



Evaluation 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)

Alassane YOUSAO^{1*}, Henri H. SOCLO¹, Clément BONOU², Kokouvi VIANOU²,
Magloire GBAGUIDI¹ et Léonce DOVONON¹

¹ Unité de Recherche en Ecotoxicologie et Etude de Qualité, Ecole polytechnique d'Abomey-Calavi, Université d'Abomey-Calavi, 01BP 2009 Cotonou, République du Bénin.

² Laboratoire de Recherche en Biologie Appliquée, Ecole polytechnique d'Abomey-Calavi, Université d'Abomey-Calavi, 01BP 2009 Cotonou, République du Bénin.

*Auteur Correspondant, E-mail: abdyoussao@yahoo.fr, Tel. (00229) 97894320/ 95396623/ 90 66 41 05

RESUME

La pollution des différents compartiments de l'environnement aquatique (eau, sédiments et faune ichthyenne) du Chenal de Cotonou et du lac Nokoué au Bénin a été étudiée. Les teneurs moyennes de plomb dans l'eau, les sédiments et les poissons sont respectivement de 1,45 mg/L, 317 mg/kg et 1,41 mg/kg. Pour les différentes espèces de poisson étudiées, le foie présente la plus forte concentration en plomb (ANOVA, $p < 0,05$). Les Facteurs de Bioconcentration (BCF) calculés par rapport à l'eau sont de 1,23, 1,18 et 1,14 respectivement pour les espèces *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus*. Le plomb constitue une menace réelle pour l'environnement.

© 2011 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés : Plomb, faune aquatique, eau, sédiment, Proc glm.

INTRODUCTION

Au Bénin, les pêcheries continentales contribuent pour environ 75% à la production halieutique nationale et participent pour près de 31% à la consommation nationale de protéines animales (Gnonhossou, 2006). Le lac Nokoué, la plus grande des sources de produits de pêche au Bénin, serait la lagune la plus productive de l'Afrique de l'Ouest avec un rendement d'environ une tonne à l'hectare et par an contre une moyenne de 290 kg par

hectare et par an pour l'ensemble des lagunes ouest-africaines (Issola et al., 2008 ; Lalèyè, 1995). Malheureusement, ces ressources sont menacées par la pollution avancée des plans d'eau au Bénin comme dans la plupart des pays africains (Bouih et al., 2004). Les déchets solides, les effluents urbains, agricoles et même industriels sont les sources de contamination les plus connues. Mais sur le chenal de Cotonou et le lac Nokoué, le trafic de l'essence frelatée et le trafic routier sur les

© 2011 International Formulae Group. All rights reserved.

trois ponts érigés sur le chenal de Cotonou s'ajoutent aux rejets artisanaux et industriels pour la contamination en plomb (Bawa et al., 2005 ; Keck et al., 2002). Alors que le plomb organique contenu dans l'essence est réputé pour sa toxicité surtout pour les poissons. Les écosystèmes et les populations consommatrices de ces ressources pourraient être ainsi exposés à des risques sanitaires. Ainsi les espèces de poisson que sont *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus*, ont été échantillonnés dans ce complexe lagunaire pour cette étude. L'objectif de ce travail est d'évaluer le niveau d'accumulation du plomb dans les organes (muscles, foie, branchies) de ces poissons en rapport avec les taux de plomb dans leur milieu de vie (eau, sédiments).

MATERIEL ET METHODES

Situation géographique

Le lac Nokoue est situé au Sud-Est du réseau lagunaire béninois (6°25' N, 2°36'). Il est relié à l'océan Atlantique par le chenal de Cotonou sur une longueur de 4,5 km avec une largeur de 300 m. La superficie moyenne du lac Nokoue est de 150 km² et sa longueur moyenne est de 20 km dans sa direction Est-Ouest avec une largeur de 11 km dans sa direction Nord-Sud (Lalèyè, 1995).

