UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Diversité ichtyologique et niveau de contamination des matrices eau-sédiment-poisson par les effluents miniers des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga, Est de la RD Congo

Mukabo Okito Gabriel, MSc

2024-02
UB, ED
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/2127

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

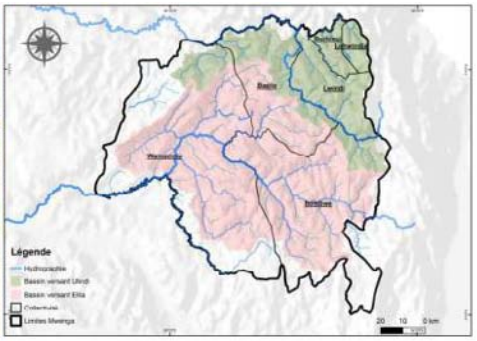
UNIVERSITE DU BURUNDI

ECOLE DOCTORALE

Faculté des Sciences
Centre de Recherche en Sciences Naturelles et de l'environnement (CRSNE)

Diversité ichtyologique et niveau de contamination des matrices eau-sédiment-poisson par les effluents miniers des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga, Est de la RD Congo





THESE DE DOCTORAT
Soutenue le 29/ 02 /2024
Par:
MUKABO OKITO Gabriel, MSc

En vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Naturelles et Environnement (PhD)
Spécialité: Ecotoxicologie et Gestion de l'Environnement Aquatique
Février 2024

UNIVERSITE DU BURUNDI

ECOLE DOCTORALE



Faculté des Sciences
Centre de Recherche en Sciences Naturelles et de l'Environnement (CRSNE)

Diversité ichtyologique et niveau de contamination des matrices eau-sédiment-poisson par les effluents miniers des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga, Est de la RD Congo

THESE DE DOCTORAT

Soutenue Publiquement le 29 /02 /2024

Par

MUKABO OKITO Gabriel, MSc.

En vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Naturelles et de l'environnement

Spécialité: Ecotoxicologie et Gestion de l'environnement Aquatique

Membres du Jury

Professeur BANYANKIMBONA Gaspard, IUCE et Université du Burundi, Burundi: Président

Professeur SIBOMANA Claver, Université du Burundi (UB), Burundi: Secrétaire

Professeur NTAKIMAZI Gaspard, Université du Burundi (UB), Burundi: Co-promoteur

Professeur Emérite MICHA Jean-Claude, Université de Namur, Belgique : Co-promoteur

Professeur NSHOMBO Muderhwa Venant, CRH/Uvira, RD Congo: Co-promoteur

Professeur NIYONKURU Charles, Université du Burundi (UB), Burundi: Membre

Professeur Robert MANDIKI, FUNDP Namur, Belgique: Membre

Professeur MBALASSA MULONGAIBALU, Université Officielle de Bukavu (U.O.B/Bukavu), RDC: Membre

EPIGRAPHE

« Toutes les choses sont poisons et rien n'est sans poison, seule la dose détermine ce qui n'est pas poison »

Paracelsus, 1493-1541

“Je publierai les grâces de l’Eternel d’après tout ce que l’Eternel a fait pour nous, je dirai sa grande bonté envers la maison Israël, qu’il a traité selon ses compassions et la richesse de son amour”.

Esaie 63:7

IN MEMORIUM

A toi mon regretté père OKITO MUKATA Michel, tu m'encourageais toujours de ne jamais baisser les bras lorsqu'il s'agit de poursuivre un but noble. Tu as semé ce que tu n'as pas pu récolter alors que tu es la source de ma motivation pour les études, aujourd'hui le résultat arrive à ton absence. Je garderai toujours de toi, le souvenir d'une belle image Papa.

A vous mon grand-frère YUTHI DIBALA LULAMUKATA, et Ma grande Sœur Marie-Claire OKITO OKENDE nous vous avons tant aimé mais Dieu vous aimait plus qu'il a bon jugé de vous rappeler dans son royaume. Jamais je n'oublierai vos conseils et encadrements tant moral que spirituel et l'amour que vous aviez manifesté à mon égard, vos disparitions de ce monde ont créé un trou dans ma vie que seul Eternel peut combler.

A ma très chère fille Narcisse OKITO, ta mort subite a été comme une foudre dans ma vie, puisse Dieu vous accorder un bon lieu de repos dans son royaume.

Oh Jésus de Nazareth, vous qui aviez promis la résurrection des morts, nous croyons se retrouver un jour avec tous ces êtres qui nous sont chers dans ton royaume Seigneur.

Que la terre de nos ancêtres vous soit très douce et que le miséricordieux vous accordent tous, toute la direction dans la vie céleste.

Gabriel MUKABO OKITO

DEDICACE

A tous ceux qui nous sont chers

A nos parents tant aimés

A notre chère épouse Destinée LAINI BAKARI MUKABO

A nos charmants enfants

A nos frères et sœurs aimables et dévoués

A tous les amoureux de la science en général et plus particulièrement tous ceux qui s'intéressent à la conformité et sauvegarde environnementale.

Gabriel MUKABO OKITO

« Les hommes se plaisent à penser qu'ils peuvent se débrouiller seuls, mais l'homme, le vrai, sait que rien ne vaut le soutien et les encouragements d'une bonne équipe ».

Tim Allen

REMERCIEMENTS

Avant toute chose, je tiens à présenter ma gratitude à Dieu, Tout Puissant, créateur des cieux et de la terre, Maître de temps et de circonstances pour son amour et la bénédiction de sa grâce qui m'ont gardé en vie en dépit de multiples problèmes de santé auxquels j'ai fait face tout au long de mes recherches doctorales sans lesquels, je ne saurai arriver à terme de ce méga projet.

C'est une habitude saine que de remercier au début d'un tel travail tous ceux qui, d'une manière ou d'une autre, ont contribué à le rendre possible. Même si dans mon cas, cette liste peut sembler plus longue que de coutume, ça vaut quand même la peine d'être fait car c'est avec mon enthousiasme le plus vif et le plus sincère que je voudrais rendre mérite à tous ceux qui à leur manière m'ont aidé à mener à bien cette thèse.

C'est ici l'occasion de remercier les responsables de l'ARES-CCD et de l'Ecole Doctorale de Université du Burundi d'une part et de l'Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive de l'Université de Namur (URBE/UNamur) et d'autre part pour les moyens nécessaires et énergies qu'ils ne cessent de mobiliser pour la formation des jeunes chercheurs que nous sommes. Que le Professeur JUMA Shabani, Directeur de l'école doctorale de l'université du Burundi ; Madame Christine LEROY, Chargée de projet à la Direction de la coopération au développement, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Mes plus sincères remerciements vont ensuite à mon promoteur de thèse, le Professeur NTAKIMAZI Gaspard, qui m'a permis de réaliser ce travail et qui m'a soutenu pendant ces 6 années. Il a su me guider et me faire partager ses connaissances dès la phase expérimentale jusqu'à la phase rédactionnelle. Il a toujours été à l'écoute de mes nombreuses interrogations et je le remercie vraiment pour tout !

Mes remerciements s'adressent également au Professeur Emérite Jean-Claude MICHA, qui, en dépit de ses multiples occupations, il a non seulement accepté la co-promotion de mon doctorat mais reste toujours disponible à m'apporter son encadrement ; ses remarques, conseils constructifs m'ont toujours permis d'améliorer mon projet de Recherche. C'est aussi le moment de saluer vos grandes capacités d'écoute et d'interprétation qui vous poussent toujours vers la perfection scientifique. Je vous rends en plus hommage pour l'intérêt et la confiance que vous m'avez accordé et croyez-moi, je ne vous serai jamais assez reconnaissant.

Au Professeur NSHOMBO Muderhwa pour la Co-promotion de ma recherche doctorale et les nouveaux horizons qu'il ne cesse de m'ouvrir à partir de ses relations et connaissances pour que ce travail arrive aujourd'hui à son terme. Il m'a toujours soutenu aussi bien dans l'affinement de mes protocoles de recherches, que dans la valorisation scientifique et technique des données obtenues.

Je remercie infiniment le Professeur Ordinaire Patrick KESTEMONT, Directeur de l'Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE – UNamur),

Responsable académique de ces travaux de recherche à l'Université de Namur, pour avoir cru en moi et avoir , non seulement accepté de m'accueillir dans son laboratoire où la plus grande partie de mes activités ont été réalisées, mais aussi il a tout mis à ma disposition pour avoir un encadrement adéquat durant mes différents séjour en Belgique.

Au Professeur Robert MANDIKI, qui m'a été d'un très grand soutien tout au long de mon travail de thèse. Toutes nos longues discussions sur les démarches analytiques et les tournures à prendre sur les publications et la rédaction du manuscrit m'ont vraiment été très bénéfiques. J'ai toujours pu compter sur lui et je le remercie énormément pour son investissement dans mon travail !

Je remercie sincèrement le Professeur Thierry JAUNIAUX et Docteur Prudencio AGBOHESSI. Leur collaboration dans mon travail de thèse a été très indispensable. Je leur suis reconnaissant de m'avoir appris ces techniques de dosage, de prélèvement des tissus, leur conservation, évaluation histopathologique d'une part et du choix des modèles pour les analyses statistiques, d'autre part. Qu'ils trouvent ici, l'expression de ma profonde.

Un très grand merci au Professeur SIBOMANA Claver pour sa participation à l'encadrement de cette thèse et pour tout ce qu'il m'a apporté par ses conseils scientifiques très judicieux et son soutien tellement amical.

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude envers chaque membre du jury pour le temps, l'expertise et l'attention que vous avez consacrés à évaluer mon travail. Vos commentaires et conseils sont très précieux pour moi et contribueront grandement à mon développement professionnel. Merci infiniment pour votre soutien et votre encouragement.

Je pense particulièrement au Professeur BANYANKIMBONA Gaspard, Ministre honoraire de l'Education nationale et de la Recherche Scientifique du Burundi, pour avoir accepté de présider mon jury en dépit de son agenda chargé, je garderai de lui, le souvenir d'être le premier à m'appeler docteur en sciences.

Je suis profondément reconnaissant envers le Professeur MBALASSA Mulongaibalu pour sa précieuse contribution à l'évaluation de mon projet. Votre expertise a été essentielle à la réussite de ce travail. Je vous remercie du fond du cœur pour votre participation en tant que jury. Un grand merci au Professeur NIYONKURU Charles pour son engagement et la qualité de son retour d'information. Vos conseils avisés ont été d'une aide inestimable pour l'amélioration de la qualité de ce travail. Cela a été un honneur de vous présenter mon travail.

Que le Professeur Sébastien MANIRAKIZA, Prof. Déo RURIMUNZU Madame Florette MUNEZERO, Madame Denise HABOGORIMANA, Mr Lambert NIYUNGEKO tous membre du personnel académique, administratif et technique de l'Université du Burundi, pour tout ce qu'ils ont été pour nous depuis le début de notre parcours doctoral jusqu'à sa fin, ils nous ont toujours été disponibles à chaque fois que nous avions besoin de leurs services.

Mes remerciements vont également à l'Office Congolais de Contrôle de Bukavu et au laboratoire de cellule et tissus de l'Université de Namur en particulier Mr MABRUKI François et Professeur Yves POUMAY, Mr Valéry BIELARZ, Mme Valérie DE GLAS et Benoît BALAU qui m'ont permis respectivement de réaliser mes dosages de métaux dans les poissons, l'eau et

sédiment d'une part et d'autre part, pour avoir mis à notre disposition leurs appareils pour les analyses histologiques.

Je remercie également tous les chercheurs et techniciens du Département d'Ichtyologie du Musée Royal de l'Afrique Central à Tervuren, ceux du Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Environnement du Centre de Recherche en Sciences Naturelles et Environnementales (CRSNE), Faculté des Sciences, Université du Burundi et du laboratoire de Biologie du Centre de Recherche en Hydrobiologie d'Uvira, pour leur appui technique et collaboration dans la détermination et identification des poissons. Je pense particulièrement au Prof Jos SNOEKS, Dr Emmanuel VREVEN, Mr Tobias MUSSCHOOT, Gert BODEN, Mr *Anatole BIGIRIMANA, MSc. MUZUMANI RISASI Donatien, Mr LUBUNGA DUNIA Papy, HERI MUZUNGU Leblanc, …*

Je remercie sincèrement tous les personnels administratifs, scientifiques et techniques de l'Université de Namur en général et de l'URBE en particulier, que les Professeurs Prof *Erick DEPIEREUX pour la formation en Analyse des données écologiques et Utilisation du logiciel R et au Professeure Suzanne LORET pour les cours sur les principes de base en sécurité au laboratoire et la biosécurité qui m'ont beaucoup aidé à éviter tout risque et danger au laboratoire lors de mes différentes manipulations. Que Mesdames Julie LUCAS, Marie ASSEZ, Mélisse MILIOTO, Amélie SCHNOCK, Brigitte BONNET et aux Messieurs Jérôme LAMBERT, Pascual JACQUES et Heinrich BRUNKE trouvent en cette page, l'expression de ma profonde gratitude pour leurs services et surtout leur disponibilité à me venir en aide en chaque fois que j'avais besoin de leurs services.*

A travers Dr MASIRIKA MATUNGU Joseph et Dr Pamphile AGBOHESSOU, je remercie tous mes collègues doctorants de l'Université du Burundi et de l'Université de Namur avec qui nous avons partagé de moments inoubliables, à toutes et à tous, je présente ma profonde gratitude. Les meilleurs amis ne naissent pas ensemble mais se croisent et se font de souvenirs inoubliables, dit-on.

Avant de clore cette page, je remercie infiniment tous les membres de ma famille biologique, professionnelle que spirituelle pour toutes leurs prières, conseils et amour qu'ils m'ont toujours témoigné durant toute la durée de ma formation doctorale. Je pense particulièrement à mes très chères mamans Jeannine MWA KAKONJA et Marie-dorothée KAPINGA pour leur infini amour témoigné à ma personne. Aux familles de mes frères et sœurs de la famille OKITO, BAKARI et celle de la famille DIBALA, à celles de mon Papa Spirituel, Apôtre Daouda KAOUDIO, du Pasteur Philippe SOPO, de l'ancien Grégoire NAHIMANA et de John MUNDJO, etc.

Je veux enfin prendre un moment pour exprimer toute ma gratitude à ma merveilleuse famille. À mes enfants : Alice OKITO, Aline OKITO, Prodige OKITO et Nathanaël OKITO, merci pour votre joie et votre inspiration quotidienne. À tendre épouse, Destinée BAKARI, merci pour ton amour inconditionnel et ton soutien sans faille. Vous êtes mon roc et la source de ma force. Je vous aime plus que les mots ne puissent le dire.

Gabriel MUKABO OKITO

Table des matières

EPIGRAPHE iii
IN MEMORIUM v
DEDICACE vi
REMERCIEMENTS viii
Table des matières xi
LISTE DE TABLEAUX xv
LISTE DE FIGURES xviii
LISTE DES ABREVIATIONS xix
RESUME xxiii
ABSTRACT xxvi
1. *INTRODUCTION GENERALE* 1
1.1. Contexte, justification et Problématique de la recherche 2
1.2. Questions de recherche 6
1.3. Hypothèses 6
1.4. Objectifs 7
1.4.1. Objectif principal 7
1.4.2. Objectifs Spécifiques 7
1.5. Subdivision du travail 8
2. REVUE DE LA LITTERATURE 9
2.1. Généralités sur l'exploitation minière de la zone d'étude 10
2.1.1. Historique de l'exploitation minière en République Démocratique du Congo 10
2.2. Généralités sur la diversité des poissons de la zone d'étude 11
2.3. Pollution de l'environnement par les Métaux lourds 15
2.3.1. Brève Introduction 15
2.3.1.1. Définition des métaux lourds 15
2.3.1.2. Origine des métaux lourds 15
2.4. La bioaccumulation des polluants 19
2.4.1. Assimilation des métaux lourds 19
2.4.2. La bioaccumulation des métaux lourds 20
2.4.3. La bioconcentration : La bioaccumulation par l'individu 20
2.4.4. La bioamplification : La bioaccumulation entre individus 21
2.4.5. Accumulation préférentielle des métaux dans les divers organes de poisson 22
2.4.5.1. Branchies 22
2.4.5.2. Muscles 22
2.4.5.3. Le foie 22
2.5. La Biosurveillance des milieux aquatiques 23

2.5.1. Brève introduction 23
2.5.2. Utilisation des poissons comme bioindicateurs 24
3. MATERIEL ET METHODES 25
3.1. Présentation du milieu d'étude : territoire de Mwenga 26
3.1.1. Présentation du Milieu d'étude 26
3.1.1.1. Localisation et description du milieu d'étude 26
3.1.1.2. Climat et Hydrographie 29
3.1.1.3. Sol et Végétation 32
3.1.1.4. Situation socio-économique 33
3.2. Sites et période d'échantillonnage 34
3.2.1. Etude de peuplement piscicole et bioécologie des poissons 37
3.2.2. Etude écotoxicologique 38
3.3. Méthodes d'évaluation de la qualité des eaux et de sédiments 41
3.3.1. *Paramètres de contrôle de la qualité des ressources en eau* 41
3.3.2. Paramètres de contrôle de la qualité de sédiment 44
3.3.3. Risque écologique des métaux lourds 44
3.3.4. Méthodes d'évaluation de l'état de santé des poissons 44
3.4. Méthodes de collecte et traitement de données ichtyologiques 45
3.4.1. Structure de communauté piscicole 45
3.4.2. Echantillonnage des données Bioécologiques 46
3.4.2.1. Etude de Croissance 47
3.4.2.2. Etude de Reproduction 48
3.4.2.3. Etude du Régime alimentaire 52
3.5. Echantillonnage de données écotoxicologiques 56
3.5.1. *Echantillonnage d'eau pour la physicochimie et dosage des métaux* 56
3.5.2. *Echantillonnage de sédiments* 58
3.5.3. *Echantillons des poissons pour l'étude écotoxicologique* 58
3.6. Cartographie des sites miniers dans la zone d'étude 60
3.7. Evaluation de contamination métallique et effets écotoxicologiques 61
3.7.1. Contrôle de la qualité de l'eau 61
3.7.1.1. Indice de la qualité d'eau (IQE) 61
3.7.1.2. Calcul de l'Indice de pollution organique (IPO) 63
3.7.1.3. Dosages des ETM et Critères de Comparaison des valeurs mesurées 63
3.7.2. Contrôle de la contamination des sédiments 65
3.7.2.1. Calcul du facteur d'enrichissement (FE) 65
3.7.2.2. L'indice de géoaccumulation (Igeo) 66
3.7.2.3. Indice de la charge polluante (Pollution Load Index : PLI) 66

3.7.2.4. Indice de pollution sédimentaire (IPS) 67
3.7.2.5. Indice de Risque écologique potentiel (RI) 67
3.7.3. Evaluation de l'état de santé de poissons 68
3.7.3.1. Facteur de Bioaccumulation (FBA) 68
3.7.3.2. Analyse histopathologique 68
3.7.4. Evaluation des risques sanitaires lié à la consommation des poissons 70
3.7.4.1. Identification du danger et choix de valeurs toxicologiques de référence 70
3.7.4.2. Caractérisation du risque 71
3.7.5. Analyses statistiques 72
3.7.5.1. Analyse de structure de communautés piscicoles 72
3.7.5.2. Analyse statistique des données 75
4. PRESENTATION ET INTERPRETATION DES RESULTATS OBTENUS 76
4.1. Résultats sur sites miniers et types de minerais exploités 77
4.1.1. *Identification des sites d'orpaillage en Territoire de Mwenga* 77
4.1.2. *Cartographie des sites d'orpaillage et système de minéralisation locale* 79
4.1.3. *Type des minerais exploités par groupement* 81
4.2. Niveau de Contamination des Matrice Eau-Sédiment-Poisson 83
4.2.1. Introduction 83
4.2.2. Qualité de l'eau des rivières de la Zone d'étude 83
4.2.2.1. Indice de la qualité de l'eau 83
4.2.2.2. Pollution métallique des eaux de rivières 87
4.2.2.3. Relation entre différents les paramètres étudiés et leurs groupements 90
4.2.3. Degré de contamination sédimentaire 94
4.2.3.1. Concentration des ETMs dans les sédiments des rivières étudiées 94
4.2.3.2. Facteur d'Enrichissement (FE) et Indice de Pollution Sédimentaire 97
4.2.3.3. Indices de Géo-accumulation 98
4.2.3.4. Facteur de Contamination des ETM dans les sédiments 99
4.2.3.5. Indice de la Charge Polluante 101
4.2.3.6. Indices de risque écologique individuel (Eri) et de risque écologique potentiel (RI) 101
4.2.4. Degré de contamination des poissons par les ETM 103
4.2.4.1. Facteur de Bioaccumulation des ETM dans les muscles des poissons 103
4.3. Structure de communauté piscicoles 109
4.3.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques 109
4.3.2. Composition spécifique des poissons du bassin supérieur Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga 115
Hydrocynus vittatuss Castelnau, 1861 117
4.3.2.1. Evaluation de la Richesse spécifique 119

4.3.2.2. Distribution et occurrence Ichthyologique....123
4.3.3. Influence des variables environnementales....126
4.4. Evaluation d'impact sur la biologie et écologie des poisson....129
4.4.1. Paramètres de Croissance et de reproduction d'*Oreochromis niloticus et Labeobarbus pellegrini* 129
4.4.2. Histologie des Gonades d'*O. niloticus* et *L. pellegrini* des sites miniers du Territoire de Mwenga 132
4.4.3. Evaluation Histopathologique chez *O. niloticus* et *L. pellegrini*....137
4.4.3.1. Prévalence des altérations des testiculaires....137
4.4.3.2. Prévalence des altérations ovariennes.....141
4.4.3.3. Prévalence des altérations hépatiques....143
4.4.3.4. Prévalence des altérations branchiales....145
4.4.3.5. Indicateurs de la santé....149
4.5. Accumulation des ETM dans les matrices eau-sédiment-muscles....150
4.6. Risque sanitaire lié à la consommation des poissons....155
5. DISCUSSION DES RESULTATS....158
5.1. Caractéristiques physico-chimie et qualité de l'eau....159
5.2. Degré de contamination de matrices eau-sédiment-poisson par les ETM....161
5.2.1. Distribution des Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As, Fe et Mn dans l'eau et dans les sédiments161
5.2.2. Bioaccumulation en EMT dans les muscles d'*O. niloticus* et *L. pellegrini*....162
5.2.3. Teneur en ETM des organes autres que les muscles des poissons....164
5.3. Diversité, Distribution et Abondance des poissons....166
5.4. Histopathologie d'organes des poissons....168
5.4.1. Histopathologie des gonades chez *O. niloticus* et *L. pellegreni*....168
5.4.2. Histopathologie du foie....170
5.4.3. Histopathologie des branchies....171
5.4.4. Indicateurs de santé....173
5.5. Risques sanitaires liés aux éléments traces métalliques....175
5.5.1. Risques sanitaires liés au Mercure total....176
5.5.2. Risques sanitaires liés au Cadmium....176
5.5.3. Risques sanitaires liés au Plomb....177
5.5.4. Risques sanitaires liés à l'arsenic....177
6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS....179
6.1. Conclusion générale....179
6.2. Suggestions et recommandations....181
REFERENCES....184
ANNEXE....210

LISTE DE TABLEAUX

Tableau 1. Les affluents de la rivière Ulindi, à l'Est de la République Démocratique du Congo 32
Tableau 2. : Principales sources anthropiques d'ETM présents dans l'environnement (Laribi, 2017) ..17

Tableau 3. Grille de la qualité microbiologique (IQM) (Leclercq et Maquet, 1987) 42
Tableau 4. Critères de la qualité de l'eau de boissons et la vie aquatique (Normes UE et OMS/FAO, USPEA et CCME).....43
Tableau 5. Caractéristiques des sites d'échantillonnage sur le bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga.....35
Tableau 6. Echelle de maturité sexuelle chez *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus* (modifié de WEYL et BOOTH, 1999) 49
Tableau 7. Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE (Brown et al., 1972 ; Chatterji et Raziuddin, 2002 ; Aher et al., 2016).....63
Tableau 8. Grile des classes de l'indice de pollution organique (Leclercq & Vandevenne, 1987b).....63
Tableau 9. Longeur d'onde, Limites de détection, de quantification et normes internationales FAO/OMS, UNEP, IAEA-407, TFC, Directive 2005/78/EC, JECFA, TSE-266, WPCL, CIW, pour les ETM analysés respectivement dans la matrice eau-sédiment-poisson (Gbogbo et al., 2017; IBGE, 2006; Kortei et al., 2020).....64
Tableau 10. Classification d'indice de pollution selon Müller (1981).....66
Tableau 11. Caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques des stations prospectées : Valeurs moyennes annuelles 113
Tableau 12. Corrélation linéaire de Person pour les paramètres physicochimiques dans les rivières du cours supérieures de la Ulindi à Mwenga.....114
Tableau 13. Composition spécifique et abondance relative (AR) des poissons dans le système hydrographique Ulindi et Elila 116
Tableau 14.Comparaison des valeurs de l'indice de similarité de Jaccard calculées entre les différents milieux d'échantillonnage du bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga 121
Tableau 15. Richesse spécifique, effectifs totaux, indices de diversité de Shannon (H'), d'Equitatbilité (E) et abondance des poissons capturés dans les 21 stations dans le bassin supérieur de la rivière Ulindi 123
Tableau 16. Liste, code, occurrence et distribution des espèces de poissons échantillonnées entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur des la rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga. (Avec N.S = Nombre de stations et F : pourcentage d'occurrence ; * : Espèces de poissons capturées pour la première fois dans le cours supérieur de la rivière Ulindi). 124
Tableau 17. Changements saisonniers et spécifiques au site chez les femelles adultes Oreochromis niloticus et Labeobarbus pellegrini collectées dans les bassins des rivières Ulindi et Elila en amont et en aval des opérations d'extraction de l'or en Territoire de Mwenga 131
Tableau 18. Changements saisonniers et spécifiques au site des mâles adultes Oreochromis niloticus et Labeobarbus pellegrini collectés dans les bassins des rivières Ulindi et Elila en amont et en aval des opérations d'exploitation aurifère 132
Tableau 19. Nombre des mines identifiés à Mwenga durant la période de cette étude 77
Tableau 20. Type des minerais exploité par Collectivité en Territoire de Mwenga.....81
Tableau 21. Répartition des sites miniers par bassin hydrographique en Territoire de Mwenga 82
Tableau 22. Poids des paramètres physico-chimiques et normes internationales de qualité des eaux de surface [OMS (2020), UE (2017), CCME (2012), USEPA (2009), IBGE (2005) Norme Marocaine de qualité des eaux, 2002).....83
Tableau 23.Valeurs des indices IPO et IQE et de qualité des eaux superficielles des rivières Ulindi et Elila avec leurs affluents dans le bassin supérieur en Territoire de Mwenga entre 2021 et 2022 85
Tableau 24. Teneur moyenne des éléments traces métalliques et normes internationales (UE,2020 et OMS, 2017).....88
Tableau 25. Corrélation de Pearson des Paramètres Physico-chimiques et ETM.....92
Tableau 26. Teneurs moyennes des éléments traces métalliques dans les sédiments et valeurs Préindustrielles.....95
Tableau 27. Valeurs moyennes du Facteur d'enrichissement et Indice de Pollution sédimentaire en ETM par rivière.....98

Tableau 28. Récapitulatif des indices de géo-accumulation des éléments métalliques dans les sédiments des rivières prospectées 99
Tableau 29. Récapitulatif des valeurs moyennes de Facteur de contamination des sédiments par les ETM.....100
Tableau 30. Récapitulatif des Indices du risque écologique individuel (Eri)) et du risque écologique potentiel (RI). 102
Tableau 31. Valeurs Moyennes du Facteur de Bioaccumulation des ETM (mg/kg) chez L. pellegreni 104
Tableau 32. Valeurs Moyennes (mg/kg) de Facteur de Bioaccumulation des ETM dans les muscles de O. niloticus.....105
Tableau 33. Les limites de détection, de quantification, longueur d'onde et normes internationales utilisées pour les différents ETM analysés 150
Tableau 34. Résumés statistiques des concentrions en ETM dans les eaux des rivières 151
Tableau 35. Résumés statistiques des concentrions en ETM dans les sédiments.....152
Tableau 36. Teneurs moyennes en éléments traces métalliques dans les muscles chez *O. niloticus*...152
Tableau 37. Facteur de bioconcentration des ETM dans les muscles de *O. niloticus* 153
Tableau 38. Teneurs moyennes en éléments traces métalliques dans les muscles chez *L. pellegreni* .154
Tableau 39. Facteur de bioconcentration des ETM dans les muscles de *L. pellegreni* 154
Tableau 40. Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes pour *O. niloticus*.....156
Tableau 41. Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes pour *L. pellegreni* 157

LISTE DE FIGURES

Figure 1. Carte Administrative de la Province du Sud-Kivu (OCHA, 2002) 27
Figure 2. Carte administrative du Territoire de Mwenga (Source CAID, RDC).....28
Figure 3. Carte montrant l'hydrographie et Collectivités du Territoire de Mwenga (Source : Notre Etude).....30
Figure 4. Carte montrant la subdivision du bassin versant de la Rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. (Mukabo et al. 2020) 31
Figure 5. Carte interactive de l'exploitation minière artisanale dans l'Est de la RDC développée par IPIS présentant la zone de recherche 11
Figure 6.Schéma synthétisant les sources d'ETM dans le compartiment aquatique (Ayari et al., 2012) 17
Figure 7. Bioaccumulation, bioamplification et bioconcentration des contaminants chimiques par les organismes aquatiques (De Vaufleury & Gimbert, 2021).....19
Figure 8. Processus de bioamplification (Bodin, 2005).....20
Figure 9. Approche d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques 23
Figure 10. Carte hydrographique du Bassin supérieur des Rivières Ulindi et Elila montrant les stations de prélèvements dans le Territoire de Mwenga à l'Est de la République Démocratique du Congo (Source : Notre étude). 38
Figure 11. Carte de localisation des différentes stations d'échantillonnage retenues pour l'évaluation écotoxicologique dans les bassins supérieurs des rivières Ulindi et Elila (Source : notre étude).....40
Figure 12. Espèces de poissons utilisée pour l'étude écotoxicologique : *Labeobarbus pellegrini* (a) et Oreochromis niloticus du cours supérieur des rivière Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga. 59
Figure 13. Quelques techniques de préparation des échantillons histologiques : A) enrobage, B) dégrossissement, C) ramollissement et D) coupe au microtome.....60
Figure 14.Variation saisonnière de la capture des poissons dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila entre juin 2018 et août 2019.....115
Figure 15. Pourcentage numérique des principaux ordres de poissons capturés entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga. 119
Figure 16. Pourcentage numérique des principales familles de poissons capturées entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga.....119
Figure 17. Variation spatiale de la richesse spécifique des poissons capturés dans les différentes stations entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga.....122
Figure 18. Proportions des catégories d'espèces par stations dans cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga entre juin 2018 et Août 2019 126
Figure 19.Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux variables physico-chimiques ; dans Cours supérieur de la rivière Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga 128
Figure 20. Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée à la composition du substrat et aux sites d'échantillonnag dans Cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga 128
Figure 21. Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux espèces de poissons capturées dans Cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. (Les codes de stations et d'espèces correspondantes sont consignés dans le Tableau 16.) 129
Figure 22. Pourcentages des différents stades de la spermatogenèse chez (a) *O. niloticus* ; (b) *L. pellegrini* échantillonnés pendant les saisons sèches et pluvieuses en amont et en aval des sites miniers des rivières Ulindi, Mobale et Mikyaba 134
Figure 23. Pourcentages des différents stades de l'ovogenèse chez (a) *O. niloticus* (b) *L. pellegrini* .136
Figure 24. Types de minerai exploité dans le Territoire de Mwenga durant la période de cette étude..78
Figure 25. Taux d'exploitation minière par collective 78
Figure 26. Répartition des mines par rivières en Territoire de Mwenga 79

Figure 27. Carte lithologique de la zone d'étude en Territoire de Mwenga (Source : la présente étude) 80
Figure 28.Cartographie des sites miniers en Territoire de Mwenga identifiés durant la période de juin2018 à août 2022. (Sorce : la présente étude). 81
Figure 29. Indice de la qualité de l'eau des rivières de la zone d'étude 86
Figure 30.Classification hiérarchique des rivières Ulindi et Elila avec leurs affluents dans le bassin supérieur en Territoire de Mwenga entre 2021 et 2022 87
Figure 31. Projection ACP des variables dans le plan factoriel F1-F2. Avec à gauche les ETM et à droite les sites.....88
Figure 32. Ordre décroissant de la Concentration des ETM en (mg/l) dans l'eau sur l'ensemble des sites étudiés 89
Figure 33. Variation saisonnière de concentration des ETM dans l'eau.....89
Figure 34. Concentration des ETM dans l'eau par Bassin Hydrographique.....90
Figure 35. Projection ACP des paramètres physico-chimiques et rivières dans le plan factoriel F1-F293
Figure 36. Variations saisonnières des teneurs en Hg, Cd, Cr et As dans les sédiments.....96
Figure 37. Variations saisonnières des teneurs en Pb, Cu, Zn, Ni Mn et Fe dans les sédiments 96
Figure 38. Ordre décroissant de la Concentration des ETM en (µg/g) dans l'eau sur l'ensemble des sites étudiés 97
Figure 39. Valeurs moyennes de l'indice de la charge polluante (PLI) des sédiments par Rivière. 101
Figure 40. Contribution des métaux respective au Risque écologique potentiel.....103
Figure 41. Valeurs moyenne des Facteurs de Bioaccumulation dans différents organes de *O. niloticus* 106
Figure 42. Valeurs moyenne des Facteurs de Bioaccumulation (FBA) dans différents organes de *L. pellegreni* 107
Figure 43. Valeurs moyennes des FBA des ETM chez *O. niloticus* par bassin hydrologique. 108
Figure 44. Valeurs moyennes des FBA des ETM chez *L. pellegreni* par bassin hydrologique.....109
Figure 45.Altérations testiculaires dans (a) *O. niloticus* et(b) et *L. pellegrini* échantillonnés pendant les saisons sèche et pluvieuse sur différents sites en amont et aval.....138
Figure 46. Micrographies légères de coupes testiculaires représentatives chez *O. niloticus* et *L. pellegreni* 140
Figure 47. Micrographies légères de coupes ovariennes représentatives chez *O. niloticus* et *L. pellegreni* 142
Figure 48. Micrographies légères de coupes hépatiques représentatives montrant des altérations histopathologiques identifiées chez *Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegreni*.....144
Figure 49. Micrographies légères des coupes branchiales représentative de *Oreochromis niloticus* (à gauche : Coloration Hémalun-Eosine) et de *Labeobarbus pellegrini* (à droite : Coloration hématoxyline et à l'éosine) 146
Figure 50. Indice d'organes mâles et femelles chez *O. niloticus* et *L. pellegrini*.....148
Figure 51. Teneurs des ETM dans les muscles de *O. niloticus* par saison.....153
Figure 52. Teneurs des ETM dans les muscles de *L. pellegreni* par saison 155

LISTE DES ABREVIATIONS

11-KT : 11-Ketotestostérone
ACE : Agence Congolaise de l'Environnement
AFM : Administrateur de Foyer Minier
Ag : L'argent
Al : Aluminium
ANR : Agence Nationale de Renseignements
APP : Autorisation Personnelle de Prospection
As : Arsenic
ASGM : "Artisanal and Small-scale Gold Mining", exploitation artisanale et à petite échelle de l'or
ASX : Bourse australienne
BCC : Banque Centrale du Congo
BGR : Institut fédéral allemand des sciences de la terre et des ressources naturelles
BM : Banque mondiale
CAFOD : Organisation caritative du Royaume Uni
CAMI : Cadastre Minier
CC : Centimètre Cube
Cd : Cadmium
CEEC : Centre d'Expertise, d'Evaluation et de Certification des substances minérales
CEEC : Centre d'Evaluation, d'Expertise et de Certification des substances minérales précieuses et semi-précieuses
CHAP : Chapitre
CIRDIS : Centre interdisciplinaire de recherche en développement international et société
CIRGL : Conférence Internationale de la Région des Grands Lacs
CMA : concentration maximale admissible
Co : Cobalt
CODELCO : Société nationale cuprifère du Chili
COPIREP : Comité de Pilotage de la Réforme des Entreprises Publiques
CPEEA : Commission Permanente d'Encadrement de l'Exploitation Artisanale
Cr : Chrome
CTC : Circuit commercial certifié
CTCPM : Cellule Technique de Coordination et de Planification Minière
Cu : Cuivre
DDT: Dichlorodiphényltrichloroéthane
DFID : Coopération britannique
DGI : Direction Générale des Impôts
DGRAD : Direction Générale des Recettes Administratives, Domaniales et de participations
E2: 17β-estradiol
EC: Concentré Emulsifiable
EIE : Etude d'Impact Environnemental

EMA : Extraction Minière Artisanale de l'or

EMAK : Syndicat des Exploitants Miniers Artisanaux du Katanga

EMAPE : Extraction minière artisanale et à petite échelle de l'or

ETM : Eléments traces métalliques

FAO : Food and Agriculture Organization

FARDC : Forces Armées de la République Démocratique du Congo

Fe : Fer

FE : Food Efficiency

FMI : Fonds Monétaire International

GCPP : Groupe Consultatif des Parties Prenantes

GCPP : Groupe Consultatif des Parties Prenantes

GÉCAMINES : Générale des Carrières et des Mines

GRAMA : Groupe de recherche sur les activités minières en Afrique

GRDC : Gouvernement de la République Démocratique du Congo

GTL / STL : Groupement du Terril de Lubumbashi

H : Hydrogène

Hg : Mercure

IL : Liver Index

Io : Ovary Index

IPIS : International Peace Information Service

IT : Total Index

It : Testis Index

ITIE : Initiative pour la Transparence dans la gestion des revenus des Industries Extractives

KCC : Kamoto Copper Company

Km : Kilomètre

Km^2 : Kilomètre carré

KMT : Kingamiambo Musonoi Tailings

KOV : Kamoto East, Olivera and Virgule

LC50 : Lethal Concentration 50%

LT50 : Lethal Time 50%

m3 : Mètre Cube

MA : Moyenne annuelle

MAEP : Ministère de l'Agriculture de l'Elevage et de la Pêche

MDF : Ministère des Finances

MDM : Ministères des Mines

MDP : Ministère du Plan

MDPORT : Ministère du Portefeuille

MEPN : Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature

MIBA : Compagnie Minière de Bakwanga

MMC : Melano-macrophagic Center

Mn : Manganèse

MNC : Mécanisme National de Coordination
MRS : Ministère de la Recherche Scientifique
MTP : Ministère des Travaux Publics
Ni : Nickel
N-S : Nord-Sud
OBEPAB : Organisation Béninoise Pour la Promotion de l'Agriculture Biologique
OCC : Office Congolais de Contrôle
OCDE : Organisation pour la Coopération et le Développement Economique
OFIDA : Office des Douanes et Accises
OKIMO : Office des Mines de Kilomoto
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ONATRA : Office National des Transports
ONG : Organisation Non Gouvernementale
ONG : Organisation Non Gouvernementale
ONU : Organisation des Nations Unies
O-TEQ : Oil Toxicity Equivalent
P : Page
PAN : Plan d'Action National
Pb : Plomb
PGE : Plan de Gestion Environnementale
pH : Potentiel Hydrogène
PIB : Produit Intérieur Brut
PK : Processus de Kimberley
PNC : Police Nationale Congolaise
PNUD : Programme de Nations Unies pour le Développement
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PPP : Partenariat Public-Privé
RDC : République Démocratique du Congo
RDC : République Démocratique du Congo
RONC : Rapport sur l'Observation des Normes et des Codes
SAEMAPE : Service d'Assistance et d'Encadrement des Mines Artisanales et à Petite Echelle
SAESSCAM : Service d'Assistance et d'Encadrement du Small-Scale Mining
SAKIMA : Société Aurifère du Kivu et du Maniema
Sb : L'antimoine
Se : Sélénium
SGR : Specific Growth Rate
SNCC : Société Nationale des Chemins de fer du Congo
SNEL : Société Nationale d'Electricité
SODIMICO : Société de Développement Industriel et Minier du Congo
SOMINKI : Société Minière du Kivu

T : Testostérone
Ti : Titane
TSX : Bourse de Toronto
UNICEF : Fonds des Nations Unies pour l'Enfance
UNITAR : United Nation Institute for Training and Research", Institut des Nations Unies pour
UPDF : Uganda People Défense Forces (Forces de Défense du Peuple Ougandaises)
URAEAq : Unité de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique
URBE: Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive
USAID : Agence des Etats-Unis pour le développement international
USGS : United States Geological Survey
V : Vanadium
WHO : World Health Organization
ZEA : Zones d'exploitation artisanale
Zn : Zin

RESUME

Pour comprendre les impacts d'activités minières sur la qualité des eaux, des sédiments et la physiologies des poissons des rivières Ulindi, Elila et certains de ces affluents en Territoire de Mwenga, un inventaire systématique des poissons avec une identification, cartographie et caractérisation des sites d'orpaillage ont été effectués sur l'ensemble du cours supérieur de ces rivières et l'effet de l'exploitation minière intensive sur l'état de santé des poissons vivant dans les bassins supérieurs des rivières Ulindi et Elila a été étudié entre juin 2018 et mars 2022 en comparant les systèmes reproducteur, hépatique et branchial des poissons prélevés sur les sites en amont et en aval de l'exploitation minière. Des échantillons d'eau, de sédiments et d de muscles des poissons ont été analysés pour la concentration de mercure total (T-Hg) ; du plomb (Pb), de cadmium (Cd), de nickel (Ni), du chrome (Cr), d'arsenic (As), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), de manganèse (Mn) et du fer (Fe) par (spectrophotométrie d'absorption atomique). Plusieurs indices (IQE, IPO, IPH, FC, IPL, Igéo, FBA) ont été calculés pour évaluer le niveau de contamination de l'eau-sédiment-poissons. Ainsi, les modifications histologiques des organes ont été étudiés à deux niveaux trophiques différentes en utilisant deux espèces de poissons *Oreochromis niloticus* et *Labéobarbus pellegreni* pour lesquelles une évaluation semi-quantitative a été réalisée et les résultats ont été classés en fonction de la sévérité des réponses histologiques. Le risque sanitaire lié à la consommation des poissons issus de ces rivières a été évalué.

Les résultats obtenus, montrent, sur le plan taxonomique, la présence de 41 espèces de poissons dans la zone d'étude de reparties en 5 ordres et 10 familles et 20 genres. Les ordres les mieux représentés sont les siluriformes, les cypriniformes et les perciformes avec respectivement 15, 13 et 9 espèces. La famille de cyprinidae a été la plus diversifiée suivie des familles amphilidae, clariidae et mochokidae avec 5 espèces chacune. 10 espèces de poissons ont été signalées pour la première fois dans cette partie du bassin de la rivière Ulindi. En ce qui concerne la distribution de poissons, les indices de Shannon et d'équitabilité indiquent des peuplements peu diversifiés et régulièrement repartis. La répartition des espèces par station montre qu'il existe des liens de similarité et /ou un ensemble complexe d'interrelations entre les différentes variables de plusieurs ordres qui décrivent l'environnement des stations et les espèces présentes.

En outre, sur le plan écotoxicologique, cette étude a montré que les bassins supérieurs des rivières Ulindi et Elia en territoire de Mwenga à l'Est de la RDC sont bel et bien contaminés par le mercure, plomb, l'arsenic, cadmium et le chrome. Les eaux des différents sites d'échantillonnage, ont présenté des teneurs en ETM supérieures aux seuils recommandés par l'OMS et UE pour l'eau potable. Les résultats d'analyse des sédiments ont révélé des faibles

concentrations par rapport aux normes édictées par OMS, UE et le CCME pour les sédiments d'eau douce. En outre, ill a été démontré au cours de cette étude que, les eaux renferment plus d'ETM que les sédiments alors que le poisson pélagique, *Oreochromis niloticus* est plus contaminé en Cd et Pb que le poisson benthique, *L. pellegreni* qui est plus contaminée par le mercure. Et que les concentrations d'ETM trouvées dans les gonades et les foies de deux espèces des poissons étudiées (*Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegrini)* ont été généralement au-dessus de normes préconisées par l'OMS pour la consommation. Le Cd et le Pb sont plus concentrés dans tous les organes analysés pour les deux espèces et dépassent les limites de 0.5 mg/kg recommandées par l'OMS/FAO alors que les valeurs supérieures du Ni n'ont été trouvé que dans les branchies et les testicules avec respectivement 0.08 et 0.06 mg/kg. Le mercure a été plus accumulé dans le foie, les ovaires et les testicules de *L. pellegreni* avec respectivement 0.30 ; 0.45 et 0.48 mg/kg dépassant les limites recommandées pour chacun de ces organes. Les résultats histopathologiques ont montré que *L. pellegrini* accumulait plus de Hg qu'*O. niloticus.* L'exposition au mercure, un polluant capable de perturber de la reproduction avec un taux élevé (70%) de prévalence des ovotestis dans les gonades mâles chez *L. pelegrini.*

Enfin, les résultats d'évaluation des risques lié à la consommation des poissons pollués, montrent que les doses journalières d'exposition (DJE) obtenue pour chacun des ETM analysé dans poisson *O. niloticus* sont toutes inférieures aux doses journalières tolérables (DJT) pour des adultes comme pour les enfants. Et le quotient de danger calculé pour chaque élément métallique considéré est inférieur à 1 ce qui indique qu'il n'y a pas jusque-là de risque d'effet toxiques lié aux ETM considérés en ce qui concerne la consommation d'*O. niloticus* de la zone d'étude aussi bien chez les adultes (QDT = 0,199 < 1) que chez les enfants (QDT = 0,498 < 1). Pour atténuer l'impact des effluents miniers sur les rivières Ulindi et Elila, il est conseillé d'adopter des pratiques de gestion durable des déchets miniers. Cela inclut le traitement préalable des effluents pour réduire les contaminants avant leur rejet dans ces rivières, la surveillance régulière de la qualité de l'eau et des sédiments, ainsi que des études écotoxicologiques continues pour évaluer la santé et la diversité des populations de poissons.

Mots-clés : Histologie de poisson, Rivière, Orpaillage, Effet œstrogénique, biomarqueurs, Métaux lourds, Facteur de Bioaccumulation, Risque écologique Potentiel, Quotient de danger.

ABSTRACT

In order to understand the impact of mining activities on the quality of the water, sediments and physiology of fish in the Ulindi and Elila rivers and some of their tributaries in the Mwenga Territory, a systematic inventory of fish with identification, The effect of intensive mining on the health of fish living in the upper basins of the Ulindi and Elila rivers was studied between June 2018 and March 2022 by comparing the reproductive, hepatic and gill systems of fish sampled at sites upstream and downstream of mining operations. Water, sediment and fish muscle samples were analysed for total mercury (T-Hg), lead (Pb), cadmium (Cd), nickel (Ni), chromium (Cr), arsenic (As), copper (Cu), zinc (Zn), manganese (Mn) and iron (Fe) using atomic absorption spectrophotometry. Several indices (WQI, LPI, HPI, FC, LPI, IGEO, FBA) were calculated to assess the level of contamination of the water-sediment-fish. Histological changes in organs were studied at two different trophic levels using two fish species Oreochromis niloticus and Labeobarbus pellegreni for which a semi-quantitative assessment was carried out and the results were classified according to the severity of histological responses. The health risk associated with eating fish from these rivers was assessed.

The results obtained show the taxonomic presence of 41 species of fish in the study area, divided into 5 orders, 10 families and 20 genera. The best represented orders are Siluriformes, Cypriniformes and Perciformes, with 15, 13 and 9 species respectively. The Cyprinidae family was the most diverse, followed by the Amphilidae, Clariidae and Mochokidae families with 5 species each. 10 species of fish were reported for the first time in this part of the Ulindi river basin. With regard to the distribution of fish, the Shannon and equitability indices indicate sparsely and evenly distributed populations. The distribution of species by station shows that there are links of similarity and/or a complex set of interrelationships between the different variables of several orders that describe the environment of the stations and the species present.

In addition, from an ecotoxicological point of view, this study showed that the upper basins of the Ulindi and Elia rivers in the Mwenga territory in eastern DRC are indeed contaminated by mercury, lead, arsenic, cadmium and chromium. The water at the various sampling sites contained levels of TMEs in excess of the thresholds recommended by the WHO and the EU for drinking water. The sediment analysis results showed low concentrations compared with the standards set by the WHO, EU and CCME for freshwater sediments. The study also showed that water contains more TMEs than sediments, while pelagic fish, *Oreochromis niloticus*, are more contaminated with Cd and Pb than benthic fish, L. pellegreni, which are more

contaminated with mercury. And that the concentrations of TMEs found in the gonads and livers of two species of fish studied (*Oreochromis niloticus* and *Labeobarbus pellegrini*) were generally above the standards recommended by the WHO for consumption. Cd and Pb were most concentrated in all the organs analysed for both species and exceeded the 0.5 mg/kg limit recommended by the WHO/FAO, while the highest Ni values were found only in the gills and testes, with 0.08 and 0.06 mg/kg respectively. Mercury was most accumulated in the liver, ovaries and testes of *L. pellegreni* with respectively 0.30, 0.45 and 0.48 mg/kg exceeding the recommended limits for each of these organs. Histopathological results showed that L. pellegrini accumulated more Hg than *O. niloticus*. Exposure to mercury, a pollutant capable of disrupting reproduction with a high rate (70%) of prevalence of ovotestis in the male gonads in *L. pelegrini.*

Finally, the results of the risk assessment linked to the consumption of polluted fish show that the daily exposure doses (DIE) obtained for each of the TMEs analysed in O. niloticus fish are all below the tolerable daily intake (TDI) for both adults and children. And the hazard quotient calculated for each metallic element considered is less than 1, which indicates that there is no risk of toxic effects linked to the TDEs considered in relation to the consumption of O. niloticus fish from the study area in both adults (TDI = 0.199 < 1) and children (TDI = 0.498 < 1). Education and awareness of optimal levels of heavy metals in fish is crucial and this information must be made available to the public to ensure that nature and human health are not in conflict.

To mitigate the impact of mining effluents on the Ulindi and Elila rivers, it is advisable to adopt sustainable mining waste management practices. These practices include pre-treatment of effluent to reduce contaminants before discharge into these rivers, regular monitoring of water and sediment quality, and ongoing ecotoxicological studies to assess the health and diversity of fish populations.

Keywords: Fish histology, River, Gold mining, Estrogenic effect, Biomarkers, Heavy metals, Bioaccumulation factor, Pollution.

Chapitre

1. *INTRODUCTION GENERALE*

1.1. Contexte, justification et Problématique de la recherche

L'impact de la pollution de l'eau sur la santé humaine et les organismes aquatiques est devenu une préoccupation majeure et a attiré une grande attention de la recherche au cours des dernières décennies (N'guessan et al., 2020). Les effluents miniers, industriels, agricoles et domestiques non traités sont les causes les plus courantes de la pollution des écosystèmes aquatiques (Koca et al., 2005; OMS, 2017). Les opérations d'extraction de l'or entraînent souvent une augmentation des métaux lourds (tels que le cadmium, le plomb, le cuivre, etc.) dépassant les limites recommandées pour la qualité de l'eau (Rakotondrabe et al., 2018; Mambou Ngueyep et al., 2021b; Ranjbar et al., 2022). La contamination des milieux aquatiques par des mélanges de polluants en très faibles concentrations conduit à des effets biologiques et toxiques détectés sur les animaux exposés, ce qui représente un risque écotoxicologique et sanitaire qu'il faut quantifier précisément (Levi & Maëlle, 2004). Les métaux lourds 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 (Bayou et al., 2012; Bouchelouche, 2011; Goussanou et al., 2018; Moïse et al., 2020). Plusieurs métaux lourds se retrouvent dans le milieu aquatique, par action de l'homme, par transport atmosphérique et à la suite d'érosion due à la pluie (Veena et al., 1997). Ainsi donc, les animaux aquatiques peuvent se retrouver exposés à des concentrations élevées des métaux lourds qui peuvent affecter les organismes directement en s'accumulant dans leurs corps ou, indirectement par transfert et le danger de contamination s'amplifie au fur et à mesure que l'on monte à travers les maillons des chaînes trophiques (Amiard et al., 1985a; Kortei et al., 2020; El-Maksoud, Moustafa, et al., 2022). La contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds peut être confirmée dans l'eau, les sédiments et les organismes (Forstner & Wittmann, 1983; Chapman et al., 1998; Aranguren, 2008; Sanou & Coulibaly, 2020a; Töre et al., 2021). L'accumulation des métaux lourds dans ces compartiments peut résulter à la suite de sérieux changements écologiques et la bioamplification de ces métaux dans la chaîne alimentaire constitue l'une des causes sérieuses de leur persistance (Fernandes et al., 2008; Vaufleury & Gimbert, 2013a).

Il est reconnu que les processus métaboliques des organismes aquatiques nécessitent, à de faibles concentrations, certains métaux dits essentiels. Cependant, Le cadmium (Cd), le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le chrome (Cr) ; ne sont pas des métaux essentiels ; leur rôle positif dans les cellules, n'est pas encore connu à ce jour. (Kouamenan, Coulibaly, et al., 2020). Les métaux sont absorbés par les organismes aquatiques par deux voies principales, l'eau (voie directe) et les aliments (voie trophique) (Dramais et al., 2022; Sanou & Coulibaly, 2020b). L'absorption

des métaux nécessite le passage de structures biologiques spécifiques telles que le revêtement externe et surtout l'épithélium des branchies pour les contaminants présents dans l'eau, et l'ensemble du tube digestif pour les métaux associés aux particules ou contenus dans les proies ingérées (Belajal & Hmidi, 2020).

Ainsi, en raison de leur structure délicate, de leur contact direct avec l'eau et de leurs multiples fonctions importantes, les branchies sont le premier organe à être affecté par les polluants et sont donc généralement utilisées comme marqueurs primaires de la pollution aquatique (Poleksić & Mitrović-Tutundžić, 1994; Bernet et al., 1999; Azadbakht et al., 2019; Gélinas, 2019). Elles possèdent un épithélium très fin et leur surface totale est considérablement plus grande que celle de l'épithélium de la peau (Roberts, 1989), ce qui fait de cet organe un site approprié pour l'absorption de xénobiotiques (Dahani et al., 2019; Lujić et al., 2015a).

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) (Gigon, 1975; Jobin, 2006). 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).

En RDC, l'économie est dominée par le secteur minier qui représente actuellement plus de 20% du PIB du pays et constitue près d'un tiers des recettes de l'Etat (Claessens, 2021). Les ressources minérales sont abondantes (cuivre, cobalt, diamant, or, étain,) et son paysage économique est caractérisé par une industrie à l'état embryonnaire. L'industrie chimique à proprement parler est inexistante. L'exploitation du pétrole est réduite à l'exportation du brut. Mais la RDC importe beaucoup de produits chimiques à usage agricole, sanitaire et domestique. L'utilisation de ces produits n'est pas sans conséquence sur la santé humaine et sur l'environnement. En effet, les activités anthropiques à caractère socio-économique couplées à celles des processus naturels (érosion des sols, précipitation, évaporation, ruissellement des eaux fluviales) accélèrent la dégradation des ressources en eau de surface (Aw et al., 2011). Elles provoquent des perturbations de l'équilibre naturel et accroissent la charge organique de l'eau et des sédiments, puis l'encombrement des ressources en eau, avec des problèmes d'eutrophisation, l'asphyxie de l'environnement aquatique ainsi que les problèmes sanitaires des populations (Ado et al., 2000). L'azote et le phosphore contribuent à des situations

d'eutrophisation des écosystèmes. Le phosphore a pour principale origine l'agriculture et les rejets domestiques (Adjagodo et al., 2016). Les eaux de surface sont polluées par les rejets industriels d'effluents, de déchets ménagers ou agricoles, d'excrétas et divers déchets organiques (Eblin et al., 2014)

La partie orientale de la République démocratique du Congo en général et le territoire de Mwenga, en particulier, sont connus pour leur exploitation minière, leur développement démographique et leur agriculture ainsi que leur élevage(Cubaka et al., 2019). Dans la plupart des sites d'exploitation aurifère congolais, le mercure (Hg) est utilisé de manière beaucoup plus importante dans le traitement de l'or dans les bassins versants et sur les différents lits des rivières congolaises en général et de la rivière Ulindi, en particulier, ce qui peut accentuer la pollution mercurielle de l'eau et des organismes aquatiques dont les poissons (Muhima, 2018).

Cependant, les informations sur la distribution et les effets toxicologiques de ce métal sur les organes et leurs fonctions vitales manquent à ce jour pour un bon nombre d'écosystèmes aquatiques de la RDC et cela, en dépit de multiples menaces auxquels ils sont soumis. Très peu d'études ont été consacrées à la détermination des sources et à l'évaluation de l'impact des polluants sur la santé des poissons peuplant les milieux aquatiques de la province du Sud-Kivu et plus particulièrement du territoire de Mwenga à l'est de la RD Congo. Les nombreuses données disponibles ne concernent que l'impact socio-économique de l'exploitation aurifère, la diversité ichtyologique et la biologie des poissons, et la caractérisation physico-chimique de l'eau de certaines rivières (Balegamire et al., 2022a; Bikubanya et al., 2022; Geenen, Bikubanya, Dunia Kabunga, et al., 2021; Kisekelwa et al., 2020a; Nkuba et al., 2016a; M. G. Okito et al., 2020a).

Le Territoire de Mwenga est une bonne représentation de la pollution due aux effluents liquides domestiques, agricoles et miniers. En effet, le réseau d'assainissement est pratiquement inexistant et seulement visible au niveau des grandes artères de la ville de Kamituga. Dans les autres rues ou ruelles, les égouts à ciel ouvert sont creusés à même le sol et la pollution se déverse dans les rivières Ulindi et Elila, sans aucun traitement. Les écosystèmes aquatiques fournissent beaucoup de biens et de services qui ne sont pas souvent appréciés à leur juste valeur (Brummett et al., 2009). Les poissons d'un cours d'eau, constitue en particulier, dans le milieu d'étude, une source de protéines à coût réduit et de revenus pour les populations de Mwenga. Malheureusement, les activités anthropiques deviennent de plus en plus menaçantes pour les poissons (Cirimwami et al., 2021). En effet, les conséquences des captures intensives, l'utilisation des substances chimiques en agriculture, le changement climatique, la destruction

des forêts ainsi que les activités minières dans le lit des rivières perturbent fortement les écosystèmes aquatiques et font planer de réelles menaces de disparition sur de nombreuses espèces de poisson (Canonico et *al*., 2005; Cirimwami et *al*., 2019; Lunkayilakio, 2010; Nshombo & Lushombo, 2010; Rasoloariniaina, 2019; Yao et *al*., 2020).

Les rivières Ulindi et Elila, cadre géographique de cette étude, sont des affluents de rive droite du fleuve Congo dans son cours supérieur appelé Lualaba. Le cours de ce fleuve et l'ensemble de son bassin est réparti en trois portions hydrographiques principales (Roberts & Stewart, 1976; Teugels & Guégan, 1994) : à savoir, les cours supérieur, moyen et inférieur. Le bassin versant du fleuve Congo occupe une superficie estimée entre 3.822.000 km² (CICOS, 2003, Micha, 2013) et dont 62 % se trouve en République Démocratique du Congo. Ce bassin abrite une biodiversité exceptionnelle avec un taux d'endémicité impressionnant (Banister & Bailey, 1979; Poll & Gosse, 1995; Mutambue, 1996; Tshibwabwa et *al*., 2006; Mikembi et *al*., 2019; Ibala & Masmoudi, 2010; Decru et *al*., 2017). Toutes ces études ne concernent que les cours inférieur et moyen du fleuve Congo. Pour le cours supérieur du bassin du Congo, particulièrement dans les Province du Sud-Kivu et du Maniema, la plupart des études qui traitent la diversité et l'écologie de l'ichtyofaune des affluents majeurs du fleuve Congo ne concerne que les bassins des rivières Elila, Lowa, Luhoho (Marlier, 1954; Kisekelwa et *al*., 2014, 2016, 2021; Okito et *al*., 2017, 2020, 2023). Les études de ce genre sont encore plus disparates ou presque inexistantes pour le bassin de la rivière Ulindi, Concernant la rivière Ulindi on a beaucoup parlé d'une de l'impact socio-économique l'exploitation de l'or dans son cours principal (COSOC-GL, 2015; Geenen, Bikubanya, Dunia Kabunga, et *al*., 2021; Ilombe Mawe *et* al., 2017; Nkuba et *al*., 2021) et des études de suivi et évaluation de la qualité de l'eau, des sédiment et de l'état de santé des poissons des rivières du territoire de Mwenga sont presque inexistantes dans le bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila.

Faire un usage optimal des rivières, requiert la compréhension de leur fonctionnement. La nécessité de prendre des mesures de conservation devient dès lors une préoccupation majeure. Ces mesures, pour être efficaces, nécessitent une bonne connaissance des espèces et des relations qui les lient à leur milieu. Cela implique, l'identification des sites miniers, l'analyse de l'eau, des sédiments et évaluation de l'état de santé des poissons et les risques sanitaires encourus par la population riveraine suite à la consommation des poissons ou de l'eau contaminées qui peuplent cette rivière est d'une importance capitale. Au regard de son importance, des actions plus dynamiques devraient être entreprises pour mieux connaître, mieux gérer et mieux sécuriser ce stock des ressources naturelles, les modes de vie des communautés

locales et ce sanctuaire de la biodiversité face à la prolifération des sites miniers dans le cours supérieur du bassin hydrographique de la rivière Ulindi (Okito et al., sous examen).
Il en résulte donc une impérieuse nécessité aujourd'hui de faire le point sur la richesse ichtyologique des eaux des Rivière Ulindi et Elila ainsi que de certains de leurs affluents en territoire de Mwenga en évaluant les impacts d'activités minières sur ces écosystèmes et leurs ressources.

1.2. Questions de recherche

Devant ces réalités, ou tous les effluents urbains, agricoles et miniers, sont directement rejetés dans les rivières Ulindi et Elila ; nous nous sommes posés les questions suivantes :

- ✓ Quels sont les niveaux de métaux lourds et autres polluants dans les matrices eau-sédiment-poisson des rivières étudiées ?
- ✓ Existe-t-il des différences significatives dans les niveaux de contamination entre les sites en amont et en aval des zones minières ?
- ✓ Comment les contaminants issus de l'exploitation minière affectent-ils la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes aquatiques ?
- ✓ Quel est l'impact des effluents miniers sur la diversité des espèces de poissons dans les rivières Ulindi et Elila ?
- ✓ Quel est le risque écotoxicologique pour les populations humaines résultant de la consommation de poissons issus des rivières Ulindi et Elila ?
- ✓ Quelles stratégies de mitigation peuvent être mises en place pour réduire l'impact environnemental de l'exploitation minière sur ces rivières ? : Enfin, cette question cherche à appliquer les connaissances acquises pour développer des solutions pratiques.

1.3. Hypothèses

Nous sommes partis des hypothèses selon lesquelles :

- H1 : Les niveaux de métaux lourds et autres polluants dans les matrices eau-sédiment-poisson des rivières Ulindi et Elila dépassent les normes internationales de qualité environnementale.
- H2 : Il existe des différences significatives dans les niveaux de contamination entre les sites en amont (référence) et en aval (impactés) des zones minières.

- H3 : Les contaminants issus de l'exploitation minière altèrent significativement la qualité de l'eau et nuisent à la santé des écosystèmes aquatiques dans les rivières Ulindi et Elila.
- H4 : L'impact des effluents miniers entraîne une diminution significative de la diversité des espèces de poissons et de l'abondance dans les rivières Ulindi et Elila.
- H5 : La consommation de poissons issus des rivières Ulindi et Elila présente un risque écotoxicologique significatif pour les populations humaines locales.
- H6 : L'implémentation de stratégies de mitigation réduit efficacement l'impact environnemental de l'exploitation minière sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes aquatiques dans les rivières Ulindi et Elila.

1.4. Objectifs

1.4.1. Objectif principal

L'objectif principal de cette étude est d'analyser les effets des effluents miniers sur les écosystèmes d'eau douce, en mettant l'accent sur la qualité de l'eau, la diversité des espèces de poissons et les implications pour la santé humaine.

1.4.2. Objectifs Spécifiques

Cette étude se propose comme objectifs spécifiques de :

1°) Evaluer l'impact des effluents miniers sur la qualité physico-chimique de l'eau des rivières Ulindi et Elila ;
2°) Analyser les concentrations des métaux lourds dans l'eau, sédiment et poissons de la zone d'étude ;
3°) Identifier et cataloguer des espèces des poissons dans ces rivières touchées par les rejets miniers ;
4°) Evaluer l'impact de la contamination des effluents miniers sur les populations piscicoles
5°) Déterminer les espèces de poissons inductrices de la qualité de l'eau ;
6°) Identifier les sites ou les pratiques minières qui contribuent le plus à la contamination des rivières ;
7°) Analyser la bioaccumulation des métaux lourds chez les poissons dans les zones touchées par les effluents miniers ;
8°) Comparer les niveaux de contamination des matrices eau-sédiment-poisson aux normes internationales ;

9°) Evaluer les risques écotoxicologiques potentiels pour la santé humaine ;

10°) Proposer des recommandations pour réduire l'exposition aux contaminants

1.5. Subdivision du travail

Ce travail s'articule autour de six chapitres. Le premier chapitre introduit le travail en présentant le contexte, la justification de l'étude, la problématique, les questions de la recherche, leurs hypothèses ainsi que les objectifs du présent travail. Le deuxième chapitre quant à lui, présente la revue de la littérature sur les différentes thématiques abordées dans cette thèse. La présentation du milieu d'étude, l'historique de l'exploitation minière en République Démocratique du Congo, la pollution de l'environnement par les métaux lourds, la bioaccumulation des polluants d'une part et la biosurveillance des milieux aquatiques sont entre autres, les sujets développés dans ce chapitre. Le matériel et méthodes utilisés pour la collecte, le traitement des données sur terrain et au laboratoire ont fait l'objet du troisième chapitre. Au point un de ce chapitre, nous présentons les différentes stations d'échantillonnage et leurs caractéristiques avec différentes méthodes de collectes des données en rapport avec : i) la biologie, l'écologie et diversité des poissons et ii) écotoxicologie. Puis ensuite vient le quatrième chapitre relatif aux résultats obtenus sur : a) la diversité, biologie et écologie de poissons ; b) évaluation écotoxicologique de la pollution par les éléments traces métalliques et histopathologies d'organes des poissons. La discussion de tous les résultats obtenus, intervient dans le chapitre cinq. Enfin, la conclusion générale, suggestions et recommandations constituent le sixième et dernier chapitre pour ce travail.

2. REVUE DE LA LITTERATURE

2.1. Généralités sur l'exploitation minière de la zone d'étude

2.1.1. Historique de l'exploitation minière en République Démocratique du Congo

La République démocratique du Congo (RDC) regorge d'énormes potentialités minières dont l'exploitation est porteuse de grands espoirs de développement économique. Ses réserves (au prorata des réserves mondiales) sont constituées pour l'essentiel, de cobalt (environ 36 %), de coltan (environ 25 %) et de tantale dans une moindre mesure, de cuivre (environ 6 %), de cassitérite (environ 7 %) et d'or (1 %) (Kilosho et al., 2017). En RDC, et plus précisément dans la province du Sud-Kivu, l'exploitation minière est la base de l'économie. L'exploitation minière artisanale y a été libéralisée vers les années 1980 avec le début de la faillite de la Sominki, causée par l'instabilité économico-politique que le pays connaissait. Suite au boom du coltan des années 2000, pendant l'époque des guerres (de 1996 à 1997, et de 1998 à 2002), tout le secteur minier de la province a connu de nombreux bouleversements (Miho, 2010; Nyenyezi et al., 2016; Sutherland, 2011; Taka, 2017). Du coup, l'exploitation artisanale de l'or s'est envolée, plus particulièrement dans les territoires de Mwenga, Shabunda et Fizi (De Failly, 2000).

L'est du Congo, la région au cœur de tous les conflits, forme une ceinture riche en ressources minières. Alors qu'au Katanga et au Kasaï oriental l'exploitation du cuivre et du cobalt est largement industrielle, dans les deux Kivus et en Ituri, les mines relèvent de l'organisation artisanale. Trois minerais dominent l'économie frauduleuse militarisée qui s'y est installée depuis une quinzaine d'années : le coltan, la cassitérite (minerai d'oxyde d'étain) et l'or. Le cobalt, les rubis et les pierres semi-précieuses, mais aussi les bois tropicaux, la viande, le thé, la quinine et la papaïne constituent des ressources d'appoint (Jacquemot, 2009).

Selon IPIS, (2018), 3 291 sites miniers ont été identifiés à l'Est de la République Démocratique du Congo avec environ 455 670 creuseurs qui exploitent les minerais dans cette partie du pays où l'or domine la production avec 64% suivi de cassitérite 22% et de coltan 6%. (Figure 2.). Au Sud-Kivu, le phénomène du sous-emploi est répandu et touche 80,2 % de la population active (PNUD, 2009) et c'est le secteur minier artisanal qui occupe toute cette population qui utilise abusivement du mercure dans le traitement de l'or avec comme conséquence, la pollution mercurielle des plans d'eau.

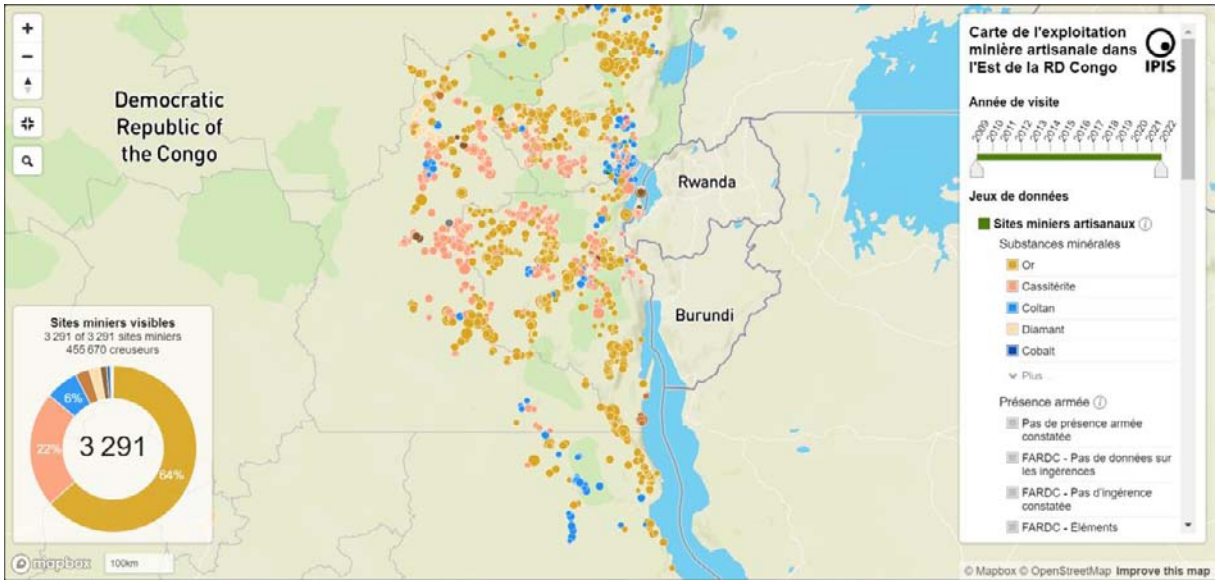


Figure 1. Carte interactive de l'exploitation minière artisanale dans l'Est de la RDC développée par IPIS présentant la zone de recherche

(Source : Capture d'écran Carte interactive de l'exploitation minière artisanale dans l'Est de la RD Congo, IPIS : https://www.ipisresearch.be/mapping/webmapping/drcongo/v6/#-3.2503592914039245/28.69707874166886/5.887763153225061/4/1/ carte consulté le 11/04/2023)

2.2. Généralités sur la diversité des poissons de la zone d'étude

Le bassin du Congo est le plus grand bassin hydrographique d'Afrique, avec une superficie d'environ 3,5 à 4,0 millions de km (Banister & Bailey, 1979; Teugels & Guégan, 1994). Sa diversité halieutique comprend environ 1250 espèces valides en incluant le système du lac Tanganyika (Snoeks et al., 2011) ou 1001 espèces en l'excluant (Froese & Pauly, 2019). L'endémisme est estimé à environ 75 et 63%, respectivement (Froese & Pauly, 2019; Snoeks et al., 2012). Traditionnellement, le bassin du versant du fleuve Congo est subdivisé en trois grandes parties : (a) le Haut Congo, de la source aux rapides Wagenia / Boyoma en amont de Kisangani ; (b) le Congo moyen, depuis ces rapides jusqu'au (et y compris) Pool Malebo près de Kinshasa et Brazzaville ; et (c) le Bas-Congo, depuis les rapides Kinsuka / Kintambo à l'exutoire du Pool Malebo en aval jusqu'à son embouchure (Roberts & Stewart, 1976). Un large éventail d'écosystèmes et d'habitats différents est présent au Congo, y compris les lacs, les marais, les marécages et les petites et grandes rivières (Thieme et al., 2005). Cette diversité, ainsi que (a) la répartition et la composition de sa faune d'eau douce, principalement des poissons, et (b) l'incorporation de grands modèles écologiques et évolutifs, a été prise en compte pour la subdivision de l'ensemble du bassin en au moins 17 écorégions d'eau douce (Abell et al., 2005; Thieme et al., 2005)Une telle subdivision sous-tend certainement les efforts de planification régionale de la conservation (Abell et al., 2008 ; Snoeks et al.,2011). Par

conséquent, les objectifs de conservation ne peuvent être atteints que si des données ables sur la faune piscicole et la diversité des espèces d'autres groupes aquatiques sont disponibles.

Malheureusement, certaines écorégions manquent encore de données de base sur leur diversité halieutique. C'est le cas de l'écorégion des hautes terres albertines (AHE) (Brown & Abell, 2005) et d'une partie de l'écorégion du haut Congo (UCE) (Brown, 2005), située dans la partie orientale du haut Congo.

Une partie du bassin de Elila, le bassin de Lowa a déjà fait l'objet d'une étude fouillée(Kesekelwa et al., 2013; Kisekelwa et al., 2020b, 2021, 2022; Muraga et al., 2017). Les quelques collections de la rivière Luhoho, un affluent de la rive gauche de la rivière Lowa, ont permis la description originale de huit (sous) espèces, dont sept sont actuellement des espèces valides. Il s'agissait notamment de Labeobarbus altianalis var. longi lis (Pellegrin, 1935) et L. altianalis var. paucisquamatus (Pellegrin, 1935), tous deux élevés par la suite au rang d'espèce par Banister (1973), ainsi que deux anciennes espèces de Varicorhinus , L. brauni (Pellegrin, 1935) et L. longidorsalis (Pellegrin, 1935). Plus tard, Chiloglanis marlieri Poll, 1952, Parakneria kissiPoll, 1969, et Potamothrissa whiteheadi Poll, 1974 ont été décrits à partir de divers a uents du cours moyen du Luhoho tandis que L. altianalis lobogenysoides (Pellegrin, 1935), également décrit dans le bassin, a été synonymisé avec L. paucisquamatus par Banister (1973) . De plus, 11 espèces ont été signalées dans le cours inférieur de la rivière Lowa près de sa con uence avec la Lualaba, loin à l'extérieur des limites du parc (Banister et Bailey, 1979). Entre 2009 et 2010, un total de 19 espèces ont été identifées dans la moyenne Lowa par Kisekelwa et al. (2013). Brown et Abell (2005) suppose que la diversité des poissons est faible dans l'EAE. Cependant, cela est probablement principalement dû à la faible exploration de la région.

La richesse spécifique des quelques rivières déjà étudiées dans le bassin de la rivière Ulindi telle que relevée par la littérature est de 31 espèces réparties dans 17 genres, 9 familles et 4 ordres. En effet, elle reste la valeur de référence pour les études ultérieures dans cette partie du bassin du Congo.

Cependant, Kisekelwa (2014) ayant travaillé sur le cours moyen de la rivière Lowa dans la même partie du bassin du Congo en Territoire de Walikale, avait trouvé que les poissons de la rivière Lowa comprennaient 19 espèces. En outre, Bulimwengu (2009), quant à lui, avait travaillé dans la même partie du bassin du Congo en province Orientale dans la réserve d'Okapis. Il avait trouvé que les poissons des rivières Epulu comprenaient 46 espèces, Nduye : 39 espèces, Epene : 33 espèces tandis que les sites Edoro et Lelo avaient respectivement 20 et 16 espèces chacun alors que le site Esaye n'a que 20 espèces. Ces deux résultats montrent bien

une richesse spécifique plus élevée que celle déjà connues de quelques sites du bassin de la rivière Ulindi. En effet, lors de travaux de terrain, ces chercheurs ci-haut cités ont parcouru l'ensemble des bassins versants des rivières Epulu, Nduye, Epene, Edoro, Lelo et Esaye. C'est ce qui a conduit à une bonne idée de leur diversité ichtyologique. Par ailleurs, ils ont également travaillé dans de petites rivières de cette partie, ce qui permet d'améliorer et de compléter l'inventaire de cette faune ichtyologique, ce qui n'est pas encore le cas pour le bassin de la rivière Ulindi.

Au point de vue abondance relative, dans la partie prospectée du bassin de la rivière Ulindi , les Ordres sont dominés par les Siluriformes (51,6%) et Perciformes (25,8%) et les Cypriniformes (19,4%) ce qui n'est pas étonnant car ils sont parmi les ordres largement dominants en Afrique (Lowe Mc Connell,1987). Ce résultat s'écarte de ce qu'avait trouvé Mbega (2003) dans le bassin inférieur de l'Ogooué. Dans ce bassin, les Perciformes 23,7%, les Siluriformes représentaient 19,4 %, les Characiformes 14,4% et les Mormiformes 10,1%. Il y a donc une quasi différence dans la dominance des ordres entre cette partie du bassin de la rivière Ulindi et le bassin inférieur de l'Ogooué. La dominance des Perciformes dans le bassin inférieur de l'Ogooué, serait due à la présence des lacs dans le bassin de l'Ogooué. Les Perciformes se développent mieux dans les milieux lentiques.

Par ailleurs, Mbalassa (2008) ayant travaillé dans la rivière Ishasha a relevé la dominance de Perciformes avec 44%, suivie de celle des Cypriniformes avec 26%, après viennent celles des Siluriformes, Mormyriformes qui étaient respectivement de 13% et 7%. On se rend compte, dans la région intertropicale que les Perciformes, les Osteoglossiformes, les Siluriformes, les Cypriniformes semblent être des ordres beaucoup plus importants. Les différences remarquées entre nos résultats et ceux de Mbalassa (2008) sont dues à la saisonnalité de l'échantillonnage. En plus, les sites d'échantillonnage de Mbalassa (2008) étaient proches de l'embouchure de la rivière Ishasha dans le lac Victoria, ce qui traduit des migrations longitudinales des poissons du lac Victoria et qui ont été pêchés dans cette partie de la rivière Ishasha. Cette hypothèse est aussi confirmée par Mbega (2003) qui a trouvé que les sites proches des océans ou des lacs, sont peuplés par des poissons venus de ces grands écosystèmes et ayant migré vers ces sites. En plus, la partie de la Ulindi concernée dans le cadre de ce travail est caractérisée par des chutes qui limiteraient la montée des poissons d'aval vers l'amont (Mbega, 2003 ; Mbalassa, 2008). Ces différents facteurs hydromorphologiques limiteraient davantage la richesse ichtyologique en amont de la rivière Ulindi.

