



UNIVERSITE  
JEAN LOROUGNON GUEDE

**UFR ENVIRONNEMENT**

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur  
et de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2020-2021

N° D'ORDRE : 025/2021

**CANDIDAT**

Nom : KOUAME

Prénoms : Kouakou Benoit

# THESE

**Pour l'obtention du grade de Docteur de  
l'Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Mention : Géosciences et Environnement  
Spécialité : Hydrochimie et Chimie de l'Environnement**

**QUALITE ET VULNERABILITE A LA POLLUTION DES  
RESSOURCES EN EAU DESTINEES A LA POTABILISATION  
CAS DES LACS GUESSABO ET DOHOU  
(OUEST DE LA CÔTE D'IVOIRE)**

## JURY

Président : M. KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Université Jean  
Lorougnon Guédé

Directeur : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences,  
Université Jean Lorougnon Guédé

Rapporteur : M. MANGOUA OI Mangoua Jules, Maître de Conférences,  
Université Jean Lorougnon Guédé

Examineur : M. SORO Donafologo Baba, Maître de Conférences,  
Université NANGUI ABROGOUA

Examineur : M. KOUADIO David Léonce, Maître de Conférences,  
Université Jean Lorougnon Guédé

**Soutenue publiquement  
le 02 décembre 2021**

## TABLE DES MATIÈRES

<b>DEDICACE..</b> .....	<b>VIII</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTE DES ABBREVIATIONS</b> .....	<b>XII</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>XIV</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>XVII</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>PREMIERE PARTIE : GENERALITES</b> .....	<b>5</b>
<b>CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LA QUALITE DES EAUX ET LES PARAMETRES INDICATEURS DE LEUR POLLUTION</b> .....	<b>6</b>
1.1. <b>QUALITE DE L'EAU</b> .....	6
1.1.1. Environnement de potabilisation de l'eau en Côte d'Ivoire .....	6
1.1.2. Systèmes municipaux d'approvisionnement en eau.....	7
1.1.3. Normes de qualité de l'eau en Côte d'Ivoire .....	8
1.2. <b>PARAMETRES INDICATEURS DE POLLUTION DES RESSOURCES EN EAU</b> .....	10
1.2.1. Paramètres physiques.....	10
1.2.1.1. Température.....	10
1.2.1.2. Potentiel d'hydrogène.....	11
1.2.1.3. Oxygène dissous.....	12
1.2.1.4. Turbidité .....	12
1.2.1.5. Conductivité .....	13
1.2.1.6. Solides totaux dissous .....	13
1.2.1.7. Potentiel d'oxydoréduction .....	14
1.2.2. Paramètres chimiques .....	14
1.2.2.1. Substances eutrophisantes : différentes formes d'azote et de phosphore.....	14
1.2.2.2. Sulfate et cations majeurs dans l'eau de surface .....	18
1.2.3. Matières organiques .....	20
1.2.3.1. Source et effet.....	20
1.2.3.2. Quantification de la charge organique.....	21
1.2.4. Paramètres microbiologiques.....	23
1.2.5. Métaux lourds .....	25

1.2.5.1. Métaux non-essentiels .....	26
1.2.5.2. Métaux essentiels .....	33
1.2.5.3. Accumulation de métaux lourds dans les poissons .....	37
1.2.6. Pesticides.....	38
1.2.6.1. Notions générales sur les pesticides .....	38
1.2.6.2. Définition des pesticides .....	38
1.2.6.3. Normes pour l'eau potable .....	39
1.2.6.4. Traitement de l'eau contenant des pesticides .....	41
1.2.6.5. Propriétés physico-chimiques générales des pesticides et devenir des pesticides dans l'environnement .....	42
CONCLUSION PARTIELLE.....	51
<b>CHAPITRE 2 : CADRE GEOGRAPHIQUE ET SOCIO-ECONOMIQUE .....</b>	<b>52</b>
2.1. ZONE D'ETUDE .....	52
2.1.1. Lac Dohou.....	54
2.1.2. Lac Guessabo .....	55
2.2. MILIEU NATUREL.....	55
2.2.1. Relief.....	55
2.2.2. Climat.....	55
2.2.3. Hydrographie .....	56
2.2.4. Sol, géologie et végétation.....	57
2.2.4.1. Sol et géologie .....	57
2.2.4.2. Végétation.....	59
2.3. MILIEU HUMAIN.....	60
2.3.1. Population et activités anthropiques .....	60
2.3.2. Pressions anthropiques sur les lacs Guessabo et Dohou.....	61
2.3.3. Régime de fonctionnement naturel des lacs .....	62
CONCLUSION PARTIELLE.....	63
<b>DEUXIEME PARTIE: MATERIEL ET METHODES .....</b>	<b>57</b>
<b>CHAPITRE 3 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES DES EAUX DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....</b>	<b>63</b>
3.1. TECHNIQUES D'ECHANTILLONNAGE.....	63

3.1.1. Choix des sites d'échantillonnage.....	63
3.1.2. Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimiques sur le terrain.....	64
3.1.2.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau pour une analyse chimique .....	65
3.1.2.2. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau pour analyse microbiologiques .....	66
3.2. ANALYSES DES PARAMETRES CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES .....	67
3.2.1. Analyses des paramètres chimiques dans l'eau .....	67
3.2.1.1. Nitrate .....	67
3.2.1.2. Nitrite.....	68
3.2.1.3. Ammonium.....	68
3.2.1.4. Orthophosphate .....	69
3.2.1.5. Azote Kjeldahl.....	69
3.2.1.6. Phosphore total .....	70
3.2.1.7. Eléments majeurs .....	71
3.2.1.8. Détermination de la demande chimique en oxygène.....	71
3.2.1.9. Détermination de la demande biochimique en oxygène .....	72
3.2.2. Analyse microbiologique des échantillons d'eau .....	73
3.2.2.1. Recherche de salmonella sp: méthode présence ou absence .....	73
3.2.2.2. Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux (Entérocoques) .....	74
3.2.2.3. Recherche, dénombrement des coliformes totaux et des <i>Escherichia coli</i> ...	75
3.3. ETAT DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BACTERIOLOGIQUE DES EAUX.....	76
CONCLUSION PARTIELLE.....	76
<b>CHAPITRE 4 : NIVEAU DE CONTAMINATION EN METAUX LOURDS ET EN RESIDUS DE PESTICIDES DANS LES EAUX, SEDIMENTS ET POISSONS DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....</b>	<b>78</b>
4.1. TECHNIQUES D'ECHANTILLONNAGE.....	78
4.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau et de sédiments.....	78
4.1.1. Prélèvement et conservation de la faune ichtyologique.....	79
4.1.2. Analyses des ETMs et des pesticides dans l'eau .....	79
4.1.2.1. Analyse des éléments traces métalliques dans l'eau .....	79
4.1.2.2. Analyse des pesticides dans l'eau .....	80

4.1.3. Analyse des ETMs dans les sédiments .....	82
4.1.4. Analyse des ETMs et des pesticides dans les poissons .....	82
4.1.4.1. Analyse des ETMs dans les muscles de poissons .....	82
4.1.4.2. Analyse des pesticides dans les muscles de poissons .....	83
4.2. ETAT DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX ET DES SEDIMENTS .....	84
4.2.1. Indice de qualité des eaux .....	85
4.2.2. Indice de qualité métallique des sédiments.....	86
4.2.2.1. Facteur de contamination .....	86
4.2.2.2. Indice de charge polluante.....	87
4.2.2.3. Facteur d'enrichissement.....	87
4.2.2.4. Indice de pollution sédimentaire .....	88
4.2.2.5. Indice de géoaccumulation .....	89
4.2.2.6. Indice du risque écologique potentiel .....	89
4.3. INTENSITE DE CONTAMINATION DES POISSONS DES LACS GUESSABO ET DOHOU	90
4.3.1. Intensité de contamination des poissons par les ETMs .....	90
4.3.2. Facteur de bioconcentration .....	90
4.3.3. Intensité de la contamination des poissons par les pesticides.....	91
4.4. TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES.....	91
4.4.1. Analyses univariées .....	91
4.4.2. Analyses multivariées .....	92
CONCLUSION PARTIELLE.....	93
<b>CHAPITRE 5 : ANALYSE DES RISQUES SANITAIRES LIES AUX EAUX</b>	
<b>ET AUX POISSONS DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....</b>	<b>94</b>
5.1. QUALITE GLOBALE DES EAUX DES LACS GUESSABO ET DOHOU.....	94
5.2. DONNEES SUR LES RISQUES SANITAIRES.....	96
5.3. ANALYSE DE RISQUES LIES AUX METAUX LOURDS .....	97
5.3.1. Calculs des doses journalières liées aux métaux .....	97
5.3.2. Calculs des quotients de dangers liés aux métaux. ....	98
5.4. ANALYSE DE RISQUES LIES AUX PESTICIDES.....	99
CONCLUSION PARTIELLE.....	101
<b>TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>102</b>

<b>CHAPITRE 6 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....</b>	<b>103</b>
6.1. VARIATION SPATIALE ET TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....	103
6.1.1. Variation des paramètres physico-chimiques .....	103
6.1.1.1. Température.....	103
6.1.1.2. Oxygène dissous.....	104
6.1.1.3. pH .....	105
6.1.1.4. Conductivité et Taux de solides dissous.....	106
6.1.1.5. Potentiel redox.....	107
6.1.1.6. Turbidité et Transparence.....	108
6.1.2. Variation des éléments nutritifs .....	110
6.1.2.1. Nutriments azotés .....	110
6.1.2.2. Nutriments phosphorés et sulfate .....	113
6.1.2.3. Teneurs des cations majeurs dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou ...	116
6.2. DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX DES LACS DOHOU ET GUESSABO .....	118
6.2.1. Demande chimique en oxygène et Demande biochimique en oxygène à cinq jours .....	118
6.2.2. Biodégradabilité des milieux .....	120
6.3. CHIMISMES DES EAUX DES LACS GUESSABO ET DOHOU.....	121
6.3.1. Relations entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dohou.....	121
6.3.2. Typologie des eaux du lac Dohou.....	123
6.3.3. Relations entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux du lac Guessabo.....	124
6.3.4. Typologie des eaux du lac Guessabo .....	126
6.4. ETUDE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX DES LACS GUESSABO ET DOHOU .....	127
6.5. DISCUSSION .....	131
CONCLUSION PARTIELLE.....	139

**CHAPITRE 7 : NIVEAU DE CONTAMINATION EN METAUX LOURDS  
ET EN RESIDUS DE PESTICIDES DES EAUX, DES POISSONS ET DES  
SEDIMENTS DES LACS GUESSABO ET DOHOU ..... 141**

7.1. NIVEAU DE CONTAMINATION EN METAUX LOURDS DES EAUX, DES POISSONS ET DES SEDIMENTS.....	141
7.1.1. Niveau de contamination en métaux lourds des eaux.....	141
7.1.1.1. Métaux non essentiels dans les eaux lacustres .....	141
7.1.1.2. Métaux essentiels dans les eaux lacustres .....	144
7.1.1.3. Estimation de l'intensité de la contamination des eaux par les indices de pollution métalliques .....	146
7.1.1.4. Relation entre les valeurs des indices et les éléments traces métalliques ...	149
7.1.2. Niveau de contamination en métaux lourds des poissons des lacs Guessabo et Dohou.....	150
7.1.2.1. Contamination des poissons par les éléments traces métallique non essentiels.....	150
7.1.2.2. Contamination des poissons par les éléments traces métalliques essentiels	151
7.1.2.3. Bioconcentration des espèces de poissons analysés.....	152
7.1.3. Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments des lacs Guessabo et Dohou.....	153
7.1.3.1. Dynamique spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les sédiments du lac Guessabo.....	153
7.1.3.2. Dynamique spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les sédiments du lac Dohou.....	155
7.1.3.3. Différentes associations entre les éléments métalliques analysés dans les sédiments et les principaux processus déterminant leurs teneurs.....	158
7.1.3.4. Estimation de l'intensité de la contamination des sédiments par les indices de pollution des ETMs .....	161
7.2. NIVEAU DE CONTAMINATION DES EAUX ET DES POISSONS DES LACS PAR LES RESIDUS DE PESTICIDES .....	167
7.2.1. Contamination des eaux des lacs par les résidus de pesticides.....	167
7.2.1.1. Distribution spatiale et temporelle des résidus de pesticides dans les lacs .	167
7.2.1.2. Teneurs moyennes en pesticides par famille chimique .....	169

7.2.1.3. Teneurs moyennes en pesticides par famille chimique en fonction des saisons.....	170
7.2.1.4. Teneurs moyennes par matière active individuelle dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou.....	171
7.2.1.5. Variations saisonnières des teneurs en résidus de pesticides dans les eaux du lac Guessabo.....	173
7.2.1.6. Variations saisonnières des teneurs en résidus de pesticides dans les eaux du lac Dohou.....	174
7.2.2. Niveau de contamination des poissons par les résidus de pesticides.....	180
7.2.2.1. Teneur en résidus de pesticides dans les muscles du <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et d' <i>Oreochromis niloticus</i> dans le lac Guessabo.....	180
7.2.2.2. Teneur en résidus de pesticides dans les muscles des <i>Oreochromis niloticus</i> dans le lac Dohou.....	181
7.3. DISCUSSION.....	183
CONCLUSION PARTIELLE.....	196
<b>CHAPITRE 8 : RISQUE SANITAIRE LIE A L'UTILISATION DES EAUX DES LACS ET A LA CONSOMMATION DES POISSONS.....</b>	<b>198</b>
8.1. QUALITE GLOBALE DES COURS D'EAU SELON DIFFERENTS TYPES D'USAGES ....	198
8.2. RISQUE SANITAIRE LIE A L'EAU ET A LA CONSOMMATION DES POISSONS.....	200
8.2.1. Résultats des différents abattements sur les valeurs moyennes et extrêmes en résidus de pesticides.....	200
8.2.2. Risque sanitaire lié à l'ingestion d'eau contenant des résidus de pesticides	201
8.2.3. Risques sanitaires liés à la consommation des eaux contaminées par les éléments traces métalliques et à l'utilisation de l'eau pour le bain.....	205
8.2.4. Risques sanitaires liés à la consommation des poissons <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et <i>Oreochromis niloticus</i> contaminés par les ETMs.....	207
8.3. DISCUSSION.....	208
CONCLUSION PARTIELLE.....	210
<b>CONCLUSION GENERALE.....</b>	<b>211</b>
<b>REFERENCES.....</b>	<b>218</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>I</b>
<b>RESUME.....</b>	<b>X</b>



## DÉDICACE

***À la mémoire de mon père et de ma mère, puisse votre âme reposer en paix***

*Du haut des cieux, à mon père N'Goh Kouame et ma mère KOUAKOU Goulé qui n'ont pu jouir du fruit de leurs efforts, j'espère que vous êtes fiers de moi. Votre sens élevé du sacrifice pour son prochain et de la dignité ont fait de moi un homme responsable et respectueux. Eu égard, à l'amour et à l'éducation que vous m'avez donné, je dis merci au Seigneur qui vous a rappelé auprès de lui.*

## **REMERCIEMENTS**

Ce mémoire de thèse vient finaliser trois ans de travail. Il met un terme à cette expérience personnelle qui n'aurait pas été réalisée sans le savoir et le soutien de nombreuses personnes. Je tiens ainsi à remercier en quelques lignes tous ceux qui, de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail, en espérant n'oublier personne.

À cet effet, qu'il me soit permis d'exprimer ma reconnaissance et ma gratitude à la Présidente et aux Vice-Présidents de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Cette institution m'a offert un cadre et des facilités de travail remarquables tout au long de cette thèse.

Je remercie le Professeur KOUASSI Kouakou Lazare (Professeur titulaire), Directeur de l'UFR Environnement de l'UJLoG qui a bien voulu accepter mon inscription au sein de son UFR, me donnant ainsi l'opportunité de faire la formation doctorale.

Je voudrais ici exprimer mon infinie reconnaissance au Professeur KONE Tidiani, pour avoir accepté de présider le jury de la soutenance de cette thèse.

Mes remerciements vont également à l'endroit de Docteur DIBI Brou (Maître de Conférences), Directeur du laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement de l'UFR Environnement de UJLoG, pour m'avoir donné l'opportunité d'intégrer le laboratoire qu'il dirige.

J'adresse également mes remerciements très respectueux au Professeur DONGUI Bini Kouame qui m'a permis de faire mes débuts en recherche au Master.

Mes pensées vont aussi en direction de mon directeur de recherche, le Docteur KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences, pour sa disponibilité, ses conseils avisés, ses encouragements et son franc parlé. Je lui suis infiniment reconnaissant non seulement pour sa contribution scientifique précieuse à la réalisation de ce travail mais également pour m'avoir adopté comme un petit frère. Vous n'avez pas hésité à m'intégrer à l'équipe du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE) de l'UFR Environnement, dès mon arrivée en Master. Cher Maître, vous méritez ce titre, car vous m'avez appris beaucoup de choses en si peu de temps à vos côtés et m'avez montré le sens de la générosité dans le travail. Les mots ne pourront jamais exprimer ma reconnaissance et ma profonde gratitude. Soyez-en infiniment remercié.

Je tiens à remercier, Feu Professeur KONAN Koffi Felix, Professeur titulaire, à titre postume, pour n'avoir ménagé aucun effort pour l'aboutissement de cette de thèse. Sa disponibilité, son ouverture d'esprit, son altruisme débordant m'ont permis d'évoluer avec aisance dans le travail.

Je n'oublierai pas les Docteurs BOUSSOU Koffi Charles et KOUAME Kouamé Martin pour la spontanéité et la gentillesse avec laquelle ils ont accepté de nous accompagner dans ce projet.

J'exprime ma reconnaissance à l'endroit du Professeur Yapo Ossey Bernard qui, en tant que instructeur, a contribué énormément à l'amélioration de cette thèse.

Mes remerciements vont également à l'endroit du Docteur MANGOUA Oi Mangoua Jules, instructeur de cette thèse et dont la contribution a été fort appréciable.

Au Docteur DOUAGUI Gountôh Aristide, je dis merci en tant que instructeur de cette thèse, pour son apport scientifique, ses conseils et ses encouragement.

Je tiens à remercier Docteur SORO Donafologo Baba, pour s'être intéressé à mon travail et pour avoir accepté pour sa part de l'examiner en siégeant au sein de ce jury. Qu'il me soit permis de lui exprimer ma sincère gratitude.

Je remercie Docteur KOUADIO David Léonce, pour avoir accepté d'être examinateur de ma thèse. Qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance.

Je tiens à remercier également M. KOUAKOU Kouassi Séraphin, technicien au Centre de Recherches Océanologiques qui n'a pas hésité un seul instant à participer à mes travaux de recherches. Je lui suis vivement reconnaissant pour sa contribution à ce travail, son altruisme et sa sympathie. Il a toujours répondu présent chaque fois que je l'ai sollicité pour m'aider à résoudre les difficultés de paillasse avec beaucoup de respect et d'humanité.

Je ne remercierai jamais assez ASSIELOU Kouamé Abel et KOUAME Claude dont les contributions surtout à la résolution de mes problèmes techniques ne m'ont jamais fait défaut. Vos qualités humaines m'ont aussi beaucoup touché.

Je ne manquerai pas de remercier mes collègue du lycée : Irie, Kra, Jérôme, Behe pour leur sympathie. Je fais tout de même mention spéciale au proviseur dont la disponibilité et la gentillesse ne m'ont jamais fait défaut.

Je ne saurais oublier mes collègues thésards et anciens thésards avec qui j'ai fait une partie du chemin: ATTOUNGBRE K. Severin, ASSI S. Romuald, DOFFOU R. Jean-Olive, KOFFI

Olivier, KOFFI Beranger, GBAMELÉ Serge, OUATTARA Moussa, AKATCHI A. Agnès, et tous les autres.

Mes remerciements vont à ma famille et à tous mes proches qui m'ont toujours aidé et soutenu dans mes choix notamment mes parents pour m'avoir offert la possibilité d'arriver jusqu'ici et plus encore de m'avoir toujours entouré de leur amour.

Enfin, à ma chère fiancée DJADE péhégninon Junior Ophélie et à mes enfants Kouamé Moayé Steve Alex et Kouamé Sergina Grace qui m'ont soutenu et encouragé tout au long de mes travaux de recherche en supportant mes périodes d'absence. Vos prières ne pouvaient rester sans suite ; aussi ai-je voulu à la fin de cette liste de remerciement vous manifester toute mon affection, ma tendresse et mon amour.

## **LISTE DES ABBRÉVIATIONS**

**ACP** : Analyse en Composantes Principales

**AFNOR** : Agence Française de Normalisation

**ANOVA** : Analyse de Variance (Analysais of variance)

**CEAEQ** : Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec

**CRO** : Centre de Recherches Océanologiques

**CAH** : Classification Ascendante Hiérarchique

**DBO<sub>5</sub>** : Demande Chimique en Oxygène en 5 jours

**DCO** : Demande Chimique en Oxygène

**DT<sub>50</sub>** : Temps de demi-vie

**CE** : Commission Européenne

**ECD** : Détecteur à capture d'électron

**EDI** : Estimated Daily Intake

**EFSA** : European Food Safety Authority

**IE** : Impact Electronique

**FC** : Facteur de Contamination

**FE** : Facteur d'Enrichissement

**FAO** : Food and Agriculture Organisation (Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'Alimentation)

**GPS** : Global Positioning System

**Igéo** : Indice de géoaccumulation

**JORF** : Journal Officiel de la République Française

**K<sub>d</sub>** : Coefficient d'adsorption

**K<sub>H</sub>** : Constante de Henry

**K<sub>OC</sub>** : Coefficient d'adsorption normalisé

**K<sub>ow</sub>** : Coefficient de partage octanol/eau

**LANADA** : Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole

**LLE** : Extraction Liquide-Liquide

**LMR** : Limite Maximale de Résidus

**LOD** : Limite de détection

**LOQ** : Limite de quantification

**MO** : Matières Organiques

**m/z** : masse/charge

**MAE** : Extraction Assistée par Micro-ondes

**NF** : Norme Française

**NTK** : Azote Total Kjeldhal

**NTU** : Unité Néphélométrique de Turbidité

**OCDE** : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé

**PLI** : Indice de la charge de pollution (Pollution load Index)

**PSA** : Amines Primaires et Secondaires

**QuEChERS** : Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe

**SD** : Standard Deviation

**SM** : Spectrométrie de Masse

**SPE** : Extraction sur phase solide

**SPEP** : Station de Production d'Eau Potable

**UCC** : Haute Croûte Continentale (Upper Continental Crust)

**UE** : Union Européenne

**USEPA** : United States Environmental Protection Agency

**UV** : Ultra-violet

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Limites des eaux brutes de surface destinée à la production d'eau potable.....	9
Tableau II : Qualité des eaux en fonction des valeurs de la demande biochimique en oxygène .....	22
Tableau III : Récapitulatif des interprétations des rapports DCO/DBO <sub>5</sub> et DBO <sub>5</sub> /DCO .....	23
Tableau IV : Quelques formes d'arsenic présent dans l'environnement et leur toxicité .....	33
Tableau V : Liste des principales familles chimiques des pesticides pris en compte dans cette étude.....	39
Tableau VI : Valeurs guides selon les Normes de quelques pays ou Institutions .....	41
Tableau VII : Différentes interprétations des propriétés physico-chimiques .....	45
Tableau VIII : Principales caractéristiques des pesticides suivis .....	47
Tableau IX : Propriétés physico-chimiques des pesticides organophosphorés retenus pour cette étude.....	48
Tableau X : Propriétés physico-chimiques des pesticides urées substituées retenus pour cette étude .....	49
Tableau XI : Propriétés physico-chimiques des pesticides chloroacétamides, carbamates et convulsivants retenus pour cette étude .....	51
Tableau XII : Facteur de conversion de la DBO <sub>5</sub> en fonction du volume de prise d'essai.....	73
Tableau XIII : Paramètres de calculs de HPI et valeurs de wedepohl .....	86
Tableau XIV : Classification des résultats du facteur de contamination .....	87
Tableau XV : Classification des résultats du facteur d'enrichissement .....	88
Tableau XVI : Classes des qualités des indices de pollution sédimentaire .....	89
Tableau XVII : Classes définies par l'indice de géoaccumulation .....	89
Tableau XVIII : Classification des niveaux de risques écologiques .....	90
Tableau XIX : Concentrations maximales limites des ETMs dans les poissons .....	90
Tableau XX: Classification des résultats de l'IQE.....	96
Tableau XXI : Paramètres de calculs de la dose journalière d'exposition des métaux lourds.	98
Tableau XXII : Valeurs de doses de référence obtenues auprès de USEPA .....	99
Tableau XXIII : Valeurs de doses de référence orales de pesticides obtenues auprès de Footprint .....	100
Tableau XXIV : Caractéristiques physico-chimiques des eaux des lacs Guessabo et Dohou	103
Tableau XXV : Caractéristiques des nutriments azotés des eaux des lacs Dohou et Guessabo .....	110