Choix des sites d'échantillonnage

Quinze (15) sites ont été échantillonnés sur le chenal de Cotonou et le lac Nokoué (Figure 1). Ils sont situés entre les parallèles 2°26'30'' et 2°26'22'' Nord et les méridiens 6°20' et 6°23' Est au Bénin dans le département de l'Atlantique. Le principal critère de choix de ces sites est la proximité de sources potentielles de pollution par le plomb, proximité des ponts, des exutoires, des caniveaux, des tas d'immondices et des points de débarquement d'essence frelatée.

Campagnes d'échantillonnage

Six (06) campagnes d'échantillonnage ont été effectuées dans la période allant de mars à juillet 2009. Les poissons, l'eau et les sédiments ont été échantillonnés. Dans cette étude, notre choix s'est porté sur les espèces de poisson *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus* pour évaluer le niveau de contamination par les résidus de plomb dans les deux zones humides du sud Bénin. Elles ont été choisies pour leur abondance numérique dans les prises et leur importance socioéconomique. Les échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés en surface (0 – 10 cm) dans des bouteilles et des emballages en plastique respectivement. Chaque prélèvement d'échantillon d'eau est précédé d'un rinçage à l'eau du site (Andrew et al., 1995). Les sédiments de surface ont été prélevés à l'aide d'une benne schippeck. Tous les échantillons ont été conservés à 4 °C dans une glacière contenant des accumulateurs de froid pour être transporté au laboratoire.

Analyses chimiques

Chaque échantillon de matériel biologique frais est broyé et traité à l'acide nitrique et à l'acide perchlorique dans les proportions 6/1 en volume (Andrew, 1995) pour l'extraction du plomb. L'analyse du plomb total est faite en procédant à une digestion appropriée de l'eau brute et du sédiment brute calcinés (à 525 °C) suivant la norme NF EN ISO 15587-1 et -2 (INERIS, 2003). Le minéralisat ainsi obtenu dans chaque cas est repris à l'eau distillée et analysé au spectroscope d'absorption atomique à flamme d'acétylène de type GTA 110 VARIAN.

Traitement statistique et calcul du Facteur de Bio-Concentration (BCF)

Les données ont été analysées et interprétées grâce aux logiciels Excel et SAS.

Le test de l'analyse de variance est effectué par proc glm de SAS sur les organes des différentes espèces de poisson. Les individus sont constitués des échantillons d'organe, des espèces de poisson et d'échantillons d'eau et de sédiments. Les variables sont les concentrations de plomb. La formule de calcul du BCF est inspirée de (Casas, 2005) en mode statique. Ce facteur a été déterminé par rapport à l'eau. C'est le rapport entre la concentration interne en plomb dans l'organisme vivant (Cm) et la concentration environnementale (eau) en contaminant (Pb) exprimées en mg/kg Pb.

$$BCF = \frac{C_m}{C_a}$$

RESULTATS

Le plomb dans l'eau et les sédiments

Les concentrations en plomb dans les eaux du lac et du chenal varient de façon significative en fonction des sites d'échantillonnage (ANOVA, $p < 0,05$) et des zones d'échantillonnage (Chenal de Cotonou et lac Nokoué) avec une moyenne d'ensemble de 1,45 mg/L. La concentration minimale de 0,59 mg/L est obtenue au site C₃ (Lycée technique) et la concentration maximale qui est de 3,46 mg/L au site C₁ (ancien pont). D'une façon générale, la concentration du plomb au niveau du chenal (1,63 mg/L) dépasse (ANOVA, $p < 0,05$) celle du lac Nokoué (1,25 mg/L). C'est l'inverse que l'on observe pour les sédiments. Sur les trois sites d'échantillonnage de poisson, la valeur minimale de la concentration est de 233,25 mg/kg. Dans l'ensemble, les concentrations en plomb obtenues dans les échantillons de

sédiment sont comprises entre 15,90 et 895,33 mg/kg de poids sec et enregistrées respectivement à C1 (ancien pont) et à N5 (Calavi) avec une moyenne de 130,77 mg/kg. La teneur moyenne du plomb dans les sédiments (130,77 mg/kg) est près de cent (100) fois supérieure à celle obtenue dans l'eau (1,45 mg/L). La corrélation entre les teneurs en plomb des sédiments et celles de l'eau qui est de $r = 0,93$ est significative au seuil de $p < 0,001$.