En outre, Kisekelwa (2014), Mbega (2003) et Mbalassa (2008) affirment que les Mormyriformes, Siluriformes, Cypriniformes et les Characiformes sont parmi des ordres les plus riches en espèces et les plus répandus au monde. La présence des ordres Siluriformes, Cypriniformes dans la rivière Ulindi pourrait être expliquée, non seulement par leur potentiel d'adaptation mais aussi par leur capacité de vivre dans une variété d'habitats en supportant même des conditions environnementales difficiles. Ils sont également caractéristiques des rivières tropicales (Lowe Mc Connell,1987). Comparativement aux observations faites par Mbalassa (2008) dans la rivière Ishasha, les ordres et familles trouvés dans l'Ulindi Supérieure sont aussi rencontrés dans d'autres rivières tropicales, spécialement dans les rivières sub-sahariennes.

S'agissant des familles des poissons des rivières prospectées dans le bassin de la rivière Ulindi, elles figurent parmi les familles ayant une large distribution en Afrique (Greenwood, 1983 in Skelton, 1988 cité par Mbalassa, 2008). Il s'agit des familles de Clariidae, Cichlidae et Cyprinidae. Elles sont pour la plupart répertoriées dans les écosystèmes de l'Afrique de l'Ouest (Lévèque et al., 1990). Les familles Mochokidae, Cyprinidae, Clariidae , Amphilidae et Cichlidae sont dominantes dans les sites prospectés du bassin de la rivière Ulindi. Cependant, la faible abondance des familles des Anabantidae, Mormyridae et Mastacembelidae Distichodontidae serait due probablement aux chutes qui séparent l'aval et la partie concernée par la plupart de ces études. La plupart de ces rivières étudiées sont des rivières de montagne et appartiennent au cours supérieur de la Ulindi à l'exception des rivières Kebela, Lipango, Lugulu et Lungwe qui sont du cours moyen et inférieur de la rivière Ulindi. Ces biotopes sont difficiles à exploiter par des pêcheurs à cause de la vitesse du courant des eaux de cette rivière.

La plus grande partie de l'Ulindi moyenne et inférieure occupe la forêt du Maniema et de toutes ces études antérieures pourtant, elle représente un milieu bien distinct des cours d'eau de montagne. Ceci signifie que le bassin de la rivière Ulindi nécessite encore d'autres études d'inventaires systématiques des poissons sur tout son parcours supérieur (Ulindi et ses affluents non montagneux), le reste de son cours moyen et l'ensemble du cours inférieur. Ces prospections, une fois réalisées, permettront probablement d'identifier d'autres espèces non encore connues(G. M. Okito et al., 2020).

2.3. Pollution de l'environnement par les Métaux lourds

2.3.1. Brève Introduction

2.3.1.1.Définition des métaux lourds

Un métal est un élément chimique issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'antiquité (Padros et *al*., 2004). Dans l'industrie en général, on considère comme métal lourd tout métal de densité supérieur 5g/cm3, de numéro atomique élevée présentant un danger pour l'environnement et/ou pour l'homme. Les métaux sont omniprésents dans les eaux de surface. Toutefois, leurs concentrations sont en général très faible ce qui explique leur dénomination de métaux traces ou éléments traces métalliques (ETM). Ces derniers sont présents couramment dans la croute terrestre, aussi l'altération et l'érosion des roches alimentent naturellement les eaux de surface en ETM (Cardoso, 2015a). Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (source naturelle) ou parce que, certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique) (Miquel, 2001). Aussi les dépôts atmosphériques y compris l'eau de pluie, sont les principales sources de métaux lourds (UNEP, 2008). Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (éléments essentiel), d'autres s'avérer toxiques, lorsqu'ils sont présents dans l'environnement à des concentrations élevées, c'est le cas du fer (Fr), cuivre (Cu), zinc (Zn), sélénium (Se), vanadium (V), cobalt (Co), chrome (Cr) titane (Ti) (Miquel, 2001). D'autre ne sont pas nécessaires pour la vie et peuvent être même préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (Ayari et *al*., 2012; Coulibaly et *al*., 2014; Philippe et *al*., 2020). Dans le milieu marin, les métaux lourds qui ont attiré l'attention des chercheurs en raison de leur toxicité sur les organismes et les risques qu'ils présentent pour la santé humaine sont (Mn, Zn, Hg, Cu, Cr, Ni, Al, Pb, Cd et As) (Sarkar et *al*., 2016). Ces métaux entrent dans la chaine alimentaire soit par adsorption ou diffusion à partir du milieu ambiant, soit par l'ingestion de nourriture contaminée. Ils sont ensuite bio-concentré à chaque niveau de la chaine alimentaire pour atteindre un taux maximal chez les grandes prédateurs (Arnot & Gobas, 2006; Gilbert & Avenant-Oldewage, 2014; Sanou et *al*., 2021; Youssao et *al*., 2011).

2.3.1.2.Origine des métaux lourds

Dans les écosystèmes aquatiques les ETM ont diverses origines, qui peuvent être regroupées en deux catégories : naturelle et anthropique (figure 6).

- *Sources naturelles*

Les métaux lourds sont présents de façon naturelle, ils sont libérés lors des précipitations géochimiques des roches et de l'eau de source, l'activité volcanique et bactérienne, l'altération des continents et les incendies de forêts (Benariba & *al*., 2016).

Tout d'abord, il est nécessaire de rappeler que les sols se sont formés aux dépens de roches ignées (ex : basaltes, granites), métamorphiques ou sédimentaires (ex : calcaires, alluvions, moraines). Un sol hérite donc de son matériau parental un certain nombre de propriétés majeures, notamment une signature géochimique.

Les teneurs en ETM mesurées aujourd'hui dans les sols résultent de processus de lixiviation ou d'accumulation relative ou absolue liés aux processus pédogénétiques naturels.

Chaque sol de chaque région du monde possède donc une concentration en ETM qui lui est propre, correspondant au « fond géochimique » ou « background ». Quand celui-ci est mesurable, il convient d'établir un background local à la zone d'étude, ou dans le cas contraire, de se référer à une valeur moyenne comme celle de la croute continentale mondiale (UCC pour Upper Crust Continent, Wedepohl, 1995 ; Oursel,2013).

Dans le second cas, il faut tout de même faire attention car dans certaines régions les fonds géochimiques peuvent fortement varier de ceux de l'UCC. En effet, d'une région à l'autre, le background peut varier fortement, en fonction de la nature du matériau parental, de l'histoire géologique locale, ou du type et de la durée de la pédogenèse. Ces ETM liés à des phases porteuses (constituants des sols comme la matière organique, les argiles, les carbonates, les oxy-hydroxydes de Fe, …), peuvent ensuite se retrouver au fil du temps dans les cours d'eau par translocation physique de particules (érosion mécanique) ou par transfert sous forme dissoute (érosion chimique).

Enfin, les retombées atmosphériques naturelles par l'intermédiaire des aérosols (poussières volcaniques ou éoliennes) peuvent aussi apporter des ETM au milieu aquatique (Di Leonardo et al., 2009 ; Gaillardet et *al*., 2003 ; Rocha et *al*., 2011 ; Weber et *al*.,2009 ; Benjamin OURSEL,2013).

- *Sources Anthropiques*

Les sources d'ETM anthropiques peuvent être multiples. Elles peuvent être liées à des déversements industriels continu/diffus ou accidentels. Elles peuvent aussi être issues des

activités agricoles (pesticides, engrais) et d'exploitation de minerais. Les retombées atmosphériques anthropiques sont aussi importantes par l'intermédiaire des combustions d'hydrocarbures, des usines d'incinération de déchets ménagers, du chauffage urbain, … Au final l'apport d'ETM par ces activités vient enrichir les cours d'eau par l'intermédiaire du ruissellement, des exutoires urbains et industriels, des rejets de STEP, (Bliefert & Perraud, 2008; Olivier, 2020; Sigg et al., 2001).

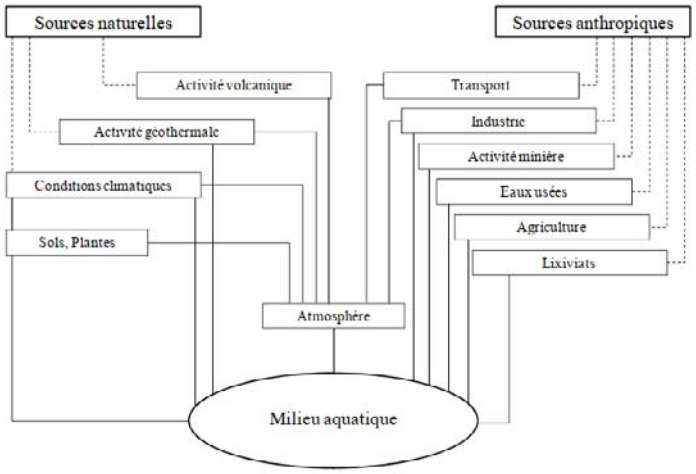


Figure 2.Schéma synthétisant les sources d'ETM dans le compartiment aquatique (Ayari et al., 2012)

Tableau 1. : Principales sources anthropiques d'ETM présents dans l'environnement (Laribi, 2017)

Source d'ETM	Type d'ETM	Caractéristique de la pollution
Mines de métaux	Cd, Cu, Ni, Cr, Co, Zn	Reliquat d'acides de drainage, résidus de métaux terrils
Intrants agricoles	Cr, Mo, Pb, U, V, Zn	Ruissellements, pollution des eaux superficielles et souterraines, bioaccumulation dans les plantes
Boue d'épuration	Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Cr, As, Hg	Transfert dans les eaux de surface et souterraines
Industries métallurgiques	Pb, Mo, Ni, Cu, Cd, As, Te, U, Zn	Résidus de métaux et terrils
Elimination des déchets	Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg	Lessivage des zones de décharge, transfert dans les eaux de surface et souterraines
Electronique	Pb, Cd, Hg, Pt, Au, Cr, As, Ni, Mn	Déchets solides et liquides provenant des procédés de fabrication et de recyclage
Industries de finition des métaux	Cr, Ni, Zn, Cu	Effluent liquide produit par les procédés de galvanisation et plaquage

Source d'ETM	Type d'ETM	Caractéristique de la pollution
Batteries	Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg	Ecoulement du liquide des batteries contaminant le sol et les eaux souterrains
Pointures et Pigments	Pb, Cr, As, Ti, Ba, Zn	Déchets liquides lors de la production et détérioration des peintures, pollution du sol

2.4. La bioaccumulation des polluants

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète où la métabolise. Elle désigne donc la somme des absorptions d'un élément par voie directe et alimentaire par les espèces animales aquatiques ou terrestres (Ramade, 2005). Il existe deux principaux phénomènes responsables de la bioaccumulation de polluants par les organismes, la bioconcentration qui est le transfert direct des substances à partir du milieu ambiant (sol, eau, sédiments…etc.) vers les tissus et les organes (Ouro-sama et *al*., 2014). De plus, l'amplification qui est le résultat du transfert des contaminants le long des différents niveaux de la chaine alimentaire (Alomar, 2017). Pour une même espèce, l'accumulation de polluants est influencée par plusieurs facteurs biologiques (âge, sexe, taille, génotype, nutrition, reproduction), et les propriétés physicochimiques (carbone organique, oxygène dissout, dureté de l'eau, température, pH, type de sédiment, paramètres hydrodynamiques du système) (Mambou Ngueyep et *al*., 2021a)

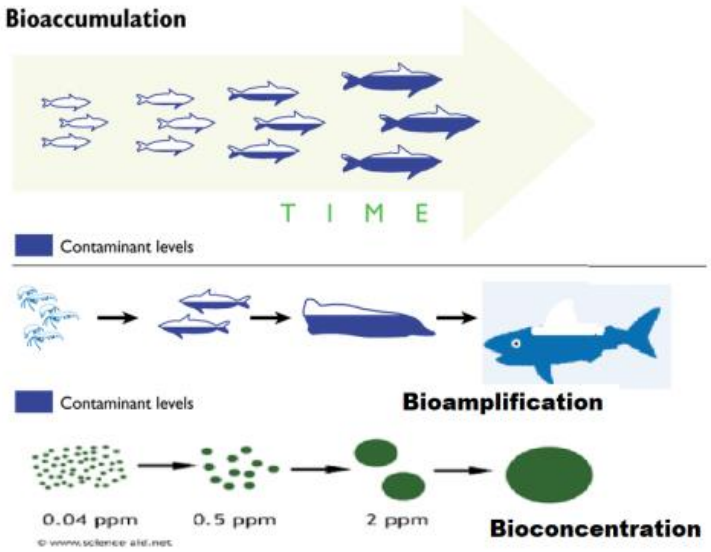


Figure 3. Bioaccumulation, bioamplification et bioconcentration des contaminants chimiques par les organismes aquatiques (De Vaufleury & Gimbert, 2021)

2.4.1. Assimilation des métaux lourds

Il existe deux voies principales d'exposition aux polluants : la voie externe, par contact (par l'air ou l'eau...) qui provoque un phénomène d'adsorption (la substance toxique reste à la surface), et la voie interne par assimilation ou absorption

Elle se définit par l'absorption du polluant résultant d'une exposition par voix interne. Pendant tout processus physiologique d'échange avec le milieu environnant, les molécules exogènes pénètrent à travers les barrières biologiques séparant l'environnement interne de l'organisme du milieu externe. Quand la contamination se fait, ces barrières (cutanées et respiratoires pour la contamination directe, et intestinale pour la contamination trophique) montrent des propriétés biologiques liées à leur structure et aux conditions physico-chimiques de l'environnement (température, pH, électrolytes, etc.). Elle se définit par l'absorption du polluant résultant d'une exposition par voix interne.

2.4.2. La bioaccumulation des métaux lourds

La bioaccumulation désigne la capacité des organismes à absorber et concentrer dans tout ou une partie de leur organisme (partie vivante ou inerte telle que l'écorce ou le bois de l'arbre, la coquille de la moule, la corne, etc..) certaines substances chimiques, éventuellement rares dans l'environnement (oligoéléments utiles ou indispensables, ou substances toxiques indésirables) (Bayou et *al*., 2012; Bodin, 2005; Sloterdijk, 1992a; Vaufleury & Gimbert, 2013b) (Figure 8).

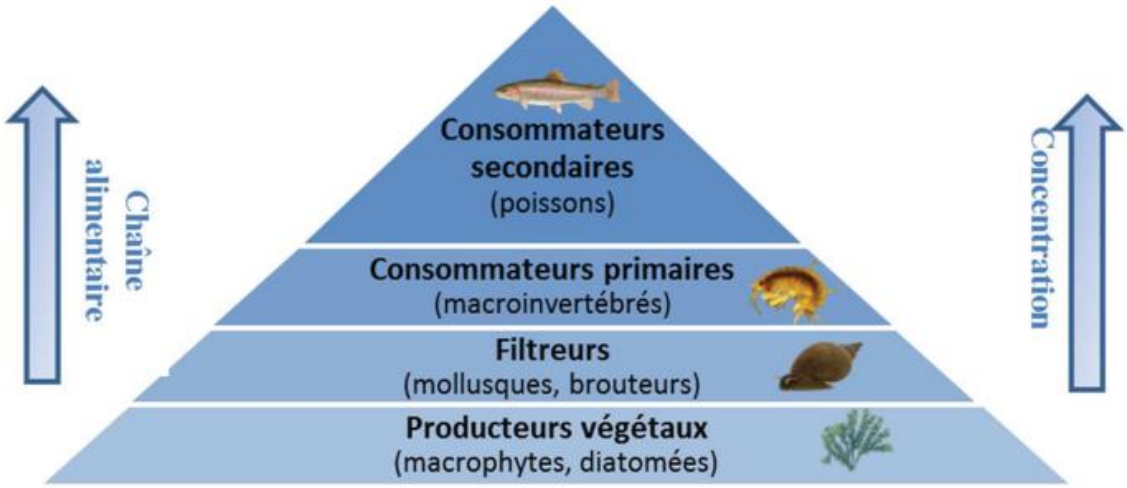


Figure 4. Processus de bioamplification (Bodin, 2005)

2.4.3. La bioconcentration : La bioaccumulation par l'individu

Le mot « bioconcentration » désigne le phénomène d'augmentation de la concentration d'un élément (oligoélément, polluant, radionucléide...) par le fait d'un organisme vivant ou d'une

association d'êtres vivants capable de capter cet élément à partir du milieu et de le conserver (http://www.ifremer.fr/delecen/projects/bioaccumulation/bioconcentration.htm).

Le « Facteur de bioconcentration » ou FBC désigne le rapport entre concentration du composé chimique (métal lourd par exemple) dans l'organisme vivant et celle dans le milieu (eau/air/sol). Ce facteur permet d'établir la bioaccumulation. D'après Kalfakakour & Akrida-Demertzi (2000), le facteur de bioconcentration, est exprimé par la relation : FBC = concentration du polluant dans le poisson/concentration du polluant dans l'écosystème du mileu. Un facteur supérieur à 1 indique une bioaccumulation, selon ces auteurs.

2.4.4. La bioamplification : La bioaccumulation entre individus

La bioaccumulation s'effectue par le biais de l'alimentation d'organismes, et via tout le réseau trophique. Naturellement, plus la chaîne trophique est longue, plus l'accumulation est importante et plus les effets délétères risquent d'être marqués. Les prédateurs, situés en parties terminales des chaînes alimentaires sont donc particulièrement vulnérables à ce type de pollution, et leur présence est le signe d'une qualité satisfaisante du milieu où ils ont effectué l'essentiel de leur croissance. Il n'est pas rare de constater un facteur de bioaccumulation de l'ordre de 100 000. Les moules et huîtres peuvent concentrer de 700 000 fois à 1 million de fois des substances quasi-indétectables dans la mer, oligoéléments dans le cas de l'iode ou toxiques dans le cas du plomb, mercure ou cadmium par exemple (Amiard et al., 1985b; Comps, 1970; Thomas et al., 2009)

La bioaccumulation de substances toxiques peut conduire à des catastrophes, comme dans le cas de la maladie de Minamata qui a touché presque deux millions d'humains, morts ou ont été gravement empoisonnés par du mercure méthylé par des bactéries puis concentré par les poissons évoluant en aval des effluents pollués par une usine (l'usine pétrochimique de Minamata, au sud-ouest du Japon, qui utilisait comme catalyseur, HgO) (Mounier, 2019).

Le phénomène de bioaccumulation des métaux lourds dans les organismes aquatiques va dépendre de nombreux facteurs, en premier lieu de la nature de l'élément métallique, selon qu'il a un rôle biologique ou non et qu'il est régulé ou non par l'organisme (N'Guessan et al., 2021). Les métaux lourds sont naturellement présents à l'état de traces dans les sols, les eaux ou les sédiments en fonction de leurs caractéristiques géologiques (concentrations géochimiques naturelles des sols). Les processus naturels de dépôt, par exemple ceux liés à l'activité

volcanique, influencent également leurs concentrations. La bioaccumulation se produit lorsqu'un organisme absorbe un contaminant plus rapidement qu'il ne l'élimine. La bioaccumulation dépend de facteurs biotiques tels que le stade de vie, l'âge, le sexe, la condition physiologique et des facteurs abiotiques comme le degré de pollution et la saison. En outre, la plupart de ces facteurs interagissent et il est souvent difficile de les distinguer. Ainsi, au cours du cycle de vie, la bioaccumulation peut varier considérablement. (Djeddi et al., 2018 ; Khadra, 2019 ; Charrette, 2021).

2.4.5. Accumulation préférentielle des métaux dans les divers organes de poisson

2.4.5.1.Branchies

Les branchies représentent un organe multifonctionnel interagissant avec le milieu aquatique. Elles assurent la respiration, mais aussi l'osmorégulation, la régulation de la balance acide-base et le métabolisme de circulation des hormones et xénobiotiques (Lerebours, 2009)

2.4.5.2.Muscles

On distingue les muscles striés et les muscles lisses. Parmi les muscles striés, les muscles squelettiques unissent les os entre eux et permettent la motricité. Ces types de fibres musculaires sont définis à la fois par leurs propriétés mécaniques et métaboliques (Lerebours, 2009).

2.4.5.3. Le foie

Le foie assure trois fonctions vitales : la dépuration, la synthèse et le stockage. C'est l'organe qui effectue le plus grand nombre de transformations chimiques : c'est « l'usine métabolique » de l'organisme (Genten et al., 2010). Le foie a un rôle dans le métabolisme des glucides et des lipides. Il stocke les vitamines liposolubles et le glycogène. Il possède également un rôle dans le métabolisme des protéines et dans la destruction des globules rouges vieillis. Il intervient également dans la détoxication des toxines et xénobiotiques (Mrabent, 2015)

2.5. La Biosurveillance des milieux aquatiques

2.5.1. Brève introduction

Lorsque l'on cherche à protéger les écosystèmes contre des agressions extérieures qui perturbent leurs mécanismes biologiques, l'idée la plus simple est de chercher au sein des organismes vivants les témoins de ces perturbations. La notion de biosurveillance vient de là. Cela est particulièrement vrai en ce qui concerne les rejets de produits chimiques dans l'environnement. Les analystes peuvent détecter des traces de produits chimiques dans des matrices très complexes mais ne peuvent être exhaustives. Les chercheurs ont donc développé depuis de nombreuses années des méthodes de biosurveillance tant au laboratoire que sur le terrain (Cardoso, 2015b; Cordier et al., 2018; Gagné et al., 2014; Sanchez & Porcher, 2009).

La façon la plus simple de présenter les outils de la bio surveillance est de les classifier en *bioessais* et *bioindicateurs*. Les premiers sont des méthodes de laboratoire essentiellement basées sur l'utilisation d'organismes vivants comme modèles en conditions contrôlées tandis que le second (les bioindicateurs) font appel à l'analyse de la situation des organismes peuplant les écosystèmes (Le Bihanic, 2013; Roeck et al., 1991).

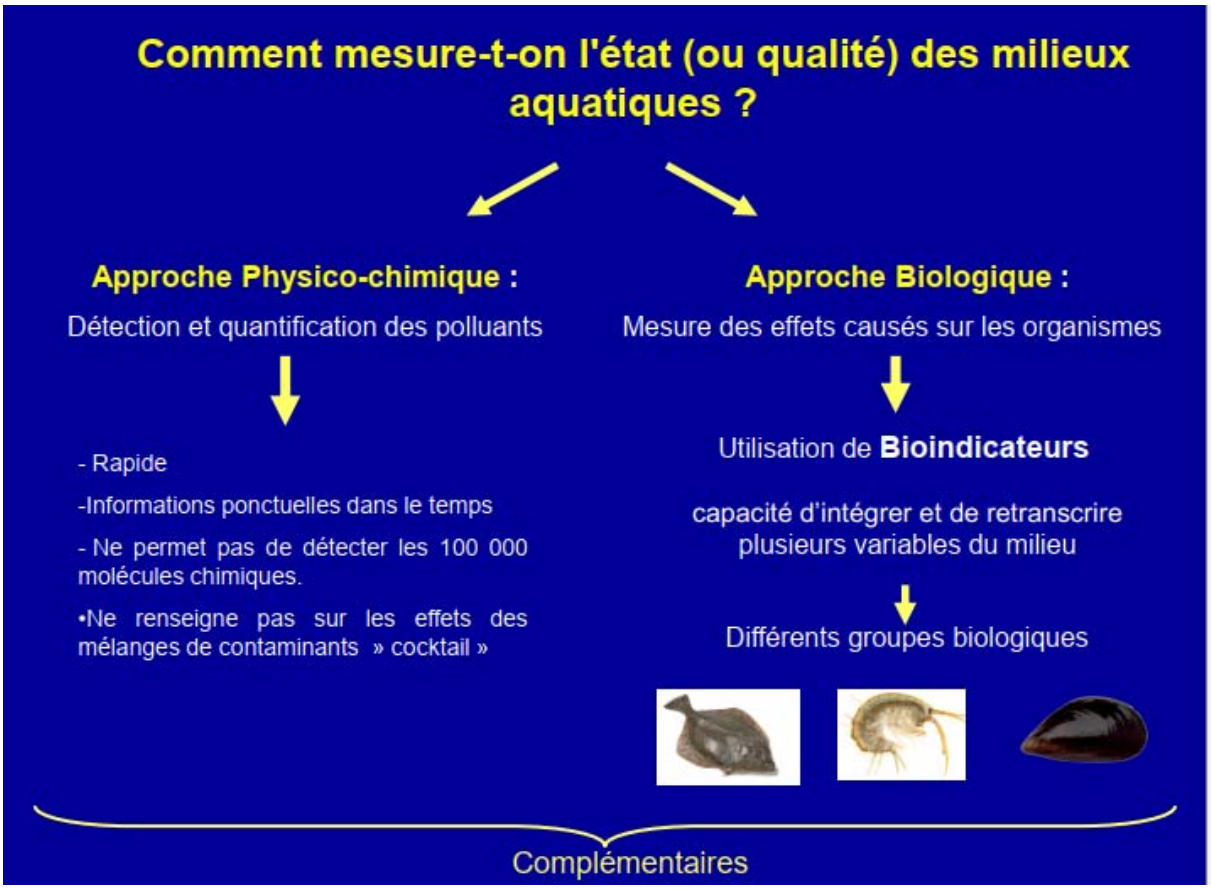


Figure 5. Approche d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques

2.5.2. Utilisation des poissons comme bioindicateurs

Les bioindicateurs sont des organismes vivants qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permettent de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées (Roeck et al., 1991). Développés et largement utilisés dans les programmes de recherche, les biomarqueurs sont des outils écotoxicologiques permettant d'évaluer l'exposition des organismes aquatiques et les effets associés ((Jean-Claude & Claude, 2008; Sanchez et al., 2012).

Les organismes aquatiques sont, de façon générale, plus sensibles aux contaminants que lesorganismes terrestres (Sloterdijk, 1992b). Ils possèdent une grande richesse spécifique (environ 20 000 à 25 000 espèces) et occupent une grande partie des niches écologiques aquatiques (Bagenal, 1978).

Le poisson est considéré comme un organisme intégrateur par excellence car il se situe en bout de la chaîne alimentaire (Amara, 2010). Les poissons apportent également des minéraux comme le phosphore, et des oligo-éléments, comme l'iode, le zinc, le cuivre, le sélénium et le fluor, mais aussi des vitamines A, D, E et certaines du groupe B indispensables à la santé. Mais, les poissons peuvent aussi être contaminés par des polluants de l'environnement dont les dioxines, les PCB ou le méthyl-mercure, des contaminants de l'environnement qui peuvent avoir des effets néfastes sur la santé en cas de surexposition. Les poissons ont des besoins complèxes concernant leur habitat et cela touche de multiples facettes de l'écosystème dans lequel ils vivent ; ainsi lorsqu'ils sont affectés, l'intégrité de l'écosystème est probablément menacée (Geoffre, 2011). Ces sont donc de très bons indicateurs à différentes échelles.

L'utilisation des poissons confère quelques avantages, notamment le fait que le public est plus sensible à ceux-ci, que la pêche, récréative ou non, est un facteur économique important, que les poissons sont en général plus faciles à identifier et que leurs besoins écologiques sont plus connus (Amisi et *al*., 2020; US EPA, 2008).

Cette facilité d'identification, couplée à une capture assez simple, en font un bioindicateur rentable (Meknachi, 2010). L'information peut être obtenue rapidement, ce qui permet d'agir sans attendre sur la gestion de l'écosystème (Kaibouchi et *al*., 2003).

3. MATERIEL ET METHODES

3.1. Présentation du milieu d'étude : territoire de Mwenga

3.1.1. Présentation du Milieu d'étude

3.1.1.1.Localisation et description du milieu d'étude

La province du Sud-Kivu est issue du découpage de l'ancienne province du Kivu intervenu en 1988. Elle compte six territoires de Fizi, Idjwi, Kabare, Kalehe, Mwenga et Shabunda et deux villes dont Uvira et Bukavu qui est le chef-lieu de la province (Figure 1). Elle est une des provinces de la République Démocratique du Congo qui regorge de ressources ; notamment l'or, le coltan, la cassitérite, le diamant et le pétrole. Les réserves disponibles de ces ressources sont souvent ignorées et parfois inexploitées.

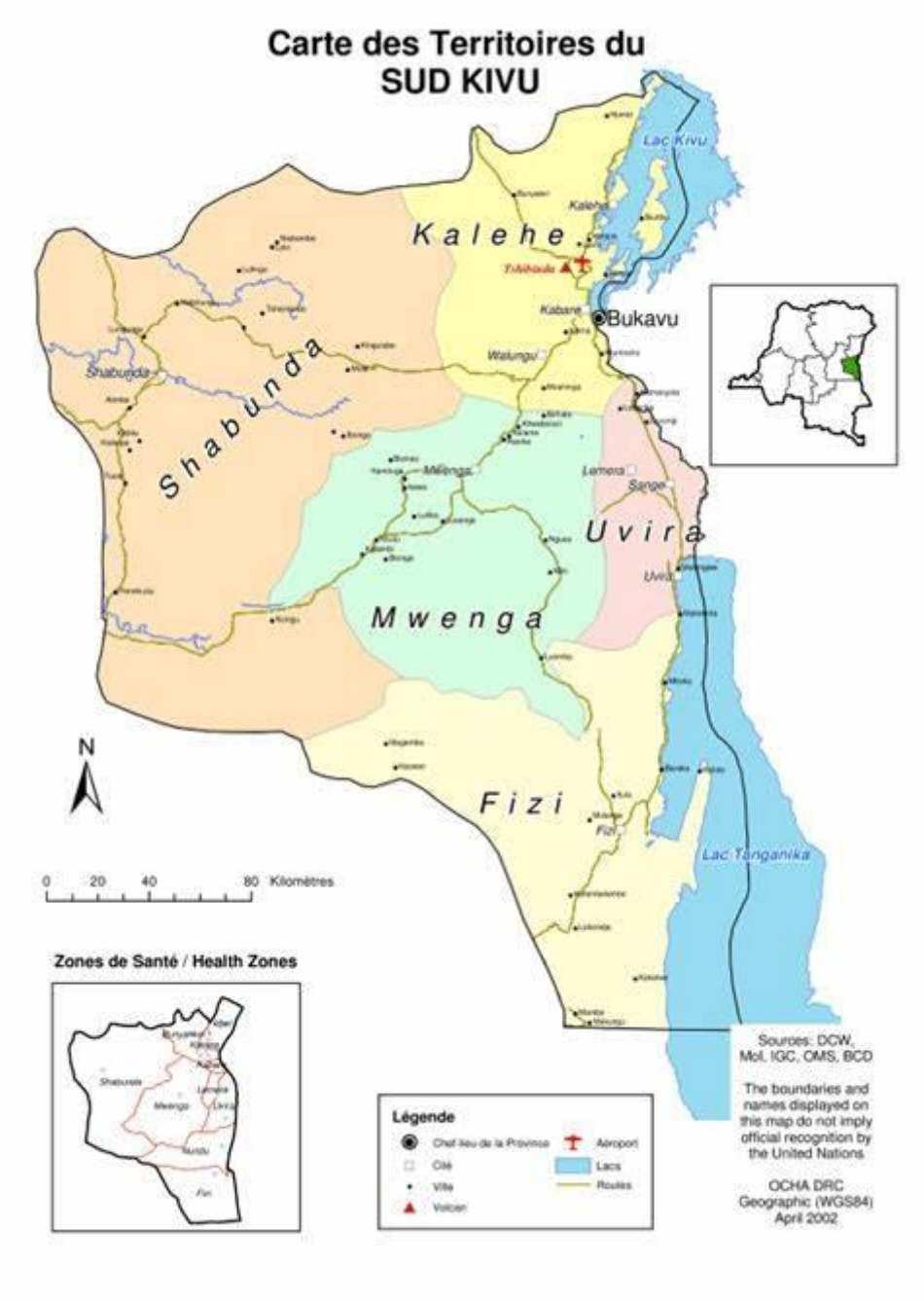


Figure 6. Carte Administrative de la Province du Sud-Kivu (OCHA, 2002)

Avec une Superficie de 64 791 Km², selon l'annuaire statistiques de 2017 et MICS 2018, la province du Sud-Kivu comptait en 2017 une population estimée à 6,2 millions d'habitants soit une densité de la population en 2017 de 95 hbts/Km et une espérance de vie en 2016 de 62,5 ans avec47% de la population rurale, 22% de la Population de moins de 5 ans, 61% de la Population sud-kivutienne est jeune de moins de 18 ans. La Taille moyenne des ménages au Sud-Kivu est de 5,9 et le nombre moyen d'enfants /femmes est de 7,6 (UNICEF, 2021).

Cette étude se réalise en République Démocratique du Congo, Province du Sud-Kivu en Territoire de Mwenga situé sur la route nationale RN2 à 120 Km au sud-ouest de la ville de Bukavu, chef-lieu de la Province du Sud-Kivu, entre 03° 02’ 00 S et 28° 26’ 00 E. Le Territoire de Mwenga est limité au Nord par le Territoire de Walungu, au Sud par le Territoire de Fizi, à l’Est part le Territoire de Shabunda et à l’ouest par le Territoire d’Uvira (Figure 2).

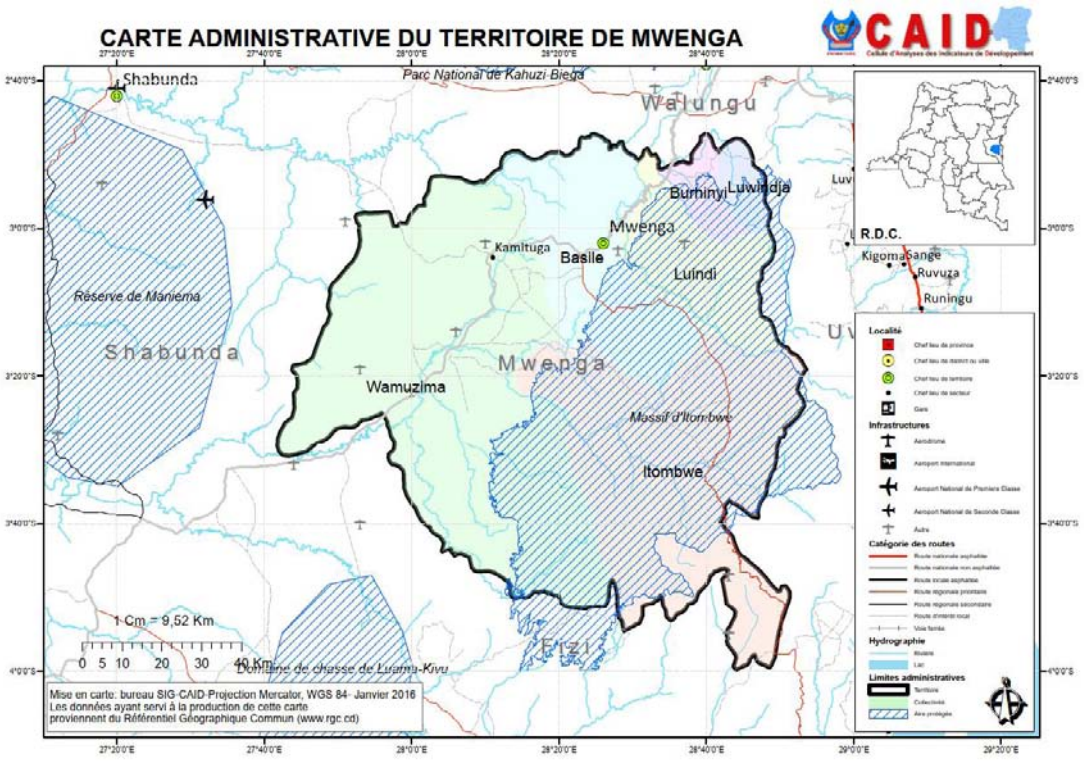


Figure 7. Carte administrative du Territoire de Mwenga (Source CAID, RDC)

Administrativement, le Territoire de Mwenga est subdivisé en six collectivités à savoir : Itombwe, Wamuzimu, Basile, Lwindi, Luhwinja et Burhinyi avec 43 groupements repartis comme suit :

La Collectivité Chefferie des Basile compte 10 Groupement : Bawanda, Bizalugulu, Babulinzi, Bashimwenda I et II, Bashilubanda, Bashitonga, Bamunda, Balobola, Batumba.

La Collectivité Chefferie des Wamuzimu compte 22 : Bashikumbilwa, Bashikasa, Bashitabyale, Bashibugembe, Banakyungu, Banamukika, Bakongo, Bakute, Bamulinda, Bagezi, Bagunga, Bawandembe, Bingili - Bazala, Bashimwenda (Mulolwa) Basimbi, Bashikamagulu, Baligi, Buse, Babongolo, Balinzi, Banampute, Banakabale.

La Collectivité Chefferie de Luindi en compte 6 : Mukangala, Ilowe, Ihanga, Kigogo, Kilimbwe, Kalambi, Kionvu

Le Secteur d'Itombwe avec 5 groupements : Bashikamagulu, Bashimukindje I et II, Bashimukuma, Bashimwenda.

Avec la nouvelle érection des villes en République Démocratique du Congo, Mwenga s'est vu détaché de Kamituga qui a eu le statut de Ville et l'installation du maire de la ville.

3.1.1.2.Climat et Hydrographie

Mwenga jouit d'un climat tropical humide avec deux saisons : la saison sèche de juin à septembre et la saison des pluies de septembre à mai. La température varie entre 21 et 37°C sur la majeure partie du territoire et est basse dans la région d'Itombwe en raison de l'altitude élevée, qui s'élève à plus de 2000 m (Ishara et al., 2022). Les précipitations annuelles moyennes varient entre 799 mm et 2891 mm. Son hydrographie est abondante avec deux affluents du fleuve Congo ; la rivière Elila et Ulindi qui drainent toutes les rivières à l'exception de la rivière Lwiko qui se jette dans la Lwama. Quant au relief, il y a les montagnes de chefferies de Burhinyi, Luhwinja, Basile et le secteur d'Itombwe ; les plateaux d'Itombwe et enfin la plaine alluvionnaire du bassin de l'Elila.

Deux bassins hydrographiques ont été retenus respectivement pour l'étude de peuplement piscicole et benthique d'une part et évaluation de la pollution mercurielle d'autre part. Il s'agit des rivières Ulindi et Elila et leurs affluents du cours supérieur. Les rivières Ulindi et Elila sont des affluents de rive droite du fleuve Congo dans le bassin de Lualaba et sont les plus longues rivières des provinces du Sud-Kivu et du Maniema en République démocratique du Congo avec respectivement 670 et 570 km (Marlier, 1954 ; Chuck et al., 2020). Ils prennent tous leur source dans le versant ouest des Monts Mitumba à une altitude de plus de 2 500 m. A cet endroit, la montagne constitue la ligne de partage des eaux entre les bassins du Lualaba et du Tanganyika. La superficie de leurs bassins versants est respectivement de 30 240 et 30 000 km² (De Magnée & Devroey, 1954 ; E. Devroey, 1957 ; E.-J. Devroey & Vanderlinden, 1956 ; Doumenge, 1998 ; Robert & Devroey, 1953). Elle draine le flanc ouest des hautes terres Albertine, vers la forêt équatoriale de Lualaba (Marlier, 1954). La rivière Mobale est un affluent de la rivière Zalya, qui est à son tour un affluent de la rivière Elila qui, comme la rivière Ulindi, est un affluent du fleuve Congo dans son cours supérieur, appelé Lualaba (Figure 3).

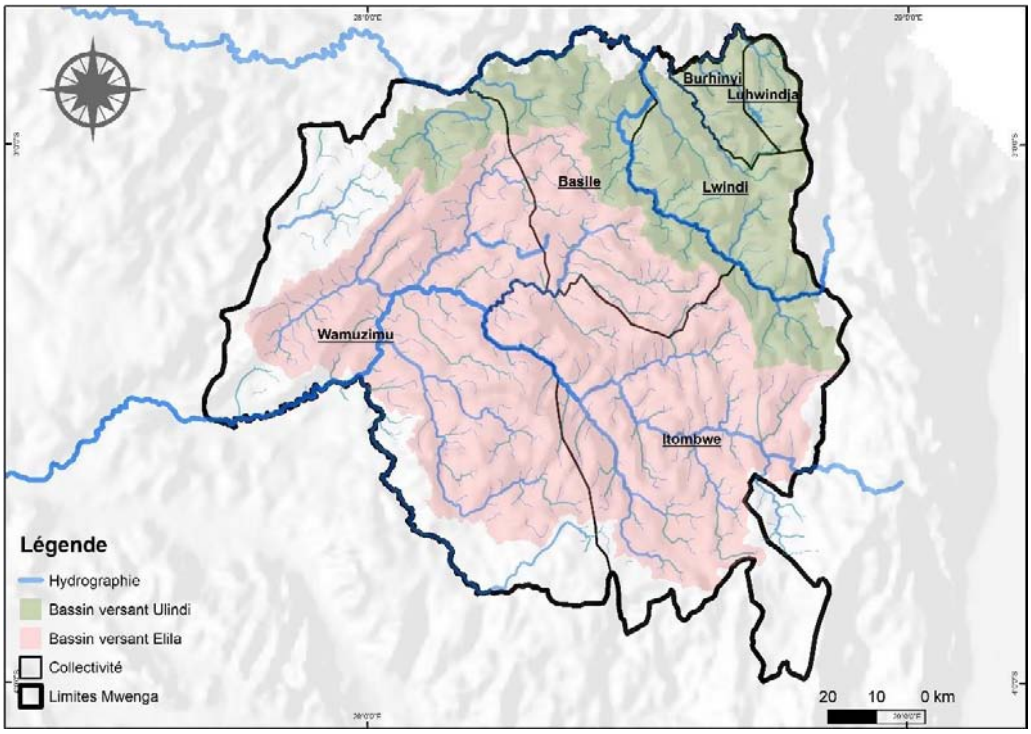


Figure 8. Carte montrant l'hydrographie et Collectivités du Territoire de Mwenga (Source : Notre Etude)

Pour des raisons pratiques nous avons subdivisé le bassin de la rivière Ulindi en trois sous-bassins tenant compte de la zonation de Huet (1949) et de la couverture forestière basée sur l'altitude décroissante. Le cours supérieur correspond à la région de haute altitude et occupe les territoires de Walungu et Mwenga), le cours moyen correspond à la région de plaine (Territoire de Shabunda) et le Cours inférieur, c'est la partie embouchure (Territoire de Kalima et Punia). Le bassin versant de la rivière Ulindi s'étend entre 1°39'44'' latitude Sud et 25° 48' 56'' longitude Est (Mukabo et *al*., 2020) (Figure 4).

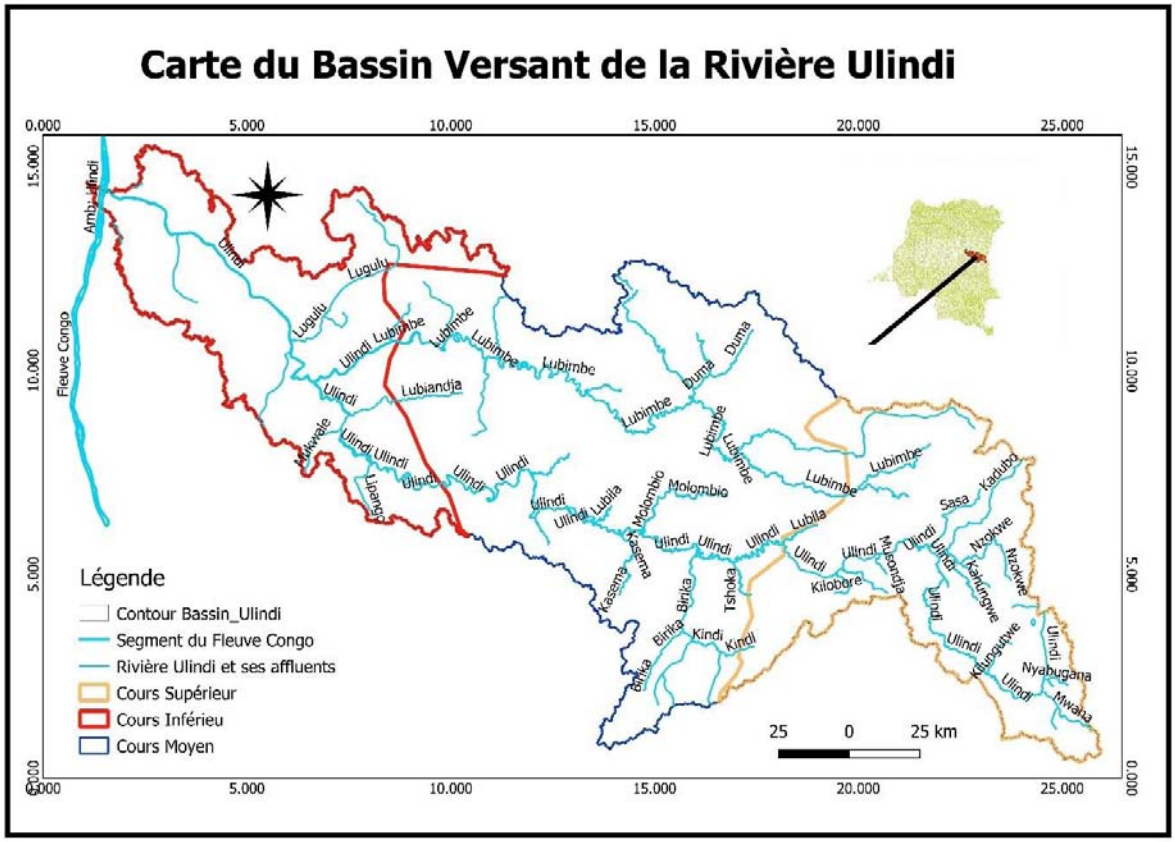


Figure 9. Carte montrant la subdivision du bassin versant de la Rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. (Mukabo et al. 2020)

De la source à l'embouchure, la rivière Ulindi reçoit plusieurs affluents comme présenté dans le tableau 1 :

Tableau 2. Les affluents de la rivière Ulindi, à l'Est de la République Démocratique du Congo

AFFLUENTS DE LA RIVIERE ULINDI	
Sur la Rive Gauche	Sur la Rive droite
Mukwale	Lubilaza
Lipangu	Lubiandja
Andamane	Lubila
Luzikulu	Lugulu
Kimbala	Mulambio
Nzale	Sasa
Kasema	Kadubo
Birika	Nzokwe
Kindi	Minyagwe
Musondja	Lulimunywa
Tshoka	Kahungwe
Kilobore	Kilungutwe
Musosano	Ngombo
	Nyabugana

Comparativement aux autres affluents du Fleuve Congo, le bassin hydrographique de la rivière Ulindi est mal connu surtout en ce qui concerne la faune ichtyologique. Les quelques études sur les poissons dans cette partie du bassin ne concernent que la partie inférieure et moyenne du bassin de la rivière Ulindi comme présenter par Okito et al., (2020).

3.1.1.3.Sol et Végétation

Les contrastes climatiques et orographiques influent notablement sur les sols et les végétations. La dessiccation désagrège leur structure physique. La végétation y est représentée par la forêt dense et la savane riche en biodiversité. La forêt abrite la Réserve Naturelle d'Itombwe. Le sol est argilo-sablonneux. La végétation est constituée de forêts denses et de savanes sur un sol argilo-sableux, riche en faune. Le sous-sol de cette région est très riche, avec des minéraux tels que l'or, la cassitérite, le coltan, le wolframite, etc. Les roches affleurant dans ce secteur sont en grande partie le résultat d'un métamorphisme régional ayant affecté ces régions qui dont partie des formations Kibaiennes. Les Schiste dominent sur les Quartzites, Gneiss.

3.1.1.4.Situation socio-économique

Cinq activités économiques dominent dans le Territoire de Mwenga à savoir : l'agriculture et l'élevage, le petit commerce ; l'exploitation artisanale des minerais, la chasse et l'exploitation forestière (Ansoms & Marivoet, 2009). L'exploitation artisanale des minerais est l'activité principale dans les chefferies de Wamuzimu et Basile Il existe une multitude d'opérateurs économiques dans le territoire de Mwenga. Plus de la moitié de ces opérateurs économiques se trouvent la Ville de Kamituga qui n'est plus dans le territoire de Mwenga. Ces entreprises ont comme principales activités le commerce des produits manufacturés (habits, pagnes, matériaux en plastiques, marmites, appareils électroménagers…) en provenance de Bukavu et généralement de Dubaï ; les activités d'exploitation minière artisanale.

En effet, à Mwenga, il existe quatre pratiques d'extraction du minerai : le sous-sol des montagnes, le lit des rivières, les sols érodés des montagnes ou le retraitement des sols des magasins et d'un autre lieu où opèrent les mineurs. Après l'extraction, tous les minerais subissent une concentration par gravité dans des fosses de traitement primaire ou secondaire (appelées localement lutra ou domaines), avant de pouvoir être traités au Hg. Bien qu'il soit surtout utilisé sur les concentrés plutôt que sur les minerais entiers, le Hg reste une menace car il est utilisé dans/près des habitations et dans le bassin versant d'un affluent du fleuve Congo, riche en biodiversité (Nkuba et al., 2017). Nkuba et al. (2017) ont également constaté que le pays dispose de nombreuses lois interdisant l'utilisation du mercure dans les ASGM, mais que plusieurs défis institutionnels entravent la capacité des structures gouvernementales à mettre en œuvre ces lois. Lassen et al. (2016), qui ont analysé le commerce du mercure en Afrique subsaharienne, ont remarqué qu'en RDC, le mercure est facilement accessible dans les mines d'or car il est introduit en contrebande depuis les pays orientaux voisins (Ouganda, Rwanda, Burundi, Kenya et Tanzanie). Il est généralement donné aux mineurs à crédit par les négociants en or pour les inciter à vendre plus tard l'or qu'ils extraient aux négociants à qui ils doivent de l'argent pour le mercure. La plus grande partie de l'or est sortie en contrebande du pays par le biais du commerce illégal. En 2001, les mineurs artisanaux du nord-est du Congo ont fait passer en contrebande leur production d'or en Ouganda, où ils peuvent trouver de meilleurs prix, ce qui a fait passer les exportations d'or ougandaises de moins d'un kilogramme de la production nationale à plus de six tonnes exportées cette année-là (Veiga et al., 2006).

Avec environ 12 tonnes d'or produites (près de 600 millions USD sur la base du prix moyen de l'or entre 2010 et 2020 (https://www.gold.org), l'ASGM emploie actuellement la plupart des 0,8 à 2 millions d'acteurs de l'ASM qui font vivre 10 millions de Congolais (16% de la population du pays) (Nkuba et al., 2018 ; Nkuba et al., 2017 ; Banque mondiale, 2008).

3.2. Sites et période d'échantillonnage

La collecte des données pour cette étude a été réalisée en République démocratique du Congo, dans le haut bassin du fleuve Congo (Lualaba), plus précisément dans le cours supérieur de deux de ses affluents, les rivières Ulindi et Elila dans le territoire de Mwenga. Ils sont situés respectivement entre 01° 39' 44' S et 25° 48' 56" E, et 2° 44′ 29″ S, 25° 52′ 17″ E dans le territoire de Mwenga de la province du Sud-Kivu, à 120 km au sud-ouest de la ville de Bukavu (capitale de la province du Sud-Kivu). Les stratégies de collecte de données sur le terrain, le choix des stations, l'effort de pêche ainsi que la période d'échantillonnage dépendent donc du but de l'échantillonnage entrepris : Etude de peuplement piscicole et écologie / ou évaluation de l'impact des activités anthropiques.

Dans l'ensemble, vingt et une (21) rivières (stations) d'échantillonnage ont été exploré au cours de quatre campagnes d'échantillonnage réalisées dans le cours supérieur du bassin des rivières Ulindi et Elila parmi lesquels quinze (15) appartiennent au bassin Ulindi. Il s'agit de sites : Ulindi1 (S1), Ulindi2 (S2), Ulindi3 (S3), Ulindi4 (S4), Kadubo (S5), Nzokwe (S6), Kilungutwe (S7), Nuabugana (S8), Ngombo (S9), Kindi (S10), Musandjo (S11), Tshoka (S12), Kilobore (S13), Musosana (S14), Kahungwe (S15) et Mikyaba (S16). Et cinq (5) autres rivières (stations) appartiennent dans le bassin hydrographique de la rivière Elila à savoir : Elila (S17), Kilizia (S18), Zalya (S19), Mwana (S20) et Mobale (S21). Le choix de toutes ces stations a été fait en tenant compte de leur accessibilité et le type d'activités anthropiques qui s'y déroulent. On observe à tous les sites la présence de végétaux aquatiques envahissants à la surface de l'eau et quatre activités principales (l'agriculture, pêche, élevage et exploitation artisanale de l'or) dominent en territoire de Mwenga (Tableau 5).

Tableau 3. *Caractéristiques des sites d'échantillonnage sur le bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga*

Bassin	Rivière	Stations	Village	Occupation des Sols	Substrat (%)
Ulindi	Ulindi	S1 S2 S3 S4	Kalambi, Kasika, Kibumba, et Mwenga	Village, Exploitation de l'or, cultures vivrières et pérennes	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25%) Roche (10%)
	Kadubo	S5	Rugenge	Village, Exploitation de l'or, extraction de sable, Cultures maraichères	Sable (35%) ; argile-limon (30%) ; roche (15%) ; Boue (15%), gravier (5%)
	Nzokwe	S6	Misela	Village, Exploitation de l'or, pépinières de palmier à huile et cultures maraichères	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25%), Roche (10%)
	Kilungutwe	S7	Kilungutwe	Village, Exploitation de l'or, Cultures vivrières et perennes.	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25 %), Roche (10%)
	Nyabugana	S8	Nyabongo	Village, Exploitation de cassiterite, extraction de sable, Cultures maraichères, dépôt des ordures ménagères	Boue (20 %), sable (25 %), Gravier (20%), argile-limon (20 %), Roche (15%)
	Ngombo	S9	Nzombe	Village, Exploitation de Cassiterite, quelques champs, Champs aux bords	Sable (35%), argile-Limon (20%) ; roche

Bassin	Rivière	Stations	Village	Occupation des Sols	Substrat (%)
					(15%) ; Boue (30%)
	Kindi	S10	Benzia	Village, Exploitation de l'or, Extraction du sable, Cultures maraichères, pépinières de palmier à huile	Sable (35 %), Gravier (15%) argile-limon (20 %), boue (20 %), Roche (10%)
	Musandjo	S11	Kasika	Village, cultures vivrières et pérennes	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25%) Roche (10%)
	Tshoka	S12	Mwenga	Village, Exploitation de l'or, pépinières de palmier à huile et cultures maraichères	Boue (20 %), sable (40 %), Gravier (15%), argile-limon (25%)
	Kilobore	S13	Kibumba	Village, Exploitation de l'or, cultures vivrières et pérennes	Boue (30 %), sable (30 %), Gravier (10%), argile-limon (25%), Roche (5%)
	Musosana	S14	Butezi	Village, Exploitation de l'or , cultures vivrières et pérennes	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25%), Roche (10%)
	Kahungwe	S15	Kalama	Village, cultures vivrières et pérennes	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25%) Roche (10%)

Bassin	Rivière	Stations	Village	Occupation des Sols	Substrat (%)
	Mikyaba	S16	Kasika	Agriculture, pêche et élevage	Argile-limon (25%), Boue (30%), graniloso-sablonneux (45%)
Elila	Elila	S17	Kamituga Mwenga	Village, Exploitation de l'or, pépinières de palmier à huile et cultures maraichères	Argile-limon (25%), Boue (30%), graniloso-sablonneux (25%), Roches (20%)
	Kiliza	S18	Kamituga	Village, Exploitation de cassiterite, extraction de sable, Cultures maraichères, dépôt des ordures ménagères	Boue (20 %), sable (25 %), Gravier (20%), argile-limon (20 %), Roche (15%)
	Zalya	S19	Kamituga	Village, Exploitation de l'or, quelques champs en bordure Marché	Sable (35%) ; argile-limon (30%) ; roche (15%) ; Boue (15%), gravier (5%)
	Mwana	S20	Mwenga	Village, Exploitation de Cassiterite, quelques champs, Champs aux bords	Sable (35%), argile-Limon (20%) ; roche (15%) ; Boue (30%)
	Mobale	S21	Kamituga	Village, Exploitation de l'or, Cultures vivrières et perennes, Hopitaux,	Boue (20 %), sable (30 %), Gravier (15%), argile-limon (25 %), Roche (10%)

3.2.1. Etude de peuplement piscicole et bioécologie des poissons

La collecte des données pour l'étude de la diversité ichtyologique, la biologie et écologie de poissons a été effectuée au cours de deux campagnes d'échantillonnage mensuel dans chacun de ces stations. La première campagne a été organisée entre Juin et Septembre 2018 et la

deuxième a eu lieu de Novembre 2018 à Août 2019 couvrant respectivement la saison sèche et la saison pluvieuse pour le premier volet de cette étude. La figure 10 montre la localisation des stations ayant servi à l'échantillonnage des poissons.

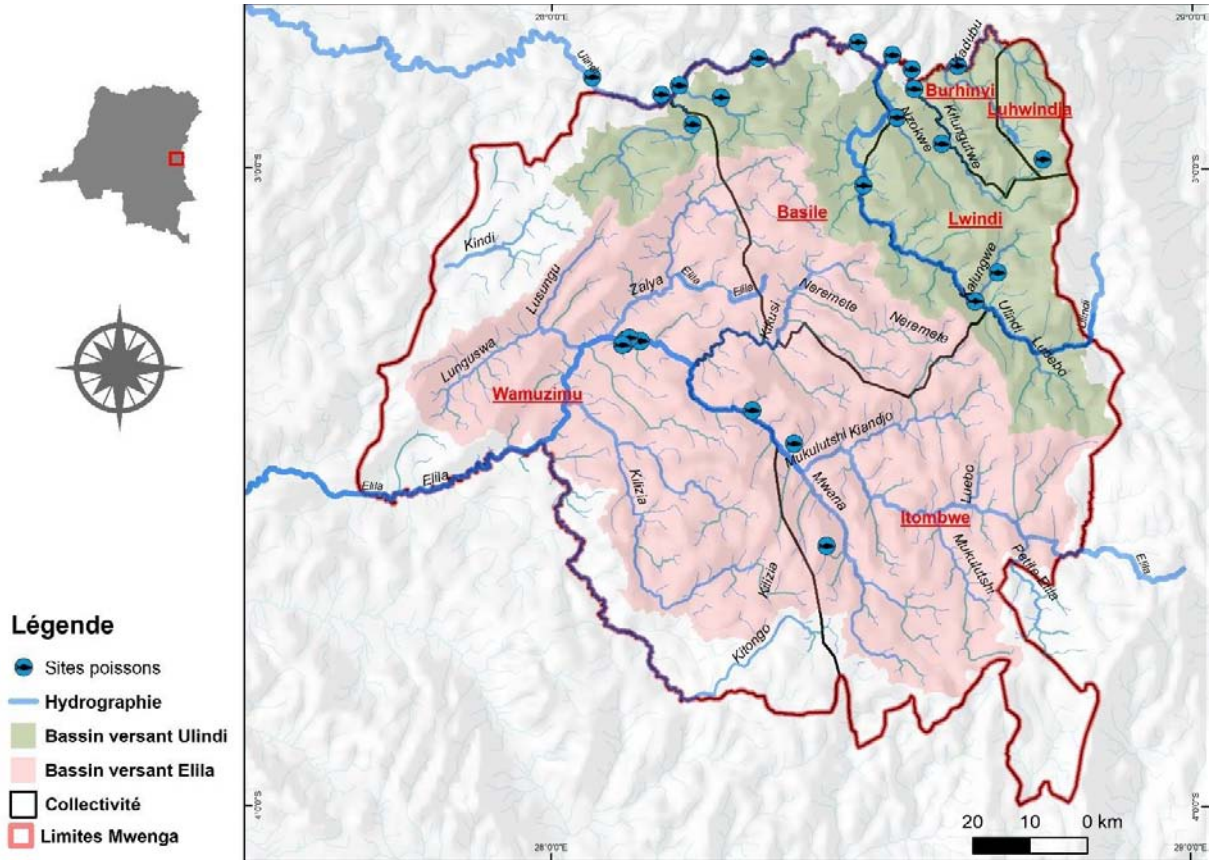


Figure 10. Carte hydrographique du Bassin supérieur des Rivières Ulindi et Elila montrant les stations de prélèvements dans le Territoire de Mwenga à l'Est de la République Démocratique du Congo (Source : Notre étude).

3.2.2. Etude écotoxicologique

Les données d'évaluations des effets écotoxicologiques et impacts des activités minières quant à elles ont été collectées au cours de la saison sèche 2021 (juillet et août) ou de la saison des pluies 2022 (février et mars 2022). Après l'identification et cartographie des sites d'orpaillage du territoire de Mwenga, 10 rivières en raison de 5 rivières par bassin (Elila, Kilizia, Zalya, Mwana et Mobale pour le compte du bassin hydrographique de la rivière Elila et les rivières Ulindi, Kadubo, Nzokwe, Kilungutwe et Kindi) ont été retenues pour évaluer le niveau de pollution d'eau et des sédiments par les ETM (Figure 11).

La rivière Mobale est un affluent de rive gauche de la rivière Zalya, qui est à son tour un affluent de rive droite de la rivière Elila, située respectivement dans les communautés de

Chefferie de Basile dans le territoire de Mwenga et la ville de Kamituga dans la province du Sud-Kivu en République démocratique du Congo (RDC). La rivière Ulindi est le plus long cours d'eau de la région du Sud-Kivu en RDC, s'élevant à plus de 2 800 mètres au-dessus du niveau de la mer dans les hautes terres d'Itombwe à Niakunduku, non loin du lac Lungwe dans le territoire de Mwenga. Il traverse les territoires de Walungu, Mwenga et Shabunda au Sud-Kivu, respectivement les territoires de Pangi et Kailo, pour rejoindre le fleuve Congo près de la localité de Kowe dans le territoire de Punia dans la province de Maniema (Marlier, 1954).

Le tronçon de la rivière Ulindi à Mwenga et Mobale recueille les eaux de drainage de la plupart des zones minières, commerciales et urbaines. Ces sites ont été sélectionnés en fonction de leur accessibilité et des niveaux de pollution attendus, tout en étant représentatifs des rivières du bassin minier de Mwenga. Dans chaque site, deux stations (amont-aval) ont également été sélectionnées en fonction de la localisation des activités minières. Il est important de noter que l'extraction de l'or était en cours au moment de l'échantillonnage, la fosse d'extraction de l'or ne constitue donc pas une barrière de migration pour les poissons entre l'amont et l'aval.

La figure 11 présente respectivement les différentes stations d'échantillonnage des données d'évaluation écotoxicologie et celle retenues pour l'évaluation histopathologique dans la zone. Les rivières Ulindi, Mobale, Elila ont été rétenues pour cette fin avec comme site de réfence, la riviée Mikyaba. Ces sites sont des zones des rivières où les affluents convergent et fournissent suffisamment de matière organique et minérale, où il y a une forte utilisation de mercure dans le traitement de l'or, et où la pente de ces rivières permet le drainage de ce polluant et d'autres (métaux traces) par lixiviation des sites miniers. Les eaux usées fécales et les décharges illégales, entre autres, sont les principaux pollueurs de ces rivières. Les deux rivières Ulindi et Elila sont situées dans la même zone géographique et présentent des conditions climatiques similaires à celles du site de référence (rivière Mikyaba). Kasika est une zone d'exploitation forestière où l'or est rarement exploité. Kalambi est une zone caractérisée par l'agriculture, la pêche et l'élevage comme principales activités de sa population. Les effluents de ces exploitations constituent les décharges sauvages et le réseau d'égouts fécaux. Les sites de Mwenga et Kamituga, quant à eux, sont caractérisés par une forte population en raison de la présence de plusieurs sites miniers. Les principaux pollueurs dans ces deux localités sont également les décharges sauvages et le système d'égouts, les déchets miniers et agricoles, et le bétail.

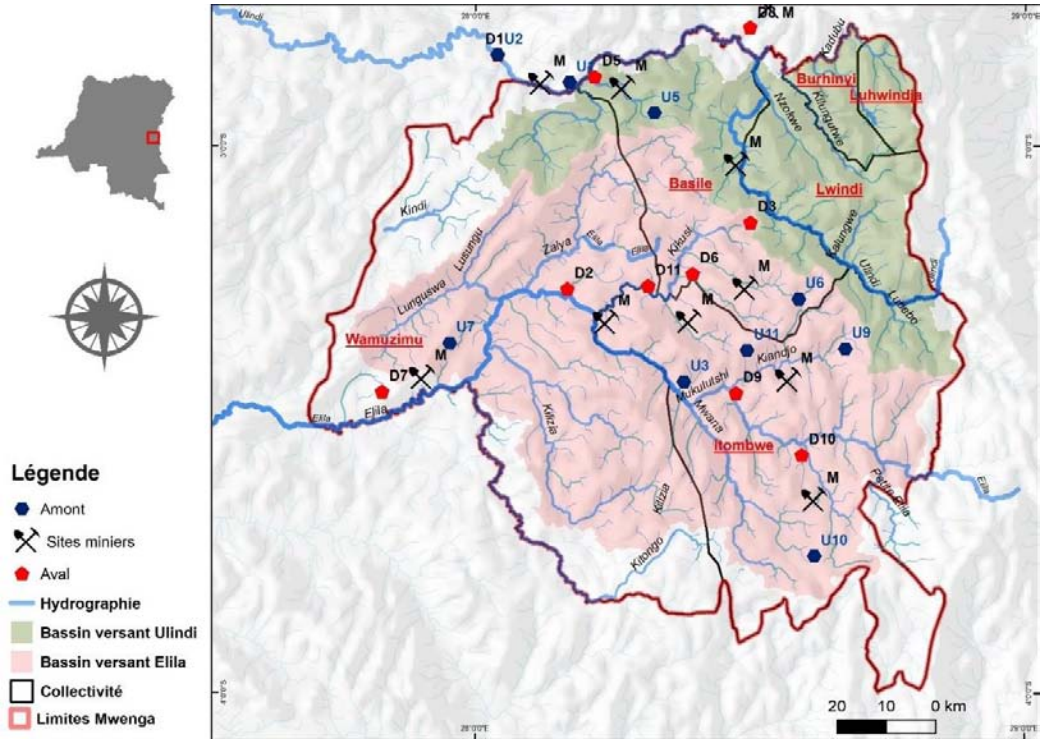


Figure 11. Carte de localisation des différentes stations d'échantillonnage retenues pour l'évaluation écotoxicologique dans les bassins supérieurs des rivières Ulindi et Elila (Source : notre étude)

3.3. Méthodes d'évaluation de la qualité des eaux et de sédiments

3.3.1. *Paramètres de contrôle de la qualité des ressources en eau*

L'appréciation de la qualité des ressources en eaux en contexte minier se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques et chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau. Selon Swilem et *al*. (2010), les paramètres communs de la qualité de l'eau : physique, chimique : pH, turbidité, solides en suspension, température, oxygène dissous (DO), demande biochimique d'oxygène (DBO), demande chimique d'oxygène (DCO), solides dissous, salinité, conductivité. Les contaminants communs préoccupants comprennent l'ammoniac, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le chrome, le cyanure, le fer, le plomb, le manganèse, le mercure, le molybdène, le nickel, les nitrates/nitrites, les sulfates, le thallium, l'uranium, le vanadium et le zinc.

Différentes méthodes permettent de déterminer le potentiel d'utilisation des ressources en eau selon le besoin des usagers, notamment les gestionnaires et les demandeurs pour usage aussi bien domestique, agricole qu'industriel. Ces méthodes s'avèrent utiles dans la fourniture de l'eau de qualité face à la croissance rapide des populations et la demande en eau souterraine de qualité qui en découle (Elamassi, 2012). L'évaluation de la qualité de l'eau de la rivière à l'aide de divers paramètres (physico-chimiques et biologiques) et les différents moyens et techniques de protection de l'eau de la rivière ont été rapportés dans la littérature. Il s'agit de : i) indice de la pollution métallique (IPH) : une classification émise pour la première fois par Mohan et al. (1996) et se fonde sur la qualité de l'eau potable selon l'influence des contenus en métaux lourds individuels (Edet & Offiong, 2002). ii) indice global de la qualité de l'eau (IQE) qui considère les propriétés physico-chimiques (Brown et *al*., 1972), en y incluant certaines propriétés d'ordre biochimique : Indice de la pollution organique (IPO) (Leclercq et *al*., 1996) et bactériologiques : indice de contamination microbiologique (IQM) (Leclercq & Maquet, 1987). L'IPO prend en 4 paramètres chimiques liés à la pollution organique : i) demande biologique en oxygène (DBO5), ii) ions ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-), phosphates (PO_4^{3-}). La valeur de l'indice IPO varie de 1 à 5 (5 correspondants à une meilleure qualité d'eau). Et l'IPH quant à lui considère les assemblages de plusieurs contaminant métalliques ((Balegamire et al., 2022b; Jazza et al., 2022; Kavyavu et al., 2021; Nkuba, s. d.; Sehgal et al., 2012; Storelli, 2008). Le principe d'évaluation de l'indice IQM est basé sur la répartition des valeurs des éléments polluants en 05 classes et la détermination du numéro de classe correspondant pour

chaque paramètre pour en faire la moyenne (Leclercq & Maquet, 1978) tel que présenté dans le tableau 3.

Tableau 4. Grille de la qualité microbiologique (IQM) (Leclercq et Maquet, 1987)

Classe n°	Bactérie Totaux/ ml	Coliformes fécaux/ml	Streptocoque fécaux/ml	IQM	Contamination Fécale
1	<2000	<100	<5	4,3-5,0	Nulle
2	2000-9000	100-500	5-10	3,5-4,2	Faible
3	9000-45000	500-2500	10-50	2,7-3,4	Modérée
4	45000-360000	2500-20000	50-500	1,9-2,6	Forte
5	>360000	>20000	>500	1,0-1,8	Très forte

- *Critère de comparaison d'indices de la qualité de l'eau*

Une politique de gestion de la qualité de l'eau des eaux de surface, en général, devrait maintenir les paramètres de pollution existants en dessous de certains seuils et garantir des concentrations minimales d'oxygène dissous pour la survie de la vie aquatique (Gupta et al., 2017). Diverses études sur les indices de qualité de l'eau ont été rapportées dans la littérature par de nombreux chercheurs (Aw *et al.*, 2011; Fagrouch *et al.*, 2011; Gupta *et al.*, 2017; Houma *et al*., 2004; Kamboj & Kamboj, 2019; Maman illatou, 2021; Talhaoui *et al*., 2020a, 2020b; Toule *et al.*, 2017). De nombreux pays et organisations à travers le monde ont fixé des critères d'indice de qualité de l'eau pour évaluer la qualité des plans d'eau, comme le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2001), le Maroc (Talhaoui et al., 2020c), Egypte (Abdel-Satar et al., 2017), les Etats-unis d'amérique (Gray et al., 2015; USEPA, 2000, 2012), l'union européenne (UE, 1998, 2006, 2007, 2013, 2020), l'OMS (OMS, 2013, 2017; OMS/FAO, 1995; WHO, 1993, 2008).

Tableau 5. Critères de la qualité de l'eau de boissons et la vie aquatique (Normes UE et OMS/FAO, USPEA et CCME)

Elément	OMS	UE	CCME	USEPA	IBGE
pH		6,5-9,5	6,5-8,5		6-9
T°C					
TDS (mg/L)	< 500		<500		
Turbidité (UTN)	<5		<5		
CE (µs/cm) à 20 °C		2 500			
Chlorites (mg/L)	0,7	0,25			
Chlorures (mg/L)		250			
Cyanure (µg/L)		50			
Fluorures (mg/L)	1,5	1,5			
Nitrates (NO_3^-), (mg/L)	50	50			< 3
Nitrites (NO_2^-) (µg/L)	3	0,5			
Phosphates (PO_4^{3-}) (µg/L)		15			
Sulfates (mg/L)		250			150
Ammoniac (NH_4^+) (mg/L)					< 0.2
DBO5 (mg/L)					< 6
DCO (mg/L)				0,08	
OD (mg/L)		6			
Al (µg/L)		200			
As (mg/L)	10		25		
Ba (mg/L)	1,3	1			
B (mg/L)	2,4	1,5			
Cd (mg/L)	0,01	5		0,01	
Cr (µg/L)	50*	25			
Cu (mg/L)	2	2			
Fe (µg/L)		200			
Hg (µg/L)	0,002	1			
Na (mg/L)		200			
Ni (µg/L)	70	20		0,05	
Mn (µg/L)		50			
Pb (mg/L)	0,05	10		0,05	
Sb (µg/L)	20	10			
Se (µg/L)	40	20			
U (µg/L)	30	30			
Zn (mg/L)	3			< 0.3	

3.3.2. Paramètres de contrôle de la qualité de sédiment

Pour évaluer le niveau de contamination des sédiments, il existe plusieurs méthodes et techniques qui recourent au calcul de certains indices entre autres, i) l'indice de géoaccumulation (Igéo) donne des informations sur le niveau d'accumulation des éléments métalliques dans le sédiment (Ouattara et *al*., 2021), ii) Le facteur d'enrichissement (FE) renseigne sur l'augmentation de la concentration d'un élément chimique dans un sédiment par rapport à une référence et discrimine les apports anthropiques des apports naturels. Les valeurs de FE comprises entre 0,5 et 1,5 indiquent une origine naturelle des métaux, alors que celles supérieures à 1,5 sont attribuées à des apports anthropiques (Ayari et *al*., 2012; Zhang et *al*., 2011). iii) le facteur de contamination (FC) quant à lui permet de connaître le niveau de contamination métallique des sédiments et se calcule par le rapport entre la concentration du métal dans le sédiment et la valeur du bruit de fond géochimique pour le métal (Traore et *al*., 2014). L'indice de la charge de pollution (PLI: Pollution Load Index en Anglais), permet d'estimer le degré de contamination global des sédiments de la zone étudiée, à partir de la concentration totale de tous les métaux étudiés. Cet indice de pollution métallique donne des informations cumulées sur la pollution métallique dans les sédiments. Pour PLI = 0, il n'y a pas de détérioration; pour PLI = 1, seuls les niveaux de référence des polluants sont présents, et la valeur de PLI > 1 indique une détérioration progressive (Bawa et *al*., 2006; Nahli et *al*., 2016; Varol, 2011).

3.3.3. Risque écologique des métaux lourds

Cet outil de control écologique des systèmes aquatiques se base sur le modèle proposé par (Hakanson, 1980) applicable au départ dans l'évaluation des risques potentiels de contamination d'un lac ou d'un système d'eau douce donné, et appliqué exclusivement aux eaux souterraines par Wen et *al*. (2019) et Maskooni et *al*. (2020). Cette évaluation s'appuie sur les caractéristiques des métaux lourds individuels, ainsi que leurs facteurs de toxicité biologiques appropriés. Son indice se présente comme la somme de tous les facteurs de risques potentiels des différents métaux considérés (Sharifi et *al*., 2016).

3.3.4. Méthodes d'évaluation de l'état de santé des poissons

Diverses études rapportés dans la littérature utilisent la facteur de bioaccumulation (FBA) pour déterminer le niveau de contamination des poissons par les métaux lourds (Boudou et *al*., 1980; Duquesne, 1992; Jonathan et *al*., 2022; Kayalato et *al*., 2014; Mehouel, 2016;

Wissam & Dounia, 2021, 2021; Youssao et *al*., 2011). Le facteur de bioaccumulation (BAF) est le rapport entre la concentration du polluant accumulée dans chaque organe et la concentration dissoute de ce polluant dans l'environnement. L'histologie d'organes est aussi utilisée pour évaluer l'état physiologique de poissons (Bernet et al., 1999). Cette méthode a beaucoup été utilisé pour évaluer l'état de santé de plusieurs espèces de poissons dans plusieurs écosystèmes aquatiques (Abdel-Khalek, 2015; Agbohessi, Toko, et al., 2015; Burgisser & Meuron, 1975; Martinez et al., 2018; Rinchard & Kestemont, 1996; Van Dyk et al., 2009; Van Dyk & Pieterse, 2008a; Zimmerli et al., 2007).

3.4. Méthodes de collecte et traitement de données ichtyologiques

3.4.1. Structure de communauté piscicole

Les spécimens de poissons traités dans le cadre de cette étude (n= 2069) ont été récoltés à l'aide d'une batterie de filets maillants monofilaments composée de sept filets de différentes mailles (de 8, 10, 12, 15, 20, 25, 30 mm respectivement). Chaque filet mesurait 30 m de longueur et 1,5 m de profondeur et était muni des flotteurs et de plombs respectivement sur les ralingues supérieures et inférieures. Pour maximiser la capture des poissons, ces filets ont été complétés par des engins de pêche artisanale tels que les filets moulés, la pêche à la ligne et les pièges à poissons, ont été utilisés pour la pêche.

Les filets étaient placés le matin entre 08-10h puis relevés le soir entre 16 et 17h. Les filets étaient dressés parallèlement au sens du courant d'eau et leurs extrémités étaient soutenues par un fil nylon lié à la végétation aquatique ou à un stique fixé pour éviter que les feuilles mortes ou les troncs d'arbres secs emportés par le courant d'eau ne puissent pas être retenus directement par les filets. Ils peuvent rouler le long du filet et sont drainés par le courant d'eau. Lorsque les feuilles et les morceaux de bois secs étaient abondamment retenus dans les mailles des filets, les filets se déchiraient ou étaient endommagés, le ramendage est alors effectué.

Chaque fois l'échantillonnage se faisait le matin, midi et soir respectivement entre 6h-9h, 10h-12h et 14h-18 heures. A cause de l'insécurité qui prévaut dans le milieu d'étude, il nous a été difficile d'organiser les pêches nocturnes, c'est ainsi que la collecte des poissons pour cette étude ne s'est limitée que par la pêche diurne. Après les relevés des filets, les poissons ont été démaillés, anesthésiés puis euthanasié à l'aide d'une surdose (200mg/l) du méthane-sulfonate de tricaïne (MS-222) avant toute manipulation à faire sur le poisson (comme par

exemple l'identification, l'échantillonnage des tissus pour l'histopathologie, prélèvement des organes pour l'histologie) (Noury, 2016). Les autres exigences en matière d'informations éthiques ne s'appliquent pas à cette étude.

Sur terrain, les poissons collectés ont été triés, identifiés au niveau de l'espèce chaque fois que possible en utilisant des guides de terrain ou des noms de travail. Pour chaque espèce, au moins deux spécimens par site ont été photographiés frais ou vivants et clips de nageoire ou un morceau de tissu musculaire coupé, étiquetés et conservés dans de l'éthanol à 100% (pour une analyse histologique).

L'orthographe du genre et les noms des espèces, les auteurs ainsi que les dates de publication originales ont été vérifiées dans les sources originales ci-après : (Van Der Laan et al., 2014; Fricke et al., 2019; Froese, 1998; Poll & Gosse, 1995; Thys van den Audenaerde, 1968; De Vos & Drik, 1990; Froesse, 2009).

Des comptages et mesures traditionnels ont été effectués sur les spécimens de poissons suivant les études récentes réalisées pour chaque famille. Les chiffres et les mesures pour les plus importants des groupes, à savoir Cyprinidae (« *Enteromius* ») et Cichlidae (tous), se réfèrent à Banister & Clarke (1980) et Snoeks et al., (2012) respectivement. Les autres références clés utilisées sont Boden et al. (2021) pour les Mormyrids, Paugy (1986) pour les Alestidae, De Vos (1993) pour les *Chiloglanis*, et Teugels (1986) pour les Clariidae. Plus de détails sur les mesures et méristiques sont donnés dans les chapitres pertinents. Un pied à coulisse de la marque Mitutoyo (avec une de 0,02 mm près) a été utilisé pour mesurer les variables morphométries. Les comptages ont été faits, sous un stéréomicroscope NIKON SMZ 745 alimenté par Motic MLC−150C pour les spécimens de petite et moyenne taille. Les mesures sont prises avec un pied à coulisse.