Tableau XXVI : Caractéristiques des composés phosphorés et du sulfate des eaux des lacs Dohou et Guessabo .....	113
Tableau XXVII : Caractéristiques des cations majeurs des eaux des lacs Dohou et Guessabo .....	117
Tableau XXVIII : Caractéristiques des paramètres d'évaluation de la matière organique des eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	118
Tableau XXIX : Matrice de corrélation entre les variables pour les eaux du lac Dohou.....	122
Tableau XXX : Matrice de corrélation entre les variables pour les eaux du lac Guessabo ...	125
Tableau XXXI : Résultats statistiques des Charges bactériennes dans les lacs Guessabo et Dohou .....	128
Tableau XXXII : Teneurs en métaux non-essentiels dans les eaux des stations des lacs .....	141
Tableau XXXIII : Teneurs en métaux essentiels dans les eaux des stations des lacs .....	144
Tableau XXXIV: Indice de pollution par les métaux lourds et indice d'évaluation des métaux lourds des eaux des lacs Guessabo et Dohou à chaque station.....	147
Tableau XXXV: Matrice de corrélations de Pearson entre les ETMs et les indices de pollution dans le lac Guessabo .....	149
Tableau XXXVI: Matrice de corrélations de Pearson entre les ETMs et les indices de pollution dans le lac Dohou.....	150
Tableau XXXVII : Concentration en ETMs dans les muscles des <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et <i>Oreochromis niloticus</i> des lacs Guessabo et Dohou analysés .....	150
Tableau XXXVIII : Facteurs de bioconcentration des éléments traces métalliques.....	152
Tableau XXXIX : Récapitulatif des teneurs en ETMs dans les sédiments des stations des lacs Guessabo et Dohou .....	154
Tableau XL : Valeurs du facteur de contamination des ETMs dans les sédiments des lacs Guessabo et Dohou.....	161
Tableau XLI : Valeurs moyennes de l'indice de charge polluante des sédiments par station dans les lacs Dohou et Guessabo .....	163
Tableau XLII: Récapitulatif des valeurs moyennes du facteur d'enrichissement et d'indice de pollution sédimentaire par station mesurés dans les lacs Guessabo et Dohou .....	164
Tableau XLIII : Récapitulatif des indices de géo-accumulation des éléments métalliques dans les sédiments des lacs Guessabo et Dohou .....	165
Tableau XLIV : Récapitulatif des indices du risque écologique individuel et du risque écologique potentiel des sédiments des lacs Guessabo et Dohou .....	166



Tableau XLV : Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection des pesticides triazine et métabolites déterminés dans des échantillons d'eau.....	175
Tableau XLVI : Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection des pesticides organophosphorés déterminés dans des échantillons d'eau .....	176
Tableau XLVII : Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection des pesticides urées substituées déterminées dans des échantillons d'eau .....	177
Tableau XLVIII : Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection des pesticides chloroacétamides déterminées dans des échantillons d'eau .....	178
Tableau XLIX: Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection de pesticide aldicarbe déterminées dans des échantillons d'eau .....	179
Tableau L : Valeurs moyennes, plage et pourcentage de détection de pesticide Crimidine et Vinchlozoline déterminées dans des échantillons d'eau .....	179
Tableau LI : Concentrations des différents types de résidus de pesticides dans les échantillons examinées de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et <i>Oreochromis niloticus</i> .....	180
Tableau LII : Gamme de variation de l'IQE calculé pour les lacs Guessabo et Dohou.....	199
Tableau LIII : Valeurs moyennes, valeurs extrêmes, valeurs des différents abattements et les doses de références des pesticides fréquemment détectés .....	201
Tableau LIV : Risque non-cancérigène des pesticides fréquemment détectés et leurs abattements selon deux scénarios .....	203
Tableau LV : Dose journalière d'exposition aux ETMs et Risques sanitaires liés à la consommation d'eau .....	206
Tableau LVI : Dose journalière d'exposition aux ETMs et Risques sanitaires liés au bain ..	206
Tableau LVII: Dose journalière d'exposition aux ETMs lié à la consommation de poissons	207
Tableau LVIII : Risques sanitaires liés à la consommation des poissons .....	207

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Différentes tailles des particules en suspension .....	13
Figure 2 : Sources et voies d'exposition au plomb dans la population générale .....	28
Figure 3 : Efficacité de différents types de traitement d'eau potable à retirer les pesticides de l'eau d'alimentation .....	42
Figure 4 : Localisation de la zone d'étude .....	53
Figure 5 : Vues du lac Dohou .....	54
Figure 6 : Vues du lac Guessabo .....	55
Figure 7 : Diagramme ombrothermique de la zone de Duékoué et de Daloa entre 1988-2015 .....	56
Figure 8: Carte hydrographique couvrant la zone d'étude .....	57
Figure 9 : Carte géologique de la zone d'étude .....	59
Figure 10 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la zone d'étude de 1989 et 2020 .	60
Figure 11 : Cultures maraîchères aux abords du lac Dohou, bâtis aux abords du lac Dohou, plantations de cacaoyer en bordure des lacs et pêche dans le lac Guessabo .....	61
Figure 12 : Stations d'échantillonnage dans les lacs Dohou et Guessabo .....	64
Figure 13 : Vues de quelques matériels utilisés pour les mesures <i>in situ</i> .....	66
Figure 16 : Photo d'un spectrophotomètre assisté d'un ordinateur.....	67
Figure 17 : Photo d'une analyse sur gélose Hektoen en fin d'incubation.....	74
Figure 18 : Photo d'une analyse sur gélose BEA (Bile Esculine Azide).....	75
Figure 19 : Photo d'une analyse gélose Rapid' <i>E.coli</i> 2 .....	76
Figure 14 : Benne Van Veen utilisée pour le prélèvement des sédiments de surface.....	78
Figure 15 : Photo d'échantillons de poissons collectés dans les lacs Guessabo et Dohou .....	79
Figure 20 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de la température et de l'oxygène dissous des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	105
Figure 21 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes du pH des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	106
Figure 22 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes du taux de solides dissous et de la conductivité des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	107
Figure 23 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes du potentiel redox des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	108

Figure : 24 Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de turbidité et de la transparence des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo	109
Figure 25 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de nitrite et nitrate des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo.....	111
Figure 26 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de l'ammonium et de l'Azote total Kjeldahl des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	113
Figure 27: Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de orthophosphate et de phosphore total des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	115
Figure 28 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de sulfate des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	116
Figure 29 : Variations spatiales et temporelles des valeurs moyennes de DCO et DBO <sub>5</sub> des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	120
Figure 30 : Variations spatiales et temporelles du rapport DCO/DBO <sub>5</sub> des eaux du lac Dohou, de l'amont et de l'aval de Dohou et du lac Guessabo .....	121
Figure 31 : Projection de variables et de stations du lac Dohou sur les axes F1 et F2 .....	124
Figure 32 : Projection de variables et de stations du lac Guessabo sur les axes F1 et F2.....	126
Figure 33 : Projection de variables et de stations du lac Guessabo sur les axes F1 et F3.....	127
Figure 34 : Variation saisonnière des bactéries indicatrices de la contamination fécale au niveau des eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	130
Figure 35 : Variation saisonnière des métaux lourds non essentiels dans les eaux des lacs Dohou et Guessabo .....	143
Figure 36 : Variation saisonnière des métaux lourds essentiels dans les eaux des lacs Dohou et Guessabo .....	146
Figure 37 : Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux en utilisant l'indice d'évaluation de la contamination métallique. ....	148
Figure 38 : Variation saisonnière des éléments traces métalliques dans les sédiments des stations du lac Guessabo .....	155
Figure 39 : Variation saisonnière des éléments traces métalliques dans les sédiments des stations du lac Dohou .....	157
Figure 40 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Guessabo à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan (F1 et F2).....	158

Figure 41 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Guessabo à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan F1-F3.....	159
Figure 42 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Dohou à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan (F1 et F2). .....	159
Figure 43 : Classification hiérarchique, à partir d'une analyse en composantes principales, des stations des lacs Guessabo et Dohou sur la base des concentrations totales des métaux lourds.....	160
Figure 44 : Concentrations en résidus de pesticides totaux des points de prélèvement d'eau par site et par campagne .....	169
Figure 45 : Concentrations moyennes par famille chimique dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	170
Figure 46 : Concentrations moyennes par famille chimique en fonction des saisons dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	171
Figure 47 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	172
Figure 48 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux du lac Guessabo en fonction des saisons.....	173
Figure 49 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux du lac Dohou en fonction des saisons .....	174
Figure 50 : Concentrations dans les muscles des <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et <i>Oreochromis niloticus</i> du lac Guessabo.....	182
Figure 51 : Concentrations de résidus de pesticides dans les muscles des <i>Oreochromis niloticus</i> des lacs Guessabo et Dohou .....	183
Figure 52 : Variation de l'indice de qualité d'eaux des lacs pour la production d'eau potable et la protection de la vie aquatique pour les lacs Guessabo-Dohou en fonction des stations .....	198
Figure 53 : Comparaison des différents indices de qualité des eaux des lacs Guessabo et Dohou .....	200

# **INTRODUCTION**

Les lacs et les réservoirs (rivières, fleuves...) constituent des sources vitales d'eau potable et servent d'écosystème précieux dans le monde entier (Comber *et al.*, 2018). L'utilisation de l'eau dans plusieurs secteurs de l'activité humaine, l'augmentation sans cesse de la population et les variations climatiques sont autant de facteurs qui affectent ces ressources en eau, en termes de quantité et de qualité. Cette situation constitue une préoccupation mondiale majeure ces dernières années (Traoré, 2016).

En Côte d'Ivoire, les milieux cristallin de socle (environ 97 % de la superficie du territoire Ivoirien) rendent difficile l'accès à l'eau souterraine du fait que l'eau ne s'y trouve en grande partie que dans les fractures et les fissures (Goné, 2001). Ceci a eu pour conséquence l'utilisation des eaux de surface comme principale source d'approvisionnement en eau des populations urbaines (Goné, 2001). Toutefois, la pollution des cours d'eau péri-urbain à travers le monde et en particulier en Côte d'Ivoire est une préoccupation constante. La manifestation de cette pollution a pour conséquence les phénomènes d'eutrophisations, la diminution de la biodiversité et les maladies hydriques (Yéo, 2015 ; Traoré, 2016 ; Comber *et al.*, 2018). Cette pollution de l'eau a entraîné la perte ou la restriction de nombreux usages des ressources en eau de surface tels que la production d'eau potable et la plupart des activités nautiques (baignade, pêche). Elle a également induit une hausse importante des coûts pour rendre potable les eaux destinées à la consommation humaine et engendrer les risques pour la santé humaine (Cousin, 2007). Par exemple, selon Cousin (2007), l'élimination de pesticides dans l'eau brute destinée à produire de l'eau potable entraîne un coût supplémentaire de traitement de 120 francs CFA par m<sup>3</sup>. L'une des causes de cette forte présence des pesticides qui dégradent la qualité des eaux de surface, se trouve être l'utilisation irrationnelle de ceux-ci. Cette évolution des pratiques agricoles a permis une formidable croissance de la production agricole mais s'est accompagnée d'effets indésirables comme l'accroissement de la pollution de l'environnement (Popp *et al.*, 2013). Ainsi, la pollution par les pesticides est aujourd'hui un problème majeur. La contamination atteint une telle ampleur dans certains pays occidentaux que l'arrêt de l'utilisation des sources d'approvisionnement en eau à des fins de consommation a été nécessaire (Gao *et al.*, 2014).

Selon le degré et le temps d'exposition, les contaminants d'origine anthropique (métaux lourds, pesticides, matières organiques, micro-organismes...) constituent des menaces pour la santé humaine qui vont d'une simple gastro-entérite à l'apparition de divers cancers (Salvagni *et al.*, 2010 ; Sabarwal *et al.*, 2018). Les intervenants en santé sont d'ailleurs de plus en plus préoccupés par l'exposition de la population à ces contaminants que l'on retrouve dans les eaux

servant à la consommation humaine et aux activités récréatives (Gao *et al.*, 2014). En effet, les déchets provenant des sources naturelles et ceux générés par les différentes activités humaines rejetés dans le milieu naturel occasionnent une hausse des matières organiques et des micro-organismes pathogènes dans les cours d'eau. Toutefois, la plupart de ces traitements d'eau des plus au moins adaptés, créent des sous-produits potentiellement cancérigènes (Nathalie, 2013). En Côte d'Ivoire, le sulfate d'alumine et le chlore sont utilisés respectivement comme flocculant et désinfectant pour le traitement de l'eau brute destinée à la consommation humaine. Pourtant, ce traitement entraîne la formation de sous-produits lorsque le chlore réagit avec les matières organiques. Et plus la quantité de matières organiques et de micro-organismes est élevée dans l'eau à traiter, plus grandes sont les chances que les sous-produits se retrouvent en nombre important dans l'eau que la population consomme (Nathalie, 2013). Parmi les sous-produits de la chloration potentiellement cancérigènes, les plus connus sont les trihalométhanes (Nathalie, 2013) et les acides haloacétiques (Yéo, 2015). Plusieurs types de cancers ont été associés à l'exposition humaine aux trihalométhanes via la consommation d'eau chlorée (Mills *et al.*, 1998). Avec le mode actuel de libre disposition des produits agricoles et industriels en Côte d'Ivoire, les plans d'eau sont de plus en plus vulnérables à la pollution. Bien que les activités industrielles soient relativement moins importantes dans les régions de Guémon et du haut Sassandra, la pollution environnementale par les métaux lourds, principalement des sources d'eau, est non négligeable en raison des sources multiples (Kouamé *et al.*, 2019). Par exemple les sources de pollution environnementale, y compris aquatique, pourraient provenir des effluents d'extraction minière et domestiques et des pesticides issus principalement des activités agricoles. D'ailleurs, il est à noter que les stations-services ne sont pas équipées de réservoirs de récupération pour stocker leurs déchets. Celles-ci déversent ces polluants dans les réseaux d'assainissement ou directement dans la nature. Les métaux lourds sont omniprésents, persistants et s'accumulent discrètement dans la nature et peuvent être toxiques pour le biote à de faibles concentrations (Jaishankar *et al.*, 2014 ; Pal *et al.*, 2018). Le fait qu'ils puissent remonter la chaîne trophique représente un danger pour les écosystèmes et pour la santé des organismes vivants et peut avoir des conséquences d'ordre sociales, environnementales et économiques (Yéo, 2015 ; Pal *et al.*, 2018). Au regard de ces effets nocifs potentiels sur l'homme et le biote, ils continuent de susciter un grand intérêt pour les scientifiques du domaine. En effet, la protection de l'environnement passe par la connaissance de ces polluants. La consommation de produits des écosystèmes impactés constitue une source majeure de contamination pour les humains (Liang *et al.*, 2017). Dès lors, le moyen le plus efficace pour garantir en permanence la sécurité sanitaire de l'approvisionnement en eau de boisson consiste

à appliquer une stratégie générale d'évaluation et de gestion des risques, couvrant toutes les étapes d'approvisionnement en eau allant du captage au consommateur (Piel, 2013). Ainsi, Bartram *et al.* (2009) propose de caractériser les risques sanitaires et de les hiérarchiser en distinguant deux types : un risque primaire (moyen et long terme) qui est essentiellement microbiologique et donc infectieux, et un risque secondaire qui est généralement chimique.

Un autre enjeu émergent, plus spécifique à la ville de Duékoué est d'assurer son alimentation en eau potable dans un contexte de périurbanisation galopante. Ainsi, les eaux du lac Guessabo sont pressenties par le gouvernement ivoirien pour venir en appoint aux eaux du lac Dohou, sous forte pression anthropique, utilisées pour l'approvisionnement en eau potable. Cependant, les intrants agricoles, les activités d'orpillage sur le bassin versant du fleuve Sassandra et les déchets ménagers pourraient entraîner une forte contamination des eaux de ce lac (Piel, 2013).

La région du Guémon possède un réseau hydrographique relativement dense et est réputée être une grande productrice de produits agricoles et halieutiques dont la production annuelle contrôlée est estimée à des centaines de tonnes (Kra, 2016). Les ressources en eau de surface de la zone d'étude sont utilisées essentiellement pour les activités agro-pastorales, notamment la pêche et la culture maraîchère qui est pratiquée sur les berges des cours d'eau. D'ailleurs, les berges du lac Dohou sont également occupées par l'entassement des déchets solides ménagers et des déchets issus des activités de carrière artisanale. Une partie des eaux de lessivage de ces sources potentielles de pollution arrivant dans les lacs sont susceptibles d'enrichir les sédiments fins. Ces sources constituent un danger pour l'eau, les espèces vivantes qui y vivent et pour la santé des populations qui l'utilisent (Traoré, 2016).

Par conséquent, la connaissance du fonctionnement hydrochimique et de l'état de pollution des lacs Dohou et Guessabo, seront d'un apport capital pour la préservation de ces hydrosystèmes et pour une adaptation efficace et durable du dimensionnement des unités de production d'eau potable. Malgré la pluralité des sources potentielles de pollution de ces ressources en eau de surface, les études scientifiques sur les pollutions chimiques et microbiologiques et les impacts sanitaires liés à la consommation des eaux et des poissons qui y vivent, restent insuffisantes. Néanmoins, la partie fluviale du sous-bassin du fleuve Sassandra à Guessabo a fait l'objet d'étude de l'état trophique (Yapo *et al.*, 2008). Pourtant, ces hydrosystèmes constituent des sources d'eau vitales pour des populations vivant dans les campements, villages et villes environnants. En effet, une partie de cette population les utilise pour les activités énumérées plus haut et comme sources d'eau potable. C'est en relation avec cette problématique que



s'inscrit cette thèse intitulé « **Qualité et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau destinées à la potabilisation : cas des lacs Dohou et Guéssabo (Ouest, Côte d'Ivoire)** ».

Le présent travail se propose de contribuer à une meilleure gestion de la qualité des ressources en eaux de surface de la région du Guémon et du haut Sassandra par la connaissance des impacts des activités humaines sur l'environnement aquatique et la santé des populations.

De façon spécifique, il s'agit de :

- 1) - Déterminer la dynamique spatio-temporelle des caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des lacs Guéssabo et Dohou ;
- 2) - Déterminer le niveau de contamination en métaux lourds et en résidus de pesticides des eaux, des poissons et des sédiments des lacs Guéssabo et Dohou ;
- 3) - Evaluer des risques sanitaires lié à la consommation des eaux des lacs et à la consommation des poissons.

Ce mémoire s'articule autour de huit (8) chapitres regroupés en trois parties :

- La première partie traite des généralités et se compose de deux chapitres.

Le chapitre 1 est une synthèse bibliographique concernant la pollution des hydrosystèmes. Ce chapitre expose d'une part les types de pollution de l'eau et leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine et, présente, d'autre part, les paramètres d'évaluation de la qualité de l'eau, des sédiments et des poissons. Le chapitre 2 présente le cadre géographique et socio-économique de la zone Guéssabo-Duékoué.

- La deuxième partie concerne le matériel et les méthodes utilisés pour la réalisation de cette étude. Elle se subdivise en trois (3) chapitres.

Les chapitres 3 et 4 présentent la localisation des sites de prélèvement d'échantillons d'eaux, de sédiments, les données (hydrochimiques, microbiologiques) utilisées pour effectuer ce travail et le mode d'acquisition de ces données. Ils décrivent les différentes méthodes utilisées pour atteindre les deux premiers objectifs spécifiques ;

Le chapitre 4 est consacré à l'approche méthodologique d'évaluation de la qualité globale de l'eau et des risques sanitaires liés à la consommation des eaux et des poissons. Cette approche permet d'atteindre le troisième objectif spécifique ;

- La troisième partie présente les résultats obtenus et la discussion qui en découle. Elle comprend les chapitres 6,7 et 8.

Une conclusion faisant la synthèse de tous les résultats obtenus, des recommandations et des perspectives termine cette étude.

**PREMIERE PARTIE :**  
**GENERALITES**

## CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LA QUALITE DES EAUX ET LES PARAMETRES INDICATEURS DE LEUR POLLUTION

### 1.1. Qualité de l'eau

Les eaux de surface regroupent les eaux stagnantes piégées dans les dépressions (mares, étangs, gravières, lacs...) et les eaux courantes caractérisées par un écoulement apparent de l'eau (ruisseaux, torrents, rivières et fleuves). La dynamique des cours d'eau dans un bassin versant est principalement gouvernée par la lithologie, le climat et l'homme (Kouamé, 2011). La lithologie contrôle la nature et les concentrations des éléments dissous et particuliers introduits dans les cours d'eau (Kouamé *et al.*, 2019). Quant au climat, il influence la répartition des ressources en eau d'une région à une autre. En effet, les niveaux de précipitation variables se répercutent sur les flux d'écoulement des différents cours d'eau (Khan *et al.*, 2016). Les variations saisonnières des processus anthropiques et naturels affectent la qualité de la ressource en eau et conduisent à des attributs différents entre les saisons. En fait, les périodes sèches sont interrompues par des épisodes pluvieux intenses dans un climat tropical humide provoquant de forts lessivages de surface et charriant de grandes quantités de particules et de polluants. Outre ces facteurs, la croissance démographique rapide, le développement économique, en particulier, et les activités de l'homme, d'une manière générale, entraînent une augmentation de la demande en eau et une dégradation de sa qualité. Ces différents apports de polluants issus des activités humaines provoquent une modification des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du milieu aquatique. Leurs répercussions sont parfois irréversibles sur le fonctionnement des hydrosystèmes (Xu *et al.*, 2019). Ces diverses activités qui impactent la qualité des ressources en eau sont entre autres l'agriculture par l'usage massif de fertilisants et de pesticides, les industries et les installations à caractère collectif (casernes, hôpitaux, marchés, écoles, hôtels ...) qui rejettent dans les eaux de surface des substances persistantes et potentiellement dangereuses (Chrome, mercure...).

#### 1.1.1. Environnement de potabilisation de l'eau en Côte d'Ivoire

L'eau potable est essentielle pour assurer la vie et la richesse de la population ainsi que pour créer des communautés durables. Elle est aussi essentielle à l'égalité des sexes, à la sécurité alimentaire et à la préservation des écosystèmes (Delpla & Rodriguez, 2017). Aussi sa place dans le développement durable fut-elle l'objet d'une attention particulière de la communauté mondiale qui l'a incorporée dans les objectifs de développement durable (ODD). Ces enjeux ont conduit les autorités ivoiriennes à l'inscrire dans les programmes nationaux de développement. Elles ont si bien compris les enjeux de l'accès à l'eau salubre, que l'Etat a initié, avec l'appui des partenaires au développement, des actions visant à faciliter l'accès du

plus grand nombre d'ivoiriens au service public d'eau potable. Cette volonté politique s'est traduite en action par la mise en œuvre du Programme National de l'Hydraulique Humaine (PNHH) dès 1973. En Côte d'Ivoire, l'approvisionnement en eau potable des populations urbaines est un service qui incombe à la Société de Distribution d'Eau Côte d'Ivoire (SODECI). Cependant, l'hydraulique urbaine fait face depuis des années à une crise généralisée de l'approvisionnement en eau potable dans les villes ivoiriennes. Cela se traduit par la discontinuité du service d'eau potable, la dégradation de la qualité de l'eau distribuée et par la faible accessibilité d'une frange des ménages au réseau d'eau en raison du taux de couverture en milieu urbain qui s'est malheureusement dégradé (Koukougnon, 2012). Les autres facteurs qui conditionnent le volume et la qualité de l'eau offerts aux usagers sont en relation avec la disponibilité et la qualité du potentiel hydrique source ainsi que la capacité du matériel de pompage de l'unité de production.