Le plomb dans les organes de poisson

Les teneurs en plomb dans le foie, les branchies et les muscles des poissons pêchés au niveau des sites sont représentées sur la Figure 2. Chez les différentes espèces de poissons, la concentration en plomb dans le foie est la plus importante (ANOVA, $p < 0,001$), suivie de celle dans les branchies et puis de celle dans le muscle. La moyenne générale des concentrations du plomb dans les poissons est de 1,41 mg/kg avec un écart-type de 0,72 qui indique une faible dispersion des valeurs (Figure 3). Les concentrations au niveau des différents compartiments sont représentées sur les Figures 2 à 4. Ces concentrations décroissent selon le schéma suivant: Sédiment > poisson > eau. En moyenne la concentration en plomb dans les poissons (1,41 mg/kg) est sensiblement égale à celle de l'eau du lac et du chenal (1,45 mg/l) qui sont les milieux de vie de ces organismes vivants. Ainsi, les valeurs du BCF qui sont de 1,23 pour *Sarotherodon melanotheron*, de 1,18 pour *Tilapia guineensis* et de 1,14 chez *Hemichromis fasciatus* respectivement, sont voisines de l'unité.

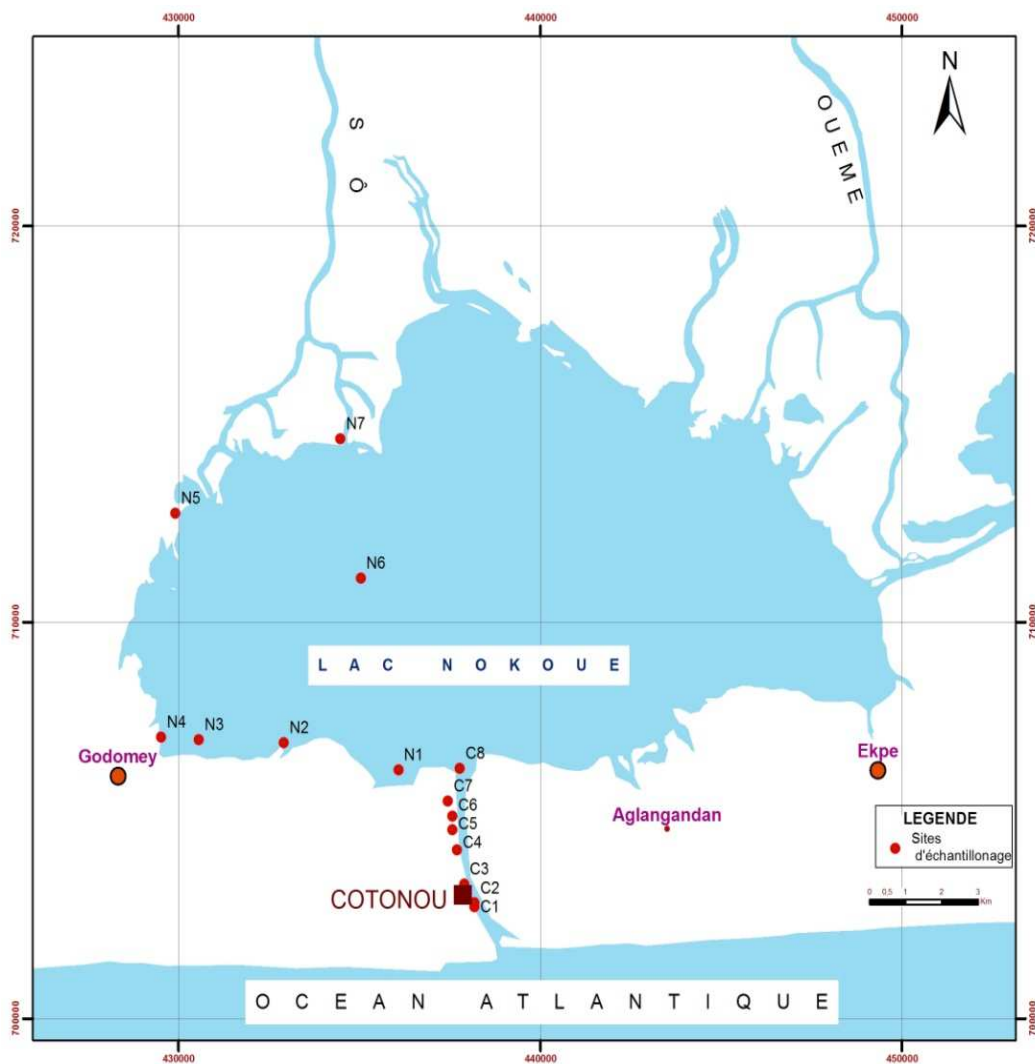


Figure 1 : Carte de localisation des sites d'échantillonnage.

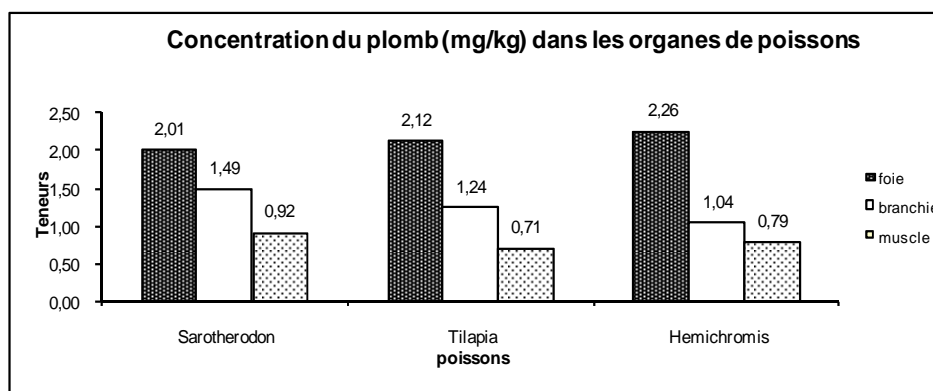


Figure 2 : Concentration en plomb dans les organes de poisson du lac Nokoué au Bénin.

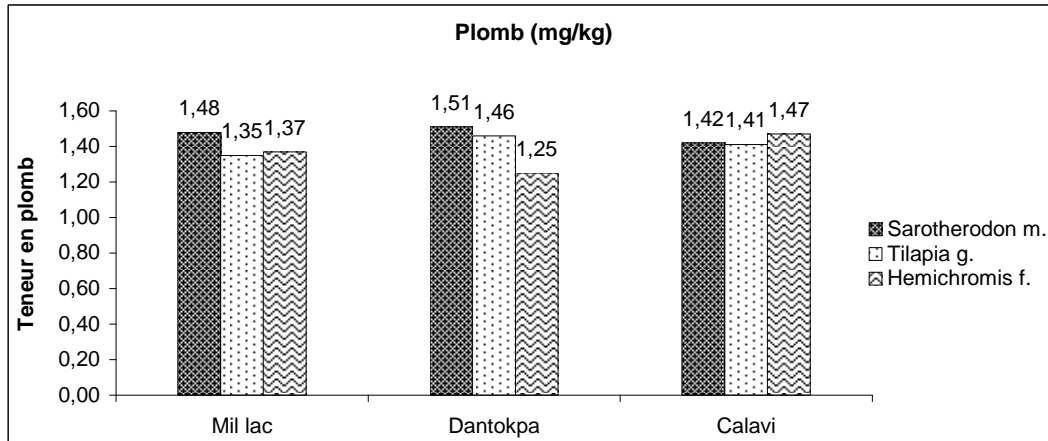


Figure 3 : Teneur en plomb dans les espèces de poisson étudiées en fonction des sites.