3.4.2. Echantillonnage des données Bioécologiques

Sur terrain, après le relevé des filets, les spécimens récoltés ont été triés, groupés par espèces. Pour éviter la poursuite de la digestion après la capture, du formol à 10% était directement injectée dans la cavité viscérale des espèces concernées par l'étude de l'écologie alimentaire. Après cette injection le tout était conservé dans des bocaux étiquetés contenant du formol à la même concentration pour une étude éventuelle au laboratoire. Chaque poisson a été pesé, mesuré (longueur totale et longueur standard), sexé et disséqué pour prélever l'estomac. Ces contenus ont été conservés dans du formol à 10 %.

Deux espèces de poissons ont été retenues dans cette étude pour les études l'écologie et l'histologie à savoir : *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) *et Labeobarbus pellegrini* (Bertinet Estève 1948) appartenant respectivement aux familles Cichlidés et Cyprinidés. Ces espèces ont été choisies à cause de leur abondance dans le site et l'intérêt socio-économique qu'elles représentent dans le milieu d'étude.

Au total 720 spécimens de poissons appartenant à ces deux espèces, *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus*, ont fait l'objet de l'étude biologique et histopathologique prélevé sur l'ensemble des 12 stations considérées en raison de 30 spécimens par station et par espèce.

3.4.2.1.Etude de Croissance

- *Structures par Tailles, relation poids-longueurs, Facteur de Condition*

Relation Taille-poids

La relation taille-poids qui trouve des applications en biologie des pêches et dans l'évaluation des stocks halieutiques, permet de calculer le poids du poisson connaissant sa longueur et vice-versa (Hureau, 1970 ; Kochzius, 1997 ; Ramirez et al., 1997 ; Le Tourneur et al., 1998 ; Coulibaly, 2000 ; Abba, 2010). Selon Le Cren (1951).

La relation entre la longueur totale des poissons et leur poids est en général de type exponentiel. Elle est représentée par la relation (Le Cren, 1951) :

$$Pt = aLt^b \quad \textit{Équation 1}$$

Où Pt = poids total du poisson en g ; Lt = longueur totale du poisson en cm ; a et b sont des facteurs caractéristiques du milieu et de l'espèce.

Par transformation logarithmique, on obtient une relation de type linéaire :

$$log\ Pt = log\ a + b\ log\ Lt \quad \textit{Équation 2}$$

Cette transformation permet de réduire la variabilité et d'homogénéiser les deux variables (Pt et Lt).

Dans notre cas on a utilisé le poids totale (Pt) et la longueur totale du poisson (Lt), avec (a) ordonnée à l'origine de la droite de régression et (b) comme coefficient de croissance relative de la masse (pente de la droite de régression également appelé coefficient d'halométrie). Ce coefficient généralement compris entre 2 et 4 est souvent proche de 3. Il exprime la forme relative du corps d'un poisson. Lorsqu'il est égal à 3, la croissance est dite isométrique.

Lorsqu'il s'en éloigne, ou du moins est différent de 3, la croissance est allométrique. Un coefficient b supérieur à 3 indique une meilleure croissance en poids qu'en longueur et inversement (Micha, 1973 ; Ricker, 1980).

Les relations poids-longueurs *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus* du bassin supérieur de la rivière Ulindi à Mwenga ont été établies pour différentes catégories (sexe, taille, période de capture et habitats).

Coefficient de condition K

Le coefficient de condition K, permet de déterminer l'état physiologique d'un poisson, y compris sa capacité de reproduction ainsi que l'influence du milieu de vie sur l'espèce. Ainsi, plus un poisson est lourd pour une longueur donnée, plus son coefficient de condition est élevé (Ricker, 1980 ; Williams, 2000). Le facteur de condition K est donné par le rapport reliant le poids et la longueur du poisson (Tesch, 1971 ; Laleyé et al., 1995 ; Berrebi, 1996 ; Fehri-bedoui et al., 2002 ; Lévêque et al., 2006 ; Diaha et al., 2018)

$$K = \frac{Pt}{Lt^b} X\ 100 \quad \textit{Équation 3}$$

Où : K = Coefficient de condition, Pt : poids total du poisson en (g) ; Lt : Longueur total en (cm), b reçoit une valeur donnée pour l'espèce ou étant le coefficient d'allométrie obtenue.

3.4.2.2.Etude de Reproduction

- *Détermination des stades de maturité sexuelles*

Une fois au laboratoire, les gonades ont été délicatement extraites, pesées et mesurées. Le foie, l'estomac et les autres viscères ont été aussi isolés et pesés. Le poids du poisson éviscéré a été également noté. L'échelle de maturité des spécimens de *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus* observés a été déterminée à la suite de l'examen macroscopique de leurs gonades. L'échelle adoptée s'inspire de celle mise au point par Rey et al. (1984) ainsi que celles utilisées par Mutambue (1996) et par Weyl et Booth (1999). Cette échelle comprend 6 stades définis dans le tableau 4. Ainsi, nous considérons comme matures, tous les individus femelles au stade ovarien supérieur ou égal au stade III et chez les mâles, les individus aux stades IV à V. Pour mieux comprendre la structure ovarienne ainsi que la fécondité de ces deux espèces, des observations histologiques des fragments de gonades, été faite au Laboratoire de Cellule et

Tissus de l'Unité de Recherche en biologie des Organismes à l'Université de Namur dont le détail du protocole se trouve dans le point 3.3.3.2 réservé à cet effet.

Tableau 6. Echelle de maturité sexuelle chez Labeobarbus pellegrini et Oreochromis niloticus (modifié de WEYL et BOOTH, 1999)

Stades	Mâle	Femelles
I	Gonades filiformes et laitance non visible, Spécimens immatures ou en repos sexuel (quiescent)	Ovaires non différenciés en forme de ruban de couleur rougeâtre, ovocytes non visibles à l'œil nu Spécimens immatures ou en repos sexuel (quiescent)
II	Gonades peu développées et paraissant dures au toucher et de couleur blanchâtre, Spécimens en début de maturation	Ovaires peu différenciés de couleur rougeâtre avec des ovocytes de petite taille à peine visible à l'œil nu Spécimens en début de maturation
III	Gonades développées et remplies de laitance pas blanchâtre non expulsable à la pression manuelle	Ovaires bien différenciés avec des ovocytes et ovules occupant tout l'ovaire, visibles à l'œil nu mais non Expulsables à la pression manuelle
IV	Gonades volumineuses remplies de laitance blanchâtre expulsable à la pression manuelle Spécimens matures	Ovaires volumineux avec ovules de couleur verdâtre occupant toute la cavité abdominale et expulsables à Pression manuelle Spécimens matures
V	Mâles venant de lâcher la laitance avec des gonades flasques	Femelles venant de pondre avec des ovaires sanguinolents ou au repos sexuel

- *Taille à la première maturité*

La taille de première maturité est définie comme étant la taille (L_{50}) à partir de laquelle 50% des individus des deux sexes de la population étudiée ont atteint la maturité sexuelle (Willoughby & Tweddle, 1978). La L_{50} est déterminée à partir de l'équation de la courbe sigmoïde d'évolution des pourcentages (P) de la maturité sexuelle en fonction des classes de taille (LT).

Cette courbe est obtenue par transformation logistique selon Dagnelie (1973) et est donnée par la formule :

$$P = {}^{1}/_{(1+X)} \quad \textit{Équation 4}$$

Avec

$$X = e^{(a+bLT)} \textit{ Équation 5}$$

Où, a et b étant des coefficients du modèle. La transformation logarithmique de l'équation permet de la mettre sous la forme

$$ln(\frac{P}{(1-P)}) = a + bLT \quad \textit{Équation 6}$$

est obtenue par la formule

$$L_{50} = -\frac{a}{b} \quad \textit{Équation 7}$$

en remplaçant : P = 50 % dans la formule.

L'estimation de la taille moyenne de maturation sexuelle (L_{50}) à laquelle l'on rencontre autant de spécimens immatures (stade de maturation 1 et 2) que de poissons aptes à se reproduire (stade de maturation 3 au moins) a été faite en ajustant, par la fonction logistique d'une régression non linéaire, le pourcentage des mâles et femelles matures par intervalle de 1 cm, pondéré par le nombre total d'individus pour chaque classe de taille ; selon la formule décrite par Duponchelle et al. (1998).

$$L_{50} = -\frac{\alpha}{\beta} \quad \textit{Équation 8}$$

$$P = \frac{1}{1+e^{-(a+bLT)}} \quad \textit{Équation 9}$$

- *Fécondité et structure de l'ovaire*

La fécondité est déterminée par la méthode pondérale à partir de comptages des ovocytes mûrs dans un sous-échantillon d'ovaire de poids connu et constitué de trois morceaux prélevés dans les régions rostrale, moyenne et caudale. Seuls les ovaires des femelles au stade sexuel III avancé et au stade IV) présents dans la gonade d'un spécimen à la veille de la ponte sont pris en

compte et une mensuration de diamètre ovocytaire a été faite sur 30 ovocytes par gonade. Ainsi le diamètre ovocytaire moyen a été déterminé en faisant la moyenne arithmétique des mensurations relevées sur le petit et le grand diamètre de l'ensemble des ovocytes mesurés (Legendre et Ecoutin, 1996).

Le nombre d'ovocytes comptés dans l'échantillon d'ovaire est rapporté à un 1g près et multiplié par le poids de l'ensemble de la gonade, donnant ainsi la fécondité absolue (Fa), définie comme le nombre d'ovocytes murs présents dans l'ovaire juste avant la ponte et la fécondité relative (Fr) correspondant au nombre d'ovocytes par unité de poids corporel (Paugy et al., 2006).

Pour ce faire, la fécondité absolue (Fa) et la fécondité relative (Fr) ont été calculées par les formules suivantes :

$$Fa = \frac{N\ x\ Pg}{p} \quad \textit{Équation 10}$$

et

$$Fr = \frac{Fa}{Pp} \quad \textit{Équation 11}$$

avec

N= nombre d'ovocytes dans une fraction (1g) d'ovaire ; Pg= poids de l'ovaire (g) et p= poids de la fraction d'ovaire (g) et Pp : Poids total du poisson en (g).

- *Sex-ratio, Indice Gonado-somatique et Indice Hépato-somatique*

Le sex-ratio a été défini comme étant la proportion relative des individus des deux sexes dans une population à un temps donné. Les différentes valeurs du sex-ratio renseignent sur l'équilibre des sexes à l'intérieur d'une population (Le Bec, 1983 ; Kartas et Quignard, 1984 ; Plisnier et Micha, 1990). Il est calculé selon la formule suivante (Equation 1) :

$$Sr = \frac{Nm}{Nf} \quad \textit{Équation 12}$$

Avec Nm = nombre de mâles et Nf = nombre de femelles.

L'Indice gonado-somatique (IGS) est le rapport entre le poids de la gonade et le poids total du poisson, multiplié par 100. Le rapport gonado-somatique (RGS) permet de déterminer les périodes de ponte au cours du cycle sexuel d'une espèce d'une part, et d'autre part, les

variations cycliques en poids et en volume des gonades ainsi que leur degré de développement (Le Bec, 1983 ; Analbery, 2004).

Il a été établi suivant la formule de Bogis (1952) comme suit :

$$IGS = \frac{Pg}{Pt} X\ 100 \quad \textit{Équation 13}$$

Avec Pg : Poids de la gonade du poisson en g et Pt : Poids total du poisson en g

L'Indice hépato-somatique (IHS) met en évidence les différentes variations des réserves lipidiques du foie des géniteurs (Le Bec, 1983 ; Bougis, 1952). Il est calculé en faisant le rapport du poids du foie par le poids du poisson total. L'équation est la suivante :

$$IHS = \frac{Pf}{Pt} X\ 100 \quad \textit{Équation 14}$$

Avec Pf : Poids du foie en (g) et Pv : Poids total du poisson en (g).

3.4.2.3.Etude du Régime alimentaire

L'analyse des contenus stomacaux des poissons constitue l'une des possibilités d'approcher la connaissance sur la présence, l'abondance et la disponibilité du potentiel alimentaire dans le milieu aquatique. Ces données apportent des connaissances sur les habitudes alimentaires du prédateur (Hartley 1948). Chez les poissons, l'étude du régime alimentaire se base souvent sur l'analyse de contenus stomacaux réalisée selon différentes méthodes (Lauzanne 1975). Pour déterminer le régime et l'activité alimentaire de *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus*, l'usage de l'indice alimentaire combinant l'indice volumétrique et indice d'occurence tels que utilisés par plusieurs auteurs comme Lauzanne, op. cit. ; Lauzanne, 1976 ; Hyslop, 1980 ; Ulyel 1991 ; Kraiem, 1980 ; Ponton et strottek, 1988 ; Benabid, 1990 ; Reyes-Marchant et al., 1992) a été réalisé.

Afin d'obtenir des contenus stomacaux fraîchement ingérés et non encore trop attaqués par les enzymes digestifs, ainsi que pour suivre le rythme nycthéméral de ces deux espèces, nous avons effectué un cycle de 12 heures de pêche le long de chaque. Les filets étaient relevés toutes les 3 heures. Chaque poisson est identifié, pesé, mesuré (longueur totale et longueur standard en mm) et sexé. Les estomacs jugés suffisamment remplis sont conservés au formol à 10 °/o. Un coefficient de réplétion de l'estomac est attribué et le contenu de celui-ci est pesé.

- *La méthode d'occurrence ou de fréquence*

Elle consiste à compter le nombre d'estomacs où plusieurs individus d'une certaine catégorie d'aliments sont représentés. Ce nombre est exprimé en pourcentage du nombre total d'estomacs non vides analysés (Plisnier et al., 1988). On définit ainsi l'indice d'occurrence (Io) par :

$$Io = Na/Nt\ X\ 100.\ \text{Équation 15}$$

Où, NA : nombre d'estomacs où une catégorie d'aliments est présentée

NT : nombre total d'estomac non vides analysés.

- *Méthode volumétrique*

Cette méthode consiste à exprimer le volume d'une catégorie de proies pour l'ensemble de l'échantillon par rapport au volume total de l'ensemble de proies. Ce volume est mesuré en plaçant les catégories alimentaires dans un récipient gradué contenant de l'eau. Le déplacement d'eau permet l'estimation du volume des catégories alimentaires plongées dans le récipient (Hyslop, 1980)

L'indice volumétrique (Iv) se calcule selon la formule :

$$Iv = (VX/Vt)\ x\ 100 \quad \text{Équation 16}$$

Où : VX désigne le volume individuel de chaque catégorie de proies et

Vt, le volume de toutes les catégories de proies.

- *Indice alimentaire.*

L'indice alimentaire (IA) permet de déterminer la nature réelle du régime alimentaire du poisson donné. Il tient compte non seulement des quantités observées de chaque catégorie alimentaire (Iv) ou (Iab) mais aussi de leur fréquence totale d'observation (Io). Cet indice combine l'indice volumétrique (Iv) ou d'abondance (Iab). Cet indice se calcule comme suit :

$$Ia = (Iv\ x\ Io)\ /100\ \text{Équation 17}$$

Où, Ia est l'indice alimentaire, Iv est l'indice volumétrique et Io est l'indice d'occurrence

- *Détermination de l'état de réplétion*

Pour déterminer l'état de remplissage d'estomac des *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus,* nous nous sommes inspirés de la technique d'analyse de remplissage d'estomacs proposée par Ulyel 1991. Cette technique consiste à attribuer aux estomacs certaines échelles des points en fonction de leur état de remplissage. Ces échelles des points sont réparties proportionnellement aux états de remplissage attribués visuellement et de façon subjective par l'analyste. Les échelles des points ayant été prises en compte sont les suivantes :

- Etat I : Plein soit 100 points
- Etat II : ¾ Plein soit 75 points
- Etat III : ½ Plein soit 50 points
- Etat IV : ¼ Plein soit 25 points et
- Etat V : Vide soit 0 point.

Cette détermination de remplissage de l'estomac, nous a permis d'avoir une idée sur le nombre d'estomacs vides et non vides des *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus* capturés ; ce qui nous a permis de calculer les indices de réplétion et ceux de vacuité.

L'indice de réplétion (IR en %) est le rapport entre le nombre d'estomacs non vides et le nombre d'estomacs analysés ou examinés multiplié par 100 (Ulyel, 1991).

$$IR\ (\%) = (Ep/Et) \times 100 \quad \text{Équation 18}$$

avec IR : indice de réplétion Ep : nombre d'estomacs non vides

Et : estomacs analysés ou examinés.

L'indice de vacuité (IV) est le rapport entre le nombre d'estomacs vides et le nombre d'estomacs analysés multiplié par 100(Ulyel, 1991).

$$IV = (Ev/Et) \times 100 \quad \text{Équation 19}$$

Où Ev est le nombre d'estomacs vides,

Et est le nombre d'estomacs examinés,

Iv est l'indice de vacuité.

- *Identification des proies*

Après dissection, tout le tube digestif a été prélevé de l'œsophage jusqu'à l'anus. Un premier tri, lors de l'ouverture des estomacs, a permis d'éliminer les contenus trop dégradés. Seuls ont été analysés les contenus stomacaux en bon état, présentant des proies identifiables. Les différents éléments sont séparés, déterminés et comptés. Leur volume est évalué par déplacement d'eau à l'aide de pipettes graduées de différentes tailles selon le volume des proies et précises jusqu'à 0,01 ml.

Leurs contenus étaient dilués dans 10ml d'eau et chaque fois 0,1ml d'eau était prélevé et placé sur la lame puis couvert de la lamelle, et cela après avoir homogénéisé l'échantillon. Les observations étaient réalisées grâce à un microscope de marque Olympus CH-30 et Fr-200MK2 de grossissement 10x10 et 40x10. Chaque fois que l'état des proies ingérées nous l'a permis, l'identification a été réalisée au niveau générique ou spécifique à partir des ouvrages de détermination décrits par; Mpawenayo 1996 ; Fernando, 2002 ; Ramade 2003 et 2005 ; Isumbisho et al., 2006. Afin d'éviter toute erreur, les proies en état de décomposition très avancée sont classées dans la rubrique « Indéterminés ». Le nombre des proies qui ne sont que partiellement avalées ou qui ont tendance à se fragmenter pendant la digestion, a été déduit du comptage des parties du corps facilement identifiable telles que les yeux de crustacés, les disques d'astérides, les becs de céphalopodes.

- *Caractérisation du régime alimentaire*

Pour caractériser le régime alimentaire des *Labeobarbus pellegrini* et *Oreochromis niloticus* capturés, nous avons calculé trois indices, notamment l'indice d'occurrence et l'indice volumétrique. Ces deux derniers indices nous ont conduit à calculer l'indice alimentaire en utilisant la formule suivante :

$$Ia = (Io \times Iv) / 100 \quad \text{Équation 20}$$

Ainsi, Lauzanne classa les proies en quatre catégories :

- ✓ Pour Ia < à 10% : proies d'importance secondaire,
- ✓ Pour Ia compris entre 10 et 24% : proies importantes,

- ✓ Pour Ia compris entre 25 et 50% : proies essentielles,
- ✓ Pour Ia > à 50% : proies largement dominantes

- *Rythme d'activité alimentaire*

Pour déterminer le moment d'alimentation, nous avons calculé pour chaque heure de capture, la proportion (en %) du nombre d'estomacs non vides par rapport au nombre total d'estomacs analysés. La variation de ces pourcentages au cours du cycle de 12 heures renseigne sur les périodes ou moment d'alimentation des poissons. Le nombre des poissons capturés par tranche horaire a été noté pour permettre d'examiner si les captures des poissons reflètent bien leur activité alimentaire puisque ceux-ci pourraient se faire attraper dans les filets lors de la recherche de la nourriture.

3.5. Echantillonnage de données écotoxicologiques

Les échantillonné différentes matrices fluviales eau-sédiments-poissons (foie, gonades, branchies et muscles des poissons) ont été prélevés pour le dosage de métaux lourds suivants : cadmium-Cd, étain-Sn, zinc-Zn, cuivre-Cu, plomb-Pb, nickel-Ni, fer-Fe, chrome et mercure-Hg.

3.5.1. *Echantillonnage d'eau pour la physicochimie et dosage des métaux*

3.5.1.1.Echantillonnage, matériel et techniques de mesure in situ

La conductivité (µS/cm), le taux de solides dissous ou TDS (mg/l), l'oxygène (mg/l et en %), le pH, la température (°C) et la transparence (cm) ont été mesurés dans chaque station d'échantillonnage à l'aide d'une sonde multi-paramètres de marque APERA PC60 et un Portable Dissolved Oxygen Meter de marque Milwaukee MW600., et un disque de Secchi. La profondeur de disparition et de réapparition du disque a permis de déterminer la valeur exacte de la transparence. La turbidité a été mesurée par un turbidimètre portable (TURBIQUANT ®1100IR). Ainsi, un volume de 10ml d'eau brute a été mis dans un tube, après agitation manuelle ; le tube a été placé dans l'appareil et la valeur de la turbidité a été lue sur l'écran du turbidimètre. Les autres variables considérées sont la largeur (m), la profondeur (m), la vitesse du courant (grâce à un courantomètre). Le taux de fermeture de la canopée, la couverture par les plantes aquatiques et le substrat ont été visuellement estimés en pourcentage à chaque site d'échantillonnage comme décrit par Gordon et al. (1994) et Rios & Bailey (2006).

3.5.1.2.Paramètres et méthodes d'Analyse au laboratoire

Pour chaque station (Figure 11), l'eau a été échantillonnée à 3 endroits, chaque fois entre 7h et 11h. L'eau prélevée aux différents endroits a été mise en commun et filtrée sur 2 mm pour éliminer les matières organiques et les autres matières plus grosses. Ensuite, 2 litres d'eau de chaque station ont été apportés au laboratoire dans une boîte réfrigérée (4°C). À son arrivée au laboratoire, l'échantillon d'eau a été filtré à travers un tamis à maille Teflon de 125 mm pour éliminer les grosses particules organiques, puis à travers un filtre de 1,2 mm. Ces filtres ont été utilisés pour analyser les concentrations de métaux lourds dans les solides en suspension, tandis que 10 ml du filtrat ont été utilisés pour quantifier les concentrations de métaux lourds dans l'eau. Les filtres ont été nettoyés avec du HNO3 à 10 % avant d'être utilisés. Pour les analyses de Hg dans les échantillons d'eau, des bouteilles en verre nettoyées à l'acide (1% HNO3) ont été utilisées et la filtration a été effectuée dès que possible avec un équipement de filtration approprié prétraité pour l'analyse des métaux traces afin d'éviter toute contamination.

La détermination des matières en suspension (MES) dans l'eau a été effectuée par filtration sur membrane en fibres de verres selon la Norme AFNOR, NFT90- 105 (Rodier, 2005). La demande chimique en oxygène (DCO) a été déterminée selon la méthode normalisée AFNOR (T90-101). Elle s'est déroulée en deux étapes. Une étape de la minéralisation dans un bloc chauffant avec des réactifs prédosés (H_2SO_4, Ag_2SO_4, K_2SO_4 et $K_2Cr_2O_7$). Deux millilitres d'échantillon ont été additionnés de réactifs et portés à 148 °C pendant 2 heures dans un minéralisateur. La seconde étape a été celle de la mesure dans un photomètre PalinTest modèle DR 7500 à une longueur d'onde de 490 nm.

La demande biochimique en oxygène (DBO5) a été mesurée à l'aide d'un DBO-mètre. Un volume d'eau correspondant à la gamme d'estimation de la DBO5 par rapport à la DCO du même échantillon a été versé dans le flacon en verre brun contenant un barreau magnétique. Deux pastilles de soude caustique (NaOH) ont été ensuite introduites dans le godet en caoutchouc. La soude caustique a pour rôle d'absorber le CO_2 produit lors de l'oxydation des matières organiques. La quantité d'oxygène est enregistrée toutes les 24 heures par l'OxiTopR sur une période de 5 jours. La DBO5 exprimée en mg O_2 /l est obtenue par multiplication de la valeur enregistrée au jour 5 par un facteur déterminé selon la gamme de DCO.

Les nutriments (ammoniums, les nitrates, les nitrites, l'azote total, les phosphates et le phosphore total Les paramètres comme les ions ammoniums, les nitrates, les nitrites, l'azote

total, les orthophosphates, et le phosphore total) ont été dosés par photométrie en utilisant le Photomètre Palin Test DR 7500, avec des réactifs pré-dosés.

L'alcalinité totale a été déterminée par titrimétrie selon les méthodes APHA (1995) et AFNOR NFT 90-003. Avec cette méthode, un volume de 100 ml d'échantillon d'eau a été titré par une solution de H2SO4 0,2 N après avoir ajouté à cette solution 6 gouttes de phénolphtaléine et 6 gouttes de méthyle orange comme indicateur. Le point d'équivalence a été atteint lorsque la couleur orange est apparue (Welch, 1948).

La dureté totale a été déterminée par méthode de titrage (APHA, 1995). Un volume de 50 ml d'échantillon d'eau a été titré par EDTA (0,01N) après ajout de 3-4 gouttes de noir d'érichrome utilisé comme indicateur et 2 ml de tampon d'ammonium (pH=10). Le point d'équivalence a été atteint lorsque la coloration bleue est apparue.

3.5.2. *Echantillonnage de sédiments*

Les échantillons de sédiments ont été prélevés dans la couche supérieure des sédiments (0-3 cm) en 3 points d'échantillonnage à chaque station (1 au milieu de la rivière et 2 au bord de la rivière près de chaque rive). Ils ont été placés dans des bouteilles en plastique et séchés à 60°C pendant 48 h. Avant les analyses, ils ont été calcinés à 650°C puis acidifiés (HClO4-HF-HNO3) à 110°C pendant une nuit avant d'être évaporés et stockés dans une solution de HNO3 à 5% (US EPA, 2009 ; Mandiki et al., 2014). Après la digestion, les résidus sont récupérés avec une solution d'acide borique (2,7 g dans 20 ml d'eau bidistillée). Le volume final est ramené à 50 mL. Ce volume final est laissé au repos pendant un jour pour s'assurer de la digestion totale des échantillons. La méthode d'analyse correspond à celle décrit par Kouamé et al. (2019b).

3.5.3. *Echantillons des poissons pour l'étude écotoxicologique*

3.5.3.1.Pour analyses des éléments traces métalliques (ETM)

En plus des matrices abiotiques des stations, la bioaccumulation des métaux lourds et l'histologie a été testée dans deux espèces de poissons, *Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegrini* qui ont été collectés dans les stations (Figure 12). Un total de 7 stations a été étudié, avec 10 poissons (5 mâles-5 femelles) pour chaque station par saison, en fonction de la taille de la population de poissons. Au laboratoire, les poissons ont été lyophilisés et digérés avec une solution acidifiée (H_2O_2-HNO_3), puis stockés dans de l'acide nitrique (5% HNO_3). Ensuite, les concentrations en métaux lourds ont été mesurées dans les solutions digérées par spectrophotométrie d'absorption atomique équipée d'un système de vapeur froide (VGA 77).

Des solutions étalons multi-éléments à différentes concentrations (0, 0,02, 1, 5, 20, 100 et 200 ppb) ont été utilisées pour l'étalonnage. Les coefficients de variation totale de quatre mesures répétées étaient compris entre 1,66 et 5,45 %.

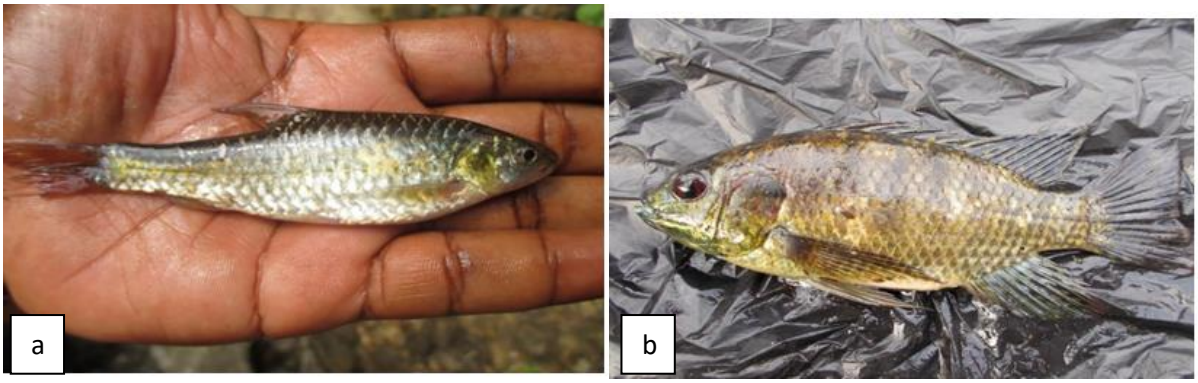


Figure 12. Espèces de poissons utilisée pour l'étude écotoxicologique *: Labeobarbus pellegrini* (a) et *Oreochromis niloticus* du cours supérieur des rivière Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga.

3.5.3.2.Collecte d'organes et traitement des tissus pour l'histopathologie

Les poissons ont été capturés par la technique de pêche artisanale, à l'aide d'un filet épervier avec une maille de 2 cm et un diamètre de 5 m, et d'un filet maillant de 24 à 30 cm de long et de 1 à 1,5 m de large. Un total de 140 spécimens de poissons (70 par espèce) ont été échantillonnés, 5 par sexe, par station et par espèce. Avant toute manipulation des poissons, ceux-ci ont été anesthésiés (180 mg de MS 222 par litre d'eau), puis euthanasiés directement par dislocation cervicale. Ensuite, les individus sexuellement matures des espèces souhaitées ont été sélectionnés (*O. niloticus et L. pellegrini*), le sexe de chaque spécimen de poisson a été déterminé, les poids (total et éviscéré) ont été relevés à l'aide d'une balance KERN EG 620-3NM d'une capacité de 620g, la longueur totale a été relevée avec un pied à coulisse Mitutoyo (avec une précision de 0,02 mm). Après toutes ces manipulations et l'extraction des organes pour l'étude histopathologique, le reste des poissons a été mis dans des sacs en polyéthylène étiquetés et placés dans une glacière bien fermée et conservée au froid à -4°C jusqu'aux analyses toxicologiques ultérieures.

Des échantillons de branchies (le deuxième arc branchial sur le côté gauche de chaque poisson), de foie (section médiane), et de gonades mâles et femelles (sections médianes des gonades gauches), ont été fixés et conservés dans une solution de formaldéhyde acétique

tamponnée à 10% dans des béchers en verre et déposés dans un environnement sécurisé en attendant l'analyse au Laboratoire de Cellules et Tissus (CeTi Lab) de l'Université de Namur (Figure 13). Les tissus ont ensuite été déshydratés par une série graduelle de méthanol, clarifiés avec du toluène, et inclus dans du kérosène. Des sections de 0,6 µm (pour les branchies et le foie) et de 0,5 µm (gonades) ont été montées sur des lames de verre pour être colorées en utilisant les premières techniques standard de HES (Hematoxylin-Eosin-Safran) pour tous les organes. Ensuite, des colorations spécifiques ont été réalisées pour des études histologiques plus poussées.

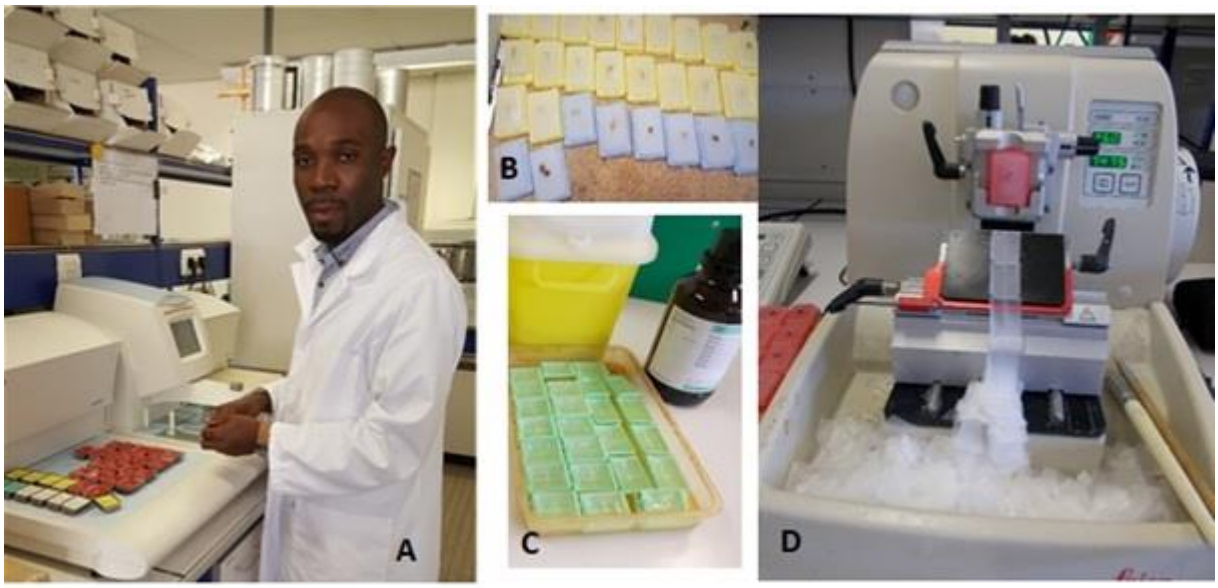


Figure 13. Quelques techniques de préparation des échantillons histologiques : A) enrobage, B) dégrossissement, C) ramollissement et D) coupe au microtome.

Les indices gonadosomatiques (IGS) et hépatosomatiques (IHS) ainsi que le facteur de condition (K : le rapport entre le poids du poisson et sa longueur multipliée par 100) de chaque poisson ont également été calculés. Pour chaque station et chaque saison, un échantillon de 26 poissons mâles et femelles matures (sexuellement matures) avec 13 spécimens par sexe a été échantillonné pour chacune des deux espèces considérées.

3.6. *Cartographie des sites miniers dans la zone d'étude*

Pour ce qui est de la méthodologie appliquée dans la réalisation des différentes cartes utilisées dans ce travail dont celle des sites miniers (associés à l'hydrographie, les collectivités), celle administrative et géologique nous avons fait recours aux sources suivantes :

- UNPD& MONUC 2009 ;
- Hydrographie : géo traitement à partir de strm90/ usgs earth exporer ;
- Bassin versant : géo traitement srtm90m ;
- Localité : INS/UNPD : Saint Moulin ;
- Sites miniers : SUDEG, SAEMAPE & IPIS ;
- Géologie : carte géologique de la rdc promines & mrac 2015.

Les différents traitements ont été faits par le logiciel Arcgis pro.

3.7. Evaluation de contamination métallique et effets écotoxicologiques

Pour comprendre les impacts d'activités minières sur la qualité des eaux, des sédiments et la physiologies des poissons des rivières Ulindi, Elila et certains de ces affluents en territoire de Mwenga, une identification, cartographie et caractérisation des sites d'orpaillage a été effectué sur l'ensemble du cours supérieur de ces rivières et l'effet de l'exploitation minière intensive sur l'état de santé des poissons vivant dans les bassins supérieurs des rivières Ulindi et Elila a été étudié entre juin 2018 et mars 2022 en comparant les systèmes reproducteur, hépatique et branchial des poissons prélevés sur les sites en amont et en aval de l'exploitation minière. Des échantillons d'eau et de sédiments ont été analysés pour la concentration de mercure total (T-Hg) ; du plomb (Pb), de cadmium (Cd), de nickel (Ni), du chrome (Cr), d'arsenic (As), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), de manganèse (Mn) et du fer (Fe) par (spectrophotométrie d'absorption atomique). Les modifications histologiques des organes ont été étudiées à deux niveaux trophiques différents en utilisant deux espèces de poissons *Oreochromis niloticus* et *Labéobarbus pellegreni* pour lesquelles une évaluation semi-quantitative a été réalisée et les résultats ont été classés en fonction de la sévérité des réponses histologiques.

3.7.1. Contrôle de la qualité de l'eau

3.7.1.1.Indice de la qualité d'eau (IQE)

Pour évaluer la qualité de l'eau des différentes rivières de la zone d'étude c'est l'indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau proposée par Horton (1965) et Brown et *al*., 1972) qui a été calculé en utilisant onze (11) paramètres [la température (°C), pH (unités), Oxygène dissous (mg/L), la conductivité électrique, (µS/cm), total de solides dissous (mg/L), la turbidité (UTN), demande biologique en oxygène (mg/L), demande chimique en oxygène

(mg/L), (nitrite (µg/L), phosphates (µg/L) et l'ammoniac (mg/L)] pour le calcul de l'IQE donnée par les équations suivantes :

Étape 1 : Dans un premier temps, le poids unitaire (W_i) pour divers paramètres est inversement proportionnelle à la norme recommandée ($S_{standard}$) pour le paramètre correspondant. Les valeurs de W_i ont été calculées à l'aide de la formule suivante proposée par Tiwari & Mishra (1985) :

$$W_i = K \sum \frac{1}{S_{standard}} \quad \text{Équation 21}$$

La constante de proportionnalité K peut être déterminée à partir de l'équation suivante :

$$K = \frac{1}{\sum \frac{1}{S_1} + \frac{1}{S_2} + \cdots + \frac{1}{S_n}} \quad \text{Équation 22}$$

Etape 2 : Calculer l'échelle d'évaluation de la qualité (Qi) du ième paramètre pour un total de n paramètres de la qualité de l'eau est calculée à l'aide de cette équation :

$$Q_i = \left(\frac{Q_{actuel} - Q_{idéal}}{S_{standard} - Q_{idéal}}\right) \times 100 \quad \text{Équation 23}$$

Étape 3 : Enfin, le IQE global a été calculé en agrégeant linéairement l'évaluation de la qualité avec le poids unitaire à l'aide de l'équation suivante :

$$IQE = \frac{\sum_{i=1}^{n} W_i Q_i}{\sum W_i} \quad \text{Équation 24}$$

Où

- W_i = poids unitaire pour chaque paramètre de qualité de l'eau ;
- K = Constante de proportionnalité ;
- Q_i = Echèlle d'évaluation de la qualité pour chaque paramètre ;
- Q_{actual} = concentration estimée du ième paramètre dans l'eau analysée ;
- Q_{ideal} = la valeur idéale de ce paramètre dans l'eau pure, Q_{ideal} = 0 (sauf pH = 7.0 et OD = 14.6 mg L^{-1});
- $S_{standard}$ = Valeur standard recommandée pour *ième* paramètre ;

- n = nombre des paramètres de la qualité de l'eau.

Dans cette étude, le IQE a été pris en compte pour la consommation ou les utilisations humaines, et le IQE maximal autorisé pour l'eau potable a été pris comme score de 100. Cinq classes de qualité peuvent être identifiées selon les valeurs de l'indice de qualité de l'eau IQE (Tableau 7).

Tableau 7. Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE (Brown et al., 1972 ; Chatterji et Raziuddin, 2002 ; Aher et al., 2016)

Classe de IQE	Type d'eau	Usage possible
0 - 25	Excellente qualité	Eau potable, irrigation et industrie
>25 – 50	Bonne qualité	Eau potable, irrigation et industrie
>50 – 75	Mauvaise qualité	Irrigation et industrie
>75 – 100	Très mauvaise qualité	Irrigation et industrie
> 100	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation

3.7.1.2.Calcul de l'Indice de pollution organique (IPO)

L'indice de pollution organique (IPO) de Leclercq & Vandevenne (1987) a été également utilisé pour évaluer la charge organique dans la rivière. Cet indice est calculé en intégrant les concentrations de 4 paramètres chimiques liés à la pollution organique : demande biologique en oxygène (DBO5), ions ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-) et phosphates (PO_4^{3-}). La valeur de l'indice IPO varie de 1 à 5 (5 correspondants à la qualité la meilleure). Les teneurs sont reparties en (05) cinq classes de l'indice de pollution organique (Tableau 8). Suite à la détermination de la classe de chaque polluant, on fait ensuite une moyenne pour caractériser la pollution en se référant au Tableau 8.

Tableau 8. Grile des classes de l'indice de pollution organique (Leclercq & Vandevenne, 1987b)

Paramètres / Classe	DBO5 mg/L	Ammonium mg/L	Nitrites µg/L	Phosphates µg/L	IPO	Pollution organique
5	< 2	< 0,1	5	15	4,6-5,0	Nulle
4	2 - 5	0,1 - 0,9	6 - 10	16 - 75	4,0-4,5	Faible
3	5,1 - 10	1 - 2,4	11 - 50	76 - 250	3,0-3,9	Modérée
2	10,1 - 15	2,5 - 6	51 - 150	251 - 900	2,0-2,9	Forte
1	> 15	> 6	>150	> 900	1,0-1,9	Très forte

3.7.1.3.Dosages des ETM et Critères de Comparaison des valeurs mesurées

Le tableau 9 présente les différentes limites de détection, de quantification et les différentes longueurs d'onde utilisé pour l'analyse des ETM par spéctrophotométrie à Absorption Atomique équipé de vapeur à froid. Les niveaux de métaux lourds dans l'eau ont été comparés à la qualité de référence belge et internationale pour les eaux de surface :0,001 ; 0,005 ; 0,01 ; 2 ; 3 ; 0,02 ; 0,05 ; 0,01 ; 0,2 et 0,05 mg/l respectivement pour le Hg, le Cd, le Pb, le Cu, le Zn, le Ni, le Cr, l'As, le Fe et le Mn (Delbeuck 2007 ; Reynders et al, 2008 ; USEPA, 2009 ; Rimondi et al., 2012 ; Mukabo et al., 2023), et celles dans les sédiments ont été comparées aux concentrations aux valeurs préindustrielles rapportées par (MacDonald et al., 2000 ; Flück et al., 2012 ;Konan et al., 2021) qui sont de : 0,056 ; 0,102 ; 17 ; 14,3 ; 52 ; 18,6 ; 35,9 ; 2 et 527 µg/g pour le le Hg, le Cd, le Pb, le Cu, le Zn, le Ni, le Cr, l'As et le Mn respectivement ; alors pour le Fe, la valeur de comparaison été de 30,890 g/kg. Le critère de jugement utilisé pour les concentrations des ETM dans les muscles des poissons analysés étaient de : 1 ; 0,01 ; 0,1 ; 1 ; 5 ; 0,05 ; 1 ; 0,1 ; 0,2 et 0,3 mg/kg respectivement pour le Hg, le Cd, le Pb, le Cu, le Zn, le Ni, le Cr, l'As, le Fe et le Mn (Abdel-Khalek, 2015; Ahmed et al., 2022; Bouchoucha et al., 2012; Katemo et al., 2021; Kindekon et al., 2021; Laribi, 2017; Taibi & Reguieg, 2021; Zeitoun & Mehana, 2014) .

Tableau 9. Longeur d'onde, Limites de détection, de quantification et normes internationales FAO/OMS, UNEP, IAEA-407, TFC, Directive 2005/78/EC, JECFA, TSE-266, WPCL, CIW, pour les ETM analysés respectivement dans la matrice eau-sédiment-poisson *(Gbogbo et al., 2017; IBGE, 2006; Kortei et al., 2020)*

Longueurs d'ondes, différentes limites utilisées pour les ETM

ETM	Longueur d'onde (nm)	Lim Détéction (mg/l)	Lim Quantif, (mg/l)	Normes Internationales			
				Eau (mg/l)	Sédiment (µg/g)	Poissons (mg/kg)	DJT
Hg	226,5	0,00004	0,00012	0,001	0,056	1	0,0005
Cd	267,7	0,0003	0,001	0,005	0,102	0,01	0,001
Pb	327,3	0,0003	0,001	0,01	17	0,1	0,004
Cu	259,9	0,004	0,012	2	14,3	1	0,04
Zn	257,6	0,002	0,007	5	52	5	0,3
Ni	231,6	0,0007	0,003	0,02	18,6	0,05	0,02
Cr	220,3	0,003	0,008	0,05	35,9	1	0,003
As	206,2	0,00036	0,0012	0,01	2	0,1	0,0003
Fe	253,7	0,003	0,009	0,2	30,89	0,2	0,7
Mn	228,6	0,002	0,008	0,05	527	0,3	0,14

3.7.2. Contrôle de la contamination des sédiments

Pour évaluer le niveau de contamination des sédiments par les métaux lourds, celui-ci a été évalué par le calcul de facteurs d'enrichissement, d'indices de géo-accumulation, de l'indice de charge polluante, de l'indice de pollution sédimentaire et de l'indices de risque écologique. Le calcul de ces indices entraîne l'utilisation du bruit de fond géochimique local pour chaque ETM étudié, obtenu généralement par une recherche bibliographique ou par l'analyse d'un échantillon de sédiment prélevé dans une partie préservée de toute influence anthropique de la zone étudiée(Pitrat & Braga, 2012; Ouattara et al., 2021). Pour ce travail, le bruit de fond géochimique a été obtenu par l'analyse des concentrations en ETM d'un échantillon de sédiment prélevé en zone forestière inhabitée à 1 km de la source de la rivière. Aussi dans ce travail, le fer (Fe) a été choisi comme élément normalisant parce qu'il est associé à des surfaces solides fines, sa géochimie est similaire à celle de nombreux métaux traces ; et sa concentration dans le sédiment naturel tend à être uniforme (Daskalakis & O'Connor, 1995).

3.7.2.1. Calcul du facteur d'enrichissement (FE)

L'enrichissement désigne une augmentation des teneurs totales, suite à des apports anthropiques, sans préjuger d'une évolution négative de la qualité du milieu (Manoli et al., 2002). L'élément de normalisation retenu pour cette étude est le fer. Les concentrations en éléments traces métalliques dans la croûte continentale de Wedepohl (1995) ont été choisies comme fond géochimique. Le facteur d'enrichissement se calcule selon l'équation 25 :

$$FE = \frac{\left({}^{[X]}/_{[R]}\right)\ échantillon}{\left({}^{[X]}/_{[R]}\right)\ matériel\ de\ référence} \qquad \text{Équation 25}$$

Avec :

[X] : concentration de l'élément X dans l'échantillon, [R] : concentration du fer dans le matériau de référence (=concentration de l'élément normalisant dans le sédiment (µg g−1). Les valeurs du facteur d'enrichissement permettent de définir 5 classes d'enrichissement (Sutherland, 2000) : FE < 2, enrichissement inexistant ou faible ; 2 < FE < 5, enrichissement modéré ; 5 < FE < 20, enrichissement significatif ; 20 < FE < 40, enrichissement très fort et FE > 40, enrichissement extrême.

3.7.2.2.L'indice de géoaccumulation (Igeo)

L'indice de géoaccumulation (Igeo) permet de calculer son intensité. Cet indice comporte sept classes qui déterminent des degrés de pollution (tableau 10). Il inclut différents degrés de pollution depuis les teneurs naturelles synonyme d'absence de pollution jusqu'aux sédiments très pollués. Les éléments de la classe 6 (Igeo > 5) montrent un enrichissement, 100 fois, supérieur au fond géochimique. L'indice se détermine selon l'équation 26 (Müller, 1981) :

$$Igeo = log2\ (\frac{Cn}{1.5\ Bn}) \quad \textit{Équation 26}$$

Avec : Cn : Concentration dans le sédiment pour l'élément, Bn : Teneur de base géochimique (Fond Géochimique ou encore valeur préindustrielle) pour l'élément n et 1.5 : Constante qui associe les variations naturelles de la concentration d'un élément dans un milieu et les faibles pressions anthropiques.

Tableau 10. Classification d'indice de pollution selon Müller (1981)

Classes	Indice de géo accumulation	Intensité de la pollution
0	Igeo ≤ 0	Pas de Pollution
1	0 <Igeo < 1	Non pollué à modérément pollué
2	1 < Igeo < 2	Modérément pollué
3	2< Igeo < 3	Modérément pollué à Fortement pollué
4	3< Igeo < 4	Fortement pollué
5	4<Igeo > 5	Fortement pollué à Extrêmement pollué
6	Igeo >5	Extrêmement pollué

3.7.2.3.Indice de la charge polluante (Pollution Load Index : PLI)

L'indice global (l'indice de charge métallique (PLI : Pollution Load Index en Anglais)) d'étude de la contamination métallique des sédiments à partir de la concentration totale de tous les métaux étudiés et qui permet d'estimer le degré de contamination global des sédiments d'une zone étudiée a été utilisé. L'équation (27) suivante a été développée par Tomlinson et al. (1980), pour le calcul de l'indice de charge polluante (PLI).

$$PLI = \sqrt[n]{FC1\ x\ FC2\ x\ FC3\ x\ \dots x\ FCn} \quad \textit{Équation 27}$$

Ou

$$FCi = {}^{CiD}/_{CiR} \quad \textit{Équation 28}$$

FCi : facteur de contamination du métal i. PLI = 0 pas de détérioration ; PLI = 1 présents aux concentrations de référence ; PLI > 1 détérioration progressive du milieu. Ci D : concentration de l'ETM, Ci R : concentration de l'ETM dans les sédiments non pollués (de référence).

3.7.2.4.Indice de pollution sédimentaire (IPS)

Pour l'évaluation globale de la qualité des sédiments tenant en compte de la toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur, l'indice de pollution sédimentaire, définit comme une fonction linéaire de la somme de facteurs d'enrichissement et introduit par Müller (1969) a été calculé (équation 33).

$$IPS = \frac{\sum(FEm\ x\ Wm)}{\sum Wm} \qquad \textit{Équation 29}$$

– Wm : poids de toxicité ou facteur pondérateur du métal m.

– FEm : facteur d'enrichissement du métal m ; 0 ≤ IPS < 2 Sédiment sain ; 2 ≤ IPS < 5 Sédiment faiblement pollué ; 5 ≤ IPS < 10 Sédiment moyennement pollué ; 10 ≤ IPS < 20 Sédiment très pollué ; IPS ≥ 20 Sédiment dangereux

3.7.2.5.Indice de Risque écologique potentiel (RI)

Cet indice est introduit pour évaluer le degré de risque écologique des éléments traces dans les sédiments. Les valeurs de RI se calculent à partir des formules de Häkanson (1980) suivantes (équation 5)

RI = ∑n i Ei r;Ei r =Ti f × Ci f ;Ci f = Ci D Ci R ou

$$RI = \sum_i^n E_r^i \ \ ; \ \ E_r^i = T_f^i \ x\ C_f^i = \frac{C_D^i}{C_R^i} \qquad \textit{Équation 30}$$

Où : C_f^i : coefficient de contamination ; C_D^i : concentration de l'ETM ;

C_R^i : concentration de l'ETM dans les sédiments non pollués

T_f^i ; facteur de toxicité de l'ETM. Les poids respectifs assigné aux métaux utilisés pour les calculs de IPS et RI sont : Cd = 30 ; Hg = 40, As = 10 ; Pb = 5 ; Cu = 2 ; Zn = 1 ; Ni =6 ; Cr =2) ; RI > 150 risque bas : 150 ≤ RI < 300 risque modéré ; 300 ≤ RI < 600 risque considérable ; RI ≥ 600 risque très élevé.

3.7.3. Evaluation de l'état de santé de poissons

3.7.3.1.Facteur de Bioaccumulation (FBA)

Le facteur de bioaccumulation (BAF) est le rapport entre la concentration du polluant accumulée dans chaque organe et la concentration dissoute de ce polluant dans l'environnement. Elle déterminée par l'équation 30 (Authman and Abbas, 2007):

$$FBA = \frac{Co}{Ce} \qquad \textit{Équation 31}$$

Où : FAB : Facteur de Bioaccumulation en mg/kg ; Co : concentration du polluant dans in l'organe du poisson (mg/kg) et Ce : Concentration Environnementale (mg/l).

3.7.3.2.Analyse histopathologique

Les sections d'ovaires ont été colorées avec un trichrome (Tri-green) : hématoxyline Gill III (Merck), phloxine B (0,5%, Merck)) et vert clair (0,5%, FLUKA) pour la détermination du stade de maturation des ovocytes et avec l'hématoxyline, l'éosine et le Safran (HES) pour les altérations histologiques. Les sections de testicules et de foie ont été colorées avec du trichrome HES. Toutes les sections ont été examinées au microscope optique avec une gamme de grossissements (10-40x). Les stades de maturation des ovocytes ont été estimés selon Richard et Kestemont (1996), et Agbohessi et *al*. (2015a, b) avec quelques modifications :

- ✓ stade 1 : ovocyte protoplasmique ou ovocyte à cytoplasme sans vacuole,
- ✓ stade 2 : alvéoles corticales,
- ✓ stade 3 : ovocyte de vitellogenèse précoce,
- ✓ stade 4 : ovocyte de vitellogenèse tardive,
- ✓ stade 5 : maturation finale,
- ✓ stade 6 : stade post-ovulatoire.

Le pourcentage de chaque stade a été déterminé sur 100 cellules comptées par ovaire. Cinquante diamètres d'ovocytes de stade vitellogénine (stade 4) par ovaire ont été mesurés aux jumelles. Seuls les ovocytes coupés par le noyau ont été mesurés. Pour les deux sexes, une évaluation histopathologique qualitative a été réalisée à l'aide d'un microscope optique Olympus multi-têtes en utilisant différentes publications méthodologiques pour identifier les altérations des organes des poissons (Johnson et al., 2010 ; Genten et al., 2011 ; Almin, 2015 ; Lujić et *al*., 2015). Les altérations histologiques des branchies, du foie et des gonades ont été

évaluées de manière semi-quantitative en utilisant un protocole développé par Bernet et al. (1999) adapté par Camargo et Martinez (2007) et Van Dyk et *al*. (2012). L'indice total des organes : Gi pour les branchies, Li pour le foie, Ti pour les testicules et Oi pour les ovaires, a été calculé selon Bernet et *al*. (1999) à l'aide de la formule suivante :

$$I_{org} = \sum_{rp} \sum_{alt} (a_{org\ rp\ alt} \times \omega_{org\ rp\ alt}) \qquad \textit{Équation 32}$$

Où : org = organe ; rp = schéma de réaction ; alt = altération ; a = valeur du score ; w = facteur d'importance.

Les indices ont été classés en fonction de la gravité de la réaction histologique en utilisant la classification de Van Dyk et *al*. (2009b, 2009a) basée sur le système de notation de Zimmerli et al. (2007).

Classe I (Iorg <10) : Structure tissulaire normale avec de légères altérations histologiques.
Classe II (10 ≤ Iorg ≤25) : Structure tissulaire normale avec des altérations histologiques modérées.
Classe III (26 ≤ Iorg ≤35) : Altération prononcée des tissus de l'organe.
Classe IV (Iorg >35) : Altération sévère des tissus de l'organe.

Pour comparer l'état de santé général sur la base des lésions histologiques, l'indice total (TI) a été calculé selon Bernet et al. (1999), en additionnant tous les indices des organes d'un poisson individuel. Cet indice a la formule générale suivante :

$$IT = \sum_{org} \sum_{rp} \sum_{alt} (a_{org\ rp\ alt} \times \omega_{org\ rp\ alt}) \qquad \textit{Équation 33}$$

Pour les abréviations, voir la formule Indice Organ Iorg. Dans notre étude, l'indice total (IT) de chaque poisson a été calculé comme suit

$$IT = Go_i + L_i + G_i \qquad \textit{Équation 34}$$

Où Go_i = indice gonadique (indice testiculaire ou ovarien), L_i = indice hépatique et G_i = indice branchial. Nous avons ainsi déterminé l'indice total moyen par sexe, par espèce et par site.

En plus des indices calculés par l'étendue (valeur du score) et l'importance pathologique (facteur d'importance) des lésions, un autre point d'intérêt est la prévalence des caractéristiques histopathologiques. La prévalence de chaque altération a été calculée comme le pourcentage d'occurrence d'une altération chez tous les poissons de chaque site. La formule était la suivante

Prévalence en pourcentage des altérations histopathologiques = Nombre de poissons présentant cette altération / Nombre total de poissons examinés x 100.

3.7.4. Evaluation des risques sanitaires lié à la consommation des poissons

3.7.4.1.Identification du danger et choix de valeurs toxicologiques de référence

L'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation des poissons pollués par les éléments traces métalliques suivra quatre principales étapes (Gay et al., 2007) :

- Identification du danger.
- Choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR). (Bisson et al., 2009)
- Évaluation de l'exposition de la population.

  Elle aboutit au calcul de la dose journalière d'exposition (DJE). Les scénarios d'exposition où l'individu est le plus exposé (hypothèse maximaliste) seront utilisés. En effet, par hypothèse, la quantité annuelle moyenne de poissons ingérés par un enfant sera considérée comme égale à celle d'un adulte. La quantité moyenne de poissons offerte à un congolais est de 5,5115 kg/an (0,0151 kg/j) (FAO, 2007). En outre, il sera considéré que l'individu consomme cette quantité de poissons chaque jour.

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

$$DJE = \frac{C \; x \; Q \; x \; F}{P} \quad \text{Équation 35}$$

où DJE = Dose journalière d'exposition aux éléments traces (mg/kg/j) ;

C = Concentration en éléments traces des poissons (mg/kg) ;

Q = Quantité de poisson ingérée par jour, (kg/j) ;

F = Fréquence d'exposition (F = 1), il est sans unité ;

P = Poids corporel de la cible (kg).

Le poids corporel moyen des enfants de 0 à 15 ans est de 28 kg et celui d'un adulte est conventionnellement égal à 70 kg selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) (ASTEE, 2003).

3.7.4.2.Caractérisation du risque

La caractérisation du risque pour les effets à seuil est exprimée par le quotient de danger (QD). Il est calculé pour la voie d'exposition orale de la manière suivante :

$$QD = \frac{DJE}{DJA} \quad \text{Équation 36}$$

Où DJE = Dose Journalière d'Exposition (mg/kg/j) ;

DJA = Dose Journalière Admise (mg/ kg/j).

Si QD < 1, la survenue d'un effet toxique est très peu probable ;

Si QD > 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue

3.7.5. Analyses statistiques

3.7.5.1.Analyse de structure de communautés piscicoles

Les analyses de structure des communautés permettent d'évaluer la diversité des espèces présentes à un endroit donné, mais aussi de décrire quantitativement la complexité de la communauté. Pour ce faire, plusieurs indices de structure des communautés doivent être utilisés en complémentarité. Dans la présente étude, les indices de structure des communautés ont été calculés au niveau taxinomique de l'espèce à l'aide de la librairie Vegan (Oksanen et al. 2013) du logiciel R 4.1.0 (R Core Team 2013).

L'indice de richesse spécifique est la diversité d'espèces observée dans un groupement. On parle parfois aussi de diversité apparente des espèces, car les individus présents dans une communauté sont rarement tous capturés, ce qui ne permet pas de connaître la diversité absolue. La richesse spécifique est calculée en dénombrant le nombre d'espèces échantillonnées dans un groupement. La richesse spécifique est toutefois fortement influencée par la taille de l'échantillon (Kwak et Peterson 2007). Ainsi, plus la taille de l'échantillon est grande, plus le nombre d'espèces détectées est grand.

La richesse en taxons a été calculée pour éviter tout biais lié aux différences d'abondance entre les échantillons (Paillex et al., 2007 ; Edia et al., 2016). La technique utilisée dans cette étude pour estimer la richesse spécifique est celle de Hurlbert (1971) où le nombre d'individus a été fixé à 100. Le nombre d'espèces d'un échantillon de taille N à un échantillon de taille n (100) a été calculé avec l'équation suivante :

$$S_n = \sum_{i=1}^{S} 1 - qi \qquad \textit{Équation 37}$$

Où :

Équation 38

$$q_i = \binom{N-xi}{n} / \binom{N}{n}$$

Où S est le nombre d'espèces, xi est le nombre d'individus de l'espèce i, $\binom{N}{n}$ est le coefficient binomial et q_i est la probabilité que l'espèce i ne soit pas présente dans un échantillon de taille n.

Bien que la richesse spécifique soit la mesure de base permettant de décrire une communauté, elle ne permet pas à elle seule d'apprécier la contribution de chacune des espèces à la communauté. Par contre, lorsque la richesse spécifique est combinée aux indices de diversité, d'équitabilité et de dominance, il est possible de mesurer la distribution des individus au sein des espèces et donc d'estimer la complexité des communautés. Plusieurs indices de diversité, d'équitabilité et de dominance peuvent être utilisés. Pour la présente étude, l'indice de diversité de Shannon (H'), qui est plus sensible aux espèces moins abondantes (Shannon et Weaver 1949), a été calculé selon la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} pi \ log_{e2} \ pi \qquad \textit{Équation 39}$$

Où H' = indice de Shannon & Weaver (1949) ; p_i = ni/N ; ni : nombre d'individus de l'espèce donnée ; N: nombre total d'individus de la population.

H' tend vers 0 quand la diversité est minimale. Elle est maximale quand H' tend vers l'infini.

L'indice d'équitabilité (E) qui a été utilisé est celui de Piélou (1966) (J'). Cet indice mesure la répartition des individus au sein des espèces en se basant sur l'indice de diversité de Shannon selon la formule suivante :

$$E = \frac{H'}{log_2 S} \qquad \textit{Équation 40}$$

Où E = équitabilité ; H' = indice de Shannon & Weaver (1949) ; S = richesse spécifique.

La valeur de E est comprise entre 0 et 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs des individus est concentrée sur une espèce, et vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance.

Enfin, l'indice de dominance (D3) mesure la contribution relative d'un sous-ensemble des espèces les plus abondantes, généralement les deux ou trois espèces les plus abondantes. Dans ce cas-ci, les trois espèces les plus abondantes ont été utilisées pour les calculs de dominance :

$$D_3 = \sum_{i=1}^{3} pi \qquad \textit{Équation 41}$$

Où : pi = ni/N ; ni : nombre d'individus de l'espèce donnée ; N: nombre total d'individus.

Les indices de Shannon, d'équitabilité de Piélou et de dominance ont été calculés en excluant les espèces rares, définies comme étant les espèces pour lesquelles les effectifs étaient inférieurs

à 1 % des effectifs globaux. Les espèces rares sont le plus souvent exclues des analyses de communautés, car leur présence : 1) influence généralement peu la dynamique de la communauté ; 2) peut être le fruit du hasard ; et 3) peut compromettre certaines analyses statistiques (Kwak et Peterson, 2007).

L'abondance relative par famille a été calculé en faisant le rapport entre le nombre d'individus d'une espèce et le nombre total de spécimens recoltés multiplié par cent. La formule nous donne :

$$AR = \frac{n}{N} X\ 100 \qquad \textit{Équation 42}$$

Où : AR = Fréquence relative

n = nombre d'individus d'une espèce et N = Nombre total de spécimens recoltés.

Le pourcentage d'occurrence (F) renseigne sur les préférences de milieu (habitat) d'une espèce donnée. Il s'obtient selon la formule F = (Fi * 100) / Ft. Selon la valeur de F, la classification suivante est adoptée (Dajoz, 2000) : espèces constantes (F ≥ 50 %), espèces accessoires (25 ≤ F ≤ 50 %) et espèces accidentelles (F < 25 %).

L'indice de similarité de Jaccard, (1908) a été utilisé pour comparer les sites deux à deux, car il évalue la ressemblance entre deux relevés en faisant le rapport entre les espèces communes aux deux relevés et celles propres à chaque relevé. Il a pour formule :

$$CJ = j/(a + b - j) \qquad \textit{Équation 43}$$

avec J = nombre d'espèces communes aux deux stations, a = le nombre de taxons propres à la station 1, b = le nombre de taxons propres à la station 2 et CJ = indice de similarité de Jaccard.

On estime que deux groupes sont semblables si la valeur est supérieure à 0,5 et dissemblables si cette valeur est inférieure à 0,5.

Les calculs ont été réalisés en utilisant les packages « Vegan » (Okasanen et al., 2013), FactoMineR du logiciel R 4.2.2 et le logiciel Microsoft Excel 2016 sous le système d'exploitation Windows 10. L'analyse Canonique de Correspondance (ACC) a été réalisée à l'aide du programme Past 4.0.3. Cette analyse a permis de mettre en correspondance les données biotiques (41 espèces de poissons) et des données abiotiques (15 variables environnementales) obtenues pendant l'échantillonnage comme indique les travaux de plusieurs auteurs (Aboua et *al*., 2010; Maryse et *al*., 2009; Tanoh Kamelan et *al*., 2014)

3.7.5.2.Analyse statistique des données

Les résultats ont été exprimés en moyenne ± écart-type de la moyenne. Pour chaque paramètre étudié, les données ont été testées séparément pour les mâles et les femelles afin de minimiser l'effet du sexe pour chaque espèce. Ensuite, les différences entre les moyennes ont été évaluées par une analyse de variance à trois voies (ANOVA III) avec comme facteur l'espèce, la saison et la station. L'ANOVA III a été suivie de la comparaison de Tukey comme test post hoc pour comparer les moyennes de chaque site exposé (aval) avec celles du site de référence (amont) pour les indices biométriques (K, IGS , IHS). L'ANOVA à une voie en plus de l'ANOVA 3 a été utilisée pour comparer les sexes des deux espèces considérées pour les mêmes paramètres. Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les paramètres histologiques et la teneur en mercure total dans chaque organe selon le site (Référence vs Amont vs Aval), la saison et l'espèce. Une valeur p de 0,05 ou moins a été considérée comme significative. Pour les moyennes exprimées en pourcentages, les données de l'analyse statistique ont été transformées en logarithme (log [x + 1]) pour la normalisation. Les calculs ont été effectués à l'aide de R pour Windows version 4.1.0. Microsoft Excel a également été utilisé pour la construction de certains graphiques.

4. PRESENTATION ET INTERPRETATION DES RESULTATS OBTENUS

4.1. Résultats sur sites miniers et types de minerais exploités

4.1.1. *Identification des sites d'orpaillage en Territoire de Mwenga*

Les tableaux 19 présente l'effectif des sites d'orpaillage identifés dans le Territoire de Mwenga aux alentours des bassins hydrographiques des rivières des Elila et Ulindi. Il en résulte qu'un total de 118 sites ont été identifier et cartographié dans les différentes collectivités du Territoire de Mwenga où l'accès nous avions eu accès du point de vue sécuritaire. La collectivité chéfferie de Wamuzimu regorge à elle seule, 58.5% des sites suivie de collectivité secteur d'Itombwe avec 15.3% ; la collectivité de Basile avec 11.9%, celle de Burinyi avec 6.8%. Les collectivités chéfferie de Luhindja et Lwindi ont respectivement 4.2 et 3.4 % des sites.

Trois types de minerais sont les plus exploités dans le Territoire de Mwenga à savoir l'or (74.6%) ; le cassitérité (19.5%) et le coltan (1.7), les autres minerais ne sont exploités qu'à 4.2% (Figure 24).

La figure 25, montre le taux d'exploitation minière par collective-chefferie et il en ressort que l'exploitation de l'or occupe la première place dans toutes les collectives sauf dans la collectivité de Basile où c'est l'exploitation de la cassitérite qui est prépondérante. En ce qui concerne les rivières autour desquelles l'exploitation artisanale des minerais est effectuée, les résultats de la figure 26, montre un total de 20 rivières et ruisseaux où se développent plus d'activité d'orpaillage et les rivières Zyala, Lugushwa et Kadobo abritent les plus grands nombres des sites miniers dans leurs bassins.

Tableau 11. Nombre des mines identifiés à Mwenga durant la période de cette étude

Collectivité	Total	%
Basile	14	11.9
Burinyi	8	6.8
Itombwe	18	15.3
Luhwindja	5	4.2
Lwindi	4	3.4
Wamuzimu	69	58.5
Total	118	100.0

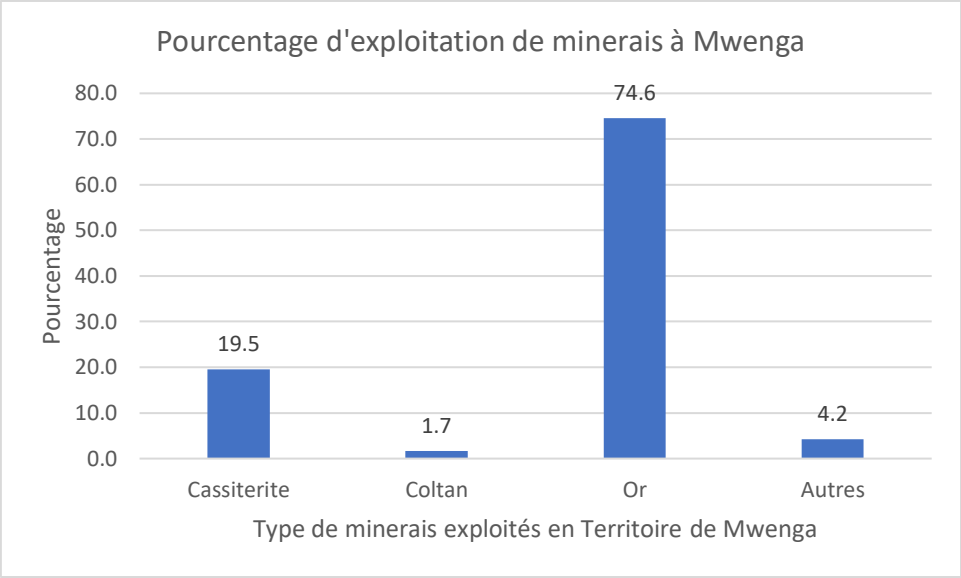


Figure 14. Types de minerai exploité dans le Territoire de Mwenga durant la période de cette étude

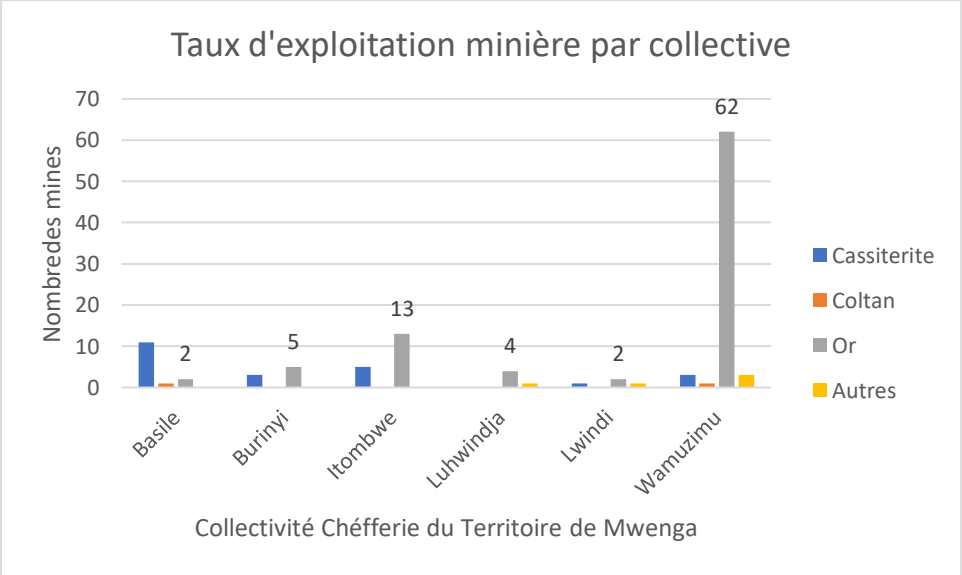


Figure 15. Taux d'exploitation minière par collective

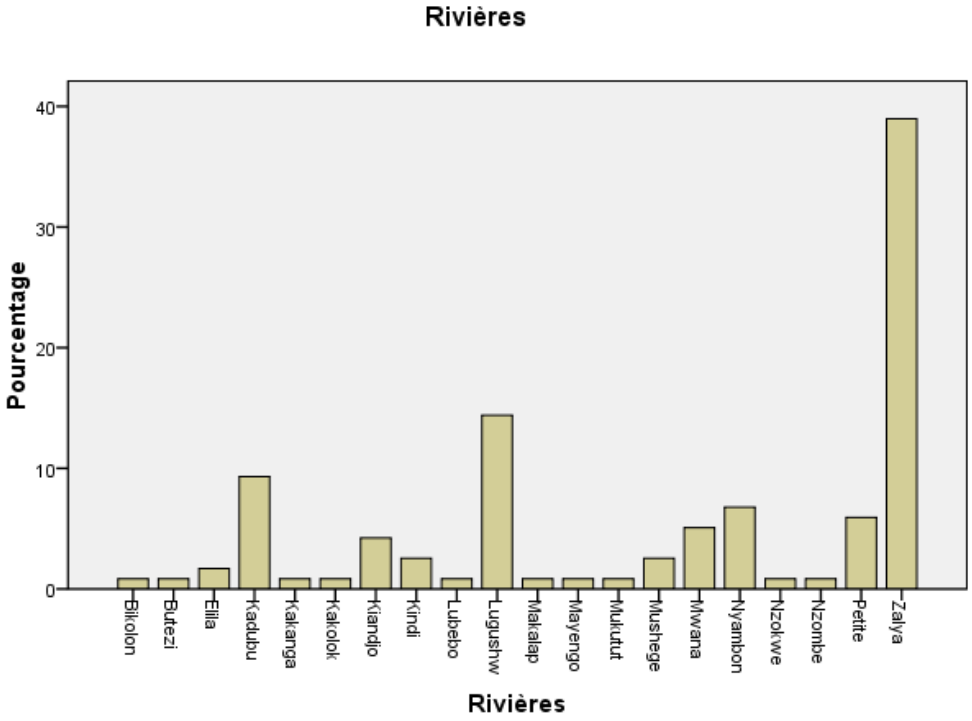


Figure 16. Répartition des mines par rivières en Territoire de Mwenga

4.1.2. *Cartographie des sites d'orpaillage et système de minéralisation locale*

Sur le plan régional, les formations du secteur d'études appartiennent au super-groupe de la Ruzizi dont l'orientation générale est Nord-Est ↔ Sud-Ouest. Les formations Ruziziennes sont d'âge paleoprotérozoïque et sont réparties en trois formations notamment les granulites de Lushasha, les Gneiss d'Uvira, Kitole, Elila, Ubembe…, et les Micaschistes, Quartzites et Calcaires d'Idjwi et d'Oso. Ces roches sont intruses par des venues granitiques Mésoprotérozoïque et sont très bien connues pour leur minéralisation aurifère (exploitee par les entreprises minieres, coopératives et artisanaux), celle-ci est similaire au Kibalien (du même âge) dans le Nord et Nord-Est de la R.D. Congo (ex. Ituri), mais la présence de pegmatites associées à ces granites n'exclue pas la présence des minéralisations du groupe de l'étain et minéraux précieux. La prédominance c'est le ruzizien suivi par les intrusions du kibarien et les affleurements du burundien. On peut aussi ajouter que les deux grands cours d'eaux ainsi que leurs affluents drainent les formations Kibariennes riches en minéralisation aurifère et stannifères dans les hautes altitudes, et viennent déposer ces éléments dans les zones à moindre

vitesse dans les basses altitudes et formant ainsi les gisements alluvionnaires exploités artisanalement dans les voisinages des cours d'eau dans la contrée (Figure 27).

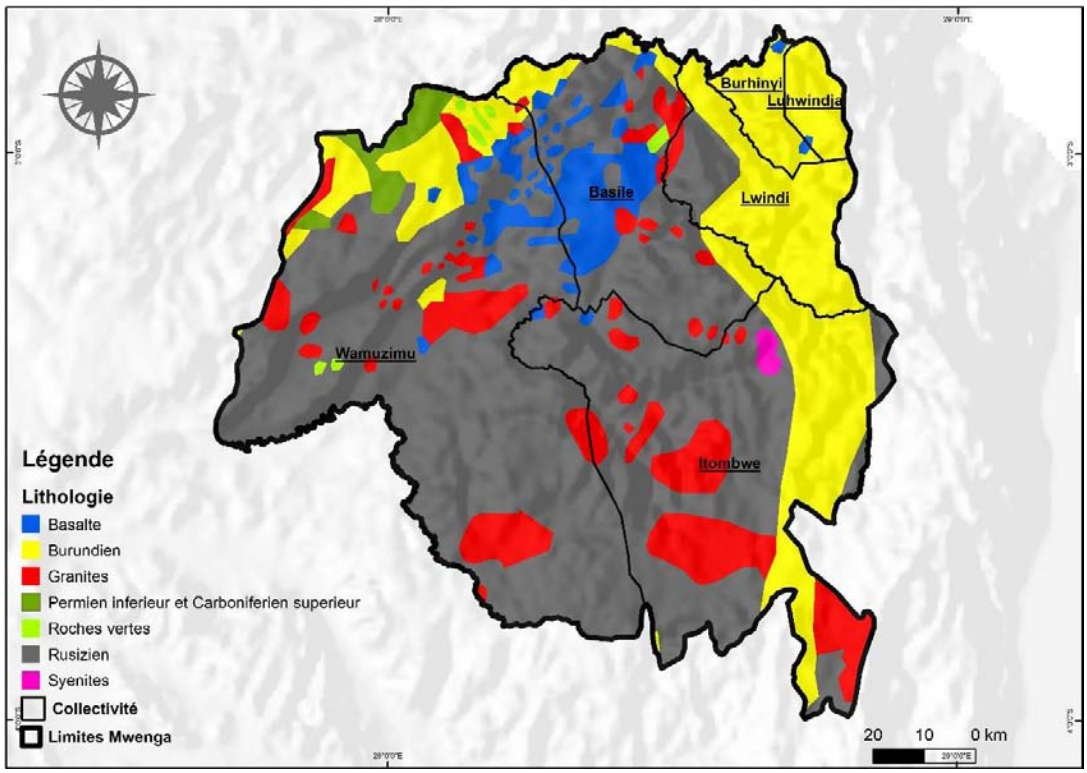


Figure 17. Carte lithologique de la zone d'étude en Territoire de Mwenga (Source : la présente étude)

La figure 28 montre les différents sites miniers identifiés dans la zone d'étude durant la période allant de 2018 à 2022. Le résultat d'identification et caractérisation des sites miniers fait été d'au moins 118 sites miniers autours des rivières et dans les lits principaux des Rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga repartis dans chacune de six collectivités que compte ce Territoire rangées à savoir : la collectivité de Basile (11,9%) ; de Burinyi (6,8%) ; d'Itombwe (15,3%) ; Luhindja (4.2%) ; Lwindi (3,4%) et Wamuzimu (58.5%) de sites miniers. (Tableau 20).

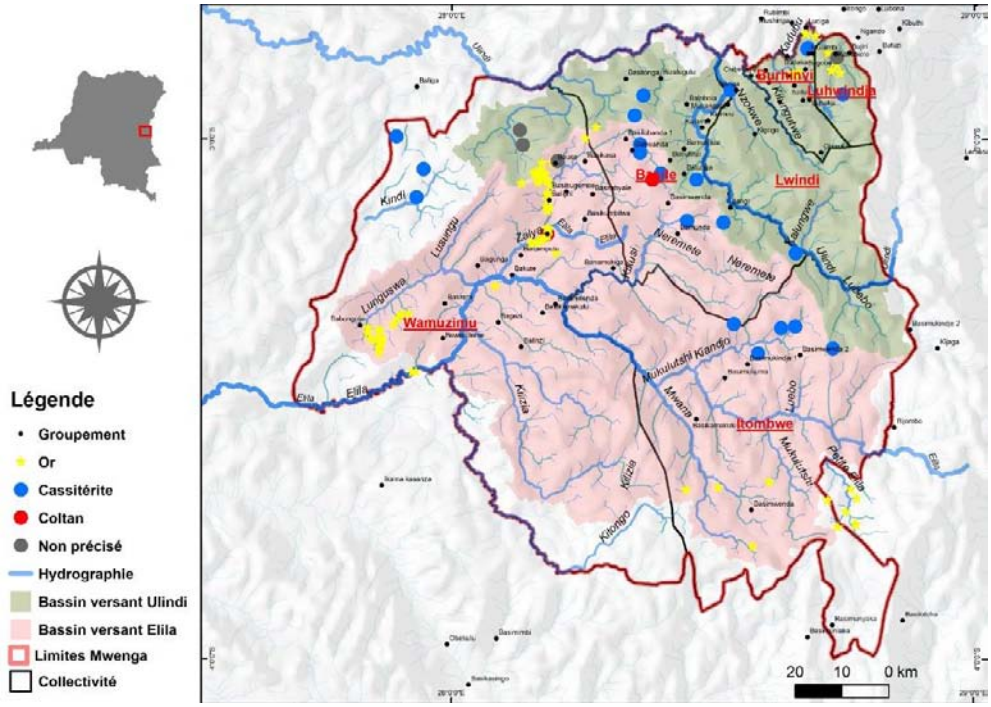


Figure 18.Cartographie des sites miniers en Territoire de Mwenga identifiés durant la période de juin2018 à août 2022. (Sorce : la présente étude).