### **1.1.2. Systèmes municipaux d'approvisionnement en eau.**

Avec l'émergence des pratiques hygiéniques au XIX<sup>e</sup> siècle, les communautés ont commencé à considérer la nécessité de traiter les eaux naturelles afin de réduire l'apparition d'épidémies mortelles d'origine hydrique telles que le choléra (Delpla & Rodriguez, 2017). Au fil du temps, les systèmes municipaux d'approvisionnement en eau sont devenus de plus en plus complexes. Aujourd'hui, la majorité des systèmes d'approvisionnement en eau se composent de trois éléments principaux : une source d'eau, une station d'épuration et un réseau de distribution. Les sources d'eau potable comprennent les eaux de surface (les rivières et les lacs), les eaux souterraines ou les eaux souterraines sous l'influence des eaux de surface et, dans certains cas, l'eau atmosphérique (Anonyme 1, 2020). Le traitement de l'eau comprend divers éléments (processus, produits chimiques, équipement et opérations) nécessaires pour éliminer les contaminants microbiens, chimiques et physiques et produire de l'eau potable conforme aux réglementations ou directives relatives à la consommation humaine.

En Côte d'Ivoire, le traitement de l'eau de surface est de type classique. Il comporte un volet chimique qui se résume à trois étapes essentielles dans le cas du recours à une eau de surface. Ces étapes partent de la clarification (coagulation et/ou floculation, la décantation et la filtration) à la désinfection en transitant par la neutralisation.

La clarification vise à rendre l'eau claire. Elle consiste à injecter des réactifs tels que le sulfate d'alumine ou de l'hypochlorite de calcium afin de former des floccs qui sont responsables de la couleur et de la turbidité de l'eau brute. Ces floccs condensés se dissocient de l'eau et se déposent au fond du décanteur statique excepté les floccs légers qui arrivent à la filtration. Cette dernière

a pour rôle de retenir les floes qui ont échappé à la décantation à travers un lit de sable. De l'étape de filtration, on en vient à celle de la neutralisation qui consiste à ajouter la chaux hydratée préparée afin de relever le pH. En effet, le contrôle du pH permet d'éviter une eau agressive avec un effet corrosif sur les canalisations et une eau incrustante provoquant une obstruction des canalisations (Koukougnon, 2012). Enfin, le processus de traitement classique se termine par la désinfection qui consiste à injecter dans l'eau un désinfectant (l'hypochlorite de calcium ou le chlore gazeux) afin d'éliminer l'ensemble des microorganismes susceptibles de transmettre des maladies. Cette étape n'est pas sans conséquence si la source d'eau est chargée en matière organique (Delpla & Rodriguez, 2017).

### **1.1.3. Normes de qualité de l'eau en Côte d'Ivoire**

Une eau est dite potable lorsqu'elle n'est pas susceptible de porter atteinte à la santé des usagers à court, moyen et long terme. Selon OMS (2017), l'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas contenir d'agents pathogènes ou chimiques à des concentrations pouvant porter atteinte à la santé du consommateur. Le 03/08/ 2020, la Côte d'Ivoire s'est dotée des normes de potabilité auxquelles doit satisfaire la qualité des eaux de consommation humaine. Elle s'est également fixée les principaux objectifs pour garantir les bonnes pratiques des plans de salubrité de l'eau. Il s'agit de la prévention ou minimisation de la contamination de ressource en eau, de la réduction ou élimination de la contamination par des procédés de traitement et de la prévention de la contamination lors du stockage, de la distribution et de la manipulation de l'eau potable. Concernant la potabilisation des eaux brutes par des procédés de traitement, notre pays a défini quatre catégories d'eaux brutes. Celle qui nous intéresse est la catégorie A3 (eaux douces de surface) qui est la source d'eau la plus utilisée dans l'approvisionnement en eau potable des villes en Côte d'Ivoire. L'arrêté fixe pour cette tranche le type de traitement. Il s'agit d'un traitement prenant en compte les étapes suivantes : traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection. Aussi, cet arrêté fixe des normes relatives tant aux paramètres organoleptiques, physico-chimiques, microbiologiques que celles concernant les substances indésirables et toxiques auxquelles doivent satisfaire les eaux de surface utilisée pour produire de l'eau potable et les eaux à distribuer après traitement (Anonyme 1, 2020). Les limites de qualité des eaux brutes de surface pour les paramètres pris en compte de ce travail sont consignées dans le tableau I.

Tableau I : Limites des eaux brutes de surface destinée à la production d'eau potable

Paramètres	Unité	Limites eau brute de surface	Limites eau distribuée
<b>microbiologiques</b>			
<i>Escherichia coli</i> ( <i>E.coli</i> )	n/100mL	20000	< 1
Entérocoques intestinaux	n/100mL	10000	< 1
coliformes	n/100mL	50000	< 1
Samonelle spp		-	Absent dans 5Ld'eau
<b>physico-chimique</b>			
Température		25°C	-
Oxygène dissous	mg/L	> 5	-
pH	Unité pH	-	> 6,5- 9
Conductivité	µS/cm	-	200-1100 à 25°C
Turbidité	NTU	-	< 1
Ammonium	mg/L	4,0	-0,1
Nitrates	mg/L	50-100	50
Nitrites	mg/L	-	0,1-0,5
Azote kjeldhal	mg/L	-	-
Orthophosphate	mg/L	-	-
Phosphore total	mg/L	-	-
sulfate	mg/L	250	-
Calcium	mg/L	-	-
Magnésium	mg/L	-	-
Soduim	mg/L	-	-
potassium	mg/L	-	-
DBO <sub>5</sub>	mg/L	-	-
DCO	mg/L	-	-
Mercure	µg/L	1	1
Cadmium	µg/L	5	-
Plomb	µg/L	50	-
Arsenic	µg/L	100	10
manganèse	µg/L	-	-
Cuivre	mg/L	-	2
Fer total	µg/L	-	200
Zinc	mg/L	5	-
Pesticides (par substance individuelle)	µg/L	-	2
Total pesticide	µg/L	-	5

- Non disponible

## **1.2. Paramètres indicateurs de pollution des ressources en eau**

### **1.2.1. Paramètres physiques**

Cette catégorie de paramètres regroupe des paramètres physico-chimiques qui sont habituellement mesurés lors des campagnes expérimentales. Il s'agit de la température, du pH, d'oxygène dissous, de turbidité, de conductivité, de TDS et de potentiel d'oxydo-réduction. Ces paramètres de base peuvent contribuer à mettre en évidence les problèmes de pollution les plus facilement perceptibles.

#### **1.2.1.1. Température**

La température impacte plusieurs propriétés physico-chimiques de l'eau (densité, viscosité, solubilité des gaz dans l'eau, dissociation des sels dissous), ainsi que les réactions chimiques et biochimiques (Chapman, 1996 ; Daramola *et al.*, 2019). Ainsi, à mesure que la température baisse, la viscosité de l'eau augmente et le taux de sédimentation diminue (Kris & Ghawi, 2008). Aussi, la dépendance à la température de la plupart des réactions chimiques provient de l'énergie d'activation qui leur est associée (Fisher *et al.*, 2011). Elle agit également sur le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement sur les micro-organismes (Rodier, 2009). Aussi, la température de l'eau affecte le niveau d'oxygène dissous dans l'eau par les phénomènes de photosynthèses des plantes aquatiques et les taux de métabolismes des organismes aquatiques (Letcher *et al.*, 2016).

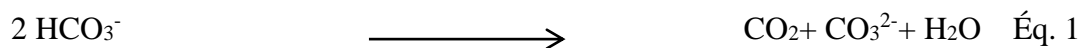
L'efficacité de l'une des étapes clés du traitement de l'eau qui est la coagulation dépend fortement de la température (Ritson *et al.*, 2014). En effet, le temps de décantation étant court dans les usines de traitement d'eau ayant un débit et une capacité de bassin fixes, l'élimination de la couleur et de la turbidité par coagulation et par sédimentation est moindre en période froide qu'en période chaude. D'ailleurs, en raison de la stratification des eaux chaudes sur les eaux froides dans les bassins de traitement, de faibles augmentations de la température (< 1°C) de la source d'eau brute est susceptible de diminuer l'efficacité du processus de floculation-sédimentation.

Selon Delpla & Rodriguez (2017), le taux de formation de chloroforme dans l'eau brute traitée avec une dose de chlore de 10 mg/L augmente avec la température. Elle est un facteur important influençant la variation saisonnière des concentrations de trihalométhanes. Aussi, l'élévation de la température augmente la pression de vapeur des substances volatiles présentes dans l'eau potable. Ainsi, elle pourrait entraîner une augmentation d'odeur nauséabonde. La présence

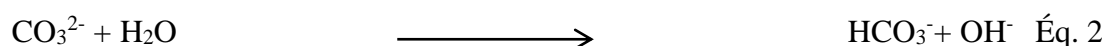
d'odeurs de moisi ou de terre à l'intérieur des systèmes de plomberie internes des bâtiments est due à une température élevée de l'eau brute (Delpla & Rodriguez, 2017).

#### 1.2.1.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est une mesure de l'acidité et de l'alcalinité de l'eau. Il peut avoir un effet important sur la chimie de l'eau. Le pH des eaux naturelles est en relation directe avec la nature géologique des terrains traversés. Ainsi, les eaux riches en calcaires ont un pH élevé et celles provenant des terrains pauvres en calcaire ou siliceux ont un pH voisin de 7 (Traoré, 2016). Le pH est également lié à d'autres caractéristiques de l'eau. Il s'agit des propriétés physiques, des caractéristiques chimiques comme les niveaux de carbone organique dissous et de dureté, ainsi que l'alcalinité et la capacité-tampon de l'eau (Chapman, 1996). Pour ce qui est de la caractéristique physique, la température joue un rôle important dans la fluctuation du pH de l'eau. Concernant les caractéristiques chimiques, le pH de l'eau étant régulé par le système d'équilibre dioxyde de carbone- hydrogénobarbonate-carbonate, tout changement dans la concentration de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) joue également sur le pH de l'eau. En effet, au cours de la journée, les plantes autotrophes éliminent le CO<sub>2</sub> de l'eau et les ions hydrogénobarbonate se dissocient pour remplacer le CO<sub>2</sub> perdu, comme le montre l'équation 1.



L'ion carbonate ainsi formé s'hydrolyse dans l'eau en remplaçant l'un des deux ions hydrogénocarbonates dissociés et produit des ions OH<sup>-</sup> augmentant ainsi le pH du milieu selon l'équation 2 suivante :



Cette réaction agit comme un système tampon en limitant la quantité de carbonate et régule donc la fluctuation du pH associée à la photosynthèse des plantes. Ainsi, la respiration des algues et la biodégradation de la matière organique pourraient augmenter la concentration de dioxyde de carbone et diminuer le pH de l'eau. Cette réduction du pH peut être due à l'accumulation de carbone organique dont la décomposition a pour effet d'augmenter l'acide carbonique (Xu *et al.*, 2019). Par conséquent, le milieu forestier est susceptible d'avoir une influence sur le pH des eaux de surface.

Plusieurs procédés de traitement de l'eau en dépendent, y compris la coagulation, la précipitation, l'adoucissement de l'eau, la désinfection et le contrôle de la corrosion (Wright *et al.*, 2014). D'ailleurs l'efficacité des différents désinfectants utilisés dans le traitement de



l'eau dépend aussi fortement du pH de l'eau. Aussi, les variations quotidiennes et saisonnières du pH sont susceptibles d'avoir un effet sur la stabilité du désinfectant. Selon Stevens *et al.* (1989), le pH de l'eau est aussi l'un des plus importants paramètres qui jouent sur la formation et la spéciation des sous-produits de désinfection (SPD). Ils soutiennent que la formation des trihalométhanes (THM) augmente généralement à un pH élevé, tandis que celle des acides haloacétiques (AHA) suit la tendance inverse. Le pH agit sur la formation de certains SPD comme le bromate et la N-nitrosodiméthylamine (Liu *et al.*, 2013 ; Delpla & Rodriguez, 2017).

#### 1.2.1.3. **Oxygène dissous (OD)**

L'oxygène dissous est la concentration d'oxygène gazeux qui se trouve à l'état dissous dans une eau. Cet oxygène est essentiel à toutes les formes de vie aquatique, y compris pour les organismes responsables des processus d'autoépuration dans les eaux naturelles (Ozlem *et al.*, 2013).

La concentration des eaux en oxygène dissous découle de multiples phénomènes. Ces derniers peuvent être classés en deux grandes rubriques que sont les échanges aux frontières d'une part et les phénomènes de consommation et de production *in situ* d'autre part (Mader *et al.*, 2017). En effet, la teneur en oxygène peut varier aussi bien avec la température, la salinité, la turbidité, l'activité photosynthétique des plantes aquatiques qu'avec la pression atmosphérique (Larsen *et al.*, 2019). Ces variations peuvent survenir tant de façon saisonnière, que par périodes de 24 heures.

L'oxygène dissous peut également être influencé par certains paramètres comme le vent, la profondeur du cours d'eau, la vitesse du courant ou les réactions chimiques gouvernées par la température (Adou, 2016). Par ailleurs, la respiration biologique et le processus de décomposition de la matière organique réduisent les concentrations d'oxygène dissous (van der Hoven *et al.*, 2017). Les concentrations dans les eaux non polluées sont généralement voisines de moins de 10 mg/L. Lorsque la saturation en oxygène est inférieure à 80 % dans l'eau de boisson, les consommateurs peuvent généralement détecter une mauvaise odeur et un mauvais goût (Chapman, 1996). Une faible teneur en oxygène dissous est synonyme d'une forte charge en matières organiques dégradables par des micro-organismes puisque ceux-ci se développent en consommant de l'oxygène.

#### 1.2.1.4. **Turbidité**

La turbidité résulte de la diffusion et de l'absorption de la lumière incidente par les particules. Elle est la mesure de l'aspect trouble de l'eau. La turbidité d'une eau est due à la présence des

particules en suspension appelées colloïdes (figure 1) ou particules colloïdales dont la taille s'étend de 0,01  $\mu\text{m}$  à quelques  $\mu\text{m}$  (Rodier, 2009). Les particules qui rentrent dans cette définition sont essentiellement les argiles, les limons, les grains de silice, les matières organiques et les micro-organismes (Taiwo & Awomeso, 2017). La turbidité peut influencer la qualité microbienne de l'eau. En effet, il a été démontré qu'une eau ayant une faible turbidité héberge moins de micro-organismes (Pritchard *et al.*, 2007).

La turbidité peut varier selon les saisons en fonction de l'activité biologique dans la colonne d'eau et du ruissellement de surface entraînant des particules de sol (Konan *et al.*, 2017). De fortes précipitations peuvent également entraîner des variations horaires de la turbidité.

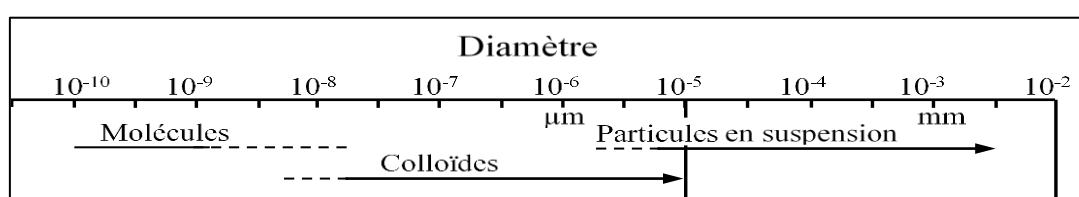


Figure 1 : Différentes tailles des particules en suspension (Sigg *et al.*, 2001)

#### 1.2.1.5. Conductivité

La conductivité ou conductance spécifique, est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle est sensible aux variations des solides dissous, principalement des sels minéraux. D'ailleurs, le degré de dissociation de ceux-ci en ions, la quantité de charge électrique de chaque ion, la mobilité des ions et la température de l'eau ont tous une influence sur la conductivité (Chapman, 1996). Aussi, pour un plan d'eau donné, elle est liée aux concentrations de solides dissous totaux et d'ions majeurs.

La conductivité permet d'apprécier le degré de minéralisation de l'eau dans la mesure où l'ensemble des substances dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement (Rodier, 2009).

Des effets laxatifs peuvent apparaître surtout pour les enfants de moins d'un an et pour des personnes ayant des problèmes cardio-vasculaires ou de reins à partir d'une valeur de 3400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Asslouj *et al.*, 2007). Aussi, à un niveau supérieur à 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , le goût de l'eau devient salé et peut être rejeté par les consommateurs. Pour l'eau destinée à la boisson, les valeurs recommandées par l'OMS et la Côte d'Ivoire sont respectivement de 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et de 200-1100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (OMS, 2017 ; Anonyme 1, 2020).

#### 1.2.1.6. Solides totaux dissous (TDS)

Les solides totaux dissous représentent la totalité de matières dissoutes dans l'eau. Ils sont essentiellement influencés par la solubilité des minéraux qui arrivent dans le cours d'eau.

Le niveau de TDS élevé participe à la diminution de l'efficacité des produits chimiques et des désinfectants utilisés dans le cas des traitements d'eau potable (OMS, 2011). Les solides totaux dissous affectent indirectement les composants de la corrosion ou l'encroûtement dans des systèmes de distribution d'eau (Ritson *et al.*, 2019). Ainsi, au-delà de 500 mg TDS/L, ils sont susceptibles de favoriser la corrosion et l'incrustation des conduites d'eau, des appareils de chauffage, des chaudières et des appareils électroménagers tels que des bouilloires et des fers à vapeur (OMS, 2011).

#### **1.2.1.7. Potentiel d'oxydoréduction (Eh)**

Le potentiel rédox (Eh) caractérise l'état d'oxydoréduction des eaux naturelles. Des ions du même élément chimique mais d'oxydation différentes forment le système rédox caractérisé par une certaine valeur. Aussi, les composés organiques peuvent également former des systèmes rédox. La coexistence d'un certain nombre de ces systèmes conduit à un équilibre qui détermine l'état d'oxydoréduction de l'eau.

L'oxygène, le fer et le soufre, ainsi que certains systèmes organiques jouent un rôle déterminant dans la teneur en Eh. Par exemple, les valeurs de Eh peuvent augmenter jusqu'à atteindre + 700 mV lorsque les teneurs en oxygène dissous croissent (Chapman, 1996). Ainsi, les conditions d'oxydation dominent dans une eau bien oxygénée. En revanche, lorsque les concentrations d'oxygène diminuent, le milieu devient plus réducteur ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox (Vankessel, 1978). Comme Eh dépend de la teneur en gaz de l'eau, il peut être très variable lorsque l'eau est en contact avec l'air. Il est également associé aux réactions d'oxydo-réduction et à la biodégradation des composés organiques (Martinelli, 1999). Ainsi, dans les eaux naturelles, des comparaisons relatives de l'évolution du potentiel redox peuvent être utiles pour suivre les degrés de changement du système aquatique.

#### **1.2.2. Paramètres chimiques**

##### **1.2.2.1. Substances eutrophisantes : différentes formes d'azote et de phosphore**

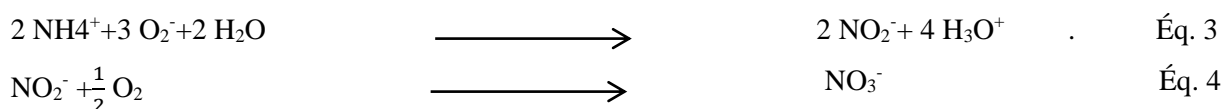
Les éléments azote (N) et phosphore (P) constituent des éléments nutritifs indispensables aux végétaux. Des concentrations de nitrates et de phosphates trop importantes dans les eaux naturelles induisent le phénomène d'eutrophisation (étouffement de la vie aquatique). Naturellement issues de la minéralisation de la matière organique, leurs quantités importantes suite à des rejets intempestifs favorisent la prolifération d'algues et de micro-organismes photosynthétiques (Xu *et al.*, 2019). Ils réduisent la pénétration de la lumière dans les couches d'eaux profondes (Hunter, 2003). Bien que ces derniers produisent de l'oxygène le jour, ils en

consomment la nuit et ces variations en concentration d'oxygène peuvent être fatales aux poissons. Aussi, la décomposition des algues mortes induit également une consommation d'oxygène. Dès lors ces paramètres (N et P) sont importants pour le suivi de la qualité des eaux de surface.

#### 1.2.2.1.1. Nutriments azotés

Les formes d'azote dissous présentes dans les eaux naturelles sont les ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). Ils sont assimilés par les bactéries, les champignons, les algues et les plantes dans un milieu aquatique (Liou & Madsen, 2008).

L'azote «Kjeldahl» représente l'azote organique et l'azote ammoniacal. Quant à l'azote «total», il correspond à la somme de l'azote organique, de l'azote ammoniacal, des nitrites et des nitrates. Lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Ensuite, ce dernier est oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes (équations 3 et 4).



Ces processus d'oxydation, également appelés « nitrification », sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux basses températures. Au regard de ces réactions, les nitrites représentent un stade d'oxydation intermédiaire de l'azote dans la réduction des nitrates comme dans l'oxydation de l'ammonium. En absence d'oxygène, la réaction inverse à celle décrite ci-dessus se produit. En effet, des bactéries anaérobies transforment les nitrates et produisent de l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) ou de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

Les nitrates sont thermodynamiquement plus stables en milieu oxygéné que les autres formes d'azote. Leur stabilité de même que leur forte mobilité pourraient expliquer leur teneur élevée dans les eaux (Bonton *et al.*, 2010). Toutefois, leur dénitrification peut commencer en dessous d'une teneur estimée à 1,8 mg/L.

##### 1.2.2.1.1.1. Source des nutriments azotés

Les composés azotés possèdent diverses sources. L'ammoniac et le nitrate sont naturellement présent dans les masses d'eau. En fait, ils proviennent de la décomposition des matières organiques et inorganiques azotées dans le sol et dans l'eau. Ils sont issus également de l'excrétion par le biote, de la réduction de l'azote gazeux dans l'eau par les micro-organismes et des échanges gazeux avec l'atmosphère. Cependant, les activités anthropiques sont leurs principales sources dans l'eau. D'ailleurs, ils sont issus des activités agricoles (drainage des

résidus d'engrais azotés par ruissellement dans les cours d'eau). Ils proviennent également des rejets d'eaux usées, des dépôts atmosphériques provenant de la combustion des combustibles fossiles, de certains élevages et de l'industrie (Faillat, 1990 ; Billen *et al.*, 2010). En effet, ils sont utilisés comme des agents oxydants et de conservation dans l'industrie chimique et comme explosifs (Yao, 2009). C'est pourquoi, la présence en quantité importante des ions ammonium peut être un indice de pollution d'origine humaine. Ainsi, il permet une estimation de la pollution récente azotée réduite dans l'eau (Ahoussi, 2008).

Concernant les nitrites, leur origine naturelle dans les eaux est très rare (Atteia, 2015). En fait, ils sont principalement issus de l'industrie alimentaire où ils sont utilisés comme agents de conservations.

#### **1.2.2.1.1.2.Effet des nutriments azotés sur la qualité de l'eau.**

Les nitrates peuvent produire la nitrosamine qui est un composé cancérigène. Ainsi, les fortes concentrations de nitrates dans les eaux sont préjudiciables à la santé humaine. En effet, les nitrates présents dans l'eau peuvent être réduits à l'état de nitrite dans les tractus digestifs des nourrissons. Cette forme réduite est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie pouvant aller parfois jusqu'à l'asphyxie chez les bébés nourris au biberon (Manassaram *et al.*, 2007 ; OMS, 2017). C'est pourquoi, l'OMS recommande des valeurs limites pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ces limites sont respectivement de 50 mg/L, 0,3 mg/L, 1,5 mg/L pour les ions nitrates, nitrites et ammonium.

En ce qui concerne l'impact des composés azotés sur la potabilisation des eaux, on note un développement de zones anaérobies dans les réseaux de distribution d'eau potable suite à l'oxydation biologique de l'ammoniaque. Cette oxydation souvent à l'origine de la corrosion des conduites en cuivre a pour conséquence l'apparition de goûts désagréables (Yéo, 2015). De plus, la teneur élevée en ammoniaque augmente la consommation en chlore pendant le processus de désinfection. Cette augmentation a pour corrolaire la production des composés organochlorés indésirables tels que les chloramines minérales ou organiques.

La proportion de la forme non ionisée ( $\text{NH}_3$ ) de l'ammonium dépend de la température et du pH du milieu. En effet en conditions basiques, les ions  $\text{NH}_4^+$  peuvent être transformés en ammoniac gazeux ( $\text{NH}_3$ ) qui est toxique pour la faune piscicole des eaux douces.