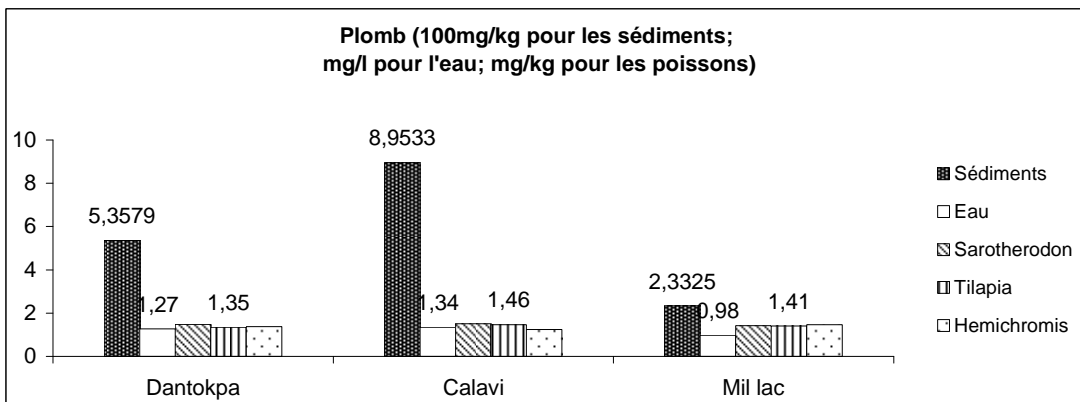


Figure 4 : Teneur en plomb dans les différents compartiments (sédiments, eau, poissons) du lac Nokoué.

DISCUSSION

Le plomb dans l'eau et les sédiments

Selon les travaux de Kouame et al. (2006) et Bouih et al. (2004), le niveau de contamination des sites est tributaire des sources de plomb et de la présence ou non de la matière organique. Ce résultat se confirme avec en première position le trafic routier, suivi du trafic de l'essence frelatée débarquée sur les sites de regroupement lorsqu'on se rapporte aux teneurs de plomb dans l'eau. Mais l'ancien pont, qui est le premier installé sur le Chenal de Cotonou présente la plus faible valeur dans les sédiments. Cela confirme que le plomb n'est pas retenu par les

sédiments qui sont en fait sablonneux en ce point, contrairement aux autres sites situés à proximité de décharges sauvages. Le site C₃(LTC) a la plus faible valeur dans l'eau alors qu'il est à proximité d'un point de rejet des eaux usées de teinturerie. Cela ne fait pas apparaître un effet significatif de cette activité sur la qualité du milieu. La forte concentration du plomb dans les sédiments peut résulter de différents mécanismes possibles (Correia dos Santos et al., 2001). Le plomb possède non seulement une très faible hydrosolubilité ($4,62 \times 10^{-2} \text{ mol/m}^3$), mais aussi un coefficient d'adsorption sur les sédiments très élevé surtout lorsque les sédiments sont fortement

chargés en matière organique. C'est le résultat d'importantes activités génératrices de plomb et de la forte pression anthropique exercée par la ville de Cotonou sur cette partie du complexe lagunaire caractérisé par des décharges sauvages sur les berges. La différence de répartition entre le Chenal de Cotonou et le lac Nokoué peut être liée à la géométrie des plans d'eau. En effet le Chenal de Cotonou est très étroit comparativement au lac Nokoué qui est une vaste étendue d'eau calme. Les résidus de plomb se répartissent en effet, uniformément sur cette dernière contrairement au Chenal de Cotonou fortement influencé par des courants d'eau d'origine marine. Le résultat obtenu à Calavi est en accord avec les travaux de Mota et al. (2005) et Quenea et al. (2009) qui ont établi un lien étroit entre la matière organique et le plomb surtout la fraction $< 2\mu\text{m}$ des sédiments. Le site d'Abomey-Calavi (N5) est en effet, dominé par le trafic de branchages utilisé pour les acajas (piège à poisson) et le trafic de l'essence, source d'apport respectivement de matières organiques et de plomb organique (Bouhali et al., 2008). Les fortes teneurs relevées sur les sédiments sont d'ailleurs inquiétantes.