4.1.3. *Type des minerais exploités par groupement*

Trois (3) types de minerais (or ; coltant et cassitéritte) sont généralement exploités de façon artisanale dans le Territoire de Mwenga. De ces trois minerais, l'or est plus exploité à un taux supérieur à 70% avec plus de 62 carrés miniers artisanaux à Wamuzimu ; 13 dans la collectivité d'Itombwe et 5 à Burinyi ; 4 à Luhindja et deux à basile. (Tableau 20).

Tableau 12. Type des minerais exploité par Collectivité en Territoire de Mwenga

Collectivité	Cassiterite	Coltan	Or	Autres	Total	%
Basile	11	1	2	0	14	11,9
Burinyi	3	0	5	0	8	6,8
Itombwe	5	0	13	0	18	15,3
Luhwindja	0	0	4	1	5	4,2
Lwindi	1	0	0	0	4	3,4
Wamuzimu	3	1	62	3	69	58,5
Total	23	2	86	4	118	100
%	20	1.7	74.8	3.5	100	

Les résultats présentés par le tableau 21 montrent la répartition de sites miniers par bassin hydrographiques. Il en résulte que plus de 75% des sites d'orpaillage appartiennent au bassin versant de la rivière Elila contre seulement 30% des sites dans le bassin Ulindi en territoire de Mwenga. Signalons que cette liste n'est pas exhaustive car il existe bien d'autres sites d'exploitation minière artisanale dans cette partie de la province du Sud-Kivu mais pour lesquels l'accès est interdit car gérés et contrôlés par les troupes armées. C'est ce qui expliquerait en quelque sorte le plus petit nombre de sites explorés dans le bassin de la rivière Ulindi.

Tableau 13. Répartition des sites miniers par bassin hydrographique en Territoire de Mwenga

Minerai	*Uilndi*	*Elila*	*Total*	*%*
Cassiterité	15	8	23	19,5
Coltan	0	2	2	1,7
Or	12	77	89	75,4
Autres	3	1	4	3,4
Total	30	88	118	100,0

4.2. Niveau de Contamination des Matrice Eau-Sédiment-Poisson

4.2.1. Introduction

Les résultats présentés dans les sections qui suivent montrent que la pollution par les métaux de ces écosystèmes aquatiques augmente en raison des effets des activités d'orpaillage, de l'agriculture et dans une moindre mesure de l'urbanisation dans la zone d'étude. Les bassins versant des rivières Ulindi et Elila en territoire de Mwenga sont fortement contaminé par le Hg, le Pb, le Cd, le As, le Cu, le Zn, le Cr, le Ni, le Mn et le Fe en raison du rejet croissant de polluants dans le bassin par les eaux usées des carrés miniers, du ruissellement des pesticides et des engrais agricoles. Ainsi, les sédiments constituent une source potentielle de métaux lourds qui sont rejetés dans les eaux sus-jacentes par des moyens naturels et des processus anthropiques où ils ont des effets néfastes sur la qualité de l'eau de boisson et sur les poissons.

4.2.2. Qualité de l'eau des rivières de la Zone d'étude

4.2.2.1.Indice de la qualité de l'eau

Le poids relatif (Wi) de chaque paramètre physico-chimique et la constante de proportionnalité k sont calculés en premier lieu en utilisant les valeurs maximales de la norme standard marocaine des eaux de surface (Norme Marocaine de qualité des eaux, 2002) des paramètres physicochimiques étudiés (Tableau 22).

Tableau 14. Poids des paramètres physico-chimiques et normes internationales de qualité des eaux de surface [OMS (2020), UE (2017), CCME (2012), USEPA (2009), IBGE (2005) Norme Marocaine de qualité des eaux, 2002)

Paramètres	Normes	Si (Valeur maximal standard de la norme des qualité	1/Si	Wi
T°C	20-30	30	0.033	1.9E-05
pH	6,5-9	9	0.111	6.5E-05
OD (mg/L)	3,0-6	6	0.167	9.7E-05
Cond.(µS/cm)	500-1500	1500	0.001	3.9E-07
TDS (mg/L)	<500	500	0.002	1.2E-06
Turb. (UTN)	<50	50	0.020	1.2E-05
DBO5(mg/L)	3,0-5	5	0.200	1.2E-04

DCO (mg/L)	0.08	0.08	12.500	7.3E-03
NH4 (mg/L)	0.1-0.5	0.5	2.000	1.2E-03
NO2 (µg/L)	<3	3	0.333	1.9E-04
PO4 (µg/L)	<15	15	0.067	3.9E-05
			15.434	
		k=1/∑(1/Si)	0.065	

OMS : Organisation mondiale pour la santé
UE : Union européenne,
CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement
USEPA : Agence des nations unies pour la protection de l'environnement
IBGE : Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement

Après le calcul de l'indice global de qualité IQE en utilisant les résultats d'analyses physico-chimiques et les valeurs standards des différentes normes selon OMS, UE, (Norme Marocaine de qualité des eaux, 2002), la classe de qualité des eaux est déterminée pour les 42 échantillons relatifs aux 21 stations d'échantillonnage (Tableau 23 et figure 29). Ainsi, trois classes de qualité (bonne, très mauvaise et non potable) sont identifiées lors des campagnes de nos campagnes d'échantillonnage. Et en ce qui concerne la pollution organique, les résultats du même tableau 21 révèlent que sur un total de 21 rivières étudiées, une seule (Rivière Mikyaba) n'a montré aucune pollution organique avec une bonne qualité d'eau qui peut être utilisée pour tous les usages. Une autre, la rivière Kahungwe avait une faible pollution organique avec une très mauvaise qualité d'eau pour laquelle. Ceci s'explique par la présence d'autres micropolluants comme les métaux lours dans ces eaux. Ainsi, ces eaux ne peuvent être utilisées que pour l'irrigation. La majorité des rivières (12) ont montré une pollution organique modérée et 7 rivières (Kadubo, Nzokwe, Ngombo, Zalya, Elila et Ulindi 1 ont présenté une forte pollution organique rendant la qualité de leurs eaux non potable qui, pour être utiliser, nécessitent un traitement approprié. La très forte pollution organique n'a été observée seulement pour la rivière Mobale avec également des eaux non potables.

Tableau 15.Valeurs des indices IPO et IQE et de qualité des eaux superficielles des rivières Ulindi et Elila avec leurs affluents dans le bassin supérieur en Territoire de Mwenga entre 2021 et 2022

Site	Rivière	IPO	Pollution	IQE	Qualité de l'aeu	Usage Possible
S16	Mikyaba	4,8	Nulle	46,74	Bonne	Eau potable, irrigation et industrie
S15	Kahungwe	4,3	Faible	79,21	Très mauvaise	Irrigation
S12	Tshoka	3,9	Modérée	170,1	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S2	Ulindi2	3,8	Modérée	178,39	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S11	Musandjo	3,8	Modérée	135,81	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S13	Kilobore	3,7	Modérée	130,3	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S20	Mwana	3,5	Modérée	139,17	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S3	Ulindi3	3,3	Modérée	166,63	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S8	Nyabugana	3,3	Modérée	195,62	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S10	Kindi	3,3	Modérée	218,34	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S1	Ulindi1	3,2	Modérée	168,3	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S7	Kilungutwe	3	Modérée	238,67	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S14	Musosana	3	Modérée	147,38	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S18	Kilizia	3	Modérée	211,62	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S21	Mobale	1,7	Très forte	703,81	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S5	Kadubo	2,8	Forte	226,75	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S6	Nzokwe	2,8	Forte	152,38	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S9	Ngombo	2,8	Forte	148,14	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S19	Zalya	2,7	Forte	207,27	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S17	Elila	2,5	Forte	249,93	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation
S4	Ulindi4	2	Forte	185,41	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation

L'analyse des résultats obtenus pour l'indice de la qualité de l'eau pour chacune des rivières étudiées montre que ces eaux sont impropres pour la boisson et ne peut être utilisé pour

d'autres usages qu'après un traitement approprié car les valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) dépassent largement la valeur seuil critique pour la qualité de l'eau qui est de 100. (Figure 29)

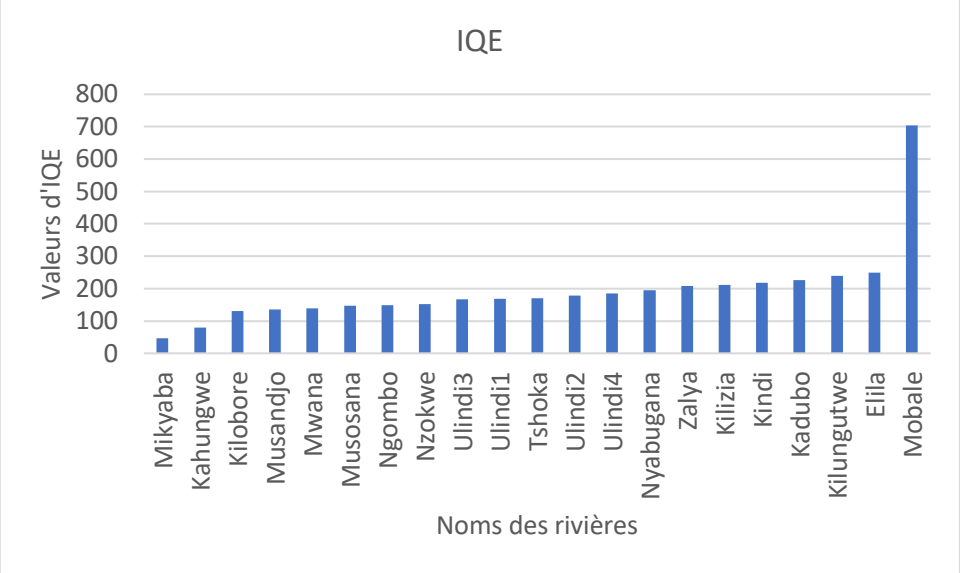


Figure 19. Indice de la qualité de l'eau des rivières de la zone d'étude

Ainsi, selon ces résultats, l'ordre de pollution des eaux pour ces rivières s'est établi comme suit : Mobale >Elila> Kilungutwe > Kadubo > Kindi > Kilizia > Zalya > Nyabugana > Ulindi4 > Ulindi2 > Tshoka > Ulindi1 > Ulindi3 > Nzokwe > Ngombo > Musosana > Mwana > Musandjo > Kilobore > Kahungwe > Mikyaba.

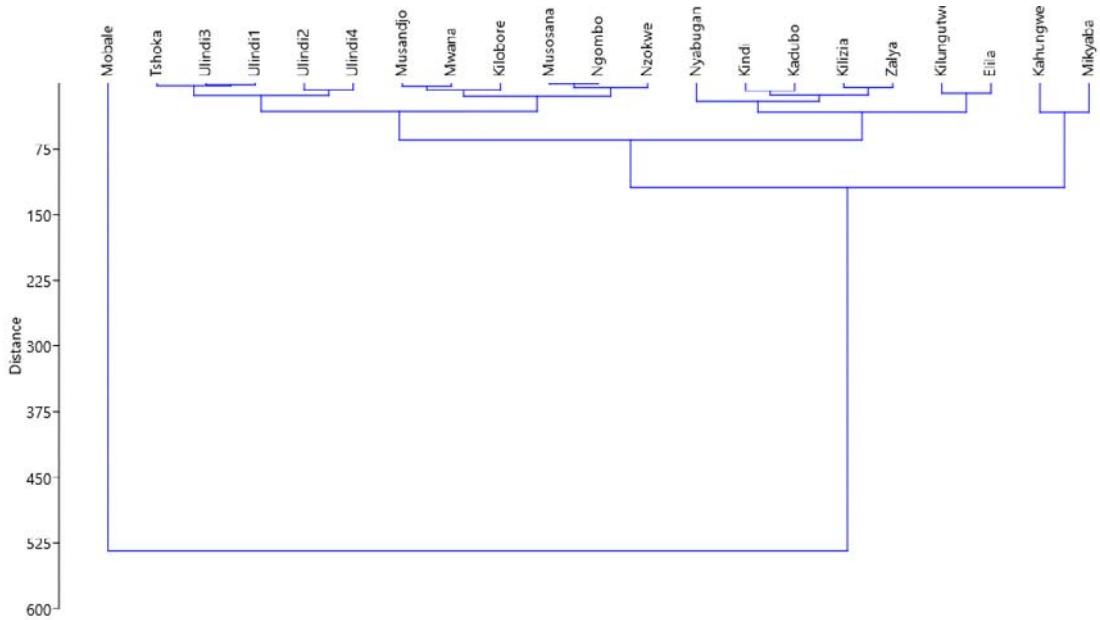


Figure 20.Classification hiérarchique des rivières Ulindi et Elila avec leurs affluents dans le bassin supérieur en Territoire de Mwenga entre 2021 et 2022

L'analyse de la figure 30 montre que les rivières du territoire de Mwenga appartenant au cours supérieur des Rivières Ulindi et Elila sont classées en 4 groupes bien distincts selon les valeurs obtenues pour l'indice de la qualité de ces eaux. Le premier groupe comprend la rivière Mobale, fortement polluée, le deuxième groupe est constitué par 12 rivières (avec une pollution organique modérée), troisième groupe constitué par 6 rivières fortement polluées et le dernier groupe qui comprend les rivières Mikyaba et Kahungwe respectivement sans pollution organique et faiblement polluée.

De ces 4 groupes de rivières formés sur base de l'indice de la pollution organique et celui de la qualité de l'eau, nous avons sélectionné 10 rivières (présentant des valeurs trop élevées pour ces indice pour le dosage des métaux lourds susceptibles de contribuer de manière significative à la qualité globale des eaux de ces rivières. Nous présentons ainsi dans les paragraphes qui suivent, les résultats obtenus pour la pollution des eaux par les élements trace métallique.

4.2.2.2.Pollution métallique des eaux de rivières

Les concentrations moyenne des ETM analysés dans l'eau dans le cadre de cette étude à savoir le mercure, cadmium, plomb, zinc, cuivre, nickel, arsenic, chrome, fer et manganèse dans les sédiments des stations sont représentées dans le Tableau 24.

Les résultats du Tableau 24 montre une forte contamination métallique dans toutes les rivières à part la rivière Mikyaba pour tous les ETM analysés. Ceux-ci dépassent significativement ($p < 0,05$) les recommandations de l'UE (2020) et certains de l'OMS (2017). Seul le cuivre (pour les rivières Kilizia, Mobale , Nzokwe et Zalya) et le chrome (pour les rivières Kindi, Mikyaba, et Nzokwe) où les valeur sont inférieures aux normes recommandées.

Tableau 16. Teneur moyenne des éléments traces métalliques et normes internationales (UE,2020 et OMS, 2017)

Valeurs moyennes des ETM en (mg/L) mesurés dans les eaux par rivière

Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
N	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Elila	0.1185	0.266	28.25	4.2	40.4	13.6	0.406	1.88	24.75	17.65
Kadubo	0.415	0.4365	39.6	43.7	26.95	3.05	0.343	2.52	48.15	15.75
Kilizia	0.398	0.056	34.35	1	2	31.3	0.184	2.705	78	29.6
Kilungutwe	0.5175	0.496	41.45	52.75	30.55	29.45	0.072	0.4475	83.1	28.8
Kindi	0.1865	0.289	44	49.55	15.7	28.05	0.047	2.9325	73.4	7.8
Mikyaba	0.002	0.0305	0.00	0.724	3.245	0.005	0.02	0.005	0.05	0.005
Mobale	0.4215	0.092	39.2	0.45	23.55	5.8	0.555	0.92	38	0.3
Mwana	0.0595	0.3995	6	20.1	30.25	6.1	0.323	2.3175	32.5	29.85
Nzokwe	0.2945	0.2215	18.85	1.95	12.7	1	0.023	0.375	73.1	1.65
Ulindi	0.73	0.2385	36.95	4.65	7.45	56.7	0.384	1.965	22.2	38.4
Zalya	0.303	0.148	8.45	2.65	30.35	22.95	0.108	0.7925	59.05	40.25
UE/OMS en mg/l	0.001	0.005	0.01	2	5	0.02	0.05	0.01	0.2	0.05

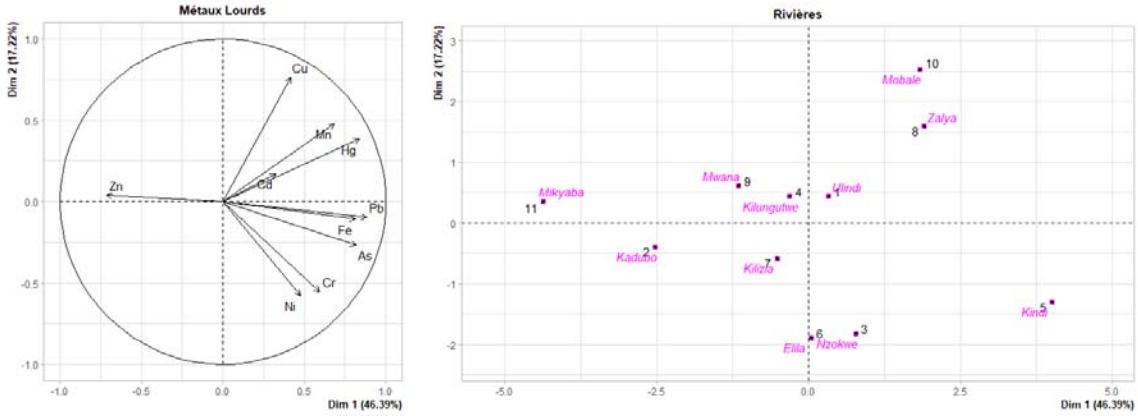


Figure 21. Projection ACP des variables dans le plan factoriel F1-F2. Avec à gauche les ETM et à droite les sites

Le figure 32 montrent les concentrations des ETM dans la matrice eau de l'ensemble des sites étudiés s'est établi dans l'ordre décroissant suivant : Fe > Pb > Zn > Mn > Ni > Cu > As > Hg > Cd > Cr

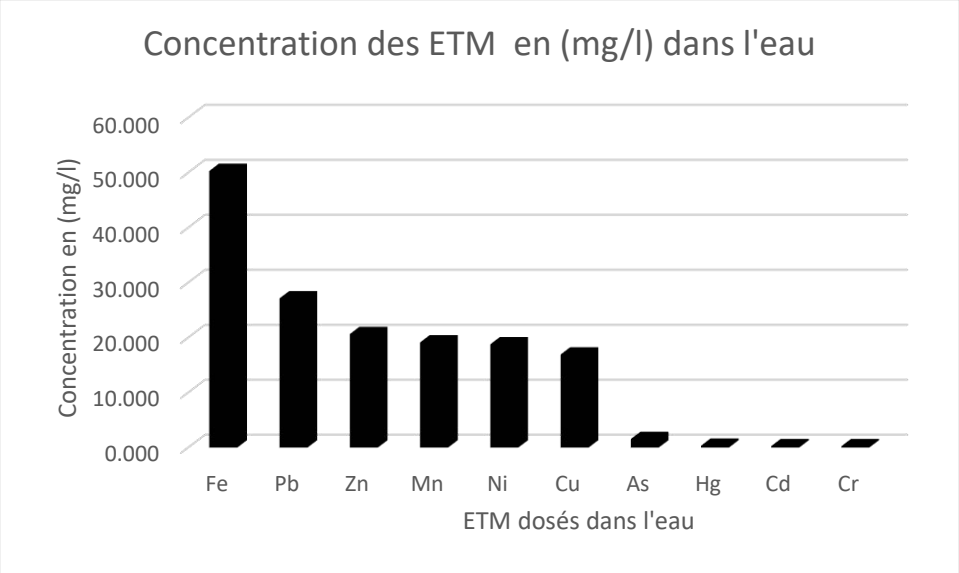


Figure 22. Ordre décroissant de la Concentration des ETM en (mg/l) dans l'eau sur l'ensemble des sites étudiés

La différence significative ($p < 0,05$) dans la variation saisonnière des ETM dans l'eau n'a été observée que pour le Zinc, Cadmium Cuivre, Chrome, Fer et Manganèse (Figure 33).

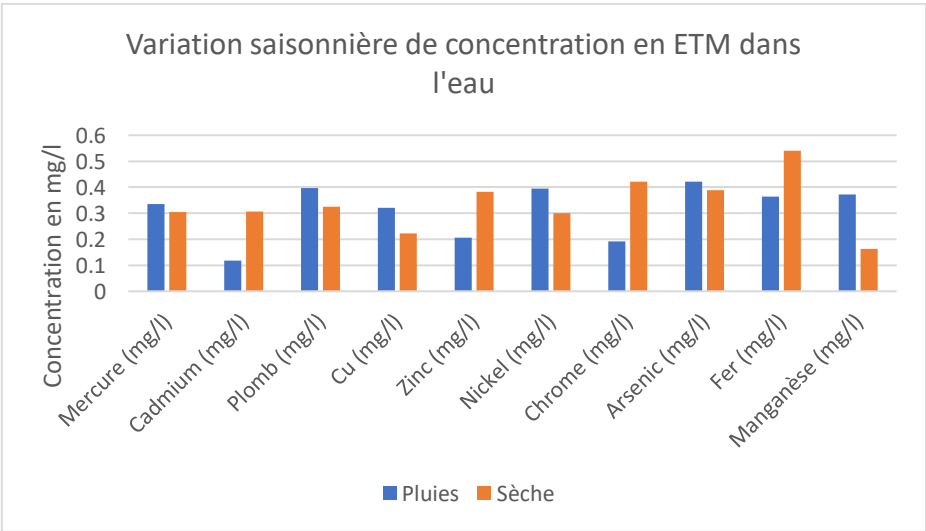


Figure 23. Variation saisonnière de concentration des ETM dans l'eau

L'ordre (décroissant) de concentration des ETM dans l'eau s'est établit comme suit : Fe > Zn > As > Pb > Hg > Ni > Cd > Cr > Mn > Cu dans le bassin de la rivière Ulindi alors que pour le bassin de la rivière Elila l'ordre contamination de l'eau dans l'ensemble est de : Ni > Fe > As > Cu > Cr > Pb > Hg > Mn > Cd > Zn (figure 34).

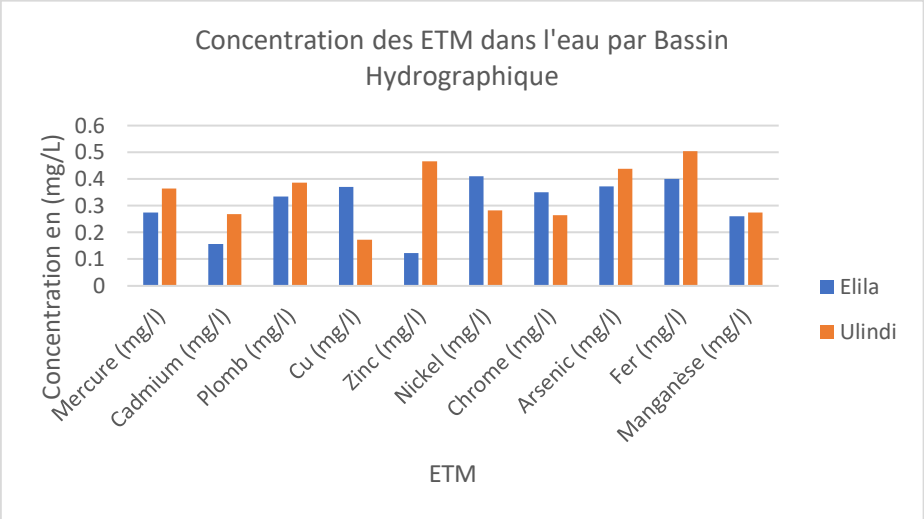


Figure 24. Concentration des ETM dans l'eau par Bassin Hydrographique

Les résultats obtenus au tableaux 20 et 21 montrent certains paramètres titrant au-delà des seuils fixés par les normes de référence de la qualité de l'eau potable de l'UE (2020) et de l'OMS (2017), et dont le dépassement pourrait avoir d'effets sur la santé humaine.

4.2.2.3.Relation entre différents les paramètres étudiés et leurs groupements

Les relations entre les paramètres et leurs regroupements sont représentés dans les Tableau 21 et 22. Ces matrices, donnent des corrélations entre les paramètres physicochimiques (Tableau 21), et les éléments en traces, essentiellement des métaux lourds (Tabl. 22). Elles sont effectuées en considérant que les paramètres sont normaux à 95 % ($p < 0,05$ et $p < 0,001$) et excluant les paramètres entièrement sous la limite de détection de l'analyse.

Les résultats des tableaux 21 et 22 illustrent les différentes corrélations entre les variables aussi bien positives que négatives, faibles ou fortes. Parmi les paramètres physiques qui font des corrélations notables avec d'autres variables, la T°C montre des corrélations positives avec le Cuivre et l'arsenic (0,59 ; $p < 0,05$). L'Oxygène dissous (OD) est négativement corrélé avec le zinc (Zn) (-0,60 ; $p<0,05$). La conductivité électrique (CE) corrèle

positivement avec la turbidité (0,74 ; p<0,01) et négativement avec le cadmium (Cd) (-0,60 ; p < 0.05). Une corrélation positive a été observé entre la profondeur et la transparence (0,69 ; p<0,05). La transparence quant à elle est corrélée avec le mercure (Hg) (-0,59 ; p<0,05). La turbidité corrèle positivement avec le chrome (Cr) (0,68 ; p<0,05). Le mercure avec le plomb (0,64 ; p<0,05) ; le cadmium corrèle positivement avec le cuivre (0,80 ; p<0,05). Le nickel quant à lui est fortement corrélé au manganèse (0,67 ; p<0,05). Les paramètres corrélés positivement entre-eux impliquent d'une part, l'influence qu'ils ont l'un pour l'autre c'est-à-dire la variation de l'un influe sur l'autre de façon positive ou négative. D'autre part, une corrélation significative (positive ou négative) renseigne sur leur liaison par rapport à leurs sources.

Ces résultats de corrélations entre les ETM et les paramètres physico-chimiques sont confirmés par les projections de ACP des deux premiers factoriels qui représentent 98,3% d'informations (Figure 35). Et ce sont les matières en suspension, la turbidité et la conductivité électrique qui contribuent le plus dans cette corrélation. En effet, Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques…).

Tableau 17. Corrélation de Pearson des Paramètres Physico-chimiques et ETM

	T°C	pH	OD	Cond.	TDS	Profo.	Transp.	Turb.	MES	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
T°C	1																		
p H	0,26	1																	
OD	0,08	0,38	1																
Cond.	-0,27	-0,62	0,01	1															
TDS	0,29	-0,05	-0,08	0,32	1														
Profo.	-0,32	-0,34	-0,18	-0,11	-0,17	1													
Transp.	-0,32	-0,17	0,41	0,14	-0,23	0,69	1												
Turb.	-0,43	-0,47	-0,35	0,74	-0,04	-0,15	-0,09	1											
MES	-0,27	-0,38	-0,56	0,06	-0,28	0,32	-0,11	0,32	1										
Hg	0,07	-0,04	-0,33	-0,19	0,08	-0,21	-0,59	0,11	0,17	1									
Cd	0,24	0,22	-0,47	-0,60	0,11	0,00	-0,43	-0,29	0,07	0,16	1								
Pb	0,41	-0,21	-0,54	0,04	0,37	-0,04	-0,42	0,28	0,02	0,64	0,32	1							
Cu	0,59	0,24	-0,34	-0,33	0,51	-0,30	-0,50	-0,25	-0,27	0,10	0,80	0,50	1						
Zn	-0,41	0,05	-0,63	-0,20	-0,02	0,31	-0,09	0,15	0,22	-0,16	0,58	0,04	0,30	1					
Ni	0,33	0,05	-0,16	-0,15	0,42	-0,02	-0,48	-0,25	0,19	0,67	0,05	0,45	0,09	-0,24	1				
Cr	-0,42	-0,54	-0,49	0,36	-0,26	0,09	-0,25	0,68	0,42	0,28	0,04	0,31	-0,22	0,35	0,03	1			
As	0,59	-0,31	-0,47	-0,02	0,02	0,03	-0,37	-0,04	0,28	0,07	0,25	0,44	0,31	0,02	0,32	0,32	1		
Fe	0,50	0,39	-0,37	-0,40	0,10	-0,12	-0,27	-0,12	0,13	0,30	0,28	0,45	0,44	0,03	0,20	-0,41	0,15	1	
Mn	0,09	0,37	-0,25	-0,52	-0,06	-0,09	-0,58	-0,38	0,29	0,42	0,26	-0,01	0,04	0,19	0,67	0,08	0,28	0,15	1
* La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral),																			
** La corrélation est significative au niveau 0,01 (bilatéral),																			

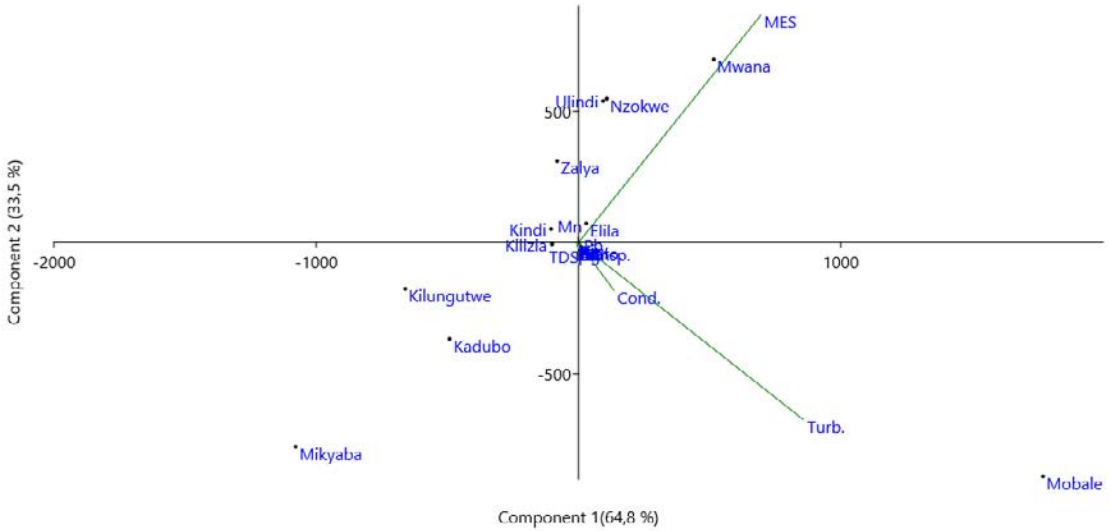


Figure 25. Projection ACP des paramètres physico-chimiques et rivières dans le plan factoriel F1-F2

4.2.3. Degré de contamination sédimentaire

4.2.3.1. Concentration des ETMs dans les sédiments des rivières étudiées

Les résultats des concentrations totales des ETMs dans les sédiments des rivières Ulindi et Elila avec leurs affluents en Territoire de Mwenga sont présentés dans le tableau 23. Les concentrations moyennes des éléments traces métalliques lors de cette étude, comparées à celles des valeurs de pollution préindustrielle, mettent en évidence une contamination métallique des sédiments dans les deux bassins sauf pour la rivière Mikyaba. Les valeurs des concentrations totales Zn, Cr et Mn à toutes les stations sont inférieures aux valeurs préindustrielles, suggérant que les teneurs de ces éléments sont inférieures à ceux de la croute continentale. Cependant, les valeurs des concentrations totales de Hg, Cd, Pb et Fe à toutes les stations sont supérieures aux valeurs préindustrielles excepté une station pour le Hg (Mikyaba : Station de Référence), le plomb (Mwana) et le Fer (Kilungutwe), ce qui suggère que ces stations sont enrichies par ces métaux. Les valeurs de concentrations totales de Cu, Ni et As sont inférieures aux valeurs préindustrielles pour la plupart des rivières prospectées. Les valeurs supérieures pour ces éléments n'ont été trouvées que pour les rivières Elila (Cu et Ni), Mobale (Cu, Ni, et As), Kilizia (Ni et As), Mwana (Cu, As) , Zalya (Ni) , Kadubo (As) et Ulindi (Ni et As).

La forte croissance démographique, le développement économique et l'exploitation minière artisanale clandestine ont contribué de manière significative à la détérioration actuelle de la qualité de l'eau de ces rivières, y compris l'accumulation de métaux lourds tels que le Hg, Cd, Pb, As, Cu et Ni dans le milieu aquatique (Geenen, Bikubanya, Dunia Kabunga, et al., 2021; Ilombe Mawe et al., 2017; Nkuba et al., 2016b, 2019).

Tableau 18. Teneurs moyennes des éléments traces métalliques dans les sédiments et valeurs Préindustrielles

Bassin	Rivière	Hg (µg/g)	Cd (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Ni (µg/g)	Cr (µg/g)	As (µg/g)	Mn (µg/g)	Fe (g/kg)
Elila	Elila	0.52	0.50	41.45	52.75	30.55	29.45	0.07	0.45	28.80	83.10
Elila	Kilizia	0.40	0.06	34.35	1.00	2.00	31.30	0.18	2.71	29.60	78.00
Elila	Mobale	0.42	0.90	44.00	49.55	15.70	28.05	0.05	2.93	7.80	73.40
Elila	Mwana	0.06	0.40	6.00	20.10	30.25	6.10	0.32	2.32	29.85	32.50
Elila	Zalya	0.30	0.15	8.45	2.65	30.35	22.95	0.11	0.79	40.25	59.05
Ulindi	Kadubo	0.42	0.44	39.60	43.70	26.95	3.05	0.34	2.52	15.75	48.15
Ulindi	Kilungutwe	0.12	0.27	28.25	4.20	40.40	13.60	0.41	1.88	17.65	24.75
Ulindi	Kindi	0.19	0.29	39.20	0.45	23.55	5.80	0.55	0.92	0.30	38.00
Ulindi	Mikyaba	0.00	0.03	1.40	5.00	7.00	8.50	0.02	0.13	0.28	21.05
Ulindi	Nzokwe	0.29	0.22	18.85	1.95	12.70	1.00	0.02	0.38	1.65	73.10
Ulindi	Ulindi	0.73	0.24	36.95	4.65	7.45	56.70	0.38	2.97	38.40	22.20
Valeurs préindustrielles		0.056	0.102	17	14.3	52	18.6	35.9	2	527	30.89

En ce qui concerne la variabilité saisonnière de ces paramètres (Figure 36 et 37), l'analyse a permis de discriminer la saison sèche de la saison des pluies ($P < 0, 05$). Durant la saison sèche, les teneurs en Hg, en Pb, en Ni et Zn, étaient importantes ; des lits tandis qu'en saison des pluies, c'était l'As, Cr et Cu qui présentait des valeurs élevées. En effet, c'est pendant la saison sèche lors d'étiage qu'il y a augmentation d'exploitation minière le long des lits des rivières ce qui augmente la concentration des Hg de Pb de Ni et de Zn car en cette période, ces métaux sont les plus utilisé alors que pendant la saison des pluies, le Cr, As et le Cu sont les résultats de ruissellement et d'érosion issu de bassin versant souvent riche en ces métaux dans leurs roches.

Au plan spatial, la rivière Mobale présentait généralement des teneurs élevées pour 7 éléments traces métalliques sur 10 analysés suivie des rivières Elila, Kadubo et Ulindi qui présentaient des teneurs élevées pour 6 éléments traces métalliques su 10 analysés puis viennent en troisième position les rivières Kilizia, Mwana et Zalya qui ont présenté des teneurs élevées pour 5 ETMs sur 10 analysés. Les rivières Kindi et Nzokwe quant à elles n'ont présenté que 4 ETM sur 10 alors que la rivière Kilungutwe n'a présenté de teneurs élevées que pour 3 ETM.

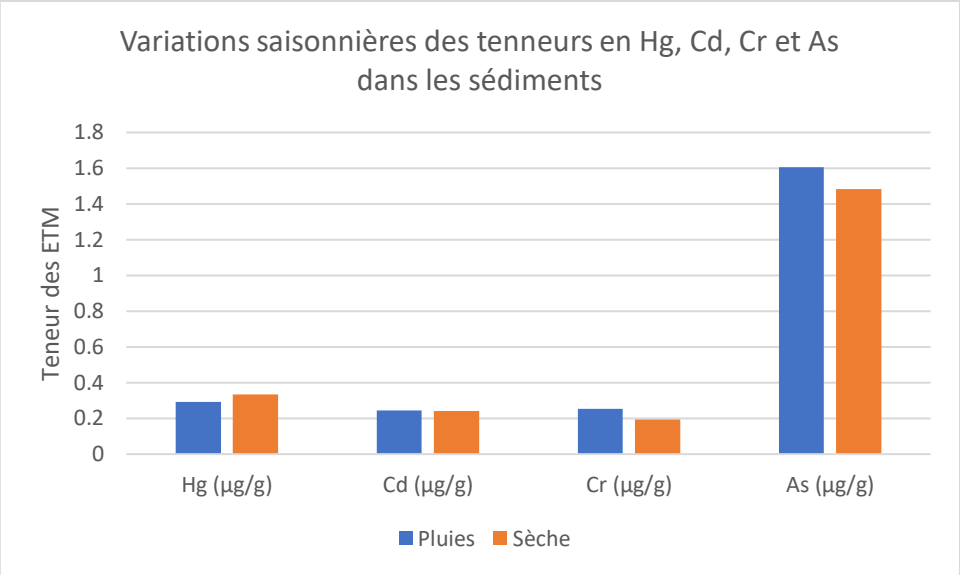


Figure 26. Variations saisonnières des teneurs en Hg, Cd, Cr et As dans les sédiments

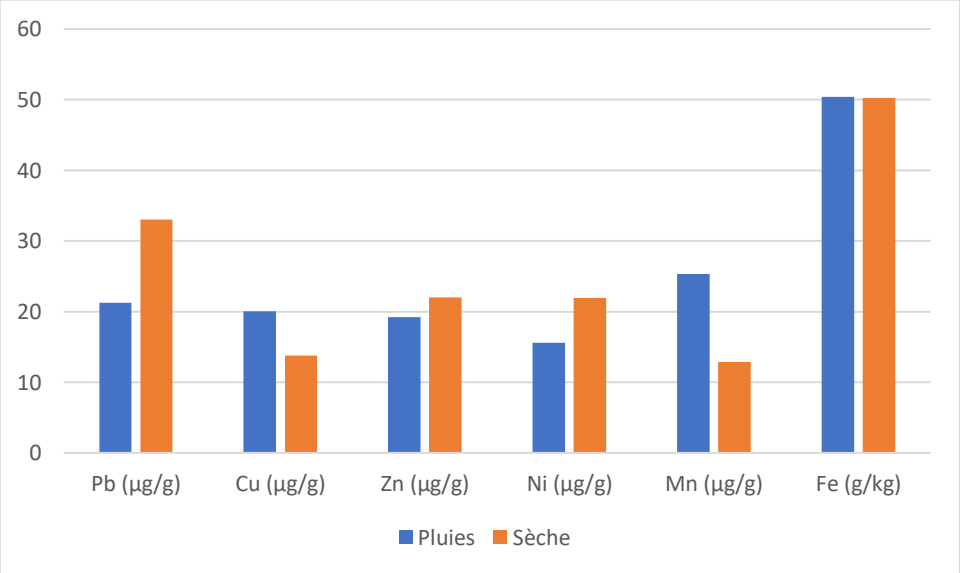


Figure 27. Variations saisonnières des teneurs en Pb, Cu, Zn, Ni Mn et Fe dans les sédiments

La figure 38 montre les concentrations des ETM dans la matrice sédiment sur l'ensemble des sites étudiés s'est établi dans l'ordre décroissant suivant : Zn > Fe > Cu > As > Pb > Ni > Hg > Cr > Mn > Cd. Le faible taux d'accumulation des métaux (As et Cd) dans les sédiments serait dû aux formes carbonates qui ont un rôle de diluant dans le développement des éléments de transition. Les concentrations de Pb et de Cu étaient plus élevées dans les sédiments de surface par rapport aux Cd, probablement en raison de la plus grande stabilité de leurs complexes (les oxydes de fer amorphes et les minéraux argileux) de surface ou sa faible abondance dans la nature.

Les concentrations de métaux (Hg, Pb, Cd, Cu, Mn et Fe) élevés dans les sédiments en saison sèche seraient dues au niveau bas de l'eau qui pourrait aider à accumuler les métaux lourds dans les sédiments ou aux apports d'eaux usées de la ville de Kamituga et villages aux alentours de ces rivières

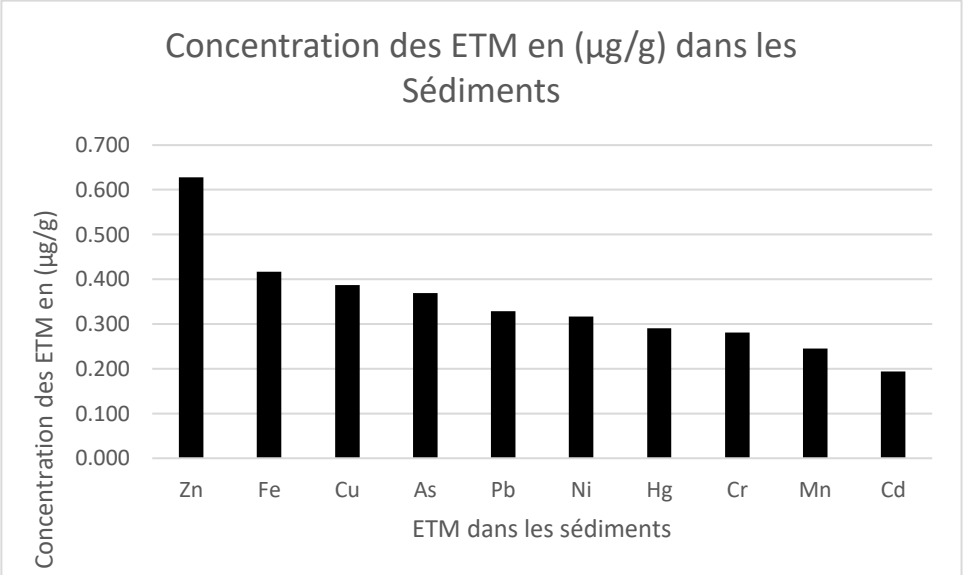


Figure 28. Ordre décroissant de la Concentration des ETM en (µg/g) dans l'eau sur l'ensemble des sites étudiés

4.2.3.2.Facteur d'Enrichissement (FE) et Indice de Pollution Sédimentaire

Le tableau 27 montre les valeurs moyennes du facteur d'enrichissement (FE) et de l'indice de pollution sédimentaire des éléments traces dans les sédiments des rivières des bassins hydrographiques Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga. Les résultats montrent une absence d'enrichissement des sédiments en Mn et Cr à toutes les stations par ces métaux (FE ≤ 1) dans ces bassins. Ils montrent que cet élément est principalement d'origine terrigène et que la présence de manganèse et du chrome dans le sédiment de ces rivières provient de la météorisation du sol et des roches de la région. Pour le Pb, Zn, Cu, Ni et As, l'enrichissement varie de d'aucun enrichissement (FE ≤ 1) à enrichissement mineur (1 < FE ≤ 3) dans toutes les rivières sauf à la rivière Nzokwe où l'enrichissement est modérément sévère (5 ≤ FE ≤ 10). Toutes les stations présentent un enrichissement mineur à très sévère pour le Hg (1 ≤ FE ≤ 50). Pour ce qui est du Cd, l'on a observé un enrichissement mineur à modéré (1 < FE ≤ 5) au niveau

des sédiments. Toutes les stations présentent un enrichissement modéré à très sévère pour le Cr ($3 > FE \geq 50$) au niveau des sédiments.

Tableau 19. Valeurs moyennes du Facteur d'enrichissement et Indice de Pollution sédimentaire en ETM par rivière

FE_Facteur d'Enrichissement										
Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Mn	IPS
Kilungutwe	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0,05
Kadubo	7	4	2	1	1	0	0	1	0	0,15
Kilizia	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0,04
Kilungutwe	3	2	1	1	0	1	0	0	0	0,08
Kindi	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0,06
Mikyaba	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,01
Mobale	7	3	2	0	1	0	0	0	0	0,10
Mwana	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0,06
Ulindi	53	3	8	0	1	7	0	5	0	0,73
Nzokwe	3	3	2	0	0	0	0	0	0	0,08
Zalya	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0,04

Les valeurs de FE comprises entre : 0,5 et 1,5 indiquent une origine naturelle des métaux, alors que celles supérieures à 1,5 sont attribuées à des apports anthropiques (Zhang et al., 204).

$0 \leq IPS < 2$ Sédiment sain

Pour l'évaluation de la qualité globale des sédiments, tenant en compte d'une approche multi-métaux, incluant de la toxicité relative de chaque métal, l'indice de pollution sédimentaire (IPS) a été calculé et les résultats tels que présentés dans le tableau 27 montre les valeurs de l'IPS sur l'ensemble des sites étudiés varient entre 0.05 et 0.73 qui, selon la classification de Singh et al. (2002), fait état d'un sédiment sain ($0 \leq IPS < 2$).

4.2.3.3.Indices de Géo-accumulation

Les valeurs de l'indice de géo-accumulation des différents points d'échantillonnages et pour chaque métal telles que présentées par le tableau 25. Les indices de géo-accumulation du Zn, du Cr, d'As et de Mn sont tous < 0 à toutes les stations montrant que les sédiments de ces rivières ne sont pas pollués par ces ETMs ; alors que les pour le Pb, Cu, Ni et le Fe les indices de géo-accumulation sont respectivement « non contaminé à modérément contaminé » pour l'ensemble des rivières étudiées. Les classes Igéo de Hg étaient respectivement « Non contaminé » pour les rivières Kilungutwe, Mwana et Mikyaba et « Modérément contaminé »

pour les sédiments des rivières Kilizia, Mobale, Zalya, Kadobo et Nzokwe. Par contre, les sédiments des rivières Elila et Ulindi sont respectivement « Modérement contaminé à sévèrement contaminé » par le Hg.

Pour le Cd, les classes Igéo sont « non contaminés » pour les rivières Klizia, Mobale, Mikyaba, Nzokwe et Kilungutwe ; et « non contaminé à modérément contaminé » pour les rivières Mwana, Zalya, Kadubo, Kindi et Ulindi, tandis que les sédiments de la rivière Elila ont été trouvé modérément contaminés par le Cd selon la classification de Muller (1981).

Tableau 20. Récapitulatif des indices de géo-accumulation des éléments métalliques dans les sédiments des rivières prospectées

		Indice de Géo-accumulation des ETM dans les sédiments									
Bassin H,	Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
Ulindi	Kilungutwe	-0,5	-0,5	0	-3	-1	-1	-9,5	-0,5	-0,5	-5
Elila	Kilizia	1,5	-3,5	0	-4	-6	-3	-9,5	0	0,5	-4,5
Elila	Mobale	1,5	-1	-3	-5,5	-4,5	-2	-6	-1,5	0	-11
Elila	Mwana	-1	1	-3	-2,5	-1	-1,5	-9	-2,5	0	-6
Elila	Zalya	1	0	-3,5	-4,5	-4	-3,5	-11	-2,5	0	-6
Ulindi	Kadubo	1,5	1	0	-0,5	-2	-3,5	-7	-0,5	0	-5,5
Elila	Elila	2	1,5	0,5	0,5	-3	-3,5	-10,5	-2,5	0	-5
Ulindi	Kindi	0,5	0,5	0,5	1	-2	-3,5	-10	0	0	-7,5
Ulindi	Mikyaba	-5	-2,5	-4	-1	-3	-1	-11	-4	-0,5	-11,5
Ulindi	Nzokwe	1	-0,5	-0,5	-4	-2	-5	-11	-2,5	0	-9
Ulindi	Ulindi	2,5	0,5	0	-2	-3	0,5	-6,5	-2	-1,5	-3,5

4.2.3.4.Facteur de Contamination des ETM dans les sédiments

Il ressort du Tableau 29 qu'une contamination considérablement forte ($3 \leq FC \geq 6$) du Hg dans les sédiments de toutes les rivières étudiées sauf pour les rivières Kilungutwe et Mwana qui en sont modérément contaminées.

En ce qui concerne la concentration du chrome, les résultats montrent que les valeurs du facteur de contamination (FC) varient de 0,35 (pour Mikyaba) à 9,90 (Mobale). Les rivières Kadubo, Elila et Ulindi sont également très considérablement contaminées par le Cr ($3 \leq FC < 6$) alors que les rivières Kilizia, Mwana, Nzokwe en sont modérément contaminées ($1 \leq FC < 3$). Ces valeurs élevées du chrome dans les sédimensts de ces rivières se justifie par l'apport plus élevé, qui pourrait provenir des déchets urbains et industriels

Les valeurs du facteur de contamination (FC) pour le Cd montrent une faible contamination pour les rivières Kilingutwe, Kilizia, Mikyaba, Mwana ($FC \leq 1$) alors que pour le même métal, on a trouvé une contamination modérée pour les rivières Kindi, Ulindi et Zlya avec des valeurs

de FC variant entre 2,17 à 2,83 ; par contre, pour les rivières Kadubo, Elila, Mobale, les valeurs du FC varient entre 3,92 à 4,86, ce qui montrent une considérable contamination des sédiments dans ces rivières par ces ETM. Pour le Pb, les valeurs de FC obtenues varient de 0,08 à 2,59 et montrent que toutes les rivières étudiées sont modérément contaminées par le Pb sauf les rivières Kilungutwe, Mikyaba et Mwana qui en sont faiblement contaminées. Toutes les rivières sont faiblement contaminées par les Zn et le Mn. Les concentrations de Pb et de Zn étaient plus élevées dans les sédiments de surface en raison de la plus grande stabilité de leurs complexes (les oxydes de fer amorphes et les minéraux argileux) de surface ou sa faible abondance dans la nature. Le Fe contamine modérément les sédiments des toutes les rivières sauf les rivières Mikyaba, Ulindi et Kilungutwe où les valeurs de FC du fer sont inférieures à 1. Les valeurs de FC d'As dans les sédiments varient d'une faible contamination pour presque toutes les rivières excepté les rivières Kadubo, Kilizia, Kindi et Mwana). La concentration élevée de As dans les sédiments pourrait être attribuée aux activités anthropiques telles que le traitement par les industries des engrais et des pesticides à base d'arsenic. L'origine anthropique d'Arsenic dans la rivière Ulindi serait dû à la dissolution de dépôts minéraux ou de roches contenant de l'arsenic inorganique (ex. : arsénopyrite [FeAsS], souvent associé à la présence d'or. Ces dépôts proviennent principalement de la production de métaux, des activités agricoles (traitement et utilisation des engrais et pesticides à base d'arsenic) et de l'incinération des déchets le long du bassin versant. Les Valeurs du FC du Cu varient de 0,07 à 3,69 traduisant une contamination faible et à considérable dans les sédiments. Les rivières Mobale, Kadubo, Elila et Kindi ont présenté une contamination modérée à intense pour le cuivre à lors que les sédiments de la rivière Mobale elle semble être modérément contaminée. L'analyse du Ni dans le sédiment de la zone d'étude montre les FC de ce métal a varié de 0,05 (Kilungutwe) à 3,05 (Ulindi).

Tableau 21. Récapitulatif des valeurs moyennes de Facteur de contamination des sédiments par les ETM

FC_Facteur de Contamination des Sédiments par les ETM

Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
Kilungutwe	1,12	0,45	0,50	0,14	0,24	0,05	0,09	0,22	0,80	0,03
Kadubo	7,41	4,28	2,33	3,06	0,52	0,16	6,13	1,26	1,56	0,03
Kilizia	7,11	0,55	2,02	0,37	0,04	1,68	3,29	1,35	2,53	0,06
Elila	9,24	4,86	2,44	3,69	0,78	1,58	7,25	0,94	2,69	0,05
Kindi	3,33	2,83	2,59	3,47	0,30	1,51	0,83	1,47	2,38	0,01
Mikyaba	0,04	0,30	0,08	0,07	0,13	0,46	0,35	0,06	0,68	0,00
Mobale	7,53	3,92	2,31	1,41	0,45	0,31	9,90	0,46	1,23	0,00
Mwana	1,06	0,90	0,35	0,03	0,58	0,33	1,92	1,16	1,05	0,06
Nzokwe	5,26	2,17	1,66	0,29	0,59	0,73	1,29	0,19	2,37	0,00
Ulindi	13,04	2,34	2,17	0,33	0,14	3,05	6,85	0,98	0,72	0,07

Zalya	5,41	2,61	1,11	0,19	0,58	1,23	5,77	0,40	1,91	0,08

FC < 1 Faible contamination
1 ≤ FC < 3 Contamination modérée
3 ≤ FC < 6 Contamination considérable
FC ≥ 6 Très forte contamination

4.2.3.5.Indice de la Charge Polluante

L'indice de pollution métallique donne des informations cumulées sur la pollution métallique dans les sédiments. Pour PLI = 0, il n'y a pas de détérioration ; pour PLI = 1, seuls les niveaux de référence des polluants sont présents, et la valeur de PLI > 1 indique une détérioration progressive de l'estuaire.

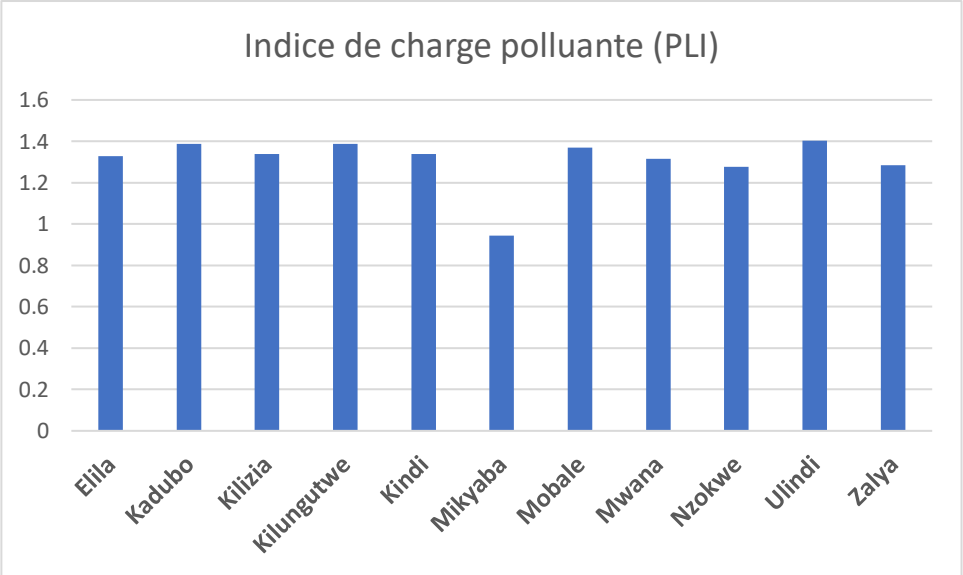


Figure 29. Valeurs moyennes de l'indice de la charge polluante (PLI) des sédiments par Rivière.

La figure 39 montre les valeurs de l'indice de charge polluante. Seule la rivière Mikyaba indique qu'il n'y a pas de détérioration progressive des sédiments par les métaux étudiés. Les autres rivières ont des valeurs PLI supérieures à 1, indiquant une détérioration progressive des sédiments en ces rivières. En effet, les valeurs de PLI pour sont comprises entre 0,94 ≤ PLI ≤ 1,41. La raison probable de cette contamination serait les effluents miniers et déchets agricoles (engrais et pesticides).

4.2.3.6.Indices de risque écologique individuel (E_r^i) et de risque écologique potentiel (RI)

Le tableau 27 montre les valeurs des indices de risque écologique individuel et de risque écologique potentiel (RI) par rivière. Le risque écologique moyen lié aux Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As, Mn et Fe est largement inférieur à 40 traduisant un risque bas en référence à ces métaux. En revanche, ceux lié au mercure et au Cadmium sont respectivement de 224,76 et de 74,11 (> 40), montrant un risque considérable. Sur l'ensemble des échantillons de sédiments des rivières analysées, le résultat révèle un indice du risque écologique potentiel égale à 347,91 indiquant une pollution modérée sur l'ensemble des sites (tableau 27). Ainsi, les résultats de l'indice de risque écologique individuel indiquent que les concentrations de Hg sont susceptibles d'avoir des effets nocifs sur les organismes vivant dans les sédiments. Hg contribue en moyenne à 64,6 % au risque écologique potentiel suivit du Cd qui contribue à 21,6 % (Figure 36).

En effet, les concentrations élevées de mercure et de cadmium dans les sédiments des rivières des bassins Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga constituent donc un danger potentiel et font de ces sédiments une source endogène de pollution. En effet, ces polluants métalliques peuvent passer dans la colonne d'eau lorsque les conditions sont favorables, engendrant ainsi des effets néfastes sur la qualité des eaux et sur la vie aquatique. L'enrichissement en Hg enregistré dans cette zone serait sans doute dû aux principales sources anthropogéniques qui sont l'exploitation minière artisanale, l'agriculture (insecticides, fongicides, bactéricides et herbicides), la peinture, les appareils électriques et les produits pharmaceutiques. La mauvaise gestion des déchets dans la zone serait à l'origine de cette pollution.

Tableau 22. Récapitulatif des Indices du risque écologique individuel (E_r^i)) et du risque écologique potentiel (RI).

Indices de risque écologique individuel (E_r^i) et de risque écologique potentiel (RI)

Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Mn	Fe	RI
Elila	84,64	78,24	8,31	0,59	0,78	4,39	14,50	9,40	0,33	8,01	209
Kadubo	296,43	128,38	11,65	6,11	0,52	0,98	12,25	12,60	0,30	15,59	485
Kilizia	284,29	16,47	10,10	0,14	0,04	10,10	6,57	13,53	0,56	25,25	367
Kilungutwe	369,64	145,88	12,19	7,38	0,59	9,50	2,57	2,24	0,55	26,90	577
Kindi	133,21	85,00	12,94	6,93	0,30	9,05	1,66	14,66	0,15	23,76	288
Mikyaba	1,21	8,74	0,21	0,62	0,07	2,62	0,35	0,56	0,00	6,41	23
Mobale	301,07	27,06	11,53	0,06	0,45	1,87	19,80	4,60	0,01	12,30	379
Mwana	53,67	146,67	2,18	1,87	0,39	1,65	7,69	15,06	0,71	10,35	241
Nzokwe	210,36	65,15	5,54	0,27	0,24	0,32	0,18	1,88	0,03	23,66	308
Ulindi	521,43	70,15	10,87	0,65	0,14	18,29	13,70	9,83	0,73	7,19	653
Zalya	216,43	43,53	2,49	0,37	0,58	7,40	3,84	3,96	0,76	19,12	298
Moyenne	224,76	74,11	8,00	2,27	0,37	6,02	7,56	8,03	0,38	16,23	347,98

RI > 150 risque bas : 150 ≤ RI < 300 risque modéré ; 300 ≤ RI < 600 risque considérable ; RI ≥ 600 risque très élevé.

Les résultats de Tableaux 27 révèlent un risque écologique bas pour la rivière Mikyaba (RI < 150), un risque écologique potentiel modéré pour les rivières Elila, Kindi, Mwana et Kilungutwe(150 ≤ RI < 300) alors que les rivières Kadubo, Kilizia, Zalya, Mobale, Nzokwe et ont montré un risque écologique potentiel considérable (300 ≤ RI < 600) tandis que la rivière Ulindi a montré un risque écologique potentiel très élevé pour tous les métaux analysés (RI ≥ 600).

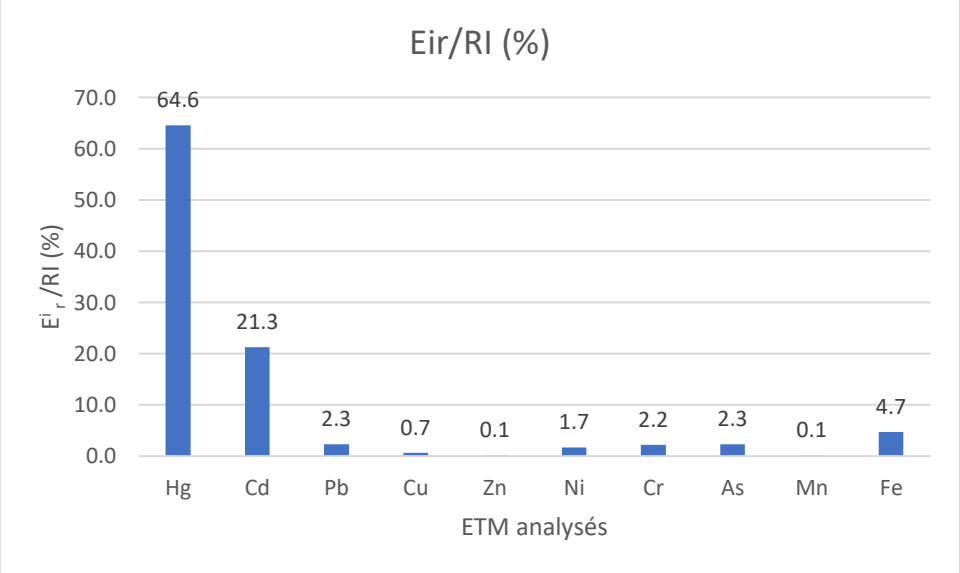


Figure 30. Contribution des métaux respective au Risque écologique potentiel

L'analyse de la figure 40 montre le taux de risque écologique potentiel de chaque métal sur l'ensemble des sites étudiés en Territoire de Mwenga. Il en résulte que le mercure contribue à la pollution des sédiments des sites à hauteur de 64,6% suivi du cadmium avec 21,3% la contribution des autres métaux est très faible avec un taux inférieur à 5% chacun.

4.2.4. Degré de contamination des poissons par les ETM

4.2.4.1.Facteur de Bioaccumulation des ETM dans les muscles des poissons

L'analyse du tableau 31 montre les dépassements des valeurs limités pour le Hg, Cd et Pb dans les muscles des poissons *L. pellegrini* capturés dans toutes les rivières étudiées à l'exception de la rivière Kilungutwe, Kindi et Mwana pour le Hg d'une part et d'autre part les rivières Kindi et Mwana pour le Pb alors que pour le Cd, seule la rivière Kilungutwe a montré des valeurs inférieures ou égale à la valeur seuil pour le Cd. En ce qui concerne le Cu, les résultats obtenus pour *L. pellegrini,* la plus grande concentration de ce métal dans le muscle a été trouvée pour les poissons de la rivière Ulindi et la plus petite valeur pour ce métal a été de 0.01 mg/kg obtenue dans les poissons des rivières Elila et Kindi respectivment. Les rivières

Elila, Mobale, Zalya et Ulindi ont présenté des concentrations très élevées en Hg, Cd, Pb, Zn, Ni, As, Cr, Fe et Mn dans les muscles des poissons *L. pellegreni.*

Tableau 23. Valeurs Moyennes du Facteur de Bioaccumulation des ETM (mg/kg) chez L. pellegreni

Facteur de Bioaccumulation par ETM (mg/kg) chez *L, pellegrini*										
Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
Elila	1,46	0,23	0,09	0,01	7,40	0,24	2,04	4,91	0,93	0,42
Kadubo	1,40	17,56	0,06	0,17	0,37	2,61	0,02	0,14	0,59	0,80
Kilizia	0,89	0,20	0,22	0,08	0,12	0,03	0,02	0,19	0,03	0,04
Kilungutwe	0,19	0,01	1,10	2,13	0,08	0,48	0,43	0,81	0,71	0,87
Kindi	0,26	1,92	0,00	0,01	0,45	0,01	0,92	0,01	0,01	0,00
Mobale	16,56	128,67	2,77	0,88	24,00	0,08	1,44	2,73	1,63	0,00
Mwana	0,89	8,38	0,02	1,04	0,50	0,01	7,23	1,08	0,01	0,18
Nzokwe	1,88	2,64	0,09	0,74	0,12	28,79	0,28	0,63	1,72	0,32
Ulindi	1,20	0,44	2,75	6,19	0,32	1,07	6,85	1,41	1,09	122,00
Zalya	1,76	3,27	1,68	2,77	1,00	15,11	3,00	0,35	10,42	0,71
Moyenne	2,55	16,33	0,88	1,40	3,44	4,84	2,22	1,23	1,71	12,53
Ecart-type	1,57	12,60	0,36	0,61	2,39	3,04	0,86	0,48	0,99	12,16
Normes	1	0,5	0,5	1	5	0,05	1	0,002	0,2	0,3

Le Tableau 32 montre que l'accumulation moyenne du Hg dans les muscles de poissons *O. niloticus* dans les sites prospectés était de 3,4 ± 1,9 mg/kg, la valeur maximale de 19,0 mg/kg a été trouvé dans la rivière Ulindi. En se référant aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé sur la concentration en métaux lourds admise dans les produits de pêche, les concentrations en Hg obtenues chez les *O. niloticus* collectés au niveau des rivières Elila, Ulindi, Mobale et Zalya sont supérieures aux normes admises ; pour le Cd, les valeurs supérieures aux normes ont été trouvées pour les *O. niloticus* collectés dans les rivières Elila, Kadubo, Kilizia, Ulindi, Mobale, Kindi et Nzokwe dont la concentration moyenne est de 8.5 ± 5.3 mg/kg avec la plus grande valeur pour ce métal (57,0 mg/kg) a été obtenue dans les échantillons de la rivière Mobale. En ce qui concerne la concentration de Pb, Ni et As dans le muscle de *O. niloticus,* les résultats du tableau 32 révèlent une forte concentration dépassant les normes limites sur la majorité des sites prospectés.

Tableau 24. Valeurs Moyennes (mg/kg) de Facteur de Bioaccumulation des ETM dans les muscles de O. niloticus

Rivière	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Fe	Mn
Elila	2,6	1,2	0,0	0,1	0,0	3,9	0,9	3,4	3,7	0,0
Kadubo	0,0	0,5	0,7	82,8	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	149,5
Kilizia	0,6	0,1	1,3	2,9	0,7	5,8	1,4	1,1	0,1	5,1
Ulindi	19,0	23,7	2,7	1,9	0,4	19,0	2,7	0,2	33,2	12,3
Kindi	1,0	2,1	0,3	0,0	7,9	0,1	8,7	4,7	0,1	0,2
Mobale	7,9	57,0	9,5	0,0	3,4	0,1	0,0	4,3	0,0	0,9
Mwana	1,0	0,0	0,1	0,8	7,7	0,5	1,0	0,2	0,7	1,1
Nzokwe	0,0	0,6	0,0	0,3	1,0	0,0	1,0	0,1	0,1	21,2
Kilungutwe	0,3	0,0	0,2	0,6	0,3	2,2	3,0	0,1	0,1	0,1
Zalya	1,9	0,0	1,3	9,3	1,4	0,0	6,3	1,2	0,1	3,7
Moyenne	3,4	8,5	1,6	9,9	2,3	3,2	2,5	1,6	3,8	19,4
Erreur Sta	1,9	5,9	0,9	8,2	1,0	1,9	0,9	0,6	3,3	14,6
Normes OMS (mg/kg)	1	0,5	0,5	1	5	0,05	1	0,002	0,2	0,3

Les résultats de la figure 41 montrent les valeurs moyennes de facteur de bioaccumulation des ETM dans différents organes d'*O. niloticus* du Territoire de Mwenga collecté dans les complexes Ulindi et Elila. Il en résulte que, pour les Branchies, seuls le Cd (0,34 mg/kg) et le Ni (0,13 mg/kg) ont présenté des valeurs dépassant les limités recommandés par l'OMS/FAO qui sont de 0,01 et 0,05 mg/kg respectivement. Pour le foie, ce sont le Hg, Cd, Pb et Ni qui ont dépassé la limite avec respectivement 0,31 ; 0,30 ; 0,45 et 0,10 mg/kg. Au niveau du muscle, c'est le Cd et Ni qui ont des valeurs supérieures aux normes. En ce qui concerne les gonades, les résultats ont montré que les testicules d'*O. niloticus* accumulent plus de Mercure, du Cadmium et de Plomb par rapport à d'autres ETM recherchés alors que les ovaires accumulent plus de Cd ; du Pb et du Ni. En se référant aux valeurs moyennes obtenues pour l'ensemble des ETM analysés pour tous les organes ; l'ordre établi de concentration des ETMs dans les différents organes d'*O. niloticus* est de Pb>Cd > Hg > Cu > Cr > Fe > Ni > As > Mn >Zn.

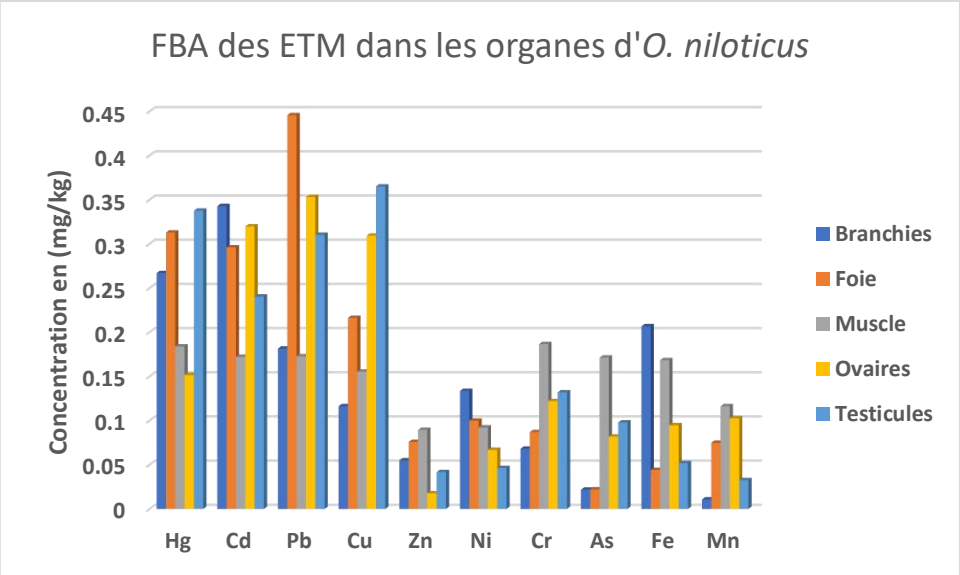


Figure 31. Valeurs moyenne des Facteurs de Bioaccumulation dans différents organes de O. niloticus

Les résultats de la figure 42 montrent les valeurs moyennes de facteur de bioaccumulation des ETM dans différents organes de *L. pellegreni* du Territoire de Mwenga collecté dans les complexes Ulindi et Elila. Il en résulte que le Hg a été plus accumulé dans le foie, les ovaires et les testicules de *L. pellegreni* avec respectivement 0,30 ; 0,45 et 0,48 mg/kg dépassant les limites recommandées pour chacun des métaux. Le Cd et le Pb sont plus concentrés dans tous les organes analysés chez *L. pellegreni* et dépassent les limites alors que les valeurs supérieures du Ni n'ont été trouvé que dans les branchies et les testicules avec respectivement 0,08 et 0,06 mg/kg. En se référant aux valeurs moyennes obtenues pour l'ensemble des ETM analysés pour tous les organes ; l'ordre établi de concentration des ETMs dans les différents organes de *L. pellegreni* est de Hg >Cd > Cu > Pb > Cr > Zn > Fe > As > Mn.

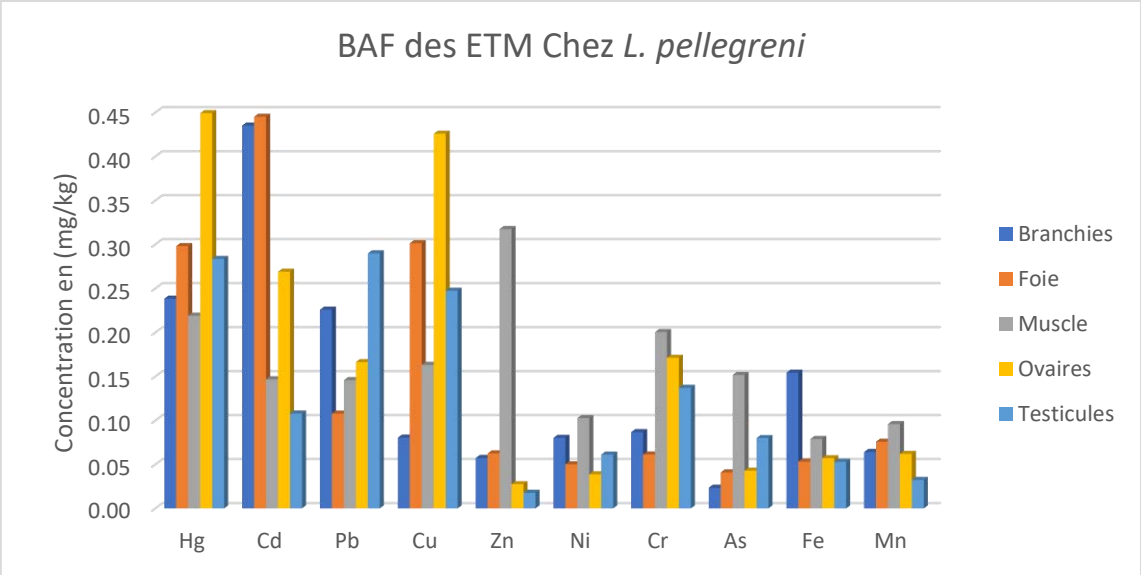


Figure 32. Valeurs moyenne des Facteurs de Bioaccumulation (FBA) dans différents organes de L. pellegreni

La comparaison de la concentration saisonnière des ETM dans les différents organes chez les deux espèces étudiées sont présentées par les figures 43 et 44 respectivement pour *O. niloticus* et *L. pellegreni*. Il en ressort que les deux espèces de poissons accumulent plus des ETM pendant la saison sèche que pendant la saison de pluies ($p < 0,05$). Par rapport au bassin hydrologique, les résultats de la figure 43 montre que *O. niloticus* capturé dans le complexe Elila accumulent plus des ETM que ceux du complexe Ulindi avec une différence significative ($p < 0,05$) entre pour le Hg, Pb, Cr, As et Fe. La concentration de ces métaux dans chacune de ces rivières serait la cause de ces différences observées. En effet, dans le bassin de la rivière Elila, en plus des sites d'exploitations actuelle, il existe des anciens sites d'exploitation abandonnées aux environ de la rivière Mobale pour lequel les effets sont de pollution sont encore perceptible.

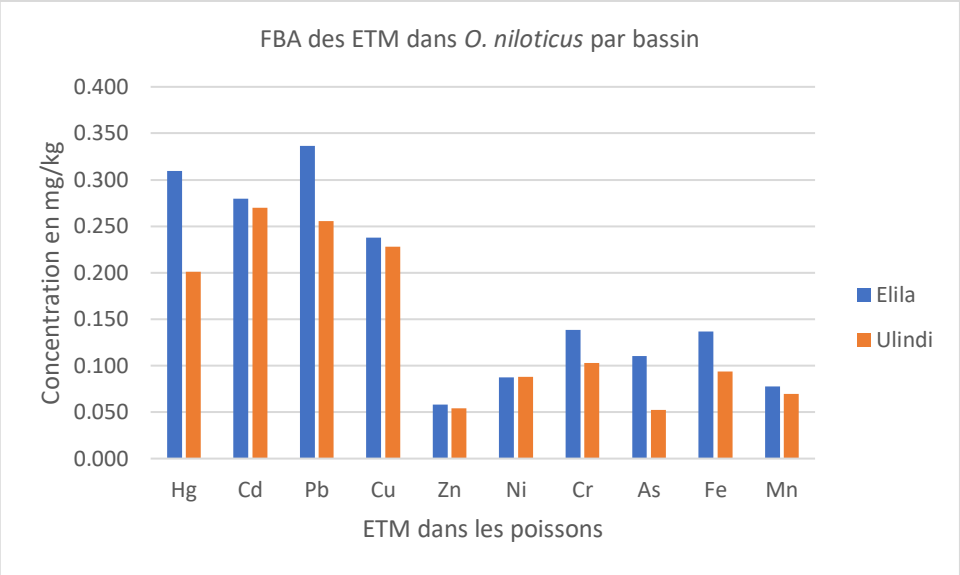


Figure 33. Valeurs moyennes des FBA des ETM chez O. niloticus par bassin hydrologique.

L'analyse des résultats de cette étude a également montré que les organes de *L. pellegrini* sont plus contaminés par les ETM en générale et le mercure en particulier que ceux d'*O. niloticus* des mêmes sites. La contamination par les métaux lourds des organes de cette espèce de poisson serait liée à son comportement alimentaire. Selon Mukabo et al (en cours d'examen), le spectre alimentaire de *L. pellegrini* se compose de poissons, d'insectes, d'arachnides et de débris. Cette espèce a un régime alimentaire omnivore à tendance piscivore. Ainsi, la position de cette espèce dans la chaîne alimentaire pourrait justifier la forte contamination de ses organes par des éléments métalliques. De plus, le niveau du Hg variait significativement entre les organes testés dans l'ordre suivant : Gonades > Foie > Branchies > Muscles. Le niveau de Hg, dépassait la limite recommandée par l'OMS/FAO uniquement dans le foie et les testicules alors que la concentration en Cd et en Ni ont dépassé les norms dans tous les organs étudiés et pour tous les sites.

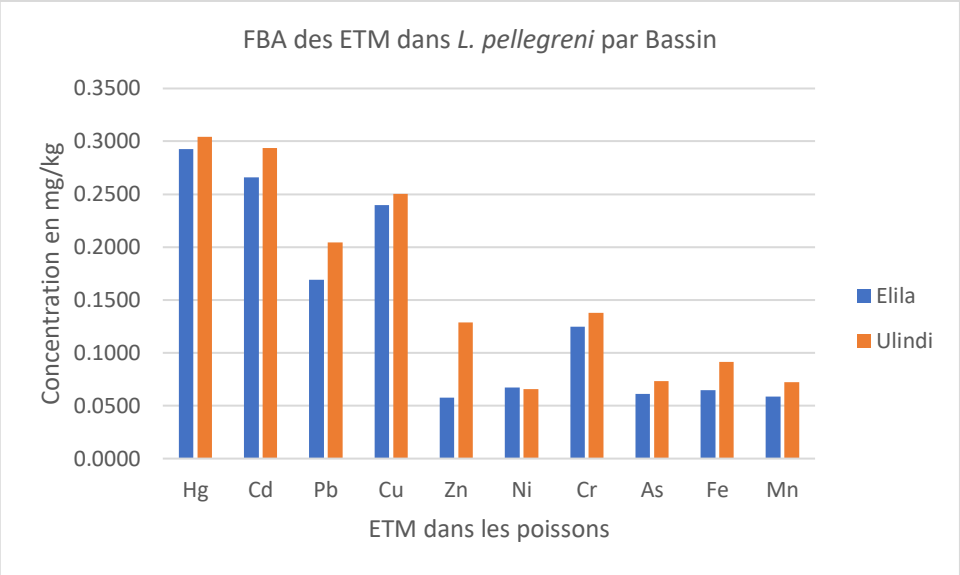


Figure 34. Valeurs moyennes des FBA des ETM chez L. pellegreni par bassin hydrologique

Pour mieux comprendre les effets de contaminations des différents organes des poissons par les éléments trace métalliques sur leur physiologie, une évaluation histopathologique a été effectuée en amont (U1-U3) et en aval (D1-D3) dans 3 rivières (Ulindi, Elila et Mobale) ayant présenté une forte concentration en ETM dans la matrice eau-sédiment-poisson et les résultats se trouvent présenté dans la sous-section suivante. La rivière Mikyaba a été considérée comme site de référence (RS).