#### **1.2.2.1.2. Nutriments phosphorés**

Le phosphore peut se trouver sous différentes formes acides. On trouve les acides métaphosphates ( $\text{HPO}_3$ ), pyrophosphates ( $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ) et les orthophosphates ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ). En milieu

aqueux, ces acides tendent vers une forme plus stable qu'est l'orthophosphate (Rodier, 2009). Les phosphates sont les formes minérales du phosphore parmi lesquels l'ion orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) est la forme la plus stable rencontrée dans les eaux superficielles dans un intervalle de pH compris entre 5 et 8. Son assimilation par les végétaux liés à sa biodisponibilité peut d'être freiné par une carence en azote (Konan *et al.*, 2017). Après assimilation par les algues, les phosphates se transforment en phosphore organique sous l'influence de la photosynthèse. Au-delà de 20  $\mu\text{g/L}$  dans les eaux naturelles, le phosphore est considéré comme un facteur déterminant de l'eutrophisation des plans d'eau (Rodier, 2009).

Les sédiments jouent un rôle important dans le piégeage du phosphore et peuvent servir de réservoir de phosphates assimilables. Sa désorption ou adsorption dépend des conditions du milieu (réductrices ou oxydantes). En effet, dans les conditions réductrices du milieu des quantités importantes de phosphore stockées dans les sédiments sont remobilisées dans la colonne d'eau. En revanche, en conditions oxydantes, le phosphore subit une sédimentation et enrichit la phase solide. Ces processus peuvent être contrôlés par les oxydes de fer, d'aluminium et leurs complexes organiques (Hinkle *et al.*, 2015).

#### **1.2.2.1.2.1.Source des nutriments phosphorés**

Les composés phosphatés présents dans les eaux sont essentiellement d'origine anthropique (Traoré, 2016). Ils proviennent des matières fécales humaines ou animales (Martinelli, 1999), des rejets domestiques (eaux usées), industriels (industries agro-alimentaires, ateliers de traitement de surface, laveries) et agricoles (engrais, pesticides). Certaines activités spécifiques (industries, exploitations des mines de phosphates) et l'usage de savons pour les activités domestiques peut également être une source de phosphore.

#### **1.2.2.1.2.2.Effet des nutriments phosphorés sur la qualité de l'eau**

Le phosphore contribue considérablement au développement des algues (Kim *et al.*, 2017). Par la suite, le milieu s'appauvrit en oxygène lorsque la respiration des organismes vivants et la décomposition deviennent des processus majeurs par rapport à la production d'oxygène par photosynthèse. Ainsi, le milieu aquatique devient anoxique. Ce phénomène peut être amplifié par la multiplication de macrophytes flottant comme les lentilles d'eau qui par auto-ombrage, limite la pénétration de la lumière dans l'eau.

Le phosphore est capable d'amplifier la multiplication des algues dans les réservoirs et les grosses canalisations avec comme conséquence des surcoûts importants pour la production d'eau potable (Cousin, 2007). Aussi, les rejets de phosphore en excès dans les eaux peuvent être très néfastes pour les écosystèmes aquatiques puisqu'il s'agit d'un facteur important dans

le développement des cyanobactéries (Kim *et al.*, 2017). Ces micro-organismes peuvent constituer des blooms (proliférations massives) colorant dans les eaux (vert, rouge) dont la couleur va dépendre des pigments synthétisés et induire des nuisances olfactives qui sont liées à la décomposition des cyanobactéries (Zamyadi *et al.*, 2012). Aussi, elles sont capables de créer des problèmes lors des étapes de coagulations et des cycles de filtration pour le traitement des eaux brutes destinées à la consommation humaine (Ritson *et al.*, 2014). Par ailleurs, les phosphates participent à la diminution de la dureté de l'eau et facilitent l'émulsion des huiles et des graisses. Ils maintiennent également les salissures en suspension dans l'eau.

#### 1.2.2.2. Sulfate et cations majeurs dans l'eau de surface

La minéralisation de la plupart des eaux est largement dépendante des particules dissoutes dominée par huit ions majeurs, parmi lesquels figurent quatre cations ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ ) et l'anion ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Ces ions majeurs sont des descripteurs de base de la qualité de l'eau et permettent de décrire la conductivité de l'eau qui est l'expression de la minéralisation totale des eaux (Rakotondrabe *et al.*, 2018). Le sulfate est naturellement présent dans les eaux de surface sous forme de  $\text{SO}_4^{2-}$ . Il résulte du dépôt atmosphérique et de la lixiviation de composés soufrés. Il provient d'une part des minéraux sulfatés (gypse) ou d'autre part des minéraux sulfurés (pyrite) issus de roches sédimentaires (Goné, 2001). Le  $\text{SO}_4^{2-}$  est la forme stable et oxydée du soufre. Il est facilement soluble dans l'eau (à l'exception des sulfates de plomb, de baryum et de strontium qui précipitent). Les rejets industriels et les précipitations atmosphériques peuvent également ajouter des quantités importantes de sulfate dans les eaux de surface. Le sulfate peut être utilisé comme source d'oxygène par les bactéries qui le convertissent en sulfure d'hydrogène ( $\text{HS}^-$ ) dans des conditions anaérobies. La végétation en décomposition est également une source importante de production des ions  $\text{SO}_4^{2-}$  issus de l'activité biologique. Les ions calcium, magnésium, sodium et potassium sont issue principalement de l'altération des roches (Rakotondrabe *et al.*, 2018). La présence des ions  $\text{Ca}^{2+}$  dans l'eau est liée principalement à deux origines naturelles qui sont la dissolution des formations carbonatées ( $\text{CaCO}_3$ ) et la dissolution des formations gypseuses ( $\text{CaSO}_4$ ).

Les origines de  $\text{Mg}^{2+}$  sont comparables à celle du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium (magnésite ( $\text{MgCO}_3$ ) et dolomite  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ). Leur mise en solution est liée aux attaques par les acides minéraux (acide nitrique, l'acide nitreux), les acides organiques et d'autres acides sécrétés par les micro-organismes dans les couches superficielles du sol.

Le potassium provient de l'altération des formations silicatées (gneiss, schiste), des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). Les cations  $K^+$  et  $Na^+$  ont aussi une origine atmosphérique et floristique (Biémi, 1992). L'évolution de la minéralisation des eaux de surface par les cations est irrégulière (Yapo *et al.*, 2008).

Les principaux problèmes associés aux teneurs élevées de sulfates dans l'eau potable sont l'irritation gastro-intestinale et le mauvais goût de l'eau (OMS, 2017). Une eau contenant une valeur élevée de sulfates produira des effets laxatifs chez l'homme. Ainsi, la valeur de sulfate recommandée à cet effet pour l'eau de boisson est de 250 mg/L (OMS, 2017).

Dans plusieurs aspects de la chimie des eaux, le calcium et le magnésium ont des comportements et des effets similaires tels que leur contribution à la dureté totale des eaux, l'utilisation excessive des lessives et la cuisson difficile des légumes (Rakotondrabe *et al.*, 2018). En ce qui concerne le magnésium, il facilite également la digestion et est aussi un élément tonifiant des muscles (Sengupta, 2013). Par ailleurs, sa carence peut augmenter la contractilité des vaisseaux sanguins (Yang, 1998). Bien qu'aucun effet indésirable significatif ne soit documenté pour un apport excessif en magnésium par la directive de l'OMS (2018) pour l'eau potable, il a été montré que la consommation de magnésium au-dessus des besoins corporels est particulièrement dangereuse pour des personnes atteintes de cancer (Castiglioni & Maier, 2011). Aussi selon Chandra *et al.* (2018), l'apport accru de sels de Mg est un facteur causal potentiel de diarrhée. À l'inverse, certains auteurs ont montré qu'il existe un effet protecteur significatif de l'apport en magnésium de l'eau potable sur le risque de maladie cérébrovasculaire (Yang, 1998 ; Sengupta, 2013).

L'eau potable peut contribuer à 10 % dans l'apport total de sodium pour les patients sous régime restreint en sodium. Une teneur élevée de sodium dans les eaux de boisson est susceptible d'entraîner l'hypertension chez les personnes prédisposées (Hoffman, 1988).

Concernant le potassium (K), l'organisation mondiale de la santé est d'avis qu'il est peu probable que des effets néfastes sur la santé liée à son apport élevé dans l'eau potable se produisent chez un être humain en bonne santé. Cependant, Goshman *et al.* (1985) évoquent des risques pour le patient rénal en raison de lésions rénales préexistantes. Aussi selon Daramola *et al.* (2019), l'insuffisance cardiaque, l'oppression thoracique, la diarrhée, les nausées, les vomissements et l'essoufflement ont été identifiés comme un risque probable pour la santé dû à l'apport excessif de K. Toutefois, l'OMS (2009) a déclaré que les ensembles de



données disponibles ne sont pas suffisants pour établir une limite supérieure de K dans l'eau potable.

### **1.2.3. Matières organiques**

#### **1.2.3.1. Source et effet**

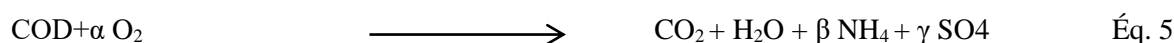
Deux origines sont connues pour la matière organique (MO) des hydrosystèmes : une origine autochtone (produite dans le plan d'eau) et une origine allochtone (transportée depuis le bassin versant). La première citée provient des activités microbiennes, de la production phytoplanktonique et de la décomposition des macrophytes dans le milieu aquatique (Yéo, 2015). La seconde peut être ponctuelle ou diffuse. Les sources ponctuelles de matière organique sont principalement d'origine animale et humaine. Ainsi, la MO provient de plusieurs sources telles que les déchets domestiques (ordures ménagères, excréments), les rejets agricoles (lisiers), les rejets industriels (papeterie, tanneries, abattoirs, laiteries, huileries, sucreries, etc.) ou les forêts (Gourlay, 2004). Les sources diffuses sont liées aux sols. Ces derniers emmagasinant une quantité très importante de matière organique (fumier et lisier, etc.) sont susceptibles d'être transportée par ruissellement de surface au milieu aquatique.

Dans les eaux de surface, une augmentation de la quantité en matière organique (MO) suscite une augmentation de la concentration en carbone organique dissous. Ainsi, la teneur en carbone organique est en relation linéaire avec la quantité de matière organique (Périé & Ouimet, 2008). Suite à cette augmentation de la teneur en MO dans l'eau, une élévation des sous-produits de désinfection (SPD), tels que les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques dans les eaux distribuées est possible (Delpla & Rodriguez, 2017).

Les taux de décomposition et de solubilisation de la matière organique dissoute sont favorisés lorsque la température est élevée. Ainsi, l'augmentation de la température pourrait alors entraîner un changement de la solubilité et de la nature de la matière dissoute. Par ailleurs, une dominance des fractions hydrophiles peut rendre difficile l'élimination par coagulation lors d'un traitements classiques.

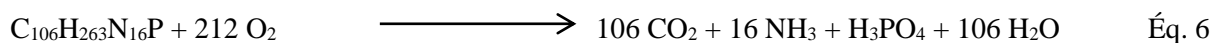
L'augmentation de la matière organique (MO) dans les eaux est généralement observée après les précipitations (Ritson *et al.*, 2014). En effet, les fortes précipitations peuvent mobiliser et lixivier des substances solubles et particulaires dans les eaux de surface par le biais du ruissellement. Ces changements dans la qualité de l'eau brute peuvent poser plusieurs problèmes pour le traitement de l'eau. Il s'agit de l'encrassement et du blocage de la membrane, de l'augmentation du dosage du produit chimique (par exemple, une augmentation des doses de

coagulant et de désinfectant, des ajustements de pH) et une réduction de la durée de filtre (Ritson *et al.*, 2014). Tous ces problèmes nécessitent des ajustements de traitement qui pourraient entraîner une augmentation importante des coûts opérationnels. La présence de matière organique en grande quantité peut perturber de façon importante la qualité des eaux telles que la diminution du pH, de la concentration en oxygène dissous et l'augmentation de la teneur en gaz CO<sub>2</sub> des lacs (Nghiem *et al.*, 2011). En effet, la réduction du pH peut être liée à la production des gaz CO<sub>2</sub> et SO<sub>4</sub> dans le processus de décomposition du carbone organique au fond des lacs. Ces gaz peuvent se transformer en acide (HCO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) par des réactions chimiques qui ont lieu dans le cours d'eau (Chen *et al.*, 2016). Selon les mêmes auteurs, ce processus de décomposition du carbone organique dans l'eau peut être représentée par l'équation suivante :



Où : COD correspond au carbone organique dissous ;  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\gamma$  sont des coefficients stœchiométriques.

La minéralisation de la matière organique des végétaux par les micro-organismes fait consommer l'oxygène et produire l'azote et le phosphate généralement sous la forme d'ions ammonium et orthophosphates (Redfied, 1958). L'équation qui régit cette réaction (Equation 6) est donnée ci-après :



### 1.2.3.2. Quantification de la charge organique

La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) et la demande chimique en oxygène (DCO) sont deux méthodes généralement utilisées dans l'évaluation de la quantité de matière organique présente dans l'eau de surface. Ces deux méthodes se basent sur la différence entre la teneur en oxygène dissous initiale et la teneur en oxygène dissous finale après oxydation de la matière organique présente dans un échantillon d'eau.

#### 1.2.3.2.1. Demande biochimique en oxygène

La mesure de la DBO<sub>5</sub> permet d'évaluer la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau (Chatanga *et al.*, 2019). En effet, cette matière organique constitue leur source de carbone (graisses, hydrates de carbone, tensioactifs). Il est donc primordial d'évaluer cette pollution organique afin de jauger la capacité de dégradation naturelle ou d'autoépuration du milieu. L'indicateur communément utilisé est la DBO<sub>5</sub> qui correspond à la quantité d'oxygène (exprimée en mg/L) nécessaire aux micro-organismes décomposeurs pour dégrader

et minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans un litre d'eau polluée, à l'abri de la lumière et de l'air ; on parle alors de la DBO<sub>5</sub> (Moussa, 2005). Plus la DBO<sub>5</sub> est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée (Yao, 2009). Selon Rodier (2009), la DBO<sub>5</sub> est utilisée pour établir un classement qualitatif des eaux et définir l'altération du milieu par les matières organiques biodégradables (tableau II).

Tableau II : Qualité des eaux en fonction des valeurs de la demande biochimique en oxygène (Rodier, 2009)

Valeurs de DBO <sub>5</sub> (mg.O <sub>2</sub> /L)	Qualité
DBO <sub>5</sub> < 3	Très bonne
3 < DBO <sub>5</sub> < 5	Bonne
5 < DBO <sub>5</sub> < 8	Moyenne
DBO <sub>5</sub> > 8	Mauvaise, voire très mauvaise

#### 1.2.3.2.2. Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales (exceptés quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques. La différence entre la DCO et la DBO<sub>5</sub> est due aux substances qui ne peuvent pas être décomposées biologiquement.

Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> permet d'évaluer le caractère biodégradable de la matière organique et le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO permet de caractériser la nature de la pollution d'un effluent. Les différentes conclusions de ces rapports sont consignées dans le tableau III.

Tableau III : Récapitulatif des interprétations des rapports DCO/DBO<sub>5</sub> et DBO<sub>5</sub>/DCO (Yéo, 2015)

$r = \text{DCO}/\text{DBO}_5$	Interprétation	$r = \text{DBO}_5/\text{DCO}$	Interprétation
$r < 3$	Effluent facilement biodégradable	$r \geq 0,5$	Effluent à dominance organique facilement biodégradable
$r > 5$	Effluent difficilement biodégradable	$0,3 < r < 0,4$	Effluent présentant des caractéristiques d'eaux usées domestiques facilement biodégradable
$2 < r < 2,6$	Effluent moyennement biodégradable	$r < 0,1$	Effluent à dominance chimique très chargé en polluants non biodégradables

#### 1.2.4. Paramètres microbiologiques

La contamination microbienne est l'un des principaux problèmes liés à la qualité de l'eau, en particulier dans les pays en développement (Anonyme 2, 2006). L'analyse microbiologique des eaux permet d'apprécier le risque dû à ces micro-organismes. La protection et la surveillance des sources d'eau dans les zones à prédominance agricole sont importantes en raison de leur utilisation dans l'irrigation des cultures de produits frais et comme source d'eau potable (Ridley *et al.*, 2014). En effet, le dépôt de matières fécales qui pourraient potentiellement héberger des agents pathogènes entériques sur les cultures à travers l'eau d'irrigation présente un grave risque pour la santé. D'autre part, leur omniprésence due à l'activité biologique naturelle fait qu'ils sont souvent retrouvés dans les eaux, y compris l'eau potable. Leur présence dans les eaux potables est due à un manque de protection des ressources, conjugué à un traitement défaillant ou inexistant de l'eau ou encore à une faille dans le circuit de distribution. Par conséquent, vu que certaines sources environnementales sont potentiellement à l'origine d'infections nosocomiales, la maîtrise de l'environnement aquatique devient indispensable pour protéger la population.

L'analyse des eaux des lacs Dohou et Guessabo concerne non seulement des indicateurs tels que les coliformes totaux, les entérocoques mais également des agents pathogènes comme les *Escherichia coli* (*E. coli*) et les salmonelles. L'*Escherichia coli* est un indicateur microbiologique efficace de la contamination fécale récente de l'eau pour plusieurs raisons.

L'une d'entre elles est relative à sa présence en grand nombre dans les fèces mais aussi à son absence dans une eau non contaminée. A cela s'ajoute sa lente inactivation et destruction, en plus de ce qu'il est relativement facile à détecter. Par ailleurs, toutes les bactéries *E. coli* ne sont pas dangereuses, mais certaines souches telles que O157 : H7 sont responsables de diarrhées sanglantes et de crampes abdominales graves (Shamimuzzaman *et al.*, 2019).

Quant aux entérocoques, leurs avantages en tant qu'indicateurs résident d'une part dans leur incapacité à se multiplier dans l'environnement aquatique et de leur résistance au traitement et, d'autre part de leur survie dans les eaux supérieures à celles des coliformes (Haslay & Leclerc, 1993).

La présence de coliformes fécaux dans l'eau est un présage d'agents pathogènes responsables de la dysenterie, tels que *Salmonella* ou *Shigella*. La salmonelle est également responsable de la salmonellose et de la fièvre typhoïde (Barakat *et al.*, 2018). Par ailleurs, la détection de coliformes totaux n'indique pas nécessairement la présence de déchets humains et animaux dans un échantillon d'eau en raison de la présence naturelle de ces bactéries dans l'environnement des pays tropicaux et de certains pays tempérés (Barakat *et al.*, 2018).

Le taux de dégradation de *E.coli* augmente considérablement avec l'intensité lumineuse (Chan *et al.*, 2015). En effet, la lumière visible agit sur l'oxygène dissous par la formation d'oxygène singlet qui est toxique pour les bactéries. Cette diminution de concentration en bactéries d'une eau dépend de la nature des bactéries et de leur état physiologique. Elle dépend également de certains facteurs environnementaux comme la rareté des nutriments, la température, le stress osmotique et la lumière visible (Barcina *et al.*, 2006 ; Wu *et al.*, 2016). Généralement, une température basse, la présence de peu de nutriments, un stress osmotique important et une grande luminosité sont les conditions idéales à un abaissement rapide des concentrations bactériennes (Wu *et al.*, 2016). Le rayonnement solaire a aussi un effet néfaste sur la persistance des bactéries. En effet, la lumière du soleil est considérée comme un facteur de stress majeur des bactéries (Shamimuzzaman *et al.*, 2019).

Des organismes indicateurs fécaux tels que *E. coli* et les entérocoques sont susceptibles de survivre et de repousser dans les sédiments après avoir été rejetés dans l'environnement (Anderson *et al.*, 2005). Dans les conditions favorables, ces derniers peuvent être remis en suspension suites à des turbulences causées par les activités sur des sites d'eaux peu profondes. Selon Jin *et al.* (2004), les entérocoques sont plus stables que les *E. coli* dans des eaux saumâtres et souligne que le phénomène contraire est observé dans les eaux douces.

Les concentrations de bactéries d'origine humaine dans les eaux de surface dépendent de plusieurs facteurs. Il s'agit principalement du nombre de bactéries dans les matières fécales d'origine humaine, de la densité de population, des infections prévalant dans la population et des voies de pénétration dans l'eau (Anonyme1, 2006). De source humaine, les agents pathogènes atteignent les eaux de surface à partir des plusieurs sources. Il s'agit des sites de défécation à ciel ouvert par ruissellement ou par les systèmes d'assainissement, des trop-pleins d'eaux usées non traitées et les rejets de (partiellement) eaux usées traitée (Barakat *et al.*, 2018).

Les bactéries de la famille *Salmonella* peuvent causer diverses infections chez l'homme suite à l'ingestion de produits carnés contaminés ou d'eau contaminée. Il s'agit de gastro-entérites, de fièvres typhoïdes, de méningites ou d'ostéites (Wood *et al.*, 1991). Cependant, la présence de germes pathogènes pour l'homme dans l'eau ne signifie pas que les personnes en contact avec cette eau seront infectées malgré leurs caractères nocifs sur la santé. En effet, l'infection est liée à l'association de plusieurs facteurs. Il s'agit de la nature et de la concentration des germes pathogènes présents dans l'eau, de la voie de transmission et de la réceptivité de l'hôte (état de santé général des personnes, sensibilité, âge, immunodéficience).

#### **1.2.5. Métaux lourds**

Du point de vu chimique, les métaux lourds sont des métaux de haut poids moléculaire et de masse volumique supérieure à  $5 \text{ g/cm}^3$  (Callender, 2003). Cette définition prend en compte quarante et un métaux et cinq métalloïdes. Certains métaux toxiques ne sont pas " lourds " au sens du terme (le zinc). Aussi, aux termes « *métaux lourds* » est associé un métalloïde comme l'arsenic par abus de langage (Miquel, 2001). Ils sont aussi désignés sous le vocable *éléments traces métalliques* (ETMs) en raison de leurs faibles concentrations dans la croûte terrestre. Les éléments mercure (Hg), plomb (Pb) et cadmium (Cd) concilient mieux le langage populaire et l'exactitude scientifique.

Les principaux paramètres physico-chimiques contrôlant la mobilité des ETMs dans le milieu naturel sont les suivants : la salinité, le pH, le Eh, la concentration et la nature des ligands. Le pH est considéré comme la variable majeure influençant le comportement des ETMs dans les systèmes aquatiques (Skerfving & Bergdahl, 2015). Il est contrôlé par la capacité tampon du milieu et par l'activité biologique. A pH acide, les cations métalliques adsorbés à la surface de la matière organique, des particules d'argile et des oxydes de fer et de manganèse sont relargués dans la phase dissoute par compétition entre les cations et les protons (Salomons & Förstner, 1984). Inversement, une augmentation de pH favorise l'adsorption des ETMs en diminuant la concurrence sur ces mêmes sites réactionnels entre les protons et les ions

métalliques. Quant au potentiel d'oxydo-réduction qui est en partie contrôlé par la teneur en oxygène dans l'eau interstitielle, sa variation dans la colonne d'eau et dans les sédiments peuvent fortement affecter la mobilité des ETMs. Généralement, en absence de sulfures, les conditions anoxiques, réductrices, entraînent la solubilisation des oxydes de Fe et de Mn ainsi que les ETMs qui y étaient adsorbés ou co-précipités (Butler, 2011) et augmente donc leur mobilité. En revanche, les conditions oxiques, oxydantes, favorisent la décomposition de matière organique et l'oxydation des sulfures ainsi que la libération dans la colonne d'eau des ETMs qui y sont associés (Butler, 2011 ; Skerfving & Bergdahl, 2015).

Aussi, la présence des complexants dans les eaux interstitielles influence fortement la mobilité des ETMs. Ces complexants peuvent être organiques ou inorganiques et forment avec les ETMs des complexes stables. Ils peuvent être solubles et favorisent le transfert et le maintien des ETMs en solution. Les organismes vivants, particulièrement le macrobenthos, par leurs différentes activités (creusement des galeries et de terriers, remaniement et ingestion du sédiment, etc.) à l'interface eau-sédiment ou dans les couches supérieures du sédiment participent au contrôle des paramètres physico-chimiques de la colonne sédimentaire. Les ETMs présentent une rémanence environnementale importante du fait de leurs aptitudes à incorporer les sédiments, les eaux, les matières en suspension et les êtres vivants (Nienchesk & Baumgarten, 2000). Ainsi, ils constituent un enjeu de santé publique du fait de leurs forts effets sur la santé humaine. Nous étudierons huit parmi lesquels quatre non-essentiels (Hg, Cd, Pb, As) et quatre essentiels (Zn, Cu, Mn, Fe) à faible concentration.