Le plomb dans les organes de poisson

Selon le test de l'analyse de variance, il n'y a pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations dans les différentes espèces de poissons (*Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis*, *Hemichromis fasciatus*). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les trois espèces étudiées appartiennent à la même famille des *cichlidae*. Ces espèces disposent donc des caractéristiques physiologiques communes (absorption et excrétion des éléments traces) et les mêmes modes de vie. Toutes fois, ces valeurs dépassent largement les valeurs de référence de 0,2 à 0,4 mg.kg^{-1} de poids frais selon l'OMS (1995).

L'analyse statistique des résultats montre que la concentration en plomb dans les

poissons varie très peu suivant les sites d'échantillonnage. Il n'y a pas de différence significative au seuil $p < 0,05$ entre les valeurs. Ceci peut s'expliquer par la mobilité des poissons qui, du reste ne sont pas sédentaires et peuvent par conséquent fréquenter à la fois tous les sites de l'écosystème aquatique. Surtout que ces espèces d'eau saumâtre sont contraintes à des migrations saisonnières au gré des remontées salines.

Répartition du plomb dans l'eau, les sédiments et les organes de poisson

Les valeurs du BCF obtenues sont proches de celles obtenues par Merlini et Pozzi (1977) qui ont rapporté un BCF de 4,88 pour une exposition de 8 jours à 40 $\mu\text{g/l}$ sur *Lepomis gibbosus*. Les valeurs du BCF proches de l'unité pourraient traduire qu'un équilibre se serait établi entre le liquide biologique et l'eau du milieu de vie des poissons. Toute fois, les teneurs plus élevées dans le foie peuvent exprimer l'interférence d'un phénomène physiologique spécifique à la famille des *cichlidae*. Le régime alimentaire et les processus de diffusion du plomb par la barrière cutanée seraient des mécanismes possibles à l'origine de la bioconcentration du plomb dans ces poissons (El Bouhali et al., 2008 ; Nussey et al., 2000 ; Vighi, 1981). Le mécanisme de transfert du plomb dans la matière vivante ressemble plus à un phénomène physique naturel d'établissement d'équilibre osmotique entre les liquides biologiques et l'eau des milieux de vie, qu'à un phénomène purement physiologique. Les résultats du test de corrélation montrent que la teneur en plomb dans les poissons n'est pas étroitement liée aux sites d'échantillonnage. Ce qui est en accord avec les conclusions de l'analyse de variances qui suggèrent une grande mobilité des poissons. Par contre, la corrélation entre la teneur en plomb des sédiments et celle de l'eau ($r = 0,93$, $p < 0,001$) montre que les apports extérieurs par rapport à l'écosystème accroissent les concentrations simultanément dans l'eau et dans les

sédiments. Le risque est d'autant plus important que le plomb est rejeté aussi sous sa forme organique (Gerard, 2002).

Conclusion

Le lac Nokoué et le Chenal de Cotonou sont pollués dans leurs différents compartiments (eau, sédiments et poissons) par le plomb. L'incorporation du plomb dans les organismes vivants et les chaînes trophiques pourrait s'expliquer surtout par les phénomènes physiques (osmose) que physiologiques. Cette étude permet, cependant, de mettre en évidence le transfert du polluant dans les organes de poissons, plus dans le foie que dans les branchies et les muscles au niveau du lac Nokoué et du chenal de Cotonou. Dans tous les cas, la forte présence du plomb dans l'organisme des poissons constitue un facteur de risque non seulement pour la vie de ces espèces aquatiques, mais aussi pour l'Homme qui est le prédateur supérieur au bout de la chaîne alimentaire.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été effectué avec le soutien financier de l'International Foundation for Science (IFS) et du conseil scientifique de l'université d'Abomey-Calavi (Bénin) à travers le projet 8AMV.