4.3. Structure de communauté piscicoles

4.3.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques

Les valeurs moyennes saisonnières de chaque paramètre physique et chimiques des eaux de Vingt-et-un (21) stations du cours supérieur des rivières Ulindi et Elila sont présentées dans le tableau 11. L'analyse de ce tableau montre une différence saisonnière des valeurs moyennes de chaque paramètre mesuré. Dans l'ensemble, au niveau de chaque station d'études, les paramètres physico-chimiques ont significativement varié d'une saison à une autre ($p < 0,05$).

L'analyse des valeurs moyennes de la température des vingt-et-un (21) stations d'étude montre des valeurs comprises entre 13,9 °C (Mobale) et 28,6 °C en saison sèche et entre 12°C et 24.3°C en saison pluvieuse. Au niveau de toutes les stations d'études, les plus faibles valeurs ont été enregistrées à la station de Mobale (S21), affluent de la rivière Elila avec les valeurs de 13,9 ± 2,7°C; tandis que la plus forte valeur de la température a été mesurée dans la station de Nyabugana (S8) avec des valeurs moyenne de 26,6 ± 1,3°C. Une différence signaficative

($p<0,05$) a été trouvé entre les saisons ($F= 9,194$; $p = 0,004$) et entre les stations ($F= 3,705$; $p = 0.002$). Les valeurs les plus élevées de la température en saison sèche qu'en saison des pluies dans les eaux du bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila s'expliquerait par le fait que pendant la saison sèche, la température de l'air liée au rayonnement solaire soit à son maximum à cette période. En effet, pendant la saison sèche, l'air est sec et chaud, la vitesse de l'eau est nulle et la couverture de la canopée est nulle, surtout au niveau des stations lacustres. Tous ces facteurs participent à réchauffer l'eau pendant la saison sèche.

Les valeurs moyennes de pH mesuré ont varié entre 5,6 et 7,9 en saison sèche et entre 6,3 et 8,7 en saison pluvieuse dans les eaux des stations d'études. Le pH est modérément neutre en saison pluvieuse dans les cours d'eaux de toutes les stations d'études. Pour les stations Nzokwe, Kadubo, Kilizia, Kindi, Mwana, Kilungutwe, Zalya, Mobale, Ulindi et Elila, au début de la saison pluvieuse, on remarque une diminution des valeurs du pH au niveau de ces dix (10) stations et le pH est légèrement acide dans toutes les stations d'étude. Cette baisse du pH en saison des pluies serait liée, en grande partie, à l'entrée des effluents miniers, agricoles et pastoraux, auxquels s'ajoutent les ruissèlements en provenance de la ville de Ferkessédougou et des villages. Les valeurs moyennes annuelles les plus faibles de pH a été obtenue au niveau des stations Kadubo ($5,9 \pm 1,4$) et Mobale ($5,9 \pm 0,5$). Les plus fortes valeurs de pH ont été mesurées sur la station de Kahungwe ($8,3 \pm 0,5$). Ces valeurs extrêmes du pH dans ces rivières seraient dûs aux processus biologiques fortement affectés par la température de l'eau auxquelles s'ajoutent les activités anthropiques menées dans le bassin versant.

La teneur moyenne annuelle en oxygène dissous de l'eau durant cette étude semble varier moins d'une station à l'autre. Elle varie de $4,4 \pm 1,9$ mg/l (Kadubo) à $8,9 \pm 0,9$ mg/l (Mikyaba). Les sites Elila, Kadobo, Kahungwe, Kindi, Mobale, Mwana, Nzokwe, Ulindi 1, Ulindi 2, Ulindi 4 et Zalya ont des valeurs inférieures à la limite prescrite de 5 mg/l montre que ces rivières sont fortement désoxygénées. La faible concentration d'oxygène dissous était attribuable aux rejets de déchets riches en matière organique et en éléments nutritifs à proximité du site de la rivière et à l'augmentation de l'activité microbienne qui se produit lors de la dégradation de la matière organique.

Les conductivités moyennes (standardisées à 20 °C) obtenues durant une année montrent que, dans l'ensemble des stations, les valeurs moyennes annuelles ont varié de $52,7 \pm 6,2$ µS/cm (Musandjo) à $495,6 \pm 106,4$ µS/cm (Kindi). La station Kindi reçoit directement la majorité des effluents d'eau chargés de matières organiques en provenance des agrosystèmes, de la cité de Kamituga. Dans les rivières Kahungwe, Ulindi, Elila, Mobale, Zalya et Mwana, c'est

principalement au niveau des stations proches de la digue des rivières que les activités agropastorales et minière s'intensifient. Cela explique les fortes valeurs de conductivité de ces parties des cours d'eau. Par contre, les valeurs les plus faibles de conductivités sont observées dans les rivières de la zone d'étude et particulièrement à Musandjo pourraient s'expliquer par le flux des apports dus au ruissellement d'une part et d'autre part par la nature du substratum qui est constitué de roche sablo-argileuse.

Les valeurs moyennes des Solides totaux dissous (TDS) varient d'une station à l'autre et sont comprises entre 49,7 ±13,2 mg/l (Ngombo) et 134,5 ± 19,8 mg/l (Kindi). Les niveaux élevés de solides dissous totaux (TDS) ont été attribués à la géologie de la zone d'étude qui présentait des niveaux élevés de sodium, de calcium, de carbonates et de sulfates. Les valeurs de TDS obtenues sur l'ensemble des stations étudiées se situent dans la limite des normes prescrites de 500 et 1500 mg/L.

En ce qui concerne la profondeur des stations prospectées, les résultats du tableaux 10 montrent que la moyenne annuelle sous eau des stations étudiées, pour toute la période d'étude, varie d'une saison à l'autre avec des valeurs les plus élevées en saison pluvieuse. Les grandes valeurs moyennes de profondeur s'observent aux stations Elila (13 à 15 m), Ulindi (varie de 6 à 9,5), Nzokwe (8 à 9 m), Kindi (4 à 5 m), Zalya (3,5 à 4,2 m), Ngombo (3 à 3,5 m) et Mwana (2 à 3,1 m). Les autres rivières sont moins profondes avec moins de 2 m avec une variation saisonnière de plus ou moins 0,5 m.

En ce qui concerne la transparence de l'eau dans les stations étudiées, elle a été trop faible dans presque toutes les stations durant toute la période d'étude et varie d'une station à l'autre. Elle varie entre 0,4 ± 0,1 m (Kahungwe) à 2,1 ± 0,6 m (Ulindi). Les eaux les plus transparente ont été trouvées dans la rivière Mikyaba et la plus turbide dans la rivière Elila. En général, les eaux des affluents sont moins chargées que celles dans le cours principal des rivières Ulindi ou Elila. Cette situation serait due au fait que le cours du lit principal reçoit des particules issues de divers horizons. Les valeurs moyenne de la turbidité varient également d'une rivière à l'autre. La valeur la plus élevée a été observée à Mobale (2759,2 ± 84,1 UTN) et la plus faible à Ngombo (35,9 ± 8,7). La valeur élevée de la turbidité était due aux sédiments des zones voisines et à l'écoulement turbulent qui a remué les matières non vivantes comme le limon et le sable au fond de la rivière.

Les matières en suspension (MES) sont en général supérieures sur l'ensemble des rivières étudiées et dépassent les normes de potabilités de l'OMS de 500 mg/l dans toutes les

stations sauf pour Mikyaba, Ngombo, Nyabugana, Kilobore et Tshoka avec respectivement 97,5 ; 103,0 ; 115,0 ; 375,0 et 419,0 mg/l. La valeur moyenne annuelle la plus élevée de MES était de 1850,3 ± 467,0 mg/l (Ulindi 1). Cette augmentation des matières organiques dans ces stations est due à la prolifération des activités anthropiques le long de cours d'eaux et aux déchets domestiques et miniers jetés dans ces rivières.

Les valeurs moyennes de la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO5) sont comprises entre 1,0 ± 0,4 mg/l (Kahungwe) et 5,8 ± 0,6 mg/l (Ulindi 4). Les valeurs de DBO5 dépassent les normes limites FAO/OMS pour la vie aquatique de 2 mg/l pour l'ensemble des stations étudiées sauf pour Kindi (0,6 mg/l), Mikyaba (0,7 mg/l), Kahungwe (1,0 mg/l), Musandjo (1,8 mg/l) et Mwana (1,9 mg/l). Les valeurs élévées de DBO5 dans les autres stations de la zone d'études peut être dû à un taux plus élevé de décomposition de la matière organique à une température plus élevée et à un courant d'eau plus faible.

En ce qui concerne les nutriments, les résultats montrent pour l'ammoniac les valeurs moyennes comprises entre 0,1± 0,01 mg/l (Mikyaba, Musandjo) et 3,4 ± 1,2 mg/l (Mobale). Les valeurs les plus élevées pour ce paramètre et dépassant les normes internationales de 1,5 mg/l ont été observés les stations Elila, Kilizia, Kilobore, Kindi, Mobale, Ngombo, Nzokwe et Zalya. Pour les nitrites, les valeurs

L'analyse de corrélation de Pearson (Tableau 12) montre une forte corrélation positive de la température avec l'oxygène dissous, la DBO5, la DCO et la concentration en ammoniac. Le pH corrèle fortement avec les TDS ; alors que l'oxygène dissous montre une forte corrélation positive le pH, le TDS et la transparence. La conductivité électrique quant à elle, corrèle positivement avec la profondeur, la transparence, les matières en suspension (MES), la DBO5, la DCO et le nitrite. Les TDS montre une forte corrélation avec la profondeur, la transparence, la turbidité, les MES, la DBO5, la DCO et l'ammoniac. La profondeur corrèle très positivement avec la turbidité, le nitrite et le phosphates. Pour la transparence, il existe une forte corrélation positive avec la turbidité, les MES, la DCO, l'ammoniac et les phosphates. Les MSE corrèlent positivement avec l'ammoniac. La turbidité a montré une forte corrélation avec la DBO5. La DBO5 corrèle positivement avec l'ammoniac.

Tableau 25. Caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques des stations prospectées : Valeurs moyennes annuelles

Rivières	Station	T°C	pH	OD (mg/L)	Cond. (µS/cm)	TDS (mg/L)	Profo. (m)	Transp. (m)	Turb. (UTN)	MES (mg/L)	DBO5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH4	NO2	PO_4^{3-}	DCO/ BO5
Elila	S17	15,8	6,3	4,9	337,5	71,6	13,0	1,8	412,2	1443,5	3,7	15,4	2,5	100,5	87,0	4,2
Kadubo	S5	21,8	6,3	4,4	229,8	63,0	1,8	0,5	300,3	769,5	3,7	15,3	1,1	95,7	217,6	4,2
Kahungwe	S15	21,5	8,3	5,6	133,7	105,2	1,3	0,4	64,5	810,0	1,0	5,3	0,1	17,2	37,3	5,6
Kilizia	S18	25,5	7,4	6,3	305,5	56,5	2,0	0,8	366,5	1298,5	3,4	14,5	2,3	23,7	78,4	4,3
Kilobore	S13	23,8	7,2	6,5	241,3	63,4	1,5	0,9	54,0	375,0	2,0	9,1	2,3	13,3	24,9	4,6
Kilungutwe	S7	21,8	6,6	6,1	262,2	83,6	3,4	0,6	370,8	1175,0	3,8	15,6	1,1	65,9	81,8	4,2
Kindi	S10	26,3	6,0	4,6	495,6	134,5	4,5	0,9	288,2	1353,0	3,7	15,2	2,0	24,6	78,6	4,2
Mikyaba	S16	18,6	7,0	8,9	479,6	88,8	1,8	1,6	44,9	97,5	0,6	4,0	0,1	13,3	20,6	6,6
Mobale	S21	13,9	5,7	4,5	706,7	83,3	1,8	0,8	2337,9	1784,0	2,7	11,4	3,4	60,9	138,5	4,3
Musandjo	S11	19,4	7,9	8,0	52,7	84,1	1,6	0,7	84,1	1529,0	1,8	8,5	0,1	11,4	16,7	4,7
Musosana	S14	23,2	7,2	6,2	247,6	79,9	1,7	0,8	116,3	1323,5	2,3	10,4	0,2	16,0	82,9	4,5
Mwana	S20	19,2	6,9	5,3	294,7	57,1	2,6	0,6	409,0	2234,3	1,9	8,6	1,3	39,3	58,7	4,6
Ngombo	S9	23,3	7,2	6,3	289,0	47,8	3,3	0,9	33,9	103,0	2,2	9,6	2,5	33,7	95,0	4,6
Nyabugana	S8	26,6	7,6	6,7	465,6	123,8	1,2	0,5	75,9	115,0	2,0	8,9	2,5	27,6	54,0	4,6
Nzokwe	S6	17,8	6,5	5,9	230,4	49,7	8,5	1,8	193,2	1860,0	2,8	11,9	2,2	81,0	105,4	4,4
Tshoka	S12	23,6	7,6	7,8	215,5	65,3	1,5	0,5	58,9	419,0	2,4	10,6	0,7	22,1	83,8	4,5
Ulindi1	S1	19,0	5,9	5,5	342,6	90,0	5,0	0,5	165,3	1850,3	2,8	11,9	0,3	26,3	74,4	4,4
Ulindi2	S2	22,6	6,0	5,4	203,1	52,6	6,0	1,0	176,3	1057,5	2,6	11,3	0,4	50,4	34,3	4,4
Ulindi3	S3	16,9	6,7	7,5	297,8	72,9	6,8	0,7	177,4	1316,7	2,9	12,4	0,5	29,0	75,8	4,3
Ulindi4	S4	21,8	6,1	5,2	329,0	93,5	8,8	2,1	172,8	1002,5	5,8	11,7	0,2	21,1	71,8	4,5
Zalya	S19	15,3	7,0	4,7	311,6	83,7	3,9	0,8	178,5	1560,0	3,5	14,9	2,1	48,5	107,1	4,2
Moyenne		20,8	6,8	6,0	308,1	78,6	3,9	4,4	289,6	1117,9	2,6	11,3	1,3	39,1	77,3	4,6
Ecart-type		4,0	1,0	1,4	143,0	24,8	3,2	16,3	645,5	651,7	1,1	4,3	1,1	28,4	45,1	0,6
Normes		15	6,5-9	6	20-1500	500			5	500	<2	0,08	<1,5	<100	15	> 3

Tableau 26. Corrélation linéaire de Person pour les paramètres physicochimiques dans les rivières du cours supérieures de la Ulindi à Mwenga

	T°C	p H	OD	Cond.	TDS	Profo.	Transp.	Turb.	MES	DBO5	DCO	NH4	NO2	PO_4^{3-}	DCO/DBO5
T°C		0,16	0,56	0,43	0,36	0,09	0,26	0,03	0,01	0,99	0,83	0,77	0,06	0,39	0,93
p H	0,32		0,01	0,02	0,88	0,01	0,10	0,03	0,07	0,01	0,01	0,41	0,02	0,05	0,06
OD	0,14	0,56		0,31	0,78	0,18	0,91	0,07	0,04	0,01	0,01	0,08	0,01	0,01	0,01
Cond,	-0,18	-0,51	-0,23		0,08	0,97	0,51	0,00	0,93	0,65	0,70	0,02	0,71	0,33	0,93
TDS	0,21	0,03	-0,07	0,39		0,55	0,59	0,96	0,65	0,89	0,73	0,70	0,14	0,40	0,44
Profo,	-0,38	-0,53	-0,30	0,01	-0,14		0,00	0,84	0,14	0,01	0,05	0,75	0,02	0,75	0,16
Transp,	-0,26	-0,36	-0,03	0,15	-0,13	0,71		0,90	0,91	0,11	0,86	0,79	0,33	0,71	0,53
Turb,	-0,46	-0,47	-0,41	0,66	0,01	-0,05	-0,03		0,08	0,59	0,42	0,02	0,14	0,07	0,31
MES	-0,53	-0,40	-0,46	0,02	-0,10	0,33	0,03	0,39		0,23	0,08	0,84	0,19	0,45	0,04
DBO5	0,00	-0,58	-0,55	0,11	0,03	0,56	0,36	0,12	0,28		0,00	0,53	0,09	0,03	0,00
DCO	-0,05	-0,54	-0,57	0,09	-0,08	0,43	0,04	0,18	0,39	0,80		0,11	0,00	0,00	0,00
NH4	-0,07	-0,19	-0,39	0,52	-0,09	0,07	0,06	0,50	0,05	0,14	0,36		0,07	0,12	0,06
NO2	-0,42	-0,50	-0,55	0,09	-0,33	0,50	0,22	0,33	0,30	0,38	0,59	0,41		0,00	0,05
PO4	-0,20	-0,43	-0,57	0,22	-0,20	0,07	-0,09	0,40	0,17	0,47	0,61	0,35	0,68		0,02
DCO/DBO5	-0,02	0,41	0,56	0,02	0,18	-0,32	0,14	-0,23	-0,45	-0,68	-0,84	-0,41	-0,44	-0,50	

4.3.2. Composition spécifique des poissons du bassin supérieur Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga

Au cours de cette étude, 41 espèces ont été identifiées dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga (Tableau 13). Elles sont réparties en 5 ordres, 10 familles et 20 genres. Les ordres les mieux représentés sont les Siluriformes, les cypriniformes et les perciformes avec respectivement 15, 12 et 7 espèces. Les familles les plus diversifiées sont les cyprinidae (12), amphilidae, clariidae et Mochokidae avec 5 espèces chacune. Elles sont suivies des cichlidae (4) et anabantidae et mormyridae avec 3 espèces chacune, la famille de mastacembelidae avec 2 espèces. Les familles de distichodontidae et alestidae sont les moins diversifiées avec respectivement une espèce chacune.

L'analyse de la variation saisonnière de la richesse spécifique montre qu'un nombre élevé de spécimen pour la plupart des espèces ont été capturé en saison sèches (68,27 %) qu'en saison des pluies (Figure 14). Cette baisse de capture observée en cette période des pluies serait dû à la montée de niveau des eaux dans ses rivières qui empêche souvent l'usage de plusieurs engins de pêche. La probabilité de capture de ces espèces devient alors très élevée en saison sèche car en cette période le niveau de l'eau diminue et permet l'utilisation de tous les engins de pêche. Aussi, pendant cette saison, la faible disponibilité des ressources alimentaires dans le milieu, contraint les différentes espèces de poisson à sortir des abris pour la recherche de nourriture. Ce qui les rend ainsi vulnérables à la capture.

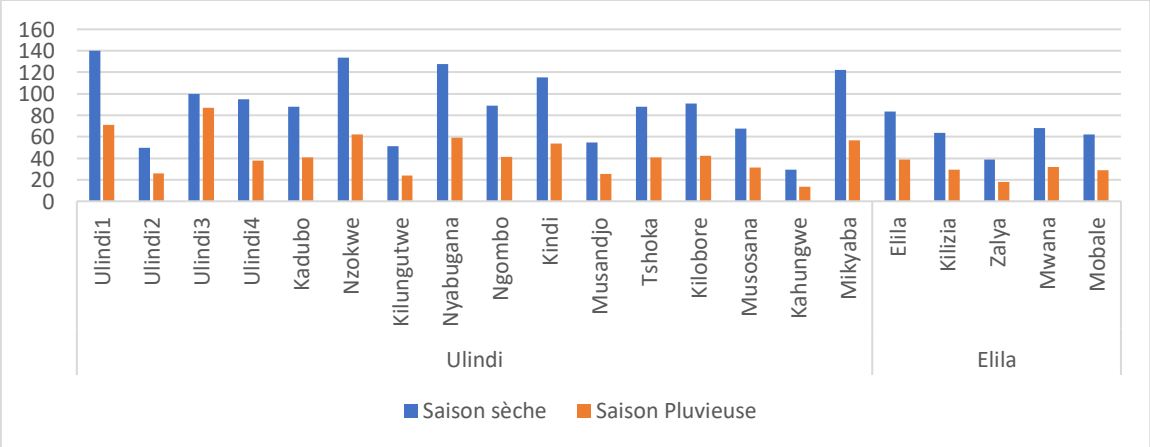


Figure 35.Variation saisonnière de la capture des poissons dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila entre juin 2018 et août 2019

Tableau 27. Composition spécifique et abondance relative (AR) des poissons dans le système hydrographique Ulindi et Elila

Ordres	Familles	Genres	Espèces	N	AR(%)
Siluriformes	Amphilidae	*Amphilius*	*Amphilius kivuensis* Pellegrin, 1933	19	0,73
			Amphilius sp. (Günther, 1864)	33	1,26
			Amphilius jacksonii Boulenger, 1912	22	0,84
			*Amphilus uranoscopus (*Pfetter, 1889)	14	0,53
		Phractura	*Phractura lindica* Boulenger, 1902	19	0,73
	Clariidae	*Clarias*	*Clarias liocephalus* Boulenger, 1898	34	1,30
			Clarias camerunensis Lönnberg, 1895	11	0,42
			Clarias hilli Fowler, 1936	18	0,69
			Clarias jaensis Boulenger, 1909	22	0,84
		Clariallabes	*Clariallabes longicauda* (Boulenger, 1902)	15	0,57
	Mochokidae	*Chiloglanis*	*Chiloglanis batesii Boulenger, 1904*	8	0,31
			Chiloglanis marlieri Poll, 1952	19	0,73
			Chiloglanis micropogon Poll, 1952	16	0,61
			Chiloglanis reticulatus Roberts, 1989	11	0,42
			Chiloglanis pojeri Poll, 1944	14	0,53
Perciformes	Anabantidae	*Ctenopoma*	*Ctenopoma multispine* Peters, 1844	14	0,53
		Microctenopoma	*Microctenopoma nanum* (Günther, 1986)	11	0,42
			Microctenopoma sp Norris, 1995	13	0,50
	Cichlidae	*Astatotilapia*	*Astatotilapia burtoni* (Günther, 1894)	7	0,27
		Chromodotilapia	*Chromidotilapia schoutedeni* (Poll, Thys, van, den & Audenaerde, 1967)	16	0,61
		Oreochromis	*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)	561	2,42
			Oreochromis spilurus (Günther, 1894)	33	1,26
	Mastacembelidae	*Mastacembelus*	*Mastacembelus frenatus* Boulenger, 1901	16	0,61
			Mastacembelus congicus Boulenger, 1896	14	0,53
Cypriniformes	Cyprinidae	*Labeobarbus*	*Labeobarbus somereni* (Boulenger, 1911)	29	1,11
			Labeobarbus brauni (Pellegrin, 1935)	165	6,30
			Labeobarbus longidorsalis (Pellegrin, 1935)	130	4,96
			Labeobarbus paucisquamatus (Pellegrin, 1935)	101	3,86
			Labeobarbus longifilis (Pellegrin, 1935)	143	5,46

Ordres	Familles	Genres	Espèces	N	AR(%)
			Labeobarbus altianalis (Boulenger, 1900)	187	7,14
			Labeobarbus pellegrini (Bertin & Estève, 1948)	724	27,64
		Labeo	*Labeo weeksii* Boulenger , 1909	28	1,07
			Labeo cylindricus Peters , 1852	13	0,50
		Raiamas	*Raiamas moorii* (Boulenger, 1900)	17	0,65
		Enteromis	*Barbus sp* Cuvier & Cloquet,1816	19	0,73
		Opsarium	*Opsaridium ubangiense* (Pellegrin, 1901)	20	0,76
	Distichodontidae	*Mesoborus*	*Mesoborus crocodilus* Pellegrin, 1900	14	0,53
Osteoglosiformes	Mormyridae	*Mormyrops*	*Mormyrops anguilloides* (Linnaeus 1758	22	0,84
			*Mormyrops sp. "Kibu" (*Linnaeus 1758)	13	0,50
		Mormyrus	*Mormyrus caballus* Boulenger, 1898	16	0,61
Characiformes	Alestidae	*Hydrocybus*	*Hydrocynus vittatuss* Castelnau, 1861	18	0,69
Total	10	20	41	2619	100

Du point de vue numérique, un total de 2619 spécimens de poissons a été capturé sur l'ensemble des stations échantillonnées. La plus forte abondance (211 individus) a été enregistrée à la station Kalambi dans la rivière Ulindi et la plus faible (43 individus) à la station de Kahungwe dans la rivière portant le même nom.

L'ordre des cypriniformes (60,7%) représentent plus de la moitié des individus capturés dans l'ensemble du cours supérieur des rivières Ulindi et Elia. Ils sont suivis des Perciformes (26,16%) et des Siluriformes (10,5%). L'ordre ostéoglossiformes et celui de characiformes sont moins représentés avec respectivement 1,95% et 0,69%. Deux familles dominent l'ensemble de ces deux bassins hydrographiques en Territoire de Mwenga. Il s'agit respectivement des cyprinidae (60,18%) et cichlidae (23,56%) suivies des amphilidae (4,09%), clariidae (3,8%) et mochokidae (2,6%). Quatre espèces sont les mieux représentées dans la capture pour ce milieu

d'étude, à savoir : *Labeobarbus pellegrini* (27,64%), *Oreochromis niloticus* (21,42%), *Labeobarbus altianalis (7,14%)* et *Labeobarbus brauni* (6,30 %) et les autres espèces représentent moins de 6% de l'ensemble des captures (Tableau 14). La présence dans les marécages marginaux de nénuphars et de papyrus ainsi que dans les herbiers marginaux ; abondant dans les ruisseaux et torrents de haute montagne et sur le fond parmi les pierres ainsi que de faibles température de cette région montagneuse du Territoire de Mwenga sont entre autres des facteurs qui influence la distribution des *Clarias liocephalus* et *Labeobarbus pellegrini* dans cette partie du bassin de la rivière Ulindi.

Toutes les 31 espèces connues de l'ensemble du bassin de la rivière ont été capturées dans la présente étude auxquelles se sont encore ajoutées dix (10) espèces qui sont capturés pour la première fois dans la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. Il s'agit de *Amphilius jacksonii, Astatotilapia burtoni, Enteromius sp « kasi », Claris camerunensis, Clariallabes longicauda, Chiloglanis ritucatus, Microctenopoma sp ; Labeo weekisii, Labeo sp « musa » et Mormyrops sp « kibu ».* De ces 10 espèces nouvellement capturées dans la rivière Ulindi, quatre (4) d'entre elles n'ont pu être formellement identifiée ; il s'agit de *Microctenopoma sp*, *Enteromis sp*, *Labeo sp* et *Mormyrops sp*. et nécessitent une étude approfondie pour leur indentification complète. Trois espèces de ces 41 capturées (*Oreochromis niloticus, Clarias liocephalus* et *Labeobarbus pellegrini*) sont mieux représentées et présentent une large distribution dans l'ensemble des eaux du bassin de la rivière Ulindi. En effet, le pourcentage d'occurrence indique que *Oreochromis niloticus et Clarias liocephalus* sont très fréquente alors que *L. pellegrini* est une espèce fréquente. Ce qui suggère la présence d'une importante diversité spécifique de poissons dans cette partie du bassin hydrographique. La présence dans les captures de 10 espèces signalées pour la première fois dans le bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila pourrait s'expliquer par les mouvements migratoires (volontaires, passifs ou subis) d'une retenue d'eau à une autre, d'un cours d'eau à un autre ou dans le même cours d'eau. Cette augmentation d'environ 22.5% de la richesse spécifique pourrait s'expliquer d'une part par la diversité des techniques d'échantillonnage utilisée (filets maillants, éperviers, nasses, …) et d'autre part, par le nombre élevé de stations d'échantillonnage qui s'élève à 21 stations qui interviendraient dans la diversité de l'habitat.

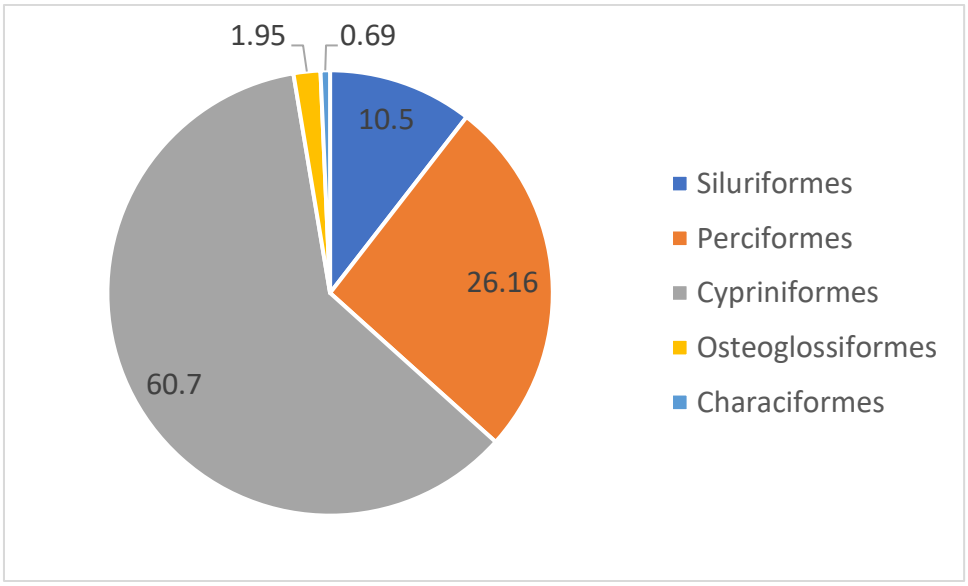


Figure 36. Pourcentage numérique des principaux ordres de poissons capturés entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga.

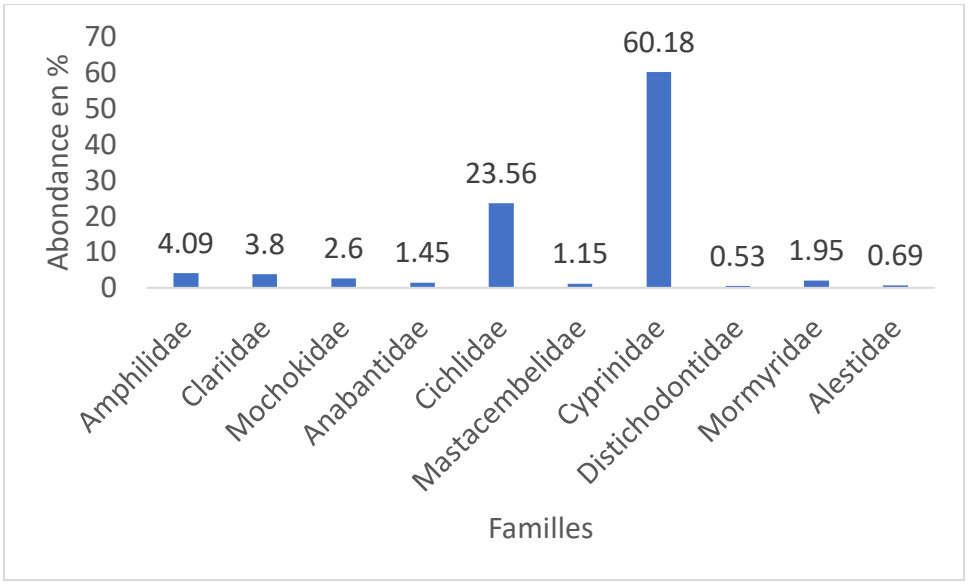


Figure 37. Pourcentage numérique des principales familles de poissons capturées entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga.

4.3.2.1.Evaluation de la Richesse spécifique

La richesse spécifique des poissons capturés dans l'ensemble du cours supérieur des rivières Ulindi et Elila varie d'une station à une autre (Figure 17). Les différentes valeurs de l'indice de Jaccard calculées entre les sites échantillonnés sont consignées dans le tableau 15. Elles varient

entre 0,17 et 1,0. On observe une similarité entre certaines stations situées sur le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga prises deux à deux.

La station S1 (Ulindi1/kalambi) a formé des couples de similarités avec les stations S4 (Ulindi/Mwenga : 0,81), S12 (Tshoka : 0,57), S13 (Kilobore : 0,81) et S14 (Musosana : 0,58). La station S2 (Ulindi2/Kasika) a formé 4 couples de similarité avec les stations S6 (Nzokwe : 0,65), S7 (Kilungutwe : 0,94), S11 (Musandjo : 1,00). On a observé pour la Station S3 (Ulindi3/kibumba) des couples de similarité avec trois stations, S5 (Kadubo :0,69), S8 (Nyabugana : 1,00) et S9 (0.65). La station S4 (Ulindi4/mwenga) a formé des couples de similarité avec des stations : S12 (Tshoka :0,70), S13 (Klobore : 1,00), S14 (Musosana :0,60), S20 (Mwana : 0,58). La station S5 (Kadubo) forme deux couples de similarité avec les stations S8 (Nyabugana : 0,69) et la station S9 (Ngombo : 0,92). La station S6 (Nzokwe) a aussi formé deux couples de similarité avec la station S7 (Kilungutwe : 0,68) et la station S11 (Musandjo : 0,67). La station S7 (Kilungutwe) a formé un couple de similarité avec la station S11 (Musandjo :0,94). La station S8 (Nyabugana) a formé le couple de similarité avec la station S9 (Ngombo :0,69). La station S10 (Kindi) a formé un couple de similarité avec la station S21 (Mobale : 0,77). La station S12 (Tshoka) était similaire avec la station S13 (Kilobore :0,70) et avec la station S16 (Mikyaba : 0,59). La station S13 (Kilobore) a formé les couples de similarité avec la station S14 (Musosana :0,60), la station S17 (Elila : 0,62) et la station S20 (Mwana :0,58). La station S14 (Musosana) a formé les couples de similarité avec la station S17 (Elila : 0,73) et avec la station S20 (Mobale :0,97). La station S15 (Kahungwe) a formé des couples de similarité avec la station S16 (Mikyaba :0,77) et avec la station S18 (Kilizia : 0,71). La station S16 (Mikyaba) a formé des couples de similarité avec la station S18 (Kilizia : 0,93) et la station S19 (Zalya : 0,54). La station S17 (Elila) a formé un couple de similarité avec la station S20 (Mwana : 0,71). La station S18 (Kilizia) a formé un couple de similarité avec la station S19 (Zalya :0,50) en ce qui concerne la richesse spécifique des poissons. Cette similarité observée entre les différentes stations s'expliquerait par une homogénéité spatiale et saisonnière des conditions de l'environnement.

Tableau 28.Comparaison des valeurs de l'indice de similarité de Jaccard calculées entre les différents milieux d'échantillonnage du bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga

	Kalambi	Kasika	Kibumba	Mwenga	Kadubo	Nzokwe	Kilungutwe	Nyabugana	Ngombo	Kindi	Musandjo	Tshoka	Kiloboze	Musosana	Kahungwe	Mikyaba	Elila	Kilizia	Zalya	Mwana	Mobale
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21
S1	1																				
S2	0.28	1																			
S3	0.36	0.25	1																		
S4	0.81	0.21	0.41	1																	
S5	0.31	0.35	0.69	0.36	1																
S6	0.26	0.65	0.27	0.22	0.25	1															
S7	0.25	0.94	0.26	0.21	0.37	0.68	1														
S8	0.36	0.25	1.00	0.41	0.69	0.27	0.26	1													
S9	0.34	0.40	0.65	0.34	0.92	0.24	0.35	0.65	1												
S10	0.38	0.32	0.24	0.31	0.18	0.34	0.29	0.24	0.21	1											
S11	0.27	1.00	0.28	0.23	0.38	0.67	0.94	0.28	0.43	0.31	1										
S12	0.57	0.21	0.38	0.70	0.28	0.30	0.22	0.38	0.27	0.31	0.24	1									
S13	0.81	0.21	0.41	1.00	0.36	0.22	0.21	0.41	0.34	0.31	0.23	0.70	1								
S14	0.58	0.41	0.29	0.60	0.27	0.41	0.42	0.29	0.26	0.38	0.42	0.49	0.60	1							
S15	0.29	0.19	0.32	0.24	0.38	0.22	0.20	0.32	0.35	0.19	0.23	0.21	0.24	0.14	1						
S16	0.39	0.17	0.33	0.34	0.39	0.19	0.17	0.33	0.37	0.21	0.20	0.19	0.34	0.19	0.77	1					
S17	0.64	0.39	0.29	0.62	0.21	0.41	0.40	0.29	0.21	0.45	0.38	0.59	0.62	0.73	0.16	0.21	1				
S18	0.42	0.21	0.32	0.33	0.37	0.19	0.17	0.32	0.42	0.25	0.24	0.18	0.33	0.19	0.71	0.93	0.20	1			
S19	0.23	0.15	0.29	0.27	0.36	0.09	0.16	0.29	0.33	0.17	0.14	0.14	0.27	0.12	0.42	0.54	0.14	0.50	1		
S20	0.61	0.44	0.28	0.58	0.26	0.40	0.41	0.28	0.29	0.41	0.45	0.47	0.58	0.97	0.14	0.19	0.71	0.22	0.12	1	
S21	0.30	0.42	0.18	0.26	0.15	0.33	0.38	0.18	0.19	0.77	0.40	0.30	0.26	0.41	0.12	0.11	0.44	0.14	0.14	0.44	1

Les indices de diversité (H') et d'équitabilité (E) calculés sur la base de l'abondance numérique des espèces donnent des valeurs différentes d'un milieu à l'autre (Tableau 15). La plus grande valeur de l'indice de Shannon a été enregistrée à la station Elila (3,53) et la valeur la plus petite valeur de cet indice a été enregistrée à la station Zalya (1,95). Ces valeurs obtenues indiquent que le peuplement est très diversifié. Relativement à l'équitabilité, les valeurs obtenues indiquent une bonne organisation du peuplement se traduisant par une équitabilité proche de 1 sur l'ensemble des stations. Ces valeurs montrent que la distribution du peuplement est régulière.

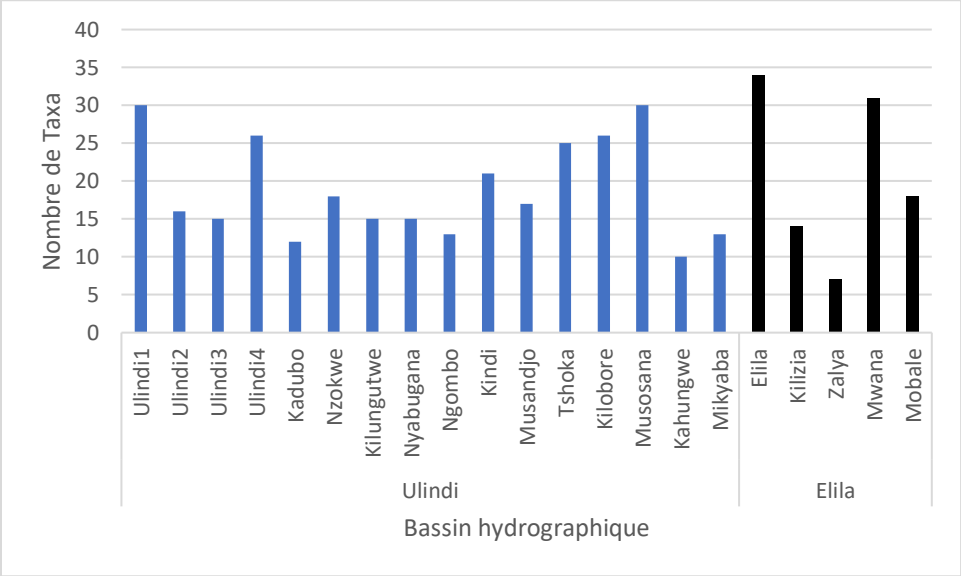


Figure 38. Variation spatiale de la richesse spécifique des poissons capturés dans les différentes stations entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga.

Tableau 29. Richesse spécifique, effectifs totaux, indices de diversité de Shannon (H'), d'Equitatbilité (E) et abondance des poissons capturés dans les 21 stations dans le bassin supérieur de la rivière Ulindi

Rivières	Station	Taxa_S	N	A.R	H'	E
Ulindi1	S1	30	211	8,06	3,40	0,69
Ulindi2	S2	16	76	2,90	2,77	0,69
Ulindi3	S3	15	187	7,14	2,71	0,69
Ulindi4	S4	26	133	5,08	3,26	0,69
Kadubo	S5	12	129	4,93	2,49	0,69
Nzokwe	S6	18	196	7,48	2,89	0,69
Kilungutwe	S7	15	75	2,86	2,71	0,69
Nyabugana	S8	15	187	7,14	2,71	0,69
Ngombo	S9	13	130	4,96	2,57	0,69
Kindi	S10	21	169	6,45	3,05	0,69
Musandjo	S11	17	80	3,05	2,83	0,69
Tshoka	S12	25	129	4,93	3,22	0,69
Kilobore	S13	26	133	5,08	3,26	0,69
Musosana	S14	30	99	3,78	3,40	0,69
Kahungwe	S15	10	43	1,64	2,30	0,69
Mikyaba	S16	13	179	6,83	2,57	0,69
Elila	S17	34	122	4,66	3,53	0,69
Kilizia	S18	14	93	3,55	2,64	0,69
Zalya	S19	7	57	2,18	1,95	0,69
Mwana	S20	31	100	3,82	3,43	0,69
Mobale	S21	18	91	3,47	2,89	0,69

N : Effectif total des poissons capturés par site, A.R: Abondance Relative ; H' : Indice de Diversité, E : Indice d'Equitabilité.

4.3.2.2.Distribution et occurrence Ichthyologique

La présente étude a recensé 41 espèces de poissons dont 10 sont signalées pour la première fois dans le cours supérieur de la rivière Ulindi, ce qui suggère la présence d'une importante diversité spécifique de poissons dans cette partie du bassin de la rivière Ulindi. La distribution et l'occurrence ichthyologique des poissons du bassin supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga, telles que présentées dans le Tableau 16. Ces résultats renseignent que sur un total de 41 espèces de poissons inventoriées dans cette partie du bassin, quatorze (14) espèces (*Amphilius kivuensis, Clarias liocephalus, Chiloglanis marlieri, Ctenopoma multispine, Oreochromis niloticus, Labeobarbus somereni, Labeobarbus brauni, Labeobarbus longidorsalis, Labeobarbus paucisquamatus, Labeobarbus longifilis, Labeobarbus pellegrini, Enteromius sp, Mesoborus crocodilus et Mormyrus caballus)* sont constantes (F > 50%).

Vingt-quatre (24) espèces sont accessoires (*Amphilius uranoscopus, Amphilius sp, Amphilius jackonii, Clariallabes longicauda, Clariallabes longicauda, Chiloglanis batesii, Chiloglanis micropogon, Chiloglanis reticulatus, Chiloglanis pojeri, Microctenopoma namum, Microctenopoma sp, Astatotilapia burtoni, Chromidotilapia schoutedeni, Oreochromis spilurus, Mastacembelus congicus, Labeobarbus somereni, Labeobarbus altianalis, Labeo weekisii, Labeo cylindricus, Raïmas moorii, Enteromius sp, Opsaridium ubangiense, Mormyrops anguilloides, et Hydrocynus vittatus)* sont considérées comme accessoires (25<F<50%) dans ce bassin hydrographique durant la période de l'étude. Dans ce bassin et durant toute la période d'étude, seulement trois espèces accidentelles de poissons (F<25%) ont été trouvée. Il s'agit de *Clarias camerunensis*, *Mastacembelus frenatus* et *Mormyrops sp.*

Tableau 30. Liste, code, occurrence et distribution des espèces de poissons échantillonnées entre juin 2018 et Août 2019 dans le cours supérieur de la rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga. (Avec N.S = Nombre de stations et F : pourcentage d'occurrence ; * : Espèces de poissons capturées pour la première fois dans le cours supérieur de la rivière Ulindi).

Espèces	Code	N.S.	F	Distribution	Catégories
Amphilius kivuensis	*A. kiv*	15	71.4	S1, S2, S3, S4, S5, S6, S11, S12, S13, S14, S16, S20	Constante
Amphilius sp.*	*A. sp*	7	33.3	S1, S2, S4, S5, S11, S12, S20	Accessoires
Amphilius jacksonii	*A. jack*	10	47.6	S1, S3, S4, S5, S8, S9, S10, S12, S13, S16	Accessoires
Amphilus uranoscopus	*A. Ura*	7	33.3	S3, S6, S8, S10, S12, S16, S17	Accessoires
Phractura lindica	*P. lind*	9	42.9	S1, S5, S10, S12, S13, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Clarias liocephalus	*C. lio*	19	90.5	S1, S2, S3, S4, S5, S7, S8, S9, S10, S11, S13, S14, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21	Constante
Clarias camerunensis	*C. cam*	5	23.8	S10, S14, S16, S17, S20	Accidentelle
Clarias hilli	*C. hil*	9	42.9	S2, S6, S7, S10, S11, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Clarias jaensis	*C. jae*	9	42.9	S2, S6, S7, S10, S11, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Clariallabes longicauda	*C. long*	6	28.6	S2, S6, S7, S11, S12, S16	Accessoires
Chiloglanis batesii	*C. bat*	8	38.1	S1, S5, S6, S7, S12, S13, S14, S16, S20	Accessoires
Chiloglanis marlieri	*C. mar*	13	61.9	S1, S2, S5, S6, S7, S10, S11, S12, S13, S14, S16, S17, S20	Constante
Chiloglanis micropogon	*C. mic*	10	47.6	S1, S5, S6, S10, S12, S13, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Chiloglanis reticulatus	*C. ret*	10	47.6	S1, S2, S6, S7, S10, S11, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Chiloglanis pojeri	*C. poj*	9	42.9	S2, S6, S7, S10, S11, S14, S16, S17, S20	Accessoires

Ctenopoma multispine	*C. mul*	11	52.4	S1, S2, S6, S7, S8, S12, S13, S14, S15, S16, S20	Constante
Microctenopoma nanum	*M. nan*	7	33.3	S2, S6, S7, S11, S14, S16, S20	Accessoires
*Microctenopoma sp**	*M. sp*	9	42.9	S1, S5, S10, S12, S13, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Astatotilapia burtoni	*A. bur*	7	33.3	S1, S5, S12, S13, S14, S16, S20	Accessoires
Chromidotilapia schoutedeni	*C. scho*	8	38.1	S1, S5, S12, S13, S15, S16, S18, S21	Accessoires
Oreochromis niloticus	*O. nil*	20	95.2	S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10, S11, S12, S13, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21	Constante
Oreochromis spilurus	*O. spil*	9	42.9	S1, S3, S5, S8, S12, S13, S14, S16, S20	Accessoires
Mastacembelus frenatus	*M. fre*	5	23.8	S1, S5, S15, S16, S18, S21	Accidentelle
Mastacembelus congicus	*M. cong*	9	42.9	S1, S3, S5, S8, S12, S13, S14, S16, S20	Accessoires
Labeobarbus somereni	*L. some*	11	52.4	S1, S5, S12, S13, S14, S15, S16, S18, S19, S20, S21	Constante
Labeobarbus brauni	*L. brau*	15	71.4	S1, S2, S3, S4, S5, S7, S8, S9, S10, S12, S13, S14, S16, S17, S20	Constante
Labeobarbus longidorsalis	*L. longi*	12	57.1	S1, S2, S4, S6, S7, S9, S11, S14, S15, S18, S20, S21	Constante
Labeobarbus paucisquamatus	*L. pau*	14	66.7	S3, S4, S5, S6, S8, S9, S11, S12, S13, S14, S15, S18, S20, S21	Constante
Labeobarbus longifilis	*L. lon*	13	61.9	S1, S3, S4, S5, S8, S9, S10, S12, S13, S15, S18, S19, S21	Constante
Labeobarbus altianalis	*L. alt*	8	38.1	S1, S3, S6, S8, S10, S15, S18, S21	Accessoires
Labeobarbus pellegrini	*L. pel*	21	100.0	S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10, S11, S12, S13, S14, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21	Constante
Labeo weekisii	*L. wee*	8	38.1	S1, S5, S10, S13, S14, S16, S17, S20	Accessoires
Labeo cylindricus	*L. cyl*	7	33.3	S1, S5, S12, S13, S14, S16, S20	Accessoires
Raiamas moorii	*R. moo*	6	28.6	S10, S12, S14, S16, S17, S20	Accessoires
*Enteromius sp**	*B. sp*	11	52.4	S2, S3, S4, S6, S7, S8, S9, S11, S14, S16, S20	Constante
Opsaridium ubangiense	*O. uba*	8	38.1	S1, S5, S10, S13, S14, S16, S18, S20	Accessoires
Mesoborus crocodilus	*M. cro*	11	52.4	S1, S3, S4, S5, S8, S9, S12, S13, S14, S16, S20	Constante
Mormyrops anguilloides	*M. ang*	6	28.6	S1, S5, S13, S16, S18, S19	Accessoires
Mormyrops sp. "Kibu"*	*M. sp*	3	14.3	S10, S12, S17	Accidentelle
Mormyrus caballus	*M. cab*	11	52.4	S1, S3, S4, S5, S8, S9, S13, S14, S18, S19, S20	Constante
*Hydrocynus vittatis**	*Hyvit*	8	38.1	S1, S2, S9, S10, S11, S17, S18, S20	Accessoires

Les proportions de catégories d'espèces de poissons par station sont présentées la figure 18. Dans les stations S2, S3, S5, S6, S7, S8, S9, S11, S15, S18, S19 et S21, la majorité d'espèces pêchées (55,6% à 85,7%) sont fréquentes dans les captures. Par contre, pour les stations S1, S4, S10, S12, S14, S16, S17 et S20 ce sont les espèces accessoires qui ont dominées dans la capture, Les espèces accidentelles ont été capturées dans les stations S1, S3, S5, S10, S12, S14, S15, S16, S18, S20 et S21.

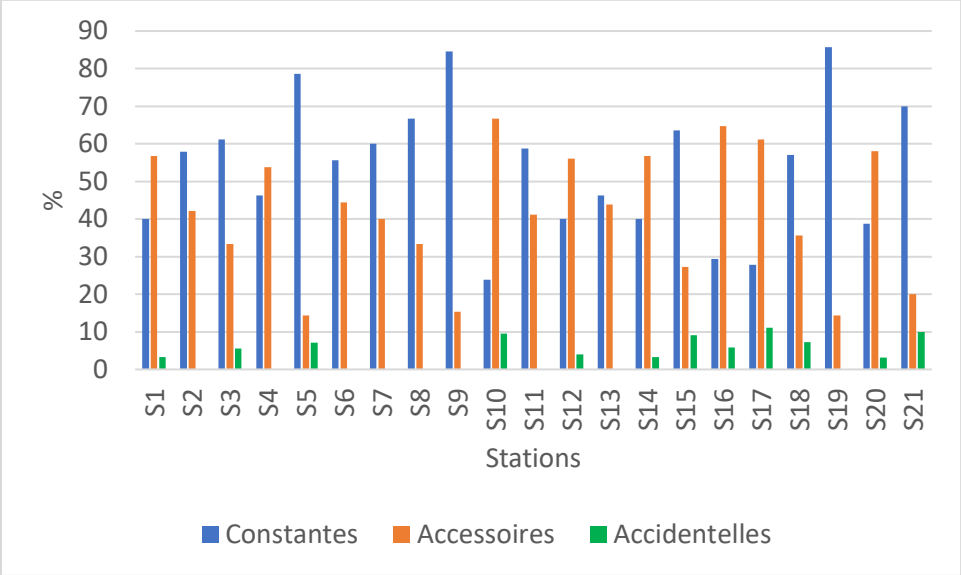


Figure 39. Proportions des catégories d'espèces par stations dans cours supérieur des rivières Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga entre juin 2018 et Août 2019

4.3.3. Influence des variables environnementales

L'influence des variables environnementales sur la distribution des poissons a été mise en évidence par l'analyse canonique de correspondance (Figure 19-21). Seuls les axes I (λ1= 0.123) et II (λ1= 0,112) qui expriment 88,26% des valeurs de la variance cumulée pour les données relatives aux espèces, ont été considérés dans l'interprétation des résultats. Quinze variables abiotiques (T°C, pH, oxygène dissous, conductivité, total de solides dissous, transparence, turbidité, Matière en Suspension, largeur du lit et ainsi que la nature du substrat (Plantes Aquatiques, Sable, Boue, Gravier, Rochers, Melange arglile-limon) ont beaucoup contribué à la distribution des espèces dans le milieu d'étude.

Ainsi, L'axe 1 permet de dégager le premier groupe d'espèces composé de *Labeobarbus altianalis, Labeobarbus pellegrini, Labeobarbus longidorsalis, Mormyrops sp, Labeobarbus paucisquamatus, Labeobarbus longifilis et Oreochromis niloticus.* Ce groupe d'espèces associé aux stations S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10, est corrélé positivement à l'Oxygène

Dissous (OD), à la Conductivité (Cond.), au pH et aux plantes aquatiques ; et négativement à la largeur du lit, aux Matières en Suspensions (MES), à la température, au substrat sabloneux, et aux rochers selon l'axe 2.

Le second groupe est composé des espèces *Clariallabes longicauda, Clarias jaensis, Clarias hilli, Barbus sp., Practura lindica, Labeo cylindricus, Clarias camerunensis, Raïamus moorii, Astatotilapia burtoni, Labeobarbus brauni, Mesoborus crocodilus, Mormyrops sp., Mormyrus caballus, Mormyrops anguilloïdes, Labeobarbus somereni, Mastacembelus frenatus, Amphilius uranoscopus, Chiloglanis pojeri, Chiloglanis micropogon, Microctenopoma nanum, Chromidotilapia schoutedeni, Chiloglanis reticulatus, Oreochromis spilurus, Labeo weekisii, Amphilius sp., Amphilius jacksonii, Clarias liocephalis* Ce groupe d'espèces associé aux stations S11 et S12. Ces espèces sont corrélées positivement aux TDS, à la transparence, à la turbidité, et au substrat sablonneux ; négativement elles sont corrélées à la boue et au mélange argile-Boie (SAB) selon l'axe II. L'analyse canonique de correspondance (CCA) appliquée à l'ensemble des données relatives aux variables environnementales et à l'abondance des espèces de poissons a montré que la distribution des espèces est sous l'influence de l'Oxygène dissous, de conductivité, du pH, de la largeur du bassin versant, de la nature du substrat (roche, gravier, mélange argile-boue), de la présence et des plantes aquatiques (Figure 19-21).

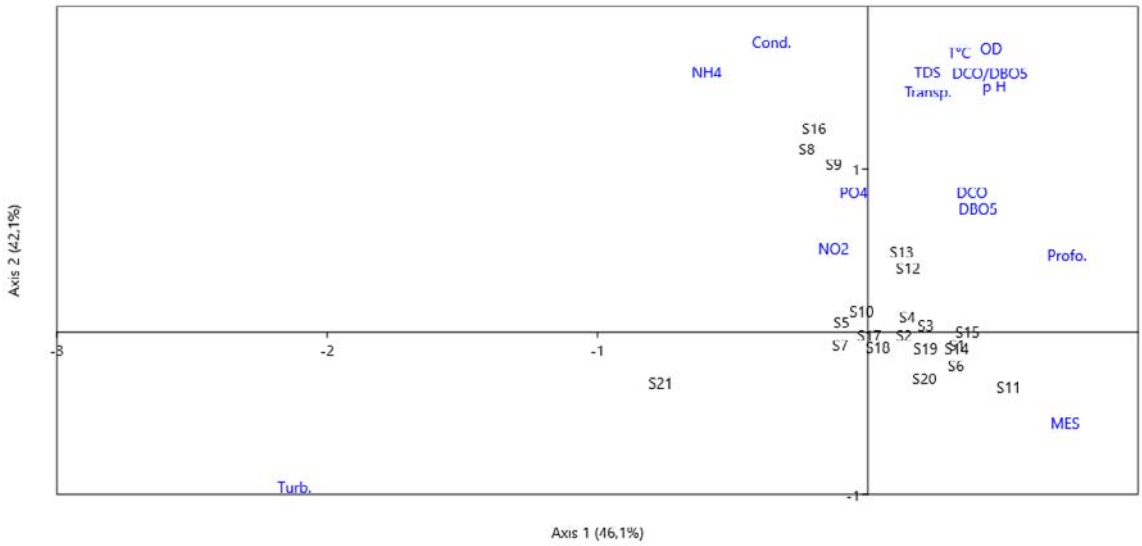


Figure 40.Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux variables physico-chimiques ; dans Cours supérieur de la rivière Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga

(Avec S1-S21 : station d'échantillonnage cfr tableau 11).

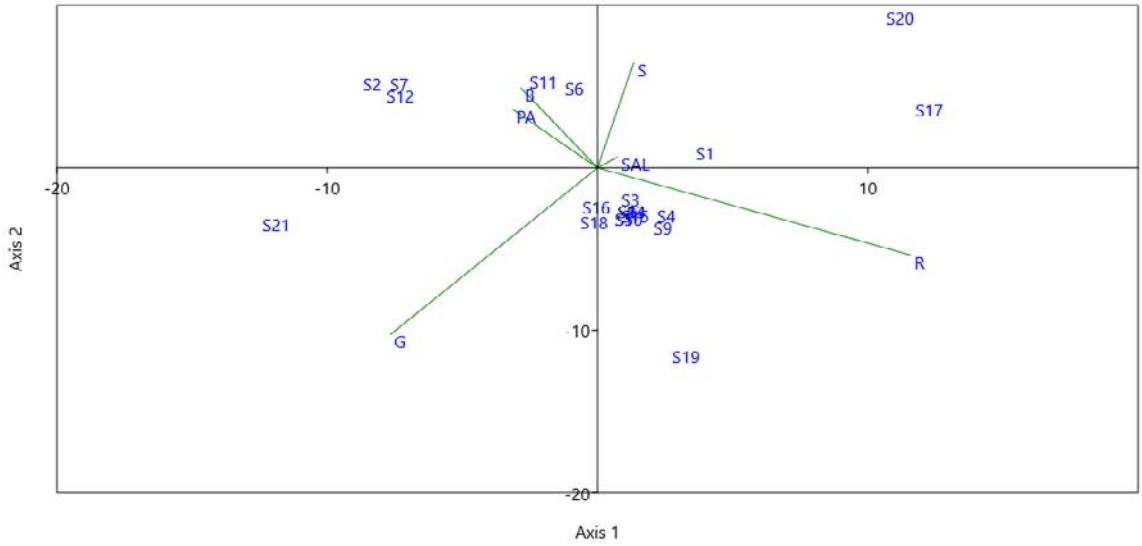


Figure 41. Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée à la composition du substrat et aux sites d'échantillonnag dans Cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga

(Avec S1-21 : Stations d'études cfr *PA = plantes aquatiques ; Lar = largeur du cours d'eau ; G = gravier ; R = rocher ; pH = potentiel d'hydrogène ; SAL = substrat d'argile et limon*.

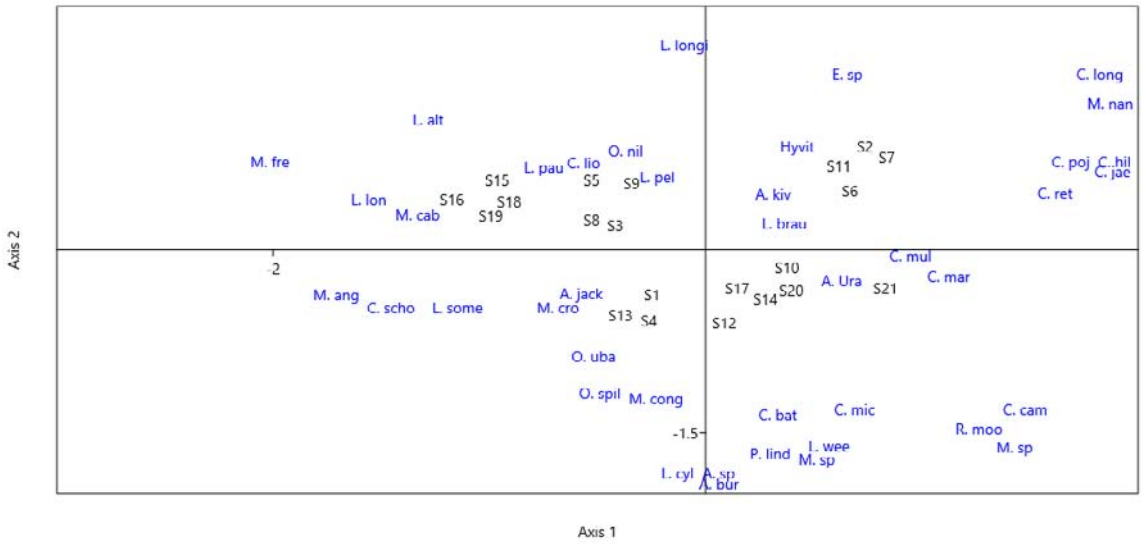


Figure 42. Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux espèces de poissons capturées dans Cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. (Les codes de stations et d'espèces correspondantes sont consignés dans le Tableau 16.)

4.4. Evaluation d'impact sur la biologie et écologie des poisson

4.4.1. Paramètres de Croissance et de reproduction d'*Oreochromis niloticus et Labeobarbus pellegrini*

- *Indice gonado-somatique (IGS)*

L'analyse des tableaux 17 et 18, montre une différence significative entre le site (F= 101,9, p<0,001) avec les valeurs les plus élevées de l'IGS au site de référence pour les deux espèces indépendamment de la saison. De même, les individus du site amont (U1-U3) ont montré des valeurs significativement élevées de ce paramètre par rapport aux sites aval (D1-D3) (t =13,562, p<0,001). Par rapport au site de référence, les résultats du IGS observés sur les sites en aval

(D1-D3) étaient significativement inférieurs à ceux du site de référence (t= 9,202, p<0,001), alors que pour les poissons des sites en amont (U1-U3), le IGS était numériquement inférieur à celui du site de référence (RS), mais sans différence significative (p> 0,05). La comparaison des espèces pour le IGS a révélé une différence significative entre *L. pellegrini* et *O. niloticus* avec *L. pellegrini* ayant les valeurs les plus élevées indépendamment du site et de la saison (F= 1964,5, p< 0,001) et pour les deux espèces, le IGS des femelles était significativement plus élevé que celui des mâles sur tous les sites et dans toutes les saisons (F=5,794, p<0,05).

- *Indice hépato-somatique (IHS)*

Comme pour le IGS, le IHS (Tableau 17) varie d'un site à l'autre, il est plus élevé chez les femelles en amont qu'en aval dans 2/3 des sites pour *O. niloticus*, la situation est différente dans la rivière Mobale (U3 < D3 : t= 2,723 p < 0,001) pour la même espèce indépendamment des saisons.

Chez *L. pellegrini* d'autre part, le IHS élevé en amont n'a été observé qu'à Ulindi 1 (U1 > D1 : p < 0,001) mais pour les autres sites, les valeurs élevées du IHS ont été trouvées en aval (U2 < D2, U3 < D3 ; t= 3,250 p < 0,001).

Chez les mâles, l'IHS était élevé en aval dans 2/3 sites : U2 < D2, U3 < D3 chez *O. niloticus* quelle que soit la saison. La situation était différente pour L. pellegrini où l'IHS était plus élevé en amont qu'en aval dans 2/3 des sites : U1 > D1, U2 > D2 (t = 4,752 p < 0,001) pour les deux saisons. De même, l'IHS du site de référence (RS) était significativement plus élevé que celui des sites en aval (D1-D3) (t= 2,714, p<0,05) et numériquement plus élevé que celui des sites en amont (U1-U3) mais aucune différence significative n'a été observée entre eux (p>0,05). Une différence significative a été observée entre les saisons avec des valeurs IHS plus élevées pendant la saison des pluies (F= 3,914, p<0,05). L'IHS de *L. pellegrini* était significativement plus élevé que ceux observés chez *O. niloticus* pour tous les facteurs considérés (F= 77,82, P< 0,001).

- *Facteur de condition de Fulton (K)*

Comme pour le IGS et l'IHS, K a diminué significativement de l'amont (U1-U3) à l'aval (D1-D3) (F= 16,685, p<0,001) pour les deux espèces mais pas pour certains sites chez L. pellegrini où K : D1>U1 et D3 > U3 (F= 4,863 p < 0,05). Le site de référence (RS) était significativement plus élevé que les sites en aval (D1-D3) (F= 22,88, p<0,001) et numériquement plus élevé que les sites en amont (U1-U3) mais aucune différence significative

n'a été observée entre eux (p>0,05). Une différence significative a été observée entre les saisons avec des valeurs IHS plus élevées pendant la saison des pluies (F= 5,457, p<0,05). Le facteur K de *L. pellegrini* était significativement plus élevé que ceux observés chez *O. niloticus* pour tous les facteurs considérés (F= 24,13, P< 0,001). Concernant le sexe, les résultats observés pour chacune des deux espèces ont montré une différence significative entre les mâles et les femelles avec des valeurs plus élevées chez les femelles indépendamment du site, de la saison et de l'espèce (F= 28,17, p< 0,001).

Tableau 31. Changements saisonniers et spécifiques au site chez les femelles adultes *Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegrini* collectées dans les bassins des rivières Ulindi et Elila en amont et en aval des opérations d'extraction de l'or en Territoire de Mwenga

(K : facteur de condition, RS (site de référence : rivière Mikyaba), rivière Ulindi1 (U1 : en amont et D1 : en aval), rivière Ulindi2 (U2 : en amont et D2 : en aval), rivière Mobale (U3 : en amont et D3 : en aval).

Indices Biométriques chez les Femelles de O. niloticus et L. pellegrini						
Sites	IGS (%)		IHS (%)		K (%)	
	O. niloticus	*L. pellegrini*	*O. niloticus*	*L. pellegrini*	*O. niloticus*	*L. pellegrini*
	Saison sèche					
RS	$7,5\pm4,2^{aA}$	$9,3\pm3,4^{Ab}$	$8,1\pm3,2^{aA**}$	$10,8\pm1,8^{bA**}$	$2,4 \pm 0,7^{Aa}$	$3,2 \pm 0,4^{bA}$
U1	$6,9\pm2,7^{aA*}$	$5,3\pm1,3^{Ab*}$	$7,1\pm0,4^{aA}$	$8,9\pm5,4^{Ab*}$	$2,0 \pm 0,4A^{aA*}$	$2,7 \pm 0,1^{bA*}$
D1	$2,6\pm1,5^{aA**}$	$3,3\pm1,1^{Ab**}$	$4,1\pm1,2^{aA**}$	$6,3\pm2,5^{Ab**}$	$1,3 \pm 0,5A^{a**}$	$2,1 \pm 0,6^{bA**}$
U2	$8,1\pm3,6^{aA*}$	$6,1\pm2,4^{bA*}$	$4,5\pm1,9^{aA*}$	$8,1\pm3,0^{bA*}$	$1,8 \pm 0,08A^{a*}$	$2,9 \pm 0,2^{bA*}$
D2	$3,1\pm1,5^{aA**}$	$6,9\pm2,2^{bA*}$	$3,3\pm2,0^{aA**}$	$9,6\pm2,9^{bA**}$	$1,1 \pm 0,01A^{a**}$	$2,0 \pm 0,1^{bA**}$
U3	$9,1\pm3,6^{aA*}$	$8,3\pm1,8^{bA*}$	$4,8\pm1,7^{aA*}$	$6,3\pm1,2^{bA*}$	$1,7 \pm 0,02^{Aa*}$	$2,6 \pm 0,26^{bA*}$
D3	$2,9\pm1,4^{aA**}$	$4,5\pm1,0^{bA**}$	$7,8\pm2,8^{Ab}$	$9,8\pm1,7^{Ab}$	$1,0 \pm 0,07^{Aa**}$	$1,2 \pm 0,1^{aA**}$
Saison pluvieuse						
RS	$6,8\pm2,1^{aB*}$	$9,3\pm3,4^{bB*}$	$6,7\pm3,9^{aB**}$	$7,9\pm2,1^{bB**}$	$2,23 \pm 0,45^{Ba*}$	$2,7 \pm 0,52^{Ab*}$
U1	$2,6\pm0,8^{aB*}$	$3,8\pm0,8^{bB*}$	$5,2\pm1,3^{aB*}$	$6,4\pm0,5^{bB*}$	$1,2 \pm 0,16^{Ba*}$	$2,6 \pm 0,0^{Ab*}$
D1	$1,6\pm0,8^{aB**}$	$1,8\pm2,8^{bB**}$	$2,2\pm0,3^{aB**}$	$3,2\pm1,5^{bB**}$	$1,07 \pm 0,11^{Ba**}$	$1,3 \pm 0,20^{Ba**}$
U2	$5,7\pm3,2^{aB}$	$5,2\pm3,1^{bB}$	$4,0\pm2,1^{aB*}$	$4,5\pm2,3^{bB*}$	$1,3 \pm 1,4^{aB}$	$2,0 \pm 0,52^{Aa}$
D2	$2,5\pm1,7^{aB**}$	$3,5\pm2,2^{bB**}$	$3,0\pm0,8^{aB}$	$4,4\pm1,5^{bB}$	$1,2 \pm 0,15^{Ba**}$	$1,5 \pm 0,30^{Ab*}$
U3	$6,5\pm2,8^{aB*}$	$5,8\pm2,1^{bB*}$	$5,7\pm2,1^{aB**}$	$7,8\pm3,2^{bB**}$	$1,21 \pm 0,12^{Ba*}$	$2,5 \pm 0,10^{Ab*}$
D3	$2,4\pm1,1^{aB**}$	$5,3\pm1,3^{bB**}$	$4,0\pm0,5^{aB*}$	$5,2\pm3,8^{bB*}$	$1,0 \pm 0,02^{Aa**}$	$1,5 \pm 0,4^{Ab**}$

Les valeurs représentent la moyenne ± l'écart-type. Pour chaque variable, a et b indiquent une différence significante entre les espèces (p < 0,05) ; A et B indiquent une différence significante entre les saisons ; * et ** indiquent des différences significantes entre les stations amont-aval et par rapport au groupe de référence (*p < 0,001, **p < 0,01).

Tableau 32. Changements saisonniers et spécifiques au site des mâles adultes *Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegrini* collectés dans les bassins des rivières Ulindi et Elila en amont et en aval des opérations d'exploitation aurifère

(K : facteur de condition, RS (site de référence : rivière Mikyaba), rivière Ulindi1(U1 : amont et D1 : aval), rivière Ulindi2 (U2 : amont et D2 : aval), rivière Mobale (U3 : amont et D3 : aval).

Indices biométriques chez les mâles de *O. niloticus and L. pellegrini*						
	Saison sèche					
Sites	IGS (%)		IHS (%)		K (%)	
	O. niloticus	*L. pellegrini*	*O. niloticus*	*L. pellegrini*	*O. niloticus*	*L. pellegrini*
RS	$6,4\pm2,4^{Aa}$	$9,6\pm1,6^{Ab}$	$6,3\pm2,3^{Aa}$	$8,8\pm1,1^{Ab}$	$2,8 \pm 0,6^{Aa}$	$1,03 \pm 0,6^{Ab}$
U1	$2,8\pm1,2^{bA*}$	$6,1\pm2,4^{Aa*}$	$5,8\pm2,0^{aA}$	$8,4\pm2,9^{bA*}$	$2,3 \pm 0,31^{Aa*}$	$1,9 \pm 0,3^{Aa*}$
D1	$1,8\pm0,2^{aA**}$	$4,1\pm3,2^{Ab**}$	$3,8\pm1,08^{aA**}$	$7,5\pm2,4^{bA**}$	$1,69 \pm 0,36^{Aa**}$	$1,1 \pm 0,01^{Ab**}$
U2	$2,5\pm0,7^{aA*}$	$9,3\pm1,3^{bA*}$	$4,1\pm2,4^{aA*}$	$8,9\pm,3^{bA*}$	$2,53 \pm 0,31^{Aa*}$	$1,5 \pm 0,5^{Ab*}$
D2	$2,3\pm0,5^{aA**}$	$5,6\pm1,5^{bA**}$	$7,5\pm1,8^{aA**}$	$7,0\pm1,4^{bA*}$	$1,22 \pm 0,30^{Aa**}$	$2,81 \pm 0,05^{Ab**}$
U3	$9,0\pm3,0^{aA*}$	$11,7\pm2,9^{bA*}$	$3,4\pm1,1^{aA*}$	$5,4\pm2,8^{bA*}$	$2,0 \pm 0,26^{Aa*}$	$1,64 \pm 0,08^{Ab*}$
D3	$2,7\pm1,2^{aA**}$	$3,3\pm1,3^{bA**}$	$7,6\pm2,1^{bA**}$	$9,4\pm2,5^{bA**}$	$0,92 \pm 0,21^{Aa**}$	$2,76 \pm 0,05^{Ab**}$
Saison pluvieuse						
RS	$3,5\pm0,3^{Ba}$	$9,2\pm1,3^{Ab}$	$3,6\pm1,4^{aB}$	$5,3\pm1,7^{bB}$	$2,6 \pm 0,2^{Ab}$	$2,84 \pm 0,09^{Bb}$
U1	$2,6\pm1,0^{aB*}$	$4,1\pm2,1^{Bb*}$	$4,9\pm3,6^{aA*}$	$6,9\pm1,3^{bB*}$	$2,6 \pm 0,30^{Aa*}$	$2,3 \pm 0,30^{Aa*}$
D1	$1,6\pm0,3^{aB**}$	$3,1\pm2,1^{Bb**}$	$2,7\pm1,6^{aB**}$	$5,0\pm0,9^{bB**}$	$1,26 \pm 0,20^{Aa**}$	$2,9 \pm 0,30^{Bb**}$
U2	$2,4\pm0,3^{aA*}$	$8,8\pm2,6^{Bb*}$	$3,1\pm0,3^{aB*}$	$5,0\pm1,8^{bB*}$	$2,2 \pm 0,52^{Aa*}$	$2,80 \pm 0,06^{Ab*}$
D2	$1,2\pm0,7^{aB**}$	$5,4\pm1,7^{Bb**}$	$4,0\pm1,8^{aB**}$	$6,4\pm2,1^{bB**}$	$1,8 \pm 0,30^{Aa**}$	$2,01 \pm 0,05^{Bb**}$
U3	$2,9\pm1,2^{aB*}$	$9,5\pm3,0^{Bb*}$	$2,1\pm1,0^{aB*}$	$5,8\pm1,1^{bA*}$	$2,3 \pm 0,10^{Aa*}$	$1,0 \pm 0,05^{Bb*}$
D3	$1,6\pm0,8^{aB**}$	$4,5\pm2,0^{Bb**}$	$6,2\pm2,2^{aB**}$	$9,3\pm2,0^{bA**}$	$0,65 \pm 0,7^{Aa**}$	$2,1 \pm 0,01^{Bb**}$

Les valeurs représentent la moyenne ± l'écart-type. Pour chaque variable, a et b indiquent une différence significante entre les espèces ($p < 0,05$) ; A et B indiquent des differences significantes entre les saisons ; * et ** indiquent des différences significantes entre les stations amont-aval et par rapport au groupe de référence (*$p < 0,001$, **$p < 0,01$).

4.4.2. Histologie des Gonades d'*O. niloticus* et *L. pellegrini* des sites miniers du Territoire de Mwenga

4.4.2.1.Stade de maturité sexuelle chez les mâles

Pendant la saison sèche, des sections de testicules d'*O. niloticus* ont montré tous les stades de la spermatogenèse sur tous les sites mais pas chez tous les poissons. Les proportions les plus élevées dans tous les stades ont été observées dans les sites en aval (D1, D2, D3), sauf pour les

spermatides et les spermatozoïdes qui étaient plus représentés dans les testicules des poissons capturés dans le site de référence (rivière Mikyaba) et en amont qu'en aval des sites miniers dans les rivières Ulindi et Mobale à Mwenga et Kamituga respectivement ($F= 5.\ 423\ p<0,05$). Cela s'explique par le fait que ; en condition de vie menacée, les poissons de l'aval (généralement pollués) ont tendance à se reproduire vite que ceux des sites non pollués. Et reflète le système K et R en écologie. En effet, lorsque les ressources sont abondantes dans le milieu et toutes les conditions écologiques sont réunies, les espèces prend du temps pour se reproduire et sont des grandes tailles par contre, lorsque ces conditions sont réduites ou menacés et que la disponibilité des ressources diminue, les espèces ont tendances à se reproduire à bas âge et sont souvent de petite taille (nain).

Le sperme a été trouvé dans seulement 5,2, 3,2 et 2,1% des mâles échantillonnés à D1, D2 et D3, respectivement, par rapport à 45,2%, 24,6, 13,0 et 19,7% des poissons échantillonnés au site de référence ST (rivière Mikyaba) et en amont des rivières Ulindi et Mobale (U1, U2 et U3), respectivement. Des résultats similaires ont été observés pendant la saison des pluies, ainsi tous les stades ont été loués sur tous les sites mais pas chez tous les poissons. Tous les poissons de tous les sites ont libéré des spermatozoïdes, mais ceux des sites contaminés (en aval : D1, D2 et D3) contenaient des niveaux plus faibles ($F=6.181\ p<0.05$) de spermatides et étaient dépourvus de spermatozoïdes (13.4-0.0% ; 9. 1-0,0% et 21,7-0,0%, respectivement) par rapport aux poissons du site de référence ST et à ceux de l'amont (10,0-61,5% ; 24,5-21,4% ; 13,4-17,7% et 34,5-8,0%, respectivement pour les sites (RS, U1, U2, et U3). Cela reflète l'effet du mercure sur les organes reproducteurs induisant une inversion sexuelle. C'est-à-dire, la présence des ovules dans les testicules des poissons des sites en aval est la preuve de cette inversion sexuelle et la justification de cette différence observée ne terme des spermatides et des spermatozoïdes des poissons de l'aval vs ceux des sites témoins ou de l'amont.

La proportion de spermatozoïdes dans les testicules des poissons des sites miniers situés en aval des rivières Ulindi et Mobale était significativement plus faible que celle des poissons du site de référence (rivière Mikabya) et en amont des sites miniers U1, U2 et U3 ($p<0,05$). (Figure 25a)

Les sections de testicules de poissons prélevées chez *L. pellegrini* pendant la saison sèche indiquent la présence des six stades de développement testiculaire chez les poissons capturés dans les sites de référence (RS) et en amont des sites d'exploitation minière (U1-U3) alors que ceux en aval des sites contaminés (D1-D3) étaient dépourvus de sperme. Comme pendant la saison sèche, tous les stades de la spermatogenèse ont été enregistrés dans tous les sites pendant

la saison des pluies, mais pas chez tous les poissons échantillonnés et pour tous les sites. La proportion de spermatozoïdes dans les testicules des poissons du site aval : D1, D2 et D3 (11,4-21,3 %) était significativement plus faible (F= 4,23 p<0,05) que pendant la saison sèche, mais pas chez tous les poissons échantillonnés et pour tous les sites. La proportion de spermatozoïdes dans les testicules des poissons du site aval : D1, D2 et D3 (11,4 à 21,3 %) était significativement plus faible (F= 3,602 p<0,05) que dans ceux des sites de référence RS, U1, U2 et U3 avec 78,0 ; 25,2 ; 1,6 et 4,1 % respectivement (Figure 25b).