#### 1.2.5.1. Métaux non-essentiels

Le plomb, l'arsenic, le cadmium et le mercure ne sont pas exigés pour le cycle biologique et sont fortement toxiques à l'état de trace (Sunda, 1989 ; Vazquez *et al.*, 1999).

##### 1.2.5.1.1. Plomb (Pb)

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4% des émissions totales et se font essentiellement sous forme inorganique (Nriagu, 1979). Le Pb a deux états d'oxydation ( $Pb^{2+}$  et  $Pb^{4+}$ ). Son état divalent plus stable dans l'environnement forme facilement des complexes avec les carbonates dans les eaux naturelles en raison de son domaine de pH compris entre 6 à 8 unités (Hem, 1972). Toutefois dans les eaux acides, il est associé aux sulfates ( $PbSO_4$ ), alors que pour les eaux à pH élevés (plus de 8 unités), il se trouvera sous forme de complexe avec des hydroxydes.

L'hydrosolubilité du plomb dépend de la salinité, de l'acidité et de la dureté de l'eau. En effet, plus l'eau est douce et acide, plus celui-ci est soluble. Ce métal est présent dans l'eau douce sous différentes formes : une forme ionisée (forme minérale) dans les eaux acides et douces et sous forme tétra-alkylée (forme organique). De façon générale, les sels de plomb sont peu solubles. Ils se complexent rapidement dans les sols et les sédiments ou forment des précipités dans l'eau en présence de certains ions (Beck, 2011).

La quasi-totalité du plomb présent dans les tissus des poissons est capté par les branchies. Puis, il se distribue dans le foie, les reins et les os, mais très peu, en proportion, dans les muscles (Mahboob *et al.*, 2016).

Les émissions de cet élément sont notamment liées aux activités anthropiques. Les principales sources et voies d'exposition au plomb sont présentées à la figure 2. D'autres matériaux sont susceptibles d'émettre dans l'eau des quantités significatives de plomb. Il s'agit des alliages de cuivre, de l'acier galvanisé, des soudures dites à l'étain utilisées pour assembler les réseaux en cuivre et même le PVC stabilisé avec des sels de plomb qui comportent respectivement 5 %, 1 % et 60 % de plomb (Skerfving & Bergdahl, 2015).

L'eau douce et acide a le potentiel de dissoudre le plomb du système de distribution. Ainsi, le type de chloration peut affecter la libération de plomb (Jean Brown *et al.*, 2011). Le plomb a des effets sur la santé humaine. Les concentrations élevées du plomb dans l'eau de robinet sont particulièrement préoccupantes pour les bébés nourris au biberon. En effet, l'exposition humaine au Pb peut entraîner des lésions neurologiques et rénales (Skerfving & Bergdahl, 2015). Il peut causer des troubles d'anémie, d'hypertension artérielle, des dommages vasculaires et intestinaux. Il peut également causer un retard dans le développement neurocomportemental et la stérilité masculine (Plumlee & Ziegler, 2007 ; Bosch *et al.*, 2016). Néanmoins, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 2006) a déclaré qu'il existe des preuves limitées de cancérogénicité pour l'homme de l'exposition au plomb, mais des preuves suffisantes chez les animaux. Par conséquent, il l'a classé comme probablement cancérogène pour l'homme (groupe 2A).



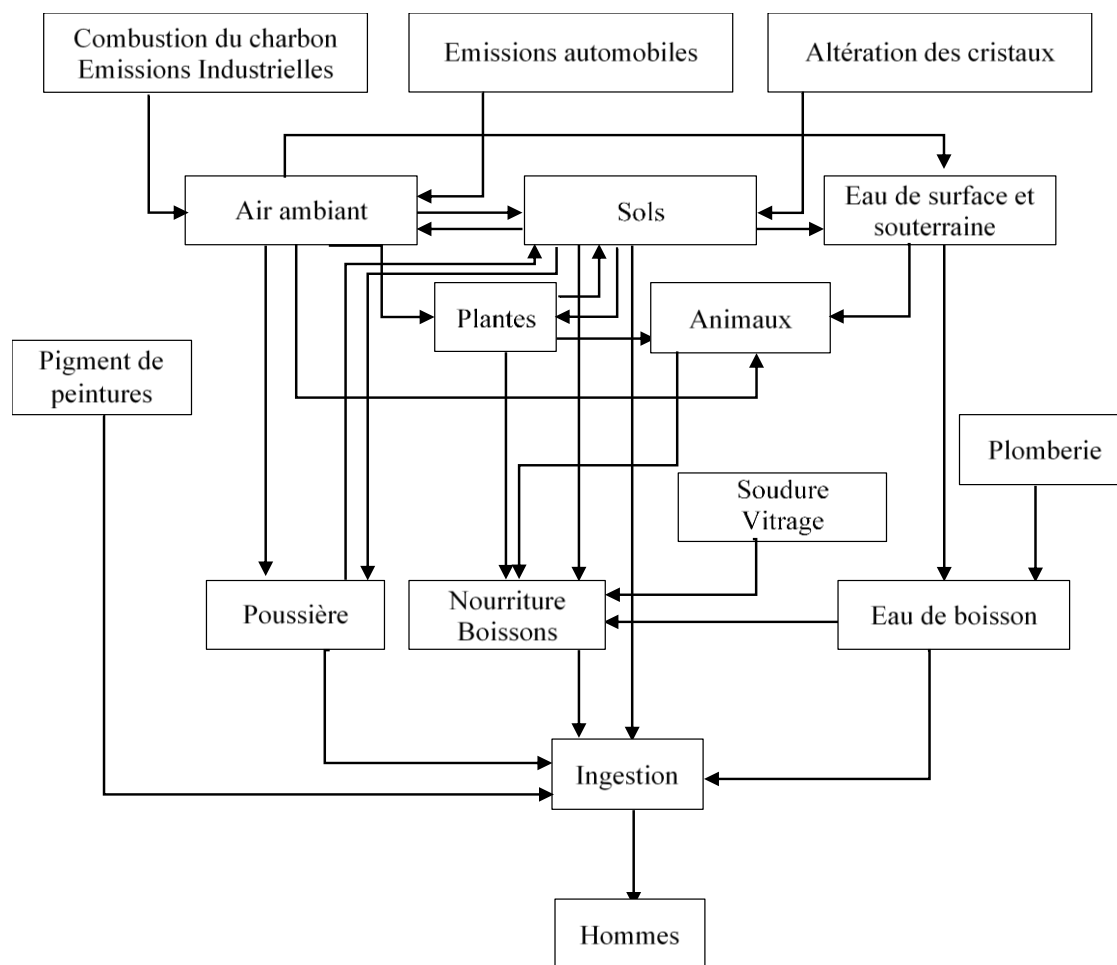


Figure 2 : Sources et voies d'exposition au plomb dans la population générale (Skerfving & Bergdahl, 2015) modifiée

#### 1.2.5.1.2. Cadmium (Cd)

Le cadmium est un métal blanc, mou et malléable qui ternit au contact de l'air (Callender, 2003). Son comportement physico-chimique est proche de celui du mercure. Il se combine très facilement avec le soufre minéral et organique. Le cadmium à l'état métallique n'est pas soluble dans l'eau, mais ses sels le sont plus ou moins (Nordberg *et al.*, 2015b). La solubilité du cadmium dans l'eau dépend de sa spéciation et du pH. Les sulfites ( $\text{CdS}$ ), les carbonates ( $\text{CdCO}_3$ ) et les oxydes ( $\text{CdO}$ ) de cadmiums sont insolubles dans l'eau. Aussi, leur solubilité n'est pas connue dans les liquides biologiques. Par contre, les sulfates ( $\text{CdSO}_4$ ) et les nitrates ( $\text{Cd(NO}_3)_2$ ) de cadmium sont très hydrosolubles.

Dans les eaux naturelles riches en matières en suspension, le Cd se trouve principalement dans les sédiments de fond et les particules en suspension. La concentration dans la phase aqueuse est faible (Li *et al.*, 1984 ; Nordberg *et al.*, 2007). Les concentrations de cadmium dans les eaux naturelles non polluées sont généralement inférieures à  $1 \mu\text{g/L}$ .

L'adsorption du Cd dans la fraction solide est considérée comme un enjeu majeur pour expliquer la concentration de cet élément dans les eaux naturelles (Lum, 1987 ; Yao & Kouassi, 2015). Dans les milieux oxygènes, les processus d'adsorption/désorption contrôlent principalement la partition du cadmium entre phases dissoute et particulaire (Gonzalez *et al.*, 2001) tandis qu'en milieux anoxiques, le cadmium précipite sous forme de sulfures (CdS). Le cadmium peut être accumulé sous conditions d'anoxie et en présence de composés sulfurés sous forme de sulfure insoluble (Chaillou *et al.*, 2002). Cette situation permet d'expliquer son accumulation dans la phase solide des sédiments.

Les sources de Cd dans l'eau sont les piles alcalines, les industries minière et plastique. Aussi, en raison de sa capacité à protéger les produits en fer contre la rouille, le Cd est utilisé pour les enduire par galvanoplastie. En effet, les pièces cadmiées pour les automobiles sont plus résistantes à la rouille que les objets zingués (Nordberg *et al.*, 2007). Le cadmium est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre, ainsi que dans des phosphates naturels. Il est obtenu comme sous-produit du raffinage du zinc et d'autres métaux, en particulier le cuivre et le plomb. Dans l'eau, il peut aussi provenir de l'érosion naturelle, du lessivage des sols, des engrais agricoles ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels (Chatterjee *et al.*, 2007). Le cadmium a de multiples utilisations notamment dans les écrans de télévision, les barres de contrôles des réacteurs nucléaires et les colorants. Il entre également dans la composition de nombreux alliages à bas point de fusion (soudures, brasures) et sert à la fabrication de certaines batteries d'accumulateurs (Nordberg *et al.*, 2015b).

Très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques), le cadmium est l'un des rares éléments n'ayant aucune fonction connue dans le corps humain ou chez l'animal (Vazquez *et al.*, 1999 ; Zhang *et al.*, 2020). Le taux d'absorption du cadmium est directement lié à la forme chimique et est fonction de la solubilité. Ce taux d'absorption peut augmenter lors de carences alimentaires en calcium, en fer, en zinc, en cuivre ou en protéines (Kippler *et al.*, 2007 ; Reeves & Chaney, 2008 ; Barregard *et al.*, 2010). L'absorption par voie cutanée est faible (Webster, 1978). Le cadmium interfère dans le processus métaboliques des plantes et peut se bioaccumuler dans les organismes aquatiques (Onkar & Sulochana, 2015). Cependant, les facteurs de bioconcentration (BCF) pour le cadmium sont plus élevés pour les producteurs primaires que pour les poissons (INERIS, 2014). Chez les poissons, le cadmium est retrouvé en très grandes quantités dans le foie. La teneur musculaire est bien moindre.

Il peut causer des troubles suite à une exposition à long terme chez les humains. Ce sont les lésions pulmonaires, l'hypertension artérielle, la maladie tubulaire rénale chronique, la maladie

qui se manifeste par des troubles osseux et probablement le cancer (Miquel, 2001 ; Plumlee & Ziegler, 2007 ; Nordberg *et al.*, 2015a).

### 1.2.5.1.3. Mercure (Hg)

Le mercure est le seul métal liquide à température ambiante. Le cinabre (HgS) est le minerai principal. Il est faiblement soluble dans l'eau (Berlin *et al.*, 2015). Le mercure s'obtient à partir de HgS par le procédé décrit par les équations 7 et 8 :



Les composés à base de mercure se regroupent en deux familles que sont le mercure métallique ou inorganique (ions mercurés  $\text{Hg}_2^{2+}$  et mercuriques  $\text{Hg}^{2+}$ ) et le mercure organique. En milieu oxydant, le mercure s'oxyde très facilement passant de l'état métallique (Hg) à l'état ionisé ( $\text{Hg}^{2+}$ ). Cette forme divalente donne des complexes stables en s'associant facilement avec certains anions. Il s'agit des chlorocomplexes ( $\text{HgCl}_4^{2-}$ ,  $\text{HgCl}_2$ ,  $\text{HgCl}_3^-$ ,  $\text{HgCl}_4^{2-}$  et  $\text{HgCl}^+$ ), des thiocyanatocomplexes ( $\text{Hg}(\text{SCN})_4^{2-}$ ), des cyanocomplexes ( $\text{Hg}(\text{CN})_2$  et  $\text{Hg}(\text{CN})_4^{2-}$ ) et des hydroxocomplexes ( $\text{Hg}(\text{OH})^+$  et  $\text{Hg}(\text{OH})_2$ ). En présence de composés organiques, le mercure divalent forme des composés organo-mercuriques ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ,  $\text{C}_2\text{H}_5\text{Hg}^+$ ).

Le méthyl mercure (MeHg) est particulièrement stable alors que le diméthyl (EtHg), volatil, l'est beaucoup moins (Cossa *et al.*, 1990). Le MeHg se forme naturellement dans les environnements aquatiques et terrestres à partir du mercure élémentaire et de l'ion mercurique. La méthylation est susceptible de se produire dans les couches sédimentaires supérieures des fonds marins ou lacustres en milieu anaérobie (Berlin *et al.*, 2015). Le MeHg formé est rapidement absorbé par les organismes vivants dans le milieu aquatique et difficilement excrétée par les organismes vivants. L'une des principales voies permettant l'entrée du mercure dans la chaîne alimentaire est l'ingestion du méthyl-mercure (au moins 90 %), notamment par les organismes inférieurs et les poissons (Tarras-Wahlberg *et al.*, 2001).

Le mercure dans l'environnement peut provenir de sources naturelles et anthropogéniques. Sans être exhaustive, les principales sources anthropogéniques du Hg dans l'eau sont l'agriculture, la peinture, les appareils électriques, les produits pharmaceutiques, la photographie et les poudres détonantes. Les exploitations minières, la combustion des déchets et combustibles fossiles sont également d'autres sources (Eko, 2005 ; Yazidi *et al.*, 2017).

La toxicité du mercure est liée à ses propriétés intrinsèques. La contamination par le mercure peut causer des pharyngites, des gastroentérites, des néphrites, des troubles de la circulation sanguines ou des dépôts au niveau des neurones (Nordberg *et al.*, 2015a). Il a également des effets toxiques sur le système cardio-vasculaire (Carmignani *et al.*, 1992 ; Soni *et al.*, 1992).

#### **1.2.5.1.4. Arsenic (As)**

L'arsenic est un métabolite au comportement chimique intermédiaire entre les métaux et les non-métaux. Dans l'environnement, il se trouve sous forme de composés organiques et inorganiques dans son état trivalent ou pentavalent. Dans les eaux douces non-polluées sa concentration varie entre 1 et 10 µg/L (Mandal, 2002). Toutefois, les concentrations observées peuvent être différentes selon qu'il s'agit d'eaux souterraines, de rivières ou d'estuaire, et selon la nature du sol traversé (Welch *et al.*, 1988 ; Fowler *et al.*, 2015). L'arsenic présent dans les sols et les eaux est majoritairement d'origine géologique. A un degré moins, il provient de contaminations d'origine anthropique liées à l'agriculture (pesticide à base d'arsenic utilisé en tant qu'herbicides ou insecticides), aux terrils miniers, aux fonderies et aux retombés atmosphériques (Smedley & Kinniburgh, 2002).

L'arsénopyrite (FeAsS) est le principal minéral porteur de l'arsenic. Il se rencontre dans le gisement associé à l'exploitation de l'or, de zinc et de cuivre, raison pour laquelle l'arsénopyrite est un marqueur de gisement d'or (Bonnemaison, 2005). Une autre origine est la réduction bactérienne des oxydes de fer. En effet, des bactéries ferriréductrices de sédiments peuvent dissoudre les oxydes de fer porteur d'arsenic en réduisant Fe<sup>3+</sup>, et libérant les Fe<sup>2+</sup> et As (III)-As (V) dans l'eau (Bonnemaison, 2005).

Les principales utilisations actuelles de l'arsenic sont les pesticides. Sans être exhaustif, l'arséniate de plomb (Pb<sub>2</sub>(AsO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>), l'arséniate de calcium Ca<sub>2</sub>(AsO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>, l'arsénite de sodium, l'arséniate monosodique, l'acide arsenic et le paxite (CuAs<sub>2</sub>) sont utilisés comme pesticides. L'arsenic est également utilisé comme agent bronzant ou décolorant dans la fabrication du verre (anhydride arsénieux (As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)) et à traiter le bois (l'arséniate de cuivre et de chrome) ou à conserver les aliments (Fowler *et al.*, 2015). Il est également utilisé comme sémi-conducteur (arséniure de gallium (GaAs)) (IARC, 2006). Aussi, dans l'industrie de l'élevage, l'arsenic organique est parfois ajouté aux aliments pour porcs et volailles en tant que médicament antimicrobien (Garbarino *et al.*, 2003). Par ailleurs, l'arsenic élémentaire est utilisé comme additif dans la production de plusieurs alliages pour augmenter la dureté et la résistance à la chaleur.

La voie principale d'exposition à l'arsenic pour la population demeure l'ingestion directe d'eaux contaminées, et dans une moindre mesure la consommation d'organismes ayant concentrés l'arsenic et l'inhalation. L'arsenic dans l'eau potable est susceptible de provoquer des cancers de la vessie, des poumons et de la peau (lésions cutanées et / ou hyperpigmentation avec dépigmentation) chez l'homme. Dans l'eau potable, il est classé comme cancérigène du groupe 1 pour l'homme (IARC, 2004 ; Mao *et al.*, 2010 ; Maden *et al.*, 2011). Une exposition à long terme et à faible dose à l'arsenic ingéré a induit divers symptômes gastro-intestinaux, gastro-entérite, dyspepsie, nausée, diarrhée, anorexie et gêne abdominale (Fowler *et al.*, 2015). Cependant, la dose d'arsenic et la durée d'exposition nécessaires pour induire les effets gastro-intestinaux n'étaient pas bien caractérisées (Debendranath *et al.*, 2000 ; Moore, 2002 ; Haque *et al.*, 2003).

La capacité de méthylation de l'arsenic est associée à un risque d'hypertension liée à l'arsenic (Huang *et al.*, 2007). La toxicité de l'arsenic méthylé diminue lorsque le nombre de groupes méthyl augmente (tableau III). Le fait que As (III) soit plus toxique que As (V) s'expliquerait en grande partie par sa propension à se complexer avec le soufre de nombreuses protéines et à perturber leur fonctionnement en inhibant les enzymes humains. En revanche, des études récentes ont rapporté que As (III) produit des effets anticancéreux dans les cellules leucémiques (Fowler *et al.*, 2015).

Certains poissons et crustacés contiennent des niveaux très élevés d'arsenic organique, souvent sous forme d'arsénobétaïne ((CH<sub>3</sub>)<sub>3</sub>AsCH<sub>2</sub>CO<sub>2</sub>). Néanmoins, l'arsénobétaïne ingéré est éliminé dans l'ordre de 50 à 80 % dans l'urine deux jours après (Fowler *et al.*, 2015). Cependant, les composés méthylés de l'arsenic à l'état d'oxydation III sont autant toxique que l'arsenic inorganique (tableau IV). La répartition de l'arsenic III et V dépend du potentiel redox, du pH et de la charge en matière organique. En effet, une forte teneur en matière organique entraîne une augmentation en As (III) au détriment de As(V) et une faible teneur provoque l'effet inverse (Dobran & Zagury, 2006).

Tableau IV : Quelques formes d'arsenic présent dans l'environnement et leur toxicité (Laperche *et al.*, 2003)

Composé	Formules	Valence	Toxicité
Arsine ou hydrogène arsénié	AsH <sub>3</sub>	0	+ ↑
Monométhylarsine	CH <sub>3</sub> H <sub>2</sub> As	+III	
Diméthylarsine	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> HAs	+III	
Triméthylarsine	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> As	+III	
Arsénite ou acide arsénieux	H <sub>n</sub> AsO <sub>3</sub> (1 < n < 3)	+III	
Arséniate ou acide arséniques	H <sub>n</sub> AsO <sub>4</sub> (0 < n < 3)	+V	

### 1.2.5.2. Métaux essentiels

Les métaux essentiels sont indispensables à la vie animale et végétale (oligo-éléments). Cependant à faibles concentrations, ceux-ci peuvent entraîner des problèmes de carences comme ils peuvent être très nocifs à de fortes concentrations. Le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le manganèse (Mn) et le fer (Fe) font partie des substances nutritives dont les plantes et les animaux ont besoin pour leur développement.

#### 1.2.5.2.1. Cuivre (Cu)

Le cuivre métallique est peu soluble dans l'eau. En revanche, le Cu (II) est l'état d'oxydation le plus abondant et stable dans les environnements hydrophiles et oxydants (Ellingsen *et al.*, 2015). Par ailleurs, le cuivre métallique libère une grande quantité d'ions lorsque l'eau en contact est douce et acide.

Les principaux minerais de cuivre (environ 90% de cuivre exploitables dans le monde) sont la chalcocite (Cu<sub>2</sub>S) et chalcopyrite (CuFeS<sub>2</sub>; minerai de cuivre jaune). D'ailleurs, les apports anthropiques résultent de différentes sources. Il s'agit des activités métallurgiques (de nombreux alliages), de retombées atmosphériques (fumées de houille), de fongicides, d'amendements organiques, de boues de stations d'épuration et de compost d'ordures ménagères (Duchauffour, 1991 ; Yang *et al.*, 2014).

Le cuivre est un contaminant qui accompagne notamment le zinc, le nickel, l'aluminium, le plomb et le cadmium dans les activités métallurgiques des métaux non ferreux (Baize, 1997). Ses composés sont utilisés dans les produits de traitement du bois (fongicides) et comme pigments et agents antisalissure dans les peintures. Ils sont également utilisés comme additifs nutritionnels pour le bétail et comme additifs pour les engrais (Ellingsen *et al.*, 2015).

Le cuivre est absorbé lors de l'alimentation dans le corps humain. L'absorption dépend de la quantité ingérée, de sa forme chimique et de la composition d'autres composants alimentaires tels que le zinc. De plus, l'eau potable peut contribuer de manière significative à l'apport quotidien de cuivre en raison de l'utilisation généralisée de tuyaux en cuivre dans les systèmes d'approvisionnements en eau. Néanmoins, plusieurs auteurs ont montré dans des études épidémiologiques qu'il y a aucun effet gastro-intestinal du cuivre dans l'eau potable lorsque ces concentrations moyennes sont inférieures à 0,6 mg/L (Zietz *et al.*, 2003 ; Pettersson *et al.*, 2007). Toutefois, l'ingestion d'une grande quantité de sels de cuivre (> 4 mg/L) peut provoquer des troubles gastro-intestinaux (Olivares *et al.*, 2001 ; Araya *et al.*, 2001). Dans les cas graves, des effets systémiques peuvent également survenir. Il s'agit notamment d'hémolyse (destruction des globules rouges), de dommages au foie et aux reins. Malgré une forte consommation quotidienne de cuivre pour les personnes concernées, les maladies qui en résultent sont très rares et ne s'expriment que chez des individus prédisposés génétiquement. Cette dernière affirmation est généralisable aux mammifères et oiseaux mais ne s'applique pas aux poissons, beaucoup plus sensibles au cuivre (Beck, 2011) .

#### **1.2.5.2.2. Zinc (Zn)**

La forme la plus fréquente du zinc est le sulfure dans les filons hydrothermaux (ZnS, blende). Il peut être lié à d'autres éléments traces tels que le plomb, le fer et le cuivre (association blende, pyrite, galène, chalcopryrite) (Baize, 1997). Son origine anthropique principale vient de son utilisation dans les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (gouttières, galvanisation du fer, coques des bateaux, anodes sacrificielles,...). Les sources anthropiques secondaires sont d'une part les retombées atmosphériques provenant de combustions de composts urbains, de piles électriques et d'autre part d'aliments pour animaux (Duchauffour, 1991 ; Baize, 1997).

Les formes très hydrosolubles du zinc sont le chlorure de zinc et le sulfate de zinc. Par ailleurs dans les conditions réductrices, ils sont susceptibles de s'hydrolyser en solution pour former un précipité d'hydroxyde de zinc. Son maintien en solution est favorisé par un pH faible (Chen *et al.*, 2016).