REFERENCES

- Andrew D, Lenor SC, Arnold EG. 1995. *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater* (19th edition). American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation: USA
- Bawa ML, Djaneye-Boundjou G, Boukari Y. 2005. Caractérisation de deux effluents industriels au Togo : étude d'impact sur l'environnement. *Revue Afrique Science*, **2**(1): 57–68.
- Bouih HB, Nassali H, Leblans M, Srhiri A. 2004. Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Revue Afrique Science*, **1**(1): 109–125.
- Casas S. 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat de l'Université du sud Toulon VAR, 363p.
- Correia dos Santos MM, Vilhena MF, Simões Gonçalves ML. 2001. Interaction of lead (II) with sediment particles: a mercury microelectrode study. *Analytica Chimica Acta*, **441**: 191-200.
- EL Bouhali B, Bennasser L, Nasri I, Gloaguen V, Mouradi A. 2008. Contamination métallique de *Gambusia holbrooki* au niveau du lac Fouarat et de l'estuaire Sebou dans la région du Gharb (Maroc). *Revue Afrique Science*, **4**(3): 410–425.
- Gerard K. 2002. Contaminants et résidus chimiques dans les aliments d'origine animale. Unité de pharmacie-toxicologie. L'école nationale vétérinaire de Lyon B.P. 83 ; 69280 Marcy-l'étoile. *Revue Française des Laboratoires*, N° 348 ; Elsevier, Paris, 7p.
- Gnonhossou MP. 2006. La faune benthique d'une lagune Ouest Africaine (le lac Nokoué au Bénin), diversité, abondance, variations temporelles et spatiales, place dans la chaîne trophique. Thèse de doctorat, 169 p.
- INERIS. 2003. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques 1- Plomb et ses dérivés. Version N°2-1/2003 ERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD –N°00df257. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques 1/90.
- Issola Y, Kouassi AM, Dongui BK, Biemi J. 2008. Caractéristiques physico-chimiques d'une lagune côtière tropicale: lagune de Fresco (Côte d'Ivoire). *Afrique Science*, **4**(3): 368–393.

- Kouame IK, Gone D, Savane IL, Kouassi EA, Koffi BTA, Goula K, Diallo M. 2006. Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan - Côte d'Ivoire). *Afrique Science*, **2**(1): 39-56.
- Lalèyè P. 1995. Ecologie comparée de deux espèces du Chrysichthys, poissons siluriformes (Clarotéidae) du Complexe lagunaire lac Nokoué-lagune de Porto-Novo au Bénin. Thèse de Doctorat, Université de Liège, Belgique, 199p.
- Merlini M, Pozzi G. 1977. Lead and freshwater fishes. Part I: Lead accumulation and water pH. *Environ. Pollut.*, **12**: 167-172.
- Mota AM, Cruz P, Vilhena C, Goncalves MLS. 2005. Influence of the sediment on lead speciation in the tagus estuary. *Water Research*, **39**(8): 1451 - 1460.
- Nussey G, van Vuren JHJ, du Preez HH. 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water SA.*, **26**(2): 269-284.
- OMS. 1995. Plomb inorganique. Environmental Health Criteria 165. OMS, Genève.
- Quenea K, Lamy I, Winterton P, Bermond A, Dumat C. 2009. Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with wastewater. *Geoderma*, **149**: 217-223.
- Vighi M. 1981. Lead uptake and release in an experimental chain. *Ecotoxicol Environ Saf.*, **5**: 177-193.