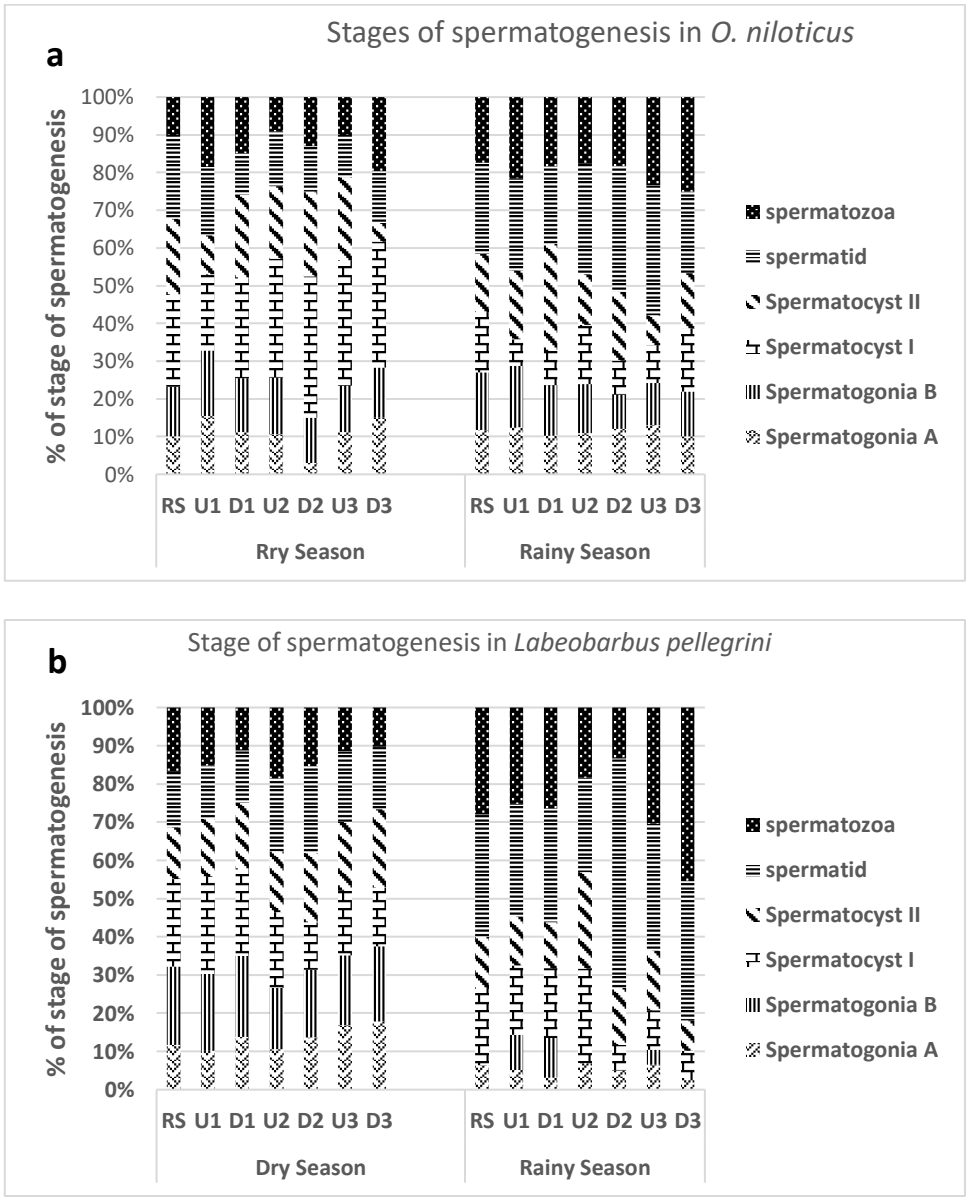


Figure 43. Pourcentages des différents stades de la spermatogenèse chez (a) O. niloticus ; (b) L. pellegrini échantillonnés pendant les saisons sèches et pluvieuses en amont et en aval des sites miniers des rivières Ulindi, Mobale et Mikyaba

(U1-U2) et en aval (D1-D2) des rivières Ulindi, Mobale (U3 : amont et D3 : aval) et Mikyaba (site de référence RS).

4.4.2.2.Stade de Maturité sexuelle chez les femelles

Les sections ovariennes des femelles *O. niloticus* échantillonnées pendant la saison sèche ont indiqué la présence de tous les stades de l'ovogenèse sur tous les sites avec une prépondérance marquée du stade périnucléolaire (52,3-64,7%). Des taux plus élevés ($F= 7,024$ $p<0,05$) d'ovocytes aux stades alvéolaire cortical (14,5-18,2%) et vitellogène précoce (8,7-14,2%) et des taux plus faibles ($F= 2,925$ $p<0,05$) d'ovocytes aux stades vitellogènes tardifs (2,3-8,0%) ont été observés chez les poissons collectés dans les sites en aval des puits de mine par rapport à ceux en amont considérés comme sites de référence. Pendant la saison sèche, les ovaires contenaient très peu d'ovocytes au-delà du stade vitellogène tardif. Pendant les inondations, tous les stades étaient présents dans les ovaires d'*O. niloticus* collectés sur tous les sites, avec une prépondérance marquée d'ovocytes périnucléolaires (40,1-74,3%). Une plus grande proportion ($F=4,301$ $p<0,05$) d'ovocytes dans les stades cortical alvéolaire (8,7-25,5%) et vitellogène précoce (3,3-20,4%) dans tous les sites et dans toutes les saisons. Le stade de maturation finale était plus présent dans les ovaires d'*O. niloticus* collectés dans les sites en aval par rapport aux sites miniers en amont. (Figure 23a)

Chez *L. pellegrini*, les sections d'ovaires des poissons collectés pendant la saison sèche ont également indiqué la présence de tous les stades de développement des ovocytes avec une proportion plus élevée d'ovocytes périnucléolaires (58,9-75, 3%) et des proportions plus faibles ($F=3. 312$ $p<0,05$) des proportions plus faibles d'ovocytes alvéolaires corticaux (3,5-6,3%) et d'ovocytes vitellogéniques précoces (3,3-3,5%) chez les poissons des sites en aval (D1, D2 et D3) par rapport à ceux des sites de référence et en amont (U1, U2 et U3). En revanche, pendant la période d'inondation, tous les stades ont été observés dans les ovaires des poissons collectés en aval (D1, D2, et D3), avec un pourcentage relativement faible ($F=5,421$ $p<0,05$) d'ovocytes post-ovulatoires (3-6,5%) par rapport à ceux du site de référence (U1, U2, et U3) (Figure 23b).

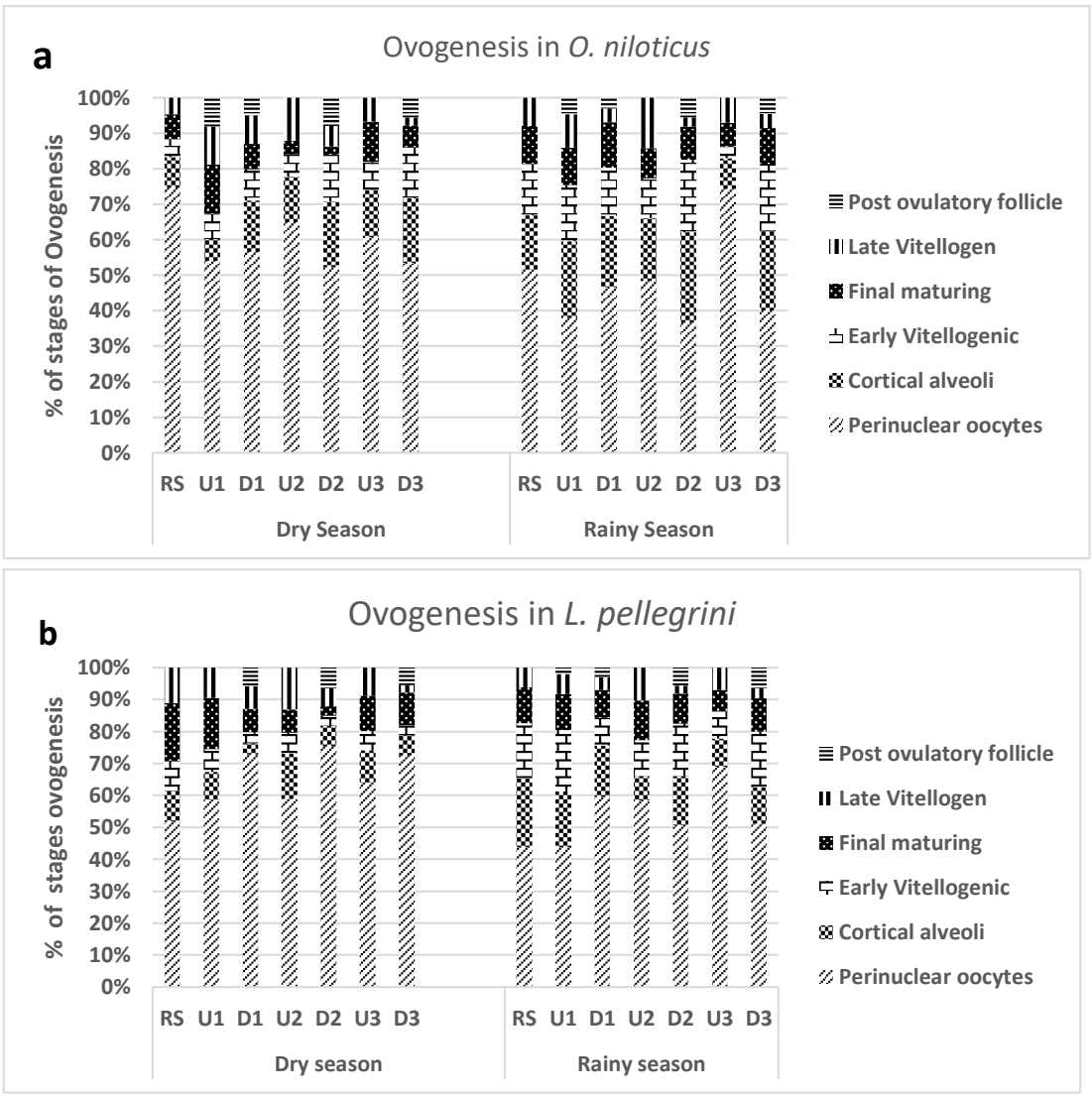


Figure 44. Pourcentages des différents stades de l'ovogenèse chez (a) O. niloticus (b) L. pellegrini

Avec (DS : Saison sèche, RS : Saison des pluies, ST (Site de référence de la rivière Mikyaba), Ulindi River1 (U1 : Amont et D1 : Aval), Ulindi River2 (U2 : Amont et D2 : Aval), Mobale River (U3 : Amont et D3 : Aval).

4.4.3. Evaluation Histopathologique chez *O. niloticus* et *L. pellegrini*

4.4.3.1. Prévalence des altérations des testiculaires

Les spécimens de poissons échantillonnés en amont des sites miniers et au site de référence : U1, U2, U3 et RS présentaient les occurrences les plus faibles ($F = 3,122$ $p<0,05$) d'altérations gonadiques (6 à 9 altérations), tandis que les poissons échantillonnés en aval aux sites D1, D2, D3 avaient les occurrences les plus élevées d'altérations (8-12 altérations). Au total, 12 altérations différentes ont été observées pour les deux espèces et presque tous les sites au cours des saisons (Figure 45a et b). Le degré le plus élevé d'altérations histologiques a été observé pendant la saison des pluies pour les deux espèces ensemble. Modifications régressives (c'est-à-dire fibrose, nécrose, vacuolisation du parenchyme testiculaire, présence de syncytium cellulaire, décollement de la membrane cytoplasmique, désorganisation des structures lobulaires et kystiques et infiltration d'adipocytes) et l'intersexualité (présence d'ovocytes testiculaires) se sont avérées plus répandues selon les espèces et les saisons dans tous les sites d'échantillonnage, par rapport à d'autres modèles de réponse (Figure 46). À l'exception de la dégénérescence testiculaire, la présence de cellules spumeuses dans la lumière lobulaire et la désorganisation des structures lobulaires étaient présentes dans plus de 30 % des échantillons testiculaires de chaque site contaminé. Les syncytia des cellules germinales ont été plus fréquemment observées chez *L. pellegrini* prélevé sur des sites contaminés que chez *O. niloticus* (trouvé dans seulement 37,2 % des tissus pendant la période d'inondation D2). (Tableau A1).

Pour les deux espèces étudiées, tous les stades germinaux impliqués dans la gamétogenèse ont été observés chez les mâles et les femelles. Cependant, chez les mâles, des anomalies structurelles du tissu testiculaire ont été observées. En effet, les effets des polluants sur les testicules des poissons sont largement documentés concernant les perturbations des gonades. Dans la présente étude, la structure des tubules séminifères, la fibrose et la nécrose étaient les altérations les plus observées chez les deux sexes pour *O. niloticus* et *L. pellegrini*, alors que chez les mâles, une prédominance des ovocytes testiculaires (taux de prévalence le plus élevé chez *L. pellegrini*) a été observée chez les deux espèces pendant la saison des pluies. Cela pourrait s'expliquer par la forte bioaccumulation des polluants dans ces organes durant cette période où le mercure s'accumule beaucoup plus dans les sédiments en aval des sites miniers dans les rivières Ulindi et Elila.

Concernant la survenue d'altérations histologiques selon le sexe et le site, les résultats de cette étude montrent que les femelles sont moins touchées que les mâles pour toutes les espèces. De plus, un nombre élevé d'altérations a été observé pendant la saison sèche, mais une forte prévalence de chacune de ces altérations a été constatée pendant la saison des pluies pour les poissons collectés dans les sites en aval des sites miniers. Ceci est dû au fait que les activités minières dans la zone d'étude sont intensifiées pendant la saison sèche. La forte prévalence de la contamination chez les poissons capturés en aval pendant la saison des pluies est justifiée par la concentration accrue de mercure dans l'eau et les sédiments provenant du ruissellement des terres environnantes, car c'est au bord de la rivière que le nettoyage et l'amalgame des fines particules d'or ont lieu. L'altération la plus fréquente aux sites en amont des sites miniers était la présence d'un centre mélano-macrophage (CMM).

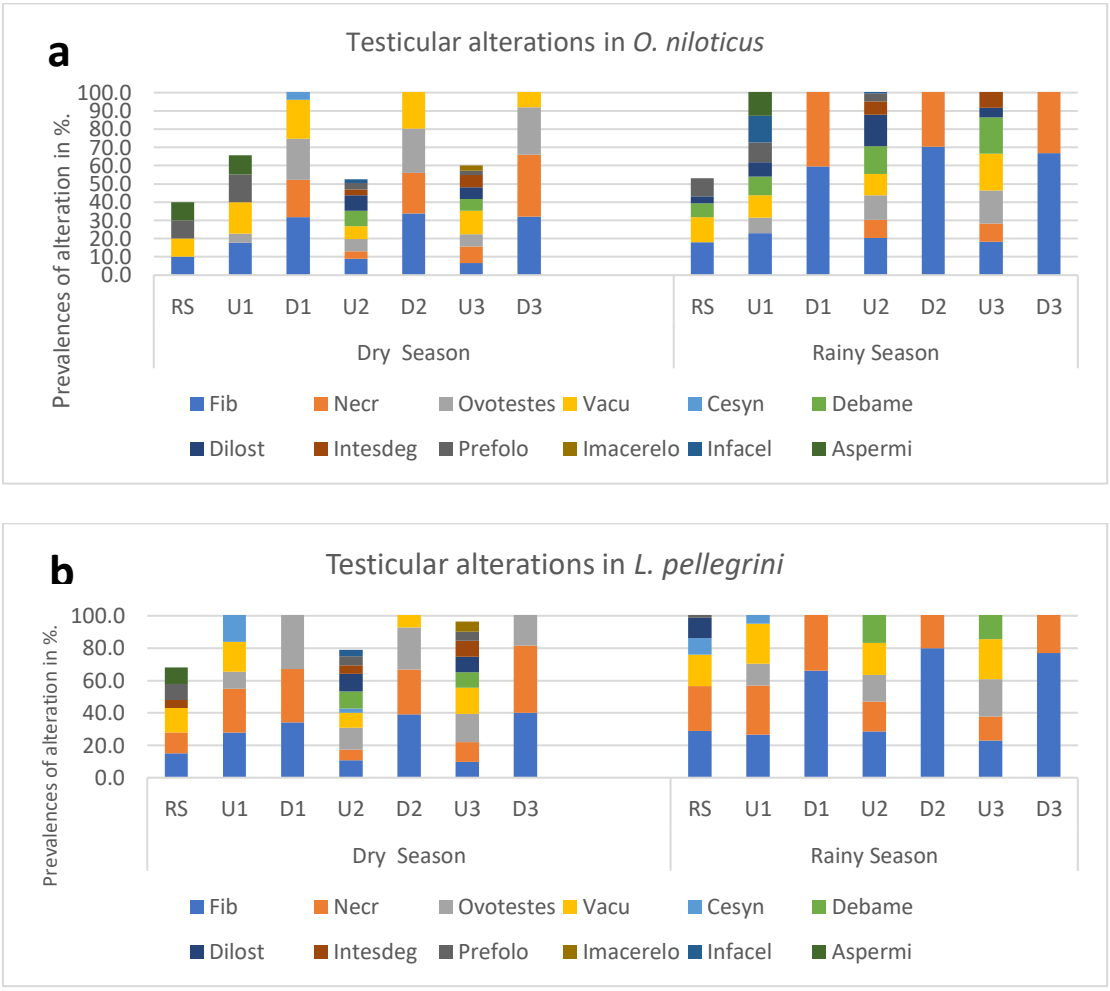


Figure 45.Altérations testiculaires dans (a) O. niloticus et(b) et L. pellegrini échantillonnés pendant les saisons sèche et pluvieuse sur différents sites en amont et aval

Avec : U1-U2 : Sites Amont et en aval (D1-D2) des rivières Ulindi, Mobale (U3 : Amont et D3 : Aval) et Mikyaba (site de référence RS). Avec Fib: Fibrose, Nécr. : Nécrose, Ovotestes : Ovocytes testiculaires, Vacu :Vacuolisation, Cesyn : Syncytium

cellulaire, Debame :Décollement de la membrane basale, Dilost. : Désorganisation des structures lobulaires, Intesdeg. : Augmentation de la dégénérescence testiculaire, Préfolo : Présence de cellules spumeuses dans la lumière lobulaire, Imacerelo : Cellules immatures libérées dans la lumière lobulaire, Infacel : Infiltration de cellules graisseuses, Aspermi : Augmentation anormale des spermatozoïdes.

- *Analyse semi-quantitative.*

Les altérations des testicules observées chez les poissons échantillonnés aux sites en aval (D1, D2 et D3) étaient beaucoup plus prononcées que celles trouvées chez les poissons des sites de référence en amont ($F= 6,356$ $p<0,01$). Les altérations des testicules ont atteint la classe 3 ($It \leq 35$) chez *O. niloticus* échantillonné sur les sites des stations minières en aval (D1, D2 et D3), par rapport aux sites en amont (U1, U2 et U3) où elles ont atteint la classe 2 ($10 \leq It \leq 25$) quelle que soit la saison. Chez *L. pellegrini*, les altérations des testicules ont atteint la classe 4 ($It > 35$) chez les poissons de D1, D2 et D3 tandis que la classe 3 a été atteinte pour les poissons des sites en amont (U1, U2 et U3) pour les deux saisons.

La présence d'ovocytes testiculaires (ovotestis) a été rarement identifiée chez les poissons collectés en amont des sites miniers, mais en aval, la prévalence d'ovotestis variait de 22,5 à 75,8 % chez *O. niloticus* et de 25 à 80 % chez *L. pellegrini*. La prévalence la plus élevée a été enregistrée à D2 (80%) pour *L. pellegrini* et la prévalence la plus faible a été observée à la station U1 (8,3%) pour *O. niloticus* ($F= 4,562$ $p<0,05$). Aucun cas d'ovotestis n'a été observé chez les poissons pêchés dans la rivière Mikyaba considérée comme site de référence alors que les poissons prélevés sur les sites en amont présentaient une faible prévalence d'ovotestis ne dépassant pas 25% pour les deux espèces, quelle que soit la saison. Chez *O. niloticus*, les ovotestis observés ont des diamètres allant de 0,07 à 0,12 mm avec une moyenne de $0,09 \pm 0,02$.

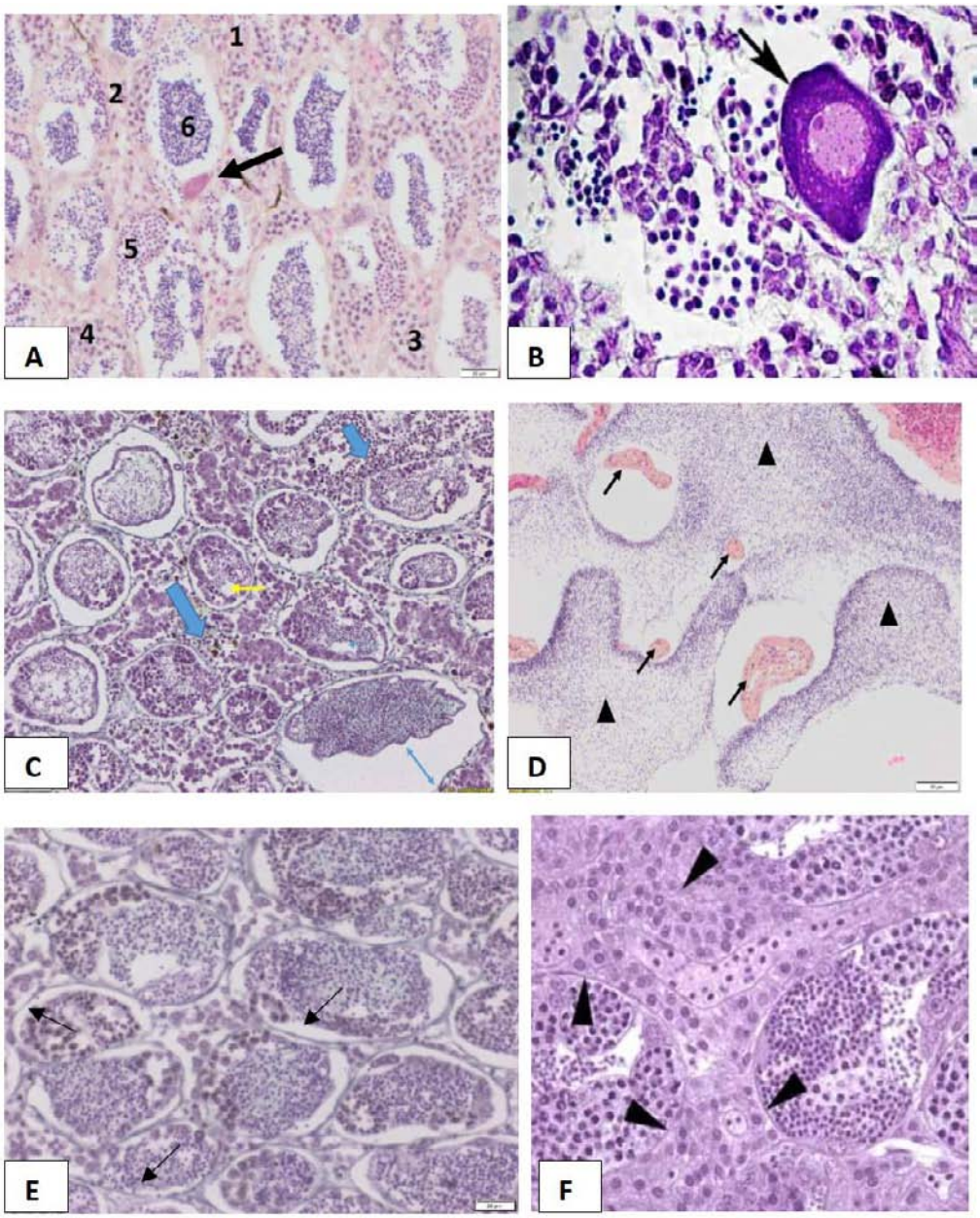


Figure 46. Micrographies légères de coupes testiculaires représentatives chez O. niloticus et L. pellegreni

(A) *Oreochromis niloticus* (S2) montrant une nécrose localisée à un endroit (flèche, HES) et les différents stades de la spermatogenèse (1) Sg A, (2) Sg B, (3) Scyt I, (4) Scyt II, (5) Spd et (6) Spz ; (B) *Labeobarbus pellegrini* (D3) montrant un ovocyte testiculaire (flèche, HE) ; (C) *Oreochromis niloticus* (D3) montrant des syncytia de cellules germinales (flèche, HE) : syncytia de cellules germinales (tête de flèche), centres mélanomacrophagiques (flèche bleue), détachement cytoplasmique (double flèche), infiltration adipocytaire (flèche jaune) ; (D) *Oreochromis niloticus* (S6) montrant un testicule néoplasique avec un nombre anormal de spermatozoïdes (tête de flèche) et syncytia de cellules germinales (flèche, HE). (E) *Oreochromis niloticus* (D2) montrant un testicule avec une hyperplasie modérée des cellules interstitielles (flèches, HE) ; (F) *Labeobarbus pellegrini* (D2) montrant un testicule avec une hyperplasie modérée des cellules interstitielles ; grossissements : 20 X (A, C, D, E, F), 40 X (B).

4.4.3.2.Prévalence des altérations ovariennes.

Six types d'altérations, toutes classées comme modifications régressives (RC) ont été identifiées chez les poissons *O. niloticus* et les femelles *L. pellegrini*. Ceux-ci comprennent la nécrose, la fibrose, les follicules atrésiques pré-ovulatoires, les centres mélanomacrophages (MMC), la vacuolisation et le détachement de la membrane cytoplasmique dans les ovocytes périnucléolaires (Figure 47). Quelles que soient les espèces et les saisons, les poissons des sites de référence (U1, U2 et U3) ont subi le plus faible nombre d'altérations (0-4 dégâts). Les altérations les plus répandues chez les poissons échantillonnés quel que soit le site ou la saison sont la présence de MMC et de nécrose qui ont été observées entre (9,8-34,6%) et (9,7-56,9%) chez *Oreochromis niloticus* et *Labeobarbus pellegrini* respectivement pendant la saison sèche.

En comparant les ovaires de *L. pellegrini* et *O. niloticus*, les résultats de cette étude montrent que les femelles de *L. pellegrini* étaient plus fréquemment altérées que celles d'*O. niloticus*, probablement en raison de leur position trophique et de leurs préférences benthiques. les mettant en contact étroit avec les polluants des sédiments. Il existe également des comportements et des stratégies de reproduction très différents de chaque espèce. Parmi les altérations de grande importance, le facteur (3), les follicules atrésiques pré-ovulatoires, étaient les plus répandus chez les deux espèces et présentaient les pourcentages les plus élevés pendant la saison des pluies sur les sites pollués en aval (D1-D3).

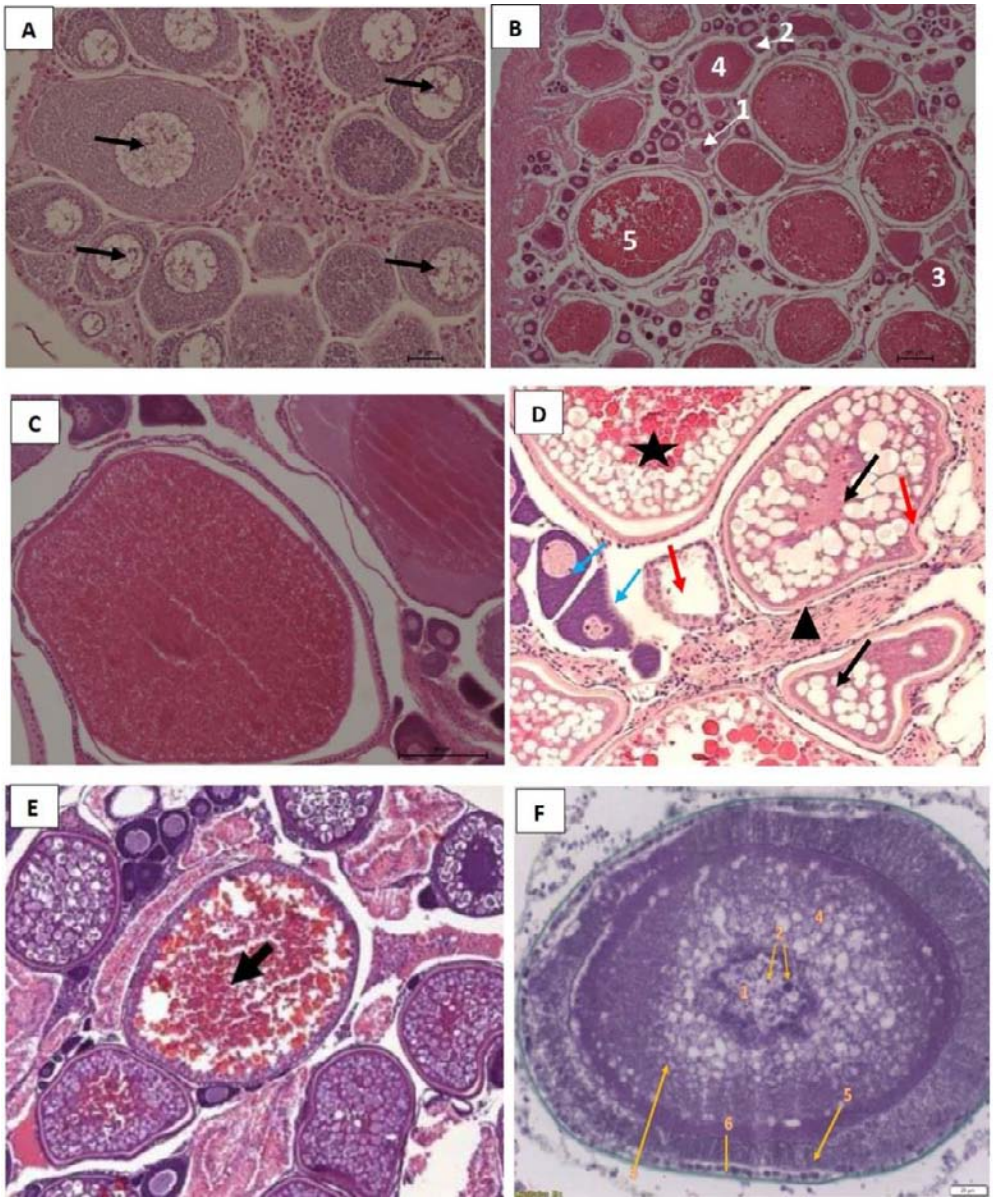


Figure 47. Micrographies légères de coupes ovariennes représentatives chez O. niloticus et L. pellegreni

(A) *L. pellegrini montrant des ovocytes prévitellogéniques fortement vacuolisés (flèche) ; (B) O. niloticus (S3) montrant des cellules germinales femelles à différents stades de différenciation (coloration : HE) (1) : oogone, (2) : ovocyte protoplasmique, (3) : cellules corticales, (4) : ovocytes prévitellogéniques, (5) : ovocyte vitellogéniques. (C) O. niloticus présentant une atrésie ovocytaire précoce ; (D) O. niloticus (S2) présentant une fibrose interstitielle (triangle), des ovocytes périnucléaires ou cytoplasmiques (flèches bleues), le follicule atrétique pré-ovulatoire (étoile), des ovocytes à vitellogénine (flèches noires, HE) ; (E) L. pellegrini montrant une atrésie ovarienne (flèche, HE, 20 X) ; (F) O. niloticus (coloration de Trivert) (S2) montrant un ovocyte alvéolaire cortical montrant : noyau (1), nucléoles (2), goutte de vitellus (3), vésicules (4), zone radiata (5), thèque et granulosa (6) grossissements : 20 X (A, B), 40 X (C, D, E, F)..*

- *Analyse semi-quantitative des altérations ovariennes.*

Les mêmes classes d'altérations ovariennes (classes 2 et 3) ont été déterminées sur tous les sites, quelles que soient l'espèce et la saison, sauf *O. niloticus* qui a été échantillonné sur les sites de référence (Rivière Mikyaba et en amont des sites miniers pendant la saison sèche et a montré moins altérations histologiques. Cependant, une analyse plus détaillée a montré que l'indice ovarien (Io) de *L. pellegrini* capturé en aval des sites miniers était plus proche de la classe 3 que l'indice ovarien (Io) au point de référence et aux sites (U1, U2 et U3), quelle que soit la saison. Pour les deux espèces, l'indice ovarien (OI) des poissons des sites pollués était supérieur à celui des sites de référence. Une comparaison des altérations testiculaires et ovariennes chez les deux espèces à chaque site a indiqué que les structures testiculaires étaient plus affectées que les structures ovariennes.

4.4.3.3.Prévalence des altérations hépatiques

Chez les mâles, les nombres les plus élevés d'altérations du foie (8 altérations) ont été observés aux sites D1, D2 et D3 pendant la saison des pluies chez *O. niloticus* et *L. pellegrini*. Les poissons prélevés sur des sites de référence en amont des sites miniers présentaient le plus faible nombre de modifications hépatiques (≤ 4 modifications). Les changements régressifs se sont avérés plus fréquents chez les deux espèces de tous les sites d'échantillonnage par rapport à tout autre modèle de réponse. La déplétion en MMC et en glycogène et la stéatose macrovésiculaire étaient fortement présentes dans plus de 43,4 _ 41 _ et 56,6 % des échantillons de foie, respectivement, quelle que soit l'espèce et la saison. Les hémorragies, la congestion sinusoïdale et les inclusions fibrillaires étaient plus présentes dans tous les sites contaminés (D1, D2, D3) pour tous les sexes, quelles que soient l'espèce et la saison. Chez les femelles, le plus grand nombre d'altérations hépatiques a été observé chez *L. pellegrini* des sites D1, D2 et D3 pendant la saison des pluies. Les poissons échantillonnés aux sites de référence U1, U2 et U3 présentaient le plus faible nombre d'altérations (≤ 6 altérations). Les changements régressifs étaient plus fréquents que les changements progressifs. La MMC, la nécrose cellulaire simple et l'épuisement du glycogène étaient présents sur tous les sites, quelles que soient l'espèce et la saison. En général, les modifications hépatiques chez les spécimens mâles étaient beaucoup plus prononcées que chez les femelles. La prévalence des modifications hépatiques était plus élevée aux sites contaminés (D1 ; D2 et D3), pour les deux espèces. En général, les modifications hépatiques chez les spécimens mâles étaient beaucoup plus prononcées que chez

les femelles. La prévalence des modifications hépatiques était plus élevée aux sites contaminés (D1, D2 et D3), pour les deux espèces. En général, les modifications hépatiques chez les spécimens mâles étaient beaucoup plus prononcées que chez les femelles. La prévalence des modifications hépatiques était plus élevée aux sites contaminés (D1, D2 et D3), pour les deux espèces. Les différentes alterations hépatiques representatives pour les deux espèces sont présentées par la figure 48.

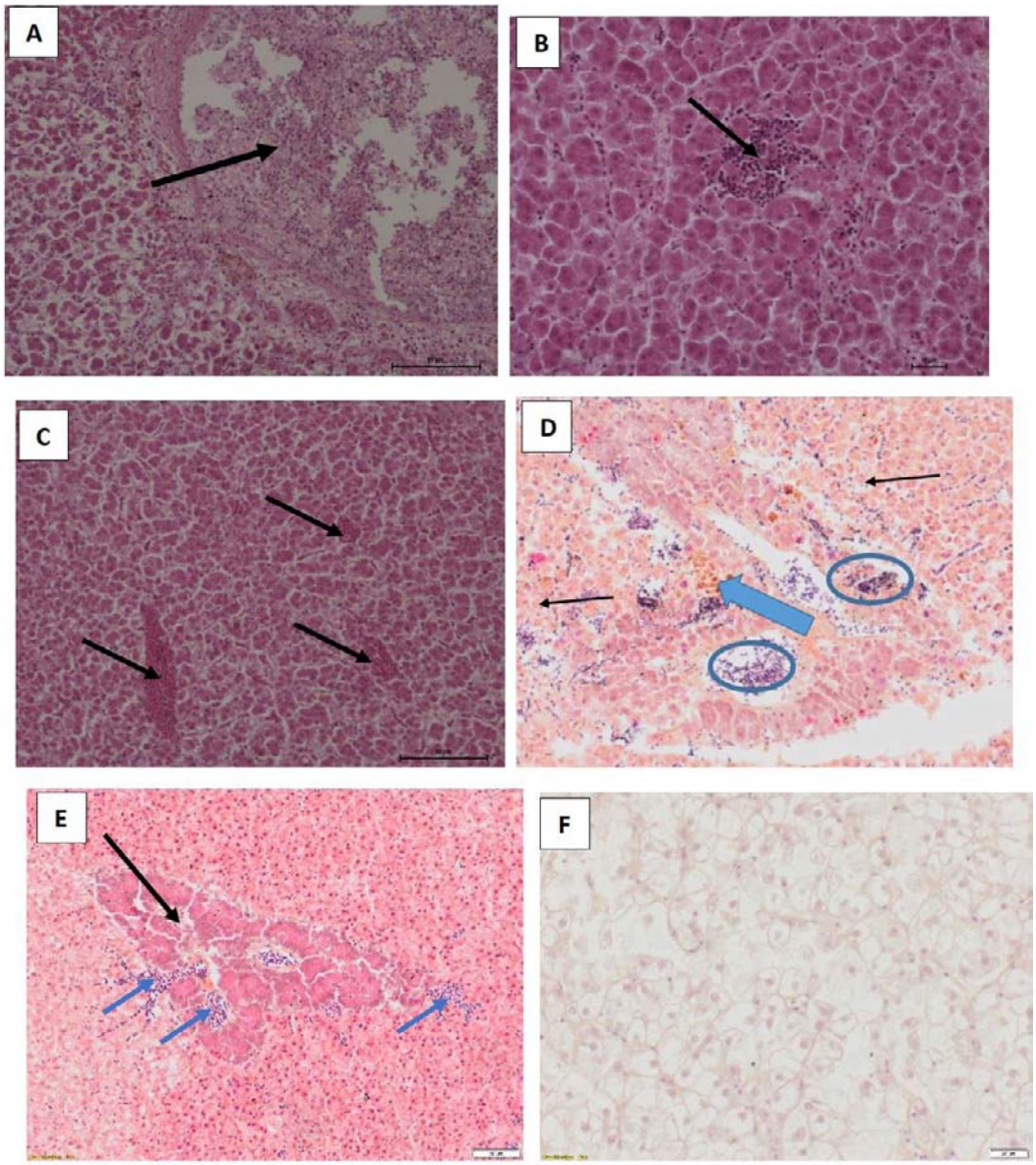


Figure 48. Micrographies légères de coupes hépatiques représentatives montrant des altérations histopathologiques identifiées chez Oreochromis niloticus et Labeobarbus pellegreni

Légende de la Figure 48. Micrographies légères de coupes de foie représentatives montrant des altérations histopathologiques identifiées chez (A) *O. niloticus* montrant une infiltration de leucocytes dans la paroi vasculaire et une chromatine marginalisée dans les noyaux ; (B) *L. pellegrini* montrant une dégénérescence vacuolaire avec une infiltration de lipides ; (C) *O. niloticus* montrant une légère nécrose focale des hépatocytes et une infiltration de cellules

inflammatoires mononucléaires x40, (D) *L. pellegrini* montrant un centre mélanomacrophage (MMC) (flèche bleue), des inclusions fibrillaires (cercle bleu), des vacuoles lipidiques (flèche noire) ; (E) *L. pellegrini* montrant une nécrose localisée à une zone (flèche) et des inclusions fibreuses (flèches bleues) (F) *L. pellegrini* montrant un appauvrissement glycogénique. Grossissements : 20 X (B,C,D,F), 40 X (A, E,).

- *Analyse semi-quantitative des altérations hépatiques*

Le foie joue un rôle crucial dans les processus de détoxification et de biotransformation. De plus, en raison de sa fonction, de sa position et de son apport sanguin, le foie est l'un des organes les plus touchés par la présence de polluants de l'eau (Roberts, 2001 ; Van der Oost et al., 2003 ; Genten et al., 2010), et il a été utilisé comme référence pour l'analyse des lésions tissulaires causées par des composés toxiques environnementaux(Amaral et al., 2002). L'indice hépatosomatique (IHS) est le premier paramètre macroscopique qui reflète l'état du foie. Dans cette étude ; contrairement au IGS, le HSI a diminué significativement de l'amont en aval pour *O. niloticus* et *L. pellegreni*. Cette variation était plus notable pour la rivière Mobale, en aval des sites miniers. Il y avait aussi une différence significative ($p < 0.05$) entre les sites les échantillons de la rivière Ulindi et ceux de la rivière Elila en aval des sites miniers.

L'indice hépatique (Ih) des *L. pellegreni* mâles était plus élevé ($F=20,7$; $p< 0,001$) sur tous les sites miniers en aval, atteignant la classe 4 ($Ih \geq 35$) tandis que les poissons de U1, U2 et U3 restaient dans la classe 2 ($10 \leq Ih \leq 25$). En général, l'indice hépatique (Ih) était plus élevé pendant la saison des pluies que pendant la saison sèche. Pour *O. niloticus*, seuls les mâles prélevés en aval (D1, D2 et D3) pendant la saison des pluies ont atteint la classe 4. Comme pour les mâles, l'indice hépatique (Ih) de la femelle *L. pellegrini* était plus élevé pendant la saison des pluies que pendant la saison des pluies. La saison sèche, la classe 4 n'étant atteinte qu'en D2 et D3 lors de la crue, alors que l'indice hépatique des femelles prélevées dans l'autre des sites miniers aval n'a jamais dépassé la classe 3. Des observations similaires ont été faites pour *Oreochromis niloticus*, avec un indice hépatique de femmes en classe 2).

4.4.3.4.Prévalence des altérations branchiales

Les résultats obtenus à partir de l'analyse histopathologique des branchies des poissons des rivières Ulindi et Elila montrent que, pendant la période d'échantillonnage, l'eau et les sédiments contenaient des polluants susceptibles d'induire les altérations histopathologiques observées. Bien que les altérations observées ne soient pas spécifiques à un polluant, elles pourraient être liées à des résultats publiés antérieurement sur des altérations branchiales causées par une exposition expérimentale à certains polluants.

Plus de 90 % des branchies observées sur les sites en aval des sites d'orpaillage présentaient des changements histopathologiques modérés à sévères. L'altération « progressive » la plus courante est l'hypertrophie de l'épithélium branchial et la fusion des lamelles secondaires. Des troubles circulatoires surviennent fréquemment, généralement sous forme d'hyperémie et de télangiectasies. Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été observée entre les sexes pour les deux espèces. Les changements étaient moindres chez *O. niloticus* et plus intenses chez *L. pellegrini* ($p < 0,05$). La nécrose et le dimorphisme laminaire étaient les altérations régressives les plus prononcées chez les deux espèces à tous les sites en aval (D1, D2 et D3). Bien que le soulèvement épithélial et le repliement lamellaire étaient les plus élevés chez *L. pellegrini*, la désorganisation lamellaire était l'altération régressive la plus exprimée chez *O. niloticus*. (Figure 49).

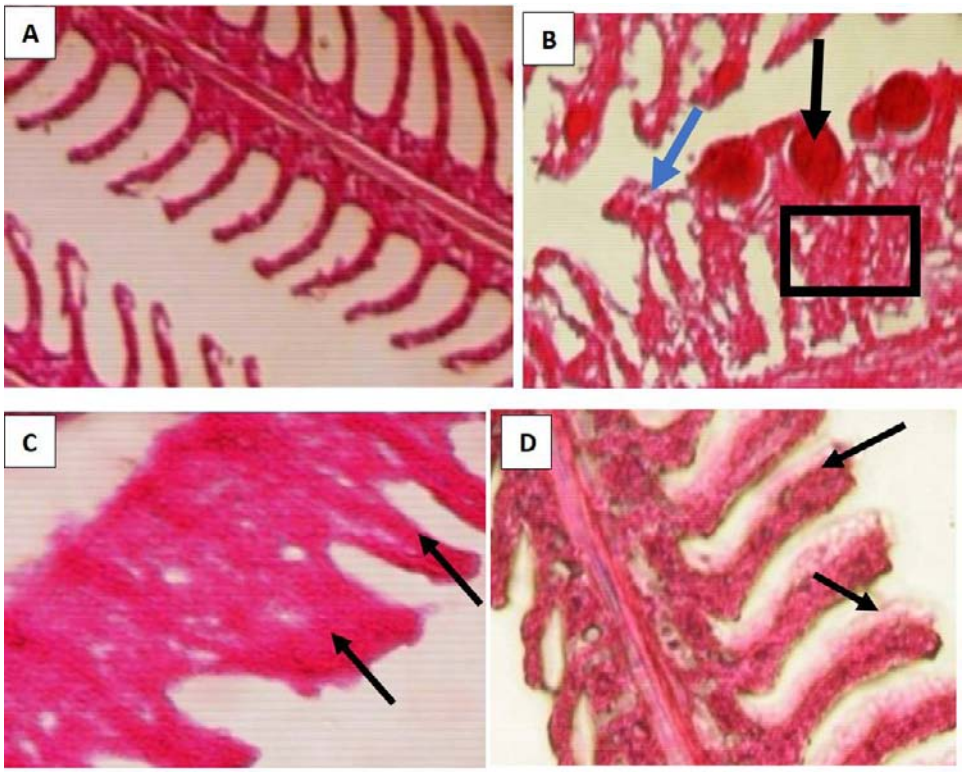


Figure 49. Micrographies légères des coupes branchiales représentative de Oreochromis niloticus (à gauche : Coloration Hémalun-Eosine) et de Labeobarbus pellegrini (à droite : Coloration hématoxyline et à l'éosine)

Légende de la Figure 47: Monographies légères des coupes branchiales représentatives (A) *O. niloticus* showing normal gills. (B) *L. pellegrini* montrant une désorganisation des lamelles (rectangle) et Kyste au sommet de lamelles (Flèche), (C) Hyperplasie et fusion complète des lamelles ; (D) *O. niloticus* montrant le dimorphisme des lamelles (Hemalun-Eosin staining). Magnifications: 40 × (A, B, C, and D)

5. *Analyse semi-quantitative*

En comparant l'indice branchial obtenu pour chacune des deux espèces étudiées, les résultats de la figure 50, montrent que l'indice branchial (Ib) de *L. pellegreni* était plus élevé dans tous les sites contaminés, atteignant la classe 4 (Ib ≥ 35) alors que les poissons de U1, U2 et U3 n'ont pas dépassé la classe 2 (10 ≤ Ib ≤ 25). Chez *O. niloticus*, seuls les mâles de D3 et toutes les femelles échantillonnées sur les sites en aval (D1, D2 et D3) pendant la saison des pluies ont atteint la classe 3 (26 ≤ Ib ≤ 35). Ces résultats coïncident avec ceux obtenus pour la concentration des métaux, ce qui serait à la base différence. En plus, le régime alimentaire et la position trophique de chacune de ces deux espèces contribuent significativement à cette diférence.

De manière générale, comme pour les gonades et le foie de ces deux espèces étudiées, l'indice branchial (Ib) était plus élevé en saison des pluies qu'en saison sèche avec une différence très significative selon les espèces, selon les sites et selon les saisons quel que soit le sexe. Cela s'explique par la dilution des métaux lourds due aux précipitations qui augmenter le processus de « lixiviation » qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés. Ainsi, les échantillons de poissons collectés en aval (D1, D2 et D3) pendant la saison des pluies ont atteint la classe 4 (Ib ≥ 35) pour *L. pellegrini* tandis que pour *O. niloticus* collectés aux mêmes endroits, leur indice branchial n'a pas dépassé la classe 3 (26 ≤ Ib ≤ 35).

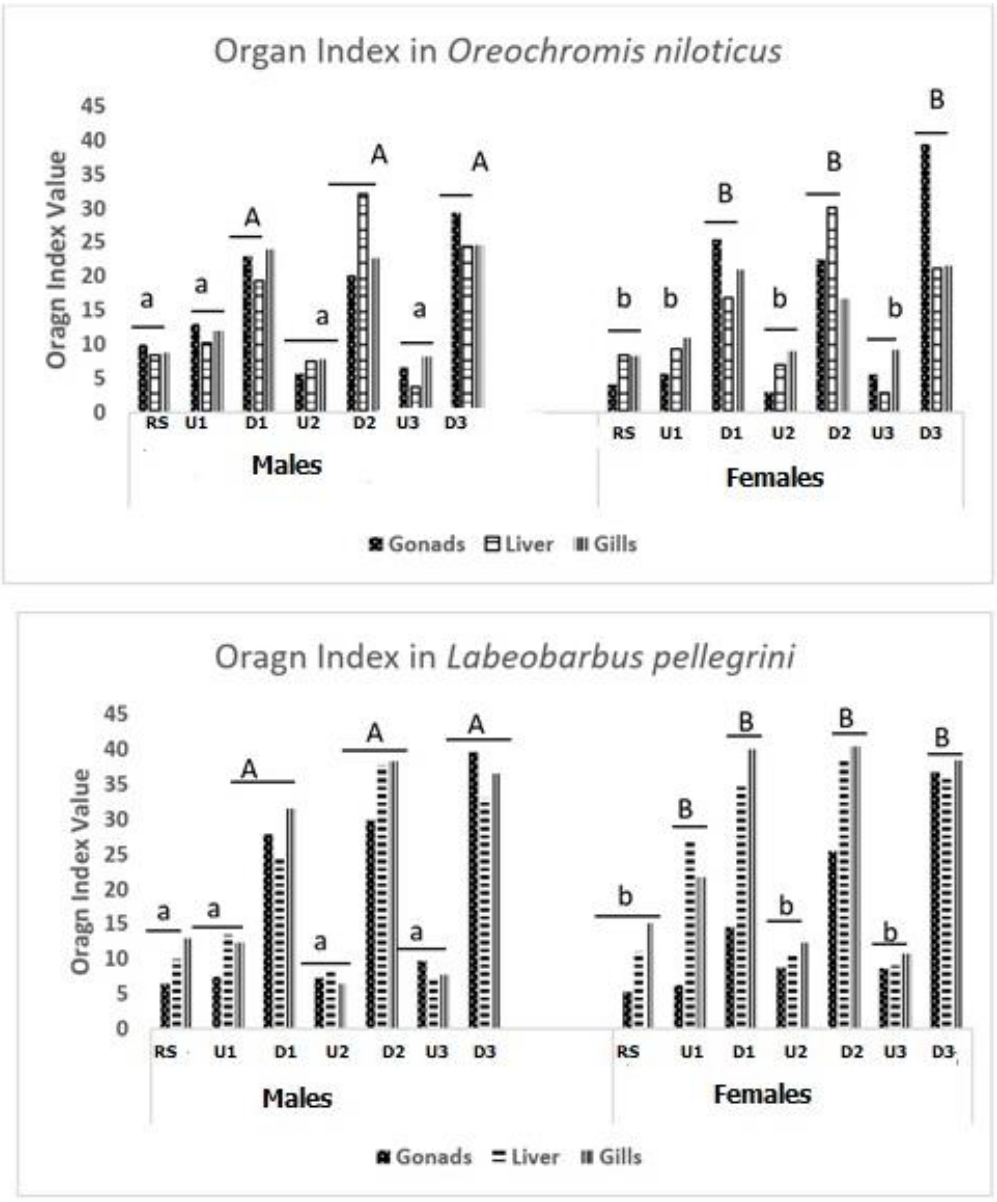


Figure 50. Indice d'organes mâles et femelles chez O. niloticus et L. pellegrini

Avec RS (Site de référence Rivière Mikyaba), Rivière Ulindi1 (U1 : Amont et D1 : Aval), Rivière Ulindi2 (U2 : Amont et D2 : Aval), Rivière Mobale (U3 : Amont et D3 : Aval). Pour chaque espèce, A et B indiquent la différence significative ($F= 54,61$, $p<0,05$) entre les mâles et les femelles et * et ** indiquent la différence ($F= 8,415$, $p<0,001$) entre les sites en amont et en aval.

4.4.3.5.Indicateurs de la santé

Pendant la saison sèche, les testicules, le foie et les branchies des deux espèces ont également montré des altérations prononcées aux sites en aval (D1-D3). Une comparaison entre les saisons a indiqué que les altérations de ces trois organes augmentaient pendant la saison des pluies et que *L. pellegrini* a subi plus de dégâts que *O. niloticus*. Cela peut s'expliquer, dans une certaine mesure, par sa position trophique et ses habitudes alimentaires benthiques et, en corollaire, sa capacité bioénergétique différente de celle d'*O. niloticus*. Cependant, bien que les poissons provenant de sites contaminés aient montré de graves dommages aux ovaires, les altérations des gonades femelles étaient généralement moindres que celles observées dans les testicules et étaient plus prononcées pendant la saison des pluies que pendant la saison sèche. Indépendamment de l'espèce, du sexe et de la saison, les branchies étaient plus altérées que le foie et les gonades.

Sur la base de l'histologie du foie, des gonades et des branchies, l'indice total supérieur à 35 chez *L. pellegrini* des sites en aval suggère que les organes examinés étaient gravement endommagés, contrairement aux sites en amont où des altérations légères à modérées ont été observées. Paradoxalement, des teneurs relativement élevées en mercure ont été observées dans les gonades des poissons de certains sites amont, bien que moins représentés que ceux des sites aval. On pense que la présence de mercure dans les sites en amont est due à une migration évasive de poissons déjà affaiblis vers les sites en amont, ou au fait que ces altérations en amont sont liées aux faibles niveaux de T-Hg détectés dans les sites en amont. Ces données suggèrent un effet combiné de plusieurs paramètres chimiques causant de graves lésions tissulaires dans les gonades des sites en aval. L'effet de l'impact de l'orpaillage semble être visible en aval des sites miniers et se traduit par la détérioration de l'état de santé général des poissons qui est causée par la concentration de mercure et le temps d'exposition qui détermine la sévérité du dommage.

4.5. Accumulation des ETM dans les matrices eau-sédiment-muscles

Les résultats du tableau 33 montrent que les concentrations moyennes en Hg, en Cd, en Pb, en Ni, en Cr, en As, en Fe et en Mn sont respectivement de 0,29 ; 0,19 ; 0,33 ; 0,32 ; 0,28 ; 0,37 ; 0,42 et 0,24 mg/l dans les eaux des rivières de la zone d'étude. Elles sont toutes supérieures aux normes recommandées par l'OMS pour l'eau potable qui sont respectivement de 0,001 ; 0,005 ; 0,01 ; 0,02 ; 0,05 ; 0,01 ; 0,2 et 0,05 mg/l (WHO, 2011). Il en ressort que ces eaux sont polluées par ces éléments traces.

Le tableau 34 présente les résumés statistiques des teneurs en éléments traces métalliques dans les sédiments. Il en ressort que le Hg, Cd, Pb, Cu, et Fe se concentrent plus dans les sédiments des rivières étudiées avec des valeurs variant de 0,001 à 1 avec une moyenne de 0,31µg/g pour le mercure, de 0,001 à 0,699 avec une moyenne de 0,24 µg/g pour le cadmium, de 0,100 à 78,3 avec une moyenne de 27,13 µg/g pour le Plomb ; de 0,00 à 87,60 avec une moyenne de 16,90 µg/g pour le cuivre et de 5,50 à 93,60 avec une moyenne de 50,30 µg/g. Ces valeurs sont toutes supérieures aux valeurs préindustrielles recommandées telles que présentées dans le tableau 30.

Tableau 33. Les limites de détection, de quantification, longueur d'onde et normes internationales utilisées pour les différents ETM analysés

Longueurs d'ondes, différentes limites utilisées pour les ETM

ETM	Longueur d'onde (nm)	Lim Détéction (mg/l)	Lim Quantif, (mg/l)	Normes Internationales			
				Eau (mg/l)	Sédiment (µg/g)	Poissons (mg/kg)	DJT
Hg	226,5	0,00004	0,00012	0,001	0,056	1	0,0005
Cd	267,7	0,0003	0,001	0,005	0,102	0,01	0,001
Pb	327,3	0,0003	0,001	0,01	17	0,1	0,004
Cu	259,9	0,004	0,012	2	14,3	1	0,04
Zn	257,6	0,002	0,007	5	52	5	0,3
Ni	231,6	0,0007	0,003	0,02	18,6	0,05	0,02
Cr	220,3	0,003	0,008	0,05	35,9	1	0,003
As	206,2	0,00036	0,0012	0,01	2	0,1	0,0003
Fe	253,7	0,003	0,009	0,2	30,89	0,2	0,7
Mn	228,6	0,002	0,008	0,05	527	0,3	0,14

Tableau 34. Résumés statistiques des concentrions en ETM dans les eaux des rivières

Concentration en éléments traces métalliques des eaux en (mg/l)

	N	Minimum	Maximum	Moyenne		Ecart type	Normes OMS
	Statistique	Statistique	Statistique	Statistique	Erreur std	Statistique	
Mercure (mg/l)	22	,000	,837	,29041	,059967	,281271	0,001
Cadmium (mg/l)	22	,003	,967	,19364	,055514	,260382	0,005
Plomb (mg/l)	22	,010	,807	,32909	,051896	,243416	0,01
Cu (mg/l)	22	,004	1,624	,38745	,100713	,472387	2
Zinc (mg/l)	22	,001	4,247	,62836	,239757	1,124562	5
Nickel (mg/l)	22	,002	1,000	,31623	,073664	,345517	0,02
Chrome (mg/l)	22	,002	,831	,28077	,059762	,280308	0,05
Arsenic (mg/l)	22	,008	,961	,36968	,062799	,294555	0,01
Fer (mg/l)	22	,008	1,000	,41659	,082380	,386396	0,2
Manganèse (mg/l)	22	,002	1,000	,24495	,062667	,293936	0,05
Non Appliqué	22	,002	1,000	,24495	,062667	,293936	
N valide (listwise)	22						

Tableau 35. Résumés statistiques des concentrions en ETM dans les sédiments

Concentration en éléments traces métalliques des sédiments en (µg/g)

	N	Minimum	Maximum	Moyenne		Ecart type	Normes OMS
	Statistique	Statistique	Statistique	Statistique	Erreur std	Statistique	
Mercure (µg/g)	22	,001	1,000	,31327	,057802	,271115	0,056
Cadmium (µg/g)	22	,001	,698	,24305	,049428	,231837	0,102
Plomb (µg/g)	22	,100	78,300	27,13636	4,911293	23,036008	17
Cu (µg/g)	22	,000	87,600	16,90909	6,100670	28,614680	14,3
Zinc (µg/g)	22	,100	69,000	20,62727	4,821853	22,616496	52
Nickel (µg/g)	22	,100	79,700	18,77273	5,343132	25,061509	18,6
Chrome (µg/g)	22	,001	,806	,22386	,054605	,256119	35,9
Arsenic (µg/g)	22	,050	4,565	1,54364	,323946	1,519443	2
Fer (g/kg)	22	5,500	93,600	50,30000	5,476732	25,688148	30,89
Manganèse (µg/g)	22	,050	79,200	19,12045	4,814611	22,582529	527
A ne pas considérer	22	,003	,792	,21595	,048833	,229047	
N valide (listwise)	22						

Tableau 36. Teneurs moyennes en éléments traces métalliques dans les muscles chez O. niloticus

Tenneurs Moyennes des ETM dans les muscles de *O. niloticus* en mg/kg

ETM (mg/kg)	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Erreur std	Ecart type	Limites OMS
Hg	22	0,001	0,75	0,13	0,04	0,20	1
Cd	22	0,001	0,85	0,13	0,04	0,20	0,01
Pb	22	0,001	0,69	0,14	0,05	0,24	0,1
Cu	22	0,001	0,85	0,14	0,06	0,27	1
Zn	22	0,001	0,87	0,15	0,05	0,23	5
Ni	22	0,002	0,77	0,12	0,04	0,20	0,05
Cr	22	0,001	0,62	0,18	0,05	0,25	1
As	19	0,004	0,58	0,13	0,04	0,18	0,1
Fe	22	0,001	0,96	0,13	0,06	0,26	0,2
Mn	22	0,008	0,85	0,11	0,04	0,18	0,3

Tableau 37. Facteur de bioconcentration des ETM dans les muscles de O. niloticus

Facteur de Bioconcentration des ETM chez *O, niloticus*				
ETM	N	Moyenne	Ecart-type	Erreur standard moyenne
Hg	10	2,55	4,96	1,57
Cd	10	16,33	39,84	12,60
Pb	10	0,88	1,14	0,36
Cu	10	1,40	1,92	0,61
Zn	10	3,44	7,56	2,39
Ni	10	4,84	9,61	3,04
Cr	10	2,22	2,71	0,86
As	10	1,23	1,52	0,48
Fe	10	1,71	3,12	0,99
Mn	10	12,53	38,46	12,16

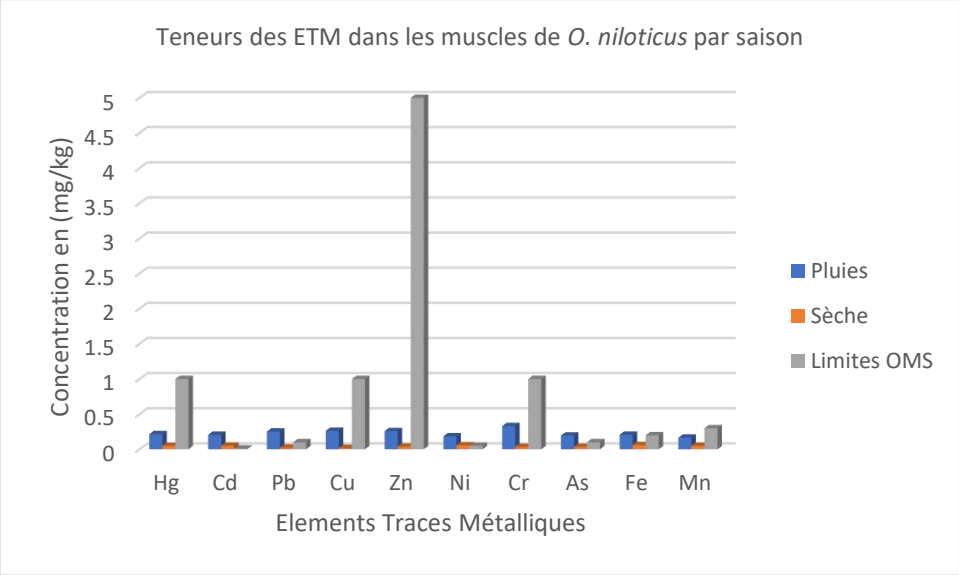


Figure 51. Teneurs des ETM dans les muscles de O. niloticus par saison

Chez *L. pellegreni,* les résultats du tableau 38 révèlent comme pour l'*O. niloticus* une forte concentration en cadmium (0,001 à 0,908 avec une moyenne de 0,20 mg/kg), plomb (0,001 à 0,935 avec une moyenne de 0,123 mg/kg), nickel (0,001 à 0,547 avec une moyenne de 0,095 mg/kg) et arsenic (0,001 à 0,971 avec une moyenne de 0,20 mg/ kg) correspondant respectivement des facteurs de bioconcentration de 8,53 ; 1,61 ; 3,16 et 1,55 (Tableau 38).

Comparées aux normes internationales (OMS, 2011) ; il en ressort que seuls les cadmium, plomb, nickel et arsenic dépassent les normes recommandées et cela se remarque plus en saison de pluies (Figure 52). Le taux élevé de mercure, cadmium, plomb et chrome dans les différents organes pendant la saison des pluies pourrait être dû à sa forte accumulation dans le milieu aquatique, notamment dans les sédiments durant cette période.

Tableau 38. Teneurs moyennes en éléments traces métalliques dans les muscles chez L. pellegreni

Tenneurs Moyennes des ETM dans les muscles de *L, pellegreni* en mg/kg

	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Limites OMS
Hg	22	0,03	0,80	0,23	0,28	1
Cd	22	0,001	0,91	0,20	0,26	0,01
Pb	22	0,001	0,94	0,12	0,23	0,1
Cu	22	0,001	0,87	0,14	0,26	1
Zn	22	0,002	0,88	0,08	0,18	5
Ni	22	0,001	0,55	0,10	0,16	0,05
Cr	22	0,002	0,81	0,19	0,25	1
As	21	0,001	0,97	0,21	0,33	0,1
Fe	22	0,001	0,70	0,13	0,20	0,2
Mn	22	0,007	0,22	0,06	0,04	0,3

Tableau 39. Facteur de bioconcentration des ETM dans les muscles de L. pellegreni

FBC des ETM chez L, pellegreni en (mg/kg)

ETM	N	Moyenne	Ecart-type	Erreur standard
Hg	10	3,42	5,95	1,88
Cd	10	8,53	18,52	5,86
Pb	10	1,61	2,9	0,92
Cu	10	9,86	25,78	8,15
Zn	10	2,29	3,05	0,96
Ni	10	3,16	5,91	1,87
Cr	10	2,51	2,87	0,91
As	10	1,55	1,84	0,58
Fe	10	3,82	10,4	3,29
Mn	10	19,41	46,22	14,62

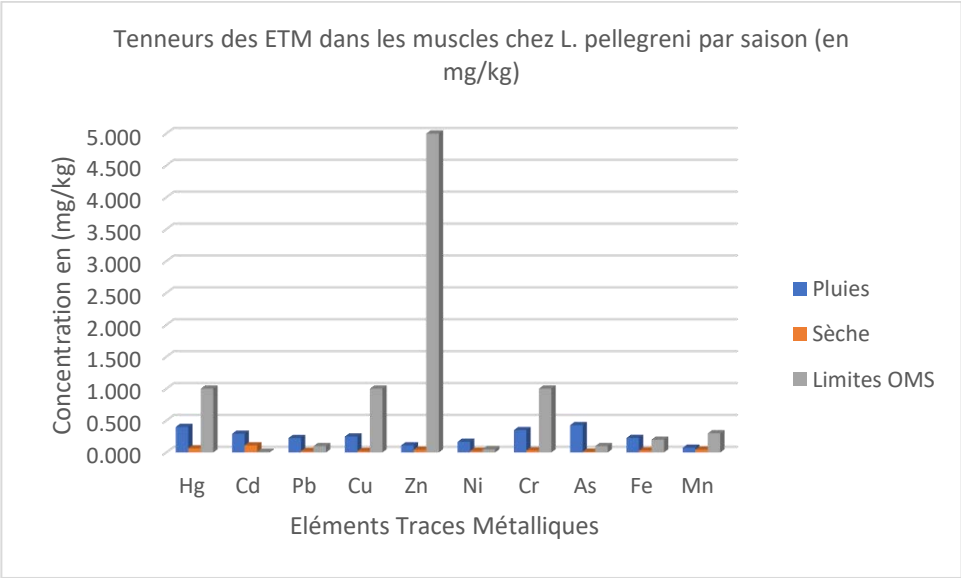


Figure 52. Teneurs des ETM dans les muscles de L. pellegreni par saison

4.6. Risque sanitaire lié à la consommation des poissons

Les populations souvent exposées sont les riverains, en particulier les pêcheurs et leur famille qui consomment du poisson au moins une fois par jour. Toutefois, ces poissons peuvent parvenir sur tous les plats des Congolais, car aucune source n'est indiquée pour les poissons vendus sur le marché. Cette étude porte sur la voie orale et concerne seulement les expositions chroniques.

Les valeurs des doses journalières admises (DJA) les plus protectrices utilisées dans le cadre de cette étude sont celles recommandées par l'OMS (2017) et UE (2020) qui sont de 0,005 mg/kg/j pour le Hg, 0,001 mg/kg/j pour le Cd, 0,004 mg/kg/j pour le Pb; pour le Cu ; 0,04 mg/kg/j, pour le Zn : 0,3 mg/kg/j, pour le Ni : 0,02 mg/kg/j; pour le Cr : 0,003 mg/kg/j; pour l'As : 0,0003 mg/kg/j; pour le Fe : 0,7 mg/kg/j et 0,14 mg/kg/j pour le Mn.

Les résultats de l'évaluation de l'exposition au Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As, Fe et Mn liée à l'ingestion des poissons ainsi que les quotients de danger (QD) correspondants chez les adultes et les enfants sont reportés dans les tableaux 40 et 41 respectivement pour *O. niloticus* et *L. pellegreni.*

Tableau 40. Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes pour O. niloticus

Dose Journalière d'exposition et le Quotient du Danger chez les enfants et Adulte cas d'*O. niloticus*

	Q (kg/j)	Co (mg/kg)	DJA (mg/kg/j)	Poids Corporel (kg)		DJE_(mg/kg/j)		Quotient du Danger (QD)	
	IRd (kg/j)	TEC	DJT	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant	QD_Enf	QD_Ad
QD_Hg	0,0151	0,1319	0,005	70	28	2,8E-05	7E-05	0,142	0,057
QD_ Cd		0,1284	0,001			2,8E-05	7E-05	0,069	0,028
QD_ Pb		0,1381	0,004			3,0E-05	7E-05	0,019	0,007
QD_Cu		0,1409	0,04			3,0E-05	8E-05	0,002	0,001
QD_ Zn		0,1484	0,3			3,2E-05	8E-05	0,000	0,000
QD_ Ni		0,1208	0,02			2,6E-05	7E-05	0,003	0,001
QD_Cr		0,1821	0,003			3,9E-05	1E-04	0,033	0,013
QD_As		0,1275	0,0003			2,8E-05	7E-05	0,229	0,092
QD_ Fe		0,1331	0,7			2,9E-05	7E-05	0,000	0,000
QD_ Mn		0,1075	0,14			2,3E-05	6E-05	0,000	0,000
QDT								0,498	0,199

Selon les résultats d'exposition présentés dans le tableau 40, montre que les doses journalières d'exposition (DJE) obtenue pour chacun des ETM analysé dans poisson *O. niloticus* sont toutes inférieures aux doses journalières tolérables (DJT) pour des adultes comme pour les enfants. Et le quotient de danger calculé pour chaque élément métallique considéré est inférieur à 1 ce qui indique qu'il n'y a pas jusque-là de risque d'effet toxiques lié aux ETM considérés en ce qui concerne la consommation d'*O. niloticus* de la zone d'étude aussi bien chez les adultes (QDT = 0,199 < 1) que chez les enfants (QDT = 0,498 < 1). Toutefois, si on tient compte de risque écologique individuel pour chaque métal conformément aux normes internationales et celles de l'OMS, on remarque que même à une petite dose pour certains métaux comme le Hg, le Cd ou le Pb, ça constitue un risque à long terme.

Cependant, le quotient de danger diffère d'un métal à l'autre, et suit l'ordre décroissant suivant chez les deux espèces : As > Hg > Cd > Cr > Pb > Cu > Zn > Ni > Fe > M chez les adultes comme chez les enfants pour les *O. niloticus.*

Les mêmes tendances des résultats ont été observées chez les *L. pellegreni* (Tableau 38) de mêmes milieux en sorte que les quotients du danger chez les enfants étaient supérieurs à ceux obtenus chez les adultes et cela, pour tous les ETM analyses. En plus, les quotients de danger du Hg, Cd, Pb, Cu; Zn, Ni, Cr, As, Fe et Mn sont tous inférieurs à 1 et le quotient de danger total (QDT) est de 0,2600 chez les adultes et de 0,6499 chez les enfants.

Tableau 41. Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes pour L. pellegreni

Dose Journalière d'exposition et le Quotient du Danger chez les enfants et Adulte cas de *L, pellegreni*

	Q (kg/j)	Co (mg/kg)	DJA (mg/kg/j)	Poids Corporel (kg)		DJE (mg/kg/j)		Quotient du Danger (QD)	
	IRd (kg/j)	TEC	DJT	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant	QD_Enf	QD_Ad
QD_Hg		0,219	0,005			4,7E-05	0,0001	0,2362	0,0945
QD_ Cd		0,147	0,001			3,2E-05	0,0001	0,0792	0,0317
QD_ Pb		0,146	0,004			3,1E-05	0,0001	0,0197	0,0079
QD_Cu		0,163	0,04			3,5E-05	0,0001	0,0022	0,0009
QD_ Zn	0,0151	0,318	0,3	70	28	6,9E-05	0,0002	0,0006	0,0002
QD_ Ni		0,103	0,02			2,2E-05	0,0001	0,0028	0,0011
QD_Cr		0,201	0,003			4,3E-05	0,0001	0,0360	0,0144
QD_As		0,152	0,0003			3,3E-05	0,0001	0,2728	0,1091
QD_ Fe		0,079	0,7			1,7E-05	0,0000	0,0001	0,0000
QD_ Mn		0,096	0,14			2,1E-05	0,0001	0,0004	0,0001
QDT								0,6499	0,2600

5. DISCUSSION DES RESULTATS

5.1. Caractéristiques physico-chimie et qualité de l'eau

Les paramètres physico-chimiques ayant fait objet de la présente étude ont servi pour l'évaluation de la qualité des eaux des rivières Ulindi, Elila et leurs affluents dans le territoire de Mwenga ainsi que leur variation spatio-temporelle.

Les données abiotiques du bassin supérieur des rivières Ulindi et Elila indiquent que les températures dans les stations prospectées avoisinent celles enregistrées dans d'autres cours d'eau de la région (L. Cirimwami et al., 2021; Geenen, Bikubanya, Dunia, et al., 2021; Zirirane et al., 2014). Globalement ces données concordent avec celles de (Nkuba, 2021) qui font observer qu'à Kamituga dans les rivières au tours des mine d'or de Twangiza, les températures moyennes sont élevées et le plus souvent supérieures à 20° C. (L. Cirimwami et al., 2021) ont noté que la température des cours d'eau dans cette zone de Mwenga monte rarement au-dessus de 28° C. Les valeurs de température enregistrées dans les rivières Mobale, Mikyaba, Elila, Mwana, Nzokwe, Zalya et Ulindi en territoire de Mwenga indiquent que les eaux sont fraiches. Les milieux étudiés dans ces rivières ayant des canopées totalement couvertes, ils ne reçoivent pas de ce fait directement la lumière solaire qui réchaufferait les eaux. En effet, (Josse et al., 2016; Konan et al., 2005; Millet, 1983) font savoir que les rayons solaires ont la capacité de traverser l'épaisseur d'eau pour la réchauffer de façon homogène ; ce qui n'est pas le cas pour ces rivières pour lesquelles les basses températures ont été mesurées.

Le pH des stations des rivières Mwana, Mobale, Musosana, Kilobore, Ngomo, Kadubo ainsi que celles du tronçon Ulindi 1, Ulindi 2 et Ulindi 4 sont restés légèrement acide pendant toute l'année. Les résultats similaires ont été trouvés dans les rivières Lwiko, Minembwe dans les mêmes territoires (Okito et al., 2017) et dans les rivières Kahuwa et Kalungwe dans la ville de Bukavu (Zirirane et al., 2015). En effet, le pH est influencé par les processus biologiques et géologiques se produisant dans un plan d'eau, et par la nature des terrains traversés (Sigg et al., 2014).

Les conductivités moyennes (standardisées à 25 °C) obtenues durant la période d'étude montrent que, une variation inter-stationnelle avec des plus grandes valeurs enregistrées en aval. D'une façon générale la conductivité des eaux de surface dans les sites visités correspond à celle des eaux minérales qui se situe entre 200 et 1000 µS/cm (Vhevha et al.,2000, Hade, A., 2002). En effet, les activités anthropogéniques réalisées à côté des cours d'eau influencent largement la conductivité des eaux des rivières (Victor et Onomivbori, 1996 ; Bougon, 2021). Ces eaux montrent que les apports extérieurs dus aux activités anthropiques sont importants dans ces stations. Mais, plusieurs facteurs contribuent à la variation de l'alcalinité comme la

géologie, la variation naturelle du sol, les décharges des rivières, les activités anthropogéniques et les conditions climatiques (Meybeck et Helmer, 1989 ; Kilham,1990).

En ce qui concerne la qualtité de l'eau, les résultats de cette étude montré que la majorité de rivières 18 sur 21 étudiées sont modérément polluées à très polluées par les matières organiques et en substrances eutrophisantes (les nutriments). En effet, des concentrations de nitrates et de phosphates trop importantes induisent le phénomène d'eutrophisation (étouffement de la vie aquatique)(IBGE, 2005). Ces substances sont normalement générées par la minéralisation de la matière organique. Toutefois, présentes en trop grande quantité suite à des rejets intempestifs, elles favorisent la prolifération d'algues et de micro-organismes photosynthétiques qui réduisent la pénétration de la lumière dans les couches d'eaux profondes(Mouni et al., 2009; Taffouo et al., 2017). Si ces algues et micro-organismes photosynthétiques produisent de l'oxygène le jour, ils en consomment la nuit et ces variations en concentration d'oxygène peuvent être fatales aux poissons. Par ailleurs, la décomposition des algues mortes induit également une consommation d'oxygène. Lorsque l'eau est trop peu oxygénée, les conditions d'anaérobiose risquent également de se traduire par une accumulation de composés ammoniaqués et de nitrites susceptibles d'intoxiquer la faune et la flore.

Lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée…), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium ($NH4+$) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes(Lagnika et al., 2014; Maoudombaye et al., 2015; Rakotondrabe et al., 2018). Ces processus d'oxydation, également appelés « nitrification », sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux températures basses. Des concentrations élevées en nitrites témoignent souvent de la présence de matières toxiques. Les nitrites sont surtout nuisibles pour les jeunes poissons ((Beutel et al., 2008; IBGE, 2006). On considère que la situation est très critique à partir d'une concentration de plus de 3 mg $NO2-$/l (Lisec, 2004).

En absence d'oxygène, la réaction inverse à celle décrite ci-dessus se produit : des bactéries anaérobies transforment les nitrates et produisent de l'ammoniac ($NH3$) ou de l'ammonium ($NH4+$). L'ammonium en lui-même n'est pas nuisible. Lorsque le pH augmente, on retrouve de l'ammoniac, un gaz soluble dans l'eau et toxique pour la vie aquatique. Des problèmes apparaissent à partir d'une concentration de 0,1 mg $NH3$/l (Taffouo et al., 2017). Selon Lisec (2004), des augmentations de pH peuvent se produire suite à des phénomènes d'eutrophisation ou par des rejets d'eaux usées alcalines ; alors que des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique (Mabrouki et al., 2017).

5.2. Degré de contamination de matrices eau-sédiment-poisson par les ETM

5.2.1. Distribution des Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As, Fe et Mn dans l'eau et dans les sédiments

L'analyse des métaux lourds dans la matrice eau-sédiment montre que le cadmium et l'arsenic sont présents dans l'eau à des teneurs plus élevées par rapport au mercure et au plomb. En revanche, dans les sédiments, les concentrations en mercure sont plus élevées. Cette forte teneur suggère une contamination d'origine anthropique (Harguinteguya et *al*., 2013 ; Paramasivam et *al*., 2015). En effet, A Mwenga, la qualité de cours d'eau est particulièrement menacée par la reprise de l'activité minière qui se fait sans tenir compte des critères de protection de l'environnement récemment introduits à travers la législation minière congolaise. Les eaux de lavage des minerais et les effluents des usines de traitement rejetés sans traitement préalable dans les cours d'eau contiennent des métaux lourds ainsi que des résidus des différents produits chimiques intervenant soit dans les processus d'extraction et de séparation, soit dans les processus de raffinage (Vande et *al*., 2005 ; Katemo et *al*., 2021). Les polluants solubilisés deviennent toxiques, détruisent les biotopes aquatiques à l'aval des rejets sur des distances importantes, sont métabolisés dans l'ensemble de la chaîne alimentaire et, de ce fait, présentent des risques pour la santé des populations riveraines (Vande et *al*., 2005). Cette accumulation peut être due aux activités locales telles que la concentration plus élevée du Hg obtenue dans les sédiments de la zone d'étude pourrait s'expliquer par les activités d'orpaillage qui sont courantes dans cette zone. La comparaison des concentrations des ETM dans l'eau par saison n'a montrée aucune différence significative ($p > 0.05$) et les concentrations moyennes de tous les ETM dans l'eau ont dépassé significativement ($p < 0.05$) les normes de potabilité de l'eau telles que recommandées par l'OMS (2011) sauf pour le Cu et le Zn.

Dans les écosystèmes aquatiques, la plupart des métaux lourds qui y sont drainés se déposent sur les fonds meubles notamment les sédiments (Keumean et *al*., 2013) ; Oumar et al., 2014). Selon Dimon et *al*.,(2012); Ouro-Sama et al.,(2014), les sédiments constituent un réservoir où s'accumulent les métaux. Ils forment la matrice environnementale la plus importante qui par le phénomène de relargage constituent une source endogène de pollution des eaux et des espèces aquatiques. Dans cette étude, les indices de contaminations des sédiments calculés ont montré un fort apport anthropique pour le Hg, Cd, Pb, Ni et As dans les sédiments des stations des rivières Ulindi, Elila et leurs affluents en Territoire de Mwenga. Le Fe et le Mn

sont des éléments métalliques présents dans les nombreux types de roche et font partie des métaux les plus abondants dans l'environnement Ces deux éléments sont également fréquents dans l'eau et sont indispensables, en petites quantités, à tous les organismes vivants (Gilbert & Avenant-Oldewage, 2014). Les sources les plus fréquentes de fer et de manganèse dans l'eau et sédiments de la zone d'étude sont naturelles (Abdel-Khalek, 2015; Dumousseau et *al*., 2005).