Comme tout autre oligo-élément le zinc ne devient toxique qu'à forte concentration. L'ingestion d'aliments ou de boissons contaminées par exposition à des surfaces galvanisées peut provoquer des nausées, des vomissements, des crampes et de la diarrhée. Ces symptômes sont rarement fatals (Chi *et al.*, 2007).

### **1.2.5.2.3. Manganèse (Mn)**

Le manganèse (Mn) est le second métal de transition le plus abondant de la croûte terrestre. Les oxydes, les carbonates et les silicates sont les plus importants parmi les minéraux contenant du Mn (Lucchini *et al.*, 2015). Les sources d'exposition au Mn dans l'environnement sont faibles. Elles sont généralement liées aux émissions industrielles, à l'utilisation de Mn en agriculture (pesticides) et aux additifs de carburants. Le Mn dans les eaux de surface peut s'oxyder ou s'adsorber sur les particules de sédiments et se déposer au fond. Le transport et le partage du Mn dans l'eau de surface sont contrôlés par la solubilité de la forme chimique spécifique présente, qui à son tour est déterminé par le pH, le potentiel d'oxydoréduction et les caractéristiques des anions.

Lorsque le pH est proche de 7, le manganèse contenu dans l'eau est majoritairement sous forme  $Mn^{2+}$  (Miyata *et al.*, 2007). Le manganèse soluble forme des complexes avec les carbonates, les sulfates, les silicates, ou les acides humiques. Dans le processus de traitement d'eau, la dernière cité est particulièrement délicate car l'on est confronté à traiter des eaux très colorées et très riches en manganèse.

Le manganèse ne présente pas de risque majeur pour la santé humaine. D'ailleurs, le manganèse, comme le zinc et le cuivre, est essentiel au développement normal prénatal et néonatal. Il est essentiel pour les humains et les animaux et joue un rôle dans la minéralisation osseuse, le métabolisme des protéines et de l'énergie (Lucchini *et al.*, 2015). Cependant, les travaux de Hafeman *et al.* (2007) sur l'association entre l'exposition au Mn dans l'eau potable et la mortalité infantile ont donné des résultats inquiétants. Ils ont montré que les nourrissons exposés à des concentrations de Mn dans l'eau supérieures ou égales à la norme (OMS, 2004b) de 0,4 mg/L avaient un taux élevé de risque de mortalité au cours de la première année de vie par rapport aux nourrissons non exposés. Une autre étude menée au Bangladesh a montré que le Mn peut affecter la fonction intellectuelle, tout en entraînant une baisse du quotient intellectuel (QI) (Wasserman *et al.*, 2006). De même, Plumlee & Ziegler (2007) ont suspecté qu'une exposition à de fortes concentrations de Mn pourrait entraîner la cirrhose du foie, la pneumonie, les problèmes neurologiques, la maladie de Parkinson et les hallucinations.

Les fortes teneurs en Mn peuvent poser des problèmes dus à son oxydation lente et de sa précipitation dans le réseau de distribution (Montiel & Welte, 1990). En effet, Il peut donner un goût métallique ou amer à l'eau. Dans certaines conditions, des dépôts d'oxyde de manganèse peuvent se produire causant certains désagréments (Ritson *et al.*, 2014). On peut citer entre autres les taches sur le linge ou sur les sanitaires, l'encrassement des adoucisseurs d'eau et la



dégradation de la qualité de l'eau due à un développement bactérien sur le support chimique d'oxyde de manganèse (Montiel & Welte, 1990). Cela peut conduire parfois à une réduction du diamètre des tuyaux ou à l'apparition de fortes turbidités dans l'eau distribuée en cas de remise en suspension de ces dépôts. Il peut également protéger des bactéries contre l'effet biocide du chlore.

#### **1.2.5.2.4. Fer (Fe)**

En abondance, le fer est le quatrième élément dans l'écorce terrestre et le métal de transition le plus abondant (Ponka *et al.*, 2015). On le trouve surtout sous forme de Fe (II) ou de Fe (III). Le fer est très abondant dans les eaux naturelles et influence de manière importante les caractéristiques physico-chimiques des milieux aquatiques. La plupart de ses sels sont insolubles et sont précipités ou adsorbés sur différentes surfaces. Par conséquent, la concentration de fer dans les eaux bien aérées est rarement élevée. En milieu réducteur et en absence de sulfure et de carbonate, on peut trouver du Fe (II) soluble en concentration élevée (Hem, 1972). Le Fe (II) est beaucoup plus soluble que Fe (III) et reste en solution en dessous de pH = 8. La présence du fer dans des sources naturelles d'approvisionnement en eau est attribuable à la décomposition de la roche et des minéraux (Gaikwad, 2008 ; Ponka *et al.*, 2015). Le fer peut également provenir des eaux acides de drainage des mines, des eaux de lessivage de décharges non contrôlées, des effluents d'égouts ainsi que des rejets des secteurs industriels qui traitent le fer (Gaikwad, 2008).

La plupart des procédés de traitement de l'eau permettent d'éliminer le fer insoluble, c'est-à-dire la forme principale de fer trouvée dans les systèmes aquatiques. L'extraction du fer consiste le plus souvent en l'oxydation du Fe (II), soluble, à la forme Fe (III), insoluble, au moyen du chlore, du permanganate de potassium ou de l'ozone, employés comme oxydants. La présence du fer dans les sources d'approvisionnement en eau pour usage domestique n'est pas souhaitable pour un certain nombre de raisons qui ne sont pas liées directement à la santé (Dillman *et al.*, 1980). Le fer apporte des désagréments d'ordre esthétique et organoleptique. En effet, le fer donne une couleur rouille à l'eau, qui peut tacher le linge, les sanitaires ou même les produits de l'industrie alimentaire. Le fer donne également un goût métallique à l'eau, la rendant désagréable à la consommation. Dans le réseau de distribution, le fer peut sédimenter dans les conduites principales et abaisser graduellement le débit. Il peut également promouvoir la croissance des ferrobactéries (micro-organismes qui tirent leur énergie de l'oxydation du Fe(II) en Fe(III)). Ce phénomène conduit au dépôt d'une pellicule biologique sur la paroi des conduites (Matías, 2008). Ces problèmes apparaissent ordinairement lorsque la concentration du fer

dépasse 0,3 mg/L. A concentration supérieure à 0,3 mg/L, le fer peut tacher la lessive et les appareils de plomberie et donner un goût déplaisant aux eaux de boissons. La toxicité du fer est une conséquence de radicaux libres générés par catalyse de fer. Ces radicaux peuvent endommager les molécules biologiques, des cellules, des tissus et des organismes entiers (Ponka *et al.*, 2015).

#### 1.2.5.3. Accumulation de métaux lourds dans les poissons.

Les métaux lourds constituent un groupe essentiel de polluants aquatiques grâce à leurs propriétés bioaccumulables et non biodégradables dans les aliments (Kazim *et al.*, 2008). L'accumulation de métal est un outil permettant d'identifier l'impact du métal sur l'écosystème aquatique (Borgmann & Norwood, 1995).

Le poisson est une source importante de protéines, de vitamines, de minéraux essentiels et d'acides gras non saturés pour les humains du monde entier, ainsi qu'une source de revenus importante (FAO, 2014). Selon Fair *et al.* (2018) la santé humaine est étroitement liée aux habitudes alimentaires et aux ingrédients diététiques. L'American Society recommande de consommer du poisson deux fois par semaine, car cela aide à réduire le risque de maladie cardiaque (Zhong *et al.*, 2018). Cependant, une alimentation saine ne doit pas seulement contenir suffisamment d'oligo-éléments, de vitamines et de minéraux, mais doit également être dépourvue de polluants. En outre, Liu *et al.* (2005) indique que la vitamine C, le fer et d'autres nutriments stockés dans le corps diminuent avec la consommation d'aliments contaminés par le Pb, le Cd, l'As, le Hg et d'autres éléments toxiques. Cela conduit à une diminution de l'immunité, une détérioration des fonctions humaines.

Les métaux lourds peuvent se bioaccumuler dans les poissons et se bioamplifier dans la chaîne alimentaire, entraînant des effets néfastes sur la santé humaine, tels que des troubles neurologiques, cardiovasculaires et rénaux (Smith *et al.*, 2000 ; Kawser Ahmed *et al.*, 2016) et peuvent donc être utilisés pour surveiller le niveau de polluants dans les eaux du lac. Le fait que le poisson soit également un élément important du régime alimentaire suscite de graves inquiétudes quant aux risques pour la santé. Les analyses ont été réalisées sur les poissons, *Chrysichthys nigrodigitatus* (mâchoiron ou poisson ministre) et les Tilapias (*Oreochromis niloticus*). L'un est démersal et l'autre benthopelagique. Ces animaux aquatiques se trouvent en abondance dans les eaux des lacs et sont très prisés par les riverains et les populations des régions du Guemon et du haut-Sassandra qui ne ménagent pas d'effort à s'en procurer. Le *Chrysichthys nigrodigitatus* est un animal fouisseur. Son alimentation habituelle est constituée

de larves, d'insectes mais aussi de poissons et d'œufs d'autres espèces. En fait, il est omnivore. L'*Oreochromis niloticus* est majoritairement fouisseur et il se nourrit de végétaux, de mollusques mais aussi d'insectes et de larves d'Insectes (Diptères et Ephémères). Il est filtreur à l'âge adulte (Beck, 2011).

### **1.2.6. Pesticides**

#### **1.2.6.1. Notions générales sur les pesticides**

Deux phénomènes sont à l'origine de la pollution des eaux par les pesticides :

- La pollution ponctuelle, qui peut apparaître lors de la manipulation des produits, du remplissage ou du rinçage des pulvérisateurs ;
- La pollution, dite diffuse, qui apparaît après l'application des produits, soit par ruissellement vers les eaux de surface, soit par infiltration vers les eaux souterraines.

#### **1.2.6.2. Définition des pesticides**

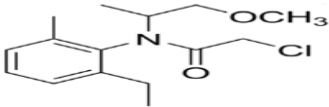
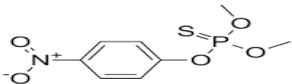
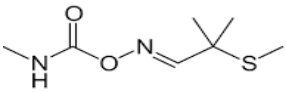
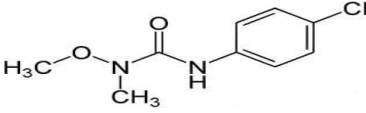
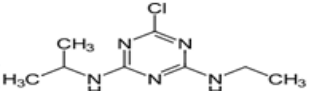
Le terme pesticide désigne les substances utilisées pour la prévention, le contrôle ou l'élimination d'organismes jugés indésirables qu'il s'agisse de plantes, d'animaux, de champignons ou de bactéries (De Souza *et al.*, 2020). Même si les pesticides ont un rôle important dans la pérennité de l'agriculture intensive et dans la gestion sanitaire de maladies transmissibles par des insectes vecteurs, force est de constater qu'ils contaminent l'environnement et notamment les lacs (Ccanccapa *et al.*, 2016). Selon leur composition chimique, on distingue différentes familles de pesticides : les organochlorés, les organophosphorés, les organoazotés, les carbamates, les pyréthrinoides, les urées substituées, etc. Tenant compte de la nature chimique, il existe trois catégories de pesticides qui sont les pesticides inorganiques, les pesticides organométalliques et les pesticides organiques. Ces derniers constituent, de loin, le groupe le plus important et représentent l'essentiel des pesticides utilisés en agriculture. Les pesticides regroupent plus d'un millier de substances actives ayant comme caractéristiques principales la lutte contre des organismes considérés comme nuisibles (animaux, végétaux, champignons) et sont principalement utilisées en milieux agricoles. Aussi, en dépit de la multiplicité de ces produits qui rend difficile leur classement, ils l'ont été en fonction de l'organisme cible. Ainsi, les pesticides regroupent les insecticides, les herbicides et les fongicides utilisés pour la protection des cultures, et les biocides qui ont vocation à préserver la santé humaine et animale (Cruzeiro *et al.*, 2016).

La source du problème réside dans le fait que certains pesticides sont persistants et qu'ils se disséminent dans l'environnement. Ultimement, ils finissent par contaminer les milieux aquatiques. Ainsi parviennent-ils à l'eau de surface par dérive au moment de l'application, par

ruissellement à partir des surfaces traitées, ou par dépositions atmosphériques humides ou sèches. C'est pourquoi, la gestion des risques liés aux pesticides passe par l'amélioration de la connaissance de l'exposition des populations et l'adoption d'alternatives pour limiter leur utilisation. Par ailleurs, les comportements des pesticides dans l'environnement dépendent de leurs propriétés chimiques.

Le tableau V dresse une liste des principales familles chimiques des pesticides pris en compte dans la présente étude avec un représentant pour chacune d'elle.

Tableau V : Liste des principales familles chimiques des pesticides pris en compte dans cette étude

Familles	Représentant	NOM
	Formule semi-développée	
Chloroacétanilides		Métolachlore
Organophosphorés		Parathion méthyl
Carbamates		Aldicarbe
Urées substituées		Monolinuron
Triazines		Atrazine

### 1.2.6.3. Normes pour l'eau potable

La pollution des eaux par les pesticides est particulièrement problématique de par l'enjeu écologique et humain que représente cette ressource. La dégradation de la qualité de l'eau induit des coûts de traitement plus importants pour la production d'eau potable. Le bon état chimique correspond à des niveaux de concentrations de certains composés polluants, parmi lesquels des niveaux de pesticides, qui ne doivent pas être dépassés. En dehors des eaux minérales ou eaux embouteillées, l'eau potable n'est pas logée au même enseigne que les denrées alimentaires qui bénéficient de standards internationaux pour les résidus de pesticides (limites maximales de référence (LMR) du codex pour les denrées alimentaires). Cependant, certains pays dont la Côte

d'Ivoire ont établi des valeurs guides pour la qualité de l'eau potable en raison de son impact sur la santé du consommateur. Ainsi, il existe deux normes internationales et Nationales qui fixent les limites de concentration en résidus de pesticides dans les eaux. La première concerne l'eau brute ; exemple : l'eau des lacs et rivières pompée pour la production d'eau potable. La seconde établit les valeurs limites pour l'eau distribuée ou plus simplement l'eau du robinet. Au niveau de l'union européenne (UE), la limite maximale de résidus de pesticides autorisée pour l'eau destinée à la consommation humaine est de 0,1 µg/L pour chaque pesticide et de 0,5 µg/L pour le total des pesticides à l'exception de l'aldrine, de la dieldrine, de l'heptachlor et de l'heptachlor époxyde pour lesquels la concentration maximale est de 0,03 µg/L (EC, 2006).

En France, le Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 (relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles) stipule que l'utilisation des eaux douces superficielles pour la production d'eau destinée à la consommation humaine est subordonnée à la mise en œuvre de procédés de traitement différents selon que ces eaux sont classées en :

- groupe A1 : traitement physique simple et désinfection ;
- groupe A2 : traitement normal physique, chimique et désinfection ;
- -groupe A3 : traitement physique et chimique poussé, opérations d'affinage et de désinfection.

Les seuils pour les pesticides sont identiques en ce qui concerne les groupes A1 et A2 (0,1 µg/L par substance individualisée – sauf l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore époxyde pour lesquels la valeur seuil est de 0,03 µg/L et 0,5 µg/L pour la somme des pesticides). Les valeurs à ne pas dépasser pour le groupe A3 sont de 2 µg/L par substance individualisée et de 5 µg/L pour la somme des pesticides. Il faut noter que ces valeurs guides pour les eaux destinées à la consommation diffèrent d'un pays à l'autre comme le montre le tableau VI. Ces différences seraient probablement dues à la variabilité des approches utilisées ou dans le cas d'une même approche par les différences de poids corporel moyen (60 ou 70 kg) ou de quantité d'eau consommée quotidiennement (1,5 ou 2 L).

Tableau VI : Valeurs guides selon les Normes de quelques pays ou Institutions (OMS, 2011 ; Anonyme 1, 2020 ; Anonyme 3, 2017 ; Santé Canada, 2019)

Pesticides ( $\mu\text{g/L}$ )	OMS	UE	USA	CANADA	Côte d'Ivoire
Aldicarbe	10	0,1	7	9	2
Atrazine	2	0,1	3	5	2
Simazine	2	0,1	2	4	2
Chlortoluron	30	0,1	-	-	2
Heptachlore	-	0,03	0,4	0,4	-
Isoproturon	9	0,1	-	-	2
Métolachlore	10	0,1	-	50	2
Aldrine/Dieldrine	0,03	0,03	-	0,7	-

-non disponible

#### 1.2.6.4. Traitement de l'eau contenant des pesticides

Dans la plupart des cas, le traitement de l'eau consiste à amener la concentration en pesticides inférieure à la limite de potabilité. Cependant, en cas de très forte contamination, les techniques de dépollution employées peuvent s'avérer insuffisantes (Rodriguez-Mozaz *et al.*, 2004 ; Klarich *et al.*, 2017). La station de production d'eau potable (SPEP) conventionnels sont conçus pour éliminer les nutriments et les particules en suspension présents dans l'eau (Guillossou *et al.*, 2019). Ils ne sont pas conçus pour éliminer les pesticides. Ainsi, une fois que l'eau de surface est contaminée par des pesticides, elle ne reçoit pas de traitement adapté pour les éliminer. Elles seront toujours présentes dans l'eau fournie à la population (De Souza *et al.*, 2020). A titre d'exemple dans l'Iowa aux Etats Unis, la SPEP effectue les étapes suivantes : tri, prétraitement chimique, sédimentation, ramollissement de la chaux, recarbonation, chloration et filtration sur sable. Klarich *et al.* (2017) ont identifié dans leur étude de suivi dans cette SPEP que la clothianidine et l'imidaclopride persistaient tout au long du traitement. En revanche, cette étude a montré que le thiaméthoxame était partiellement éliminé (réduction de 40 à 60 % après le ramollissement de la chaux et recarbonations). En effet, les différents types de traitements d'eau de surface ont des niveaux d'efficacité variés pour la réduction des pesticides de l'eau d'approvisionnement. D'ailleurs, Edder *et al.* (2006) ont établi que l'abattement moyen de pesticides dans les eaux potables de France et de suisse était de 50 à 75 %. Ils soulignent que seules les stations de traitement très performantes (combinaison de filtration, charbon activé et ozonation) permettaient un abattement quasi total des pesticides dans l'eau (figure 3).

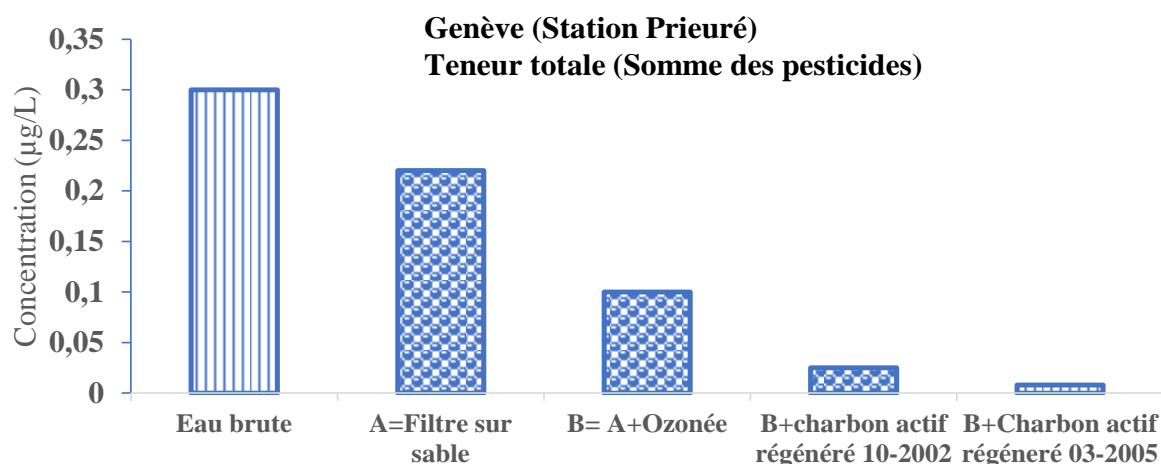


Figure 3 : Efficacité de différents types de traitement d'eau potable à retirer les pesticides de l'eau d'alimentation (Edder *et al.*, 2006)

### 1.2.6.5. Propriétés physico-chimiques générales des pesticides et devenir des pesticides dans l'environnement.

#### 1.2.6.5.1. Propriétés physico-chimiques générales des pesticides

La connaissance des propriétés physico-chimiques est importante, car ce sont elles qui dictent le comportement des molécules dans l'environnement, leur toxicité ou encore leurs méthodes d'analyse (Pérez-Parada *et al.*, 2018). Le transfert diffus des pesticides vers la ressource en eau superficielle dépend fondamentalement :

- des propriétés des molécules en particulier la mobilité et la persistance ;
- de la quantité appliquée sur les espaces cibles ;
- de la connectivité hydrologique entre ces espaces cibles et la masse d'eau ;
- des conditions pluviométriques autour de la période d'application ;
- de transports aériens des substances voire véhiculés par la pluie.

La capacité de transfert des pesticides est liée à quelques propriétés physico-chimiques dont les plus importantes sont la solubilité, le coefficient de partage octanol/eau ( $K_{ow}$ ), la constante de Henry (KH) et DT50 (Amadou, 2014).

##### 1.2.6.5.1.1. Solubilité et Coefficient de partage octanol/eau ( $K_{ow}$ )

La solubilité dans l'eau (S) est la tendance d'un produit chimique à passer en solution aqueuse et à se disperser dans toute la masse d'eau, en cherchant à atteindre l'équilibre (Pereira *et al.*, 2016). Elle définit une qualité inhérente à un produit chimique et est affectée par plusieurs caractéristiques limnologiques telles que la température, le pH, la salinité, la turbidité et la

présence d'autres produits chimiques dans l'eau (Rand *et al.*, 1995). Les produits chimiques avec des groupes fonctionnels ionisables (par exemple, des groupes carboxyles, hydroxyle et amine) sont plus solubles dans l'eau. Les pesticides très solubles dans l'eau sont moins persistants dans le milieu aquatique et peuvent se biodégrader facilement. Ils ne sont pas susceptibles de se répartir dans le sol ou les sédiments, de se volatiliser ou de se bioconcentrer nécessairement dans les organismes aquatiques (Aubertot *et al.*, 2005 ; Pereira *et al.*, 2016). Les pesticides les plus solubles sont plus sujets à être lavés des résidus de culture ou des feuillages par les premières pluies ou encore à être lessivés dans le sol. Les valeurs de solubilité des pesticides dans l'eau dépendent de la composition et de la structure chimique des molécules. Une substance est considérée comme peu hydrosoluble lorsque la valeur de son hydrosolubilité est inférieure à 10 mg/L. D'une manière générale, plus une molécule est hydrophobe, plus elle est adsorbée sur le sol (Aubertot *et al.*, 2005).

Le coefficient de partage octanol-eau ( $K_{ow}$ ) est le rapport entre la solubilité d'un produit chimique dans le n-octanol et l'eau à l'état d'équilibre. Les pesticides se répartissent entre l'eau et la phase organique des sédiments dans les milieux aquatiques de la même manière qu'un soluté se répartit entre l'eau et le n-octanol. La plupart des pesticides organiques ont un  $K_{ow}$  élevé et ont donc une faible solubilité dans l'eau et sont plus efficaces, donc persistant dans l'environnement. Ils ont également tendance à se bioaccumuler dans les organismes aquatiques. D'ailleurs, plus une molécule est mobile et persistante, plus son potentiel d'infiltration et de lessivage est grand et, par conséquent, plus son potentiel de contamination des eaux de surface et souterraines est grand. Ce type de molécule devient plus agressif pour l'environnement s'il se bioaccumule facilement et se dégrade lentement (Pereira *et al.*, 2016). Les substances très hydrophobes ont généralement un  $\text{Log}K_{ow}$  supérieur à 6. Par contre, celles qui sont très hydrophiles ont un  $\text{Log}K_{ow}$  inférieur à 2 (Pereira *et al.*, 2016). Une substance dont  $\text{Log}K_{ow}$  est supérieur à 3 présente un risque de bioaccumulation.

