuivre alors que le mercure était sous le seuil de détection. , Cette étude a montré que les teneurs des métaux lourds sont relativement faibles dans les espèces étudiées (mollusques et poissons) et dépassent rarement les seuils toxiques sauf pour le cas du Cadmium. Ce phénomène a été également constaté dans les sédiments.

Mots clés: Mercure, Plomb, cuivre, Cadmium, mollusques bivalves, poissons, sédiments, littoral, Mauritanie

Abstract:

This study focuses on the dosage by S.A.A of four heavy metals (mercury, lead, copper and cadmium) in sediments and certain fish products of the Mauritanian littoral (bivalve Mollusks and fish) for a period of two years (February 2012 to March 2014) on a number of (322) samples.

In this study, the average concentrations of mercury in the muscles of analyzed fish samples are: 0.015 mg / kg, 0.06 mg / kg and 0.15 mg / kg respectively for *Sardinella aurita* and *Pagrus caeruleostictus* *Argyrosomus regius*, the average concentration for the three species (0.075 / kg), which is seven times less than the level set by the WHO and the EC, which is 0.5 mg / kg of the wet weight.

In the bivalve mollusks, the average mercury concentrations are 0.0136 mg / kg, 0.008 mg / kg and 0.0078 mg / kg respectively for *Donax rugosus*, the *Perna Perna* mussel and *C.gigas*.

The average concentrations of cadmium for fish are: 0.0058 mg / kg wet weight and 0.016 mg / kg wet weight respectively for *Sardinella aurita* and *Mugil capiiirri*.

Regarding bivalve mollusks, the average content of cadmium in the *Perna perna* mussel is 0.36 mg / kg of wet weight and 0.15 mg / kg for *Donax rugosus*.

The average levels of lead in fish is 0.019 mg / kg wet weight for *Sardinella aurita* and 0.041 mg / kg) .in *Mugil Capiirii*. As for mollusks, the average contents are 0.15 mg / kg for *Donax rugosus* and 0.09 mg / kg for *Perna perna* mussel, as for *C.gigas* the average content is (0.122 mg / kg).

In the case of sediment, concentrations are 3.2 ± 5.74, 0.13 ± 0.13 and 1.38 mg / kg for lead and cadmium and copper while the mercury is below the threshold of detection. , This study shows that the levels of heavy metals are relatively low in the studied species (fish and mollusks) and rarely exceed toxic levels except in the case of cadmium. This phenomenon is also found in the sediments.

Keywords: mercury, lead, copper, cadmium, bivalve Mollusks, fish, sediments, littoral, Mauritania.