L'analyse saisonnière de niveau de contamination des sédiments par les ETM des rivières du territoire de Mwengales n'a montré aucune différence signifiactive ($p > 0.05$) n'a entre les saisons pour l'ensemble de stations considérées. Les résultats similaires on, on remarque les concentrations en Hg, Pb, Zn, Ni élevés dans les sédiments en saison sèche dues au niveau bas de l'eau qui pourrait aider à accumuler les métaux lourds dans les sédiments (Mohammad Ali et *al*., 2016) ou aux apports d'eaux usées de points de traitement artisanal de l'or. De plus, la diminution non significative ($p > 0.05$) de la concentration en saison pluvieuse pourrait être due aux précipitations, qui pourraient augmenter le processus de « lixiviation » et contribuer à la dilution des métaux lourds pendant la saison des pluies qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés (Duman et Kar, 2012). Les installations de production d'or et de métaux communs constituent les principales sources anthropiques d'arsenic dans l'environnement de Mwenga.

Sur base de ces résultats, une évaluation de risque écologique individuel pour chacun de ces ETM a été effectué et les résultats ont révélé un risque écologique bas pour la rivière Mikyaba ($RI < 150$), un risque écologique potentiel modéré pour les rivières Elila, Kindi, Mwana et Kilungutwe($150 \leq RI < 300$) alors que les rivières Kadubo, Kilizia, Zalya, Mobale, Nzokwe et ont montré un ($300 \leq RI < 600$) tandis que la rivière Ulindi a montré un risque écologique potentiel très élevé pour tous les métaux analysés ($RI \geq 600$). Ces valeurs sont plus élevées par rapport à celles obtenues par Jonathan et *al.* (2022) pour la rivière Kumasi et par Konan et *al.* (2021) pour le fleuve Sassandra en amont du barrage Buyo en Côte d'Ivoire.

5.2.2. Bioaccumulation en EMT dans les muscles d'*O. niloticus* et *L. pellegrini*

La présence des métaux lourds dans les produits de pêche représente un réel danger pour la santé des consommateurs (Dimon et al., 2012; Kortei et al., 2020; Youssao et al., 2011). Les poissons attirent l'attention car ils sont au sommet de la chaîne trophique dans le milieu aquatique et peuvent, par conséquent, affecter directement la santé humaine. Les concentrations en métaux lourds dans les muscles, branchies, foie et gonades de *L. pellegreni* et d'*O. niloticus*

des bassins Ulindi et Elila en Territoire de Mwenga ont été analysés lors de cette étude. Les résultats montrent que les concentrations en métaux lourds ont varié significativement ($p < 0,05$) entre les sites d'échantillonnage et d'un organe à l'autre selon l'espèce.

En se référant aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (2017) et celle de l'Union Européenne (2020) sur la concentration en métaux lourds admise dans les produits de pêche, les concentrations en Hg obtenues chez les *O. niloticus* collectés au niveau des rivières Elila, Ulindi, Mobale et Zalya sont supérieures aux normes admises ; pour le Cd, les valeurs supérieures aux normes ont été trouvées pour les *O. niloticus* collectés dans les rivières Elila, Kadubo, Kilizia, Ulindi, Mobale, Kindi et Nzokwe dont la concentration moyenne est de 8.5 ± 5.3 mg/kg avec la plus grande valeur pour ce métal (57.0 mg/kg) a été obtenue dans les échantillons de la rivière Mobale. En ce qui concerne la concentration de Pb, Ni et As dans le muscle de *O, niloticus,* les résultats de cette étude révèlent une forte concentration dépassant les normes limites sur la majorité des sites prospectés. Les concentrations des ETM dans les muscles des poissons sont fortement corrélés avec celles trouvées dans les eaux et de sédiment respectivement pour *O. niloticus* et *L. pellegreni* et cela dépend fortement de l'habitude alimentaire de chacune de ces espèces. L'affinité pour l'absorption de métaux dans l'eau et les aliments contaminés peut varier en fonction des exigences écologiques, du métabolisme et des gradients de contamination dans l'eau, les aliments et les sédiments, ainsi que d'autres facteurs tels que la salinité, la température et les agents en interaction.(Rajeshkumar & Li, 2018a).

Chez les poissons, ils induisent des dommages oxydatifs sur les branchies et le foie (Giguère et *al*., 2004). Par contre, cuivre et nickel sont indispensables pour l'organisme, ils interviennent dans la régulation du niveau de sucre, et participe à plusieurs systèmes enzymatiques comme cofacteur et catalyseur de l'oxydation de diverses amines (Zaki et al., 2007). Cependant, une forte contamination des poissons par ces éléments présente un risque pour la santé humaine. Luquet & Marin, (2004) notent que la consommation des produits contaminés peut avoir comme conséquence l'inhibition des pompes Na+/K+ ATPases et l'interférence avec les enzymes phosphatées. Quant au le Fer, le zinc et Manganèse, les faibles BCF sont logiques car on considère qu'à chaque fois que l'on s'élève d'un niveau trophique on assiste à une diminution d'un ordre de grandeur du facteur de concentration (Ribera et al., 1996) mais ceci n'enlève pas leur pouvoir toxique qui, malgré son omniprésence dans l'environnement, est considéré comme un élément non essentiel car n'ayant aucune fonction métabolique ou physiologique connue.

L'analyse des résultats obtenus sur les poissons indique aussi une forte contamination des poissons par le cuivre et le cobalt. Même si ces deux métaux lourds sont indispensables pour l'organisme, ils deviennent toxiques à forte dose. Les recommandations du conseil supérieur d'hygiène publique de France (1996) sur la comestibilité des muscles des poissons fixent les seuils du Zn à moins de 100 mg/kg et du Cu à 0,10 mg/kg. Les résultats des toutes les espèces de poissons analysées dans le cadre de cette étude sont supérieurs à ces normes et donc la consommation de ces poissons présente un risque sur la santé humaine.

En conclusion, les résultats présentés dans cette étude indiquent qu'il y a effectivement contamination des bassins de la Ulindi et Elila supérieures par les éléments traces. La source principale de pollution identifiée dans ces bassins est la prolifération des sites clandestins d'exploitation minière artisanale où on utilise abusivement le mercure dans le traitement de l'or. A cela s'ajoute également la dissolution de dépôts minéraux ou de roches contenant de l'arsenic inorganique, souvent associé à la présence d'or. Ces dépôts proviennent principalement de la combustion d'énergies fossiles, de la production de métaux, des activités agricoles (utilisation de pesticides) et de l'incinération des déchets (Kaibouchi et al., 2003). Les installations de production d'or et de métaux communs constituent les principales sources anthropiques des ETM dans l'environnement de Mwenga.

5.2.3. Teneur en ETM des organes autres que les muscles des poissons

La présente étude est la première dans ce bassin à examiner les troubles de la reproduction chez les poissons cibles ainsi que différents types d'altérations des gonades, des branchies et du foie. Le mercure a été ciblé en raison de son utilisation intensive et majoritaire dans l'extraction artisanale de l'or dans le bassin hydrographique de l'est de la RDC, en particulier dans le territoire de Mwenga (COSOC-GL, 2015 ; Global Witness, 2016 ; Nkuba et al., 2019 ; Balegamire et al., 2022 ; Verbrugge et al., 2022).

Les résultats obtenus lors de l'analyse du facteur de bioaccumulation des ETM dans différents organes d'*O. niloticus* du territoire de Mwenga collecté dans les complexes Ulindi et Elila montrent que, pour les Branchies, seuls le Cd et le Ni ont présenté des valeurs dépassant les limités recommandés par l'OMS (2017) alors que pour le foie, ce sont le Hg, Cd, Pb et Ni qui se concentrent plus. Par contre, en ce qui concerne les gonades, les résultats de la présente étude ont montré que le Hg, le Cd et de Pb sont plus accumulés dans les testicules d'*O. niloticus* par rapport à d'autres ETM recherchés tandis que les ovaires accumulent plus de Cd ; du Pb et du

Ni. Le même constat avait également était fait par (Hossain, 2020). En se référant aux valeurs moyennes obtenues pour l'ensemble des ETM analysés pour tous les organes ; l'ordre établi de concentration des ETMs dans les différents organes d'*O. niloticus* est de Pb>Cd > Hg > Cu > Cr > Fe > Ni > As > Mn >Zn.

Dans tous les organes de poissons étudiés, les niveaux des ETM étaient significativement plus élevés dans les testicules, le foie et les ovaires des poissons des sites en aval par rapport à ceux des sites en amont. Plusieurs facteurs, tels que l'activité biologique et le métabolisme spécifiques à un organe, contribuent activement à modifier les taux d'incorporation de métaux toxiques dans différents tissus corporels (Canuel et al., 2009). De même, les interactions entre les caractéristiques physiques et chimiques du milieu influencent la rétention des polluants chimiques par les organismes biologiques (Borgå et al., 2004 ; Canuel et al., 2009 ; Soler et al., 2020). La pratique de l'extraction artisanale de l'or, où le mercure est utilisé pour amalgamer l'or après avoir lavé le sol exploité dans les bassins des rivières Ulindi et Elila où l'étude est menée, a conduit à la libération de mercure dans la rivière.

Les effets du mercure sur la faune peuvent inclure la mortalité (mort), une fertilité réduite, une croissance et un développement plus lents et un comportement anormal qui affecte la survie, selon le niveau d'exposition.(EPA des États-Unis, 2015a). De plus, la recherche indique que le système endocrinien des poissons, qui joue un rôle important dans le développement et la reproduction des poissons, peut être altéré par les niveaux environnementaux de méthylmercure(B. Mandiki et al., 2014 ; US EPA, 2015a).

Les niveaux de méthylmercure dans les poissons et les crustacés dépendent de ce qu'ils mangent, de leur durée de vie et de leur position dans la chaîne alimentaire (Anani & Olomukoro, 2019 ; Risher et al., 1999). Dans un plan d'eau donné, les plus fortes concentrations de méthylmercure se trouvent généralement chez les gros poissons qui mangent d'autres poissons. Selon l'US EPA (2015), presque toutes les expositions au méthylmercure aux États-Unis se produisent par la consommation de poissons et de crustacés qui contiennent des niveaux élevés de méthylmercure.

De plus, des changements saisonniers importants dans le tissu ovarien peuvent être dus à des différences dans la qualité de l'eau, la maturité gonadique et les conditions environnementales (Abdel-Khalek, 2015; Heba & Mohamed, 2019). SelonThomassin et al., (2003) la tendance du métal à se bioaccumuler dans les gonades pendant la saison sèche pourrait s'expliquer par sa capacité à se lier aux protéines transférées pour le métabolisme des gamètes. D'autre part, les valeurs élevées des métaux lourds pendant la saison des pluies pourraient être

attribuées aux rejets de ruissellement (Goussanou et al., 2018 ; Kouamenan et al., 2020). Les eaux usées et les eaux de ruissellement chargées de déchets miniers et domestiques provenant des détergents, bactéries, cosmétiques et autres produits d'hygiène utilisés par les populations environnantes sont les sources potentielles de contamination par les métaux toxiques de la rivière Ulindi à Mwenga et Mobale à Kamituga.

5.3. Diversité, Distribution et Abondance des poissons

Quarante-et une (41) espèces de poissons ont été identifiées dans l'ensemble du cours supérieur de la rivière Ulindi en Territoire de Mwenga. En se référant aux travaux antérieurs, la richesse spécifique des quelques rivières déjà étudiées dans le bassin de la rivière Ulindi telle que relevée par la littérature était de 31 espèces réparties dans 17 genres, 9 familles et 4 ordres (M. G. Okito et al., 2020b). Cette augmentation d'environ 22.5% de la richesse spécifique pourrait s'expliquer d'une part par la diversité des techniques d'échantillonnage utilisée (filets maillants, éperviers, nasses, …) et d'autre part, par le nombre élevé de stations d'échantillonnage (21 stations) qui interviendraient dans la diversité de l'habitat. (Mukabo et al., *Under review*). Avec son caractère euryèce et spectre de répartition élevée, *Oreochromis niloticus* est généralement très envahissant (Genner et al., 2018) et est connu il est connu pour s'hybrider avec de nombreuses autres espèces *d'Oreochromis niloticus* et pour cette raison, le repeuplement a été interdit dans un certain nombre de pays, par exemple l'Afrique du Sud, le Malawi et la Zambie (Philippart & Ruwet, 1982). La présence dans les marécages marginaux de nénuphars et de papyrus ainsi que dans les herbiers marginaux ; abondant dans les ruisseaux et torrents de haute montagne et sur le fond parmi les pierres ainsi que de faibles température de cette région montagneuse du Territoire de Mwenga sont entre autres des facteurs qui influence la distribution des *Clarias liocephalus* et *Labeobarbus pellegrini* dans cette partie du bassin de la rivière Ulindi. *Clarias liocephalus* est largement distribué en Afrique : sa présence est signalée aux lacs Victoria, Edward, George, petits lacs de l'Ouganda, lac Kivu, petits lacs du Rwanda, lac Tanganyika, au Malawi, aux rivières Kagera, Malagarazi, Ruzizi et dans les bassins hydrographiques des rivières Luapula et Lualaba (bassin du fleuve Congo) (Teugels, 1986); elle est également présente dans le lac Rukwa (Seegers, 1996) et dans les systèmes Cunene, Okavango, haut Zambèze et Kafue (Skelton, 1993).

La vaste répartition de *Clarias liocephalus* et *Labeobarbus pellegrini* dans cette zone forestière serait également favorisée par leur régime et leurs habitudes alimentaires. Ces deux espèces préfèrent les eaux fraiches et sont benthopéllagiques (Lévêque & Daget, 1984a; Skelton, 1993). L'évolution de la richesse spécifique du bassin supérieur de la rivière Ulindi

varie d'une station à une autre avec une richesse spécifique plus élevée dans les affluents que le cours principal. L'étude de l'organisation du peuplement ichtyologique des différentes portions de cette partie du bassin a été faite sur la base des indices de diversité de Shannon (H') et de l'équitabilité (E). L'indice de diversité (H') mesure le degré d'organisation du peuplement et l'équitabilité permet d'apprécier la qualité de cette organisation (Dajoz, 2000 ; Barbault, 2000). Pour ces auteurs, une bonne organisation du peuplement se traduit par une équitabilité proche de 1. Une équitabilité faible résulte de la prédominance de quelques espèces sur l'ensemble des autres taxons (Kamelan et *al*., 2013). Par contre, quand il n'y a pas une surabondance de quelques organismes, la diversité spécifique est plus importante car des espaces sont libérés, favorisant ainsi la prolifération de plusieurs autres espèces. Les résultats obtenus lors des analyses de variables abiotique montrent l'influence du pH, des MES, de la turbidité, de la largeur du bassin, de la canopée, du substrat rocheux et des plantes aquatiques dans la distribution des espèces de poissons dans différentes stations de la zone d'étude. Plusieurs auteurs (Antoine et *al*., 2019; Byanikiro et *al*., 2017; Kamelan et *al*., 2013, 2022; Kisekelwa et *al*., 2014, 2021; Kouadio et al., 2018; Tanoh Kamelan et al., 2014) ont également trouver que le pH, le conductivité, les TDS, MES, de la largeur du bassin, de la canopée, du substrat rocheux et des plantes aquatiques dans la distribution des espèces de poissons dans différents écosystèmes . Selon Lévêque & Paugy (2006) les substrats rocheux ou graveleux jouent un rôle prépondérant dans la reproduction des espèces de poissons pondeurs sur substrats. Le gravier en particulier assure le colmatage des frayères et la disponibilité en oxygène dissous. En outre, les substrats graveleux sont des milieux propices au développement des larves des insectes et d'autres petits organismes qui sont d'importantes sources de nourriture pour les poissons (Geoffre, 2011). Ces substrats, caractéristique de la majorité des affluents de la rivière Ulindi dans les hautes montagnes de Mwenga, favoriserait la répartition des espèces *Labeobarbus altianalis, Labeobarbus pellegrini, Labeobarbus longidorsalis, Mormyrops sp, Labeobarbus paucisquamatus, Labeobarbus longifilis et Oreochromis niloticus* dans cette partie du bassin hydrographiques où elles trouvent un environnement favorable pour se nourrir et se reproduire.

5.4. Histopathologie d'organes des poissons

5.4.1. Histopathologie des gonades chez *O. niloticus* et *L. pellegreni*

Les CMM agissent comme des dépôts focaux pour les bactéries intracellulaires résistantes, à partir desquelles des infections chroniques peuvent se développer (Knoth & Zdrahal, 2013). En amont, ces altérations étaient très probablement dues, d'une part, à une migration évasive de poissons déjà affaiblis de l'aval vers l'amont, et d'autre part, ces altérations en amont sont liées aux faibles niveaux de T-Hg détectés dans les sites en amont. Cependant, une augmentation de la prévalence de CMM aux sites en aval peut indiquer une dégénérescence des ovocytes (R. J. Roberts, 2001).

Les follicules atrésiques pré-ovulatoires ont été identifiés par plusieurs auteurs comme des caractéristiques histologiques clés indiquant une perturbation endocrinienne induite par des produits chimiques. (Van den Belt et *al*., 2002 ; Soler et *al*., 2020 ; Ghosh et *al*., 2022) et influencent davantage la variation du profil transcriptionnel(Villeneuve et coll., 2010). Plusieurs auteurs classent les métaux lourds parmi les perturbateurs endocriniens (PE). Ces derniers (ED) sont des molécules chimiques synthétiques ou naturelles présentes dans l'environnement qui ont le potentiel d'affecter négativement l'homéostasie de l'axe endocrinien entraînant des troubles neurologiques, développementaux, immunologiques et reproductifs dans l'organisme (Chen et *al*., 2020 ; Djemaouni et *al*., 2020).

Les métaux lourds sont d'importants polluants aquatiques qui peuvent interférer avec les processus physiologiques et biochimiques des organismes aquatiques, y compris le système endocrinien (Quignot et *al*., 2012). Plusieurs auteurs (Ibn Hadj Hassine, 2014; Pierron, 2007; Quignot et al., 2012; Van Dyk & Pieterse, 2008b) ont évalué aux effets de certains métaux lourds sur le système endocrinien en mettant en évidence l'activité oestrogénique de ces contaminants sur plusieurs espèces de poissons d'une part et de leur féminisation d'autre part.

Par exemple, l'étude de Cao et *al.*, (2019) ont trouvé des effets toxiques du cuivre (Cu) sur le système endocrinien de poissons zèbres (Daniorerio) exposés in vivo à 0, 10, 20, 40 µg.L-1 pendant 30 jours. Ces effets se reflètent dans l'expression altérée des gènes mâles dans les gonades et le cerveau, dans la perturbation des niveaux de E2, T et 11-KT et dans la réduction du poids corporel et du développement gonadique des poissons exposés au cuivre par rapport au témoin. En revanche, l'étude de Chen et *al.*, (2020) indique que le cadmium présente des effets œstrogéniques chez le tilapia mâle juvénile (*Oreochromis niloticus*) se manifestant par une augmentation du rapport d'expression relatif de l'ARNm de la vitellogénine (vtg2) après exposition à 2,865 µg pendant 7 jours. Huang et al., (2020) a détecté des métaux lourds (Cr,

Mn, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb) et un métalloïde (As) avec des concentrations maximales pouvant atteindre 2,67, 77,4, 0,63, 2,56, 30,5, 0,11, 2,56, 2,76 µg.L - 1, respectivement.

Plusieurs études réalisées sur les matrices d'eau et de sédiments dans différents écosystèmes aquatiques à travers le monde montrent que l'eau et les sédiments, qui sont les principales voies de contamination pour les poissons, sont de bons récepteurs et des stocks importants pour l'accumulation de perturbateurs endocriniens (Roméo et al., 1999 ; Fernandes et al., 2008 ; Sarkar et al., 2016 ; Qin & Tao, 2022 ; El-Maksoud et al., 2022). D'autre part, l'ensemble des recherches menées sur les organismes aquatiques, en particulier sur les poissons exposés à des concentrations bien connues de produits chimiques, montre que ces substances ont la capacité d'interférer avec le système endocrinien, même à de faibles concentrations (Abdel-Baki et al., 2011 ; Torres et al., 2016 ; Rajeshkumar & Li, 2018a ; Hossain, 2020 ; Wickrama-Arachchige et al., 2022). De plus, la variation des différents paramètres dépendait des différentes saisons sur les différents sites, en particulier sur le site de référence, indiquant que la saisonnalité de la reproduction est évidente pour les deux espèces dans le GSI et les stades de spermatogenèse et d'ovogenèse trouvés respectivement dans les testicules et les ovaires.

Une relation entre les métaux lourds et la présence de dommages aux tubules testiculaires a été rapportée dans d'autres études(Pieterse, 2004 ; Unal et al., 2007 ; Nuhu et al., 2014 ; Zeng et al., 2020 ; Allouko et al., 2021 ; Aydın & Tunca, 2022). Les dommages aux cellules testiculaires peuvent affecter les performances de reproduction en perturbant la production d'hormones sexuelles et en produisant des spermatozoïdes de mauvaise qualité(Çek & Yilmaz, 2007 ; Van Dyk & Pieterse, 2008 ; Marchand, van Dyk, et al., 2009 ; Fersaoui et al., 2018 ; Kouassi et al., 2018 ; Zaghloul et al., 2020).

Comme dans le testicule, plusieurs altérations ont été observées dans le tissu ovarien. Parmi les principaux facteurs d'altération, les follicules atrésiques, la fibrose et la nécrose prévalaient dans les tissus gonadiques. Selon Ambani, (2015) l'atrésie peut être due à un stress environnemental. Il s'agit d'une anomalie de perturbation endocrinienne induite par des produits chimiques de nature polluante (Louiz et al., 2018 ; Reyene et Nadia, 2022).

Cependant, l'atrésie folliculaire peut être associée à d'autres facteurs, notamment la surpopulation (Levavi-Sivan et al., 2004 ; Unal et al., 2007), manque de mâles (Trippel et Harvey, 1990)ou carences nutritionnelles (Cardona et al., 2019 ; Simó-Mirabet et al., 2018 ; Sadoul et al., 2020 ; Higuchi et al., 2021). L'atrésie est un processus dégénératif irréversible par lequel l'ovocyte perd son intégrité et est éliminé avant l'ovulation (Kouamenan, Safiatou, et al.,

2020). Par conséquent, le follicule atrétique ou l'ovocyte testiculaire peut être l'une des causes du succès reproductif réduit. L'effet des polluants sur le succès reproducteur est soutenu par certains auteurs(Roex et al., 2001 ; Daouk et *al*., 2011).

Des effets histologiques similaires à ceux retrouvés dans la présente étude ont été décrits par plusieurs auteurs chez des poissons exposés à des doses d'insecticides ou de métaux lourds (Kravitz et al., 2000 ; Marty et al., 2003 ; Milla et al., 2011 ; Agbohessi et al., 2015 ; Louiz et al., 2018 ; Abiya et *al*., 2018 ; Funmilayo et al., 2019 ; Maiga et al., 2022 ; Roosta et al., 2022 ; Toko et al., 2018). Les altérations des follicules ovariens et des cellules spermatogènes peuvent refléter des dommages au processus de gamétogenèse et affecter le nombre de gamètes produits, ce qui peut réduire la capacité de reproduction des individus à long terme (Arellano-Aguilar & Constantino Macías Garcia, 2008).

5.4.2. Histopathologie du foie

Les résultats obtenus dans cette étude en ce qui concerne l'indice hépato-somatique, montrent que l'IHS n'est pas un bon indicateur de pollution comme l'indice gonado-somatique et le facteur de condition K. Nos résultats corroborent ceux de Fernandes et al., (2008) ; Adeogun et al., (2016) ; Chen et al., (2020) ; Shaimaa et al., (2022) ; Taslima et al., (2022). Les tissus hépatiques ont également été soumis à une analyse histologique qualitative et semi-quantitative pour chacune des deux espèces étudiées. La fonction de détoxification du foie le rend particulièrement exposé aux contaminants (Bazzi & Djoudad-Kadji, 2018 ; Fersaoui et al., 2018 ; Oso & Odaiba, 2022). Cela justifie son utilisation comme référence pour l'analyse des dommages causés par les composés chimiques(Amaral et al., 2002). Diverses lésions hépatiques ont été examinées. Chez les mâles, huit (8) types d'altérations ont été identitéfiées et les femelles de *L. pellegrini* et *O. niloticus*. Ces lésions avaient principalement un caractère régressif observé chez les poissons des sites contaminés. Les lésions évolutives et circulatoires étaient moins représentées pour les deux espèces étudiées, en particulier chez les mâles, l'hémorragie était le trouble circulatoire le plus observé avec une prévalence élevée en aval de des rivières Ulindi, Mobale et Kadubo tandis que la congestion sinusoïdale était le trouble circulatoire le plus observé dans le foie des femelles des mêmes sites pendant la saison des pluies. Le taux élevé de mercure dans le foie de ces deux espèces étudiées pourrait expliquer ces résultats. En effet, les modifications histologiques du foie associées à l'exposition au Hg ou à d'autres polluants ont été suffisamment documentées dans de nombreuses études (Veiga et al., 2005 ; Schwindt et al., 2008 ; Marchand, Van Dyk, et *al*., 2009 ; Vergilio et *al*., 2012 ; Van Dyk et *al*., 2012 ; Maceda-Veiga et *al*., 2013 ; Kristensen et *al*., 2014 ; Jabeen et *al*., 2018 ;

Lukhwareni & van Dyk, 2018 ; Briaudeau, 2019). Ainsi, les résultats de cette étude montrent que la persistance du mercure comme facteur de stress dans les tissus hépatiques chez *O. niloticus* et *L. pellegrini* perturbe la fonction de synthèse des nutriments alors qu'une corrélation a été établie entre les relations hépato-somatiques et gonado-somatiques. Cette corrélation reflète l'utilisation des réserves hépatiques au cours de la maturation gonadique (Benchikh et *al*., 2018 ; Rachida & Hadjer, 2018 ; Zeyneb & Mohdeb, 2018 ; Baali et *al*., 2021).

5.4.3. Histopathologie des branchies

Des concentrations de mercure proches des valeurs observées dans la rivière Ulindi dans des conditions expérimentales ont induit des lésions branchiales sous forme d'hypertrophie, d'hyperplasie épithéliale, de fusions, de soulèvement et de rupture épithéliale, d'hémorragies et de nécrose (Aly, 2016; Lujić et *al*., 2015b). Le soulèvement et le gonflement de l'épithélium, l'hyperplasie avec fusion lamellaire, l'hyperémie, la télangiectasie et les altérations des cellules chloroïdes étaient des lésions courantes des branchies des poissons exposés expérimentalement au cuivre. (Liu et *al*., 2010 ; Barišić et *al*., 2015) Lujić et *al*., (2014) ont observé un soulèvement épithélial induit par le chlore, une fusion lamellaire et une télangiectasie. Les différences dans les schémas de réaction entre les espèces peuvent être induites par diverses conditions environnementales et les réponses spécifiques des espèces à la pollution (Marselli, 2020).

Plus de 90 % des branchies observées sur les sites en aval des opérations minières présentaient des modifications histopathologiques modérées à sévères quel que soit le sexe ou l'epèces des poissons considérés. Cela serait dû au fait que les branchies sont le principal organe cible de l'exposition chez les poissons et constituent un site important pour l'entrée de métaux lourds (Patnaik et *al*., 2011).

Les changements étaient moins significatifs chez *O. niloticus* et plus intenses chez *L. pellegrini*. Cette expérience a montré que les branchies de ces deux espèces de poissons vivant dans les mêmes eaux réagissent très différemment au même cocktail polluant, suggérant des mécanismes écotoxiques légèrement différents entre les espèces. De manière générale, comme pour les gonades et le foie de ces deux espèces étudiées, l'indice branchial (Ib) était plus élevé en saison des pluies qu'en saison sèche avec une différence très significative ($p < 0.05$) selon les espèces, selon les sites et selon les saisons quel que soit le sexe. On pense que cela est dû à la forte concentration de mercure total et autres ETM dans l'eau et les sédiments pendant la saison des pluies. Le niveau de Hg était plus élevé dans les organes des deux espèces pendant la saison des pluies que pendant la saison sèche. Selon Rajeshkumar & Li, (2018), la variation saisonnière des métaux chez les espèces de poissons pourrait être due à des facteurs physico-

chimiques et biotiques dans l'environnement, qui influencent la biodisponibilité des métaux. La concentration de Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As, Fe et Mn dans les parties comestibles (muscles) de deux espèces de poissons étudiées a été évaluée et les résultats ont montré des fortes concentrations en Hg, Cd, Pb, Ni, Cu et As dans les muscles de ces deux espèces dépassant parfois les normes recommandées par OMS (2017) et UE (2020) pour la concentration des ETM pour les poissons. Ainsi, le niveau de T-Hg variait significativement entre les organes testés dans l'ordre suivant : Gonades > Foie > Branchies > Muscles. Et même si le foie de poisson, les gonades et les branchies sont rarement consommés, cela peut représenter un bon bioindicateur des métaux présents dans le milieu environnant. Plusieurs études ont montré que les niveaux de métaux lourds dans les poissons varient également entre les espèces et les différents milieux aquatiques et que leur bioaccumulation dans les organes des poissons est significativement corrélée avec les espèces de poissons (Ahmadi et *al*., 2022; Hossain, 2020; Sheikhzadeh & Hamidian, 2021 ; Tamele & Vázquez, 2020 ; Torres et al., 2016). Les résultats observés dans cette étude corroborent ceux obtenus par ces auteurs.

Le niveau de T-Hg a dépassé la limite recommandée par l'OMS/FAO (T-Hg = 1,0 mg/kg de poids humide) uniquement dans les testicules et les branchies de *L. pellegrini* prélevés sur les sites en aval des rivières Ulindi et Elila. L'affinité pour l'absorption de métaux dans l'eau et les aliments contaminés peut varier en fonction des exigences écologiques, du métabolisme et des gradients de contamination dans l'eau, les aliments et les sédiments, ainsi que d'autres facteurs tels que la salinité, la température et les agents en interaction (Zhang et *al*., 2020). Selon (Lujić et *al*., 2014), l'hyperplasie épithéliale et le soulèvement sont les deux principaux mécanismes de défense des branchies des poissons lorsqu'ils sont exposés aux xénobiotiques. L'hyperplasie épithéliale (altération progressive) réduit la surface respiratoire, tandis que le soulèvement épithélial (altération régressive) augmente la barrière eau-sang. Les différences dans les réponses branchiales observées dans la présente étude peuvent être dues à l'écologie et à la bioénergétique de ces deux espèces de poissons. *L. pellegrini* est un poisson omnivore et un habitant benthopélagique, principalement actif et prédateur avec des mouvements migratoires intenses pendant le frai(Winfield & Nelson, 2013 ; Eyayu & Getahun, 2022) tandis que le Tilapia du Nil, *O. niloticus* est principalement herbivore vivant dans la colonne d'eau (Britton et al., 2009 ; Alam et al., 2015 ; Khallaf et al., 2018). On pourrait supposer que *O. niloticus* a un taux métabolique inférieur à celui de *L. pellegrini* à nage rapide, consommant ainsi moins d'oxygène lors d'activités régulières. À son tour, cela peut permettre à *O. niloticus* de développer un mécanisme de défense sous la forme d'un soulèvement épithélial (altération

régressive) qui augmente la barrière eau-sang, affectant beaucoup moins la consommation d'oxygène.

La plupart des études rapportent que les branchies des poissons réagissent de manière non spécifique, ce qui implique que divers polluants peuvent provoquer des réactions et des altérations similaires du tissu branchial, et donc, ces altérations des branchies peuvent être considérées comme le résultat d'une réponse généralisée au stress (Barišić et al., 2015; Hodgson et al., 2020). Cependant, la présente étude indique qu'il est possible de détecter certaines différences dans la réponse des branchies à la pollution entre les espèces. Bien que les branchies de toutes les espèces de poissons analysées aient montré des altérations progressives, régressives et circulatoires, il y avait une différence significative dans le niveau d'expression de ces modèles de réponse ; alors que *L. pellegrini* a montré des altérations progressives significativement plus élevées, principalement un soulèvement épithélial, *O. niloticus* a montré des altérations régressives significativement plus élevées, principalement un repliement des lames.

5.4.4. Indicateurs de santé

Les indicateurs quantitatifs de la santé des poissons utilisés dans cette étude (facteur de condition) ont été largement utilisés et discutés dans la littérature et ont été sélectionnés pour refléter la santé globale du corps du poisson. En général, le poids et le facteur de condition K des poissons prélevés dans les sites non contaminés en amont étaient inférieurs à ceux des sites contaminés en aval des sites d'orpaillage. Plusieurs auteurs avaient déjà rapporté la diminution du facteur de condition K chez des poissons (*Sciaenops ocellatus*, *O. niloticus*, *C. gariepinus* et poisson zèbre) exposés à des polluants (Alvarez et Fuiman, 2005 ; Cook et *al*., 2005 ; Hanson et *al*., 2007). Plusieurs hypothèses pourraient expliquer la diminution du facteur de condition, mais la plus influente est très probablement la bioénergétique. La présence de polluants environnementaux peut affecter la consommation et l'absorption de nourriture par les poissons (Marchand et al., 2009). Selon Abarshi et *al*. (2017), des concentrations anormalement élevées de métaux peuvent être toxiques pour les poissons et autres organismes aquatiques directement ou, par extension, pour les humains qui consomment fréquemment ces poissons contaminés. Même si les poissons sont correctement nourris, une partie importante des nutriments provenant du catabolisme des aliments pourrait être convertie en énergie pour répondre à la demande énergétique causée par le stress chimique induit par les xénobiotiques.(Arunachalam et al., 1980).

Pendant la saison des pluies, l'indice testiculaire d'*O. niloticus* au site Aval (D1-D3) variait entre 26 et 35 pour les rivières Ulindi et Elila tandis que pour la rivière Mobale il était même supérieur à 35 ; chez *L. pellegrini* durant la même saison des pluies, l'indice testiculaire était plus élevé dans tous les sites contaminés; ces valeurs sont considérées par (Van der Oost et al., 2003 ; Van Dyk & Pieterse, 2008 ; Van Dyk et al., 2009 ; N'guessan et al., 2021) comme indicateurs d'altérations testiculaires profondes avec de graves dommages.(Van Dyk et al., 2012) et (Agbohessi, Imorou Toko, et *al*., 2015)ont également trouvé un indice hépatique similaire chez le poisson-chat africain échantillonné respectivement dans la rivière Roodeplaat polluée en Afrique du Sud et la rivière Alibori au Bénin. Plusieurs auteurs ont montré que les follicules ovariens, les cellules spermatogènes et le tissu hépatique reflétaient des processus de dégradation ou de gamétogenèse et étaient susceptibles de réduire la capacité de reproduction des individus à long terme (Harianja et al., 2020 ; Kolie et *al*., 2019 ; Marchand, van Dyk, et al., 2009 ; N'guessan et al., 2010 ; Stoffersen et al., 2018 ; Weleabzgi et al., 2021 ; M . Wu et al., 2021).

L'indicateur qualitatif ou quantitatif de la santé des poissons utilisé dans cette étude a été largement discuté dans la littérature et sa sélection reflète la santé organisationnelle globale des poisons (Van Dyk et *al*., 2009, 2012 ; Agbohessi et *al*., 2015 ; Naïja et *al*., 2018 ; Kouamenan et *al*., 2020 ; Douny et al., 2021 ; Beghin et al., 2021 ; Roosta et al. , 2022). Au vu des résultats histologiques, la réponse entre les deux sexes chez les deux espèces suggère que les testicules semblaient plus sensibles à la contamination chimique comme le mercure que l'ovaire. Ces résultats corroborent ceux rapportés par Ibtissem et *al*. (2009) dans la lagune de Bizerte, Tunisie, et sont contraires à celles trouvées par Kouamenan et *al*., 2020 chez deux espèces de cichlidés (Hemichromis fasciatus et Tilapia zillii × Tilapia guineensis) capturées dans la lagune Ebrié, Côte d'Ivoire.

5.5. Risques sanitaires liés aux éléments traces métalliques

La totalité des valeurs de (TQD) calculées sont inférieures à 1 (valeur référence). Cela implique que les risques sanitaires liés à la consommation des *L. pellegreni* et *O. niloticus* sont négligeables pour un individu adulte et chez l'enfant. Le TQD est plus élevé chez l'enfant quelle que soit l'espèce et le métal considéré. Il est plus important chez les *L*. pellegreni. Toutefois, il importe de noter que, malgré le fait que les quotients de danger pour les différents éléments métalliques recherchés soient inférieurs à 1, ceux de mercure, de cadmium, de plomb et d'arsenic se sont montré plus élevés que ceux des autres métaux quelle que soit l'espèce et la tranche d'âge (Enfant ou adultes) considérés. En effet, l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb) sont des métaux lourds toxiques naturellement présents dans l'écosystème. Leurs niveau est en augmentation en raison des activités anthropogéniques ce qui constitue une menace pour la faune aquatique (Kortei et *al*., 2020).

Des traces de résidus d'arsenic ont été détectées dans les tissus musculaires d'*Oreochromis niloticus* et de *Labeobarbus pellegrini* dans cette étude. Les concentrations d'As enregistrées dans les muscles des espèces de poissons examinées dans cette étude plus faibles que celles rapportées par (Kortei et al., 2020) pour les échantillons de poisson, les valeurs étaient comprises entre 0-0,08, 0,04-0,42, 0-0,04 et 0,40- 0,60 mg/kg pour le cadmium, le plomb, l'arsenic et le mercure respectivement.

Les variations d'intensité des facteurs biotiques et abiotiques pourraient être à l'origine des différences observées. En outre, il est probable que les niveaux d'arsenic dissous d'arsenic diminuent marginalement de l'amont vers l'aval. En outre, des études menées sur certaines espèces de poissons sélectionnées ont révélé des niveaux d'As plus élevés dans la partie "en amont" de la rivière. L'arsenic a été classé par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) dans la catégorie des substances toxiques et cancérogène pour l'homme, sur la base d'une augmentation de l'incidence des cancers sur les sites où l'arsenic est présent (Hossain, 2020).

5.5.1. Risques sanitaires liés au Mercure total

Chez les *L. pellegreni*, le QD lié au Hg varie entre 0,237 (Enfant) et 0,844 (0.094) alors que les *O. niloticus* il oscille entre 0,142 et 0,056 respectivement pour les enfants et les adultes. Cependant même si les valeurs de QD obtenues pour les deux espèces sont en dessous de 1, il est important de souligner que les enfants restent toujours les plus exposés aux éléments traces métalliques en raison de leur faible poids corporel et de leur fragilité sur le plan physiologique étant donné que les contaminants sont facilement absorbés dans leur organisme (RCAP, 1996) Selon l'OMS, une exposition chronique au mercure peut causer des troubles neurologiques et une altération du fonctionnement des reins (WHO, 2003). Selon Risher, (1999) le mercure est toxique même à des faibles doses.

Ouro-Sama et al., (2014) avaient également observe que les quotients de danger liés au Cd, Pb et As chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais étaient supérieurs chez les enfants que chez les adultés. En effet, selon Casas, (2005), l'organisme des enfants absorbe potentiellement plus de contaminants et reste incapable de les éliminer aussi facilement que les adultes étant donné que leurs systèmes d'élimination sont moins développés. Ceci confirme le fait que la fluorose dentaire due à la pollution par les phosphates dans la région se rencontre beaucoup plus chez les enfants que chez les adultes (Gnandi et *al*., 2007).

5.5.2. Risques sanitaires liés au Cadmium

Comme le mercure, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et n'est même pas biologiquement bénéfique au métabolisme des êtres vivants (Faroon et al., 2013; Miquel, 2001). IL est un toxique cumulatif dont la demi-vie biologique est de l'ordre de 20 à 30 ans (FAO & OMS, 1972). L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale (Bisson et *al*., 2011). Chez l'homme, sa toxicité aigüe est connue depuis 1950 sous le nom du syndrome d'Itaï-Itaï défini par l'association d'une insuffisance rénale avec la déminéralisation et fragilisation des os appelée ostéoporose d'une part et la déminéralisation et déformation des os : ostéomalacie ainsi que des douleurs osseuses intenses (Bliefert & Perraud, 2008; Gonzalez et *al*., 1999). Le cadmium est cancérigène et son absorption se manisfeste de façon aigüe, chez l'homme, par des troubles gastro-intestinaux du genre nausées, vomissements et diarrhées (Banerjee & Flores-Rozas, 2005; Brillant, 1993; Satoh et *al*., 2002). Les valeurs de la Dose journalière d'exposition (DJE) obetenu pour cette étude pour le cadmium étaient inférieures à celle recommandée par l'organisation mondiale pour la santé fixant la dose journalière admissible à 0.001 mg/kg/j de Cd dans les produits de pêche (FAO & OMS, 2018).

5.5.3. Risques sanitaires liés au Plomb

Le plomb est classé parmi les éléments traces les plus toxiques pour l'homme au même tritre que le mercure, le cadmium et l'arsenic (Abadin et *al*., 2007; Testud, 2005). L'accumulation du plomb dans les poissons se révèle très dangereuse, car les enfants qui ont besoin beaucoup de protéines animales pour leurs croissances sont en même temps très sensibles à l'intoxication chronique au plomb telles que l'anémie, la baisse du quotient intellectuel, les anomalies congénitales, des déficits neurocomportementaux etc. (Bisson et *al*., 2003). Chez l'adulte, les intoxications chroniques sévères (plombémies > 1 500 µg/L) se traduisent par une encéphalopathie saturnique grave. Pour des intoxications moins importantes (plombémies < 1 000 µg/L) des troubles d'ordre neurologique ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant (Bisson et *al*., 2003). En outre, le plomb et ses dérivés inorganiques sont considérés comme potentiellement cancérigènes pour l'Homme et les animaux (Grosman & Picot, 2009; Lachambre & Fisson, 2007). Plusieurs études ont montré que le plomb inhibe l'activité des enzymes (peroxydases, catalases, dismutases) impliquées dans le stress oxydatif (Bolin et *al*., 2006; Ercal et *al*., 2001; Monney et *al*., 2020). Pour cette étude, les doses journalières d'exposition (DJE) pour le plomb obtenue pour les enfants et les adultes était inférieure par rapport à la dose journalière admissible (DJA) recommandée par l'OMS qui est de 0.004 Chez les êtres humains (Bisson et *al*., 2009).

5.5.4. Risques sanitaires liés à l'arsenic

Parmi tous les ETM cherchés lors de cette étude, le quotient de danger pour l'arsenic s'est révélé plus élevé que tout autre ETM pour les enfants que pour les adultes pour chacune de deux espèces considérées. Toutefois, le danger n'est pas énorme pour le consommateur, car sont quotient de danger était également inférieur à 1 (valeurs de référence) et aussi, l'arsenic accumulé dans ces espèces de poissons (*O. niloticus* et *L. pellegreni)* est en grande partie sous la forme organique peu toxique. La DJA de 0.0003 mg/kg/j telle que fixée par l'OMS (Bisson et *al*., 2009) n'a pas été dépassée d'après les résultats obtenus pour les DJE d'arsenic chez les enfants comme chez les adultes. Selon Dictor et *al*., (2004) les organismes marins peuvent normalement présenter des concentrations en arsenic élevées de l'ordre de la centaine de mg/ kg de poids frais, mais sous sa forme organique.

Chez l'homme, une dose de 1 à 2 mg/kg d'arsenic est potentiellement toxique (Authman, 2015). L'inhalation même brève de 100 mg/kg entraîne le décès dans les 30 minutes (La Rocca et *al*., 2010; Laperche et *al*., 2003). Les effets aigus, suite à l'ingestion d'arsenic inorganique, sont typiquement gastro-intestinaux associant nausées, vomissements,

hémorragies gastro- intestinales, troubles cardiovasculaires, encéphalopathie aigüe, troubles neurologiques sévères, anémie, douleurs abdominales et diarrhées pouvant conduire au décès (La Rocca et *al*., 2010). Les symptômes d'une exposition chronique à de plus faibles doses d'arsenic comprennent les lésions cutanées, notamment l'hyperpigmentation, les verrues et l'hyperkératose des paumes des mains et des plantes des pieds, le cancer de la peau, des maladies du système vasculaire périphérique et parfois, des cancers touchant d'autres organes (Poissant, 1997).

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1. Conclusion générale

La présente étude a mis l'accent sur la composition piscicole, les types d'activités anthropiques et le degré de la pollution par les ETM sur la matrice eau-sédiment-poisson d'une part et d'autres par sur le risque sanitaire encouru par la population, pour la consommation es poissons des rivières polluées. Il en résulte ce qui suit :

1) Sur le plan taxonomique :
   - 41 espèces de poissons repartie en 20 familles, 10 genres et 5 ordres, parmi lesquelles 10 ont été capturé pour la première fois dans le bassin de la rivière Ulindi soit une augmentation de 32,55% par rapport aux espèces connues de la littérature pour cet écosystème.
   - En ce qui concerne la distribution de poissons, les indices de Shannon et d'équitabilité indiquent des peuplements peu diversifiés et régulièrement repartis. La répartition des espèces par station montre qu'il existe des liens de similarité et /ou un ensemble complexe d'interrelations entre les différentes variables de plusieurs ordres qui décrivent l'environnement des stations et les espèces présentes.

2) Sur le plan écotoxicologie :
   - Au total de 118 sites ont été identifier et cartographié dans les différentes collectivités du Territoire de Mwenga où l'accès nous avions eu accès du point de vue sécuritaire. Avec plus de 74% de sites d'orpaillage concentré à 58,5 dans la collectivité chefferie de Wamuzimu au tour des rivières Ulindi et Elila.
   - En ce qui concerne la qualité de l'eaux, sur un total de 21 rivières étudiées, une seule (Rivière Mikyaba) n'a montré une pollution organique nulle avec une bonne qualité d'eau qui peut être utilisée pour tous les usages. Les eaux des autres rivières sont classées de très mauvaise qualité à non potable et nécessitent un traitement approprié avant utilisation.
   - Pollution métallique des eaux à part le cuivre et le chrome qui ont montré des valeurs inférieures aux normes de qualités de l'eau telles que prescrites par OMS, UE, CCME pour certaines rivières, Les résultats de cette étude montre une forte contamination métallique dans toutes les rivières sauf pour la rivière Mikyaba pour tous les ETM analysés (Hg, Cd, Cu, Pb, As, Cr, Zn, Fe, Mn, Ni). Ceux-ci dépassent

significativement ($p < 0,05$) les recommandations de l'UE (2020) et certains de l'OMS (2017). Seul le cuivre (pour les rivières Kilizia, Mobale, Nzokwe et Zalya) et le Chrome (pour les rivières Kindi, Mikyaba, et Nzokwe) où les valeurs sont inférieures aux normes recommandées.

- Une forte contribution anthropique de Hg, Cd, Fer, Pb, Ni et As dans les sédiments des stations des rivières Ulindi et Elila et de leurs affluents. Le Hg contribue en moyenne à 64,6 % au risque écologique potentiel, et dans une moindre mesure par le Cd, l'As et le Pb.
- *L. pellegrini* accumulait plus de Hg qu'*O. niloticus.* L'exposition au mercure, un polluant capable de perturber de la reproduction, a une distribution spatiale qui soutient l'utilité de *L. pellegrini* comme modèle de poisson sentinelle dans les rivières Ulindi et Elila.
- L'évaluation des risques pour la santé humaine liés à l'exposition aux métaux lourds des rivières de la zone d'étude pour les enfants et les adultes n'a montré de risque significatif non cancérogène pour l'homme, car toutes les valeurs calculées pour le quotient de danger (QD) étaient inférieures à 1. Toutefois, les poissons provenant de la rivière Mobale se situaient au-dessus des limites fixées pour la consommation humaine et ne sont donc pas propres à la consommation.

6.2. Suggestions et recommandations

Au vu des résultats obtenus, la présente étude donne des perspectives et des solutions alternatives pour réduire et si possible éliminer les pires pratiques d'utilisation du mercure et fait des recommandations aux orpailleurs, aux organisations internationales et quelques suggestions aux autorités étatiques de la RDC, afin que ces dernières mettent en pratique la convention de Minamata sur le mercure, dont l'objet est de protéger la santé humaine et l'environnement contre les émissions et les rejets anthropiques du mercure et de ses composés.

Au regard de ce qui précède :

1) Nous suggérons aux autorités politico-administratives :
    - Accélérer le processus de ratification la convention de Minamata promis de réalisée depuis janvier 2020 ;
    - Que l'état assainie le milieu en interdisant la pêche dans certaines zones surtout celles qui sont plus polluées
    - Constituer et consolider le Mécanisme National de Coordination « MNC » (un organe technique du Ministère de l'Environnement chargé du suivi de la convention de Minamata).
    - Encourager l'adoption de technologies minières plus respectueuses de l'environnement, telles que l'utilisation d'énergies renouvelables et de procédés moins polluants.
    - Mettre en place des mesures pour minimiser la quantité de déchets générés par les opérations minières. Cela peut inclure la réutilisation, le recyclage et la gestion responsable des résidus ;
    - Encourager les pratiques de gestion de l'eau qui réduisent la consommation et minimisent la pollution. Par exemple, la réutilisation de l'eau et la mise en œuvre de systèmes de traitement efficaces.
    - Mettre en place des pratiques de remise en état des sites miniers après leur exploitation. Cela peut inclure la restauration des sols, la plantation d'espèces végétales locales et la création d'habitats pour la faune.
    - Établir des protocoles de surveillance régulière pour évaluer l'impact des activités minières sur les écosystèmes aquatiques. Cela permettra de détecter rapidement tout problème et de prendre des mesures correctives.

- Sensibiliser les communautés locales, les travailleurs miniers et les parties prenantes sur les enjeux environnementaux liés à l'exploitation minière. Une meilleure compréhension peut conduire à des pratiques plus durables.
- Travailler en partenariat avec des experts, des chercheurs et des organisations non gouvernementales pour développer des solutions innovantes et partager les meilleures pratiques.

2) Nous recommandons :

1°) *A la population* :

- D'éviter l'usage de l'eau des rivières Ulindi, Elila, Kilizia, Mobale, Zalya à des fins domestiques ou récréatives afin de préserver leur santé.
- D'utiliser d'eau potable provenant de sources sûres et non contaminées. Évitez de puiser de l'eau directement dans les rivières touchées par les effluents miniers.
- Consulter régulièrement des professionnels de la santé pour détecter d'éventuels problèmes de santé liés à la contamination.
- Évitez les activités de loisirs (comme la baignade) dans les zones contaminées. Minimisez le contact avec les sédiments et les eaux polluées.
- Rechercher des sources alternatives de protéines et de nutriments
- Modérer la consommation des poissons provenant de des zones potentiellement polluées d'autant plus que le quotient de danger diffère d'un métal à l'autre, et suit l'ordre décroissant suivant chez les deux espèces : As > Hg > Cd > Cr > Pb > Cu > Zn > Ni > Fe >Mn chez les adultes comme chez les enfants pour les *O. niloticus.*
- Restez informé des alertes concernant la qualité de l'eau dans votre région.
- Suivez les recommandations des autorités sanitaires.
- Étant donné que les poissons peuvent accumuler des métaux lourds et d'autres contaminants, limiter la consommation de poissons provenant de zones touchées par l'exploitation minière surtout ceux des rivières Ulindi, Elila, Kilizia, Mobale, Zalya.
- Privilégiez les poissons provenant de sources moins polluées ou de l'aquaculture.

2°) Aux scientifiques :

- Réalisez des études taxonomiques plus approfondies de ces poissons supposés nouvelles espèces.
- Etendre cette étude sur l'ensemble du bassin des rivières Ulindi et Elila
- Une étude épidémiologique s'avère aussi nécessaire pour avoir l'idée sur la population riveraine de Mwenga (de ces 2 bassins).
- Étude hydrogéologique et géochimique pour comprendre les mécanismes de transport des contaminants.
- Évaluer l'impact de la contamination sur les moyens de subsistance des communautés locales pour savoir comment la pollution minière affecte-t-elle la pêche et la sécurité alimentaire en Territoire de Mwenga.
- Utiliser des modèles pour prédire la dispersion des contaminants dans l'écosystème. Cela permettre de comprendre comment les concentrations varient-elles au fil du temps.

3°) Aux orpailleurs :

- De commencer à utiliser La technique d'extraction de l'or au borax (borate de sodium) à la place du mercure et/ ou cyanure. Cette méthode d'extraction de l'or sans mercure, est respectueuse de l'environnement. (Peter W. et Lioncio N, 2012)

REFERENCES

Abadin, H., Ashizawa, A., Llados, F., & Stevens, Y.-W. (2007). *Toxicological profile for lead*.

Abarshi, M. M., Dantala, E. O., & Mada, S. B. (2017). Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of croaker fish from oil spilled rivers of Niger Delta region, Nigeria. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, *7*(6), 563-568. https://doi.org/10.1016/j.apjtb.2017.05.008

Abdel-Baki, A. S., Dkhil, M. A., & Al-Quraishy, S. (2011). Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. *African Journal of Biotechnology*, *10*(13), 2541-2547. https://doi.org/10.5897/AJB10.1772

Abdel-Khalek, A. A. (2015). Risk Assessment, Bioaccumulation of Metals and Histopathological Alterations in Nile tilapia (Oreochromis niloticus) Facing Degraded Aquatic Conditions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *94*(1), 77-83. https://doi.org/10.1007/s00128-014-1400-9

Abdel-Satar, A. M., Ali, M. H., & Goher, M. E. (2017). Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, *43*(1), 21-29. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.12.006

Abell, A. D., Brown, K. M., Coxon, J. M., Jones, M. A., Miyamoto, S., Neffe, A. T., Nikkel, J. M., & Stuart, B. G. (2005). Synthesis and evaluation of eight-membered cyclic pseudo-dipeptides. *Peptides*, *26*(2), 251-258.

Abiya, S., Odiyi, B., Ologundudu, F., & Akinnifesi, O. (2018). Assessment of Heavy Metal Pollution in a Gold Mining Site in Southwestern Nigeria. *Journal of Genetics and Cell Biology*, *1*(2), 30-35.

Aboua, R. D. B., Konan, G. N., Kouamelan, P. E., Berte, S., & Bamba, M. (2010). Organisation spatiale du peuplement de poissons dans le Bandama. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *4*(5), Article 5. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i5.65547

Adams, D. H. (2010). Mercury in wahoo, Acanthocybium solandri, from offshore waters of the southeastern United States and the Bahamas. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(1), 148-151. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.031

Adeogun, A. O., Onibonoje, K., Ibor, O. R., Omiwole, R. A., Chukwuka, A. V., Ugwumba, A. O., Ugwumba, A. A. A., & Arukwe, A. (2016). Endocrine-disruptor molecular responses, occurrence of intersex and gonado-histopathological changes in tilapia species from a tropical freshwater dam (Awba Dam) in Ibadan, Nigeria. *Aquatic Toxicology*, *174*, 10-21. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.02.002

Adjagodo, A., Tchibozo, M. A. D., & Kelome, N. C. (2016). *Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaine trophique à travers le monde : Synthèse bibliographique*. 14.

Ado, G., Desayes, H., & Mama, D. (2000). Etude statistique du rôle du phosphore et de l'azote NTK dans le mécanisme de l'eutrophisation des lacs de la ville de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire. *J. Soc. Ouest Afr. Chim., 010*, 155-171.

Agbohessi, P. T., Imorou Toko, I., Ouédraogo, A., Jauniaux, T., Mandiki, S. N. M., & Kestemont, P. (2015). Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of The Total Environment*, *506-507*, 567-584. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.047

Agbohessi, P. T., Toko, I. I., Ouédraogo, A., Jauniaux, T., Mandiki, S. N. M., & Kestemont, P. (2015). Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of the Total Environment*, *506*, 567-584.

Ahmadi, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Shahimi, H., & Hooda, P. S. (2022). Bioaccumulation of selected trace elements in some aquatic organisms from the proximity of Qeshm Island ecosystems : Human health perspective. *Marine Pollution Bulletin*, *182*, 113966. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113966

Ahmed, M. M., Awaleh, M. O., Adan, A.-B. I., Said, I., & Chirdon, M. A. (2022). *La teneur en mercure et polonium-210 dans les poissons du Golfe de Tadjoura : Évaluation des risques pour la santé humaine*. 11.

Alam, A., Chadha, N. K., Joshi, K. D., Chakraborty, S. K., Sawant, P. B., Kumar, T., Srivastava, K., Das, S. C. S., & Sharma, A. P. (2015). Food and feeding ecology of the non-native Nile Tilapia Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) in the River Yamuna, India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, *85*(1), 167-174.

Allouko, J.-R., Kone, K., & Bony, K. Y. (2021). Etat biologique du sédiment de la lagune Aghien à partir de l'Indice Malacologique de qualité des systèmes Lacustres (IMOL)(Sud-est, Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *15*(6), 2380-2387.

Alomar, H. (2017). *Analyse chimique des résidus des contaminants anthropiques dans les chaines alimentaires : Influence du régime alimentaire chez les prédateurs* [PhD Thesis]. Université de Lyon.

Alvarez, del C. M., & Fuiman, L. A. (2005). Environmental levels of atrazine and its degradation products impair survival skills and growth of red drum larvae. *Aquatic Toxicology*, *74*(3), 229-241. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.05.014

Aly, M. Y. M. (2016). Comparison of heavy metals levels in muscles, liver and gills of three fish species collected from agricultural drainage water AT El- Abbassa fish farm, Sharkia, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *20*(3), 103-112. https://doi.org/10.21608/ejabf.2016.10611

Amara, R. (2010). Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, *Hors-série 8*, Article Hors-série 8. https://doi.org/10.4000/vertigo.10129

Amaral, A. F., Alvarado, N., Marigomez, I., Cunha, R., Hylland, K., & Soto, M. (2002). Autometallography and metallothionein immunohistochemistry in hepatocytes of turbot (Scophthalmus maximus L.) after exposure to cadmium and depuration treatment. *Biomarkers*, *7*(6), 491-500. https://doi.org/10.1080/1354750021000034843

Ambani, M. M. (2015). Effects of reproductive biology on heavy metal pollution on the histopathological structure of gonads in India. *Adv Aquac Fish Mgmt*, *3*(2), 223-227.

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Berthet, B., Gauthier, M., Gillot, P., & Martoja, R. (1985a). *Etude des mécanismes de transferts des éléments métalliques dans les chaînes alimentaires aboutissant à l'huître et à la moule, mollusques filtreurs, formes chimiques de stockage, conséquences écotoxicologiques* (Rapport technique, n°83.187.; p. 87). Ifremer. https://archimer.ifremer.fr/doc/00041/15184/

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Berthet, B., Gauthier, M., Gillot, P., & Martoja, R. (1985b). *Etude des mécanismes de transferts des éléments métalliques dans les chaînes alimentaires aboutissant à l'huître et à la moule, mollusques filtreurs, formes chimiques de stockage, conséquences écotoxicologiques*. https://archimer.ifremer.fr/doc/00041/15184/

Amisi, M. C., Mukabo, G. O., Assani, K., Papy, L. D., & Bujumbura, B. (2020). Commercialization of Fish and their Consumption Rate by the Population of Uvira, South Kivu, DR CONGO. *International Journal of Innovative Science and Research Technology*, *5*(1), 1147-1157.

Anani, O. A., & Olomukoro, J. O. (2019). Assessment of metal accumulation and bioaccumulation factor of some trace and heavy metals in freshwater prawn and crab. In *Crustacea* (p. 155-169). IntechOpen. http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.88103

Ansoms, A., & Marivoet, W. (2009). Profil socio-économique du Sud-Kivu et futures pistes de recherche. *L'Afrique des grands lacs. Annuaire*, *2010*, 259-271.

Antoine, Y. A., Mexmin, K. K., Lassina, D., Allassane, O., & Germain, G. (2019). Diversité et Structure du Peuplement Ichtyologique du Bassin Inférieur du Fleuve Comoé (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal ESJ*, *15*(6). https://doi.org/10.19044/esj.2019.v15n6p244

Aranguren, M. M. S. (2008). *Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers
Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique.* [Phdthesis, Université Paul Sabatier - Toulouse III]. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00277431

Arellano-Aguilar, O., & Constantino Macías Garcia. (2008). Exposure to pesticides impairs the expression of fish ornaments reducing the availability of attractive males. *Biological Sciences*, *275*(1649), 1343-1350. https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0163

Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, *14*(4), 257-297. https://doi.org/10.1139/a06-005

Arunachalam, S., Jeyalakshmi, K., & Aboobucker, S. (1980). Toxic and sublethal effects of carbaryl on a freshwater catfish,Mystus vittatus (Bloch). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *9*(3), 307-316. https://doi.org/10.1007/BF01057410

Authman, M. M. (2015). Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *Journal of Aquaculture Research & Development*, *06*(04). https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000328

Aw, S., N'goran, B., Siaka, S., & Parinet, B. (2011). Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un système lacustre tropical : Cas des lacs de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). *J. Appl. Biosc., 38: 2573 – 2585.*, *38*, 2573-2585.

Ayari, J., Loukil, C., Arfaoui, M., & Jouirou, M. (2012). *Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement : Cas de la mine de Khanguet Kef Ettout (la région de Nefza)*.

Aydın, M., & Tunca, E. (2022). Ecological risk assessment of elemental accumulation under the impact of gold mine. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *19*(8), 7093-7112.

Azadbakht, F., Shirali, S., Ronagh, M. T., & Zamani, I. (2019). Assessment of Gill Pathological Responses in Yellowfin Sea Bream (Acanthopagrus Latus) Under Aeromonas Hydrophila Exposure. *Archives of Razi Institute*, *74*(1), 83-89.

Baali, A., Belhsen, O. K., Ouazzani, K. C., Amenzoui, K., & Yahyaoui, A. (2021). Age, growth and ovarian histology of Sardinella aurita (Valenciennes, 1847) in the south of Atlantic Moroccan coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *21*(4), 191-204.

Bagenal, T. B. (1978). *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Blackwell Scientific.

Balegamire, C., Nkuba, B., & Dable, P. (2022a). Production of gold mine tailings based concrete pavers by substitution of natural river sand in Misisi, Eastern Congo. *Cleaner Engineering and Technology*, *7*, 100427. https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100427

Balegamire, C., Nkuba, B., & Dable, P. (2022b). Production of gold mine tailings based concrete pavers by substitution of natural river sand in Misisi, Eastern Congo. *Cleaner Engineering and Technology*, *7*, 100427.

Banerjee, S., & Flores-Rozas, H. (2005). Cadmium inhibits mismatch repair by blocking the ATPase activity of the MSH2-MSH6 complex, Nucleic. *Acids Res.*, *33*, 1410-1419.

Banister, K. E., & Bailey, R. G. (1979). Fishes collected by the Zaïre River Expedition, 1974-75. *Zoological Journal of the Linnean Society*, *66*(3), 205-249. https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1979.tb01909.x

Banister, K. E., & Clarke, M. A. (1980). A revision of the large *Barbus* (Pisces, Cyprinidae) of Lake Malawi with a reconstruction of the history of the southern African Rift Valley lakes. *Journal of Natural History*, *14*(4), 483-542. https://doi.org/10.1080/00222938000770421

Barišić, J., Dragun, Z., Ramani, S., Marijić, V. F., Krasnići, N., Čož-Rakovac, R., Kostov, V., Rebok, K., & Jordanova, M. (2015). Evaluation of histopathological alterations in the gills of Vardar chub (Squalius vardarensis Karaman) as an indicator of river pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *118*, 158. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.027

Bawa, M. L., Djaneye-Boundjou, G., & Boukari, Y. (2006). Caractérisation de deux effluents industriels au Togo :étude d'impact sur l'environnement. *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, *2*(1). https://www.ajol.info/index.php/afsci/article/view/61134

Bayou, R., Laibe, H., Mokhbi, A., & Amira, S. (2012). *Bioaccumulation des métaux lourds par les bacteries* [Thesis, université de jijel]. http://dspace.univ-jijel.dz:8080/xmlui/handle/123456789/3649

Bazizi, I., & Djoudad-Kadji, H. E. (2018). *Aspects anatomo-histopathologiques du Barbus callensis pêché au niveau de l'Oued Djemaa région de Boukhlifa-Wilaya de Bejaia* [Mémoire de Master]. Université de Béjaïa.

Beghin, M., Schmitz, M., Betoulle, S., Palluel, O., Baekelandt, S., Mandiki, S. N., Gillet, E., Nott, K., Porcher, J.-M., & Robert, C. (2021). Integrated multi-biomarker responses of juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) to an environmentally relevant pharmaceutical mixture. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *221*, 112454. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112454

Belajal, Ch., & Hmidi, W. (2020). *Synthèse sur la pollution des écosystèmes aquatiques*. http://dspace.univ-eloued.dz:80/xmlui/handle/123456789/7962

Benchikh, N., Diaf, A., Ladaimia, S., Bouhali, F. Z., Dahel, A., & Djebar, A. B. (2018). European anchovy Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758) from the Gulf of Annaba, east Algeria : Age, growth, spawning period, condition factor and mortality. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation-International Journal of the Bioflux Society (AACL Bioflux)*, *11*(3), 730-743.

Bernet, D., Schmidt, H., Meier, W., Burkhardt-Holm, P., & Wahli, T. (1999). Histopathology in fish : Proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *Journal of fish diseases*, *22*(1), 25-34.

Beutel, M. W., Leonard, T. M., Dent, S. R., & Moore, B. C. (2008). Effects of aerobic and anaerobic conditions on P, N, Fe, Mn, and Hg accumulation in waters overlaying profundal sediments of an oligo-mesotrophic lake. *Water Research*, *42*(8), 1953-1962. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.027

Bikubanya, D.-L., Geenen, S., & Verbrugge, B. (2022). InforMining : Une étude approfondie des dynamiques d'informalisation dans la production mondiale de l'or: République Démocratique du Congo. *Working papers/University of Antwerp. Institute of Development Policy and Management; Université d'Anvers. Institut de politique et de gestion du développement.-Antwerp*.

Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefèvre, J. P., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A., Pepin, G., & Pichard, A. (2011). *Cadmium et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. [En ligne] URL : http://www.ineris.fr/hml,

Bisson, M., Hulot, C., Lacroix, G., Lefèvre, J. P., Magaud, H., Oberson- Geneste, D., Morin, A., & Pépin, G. (2003). *Plomb et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques* (INRIS). http://www.ineris.fr/hml,

Bisson, M., Vivier, S., La Rocca, B., & Gourland, C. (2009). *Point sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR), RAPPORT D'ÉTUDE 17/03/2009* (Rapport d'étude N° DRC-08-94380-11776C). http://www.ineris.fr/hml,

Bliefert, C., & Perraud, R. (2008). *Chimie de l'environnement. Air, eau, sols, déchet* (2e éd., p. 369-389). de Boeck, , pp.

Boden, G., Musschoot, T., & Snoeks, J. (2021). *Identification guide to the Clupeiformes of the inland waters of Africa*. Royal Museum for Central Africa.

Bodin, N. (2005). *Contamination des crustacés décapodes par les composes organohalogénés : Étude détaille de la bioaccumulation des PCB chez l'araignée de mer Maja brachydactyla* [Université de Bretagne Occidentale]. https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1149/

Bolin, C., Basha, M., Cox, R. D., Zawia, N. H., Maloney, B., Lahiri, D. K., & Cardozo-Pelaez, F. (2006). Exposure to lead and the developmental origin of oxidative DNA damage. *the aging brain. Faseb. J., 20*, 788-790.

Borgå, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F., & Muir, D. C. G. (2004). Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *23*(10), 2367-2385. https://doi.org/10.1897/03-518

Bouchelouche, D. (2011). *Bioaccumulation des métaux lourds par les macroinvertebrés de oued El Harrach (Wilayate de Blida et d'Alger)* [Alger]. https://www.ccdz.cerist.dz/admin/notice.php?id=000000000000000040621000000

Bouchoucha, M., Galgani, F., Andral, B., Baldi, Y., Chiffoleau, J.-F., Auger, D., & Rozuel, E. (2012). Evaluation des risques sanitaires et environnementaux liés à la contamination du Golfe de Saint-Florent par les métaux lourds-Etude CANARI III. *Rapport d'étude à l'Office de l'Environnement Corse*.

Boudou, A., Ribeyre, F., Delarche, A., & Marty, R. (1980). Bioaccumulation et bioamplification des derives du mercure par un consommateur de troisieme ordre : Salmo gairdneri-incidences du facteur temperature. *Water Research*, *14*(1), 61-65. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90042-1

Briaudeau, T. (2019). *A biomarker+histopathology toolbox in Solea spp. For the assessment of the biological effects of pollution in the context of the EU Marine Strategy Framework Directive.* [PhD Thesis, Universidad del Pais Vasco]. http://addi.ehu.es/handle/10810/45277

Brillant, È. (1993). *Effets de l'intoxication au chlorure de cadmium chez la truite mouchetée, Salvelinus fontinalis, Mitchill* [Masters, Université du Québec à Chicoutimi]. https://doi.org/10.1522/1485704

Britton, J. R., Jackson, M. C., Muchiri, M., Tarras-Wahlberg, H., Harper, D. M., & Grey, J. (2009). Status, ecology and conservation of an endemic fish, Oreochromis niloticus baringoensis, in Lake Baringo, Kenya. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *19*(5), 487-496.

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & O'Connor, M. F. (1972). A Water Quality Index—Crashing the Psychological Barrier. In W. A. Thomas (Éd.), *Indicators of Environmental Quality* (p. 173-182). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2856-8_15

Brummett, R., Tanania, C., Pandi, A., Ladel, J., Munzini, Y., Russell, A., Stiassny, M., Thieme, M., White, S., & Davies, D. (2009). Ressources en eau et biens et services lies à l'écosystème forestier. *Les forêts du Bassin du Congo. Etat des Forêts*, *2008*, 145-161.

Burgisser, H., & Meuron, P.-A. D. (1975). *Histopathologie et diagnostic des maladies chez les poissons* [Text/html,application/pdf]. https://doi.org/10.5169/SEALS-593597

Byanikiro, R. M., Nsila, J. N., Busanga, A. K., Ulyelali-Patho, J., & Micha, J.-C. (2017). Caractérisation et écologie des peuplements des mormyridae dans la réserve de Yoko (Kisangani, RD Congo). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *11*(3), Article 3. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v11i3.4

Canuel, R., Lucotte, M., & Grosbois, S. B. de. (2009). Mercury cycling and human health concerns in remote ecosystems in the Americas. *S.A.P.I.EN.S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, *2.1*, Article 2.1. https://journals.openedition.org/sapiens/766

Cao, J., Wang, G., Wang, T., Chen, J., Wenjing, G., Wu, P., He, X., & Xie, L. (2019). Copper caused reproductive endocrine disruption in zebrafish (Danio rerio). *Aquatic Toxicology*, *211*, 124-136. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.003

Cardona, E., Bugeon, J., Guivarc'h, F., Goardon, L., Panserat, S., Labbé, L., Corraze, G., Skiba-Cassy, S., & Bobe, J. (2019). Positive impact of moderate food restriction on reproductive success of the rainbow trout Oncorhynchus mykiss. *Aquaculture*, *502*, 280-288.

Cardoso, O. (2015a). *Vers une meilleure compréhension des effets écotoxicologiques induits par des rejets industriels pharmaceutiques, chez les poissons sauvages chroniquement exposés.* [PhD Thesis]. Reims.

Cardoso, O. (2015b). *Vers une meilleure compréhension des effets écotoxicologiques induits par des rejets industriels pharmaceutiques, chez les poissons sauvages chroniquement exposés.* [These de doctorat, Reims]. https://www.theses.fr/2015REIMS006

Casas, S. (2005a). *Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, Mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen* [These de doctorat, Université de Toulon]. https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/356/

Casas, S. (2005b). *Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, Mytilus galloprovincialis en milieu méditerranéen,* [Thèse de Doctorat]. Université du Sud Toulon Var.

CCME. (2001). *Water Quality Index 1.0 Canadian Environmental Quality Guideline.* [Technical Report and User's Manual.]. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).

Çek, S., & Yilmaz, E. (2007). Gonad Development and sex Ratio of Sharptooth Catfis (Clarias gariepinus Brurchel, 1822) Cultured under Laboratory Conditions. *Turkish Journal of Zoology31(1), 35-46*, *31*(1), 35-46. https://journals.tubitak.gov.tr/zoology/vol31/iss1/6

Chale, F. M. M. (2002). Trace metal concentrations in water, sediments and fish tissue from Lake Tanganyika, Tanzania. Elsevier. 299 : 115–121. *The Science of the Total Environment*, *299*, 115-121.

Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments : Binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(10), 2221-2243. https://doi.org/10.1139/f98-145

Chen, J.-R., Wu, S. M., Tsai, S. C., Hsien, F.-C., & Huang, C. T. (2020). Changes in vitellogenin and estrogen receptor expression and 17β-estradiol concentration in male juvenile tilapia can be used to evaluate endocrine-disrupting chemicals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *229*, 108682. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108682

Cirimwami, J.-P. K., Ramananarivo, S., Mutabazi, A. N., Muhigwa, B., Bisimwa, E. B., Ramananarivo, R., & Razafiarijaona, J. (2019). Changement climatique et production agricole dans la région du Sud-Kivu montagneux à l'Est de la RD Congo. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, *26*(2), 526-544.

Cirimwami, L., Baguma, G., & Mushagalusa, O. (2021). Exploitation minière et biodiversité : Cas de Twangiza Mining dans l'Est de la RDC. In *Conjonctures de l'Afrique Centrale* (Regine NDAYIRAGIJE, Sahawal ALIDOU,An ANSOMS et Sara GEENEN, p. 264-290). L'Harmattan/MRAC/ CRE-AC.

Claessens, L. W. (2021). *Développement économique Intégré du Secteur Minier* (p. 2) [Rapport technique pour les provinces du Haut-Katanga, Lualaba, Sud-Kivu et Kinshasa]. Ministère du Plan.

Comps, M. (1970). La maladie des branchies chez les huîtres du genre Crassostrea caracteristiques et evolution des alterations processus de cicatrisation. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, *34*(1), 23-44.

Cook, L. W., Paradise, C. J., & Lom, B. (2005). The pesticide malathion reduces survival and growth in developing zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *24*(7), 1745-1750. https://doi.org/10.1897/04-331R.1

Cordier, S., Barguil, Y., Dominique, Y., St-Jean, A., Mengant, S., Bot, B. L., & Ayotte, P. (2018). *Niveaux d'imprégnation et déterminants de l'exposition humaine aux métaux en Nouvelle-Calédonie. Rapport scientifique final* (p. 213 p.) [Report, CNRT Nickel et son environnement]. https://doi.org/10.34928/ddn2-fc52

COSOC-GL, A. (2015). *Vers une ruée d'or à Shabunda : Pratiques et Impacts de l'exploitation minière par dragues* (p. 41) [Rapport de Recherche]. Coallition de la cociété civile de la Région des Grands Lacs.

Coulibaly, A. S., Mamadou, T., Eric, D., Monde, S., Koume, A., & Blanc, G. (2014). Impacts des rejets accidentels sur la qualité environnementale des sédiments de la rade portuaire d'Abidjan (lagune Ebrié ; Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *8*(6), Article 6. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.40

Cubaka, K. A., Cirimwami Bahimirwe, L., Bora Uzima, H., Lwambo Kabolo, J., & Baguma Balagizi, G. (2019). Premiers inventaires de la diversité des macroinvertébrés aquatiques du lac Vert, Goma/Nord- Kivu, République Démocratique du Congo. *Journal of Applied Biosciences*, *140*(1), 14268. https://doi.org/10.4314/jab.v140i1.6

Dahani, S., Bouchriti, N., Benabbes, I., Boudakkou, A., & Chiaar, A. (2019). Occurrence Des parasites dans les poissons collectés au niveau du littoral Marocain. *European Scientific Journal ESJ*, *15*(36).

Daouk, T., Larcher, T., Roupsard, F., Lyphout, L., Rigaud, C., Ledevin, M., Loizeau, V., & Cousin, X. (2011). Long-term food-exposure of zebrafish to PCB mixtures mimicking some environmental situations induces ovary pathology and impairs reproduction ability. *Aquatic toxicology*, *105*(3-4), 270-278.

Daskalakis, K. D., & O'Connor, T. P. (1995). Normalization and Elemental Sediment Contamination in the Coastal United States. *Environ. Sci. Technologie*, *29*(2), 470-477. https://doi.org/10.1021/es00002a024

De Failly, D. (2000). *« L'économie du Sud-Kivu 1990-2000 : Mutations profondes cachées par une panne ».* (In Marysse, S. & Reyntjens, F. (éd.), L'Afrique des Grands Lacs. Annuaire 1999-2000., p. 163-192). L'Harmattan.

De Vaufleury, A., & Gimbert, F. (2021). Chapitre 4. Bioaccumulation-évaluation du risque écologique ERE (ERA : Ecological Risk Assessment) via les chaînes alimentaires. In *Bioaccumulation, bioamplification des polluants dans la faune terrestre* (p. 425-458). EDP Sciences.

De Vos, L., & Drik, F. E. T. V. D. A. (1990). Petits Barbus (Pisces, Cyprinidae) du Rwanda. *Revue Hydrobiolie tropicale*, *23*((2) :), 141-169.

Decru, E., Vreven, E., Danadu, C., Walanga, A., Mambo, T., & Snoeks, J. (2017). Ichthyofauna of the Itimbiri, Aruwimi, and Lindi/Tshopo rivers (Congo basin) : Diversity and distribution patterns. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, *47*(3), 225-247. https://doi.org/10.3750/AIEP/02085

de Vaufleury, A., & Gimbert, F. (2021). Chapitre 3. Bioaccumulation chez les vertébrés terrestres. In *Bioaccumulation, bioamplification des polluants dans la faune terrestre* (p. 217-424). EDP Sciences.

Dictor, M. C., Baranger, P., Chery, L., Michel, K., Barbier, J., Clozel, B., Touzé, S., Le Gall, A. C., & Brosselin, P. (2004). *Synthèse des travaux R&D en France (1999-2004) sur la thématique Arsenic,* (BRGM, Vol. 4).

Dimon, F., Chikou, A., Adjahatode, F., Matejka, G., Degila, H., & Aina, M. P. (2012). Risk of intoxication by heavy metals (Pb, Cd, Cu, Hg) connected to the consumption of some halieutic species in Lake Nokoué : Cas of the Peneaus sgrimps and the sarotherodon melanotheron. *British Journal of Science*, *5*(1), 104-118.

Djemaouni, M., Saidouni, A., & Habila, S. (Encadreur). (2020). *Contribution à l'évaluation de la féminisation des poissons males sous l'effet de pollution des écosystèmes aquatiques par les perturbateurs endocriniens « Review »* [Thesis, Université de jijel]. http://dspace.univ-jijel.dz:8080/xmlui/handle/123456789/7720

Douny, C., Zoumenou, Y. M., Aïna, M., Toko, I. I., Igout, A., Guedegba, L., Chabi, S. K., Kestemont, P., & Scippo, M.-L. (2021). Contamination of water, sediment and fish with residues of pesticides used in cotton production in Northern Benin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *81*(3), 367-385.

Dramais, G., Le Coz, J., Camenen, B., Fretaud, T., & Pierrefeu, G. (2022). Comment prélever les sédiments en suspension dans les cours d'eau? *Hydroscience Journal*, *108*(1), 2072783. https://doi.org/10.1080/27678490.2022.2072783

Dumousseau, B., Jaudon, P., Massiani, C., Vacelet, E., & Claire, Y. (2005). Origine du manganèse de la nappe alluviale de Beaucaire (Gard, France) Essai de démanganisation in situ (procédé Vyredox). *Revue des sciences de l'eau*, *3*(1), 21-36. https://doi.org/10.7202/705063ar

Duquesne, S. (1992). *Bioaccumulation métallique et métallothionéines chez trois espèces de poissons provenant du littoral Nord-Pas-de-Calais* [These de doctorat, Lille 1]. https://www.theses.fr/1992LIL10089

Eblin, S. G., Sombo, A. P., Soro, G. M., Aka, N., Kambire, O., & Soro, N. (2014). Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (sud-est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, *75*, 6259-6271. https://doi.org/10.4314/jab.v75i1.10

Edet, A. E., & Offiong, O. E. (2002). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal*, *57*(4), 295-304. https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de

Elamassi, K. S. (2012). *Assessment of goundwater quality using multivariate and spatial analyses in Gaza governate-Palestine.* [PhD Thesis]. Islamis University-.