L'adsorption croît avec l'aire à caractère hydrophobe des molécules et leur degré de ramification. Les principales variables de l'adsorption des pesticides semblent être la teneur en matière organique, la teneur en argiles granulométriques et le pH (Weber *et al.*, 2004). La polarité d'une molécule favorise son adsorption de surface. Les capacités d'adsorption diminuent lorsque la solubilité de la molécule et la température du milieu augmentent. Par contre, l'adsorption est favorisée par la présence de doubles liaisons, la coplanarité de la molécule et de la présence de groupements C = O ou C = N.



#### 1.2.6.5.1.2. Constante de la loi de Henry (KH) et d'adsorption carbone organique ( $K_{OC}$ )

La constante de Henry caractérise la capacité d'une substance à se partager entre les deux phases d'un système binaire air/eau. Elle permet d'estimer la tendance d'un produit à se volatiliser et donc à passer dans l'atmosphère à partir de la phase aqueuse du sol. Il convient d'indiquer que les pesticides ayant une pression de vapeur très élevée se volatilisent plus facilement (Galarneau *et al.*, 2015).

L'adsorption carbone organique ( $K_{OC}$ ) caractérise l'affinité des molécules non ioniques pour les sols. Il donne une indication de la capacité de la molécule à être adsorbée sur la matière organique et les sédiments. Il dépend de la matière organique dans les sédiments.

Une substance est considérée comme très mobile dans le sol, lorsque le  $K_{OC}$  est inférieur à 100 (Andral, 1996). Son transfert dans les eaux superficielles (phase dissoute) sera rapide et sa capacité de stockage dans les sédiments faible. Plus un pesticide possède un  $K_{OC}$  élevé, plus il est susceptible d'être retenu sur les particules du sol. Cependant, les pesticides fortement retenus sont susceptibles d'être mobilisés par transport particulaire lors d'épisodes de ruissellement ou d'érosion, ou en présence d'écoulements préférentiels dans les profils des sols (Voltz & Louchart, 2001). Les molécules aux faibles  $K_{OC}$  sont susceptibles d'être retrouvées avec les plus fortes concentrations dans la phase aqueuse du ruissellement. En général, les pesticides anioniques sont les moins adsorbés dans la plupart des sols tandis que les cationiques figurent parmi ceux qui s'adsorbent le plus (Calvet, 2005).

#### 1.2.6.5.1.3. Temps de demi-vie ( $DT_{50}$ )

Le temps de demi-vie est la période de temps nécessaire pour que la moitié de la quantité de pesticide présente dans le sol se dégrade. Le paramètre  $DT_{50}$  est utilisé pour déterminer le caractère polluant potentiel d'un pesticide (Bartram *et al.*, 2009). Les pesticides non persistants ont un temps de demi-vie inférieure ou égale à 30 jours (Lazartigues, 2010). Ceux qui sont modérément persistants ont un  $DT_{50}$  compris entre 31 à 99 jours et les plus persistants ont un temps de demi-vie supérieur à 100 jours. En effet, plus le pesticide est persistant dans les sols, plus il a de chances de subir des transferts vers les eaux souterraines et superficielles (Lazartigues, 2010). De même, les propriétés des sols impactent sur le transfert. Autrement dit, la matière organique constitue la principale phase absorbante et est l'un des facteurs jouant un rôle important dans la mobilité des pesticides. Plusieurs facteurs abiotiques influencent la demi-vie des pesticides dans le sol (populations microbiennes, humidité du sol, température,

la concentration en radicaux hydroxyles et les radiations UV) (Bollag *et al.*, 1986 ; Osano *et al.*, 2003).

La prise en compte de l'ensemble de ces propriétés physico-chimiques permet de déterminer, a priori, le comportement d'une molécule dans l'environnement et de ce fait, le risque de pollution. Toutefois, ces constantes et le devenir des molécules sont modulés par les caractéristiques du sol, le climat de la région concernée et les conditions d'usage de ces pesticides. Les différentes interprétations des propriétés physico-chimiques sont consignées dans le tableau VII.

Tableau VII : Différentes interprétations des propriétés physico-chimiques (Andral, 1996 ; Pereira *et al.*, 2016)

Paramètres	Seuil	Interprétation
Solubilité (mg/L)	$S < 150$	Insoluble à peu soluble
	$150 \leq S < 10000$	Peu à soluble
	$S \geq 10000$	Très soluble
Constante de henry ( $10^{-5}$ Pa.m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	$C < 100$	Faiblement volatil
	$100 \leq C < 500$	Volatile
	$C \geq 500$	Très volatile
Coefficient de partage n-octanol/eau (LogKow)	$\text{LogKow} < 2$	Hydrophile
	$2 \leq \text{LogKow} < 4$	50-50
	$\text{LogKow} \geq 4$	Hydrophobe
Coefficient d'adsorption (Koc)	$\text{Koc} < 150$	Mobile
	$150 < \text{Koc} < 500$	Mobilité moyenne
	$500 < \text{Koc} < 5000$	Faible mobilité
	$\text{Koc} > 5000$	Immobile

#### 1.2.6.6. Devenir des pesticides dans l'environnement

Le devenir des pesticides dans l'environnement dépend de plusieurs facteurs. Une fois pulvérisés, les pesticides sont soumis à des processus de rétention, de transfert vers les eaux de surface par érosion et de transfert vers l'atmosphère par volatilisation (Pérez-Parada *et al.*, 2018). Ils peuvent aussi faire l'objet de dégradation biologique par les micro-organismes du sol (biodégradation) et de dégradation abiotique (réactions d'hydrolyse, d'oxydoréduction, de photodégradation). Les phénomènes impliqués dans la biodisponibilité et le transfert de pesticide peuvent être physico-chimiques (adsorption, stabilisation chimique et stabilisation physique) ou biologiques (biosorption ou absorption). Le phénomène le plus fréquemment observé est l'adsorption (Lennartz & Louchart, 2007). Elle a lieu à l'interface liquide interstitielle / sédiments. Elle dépend des propriétés physico-chimiques des pesticides et des adsorbants. Les facteurs climatiques susceptibles d'influencer le transfert des pesticides vers les eaux de surface sont essentiellement la température et les précipitations (Delcour *et al.*,

2015). Par ailleurs, le transfert des pesticides vers les eaux de surface est régi par plusieurs facteurs dont les plus importants sont les propriétés physico-chimiques des molécules (Koc et DT<sub>50</sub>) et les propriétés du sol (teneur en matières organiques). L'humidité constitue un facteur favorisant la dégradation de certaines matières actives (Conrad *et al.*, 2006). Les comportements des matières actives peuvent dépendre, dans une certaine mesure, des saisons (Neumann *et al.*, 2003 ; Hela *et al.*, 2005 ; Palma *et al.*, 2009). En effet, les paramètres climatiques que sont la température, la pluie, les vents et l'ensoleillement jouent un rôle essentiel dans le devenir des pesticides, d'où la pertinence de l'étude des variations saisonnières des teneurs en résidus.

#### **1.2.6.7. Caractéristiques des pesticides recherchés et leur effet sur la santé**

L'organisme humain peut recevoir les pesticides d'une part directement par ingestion, inhalation ou pénétration cutanée et d'autre part indirectement par l'intermédiaire des sols, des poussières, d'eau ou d'aliments contaminés. Ainsi, ils peuvent provoquer des dommages tout en modifiant les fonctions normales. En effet, les pesticides sont à l'origine de plusieurs perturbations dans l'organisme humain. Il s'agit entre autre du cancer, de diverses affections (neurologiques, endocriniennes, du système immunitaire) et des troubles de la reproduction. Par exemple, les pesticides perturbateurs endocriniens sont susceptibles d'affecter le développement sexuel avec une sensibilité particulière chez le fœtus et l'enfant (Amadou, 2014). Par ailleurs, afin d'évoquer les risques toxicologiques et les propriétés physico-chimiques des pesticides pris en compte dans ce travail, des valeurs présentes dans les tableaux de ce paragraphe ont été prises dans la littérature. Leur exactitude sont discutables en raison des variations extrêmement forte (exemple le DT<sub>50</sub> du métolachlore varie de 7 à 292 jours) et de la non-connaissance de toutes les conditions d'obtention. Néanmoins, ces différentes compilations permettront de discuter des résultats en donnant des ordres de grandeur de comportement (Domange, 2005 ; Amadou, 2014).

##### **1.2.6.7.1. Triazines et métabolites**

Les triazines constituent un groupe de composés chimiquement similaires utilisés pour lutter contre certaines mauvaises herbes à feuilles larges dans le monde (Plakas *et al.*, 2006). Les triazines sont relativement persistants et ont une faible adsorption, donc mobiles (Hall *et al.*, 1995 ; Aubertot *et al.*, 2005). Les triazines ont des effets toxiques sur la faune et la flore aquatiques (Bouchon & Lemoine, 2003). Ils ont des effets sur le développement (réductions du poids corporel de la progéniture), sur le sérum et la glande thyroïde. Aussi, un risque potentiel

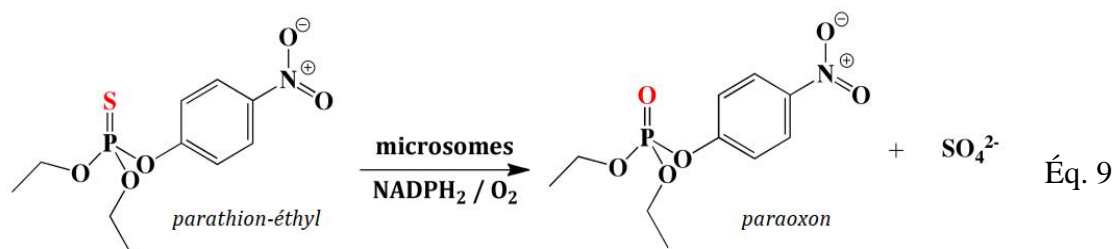
accru de cancer de l'ovaire ou de lymphome (l'atrazine par exemple est considéré comme possiblement cancérigène pour l'être humain) est observé chez les humains en cas d'une forte exposition (Zahm *et al.*, 1993 ; Alavanja *et al.*, 1994). Le tableau VIII présente les caractéristiques physico-chimiques des triazines recherchés dans cette étude.

Tableau VIII : Principales caractéristiques des pesticides suivis (Andral, 1996 ; Calvet, 2005 ; Domange, 2005 ; Konstantinou *et al.*, 2006)

Triazines et métabolites	Facteur de bioconcentration (L/kg)	Solubilité dans l'eau à 25C	Coefficient de partage octanol/eau (logP ou LogK <sub>ow</sub> )	DT50 (Jours)	Constante de Henry (KH) Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup>	K <sub>oc</sub> (cm <sup>3</sup> /g)
Atrazine	4,30	33	2,75	15-100	2,6.10 <sup>-4</sup>	100
Deéthylatrazine (DEA)	-	34,7	1,51	45	3,55.10 <sup>-7</sup>	110
Deisopropylatrazine(DIA)	-	-	1,15	-	-	130
Cyanazine	157	171	1,80	16	6,6.10 <sup>-6</sup>	190
Propazine	62	8,60	3,95	131	1,79.10 <sup>-4</sup>	154
Simazine	221	6,2	1,74 - 2,26	60 -210	2,6.10 <sup>-5</sup>	130
Prométryne	85	33	3,10	14 -158	1,2.10 <sup>-3</sup>	152
Terbutryne	72,40	22	3,65	14 - 28	1,5.10 <sup>-3</sup>	2432
Métamitron	75	1820	0,85 - 0,96	19	3,62.10 <sup>-8</sup>	122,50
Terbutylazine	34	8,50	3	70	4.10 <sup>-3</sup>	828

#### 1.2.6.7.2. Organophosphorés

Les organophosphorés sont des composés dérivés des esters, amides ou sulfures des acides phosphoriques (Bouchon & Lemoine, 2003). Ils présentent généralement un effet insecticide. Ils sont peu solubles dans l'eau, peu volatiles, mais très liposolubles (soluble dans les lipides). La majorité des organophosphorés est dégradée par hydrolyse avec formation de métabolites hydrosolubles non toxiques (Amadou, 2014). L'intoxication au parathion méthyl provoque des effets cholinergiques (agent qui stimule ou simule l'action de l'acétylcholine). Ils sont dus à l'accumulation d'acétylcholine (composés chimiques libérées par les neurones) au niveau des terminaisons nerveuses. La toxicité du parathion méthyl ou parathion éthyl est due à sa métabolisation en paraoxon- méthyl ou paraoxon -éthyl (Guizzetti *et al.*, 2005). Le parathion éthyl par désulfuration conduit au paraoxon comme décrit par l'équation de Haijar & Hodgson (1980) suivante.



Les organophosphorés (en majorité) ont un fort potentiel de rétention ( $K_{oc}$  élevés). Par conséquent, ils mettront plus de temps à atteindre les eaux souterraines et seront facilement transportable vers les eaux de surface en cas de pluie diluvienne. Le tableau IX présente quelques caractéristiques physico-chimiques des organophosphorés recherchés dans cette étude.

Tableau IX : Propriétés physico-chimiques des pesticides organophosphorés retenus pour cette étude (Andral, 1996 ; Calvet, 2005 ; Domange, 2005 ; Konstantinou *et al.*, 2006)

Organophosphorés	Facteur Bioconcentration (L/kg)	Solubilité dans l'eau à 25C	Coefficient de partage		Constante de Henry (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )	$K_{oc}$ (cm <sup>3</sup> /g)
			octanol/eau (logP ou LogK <sub>ow</sub> )	DT50 (Jours)		
Parathion-méthyl	71	55	3	19	8,57.10 <sup>-3</sup>	240
Parathion-éthyl	40	171	1,80	14	2,78.10 <sup>-2</sup>	190
Chlorfenvinphos	250	145	3,8	125	3,9.10 <sup>-4</sup>	680

### 1.2.6.7.3. Urées substituées

Les urées substituées sont des désherbants totaux. Ils sont des molécules dérivées de l'urée (H<sub>2</sub>N-CO-NH<sub>2</sub>). Certaines molécules de ce groupe comme le diuron ont montré des effets sur les spermatozoïdes humains. Les produits de bio- ou photo-transformation comme le 3,4-dichloroaniline (3,4- DCA) et le (3,4 -dichlorophényl) - urée (3,4 -DCPU) sont plus toxiques que le diuron lui-même (Giacomazzi & Cochet, 2004). En effet, ces métabolites sont des composés très lipophiles. De ce fait, une membrane riche en lipide comme celle du spermatozoïde est une cible pour leur interaction avec la cellule.

Les urées substituées sont également toxiques pour la faune notamment les poissons (Bouchon & Lemoine, 2003). Par exemple, le linuron induit des malformations chez les progénitures de

rats mâles. Il réduit également le taux de testostérone durant la période critique de différenciation sexuelle (Petersen *et al.*, 2007).

Selon Beck (2011), le linuron est entièrement métabolisé par le foie humain lors de son premier passage hépatique après absorption digestive. Les Urée- substitués (pris en compte dans ce travail) ont une mobilité moyenne et sont peu soluble dans l'eau (Tableau X). Par conséquent, ils seront facilement transportables vers les eaux de surface en cas de forte pluie. Les pesticides recherchés (tableau X) présentent un potentiel de bioaccumulation faible ( $\text{Log } P \leq 3$ ). Cependant, la solubilité relativement élevée de monolinuron (735 mg/L) peut entraîner une exposition constante des poissons à ce composé et donc sa bioaccumulation, qui pourrait se produire par des mécanismes de sorption (Barbieri *et al.*, 2019).

Tableau X : Propriétés physico-chimiques des pesticides urées substituées retenus pour cette étude (Andral, 1996 ; Calvet, 2005 ; Domange, 2005 ; Konstantinou *et al.*, 2006)

Urées substituées	Facteur Bioconcentration	Solubilité dans l'eau à 25°C (mg/L)	Coefficient de partage octanol/eau (logP ou LogK <sub>ow</sub> )	DT50 (Jours)	Constante de Henry (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )	K <sub>oc</sub> (cm <sup>3</sup> /g)
Isoproturon	177	70,2	2,5	1210-1500	1,5.10 <sup>-5</sup>	139
Monolinuron	40	735	2,3	33-66	5,8.10 <sup>-3</sup>	60.3-271.5
Métoxuron	75	678	1,6	18,5	6,4 .10 <sup>-10</sup>	120
Méthabenzthiazuron	75	59	2,64	365	5,1.10 <sup>-3</sup>	527
Chlortoluron	-	70	2,41	40	1,5.10 <sup>-5</sup>	175
Diuron	9,45	42	2,68	372	5,1.10 <sup>-5</sup>	526-813
Linuron	49	75	3	48	2.10 <sup>-4</sup>	555-987

#### 1.2.6.7.4. Carbamates, Chloroacétamides et Convulsivants

Les carbamates sont par définition des esters N-substitués d'acide carbamique. Le substituant lié à l'atome d'azote détermine leur activité biologique. Par exemple, lorsque le substituant est un groupe méthyle, la molécule a des propriétés insecticides et nématicides. Ce type d'esters est généralement stable dans l'environnement et peu hydrosoluble. Par ailleurs, lorsque le groupement est aromatique, la molécule a des propriétés herbicides. En conséquence, ils sont utilisés comme insecticides, nématicides et herbicides (Aldicarbe, Carbamyl, Corprophame...).

La faible capacité d'évaporation des carbamates dans l'air ambiant induit une faible dissémination par les vents. Les eaux de ruissellement sont en revanche une importante voie de transport pour les carbamates solubles dans les eaux de surface. Certaines molécules de cette famille peuvent être durablement adsorbées dans le sol. En revanche, l'aldicarbe possède une faible affinité ( $\log K_d < 4$  L/kg) pour beaucoup de sols (Weber *et al.*, 2004). Il est aussi très toxique pour les espèces aquatiques (Bouchon & Lemoine, 2003). En raison de sa forte toxicité (catégorie Ia dans la classification de l'OMS), l'aldicarbe présente des risques importants pour les êtres humains.

Les carbamates ont un fort potentiel de lixiviation en raison de leur capacité d'adsorption faible, de leur  $DT_{50}$  intermédiaire et de leur relative solubilité dans l'eau (Amadou, 2014). Ainsi, des quantités importantes de leurs résidus peuvent être transférées rapidement dans les eaux de surface en cas de pluie.

Le métolachlore est un organochloré de la famille des choroacétamides (comme l'alachlore, l'acétochlore et le diméthénamide) interdit en France depuis 1991. Il est un herbicide à large spectre utilisé pour lutter contre de nombreux types de graminées et de mauvaises herbes à feuilles larges dans les cultures (Barbieri *et al.*, 2019). Il est modérément à hautement mobile dans les sols. Il possède une grande solubilité dans l'eau (530 mg/L) et peut être transporté vers divers compartiments de l'environnement par la volatilisation, le vent, l'érosion et le lessivage (Takacs *et al.*, 2002). Par conséquent, il est susceptible d'être fréquemment détecté dans les cours d'eau.

Le coefficient de partition octanol-eau (Log Kow) est de 3,45, ce qui signifie qu'il a un potentiel de bioaccumulation dans les organismes vivants (Andral, 1996 ; Barbieri *et al.*, 2019). L'agence environnementale de protection des Etats unis (U.S. EPA) a classé le métolachlore comme carcinogène potentiel (Groupe C) pour les humains (Takacs *et al.*, 2002).

Le Koc moyen du métazachlore (110 cm<sup>3</sup>/g) indique que cette substance n'aura pas tendance à s'adsorber de façon importante sur les sédiments. La valeur du logKow du métazachlore est faible. Cette substance n'est donc pas susceptible de se bioaccumuler chez les organismes aquatiques.

Les Dicarboximides (vinchlozoline...) sont des fongicides dirigés contre des champignons parasites des arbres fruitiers et des plantes maraîchères. En général, les fongicides ont une toxicité faible à modérée (Gupta & Aggarwal, 2007). Toutefois, des fongicides sont en cours de réévaluation en raison d'une suspicion de toxicité, en particulier comme agents tératogènes

ou cancérigènes (Gupta & Aggarwal, 2007). Le vinchlozoline est un fongicide qui fait partie intégrante des perturbateurs endocriniens (Monosson *et al.*, 1999).

La crimidine est un rodenticide très toxique pour les mammifères et les oiseaux. Elle est neurotoxique donc susceptible d'entraîner la mort après un coma (Giroux & Pelletier, 2012). Elle est très soluble dans l'eau (tableau XI).

Tableau XI : Propriétés physico-chimiques des pesticides chloroacétamides, carbamates et convulsivants retenus pour cette étude (Morrice *et al.*, 2004 ; EFSA, 2008 ; AGRITOX, 2011)

Chloroacétamides et carbamates, Convulsivants	Facteur Bioconcentration	Solubilité dans l'eau à 25°C	Coefficient de partage octanol/eau (logP ou LogK <sub>ow</sub> )	de DT50 (Jours)	Constante de Henry (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )	de K <sub>oc</sub> (cm <sup>3</sup> /g)
Métolachlore	68,80	530	3,45	90	9,1.10 <sup>-4</sup>	200
Métazachlore	-	430	2,50	8,60	5,9.10 <sup>-5</sup>	110
Aldicarbe	42	6000	1,15	30	1,25.10 <sup>-5</sup>	36
Crimidine	-	9500	1,31	-	3,83.10 <sup>-3</sup>	76
Vinchlozoline	6,50	3,70	3,02	30	1,35.10 <sup>-3</sup>	300

### Conclusion partielle

Cette partie a permis de mettre en évidence d'une part les enjeux de la potabilisation des eaux dans le monde et particulier en Côte d'Ivoire et d'autre part les interactions entre les facteurs écologiques et les paramètres de pollution. Plusieurs facteurs contrôlent leurs répartitions entre la colonne d'eau et la phase sédimentaire. D'importants risques environnementaux sont, ainsi, associés à ces paramètres. Les risques toxicologiques qui en découlent pour l'homme sont très importants (perturbations endocriniennes, malformations congénitales, cancers, troubles neurologiques, troubles immunitaires,...) suite à la consommation des eaux et des produits halieutiques contaminés.



## CHAPITRE 2 : CADRE GÉOGRAPHIQUE ET SOCIO-ÉCONOMIQUE

### **2.1. Zone d'étude**

La zone d'étude se situe à l'ouest de la Côte d'Ivoire et englobe la ville de Duékoué et la sous-préfecture de Guessabo - Dibobli. Elle est située entre les longitudes 7° et 8° Ouest et latitudes 6° et 7°Nord. L'étude porte sur deux lacs dans cette zone (figure 4). Il s'agit du lac Guessabo en amont du barrage de Buyo et du lac Dohou.