El-Maksoud, A., Fouda, M. M. S., El-Khalek, N. K., & Zaki, V. H. (2022). Impression of Various Water Reserves on Reproductive Performance of the Nile Tilapia "Oreochromis niloticus". *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *26*(6), 467-494. https://doi.org/10.21608/ejabf.2022.273374

El-Maksoud, A., Moustafa, M. S. F., Nevien, K. A. E.-K., & Viola, H. Z. (2022). Impression of Various Water Reserves on Reproductive Performance of the Nile Tilapia "Oreochromis niloticus".

Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries, *26*(6), 467-494. https://doi.org/10.21608/ejabf.2022.273374

Ercal, N., Gurer-Orhan, H., & Aykin-Burns, N. (2001). Toxic metals and oxidative stress part I : mechanisms involved in metal induced oxidative damage. *Curr. Top. Med. Chem.*, *1*, 529-539.

Eyayu, A., & Getahun, A. (2022). Feeding strategy and diet overlap in major fish stocks of Ayima and Gelegu Rivers, northwestern Ethiopia. *African Journal of Ecology (Preprint)*. https://doi.org/10.1111/aje.13036

Fagrouch, A., Berrahou, A., & El Halouani, H. (2011). Impact d'un effluent urbain de la ville de Taourirt sur la structure des communautés de macroinvertébrés de l'oued Za (Maroc oriental). *Revue des sciences de l'eau*, *24*(2), 87-101. https://doi.org/10.7202/1006104ar

FAO, & OMS. (1972). *Evaluation de certains additifs alimentaires et des contaminants_Mercure_Plomb et Cadmium* (Rapport Technique 505; p. 1-34). OMS et FAO.

FAO, & OMS. (2018). *Rapport de la douzième session du comité du codex sur les contaminant dans les aliments* (REP18/CF; Programme mixte FAO_OMS sur les normes alimentaires_Commission du Code Alimentarius., p. 1-92). FAO et OMS.

Faroon, O., Ashizawa, A., Wright, S., Tucker, P., Jenkins, K., Ingerman, L., & Rudisill, C. (2013). *Toxicological profile for cadmium*.

Fernandes, C., Fontaínhas-Fernandes, A., Cabral, D., & Salgado, M. A. (2008). Heavy metals in water, sediment and tissues of Liza saliens from Esmoriz–Paramos lagoon, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, *136*(1), 267-275. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9682-6

Fersaoui, F., Djoudad-Kadji, H. E., & Lezazene, O. (2018). *Aspects anatomo-histopathologiques des organes de quelques espèces de poissons marins (Golfe de Bejaia)* [Mémoire de Master, Université de béjaia]. http://univ-bejaia.dz/dspace/123456789/11970

Forstner, U., & Wittmann, G. T. W. (1983). *Metal Pollution in Aquatic Environment.* Springer-Verlag.

Fricke, R., Eschmeyer, W., & Van der Laan, R. (2019). *CATALOGUE DES POISSONS D'ESCHMEYER : GENERA, ESPECES, REFERENCES.* [California Academy of Sciences]. http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp). https://www.calacademy.org/scientists/projects/eschmeyers-catalog-of-fishes

Froese, R. (1998). Short Communication Length-weight relationships for 18 less-studied fish species. *J. Appl. Ichlhyol*, *14*, 117-118.

Froese, R., & Pauly, D. (2019). *FishBase. World Wide Web electronic publication.* www.fishbase.org. http://www.fishbase.org/search.php

Froesse, R. (2009). FishBase. World wide web electronic publication. *http://www. fishbase. org*.

Funmilayo, D. V., Adeola, A., Aneyo, I. A., & Otitoloju, A. A. (2019). Histopathological Biomarkers of Exposure to Monocyclic Aromatic Hydrocarbons in Clarias Ggariepinus (African Catfish). *Journal of Science and Technology*, *11*(1), 34-44.

Gagné, M., Valcke, M., Ayotte, P., Dewailly, É., Leblanc, A., Normandin, L., Hamel, J., Institut national de santé publique du Québec, & Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. (2014). *Réflexions sur l'élaboration d'une stratégie de biosurveillance en appui aux actions de santé publique au Québec : Rapport synthèse*.

Gbogbo, F., Otoo, S. D., Huago, R. Q., & Asomaning, O. (2017). High levels of mercury in wetland resources from three river basins in Ghana : A concern for public health. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(6), 5619-5627. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8309-2

Geenen, S., Bikubanya, D., Dunia, P., Igugu, K., Kabilambali, G., Katoto, P., Marijsse, S., Mayeri, D., Aganze, G., Mukotanyi, S., Thierry, M., Mwisha, M., Mushagalusa, A., Fiz, B., Bashizi, M., Nkuba, B., Franck, E., & Mugisho, Z. (2021). *Santé et environnement dans les mines d'or de Kamituga, RDC*.

Geenen, S., Bikubanya, D.-L., Dunia Kabunga, P., Igugu, O., Kabilambali, G., Katoto, P., Marijsse, S., Mayeri, D., Muhanzi Aganze, G., Mukotanyi Mugisho, S., Munga Mwisha, T., Mushagalusa Buhendwa, D., Mussa Bashizi, F., Nkuba, B., Radley, B., Vanlerberghe, E., & Zahinda Mugisho, F. (2021). *La fièvre de l'or : Santé et environnement dans les mines d'or de Kamituga, RDC* (IOB Working Paper 2021.10). Universiteit Antwerpen, Institute of Development Policy (IOB). https://econpapers.repec.org/paper/iobwpaper/2021.10.htm

Gélinas, S.-E. (2019). *Évaluation du pouvoir de rétention de différentes matrices environnementales pour des contaminants émergents par chromatographie liquide haute performance couplée à la spectrométrie de masse en tandem* [PhD Thesis]. Université du Québec à Montréal; Université du Québec à Trois-Rivières.

Genner, M. J., Turner, G. F., & Ngatunga, B. P. (2018). *A guide to the tilapia fishes of Tanzania.* 37. https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=118638

Genten, F., Terwinghe, E., & Danguy, A. (2010). *Histologie illustrée du poisson* (Librairie Quae). Editions Quae.

Geoffre, M. (2011). *Caractérisation et dynamique des habitats terrestres d'une rivière en tresses : L'ASSE (4)* [Mémoire de Master]. Université de Strasbourg.

Ghosh, A., Tripathy, A., & Ghosh, D. (2022). Impact of Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) on Reproductive Health of Human. *Proceedings of the Zoological Society*, *75*(1), 16-30. https://doi.org/10.1007/s12595-021-00412-3

Gigon, F. (1975). *Le 400ème chat ou Les pollués de Minamata.* (Robert Laffont).

Giguère, A., Campbell, P. G., Hare, L., McDonald, D. G., & Rasmussen, J. B. (2004). Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (Perca flavescens). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *61*(9), 1702-1716. https://doi.org/10.1139/f04-100

Gilbert, B., & Avenant-Oldewage, A. (2014). Arsenic, chromium, copper, iron, manganese, lead, selenium and zinc in the tissues of the largemouth yellowfish, *Labeobarbus kimberleyensis* (Gilchrist and Thompson, 1913), from the Vaal Dam, South Africa, and associated consumption risks. *Water SA*, *40*(4), 739. https://doi.org/10.4314/wsa.v40i4.19

Global Witness. (2016). *River of Gold—How the state lost out in an eastern Congo gold boom, while armed groups, a foreign mining company and provincial authorities pocketed millions—Democratic Republic of the Congo* (Rapport de Recherche 978-0-9933597-9-8; p. 32). Global Witness. https://reliefweb.int/report/democratic-republic-congo/river-gold-how-state-lost-out-eastern-congo-gold-boom-while-armed

Gnandi, K., Tozo, K., Amouzouvi, K., Baba, G., Tchangbédji, G., Killi, K., & Agbeko, K. (2007). Impact de l'exploitation minière sur la santé humaine : Cas de la fluorose dentaire chez les enfants autour de l'usine de traitement des phosphates de Kpémé (Sud-Togo). *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo)*, *8*(2; Série A), 17.

Gonzalez, J.-L., Chiffoleau, J.-F., Miramand, P., & Thouvenin, B. (1999). *Le cadmium : Comportement d'un contaminant métallique en estuaire,* (Ifremer).

Goussanou, A., Karim, A. Y. A., Toleba, S. S., Dagan, B. S., & Gnandi, K. (2018). Bioaccumulation des métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe, Cr, Ni, As) par les crabes Cardisoma armatum (Herklots, 1851) dans le complexe lac Nokoué—Lagune de Porto—Novo au Sud Bénin. *Afrique SCIENCE 1*, *14*(2), 255-266.

Gray, J. E., Theodorakos, P. M., Fey, D. L., & Krabbenhoft, D. P. (2015). Mercury concentrations and distribution in soil, water, mine waste leachates, and air in and around mercury mines in the Big Bend region, Texas, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, *37*(1), 35-48. https://doi.org/10.1007/s10653-014-9628-1

Grosman, M., & Picot, A. (2009). Facteurs environnementaux impliqués dans la maladie d'Alzheimer. Le mercure dentaire, probable déterminant majeur. *Médecine & Longévité*, *1*(1), 12-21. https://doi.org/10.1016/j.mlong.2009.06.001

Gupta, N., Pandey, P., & Hussain, J. (2017). Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. *Water Science*, *31*(1), 11-23. https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.03.002

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.*, *1980*(14), 975-1001.

Hanson, R., Dodoo, D. K., Essumang, D. K., Blay, J., & Yankson, K. (2007). The Effect of some Selected Pesticides on the Growth and Reproduction of Fresh Water Oreochromis niloticus, Chrysicthys nigrodigitatus and Clarias gariepinus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *79*(5), 544-547. https://doi.org/10.1007/s00128-007-9279-3

Harianja, A. H., Saragih, G. S., Fauzi, R., Hidayat, M. Y., Syofyan, Y., Tapriziah, E. R., & Kartiningsih, S. E. (2020). Mercury Exposure in Artisanal and Small-Scale Gold Mining Communities in Sukabumi, Indonesia. *Journal of Health and Pollution*, *10*(28), 201209. https://doi.org/10.5696/2156-9614-10.28.201209

Hassine, A. I. H. (2014). *Evaluation de l'activité oestrogenique de contaminants et développement d'un bio-récepteur d'affinité pour la détection d'une xéno-hormone* [Phdthesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne]. https://theses.hal.science/tel-01087277

Heba, H. A.-K., & Mohamed, H. M. (2019). Bioaccumulation of heavy metals and physiological/histological changes in gonads of Catfish (Clarias gariepinus) inhabiting lake Maryout, Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *23*(2), 363-377.

Higuchi, K., Suzuki, A., Eba, T., Hashimoto, H., Kumon, K., Morioka, T., Shiozawa, S., Soma, S., Okita, K., Takashi, T., & Gen, K. (2021). Seasonal changes and endocrine regulation of gonadal development in hatchery-produced Pacific bluefin tuna Thunnus orientalis broodstock in sea cages. *Aquaculture*, *545*, 737199. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737199

Hodgson, R., Bragg, L., Dhiyebi, H. A., Servos, M. R., & Craig, P. M. (2020). Impacts on Metabolism and Gill Physiology of Darter Species (Etheostoma spp.) That Are Attributed to Wastewater Effluent in the Grand River. *Applied Sciences*, *10*(23), Article 23. https://doi.org/10.3390/app10238364

Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. P 300–305. *Water quality criteria-stream vs. effluent standards. J Wat Pollut Contr Fed*, *37*(3), 292-315.

Hossain, M. S. (2020). 1. Heavy metal contamination in tilapia, Oreochromis niloticus collected from different fish markets of Mymensingh District. *Journal of Agriculture, Food and Environment (JAFE) | ISSN (Online Version): 2708 - 5694*, *1*(4), Article 4. https://doi.org/10.47440/JAFE.2020.1401

Houma, F., Belkessa, R., Khouider, A., Bachari, N., & Derriche, Z. (2004). Étude corrélative des paramètres physico-chimiques et des données satellites IRS1C pour caractériser la pollution aquatique. Application à la baie d'Oran, Algérie. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *17*(4), 429-446. https://doi.org/10.7202/705541ar

Huang, G.-Y., Shi, W.-J., Fang, G.-Z., Liang, Y.-Q., Liu, Y.-S., Liu, S.-S., Hu, L.-X., Chen, H.-X., Xie, L., & Ying, G.-G. (2020). Endocrine disruption in western mosquitofish from open and closed aquatic ecosystems polluted by swine farm wastewaters. *Environment International*, *137*, 105552. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105552

Ibala, A., & Masmoudi, A. (2010). Accounting for the Armature Magnetic Reaction and Saturation Effects in the Reluctance Model of a New Concept of Claw-Pole Alternator. *IEEE Transactions on Magnetics*, *46*(11), 3955-3961. https://doi.org/10.1109/TMAG.2010.2055882

IBGE. (2005). *Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : Cadre général* (p. 16) [Rpport de terrain]. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement.

IBGE. (2006). *Qualité des eaux de surface : Surveillance genérale et surveillance des substances dangereuses pertinentes* [Rpport de terrain]. nstitut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement.

Ibn Hadj Hassine, A. (2014). *Evaluation de l'activité oestrogenique de contaminants et développement d'un bio-récepteur d'affinité pour la détection d'une xéno-hormone* [These de doctorat, Saint-Etienne, EMSE]. https://www.theses.fr/2014EMSE0740

Ilombe Mawe, G., Mukokya, Y. M., Nzolang, C., Buzera, C., Birenjira, E., Mugaruka Bibentyo, T., & Delvaux, D. (2017). Geology and structure of Mobale gold deposit at Kamituga : A contribution to the study of the Kivu Supergroup. *Geo-Eco-Trop*, *41*(2), 151-168.

Jabeen, G., Manzoor, F., Javid, A., Azmat, H., Arshad, M., & Fatima, S. (2018). Evaluation of Fish Health Status and Histopathology in Gills and Liver Due to Metal Contaminated Sediments Exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *100*(4), 492-501. https://doi.org/10.1007/s00128-018-2295-7

Jacquemot, P. (2009). Ressources minérales, armes et violences dans les Kivus (RDC). *Hérodote*, *134*(3), 38-62. https://doi.org/10.3917/her.134.0380

Jazza, S. H., Najim, S., & Adnan, M. A. (2022). Using heavy metals pollution index (HPI) for assessment quality of drinking water in Maysan Province in Southern East in Iraq. *Egyptian Journal of Chemistry*, *65*(2), 703-709. https://journals.ekb.eg/article_191645.html

Jean-Claude, A., & Claude, A.-T. (2008). *Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques*. Lavoisier.

Jobin, P. (2006). *Maladies industrielles et syndicats au Japon.* (éditions de l'EHESS.).

Jonathan, A., Opoku, F., & Akoto, O. (2022). Health Risk Assessment, Bioaccumulation Factors and Ecological Indices of Heavy Metals in Sediment, Fish and Water Along Asuoyeboah River, Kumasi : A Case Study. *Chemistry Africa*. https://doi.org/10.1007/s42250-022-00524-z

Josse, R. G., Toklo, R. M., Dossou-Yovo, P., Fatombi, J. K., Senou, S. F., & Topanou, N. (2016). Corrélation entre les résultats physico-chimiques et microbiologiques des lixiviats du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) de Ouèssè/Ouidah et ceux des eaux souterraines et superficielles du milieu. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *10*(2), Article 2. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i2.34

Kabunga, P. D., Bikubanya, D.-L., & Marijsse, S. (2021). Croyances culturelles et effectivité sur l'exploitation minière artisanale en RDC : Entre contestation et négociation1. *CONJONCTURES DE L'AFRIQUE CENTRALE*, 235.

Kaibouchi, S., Perrodin, Y., Durrieu, C., & Barthet, L. (2003). Contribution à l'évaluation de l'impact sur les écosystèmes aquatiques de la valorisation en BTP de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM). *Environnement, Ingénierie & Développement*, *N°30-2ème Trimestre 2003*. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2442

Kalfakakour, V., & Akrida-Demertzi, K. (2000). Transfer factors of heavy metals in aquatic organisms of different torophic levels. *HTML Publications*, *1*, 768-780.

Kamboj, N., & Kamboj, V. (2019). Water quality assessment using overall index of pollution in riverbed-mining area of Ganga-River Haridwar, India. *Water Science*, *33*(1), 65-74. https://doi.org/10.1080/11104929.2019.1626631

Kamelan, T. M., Diomande, A., Yao, K. M., Berte, S., & Kouamelan, E. P. (2022). Reference values of the physico-chemical parameters of the water streams of Tai national Park (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *16*(3), Article 3. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v16i3.34

Kamelan, T. M., Yao, S. S., Kouame, K. A., N'Zi, K. G., & Kouamelan, E. P. (2013). Ichtyofaune de la rivière Dodo (Côte d'ivoire, Afrique de l'ouest) : Mise à jour et influence des variables environnementales sur la distribution des espèces. *Journal of Applied Biosciences*, *71*, 5773-5785.

Katemo, J., Lusasi Swana, W., & Makiadi, J. (2021). Evaluation Des Teneurs En Eléments Traces Métalliques (Cadmium Et Plomb) Dans L'eau, Les Sédiments Et Deux Espèces De Poissons Clarias gariepinus (Burchell, 1822) Et Oreochromis niloticus (Linné, 1758) Dans Le Pool Malebo (Fleuve Congo), RD Congo-NC-ND 4.0 OPEN ACCESS. *European Scientific Journal*, *7*(25), 174. https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n25p174

Kavyavu, W. K., Pierot Marhegane Nakahungu, & Shyaka Patient. (2021). *Contribution à la Géologie de Tondo, Mwenga Sud- Kivu en République Démocratique du Congo*. https://my.editions-ue.com/catalog/details/store/gb/book/978-620-3-41774-6/contribution-%C3%A0-la-g%C3%A9ologie-de-tondo,-mwenga-sud-kivu-rdc

Kayalato, B., Mbofung, C., Tchatchueng, J., & Ahmed, A. (2014). Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du Lac Tchad. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *8*(2), 468. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v8i2.7

Kesekelwa, T., Isumbisho, M., Ntakimazi, G., & Micha, J.-C. (2013). Preliminary assessment of fish diversity in Lowa River. *Bulletin Scientifique de l'Institut National Pour l'environnement et La Conservation de La Nature*, *12*, 17-24.

Keumean, K. N., Bamba, S. B., Soro, G., Soro, N., Metongo, B. S., & Biemi, J. (2013). Concentration en métaux lourds des sédiments de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam (Sud-Est de la

Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, *61*, 4530-4539. https://doi.org/10.4314/jab.v61i0.85599

Khallaf, E. A., MN Authman, M., Galal, M., & A Zaid, R. (2018). A comparative biological study on Oreochromis niloticus from two Nilotic Canals in the Delta of Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *22*(5 (Special Issue)), 39-63.

Kilosho, B. J., Stoop, N., & Verpoorten, M. (2017). Defusing the social minefield of gold sites in Kamituga, South Kivu. From legal pluralism to the re-making of institutions? *Resources Policy*, *53*, 356-368. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.07.009

Kindekon, M. E. C., Dassi, E., Youssao Abdou Karim, A., Tchougourou, C. D., & Chidikofan, G. (2021). *Evaluation des métaux lourds (cadmium et plomb) dans les huîtres (crassostrea gigas) du lac Nokoué au Sud du Bénin* [Technical Report]. EPAC/UAC. http://biblionumeric.epac-uac.org:8080/jspui/handle/123456789/4640

Kisekelwa, T., Hyangya, L., Masilya, M. P., Isumbisho, M., & Kaningini, M. (2014). Contribution à l'inventaire systématique des poissons de la Rivière lowa en territoire de Walikale. *Cahiers du CERUKI, Numéro Spécial Alphonse Byamungu*, 20-28.

Kisekelwa, T., Snoeks, J., Decru, E., Schedel, F. B. D., Isumbisho, M., & Vreven, E. (2022). A mismatch between morphological and molecular data in lineages of Enteromius (Cypriniformes : Cyprinidae) from the Lowa basin (East Democratic Republic of the Congo: DRC) with the description of a new species. *Systematics and Biodiversity*, *20*(1), 1-22. https://doi.org/10.1080/14772000.2022.2135630

Kisekelwa, T., Snoeks, J., Nshombo, M., Isumbisho, M., & Vreven, E. (2016). Towards a checklist of the fishes of Kahuzi-Biega National Park and its surroundings, Eastern Congo River basin (DRC). *Fifth International Conference of the Pan African Fish and Fisheries Association (PAFFA5)*. https://orfeo.kbr.be/handle/internal/1807

Kisekelwa, T., Snoeks, J., & Vreven, E. (2020a). An annotated checklist of the fish fauna of the river systems draining the Kahuzi-Biega National Park (Upper Congo : Eastern DR Congo). *Journal of Fish Biology*, *96*(3), 700-721. https://doi.org/10.1111/jfb.14264

Kisekelwa, T., Snoeks, J., & Vreven, E. (2020b). An annotated checklist of the fish fauna of the river systems draining the Kahuzi-Biega National Park (Upper Congo : Eastern DR Congo). *Journal of Fish Biology*, *96*(3), 700-721. https://doi.org/10.1111/jfb.14264

Kisekelwa, T., Snoeks, J., Zamba, A. I., Amzati, G. S., Isumbisho, M., Masilya, P. M., Lemmens, P., & Vreven, E. (2021). Association between Labeobarbus spp. (Teleostei : Cyprinidae) and environmental variables in the Luhoho basin (Eastern Congo River basin; DRC). *Journal of Fish Biology*, *99*(2), 321-334. https://doi.org/10.1111/jfb.14719

Knoth, P., & Zdrahal, Z. (2013). CORE : Aggregation use cases for open access. *Proceedings of the 13th ACM/IEEE-CS Joint Conference on Digital Libraries*, 441-442. https://doi.org/10.1145/2467696.2467787

Koca, Y. B., Koca, S., Yıldız, Ş., Gürcü, B., Osanç, E., Tunçbaş, O., & Aksoy, G. (2005). Investigation of histopathological and cytogenetic effects on Lepomis gibbosus (Pisces : Perciformes) in the Çine stream (Aydın/Turkey) with determination of water pollution. *Environmental Toxicology: An International Journal*, *20*(6), 560-571.

Kolie, B., Yao, J., Sunahara, G., & Duonamou, L. (2019). Environmental impact of lefa gold mining on its local population, Republic of Guinea. *Natural Resources*, *10*(08), 305.

Konan, K. S., Kouamé, K. B., Konan, F. K., Boussou, K. C., & Kouakou, K. L. (2021). Pollution des eaux à usages domestiques par les éléments traces métalliques des activités anthropiques : Cas du sous bassin versant du fleuve Sassandra en amont du barrage de Buyo, Côte d'Ivoire. *Copernicus Publications on Behalf of the International Association of Hydrological Sciences.*, *384*, 85-92. https://doi.org/10.5194/piahs-384-85-2021

Konan, K. S., Kouassi, A. M., Adingra, A. A., Dongui, B. K., & Gnakri, D. (2005). Variations saisonnières des paramètres abiotiques des eaux d'une lagune tropicale : La lagune de Grand-Lahou, Côte d'Ivoire. *Editorial Advisory Board e*, *21*(3), 376-393.

Kortei, N. K., Heymann, M. E., Essuman, E. K., Kpodo, F. M., Akonor, P. T., Lokpo, S. Y., Boadi, N. O., Ayim-Akonor, M., & Tettey, C. (2020). Health risk assessment and levels of toxic metals in fishes

(Oreochromis noliticus and Clarias anguillaris) from Ankobrah and Pra basins : Impact of illegal mining activities on food safety. *Toxicology Reports*, *7*, 360-369. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.02.011

Kouadio, N. A., Bi, G. G., Yao, S. S., Koffi, B. K., & Konan, A. Y. (2018). Premières données du peuplement ichtyologique d'un plan d'eau d'agglomération : Le lac kaby de Bongouanou (Côte d'Ivoire). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, *24*(4), 1591-1602.

Kouamenan, N. M., Coulibaly, S., Aste, B. C., & Goore, B. G. (2020). Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus de deux espèces de Cichlide (Hemichromis fasciatus et Tilapia zillii × Tilapia guineensis) pêchés dans la partie ouest de la lagune Ebrié, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, *148*(1), Article 1. https://www.ajol.info/index.php/jab/article/view/233971

Kouamenan, N. M., Safiatou, C., Celestin, A. B., & Gouli, G. B. (2020). Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus de deux espèces de Cichlide (Hemichromis fasciatus et Tilapia zillii$\times$ Tilapia guineensis) pêchés dans la partie ouest de la lagune Ebrié, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, *148*, 15218-15229.

Kouassi, K. D., d'ALMEIDA, M.-A., MIESSAN, J. J., YAO, S., N'DOUBA, V., & GNAHOUE, G. (2018). Anatomie et histologie de l'hépatopancréas chez la femelle des poissons Pomadasys jubelini (Haemulidae, cuvier, 1830) en Côte d'Ivoire. *Afrique SCIENCE*, *14*(1), 181-193.

Kravitz, M., Kroner, S., & Boethling, R. (2000). Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment : Status and needs. *Report no: EPA-823-R-00-001, United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington*.

Kristensen, A. K. B., Thomsen, J. F., & Mikkelsen, S. (2014). A review of mercury exposure among artisanal small-scale gold miners in developing countries. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, *87*(6), 579-590. https://doi.org/10.1007/s00420-013-0902-9

La Rocca, B., Houeix, N., & Andres, S. (2010). *Arsenic et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. http://www.ineris.fr/ hml,

Lachambre, M., & Fisson, C. (2007). *La contamination chimique : Quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : Arsenic* (p. 10). GIP Seine-Aval.

Lagnika, M., Ibikounle, M., Montcho, J. C., Wotto, V. D., & Sakiti, N. G. (2014). Caractéristiques physico-chimiques de l'eau des puits dans la commune de Pobè (Bénin, Afrique de l'ouest). *Journal of Applied Biosciences*, *79*(1), 6887. https://doi.org/10.4314/jab.v79i1.13

Laperche, V., Dictor, M. C., & Baranger, P. (2003). *Guide méthodologique de l'arsenic appliqué à la gestion des sites et sols pollués,* (BRGM/RP-52066-FR,; p. 90). Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

Laribi, A. (2017). *Evaluation de la contamination des sols, des sédiments et de l'eau par les éléments traces métalliques de la plaine de la Mitidja Est* [Thesis, ENSA]. http://localhost:8080/xmlui/handle/123456789/1978

Le Bihanic, F. (2013). *Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : Développement de bioessais et étude comparée de mélanges* [PhD Thesis].

Leclercq, L., & Maquet, B. (1987). Deux nouveaux indices diatomique et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cahier de Biology Marine*, *28*, 303-310.

Leclercq, L., Rosillon, F., Vander Borght, P., Loncin, A., & El Mossaoui, M. (1996). Qualité chimique et biologique du bassin de la Semois (partie belge). *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, *341-342*, 81-108.

Leclercq, L., & Vandevenne, L. (1987a). Impact d'un rejet d'eau chargée en sel et d'une pollution organique sur les peuplements de diatomées de la Gander (Grand-Duché de Luxembourg). *Cahiers de biologie marine*, *28*(2), 311-318.

Leclercq, L., & Vandevenne, L. (1987b). Impact d'un rejet d'eau chargée en sel et d'une pollution organique sur les peuplements de diatomées de la Gander (Grand-Duché du Luxembourg(1)). *Cahier de Biologie Marine*, *1987*(28), 311-317.

Lerebours, A. (2009). *Caractérisation des effets de l'uranium chez le poisson zèbre Danio rerio : Mécanisme de stress, neurotoxicité et métabolisme mitochondrial* [PhD Thesis]. Aix-Marseille 1.

Levavi-Sivan, B., Vaiman, R., Sachs, O., & Tzchori, I. (2004). Spawning induction and hormonal levels during final oocyte maturation in the silver perch (Bidyanus bidyanus). *Aquaculture*, *229*(1-4), 419-431.

Lévêque, C., & Daget, J. (1984a). Cypriniade. In *Dans J. Daget, J.-P. Gosse et DFE Thys van den Audenaerde (eds.) Check-list des poissons d'eau douce d'Afrique (CLOFFA).* (ORSTOM et MRAC, Tervuren, Vol. 1, p. 217-342.). https://www.fishbase.se/references/FBRefSummary.php?ID=2801

Lévêque, C., & Daget, J. (1984b). Cyprinidae. In *Check-list of the freshwater fishes of Africa* (J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den Audenaerde (eds.), Vol. 1, p. 217-342). ORSTOM.

Lévêque, C., & Paugy, D. (2006). Distribution géographique et affinités des poissons d'eau douce africains. In *Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme* (IRD, p. 59-74). Lévêque Christian (ed.), Paugy Didier (ed.).

Levi, Y., & Maëlle, C. (2004). Nouveaux micropolluants des eaux et nouveaux risques sanitaires. *l'actualité chimique*, *277-278*, 49-56.

Lisec. (2004). *Contrôle van de fysicochemische kwaliteit van de viswaters van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest", rapport effectué pour le compte de l'IBGE.*

Liu, X. J., Luo, Z., Xiong, B. X., Liu, X., Zhao, Y. H., Hu, G. F., & Lv, G. J. (2010). Effect of waterborne copper exposure on growth, hepatic enzymatic activities and histology in Synechogobius hasta. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *73*(6), 1286-1291. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.06.019

Louiz, I., Ben-Attia, M., & Hassine, O. K. B. (2018). Perturbations de la reproduction chez Zosterisessor ophiocephalus (Pisces, Gobiidae) dans une lagune méditerranéenne polluée (Bizerte, Tunisie). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, *73*(3), 227-241.

Lujić, J., Matavulj, M., Poleksić, V., Rašković, B., Marinović, Z., Kostić, D., & Miljanović, B. (2014). Gill Reaction to Pollutants from the Tamiš River in Three Freshwater Fish Species, E sox lucius L. 1758, S ander lucioperca (L. 1758) and S ilurus glanis L. 1758 : A Comparative Study. *Anatomia, histologia, embryologia*, *44*(2), 128-137. https://doi.org/10.1111/ahe.12119

Lujić, J., Matavulj, M., Poleksić, V., Rašković, B., Marinović, Z., Kostić, D., & Miljanović, B. (2015a). Gill Reaction to Pollutants from the Tamiš River in Three Freshwater Fish Species, E sox lucius L. 1758, S ander lucioperca (L. 1758) and S ilurus glanis L. 1758 : A Comparative Study. *Anatomia, histologia, embryologia*, *44*(2), 128-137.

Lujić, J., Matavulj, M., Poleksić, V., Rašković, B., Marinović, Z., Kostić, D., & Miljanović, B. (2015b). Gill Reaction to Pollutants from the Tamiš River in three freshwater fish species, Esox lucius L. 1758, Sander lucioperca (L. 1758) and Silurus glanis L. 1758 : A Comparative Study. *Anatomia, Histologia, Embryologia*, *44*(2), 128-137. https://doi.org/10.1111/ahe.12119

Lukhwareni, R., & van Dyk, C. (2018). Histology and ultrastructure of hepatic nodular alterations in Clarias gariepinus (Burchell, 1822). *Journal of fish diseases*, *41*(12), 1859-1870. https://doi.org/10.1111/jfd.12900

Lunkayilakio, S. W. (2010). *Ichtyofaune de l'Inkisi (Bas-Congo / RDC) : Diversité et écologie*. http://bictel.ulg.ac.be/ETD-db/collection/available/ULgetd-03152010-215757/

Luquet, G., & Marin, F. (2004). Biomineralisations in crustaceans : Storage strategies. *Comptes Rendus Palevol*, *3*(6), 515-534. https://doi.org/10.1016/j.crpv.2004.07.015

Mabrouki, Y., Taybi, A., & Berrahou, A. (2017). L'évolution spatiotemporelle de la qualité des eaux courantes de l'Oued Melloulou (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *30*(3), 213-225. https://doi.org/10.7202/1044248ar

Maceda-Veiga, A., Monroy, M., Navarro, E., Viscor, G., & de Sostoa, A. (2013). Metal concentrations and pathological responses of wild native fish exposed to sewage discharge in a Mediterranean river. *Science of The Total Environment*, *449*, 9-19. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.012

Maiga, F., Touré, A. O., Diya, A., Ouattara, I., & Doumbia, S. (2022). Les effets de l'orpaillage par drague sur la biodiversité aquatique de l'affluent Baoulé dans la commune rurale de Kémékafo, région de Dioila. *Revue Africaine des Sciences Sociales et de la Santé Publique*, *4*(1), 38-47.

Maman illatou, O. E. F. (2021). *Impacts de l'orpaillage et de l'agriculture sur la qualité des eaux du Liptako nigérien : Identification des hots spots des pollutions métalliques et organiques, transferts de connaissances entre recherche et terrain* [These de doctorat, IMT Mines Alès]. https://www.theses.fr/2021EMAL0014

Mambou Ngueyep, L. L., Takougang Kingni, S., Ayiwouo Ngounouno, M., & Ndi, A. A. (2021a). The impact of gold mining exploitation on the physicochemical quality of water : Case of Batouri (Cameroon). *International Journal of Energy and Water Resources*, *5*(2), 159-173. https://doi.org/10.1007/s42108-020-00106-0

Mambou Ngueyep, L. L., Takougang Kingni, S., Ayiwouo Ngounouno, M., & Ndi, A. A. (2021b). The impact of gold mining exploitation on the physicochemical quality of water : Case of Batouri (Cameroon): Effect of gold mine operations on water pollution. *International Journal of Energy and Water Resources*, *5*(2), 159-173. https://doi.org/10.1007/s42108-020-00106-0

Mandiki, B., Gillardin, V., Martens, K., Ercken, D., De Roeck, E., De Bie, T., Declerck, S. A. S., De Meester, L., Brasseur, C., Van der Heiden, E., Schippo, M.-L., & Kestemont, P. (2014). Effect of land use on pollution status and risk of fish endocrine disruption in small farmland ponds. *Hydrobiologia*, *723*(1), 103-120. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1641-3

Manoli, E., Vousta, D., & Samara, C. (2002). Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki,. *Greece*, *36,*(2002), 949-961.

Maoudombaye, T., Ndoutamia, G., Ali, M. S., & Ngakou, A. (2015). Etude comparative de la qualité physico-chimique des eaux de puits, de forages et de rivières consommées dans le bassin pétrolier de Doba au Tchad. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680 / E-ISSN 2521-9782*, *24*, Article 24. http://larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/view/338

Marchand, M. J., Van Dyk, J. C., Pieterse, G. M., Barnhoorn, I. E. J., & Bornman, M. S. (2009). Histopathological alterations in the liver of the sharptooth catfish Clarias gariepinus from polluted aquatic systems in South Africa. *Environmental Toxicology*, *24*(2), 133-147. https://doi.org/10.1002/tox.20397

Marchand, M. J., van Dyk, J. C., Pieterse, G. M., Barnhoorn, I. E. J., & Bornman, M. S. (2009). Histopathological alterations in the liver of the sharptooth catfish Clarias gariepinus from polluted aquatic systems in South Africa. *Environmental Toxicology*, *24*(2), 133-147. https://doi.org/10.1002/tox.20397

Marlier, G. (1954). Recherches hydrobiologiques dans les rivières du Congo oriental : II. Etude écologique. *Hydrobiologia*, *6*(3-4), 225-264. https://doi.org/10.1007/BF00053675

Marselli, G. (2020). *Réponses des espèces de poissons à des facteurs de stress environnementaux dans la région des grands lacs de l'Ontarion* [Mémoire de Master]. Université de Québec à trois rivières.

Martinez, G., McCord, S. A., Driscoll, C. T., Todorova, S., Wu, S., Araújo, J. F., Vega, C. M., & Fernandez, L. E. (2018). Mercury Contamination in Riverine Sediments and Fish Associated with Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Madre de Dios, Peru. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(8), Article 8. https://doi.org/10.3390/ijerph15081584

Marty, G. D., Hoffmann, A., Okihiro, M. S., Hepler, K., & Hanes, D. (2003). Retrospective analysis : Bile hydrocarbons and histopathology of demersal rockfish in Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research*, *56*(5), 569-584.

Maryse, A. N., Kagoyire, K. A., & Adingra, A. A. (2009). Seasonal Distribution of Phytoplankton in Grand-Lahou Lagoon (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, *26*(3), 329-341.

Maskooni, E., Naseri-Rad, M., Berndtsson, R., & Nakagawa, N. (2020). Use of Heavy Metal Content and Modified Water Quality Index to Assess Groundwater Quality in a Semiarid Area. *Water*, *2020,*(12), 1115. https://doi.org/10.3390/w12041115.

Mehouel, F. (2016). *Evaluation de la contamination de la sardine et de l'espadon par les métaux lourds (mercure, plomb et cadmium)* [Thesis, Université Ibn Khaldoun -Tiaret-]. http://dspace.univ-tiaret.dz:80/handle/123456789/873

Meknachi, A. (2010). *Utilisation du poisson Tilapa oreochromis niloticus et la moule mytilus galloprovincialis comme bioindicateurs du niveau de pollution par les metaux traces : Modelisationde la bioaccumulation* [Blida]. https://www.ccdz.cerist.dz/admin/notice.php?id=000000000000000127022000000

Miho, T. (2010). Coltan Mining and the conflict in the Eastern Democratic Republic of Congo (DRC). *Human Mobility Studies*, *1*(September 2010), 33-43.

Mikembi, A. L. B., Zamba, A. I., Mamonekene, V., Ngot, F. P., Tenda, H. D. L., & Vouidibio, J. (2019). Diversity and distribution of fish species along the Loua River, lower Congo river basin (Republic of the Congo, Central Africa). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, *7*(3), 6.

Milla, S., Depiereux, S., & Kestemont, P. (2011). The effects of estrogenic and androgenic endocrine disruptors on the immune system of fish : A review. *Ecotoxicology*, *20*(2), 305-319.

Millet, B. (1983). *Étude de quelques caractéristiques hydrologiques et hydrochimiques du système lagunaire du lac Togo.* (Doc. ORSTOM). ORSTOM.

Miquel, M. G. (2001). *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé* (Rapport Technique Rapport 261; p. 365). Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques.

Mohan, S. V., Nithila, P., & Reddy, S. J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, *31*(2), 283-289. https://doi.org/10.1080/10934529609376357

Moïse, K. N., Safiatou, C., Celestin, A. B., & Gouli, G. B. (2020). *Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus de deux espèces de Cichlide (Hemichromis fasciatus et Tilapia zillii × Tilapia guineensis) pêchés dans la partie ouest de la lagune Ebrié, Côte d'Ivoire.* 12.

Monney, U. Y., Diaby, V., Ake, Y. A., Sanogo, I., & Yapo, A. F. (2020). *Évaluation de la teneur en cadmium, plomb et mercure avant et après fumage chez trois espèces de poisson à forte consommation dans la zone d'Abidjan, Côte d'Ivoire*. 14.

Mouni, L., Merabet, D., Arkoub, H., & Moussaceb, K. (2009). Étude et caractérisation physico-chimique des eaux de l'oued Soummam (Algérie). *Sécheresse*, *20*(4), 360-366. https://doi.org/10.1684/sec.2009.0209

Mounier, F. (2019). *Modélisation mécaniste de la bioaccumulation de contaminants organiques (PCB et PFAS) chez les poissons dans le contexte du changement global : Application aux juvéniles de sole commune de l'estuaire de la Gironde.* [Phdthesis, Université de Bordeaux]. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03183574

Mrabent, B. S. E. (2015). *Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades et muscle) du Rouget de roche Mullus surmuletus (L. 1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran.* [PhD Thesis]. Université de Tlemcen.

Muhima, M. A. (2018). Etat de droit à l'épreuve de minérais des conflits en République Démocratique du Congo : Cas de l'affaire Argor-Heraeus SA et la Société chimoise Kun Hou Mining. *KAS African Law Study Library*, *4*(4), 585-602.

Muraga, J. M., Wandiga, S. O., & Abong'o, D. A. (2017). Assessment of Dissolved Ions and Microbial Coliform in Water from Selected Sites of the Upper Athi River Sub-Catchment Area, Kenya. *Journal of Applied Chemistry, Volume 10, Issue 5 Ver. II (May. 2017), PP*, *10*(5 Ver. II), 101-109. https://doi.org/10.9790/5736-100502101109

Musamba, J., & Vogel, C. (2016). 'Lme Njo Haut-Les-Mains Maraba' : Rapprochements Ethnolinguistiques Aux Zones Minières Artisanales à l'est de La RD Congo. *L'Afrique Des Grands Lacs: Annuaire 2015–2016*, 208-231.

Musamba, J., Vogel, C., Reyntjens, F., Vandeginste, S., & Verpoorten, M. (2016). Rapprochements ethnolinguistiques aux zones minières artisanales à l'est de la RD Congo. *L'Afrique des Grands Lacs: Annuaire 2014-2015*, 207-231.

https://medialibrary.uantwerpen.be/oldcontent/container2673/files/Publications/Annuaire/2015-2016/09%20Musaba-vogel.pdf

Mutambue, S. (1996). Biologie et écologie de Barbus holotaenia, Boulenger, 1904, du bassin de la rivière Luki (Zaïre). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, *340*, 25-41. https://doi.org/10.1051/kmae:1996003

Nahli, A., Hebabaze, S., & Iounes, N. (2016). Etude de la contamination métallique des sédiments de surface de l'Oued Hassar après installation de la station d'épuration (StEp) de Médiouna (Casablanca, Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie, 2016, n° 38, 00-00*(38), 14.

Naïja, A., Kestemont, P., Chénais, B., Haouas, Z., Blust, R., Helal, A. N., & Marchand, J. (2018). Effects of Hg sublethal exposure in the brain of peacock blennies Salaria pavo : Molecular, physiological and histopathological analysis. *Chemosphere*, *193*, 1094-1104.

N'guessan, A. K., Koffi, K. M., KAMELAN, M. T., & N'DOUBA, V. (2020). Physical and Chemical Characterization of the Bagoue Watershed (North-Western Cote D'Ivoire) Impacted by Artisanal and Clandestine Gold Mining. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, *8*(1), 20-28.

N'guessan, A., Pèlèbè, R. O. E., Boussou, C., & Valentin, N. (2021). Assessment of the Reproductive Health Status of Clarias Gariepinus (Burchell, 1822) in a River Impacted by Mercury from Clandestine Gold Mining : A Case Study of Bagoue River, Côte d'Ivoire. *Aquatic Science and Technology*, *9*, 42-65. https://doi.org/10.5296/ast.v9i1.17766

N'guessan, S. Y., Lassina, D., N'Goran, G. K., & Gourène, G. (2010). Habitudes alimentaires du poisson-chat, Clarias anguillaris (Linné, 1758) (clariidae) dans un hydrosystème fluvio-lacustre ouest-Africain (Rivière bia, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, *46*(2), 275-285.

Nkuba, B. (s. d.). *Metal pollution and intoxication from artisanal gold mining in Kamituga, Eastern Congo*. 33.

Nkuba, B. (2021). *Metal pollution and intoxication from artisanal gold mining in Kamituga, Eastern Congo* [PhD Thesis]. University of Antwerp.

Nkuba, B., Bervoets, L., & Geenen, S. (2016a). Le mercure dans l'exploitation de l'or. *Conjonctures congolaises 2016*, 191.

Nkuba, B., Bervoets, L., & Geenen, S. (2016b). Le mercure dans l'exploitation de l'or. *Conjonctures congolaises 2016*, 191.

Nkuba, B., Bervoets, L., & Geenen, S. (2019). Invisible and ignored? Local perspectives on mercury in Congolese gold mining. *Journal of Cleaner Production*, *221*, 795-804.

Nkuba, B., Zahinda Mugisho, F., & Muhanzi Aganze, G. (2021). Technologies (ir) responsables dans l'orpaillage : Quels risques pour l'environnement et la santé? Cas de Kamituga et Misisi, RDC. *Working papers/University of Antwerp. Institute of Development Policy and Management; Université d'Anvers. Institut de politique et de gestion du développement.-Antwerp*.

Noury, P. (2016). *Pêche, dissection et échantillonnage biologique de poissons sur le terrain*. https://hal.inrae.fr/hal-02602545

Nshombo, M., & Lushombo, M. (2010). The introduction of the endemic fish species, Lamprichthys Tanganicanus (Poeciliidae), from Lake Tanganyika into Lake Kivu : Possible causes and effects. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *13*(2), 203-213. https://doi.org/10.1080/14634981003800733

Nuhu, A., Sallau, M. s, & Majiya, H. (2014). Heavy Metal Pollution : The Environmental Impact of Artisanal Gold Mining on Bagega Village of Zamfara State, Nigeria. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, *5*, 306-313.

Nyenyezi, B. A., Sara, G., Ansoms, A., & Omasombo Tshonda, J. (2016). *Conjoncture Congolaises : Glissement politique, Recul économique* (L'Harmattan, Vol. 91). Musée Royal de l'Adrique Central (MRAC). https://www.eca-creac.eu/sites/default/files/pdf/2016_conjonctures_congolaises_ca91.pdf

Okito, G. M., Matunguru, J. M., Muzungu, L. H., Duni, P. L., Sindayihebura, A., Sibomana, C., Muderhwa, V. N., Micha, J.-C., & Ntakimazi, G. (2020). Les poissons du bassin de la rivière Ulindi, à l'Est de la République Démocratique du Congo : Revue de la littérature. *International Journal of*

Biological and Chemical Sciences, *14*(8), 2928-2940. https://www.ajol.info/index.php/ijbcs/article/view/202072

Okito, M. G., Agbohessi, P. T., Matunguru, M. J., Micha, J.-C., Ntakimazi, G., Nshombo, M., Mbalassa, M., Jauniaux, T., Mandiki, S. N. M., & Kestemont, P. (2023). Histopathological disturbances in two fish species Oreochromis niloticus (Linnaeus 1758) and Labeobarbus pellegrini (Bertin et Estève 1948) from downstream mining sites in the upper Ulindi and Elila river basins, eastern DR Congo. *Biolife*, *11*(1), 83-111. https://dx.doi.org/10.5281:zenodo.7768837

Okito, M. G., Bamenga, B. L., Safari, R. R., Lubunga, D. P., & Nshombo, M. V. (2017). Study of the physical chemistry and the nutriments of the River Lwiko and its tributaries in the tops-trays of Fizi-Itombwe, South-Kivu, RD Congo. *Asian Journal of Science and Technology*, *8*(6), 4078-4092.

Okito, M. G., Kasigwa, D.-D. C., Micha, J.-C., Muderhwa, V. N., Ribakare, O. R., Nzibonera, P. B., Muhirwa, B. G., Suku, D. E. M., & Kaluba, P. M. (2017). Ecologie alimentaire de Labeobarbus altianalis (Boulenger, 1900) du Bassin de la rivière Luhoho, en territoire de Kalehe (Sud-Kivu, RD Congo). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *11*(1), 208-227. http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.17

Okito, M. G., Matunguru, J. M., Muzungu, L. H., Duni, P. L., Sindayihebura, A., Sibomana, C., Muderhwa, V. N., Micha, J.-C., & Ntakimazi, G. (2020a). Les poissons du bassin de la rivière Ulindi, à l'Est de la République Démocratique du Congo : Revue de la littérature. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *14*(8), 2928-2940. https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v14i8.21

Okito, M. G., Matunguru, J. M., Muzungu, L. H., Duni, P. L., Sindayihebura, A., Sibomana, C., Muderhwa, V. N., Micha, J.-C., & Ntakimazi, G. (2020b). *Les poissons du bassin de la rivière Ulindi, à l'Est de la République Démocratique du Congo : Revue de la littérature*. 13.

Olivier, M. (2020). *Chimie de l'environnement*. Lab éditions.

OMS. (2013). *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères.: Vol. Volume II: Utilisation des eaux usées en agriculture,* (Organisation mondiale de la santé).

OMS. (2017). *Directives de qualité pour l'eau de boisson : 24 avril 2017.* (4e éd. intégrant le premier additif [Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum]).

OMS/FAO. (1995). *Norme générale codex pour les contaminants et les toxines présents dans les produits de consommation humaine et animale,*. Codex standard 193-1995,.

Oso, O. G., & Odaibo, A. B. (2022). *Comparative Differences in Radula Characteristics of Schistosoma Snail Intermediate Host in the Forskalii Group*. 8.

Ouattara, A. A., Naminata, S., N'goran, P. D. A., Yao, K. M., Trokourey, A., & Diaco, T. (2021). Evaluation de la contamination des éléments traces métalliques dans les sédiments de la rivière N'zi, Côte d'Ivoire Assessment of trace metals contamination in sediments of N'zi River, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *15*, 2199-2208. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v15i5.38

Ouro-Sama, K., Solitoke, H., Gnandi, K., Afiademanyo, K., & Bowessidjaou, E. (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). https://www.erudit.org/en/journals/vertigo/2016-v16-n1-vertigo02323/1034695ar/

Padros, J., Pelletier, E., Ribeiro, C., & Oliveira, A. (2004). Les interactions multiples en écotoxicologie. *Écotoxicologie moléculaire: Principes fondamentaux et perspectives de développement*, 257.

Patnaik, B. B., Howrelia, H., Mathews, T., & Selvanayagam, M. (2011). Histopathology of gill, liver, muscle and brain of Cyprinus carpio communis L. exposed to sublethal concentration of lead and cadmium. *African Journal of Biotechnology*, *10*(57), Article 57. https://doi.org/10.4314/ajb.v10i57

Philippart, J. C., & Ruwet, J. C. (1982). Ecology and distribution of tilapias. In *Résumé de référence—Philippart, J.-C. et J.-C. Ruwet, 1982* (p. 15-60). https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=3

Philippe, M., Le Pape, P., Bordier, L., Landrot, G., Delbes, L., & Ayrault, S. (2020). *L'antimoine, un polluant émergent dans les sols et rivières urbaines : Les bassins de rétention autoroutiers comme modèles de milieux récepteurs réactifs*.

Pierron, F. (2007). *Etudes des mécanismes de bioaccumulation du cadmium et des effets toxiques associés à différents stades de vie de l'anguille européenne (Anguilla anguilla L.)* [These de doctorat, Bordeaux 1]. https://www.theses.fr/2007BOR13411

Pieterse, G. M. (2004). *Histopathological changes in the testis of Oreochromis mossambicus (Cichlidae) as a biomarker of heavy metal pollution* [PhD Thesis]. Rand Afrikaans University.

Pitrat, D., & Borba Braga, M. (2012). Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil. *VertigO : la revue électronique en sciences de l'environnement*, *12*(1). https://www.erudit.org/en/journals/vertigo/2012-v12-n1-vertigo0531/1015108ar/

PNUD. (2009). *« Province du Sud-Kivu : Profil résumé. Pauvreté et conditions de vie des ménages »*. https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/migration/cd/UNDP-CD-Profil-PROVINCE-Sud-Kivu.pdf

Poissant, L.-M. (1997). *La contamination par l'arsenic des puits domestiques en Abitibi-Témiscaminque, étude descriptive* (p. 66) [Module santé environnementale,]. Direction régionale de la santé publique.

Poleksić, V., & Mitrović-Tutundžić, V. (1994). Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. *Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish*, 339-352.

Poll, M., & Gosse, J.-P. (1995). *Genre des poissons d'eaux douces africaines.* (Académie Royale de Belgique, Vol. 9).

Qin, Y., & Tao, Y. (2022). Pollution status of heavy metals and metalloids in Chinese lakes : Distribution, bioaccumulation and risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *248*, 114293. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114293

Quignot, N., Barouki, R., Lesne, L., Lemazurier, E., & Jégou, B. (2012). Mécanismes et enjeux de la perturbation endocrinienne. *Bulletin Epidemiologique Hebdomadaire*, *7-8-9*.

Rachida, I., & Hadjer, M. (2018). *Contribution à l'étude de la biologie et à l'estimation des paramètres bioénergétiques des petits pélagiques du bassin Algérien : Sardina pilchardus (Walbaum, 1792), Sardinella aurita (Valenciennes, 1847), Boops boops (Linne, 1758) et Trachurus trachurus (Linnaeus, 1758).* [Mémoire de Master]. Universite Djilali Bounaama De Khemis Meliana.

Rajeshkumar, S., & Li, X. (2018a). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, *5*, 288-295. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007

Rajeshkumar, S., & Li, X. (2018b). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, *5*, 288-295. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007

Rakotondrabe, F., Ndam Ngoupayou, J. R., Mfonka, Z., Rasolomanana, E. H., Nyangono Abolo, A. J., & Ako Ako, A. (2018). Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon) : Multivariate Statistical Analysis approach. *Science of The Total Environment*, *610-611*, 831-844. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.080

Ramade, F. (2005). *Eléments d'écologie : Écologie appliquée,* (6ème édition, Dunod,).

Ranjbar, G., Kariminejad, F., Jamali, J., Shams, M., Najafpoor, A. A., & Dehghan, A. (2022). Heavy metal concentration in water, soil and cultivated vegetables at the edge of Kashaf Roud River, Mashhad, Iran : Ecological risk assessment and bioaccumulation factor. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-22.

Rashed, M. N. (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment International*, *27*(1), 27-33. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00050-2

Rasoloariniaina, J. R. (2019). *Endemic fish species diagnostic in Lake Itasy catchment area—Towards a conservation strategy*. https://doi.org/10.13140/rg.2.2.31219.07201

RCAP, R. C. on A. P. (1996). *Gathering Strength. Ottawa, Canada Communications Group. 3 : 185.*

Reyene, H., & Nadia, M. (2022). *La cytotoxicité, la génotoxicité et la perturbation endocrinienne par les pyréthrinoïdes* [PhD Thesis]. Université Larbi Tébessi-Tébessa.

Ribera, D., Labrot, F., Tisnerat, G., & Narbonne, J.-F. (1996). Uranium in the Environment : Occurrence, Transfer, and Biological Effects. In G. W. Ware (Éd.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology : Continuation of Residue Reviews* (p. 53-89). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6_3

Rinchard, J., & Kestemont, P. (1996). Comparative study of reproductive biology in single-and multiple-spawner cyprinid fish. I. Morphological and histological features. *Journal of fish biology*, *49*(5), 883-894. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tb00087.x

Risher, J. (1999). *Toxicological profile for mercury*.

Risher, J. F., De Rosa, C. T., Jones, D. E., & Murray, H. E. (1999). Updated toxicological profile for mercury. *Toxicology and industrial health*, *15*(5), 480-516.

Roberts, R. J. (2001). Fish pathology 3rd Ed. *Saunders WB, Philadelphia, Pennsylvania*, *472*.

Roberts, T. R., & Stewart, D. J. (1976). AN ECOLOGICAL AND SYSTEMATIC SURVEY OF FISHES IN THE RAPIDS OF THE LOWER ZA.fRE OR CONGO RIVER. *Bulletin Museum of Comparative Zoology*, *147*(6), 239-317.

Roeck, U., Trémolières, M., Exinger, A., & Carbiener, R. (1991). Les mousses aquatiques, bioindicateurs du niveau de pollution chimique. Utilisation des mousses aquatiques dans une étude sur le transfert du mercure en tant que descripteur du fonctionnementhydrologique (échanges cours d'eau—Nappe) en plaine d'Alsace. *Hydroécologie Appliquée*, *3*, 241-256. https://doi.org/10.1051/hydro:1991203

Roex, E. W. M., Giovannangelo, M., & van Gestel, C. A. M. (2001). Reproductive Impairment in the Zebrafish, Danio rerio, upon Chronic Exposure to 1,2,3-Trichlorobenzene. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *48*(2), 196-201. https://doi.org/10.1006/eesa.2000.2029

Roméo, M., Siau, Y., Sidoumou, Z., & Gnassia-Barelli, M. (1999). Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *Science of The Total Environment*, *232*(3), 169-175. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00099-6

Roosta, Z., Falahatkar, B., Sajjadi, M., Paknejad, H., Akbarzadeh, A., & Kestemont, P. (2022). Sex and reproductive development impact skin mucosal epithelium immunity, antimicrobial capacity, and up-regulation of immune-related gene of goldfish (Carassius auratus). *Developmental & Comparative Immunology*, 104494.

Rwabashi, J. P. (2016). De la semi-industrialisation de l'exploitation minière artisanale et son impact sur les conditions de vie de la population. Cas de l'exploitation minière par dragues à Shabunda. In *Musamba, Josaphat; Vogel, Christoph (2016). Rapprochements ethnolinguistiques aux zones minières artisanales à l'est de la RD Congo. In : Reyntjens, Filip; Vandeginste, S; Verpoorten, M. L'Afrique des grands lacs.* (p. 215-234).

Sadoul, B., Geffroy, B., Lallement, S., & Kearney, M. (2020). Multiple working hypotheses for hyperallometric reproduction in fishes under metabolic theory. *Ecological Modelling*, *433*, 109228.

Sanchez, W., Bado-Nilles, A., & Porcher, J.-M. (2012). Biomarqueurs chez le poisson : Un outil d'intérêt pour le contrôle d'enquête. *La Houille Blanche*, *2*, 49-54.

Sanchez, W., & Porcher, J.-M. (2009). Utilisation des biomarqueurs pour la caractérisation de l'état écotoxicologique des masses d'eau. *Techniques Sciences Méthodes*, *5*, 29. https://ineris.hal.science/ineris-00961937

Sanou, A., & Coulibaly, S. (2020a). Évaluation de la capacité de fixation des métaux lourds par les sédiments d'une ferme piscicole en étang. *Afrique SCIENCE*, *16*(4), 85-97.

Sanou, A., & Coulibaly, S. (2020b). *Évaluation de la capacité de fixation des métaux lourds par les sédiments d'une ferme piscicole en étang*. 13.

Sanou, A., Coulibaly, S., Coulibaly, M., N'Goran N'dri, S., & Célestin Atse, B. (2021). Assessment of heavy metal contamination of fish from a fish farm by bioconcentration and bioaccumulation factors. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *25*(1), 821-841. https://doi.org/10.21608/ejabf.2021.151995

Sarkar, A., Islam, J., & Akter, S. (2016). Pollution and ecological risk assessment for the environmentally impacted Turag River, Bangladesh. *Journal of Materials and Environmental Science*, *7*, 2295-2304.

Satoh, M., Koyama, H., Kaji, T., Kito, H., & Tohyama, C. (2002). Perspectives on cadmium toxicity research. *Tohoku J. Exp. Med., 196*, 23-32.

Schwindt, A. R., Fournie, J. W., Landers, D. H., Schreck, C. B., & Kent, M. L. (2008). Mercury concentrations in salmonids from western US national parks and relationships with age and macrophage aggregates. *Environmental science & technology*, *42*(4), 1365-1370.

Seegers, L. (1996). The fishes of the Lake Rukwa drainage. *Ann. Mus. R. Afr. Centr., Sci. Zool., 278*, 1-407. https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=27292

Sehgal, M., Garg, A., Suresh, R., & Dagar, P. (2012). Heavy metal contamination in the Delhi segment of Yamuna basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, *184*(2), 1181-1196. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2031-9

Sharifi, Z., Hossaini, S. M. T., & Renella, G. (2016). Risk assessment for sediment and stream water polluted by heavy metals released by a municipal solid waste composting plant. *J. Geochem. Explor.*, *2016*(169), 202-210.

Sheikhzadeh, H., & Hamidian, A. H. (2021). Bioaccumulation of heavy metals in fish species of Iran : A review. *Environmental Geochemistry and Health*, *43*(10), 3749-3869. https://doi.org/10.1007/s10653-021-00883-5

Sigg, L., Behra, P., & Stumm, W. (2001). *Chimie des milieux aquatiques*. Dunod.

Sigg, L., Behra, P., Stumm, W., & Amatore, C. (2014). *Chimie des milieux aquatiques*. Dunod.

Simó-Mirabet, P., Felip, A., Estensoro, I., Martos-Sitcha, J. A., de las Heras, V., Calduch-Giner, J., Puyalto, M., Karalazos, V., Sitjà-Bobadilla, A., & Pérez-Sánchez, J. (2018). Impact of low fish meal and fish oil diets on the performance, sex steroid profile and male-female sex reversal of gilthead sea bream (Sparus aurata) over a three-year production cycle. *Aquaculture*, *490*, 64-74.

Skelton, P. H. (1993). *A complete guide to the freshwater fishes of southern Africa.* (Southern Book Publishers). https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=7248

Sloterdijk, H. (1992a). *Utilisation des jeunes poissons comme indicateurs de bioaccumulation des substances toxiques* [These de doctorat, Toulouse 3]. https://www.theses.fr/1992TOU30084

Sloterdijk, H. (1992b). *Utilisation des jeunes poissons comme indicateurs de bioaccumulation des substances toxiques* [These de doctorat, Toulouse 3]. https://www.theses.fr/1992TOU30084

Snoeks, J., Kaningini, B., Masilya, P., Nzinzawamwiza, L., & Guillard, J. (2012). Chapter 8. Fishes in Lake Kivu : Diversity and Fisheries. Pp. 127-152. Series 5, Springer, 190p. In *In J.-P. Descy, F. Darchambeau and M. Schmid (eds.). Lake Kivu : Limnology and biogeochemistry of a tropical great lake.* (Spinger, p. 190). https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=107916

Soler, P., Solé, M., Bañón, R., García-Galea, E., Durfort, M., Matamoros, V., Bayona, J. M., & Vinyoles, D. (2020). Effects of industrial pollution on the reproductive biology of Squalius laietanus (Actinopterygii, Cyprinidae) in a Mediterranean stream (NE Iberian Peninsula). *Fish Physiology and Biochemistry*, *46*(1), 247-264. https://doi.org/10.1007/s10695-019-00713-7

Stoffersen, B., Appel, P. W., Na-Oy, L. D., Sekamane, A. S., Ruiz, I. Z., & Køster-Rasmussen, R. (2018). Introduction of Mercury-Free Gold Extraction to Small-Scale Miners in the Cabo Delgado Province in Mozambique. *Journal of Health and Pollution*, *8*(19), 180909. https://doi.org/10.5696/2156-9614-8.19.180909

Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption : Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, *46*(8), 2782-2788.

Sutherland, E. (2011). Coltan, the Congo and your cell phone. *Available at SSRN 1752822*. http://ssrn.com/abstract=1752822

Swilem, A., Abd Ellah, A. H., & Elaw, S. (2010). A fast image detection method using variance and variance covariance matrix. *2010 The 7th International Conference on Informatics and Systems (INFOS)*, 1-6. https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/5461755/

Taffouo, V. D., Saya, R. A. I., Mbeng, L. O., & Eyango, M. T. (2017). Impacts des caractéristiques physico-chimiques des eaux sur la distribution du phytoplancton et des macrophytes de la rivière Nkam

(Cameroun). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *11*(4), 1766. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v11i4.28

Taibi, S., & Reguieg, A. (2021). *Evaluation de la bioaccumulation des métaux lourds chez les poissons dulçaquicoles de barrage Bougara Tiaret* [Thesis, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie]. http://dspace.univ-tiaret.dz:80/handle/123456789/5964

Taka, M. (2017). Coltan mining and conflict in the eastern Democratic Republic of Congo (DRC). In *New Perspectives on Human Security* (p. 159-173). Routledge.

Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020a). Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal ESJ*, *16*(2). https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n2p64

Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020b). Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal ESJ*, *16*(2). https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n2p64

Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020c). Calcul de L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux superficielles de L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal, ESJ*, *16*(2), 64-85.

Tamele, I. J., & Vázquez, L. P. (2020). Lead, Mercury and Cadmium in Fish and Shellfish from the Indian Ocean and Red Sea (African Countries) : Public Health Challenges. *Journal of Marine Science and Engineering*, *8*(5), Article 5. https://doi.org/10.3390/jmse8050344

Tanoh Kamelan, M., Berte, S., Konan N'Zi, G., Bamba, M., Goore Bi, G., & Essetchi Kouamelan, P. (2014). Peuplement ichtyologique du complexe Brimé-Méné-Nounoua, Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *7*(6), 2248. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i6.6

Taslima, K., Al-Emran, M., Rahman, M. S., Hasan, J., Ferdous, Z., Rohani, M. F., & Shahjahan, M. (2022). Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish – A review. *Toxicology Reports*, *9*, 858-868. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.04.013

Testud, F. (2005). *Pathologie toxique professionnelle et environnementale* (3èm éd,). Eska,.

Teugels, G. G. (1986). *A systematic revision of the African species of the genus Clarias (Pisces; Clariidae).* (Vol. 247:). https://www.fishbase.org.au/references/FBRefSummary.php?ID=248

Teugels, G. G., & Guégan, J.-F. (1994). Diversité biologique des poissons d'eaux douces de la Basse-Guinée et de l'Afrique Centrale. *Annales du Musée Royal d'Afrique Centrale.Sciences Zoologiques*, *275*, 67-85. http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010021353

Thieme, M. L., Canonico, G. C., Arthington, A., & McCrary, J. K. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *15*(5), 463-483. https://doi.org/10.1002/aqc.699

Thomas, G., Piquet, J.-C., Rouyer, P., Audat, C., Le Saux, J.-C., Ryckaert, M., & Fillon, A. (2009). *Etat de la situation sanitaire des zones de production conchylicole dans les Pertuis Charentais. Volet 1 : Microbiologie et métaux lourds (Plomb, Mercure, Cadmium)*. https://archimer.ifremer.fr/doc/00123/23420/

Thomassin, J. F., Touzé, S., & Baranger, P. (2003). *Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments* (p. 121p). BRGM/RP51890-FR. Orléans, France: Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

Thys van den Audenaerde, D. F. E. (1968). A preliminary contribution to a systematic revision of the genus Pelmatochromis Hubrecht sensu lato (Pisces, Cichlidae). *Revue de Zoologie et de Botanique Africaines*, *77*(3-4), 349-391.

Tiwari, T. N., & Mishra, M. A. (1985). A preliminary assignment of water quality index of major Indian rivers. *Indian J Environ Prot*, *5*(4), 276-279.

Toko, I. I., Pelebe, O. E. R., Tonato, R., Guedegba, N. L., Agbohessi, T. P., & Kestemont, P. (2018). Indices biométriques et paramètres de croissance du tilapia Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d'eau du Nord-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *12*(3), Article 3. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i3.26

Töre, Y., Ustaoğlu, F., Tepe, Y., & Kalipci, E. (2021). Levels of toxic metals in edible fish species of the Tigris River (Turkey); Threat to public health. *Ecological Indicators*, *123*, 107361. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107361

Torres, P., Tristão da Cunha, R., Micaelo, C., & Rodrigues, A. dos S. (2016). Bioaccumulation of metals and PCBs in Raja clavata. *Science of The Total Environment*, *573*, 1021-1030. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.187

Toule, A. C., Adingra, A. A., Kouadio-N'Gbesso, N., Kambire, O., Koffi-Nevry, R., & Koussemon, M. (2017). Caractérisations physico-chimiques et bactériologiques des eaux des stations aquacoles de Layo et de Jacqueville (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *11*(6), Article 6. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v11i6.22

Traore, A., Soro, G., Ahoussi, K. E., Bamba, B. S., Soro, N., & Biemi, J. (2014). Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune tropicale : La lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, *10*(3), Article 3. https://doi.org/10.4314/afsci.v10i3

Trippel, E. A., & Harvey, H. H. (1990). Ovarian atresia and sex ratio imbalance in white sucker, Catostomus commersoni. *Journal of Fish Biology*, *36*(2), 231-239.

Tshibwabwa, S. M., Stiassny, M. L. J., & Schelly, R. C. (2006). Description of a new species of Labeo (Teleostei : Cyprinidae) from the lower Congo River. *Zootaxa*, *1224*(1), 33. https://doi.org/10.11646/zootaxa.1224.1.3

UE, U. E. (1998). *Quality of Water Intended for Human Consumption.* (Council Directive 98/83/. EC of 3 November 1998 L 330/32, 5.12.98..). EC (European Commission).

UE, U. E. (2006). *Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs,* (EC (Commission of the European Communities),). Off. J. Eur. Union Legis,.

UE, U. E. (2007). *Laying Down the Methods of Sampling and Analysis for the Official Control of the Levels of Lead, Cadmium, and Mercury, Inorganic Tin, 3- MCPD and Benzo(a) Pyrene in Foodstuffs,* (EC (Commission of the European Communities), Commission Regulation (EC) of 23 March 2007 No 333/2007; p. 88). Off. J. Eur. Union Legis.,.

UE, U. E. (2013). *EC, Commission Regulation (EU) of the European Parliament and of the Council As Regards Maximum Levels for Arsenic, Cadmium, Lead, Nitrites, Volatile Mustard Oil, and Harmful Botanical Impurities.* (No 1275/2013 of 6 D Ecember 2013 Amending Annex I to Directive 2002/32/ EC). Commission Regulation (EU),.

UE, U. E. (2020). *Directive (UE) 2020/2184 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte).: Vol. L 435/1 du 23.12.2020 FR*. Journal officiel de l'Union européenne.

Unal, G., Turkoglu, V., Oguz, A. R., & Kaptaner, B. (2007). Gonadal histology and some biochemical characteristics of Chalcalburnus tarichi (Pallas, 1811) having abnormal gonads | SpringerLink. *Fish Physiology and Biochemistry*, *volume 33, pages153–165 (2007)*, 153-165. https://doi.org/10.1007/s10695-006-9126-1

UNEP. (2008). *UNEP annual report of 2007*. UNEP,. https://digitallibrary.un.org/record/1491365

UNICEF. (2021). *Prauvreté et privation de l'enfant en République Démocratique du Congo : Province du Sud-Kivu*. https://www.unicef.org/drcongo/media/6841/file/COD-2021-NMODA-SUD-KIVU.pdf

US EPA. (2008). *Regional Screening levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Site, 2008.* U.S. Environmental Protection Agency.

US EPA, O. (2015). *Health Effects of Exposures to Mercury* [Overviews and Factsheets]. https://www.epa.gov/mercury/health-effects-exposures-mercury

USEPA. (2000). *Supplementary Guidance for Conducting a Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*. Agency, U.S.E.P,.

USEPA. (2012). *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, Office of Water,*. U.S. Environmental Protection Agency,.

Van den Belt, K., Wester, P. W., van der Ven, L. T., Verheyen, R., & Witters, H. (2002). Effects of ethynylestradiol on the reproductive physiology in zebrafish (Danio rerio) : Time dependency

and reversibility. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *21*(4), 767-775. https://doi.org/10.1002/etc.5620210412

Van Der Laan, R., Eschmeyer, W. N., & Fricke, R. (2014). Family-group names of Recent fishes. *Zootaxa*, *3882*(1), 1. https://doi.org/10.11646/zootaxa.3882.1.1

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment : A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *13*(2), 57-149. https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6

Van Dyk, J. C., Cochrane, M. J., & Wagenaar, G. M. (2012). Liver histopathology of the sharptooth catfish Clarias gariepinus as a biomarker of aquatic pollution. *Chemosphere*, *87*(4), 301-311. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.002

Van Dyk, J. C., Marchand, M. J., Smit, N. J., & Pieterse, G. M. (2009). A histology-based fish health assessment of four commercially and ecologically important species from the Okavango Delta panhandle, Botswana. *African Journal of Aquatic Science*, *34*(3), 273-282. https://doi.org/10.2989/AJAS.2009.34.3.9.985

Van Dyk, J. C., & Pieterse, G. M. (2008a). A histo-morphological study of the testis of the sharptooth catfish (Clarias gariepinus) as reference for future toxicological assessments. *Journal of Applied Ichthyology*, *24*(4), 415-422.

Van Dyk, J. C., & Pieterse, G. M. (2008b). A histo-morphological study of the testis of the sharptooth catfish (Clarias gariepinus) as reference for future toxicological assessments. *Journal of Applied Ichthyology*, *24*(4), 415-422. https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01127.x

Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, *195*, 355-364. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.051

Vaufleury, A. de, & Gimbert, F. (2013a). Chapitre 4. Bioaccumulation - évaluation du risque écologique ERE (ERA : Ecological Risk Assessment) via les chaînes alimentaires. In *Chapitre 4. Bioaccumulation—Évaluation du risque écologique ERE (ERA : Ecological Risk Assessment) via les chaînes alimentaires* (p. 425-458). EDP Sciences. https://doi.org/10.1051/978-2-7598-1130-4.c008

Vaufleury, A. de, & Gimbert, F. (2013b). Chapitre 5. Discussion – conclusion. In *Chapitre 5. Discussion – conclusion* (p. 459-472). EDP Sciences. https://doi.org/10.1051/978-2-7598-1130-4.c009

Veena, K. B., Radhakrishnan, C. K., & Chacko, J. (1997). Heavy metal induced biochemical effects in an estuarine teleost. *India, Journal of Marine Sciences*, *26*(1), 74-78. http://nopr.niscpr.res.in/handle/123456789/36150

Veiga, M. M., Bermudez, D., Pacheco-Ferreira, H., Pedroso, L. R. M., Gunson, A. J., Berrios, G., Vos, L., Huidobro, P., & Roeser, M. (2005). Mercury Pollution from Artisanal Gold Mining in Block B, El Callao, Bolivar State, Venezuela. In N. Pirrone & K. R. Mahaffey (Éds.), *Dynamics of Mercury Pollution on Regional and Global Scales:* (p. 421-450). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/0-387-24494-8_18

Verbrugge, B., Bikubanya, D.-L., & Geenen, S. (2022). *Divin-Luc Bikubanya Sara Geenen*. Institute Of Development Policy-University of Antwerp.

Vergilio, C. S., Carvalho, C. E. V., & DE MELO, E. J. T. (2012). Accumulation and histopathological effects of mercury chloride after acute exposure in tropical fish Gymnotus carapo. *Journal of Chemical Health Risks*, *2(4), 01-08. ISSN:*(4).

Villeneuve, D. L., Garcia-Reyero, N., Martinović, D., Cavallin, J. E., Mueller, N. D., Wehmas, L. C., Kahl, M. D., Linnum, A. L., Perkins, E. J., & Ankley, G. T. (2010). Influence of ovarian stage on transcript profiles in fathead minnow (Pimephales promelas) ovary tissue. *Aquatic Toxicology*, *98*(4), 354-366. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.03.006

Weleabzgi, B., Alemayehu, T., & Estifanos, S. (2021). Assessing the Environmental Impact of Artisanal Gold Mining Activities on the Waters and Sediments Around Meli, Northwestern Tigray, Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science*, *13*(2), Article 2. https://doi.org/10.4314/mejs.v13i2.6

Wen, X., Lub, J., Wuc, J., Linb, Y., & Luob, Y. (2019). Influence of coastal groundwater salinization on the distribution and risks of heavy metals. *Science of the Total Environment*, *652*(2019), 267-277. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.250

WHO. (1993). *Guidelines for Drinking Water Quality Recommendations.* (2nd ed., Vol. 1). World Health Organization.

WHO, W. H. (2008). *Guidelines for drinking water quality,* (World Health Organization,).

Wickrama-Arachchige, A. U.-K., Guruge, K. S., Tani, H., Dharmaratne, T. S., Kumara, M. P., Niizuma, Y., & Ohura, T. (2022). Comparative Study on the Distribution of Essential, Non-Essential Toxic, and Other Elements across Trophic Levels in Various Edible Aquatic Organisms in Sri Lanka and Dietary Human Risk Assessment. *Toxics*, *10*(10), Article 10. https://doi.org/10.3390/toxics10100585

Winfield, I. J., & Nelson, J. S. (2013). *Cyprinid fishes : Systematics, biology and exploitation*. Springer-Science+Business Media.

Wissam, M., & Dounia, S. (2021). *Etude et analyses des métaux lourds dans les poissons et l'eau du barrage d'Ain Zada* [Mémoire de Master, Université Mouhamed El Bachir El Ibrahimi de Bordj Bou Arréridj]. https://dspace.univ-bba.dz:443/xmlui/handle/123456789/1172

Wu, M., Wang, H., Wang, W., Song, Y., Ma, L., Lu, X., Wang, N., & Liu, C. (2021). The impact of heavy rain event on groundwater microbial communities in Xikuangshan, Hunan Province, PR China. *Journal of Hydrology*, *595*, 125674.

Wu, Z., You, F., Liu, H., Liu, M., Li, J., & Zhang, P. (2012). Effects of waterborne Fe (II) on juvenile turbot Scophthalmus maximus : Analysis of respiratory rate, hematology and gill histology. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, *30*(2), 193-199.

Yao, K. S., TROKOUREY, A., & ATSE, B. C. (2020). Evaluation de l'impact de la contamination aux pesticides des eaux, sur les poissons et la santé de l'Homme, des secteurs IV et V de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Sciences des Structures et de la matière*, *2*.

Youssao, A., Soclo, H. H., Bonou, C., Vianou, K., Gbaguidi, M., & Dovonon, L. (2011). 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). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *5*(2), Article 2. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i2.72125

Zaghloul, K. H., Mohamed, H. A., Abdullatef, A. M., & Khalil, M. W. (2020). Genotoxic and Histopathological Effects of Water Pollution on Clarias gariepinus Fish at Fayoum Governorate, Egypt. *Natural Resources*, *11*(11), 499-519.

Zaki, M. S., Sharaf, N. E., & Osfor, M. H. (2007). Effect of vanadium toxicity on biochemical, haematological and clinicopathological changes in Clarias lazera present in the River Nile. *J. Agric. & Environ. Sci*, *2*(6), 741-747.

Zeitoun, M. M., & Mehana, E.-S. E. (2014). Impact of Water Pollution with Heavy Metals on Fish Health : Overview and Updates. *Global Veterinaria*, *12*(2), 219-231. https://doi.org/10.5829/idosi.gv.2014.12.02.82219

Zeng, Q. P., Zhu, L. A., Wang, J. Z., Cheng, J., Liu, Y., Zhang, H. H., & Lin, L. W. (2020). Effect of heavy metals on soil microbial biomass, and nematode trophic groups of a paddy soil affected by long-running polymetallic mining activities in Guangdong, Southern China. *Appl Ecol Environ Res*, *18*(4), 4915-4927.

Zeyneb, G., & Mohdeb, R. E. (2018). *Morphométrie de la sardine Sardina pilchardus (Walbaum, 1792) de la côte de Jijel, Est algérien* [PhD Thesis]. Université de Jijel.

Zhang, C., Qiao, Q., Piper, J. D. A., & Huang, B. (2011). Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods. *Environmental Pollution*, *159*(10), 3057-3070. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.006

Zhang, H., Yuan, X., Xiong, T., Wang, H., & Jiang, L. (2020). Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides : Influence factors, mechanisms and evaluation methods. *Chemical Engineering Journal*, *398*, 125657. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125657

Zimmerli, S., Bernet, D., Burkhardt-Holm, P., Schmidt-Posthaus, H., Vonlanthen, P., Wahli, T., & Segner, H. (2007). Assessment of fish health status in four Swiss rivers showing a decline of brown trout catches. *Aquatic Sciences*, *69*(1), 11-25.

Zirirane, D., Bagalwa, J., Isumbisho, M., Mulengezi, M., Mukumba, I., Bora, M., Mucheso, J., Lukamba, A., Iragi, G., & Irenge, B. (2014). Evaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques. *VertigO: la revue électronique en sciences de l'environnement*, *14*(3).

Zirirane, D., Bagalwa, J. J., Isumbisho, M., Mulengezi, M., Mukumba, I., Bora, M., Mucheso, J. M., Lukamba, A., Iragi, G., Irenge, B., Kibangu, F., & Kamangala, R. (2015). Évaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques. *VertigO*, *Volume 14 Numéro 3*. https://doi.org/10.4000/vertigo.15365

ANNEXE