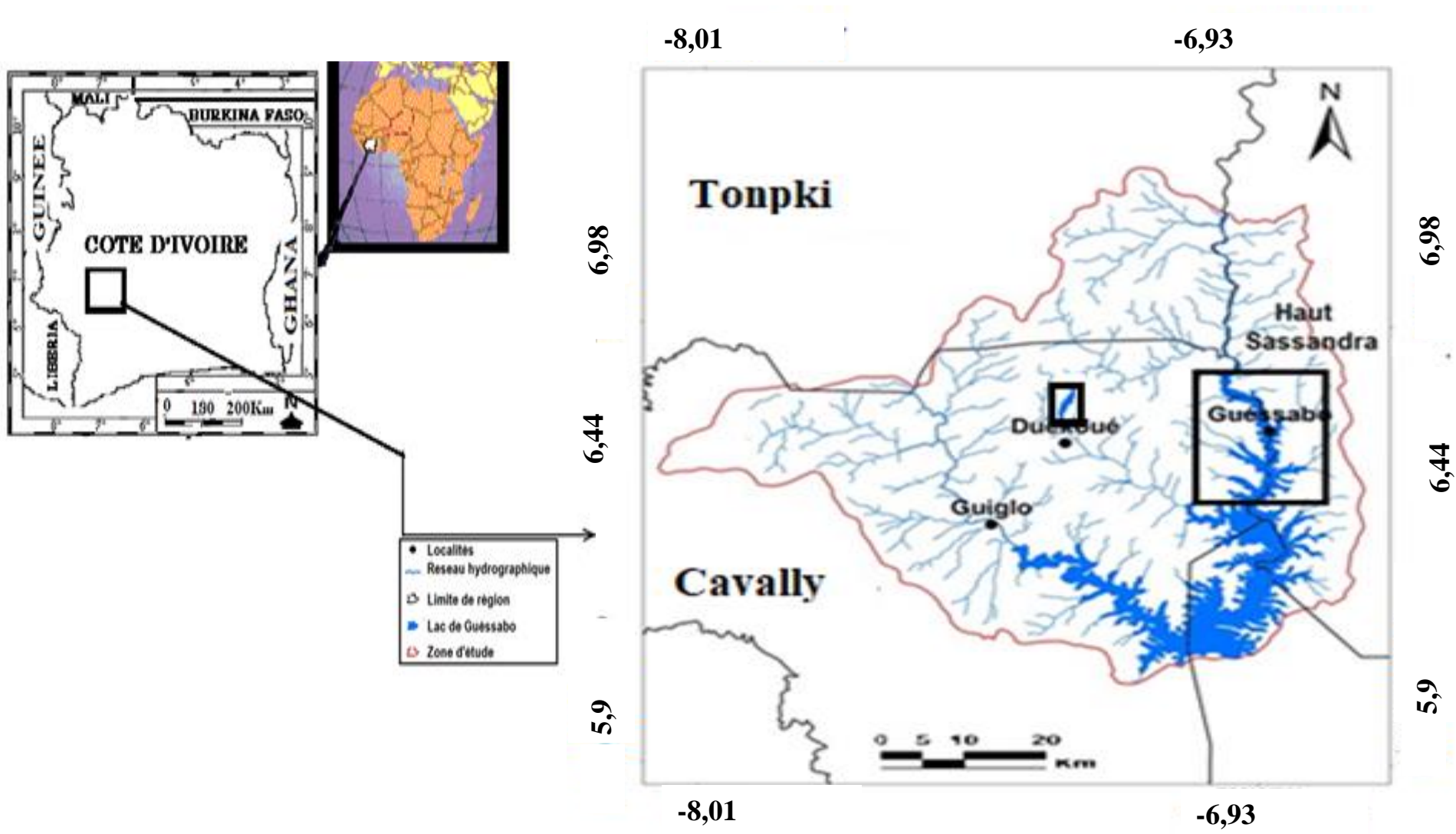


Figure 4 : Localisation de la zone d'étude

### **2.1.1. Lac Dohou**

Le lac Dohou ( $-7^{\circ}36'4$  et  $-7^{\circ}35$  W et  $6^{\circ}75'2$  et  $6^{\circ}76'2$  N) est situé dans l'Ouest ivoirien avec une superficie de  $1 \text{ km}^2$ . C'est une retenue d'eau aménagée sur une rivière qui porte son nom pour l'approvisionnement en eau potable. Elle est située à la périphérie de la ville de Duékoué. Le lac Dohou est situé entre trois dômes plutoniques. Il a ses rives bordées de cultures maraichères. Ses profondeurs oscillent entre 0,5 et 3,5 m. La rivière sur laquelle est aménagée cette retenue d'eau appartient au bassin versant du Sassandra et au sous bassin fluvial hydrologique du Kô. La figure 5 présente une vue partielle du lac Dohou. Le lac présente des signes d'eutrophisation caractérisés par la présence de végétaux aquatiques envahissants.



Figure 5 : Vues du lac Dohou (Ouest, Côte d'Ivoire)

### 2.1.2. Lac Guessabo

Le lac Guessabo (lac de Buyo à Guessabo) est situé entre les longitudes  $-6^{\circ}45'$  et  $-6^{\circ}46'W$  et les latitudes  $6^{\circ}57'$  et  $7^{\circ}2' N$ . Il se trouve en amont du barrage de Buyo construit sur le fleuve Sassandra. Il couvre une superficie de  $27 \text{ km}^2$ . Ses profondeurs oscillent entre 0,5 et 20 m. On distingue quatre saisons hydroclimatiques dont une période de décrue qui s'étend de décembre à janvier, une période d'étiage qui part de février à avril, une période post-étiage allant de mai à juillet et une grande période de crue d'août à novembre (Yapo *et al.*, 2008). Le bassin du Sassandra, long de 600 km, prend sa source dans la région de Bayla en Guinée. Il reçoit trois affluents majeurs que sont le Bafing, le N'zo et la Lobo. Son bassin versant couvre une superficie de  $75\,000 \text{ km}^2$ . Il s'agit d'un cours d'eau permanent (Pierre-Yves & Riffard-Chenet, 2015). La figure 6 montre une vue partielle du lac Guessabo.



Figure 6 : Vues du lac Guessabo (Ouest, Côte d'Ivoire)

## 2.2. Milieu naturel

### 2.2.1. Relief

La particularité de la région Ouest tient à son paysage de montagne. On y rencontre un relief assez accidenté avec une altitude moyenne de 300 m (Kouassi *et al.*, 2012). C'est une succession de dômes séparés par des vallées profondes s'étendant sur plus d'une centaine de kilomètres d'Est à l'Ouest. Toutefois, le secteur montagneux ne couvre pas toute la zone d'étude. On y rencontre de vastes et hauts plateaux, des plaines et des bas-fonds très étendus (CNRA, 2009).

### 2.2.2. Climat

La région Ouest bénéficie d'un climat tropical humide avec une seule saison de pluie et de fortes hauteurs pluviométriques annuelles (Kouassi *et al.*, 2012). Les taux pluviométriques annuels avoisinent les 2000 mm sur le secteur d'étude. On y distingue une saison sèche

d'une durée de 4 mois, allant de novembre à février et une saison de pluie allant de mars à octobre. En saison pluvieuse, il tombe plus de 100 mm de pluie par mois et les hauteurs maximales sont atteintes pendant les mois de juin et septembre. En saison sèche, les hauteurs de pluie mensuelles ne dépassent guère 65 mm (Brou, 2005). La température moyenne oscille autour de 25,6 °C par an. Sur le plan hydrochimique, la connaissance de l'évolution des précipitations d'une région permet de connaître les périodes de dilution ou de concentration des éléments dissous dans les eaux et des périodes importantes des apports exogènes de polluants. La figure 7 montre les diagrammes ombrothermiques de la zone d'étude.

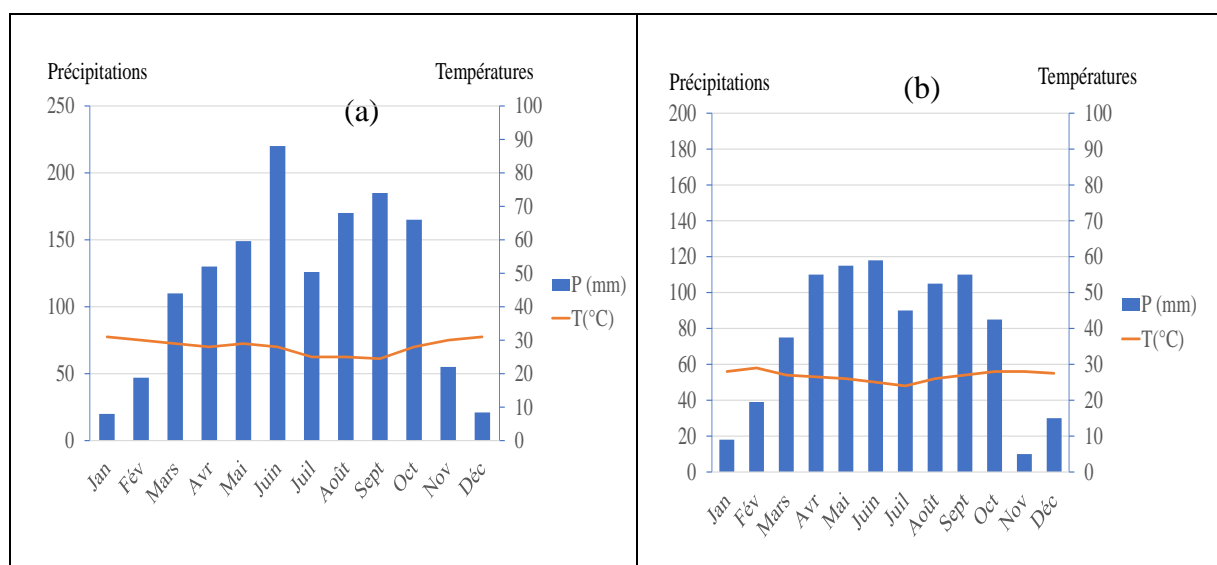


Figure 7 : Diagramme ombrothermique de la zone de Duékoué (a) et de Daloa (b) entre 1988-2015 (Source : <https://fr.climate-data.org/afrique/Côte-d-ivoire/montagnes/Duékoué-5528/> et <https://fr.climate-data.org/afrique/cote-d-ivoire/haut-sassandra/daloa-7234/>).

### 2.2.3. Hydrographie

La zone d'étude est située sur le bassin versant du Sassandra. C'est le principal bassin versant de la région, il occupe toute la partie orientale. Le fleuve Sassandra draine un bassin versant d'environ 75000 km<sup>2</sup> dont 62 000 km<sup>2</sup> en Côte d'Ivoire. S'étirant des savanes du Nord à la forêt dense au Sud, il subit l'influence successive des régimes pluviométriques du climat tropical de transition et du climat équatorial de transition (Pierre-Yves & Riffard-Chenet, 2015). Le fleuve Sassandra prend sa source en Guinée dans la région de Beyla, sous le nom de Féroudougou, coule dans l'accident du Sassandra, et se jette dans l'Océan Atlantique au niveau de la ville de Sassandra. La majeure partie de la zone d'étude reste sillonnée par ses affluents. Le réseau hydrographique de surface dense entraîne les eaux de ruissellement vers le Sassandra par l'intermédiaire de nombreux petits affluents parfois ramifiés, permanents ou temporaires (Goné, 2001). Ses principaux affluents sont le Koué, le Bafing, le N'zo, la Lobo et le Kô (figure 8).

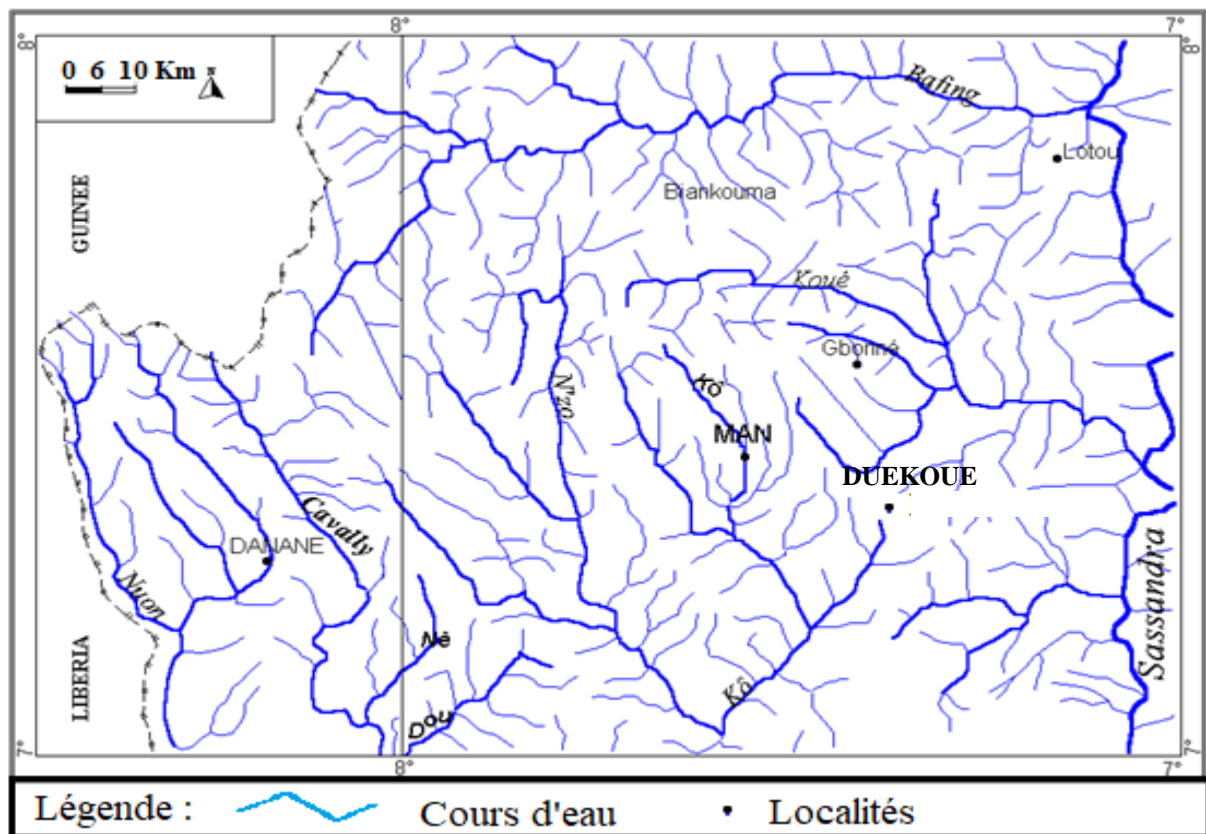


Figure 8: Carte hydrographique couvrant la zone d'étude (Goné, 2001), modifiée

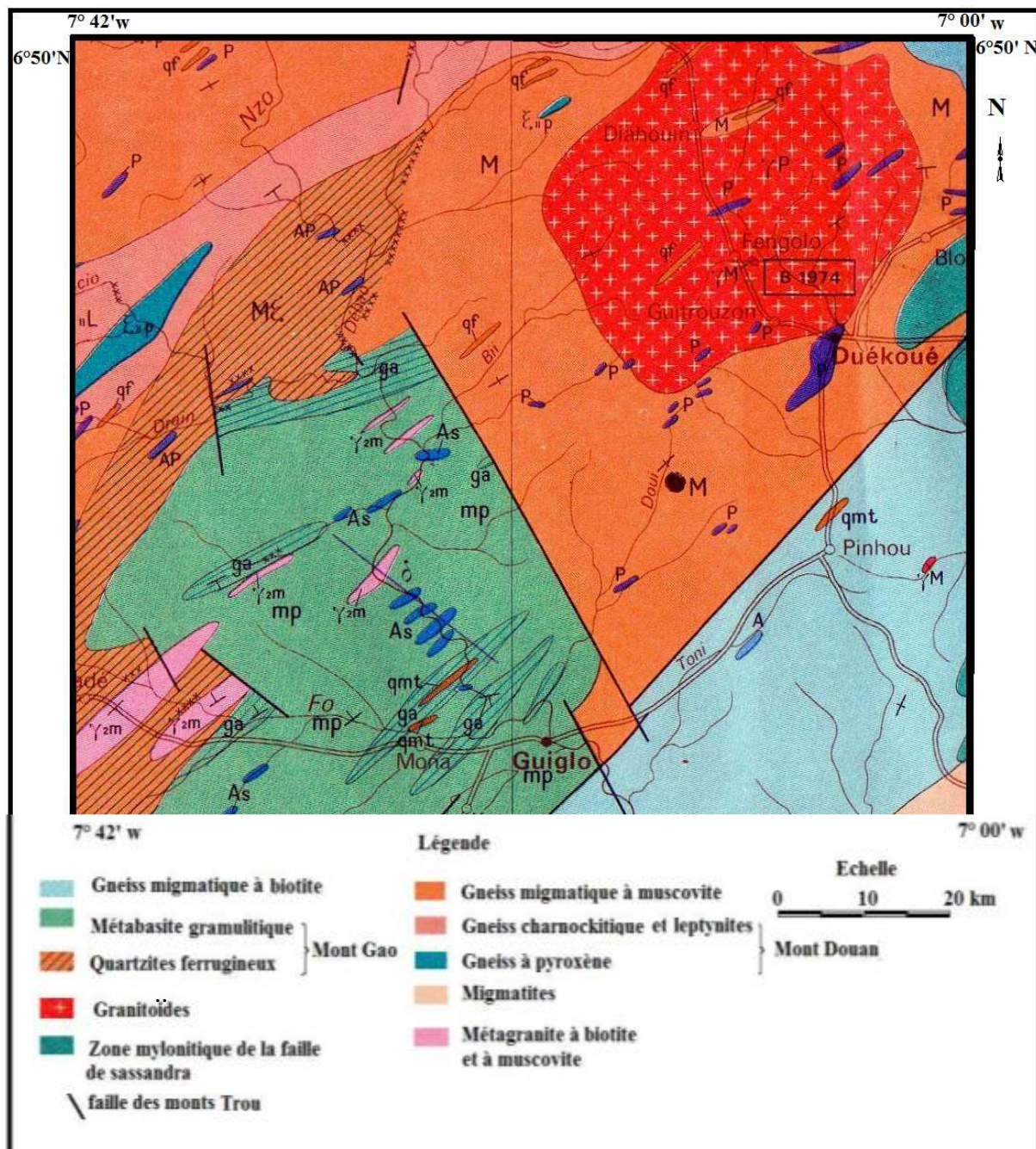
## 2.2.4. Sol, géologie et végétation

### 2.2.4.1. Sol et géologie

Les sols sont de type ferrallitique à fertilité moyenne et constituent un large domaine pour le développement de l'agriculture, ce qui justifie le déplacement de la boucle du cacao dans cette zone. Il existe également des sols développés sur des roches basiques potentiellement riches en sels minéraux et des sols hydromorphes situés dans les bas-fonds (Kouassi *et al.*, 2012). L'épais manteau d'altérites qui recouvre généralement le substratum résulte d'une pédogenèse essentiellement locale liée au climat tropical chaud et humide. En conséquence de l'effet des pentes, les sols subissent un intense lessivage, et leurs bases échangeables sont largement évacuées. Les sols non cultivables, soit du fait d'une trop forte pente, soit parce que la roche mère affleure, représentent 18 % de la superficie de la région de l'Ouest (Goné, 2001). La majorité de ces sols est rangée dans la classe des sols ferrallitiques fortement désaturés.

Au plan géologique, le secteur Guessabo-Duékoué est le domaine Sassandra. Dans cette zone, la pétrographie des formations géologiques est constituée de l'unité des monts Douan et de

l'unité des migmatites à biotite et microcline (Kouamé, 2011). Ces unités sont composées pour l'essentiel de gneiss charnockitique et leptynitiques et de gneiss à pyroxène pour le Douan et de quartz, de microcline, d'oligoclase, de la biotite, d'autres minéraux accessoires comme le grenat, et la muscovite pour l'autre (figure 9). La zone Guessabo- Duekoué, située en zone de socle cristallin, est recouverte par des couches d'altérites d'épaisseurs plus ou moins importantes, avec des affleurements de roches granitiques par endroits (Kouassi *et al.*, 2012).



#### 2.2.4.2. Végétation

La végétation est constituée de forêts denses humides marquées par endroits de prairies. Cette forêt est fortement dégradée à cause des activités anthropiques. Les cartes d'occupation du sol du bassin versant de 1989 et de 2020 élaborées à la suite des différents traitements illustrent ces modifications qualitatives (figure 10). Elles sont dues à l'expansion des cultures de rente et la croissance de l'habitat humain qui ont réduit la forêt à de petits îlots au profit des cultures à forte valeur ajoutée comme le cacao, l'hévéa et le café (Brou, 2005). Les jachères, les quelques forêts semi-décidues et la forêt de montagne sont l'objet d'agression humaine en saison sèche



pour des pratiques agricoles extensives sur brûlis autour des villages et campements. Dans cette forêt semi-décidue existe plusieurs espèces d'arbre dont on peut citer pêle-mêles l'Iroko *Chlorophora excelsa*, le Bété *Mansonia altissima*, le Samba *Triplochiton scleroxylon*, le Framiré *Terminalia ivorensis* et le Fromager *Terminalia ivorensis*. Sur les cours d'eau apparaissent abondamment des plantes aquatiques dont *Nymphaea micrantha* (Nénuphar) et *Eichhornia crassipes* (Jacinthe d'eau) en période de crue.

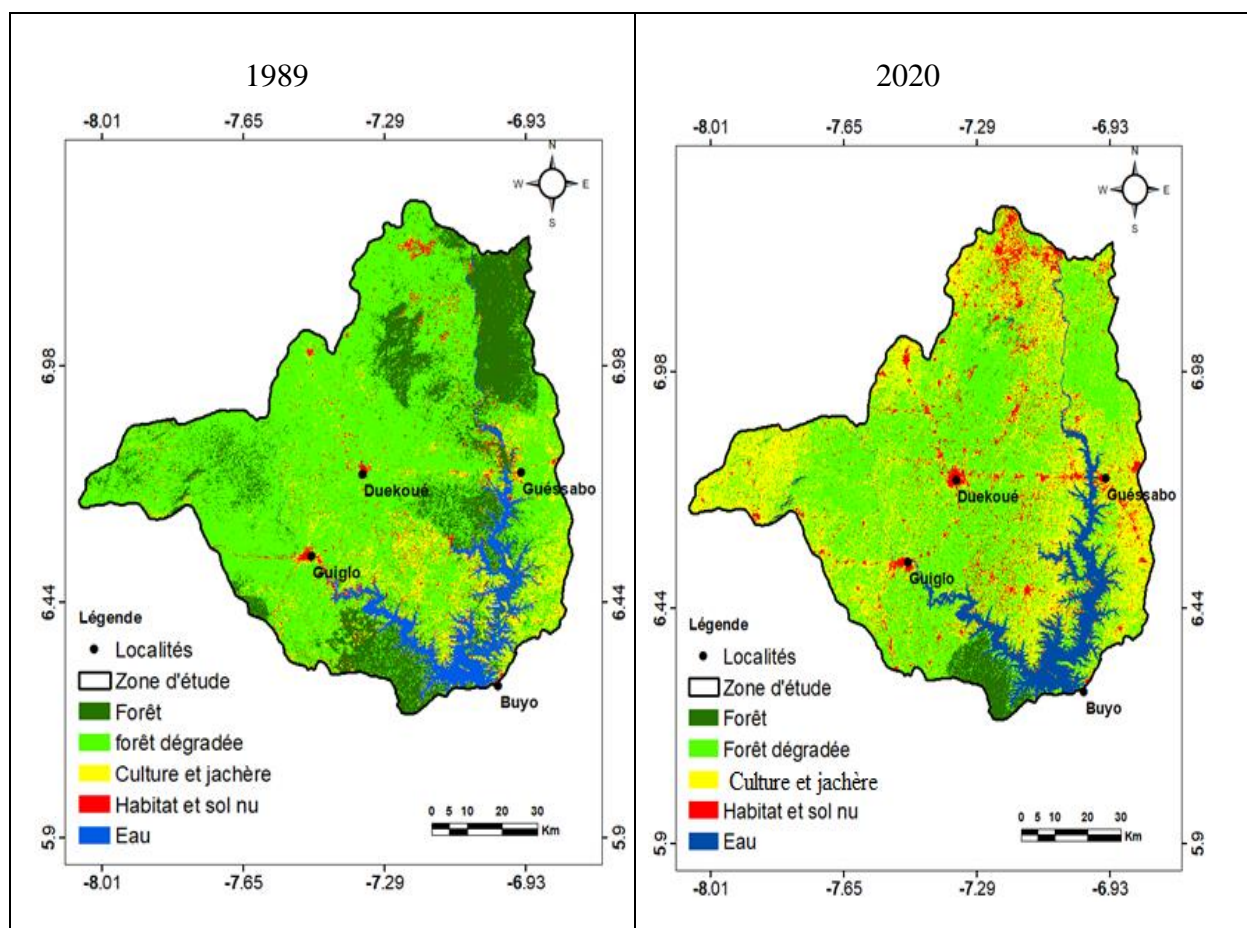


Figure 10 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la zone d'étude de 1989 et 2020

## 2.3. Milieu humain

### 2.3.1. Population et activités anthropiques

La population est composée d'autochtones et d'allogènes vivants dans la ville de Duékoué, les sous-préfectures, les villages et les nombreux campements de la région. La population autochtone est constituée de Guérés et de Gnanbouas. Les allogènes sont représentés en grande partie par des populations des autres régions du pays et des ressortissants des pays limitrophes de la Côte d'Ivoire notamment le Mali, le Burkina Faso et la Guinée. L'agriculture constitue l'activité économique principale de la zone d'étude malgré sa faiblesse en sols cultivables, notamment dans les espaces montagneux (Goné, 2001). Les principales cultures réalisées par

celles-ci sont celles de maraîchers, de caféiers, de cacaoyers, d'hévéa, riz, maïs et de bananiers (plantain). Les activités économiques liées au milieu lacustre sont constituées essentiellement de la pêche et du transport, spécifiquement pour le lac Guessabo (figure 11). Les eaux des lacs sont également utilisées pour le lavage des aliments, la baignade et aussi comme boisson par les pêcheurs vivant dans les campements. On observe également une exploitation de carrières de graviers sur les dômes plutoniques qui entourent le lac Dohou. Les différentes activités réalisées aux abords et sur les lacs sont illustrées par la figure 11.

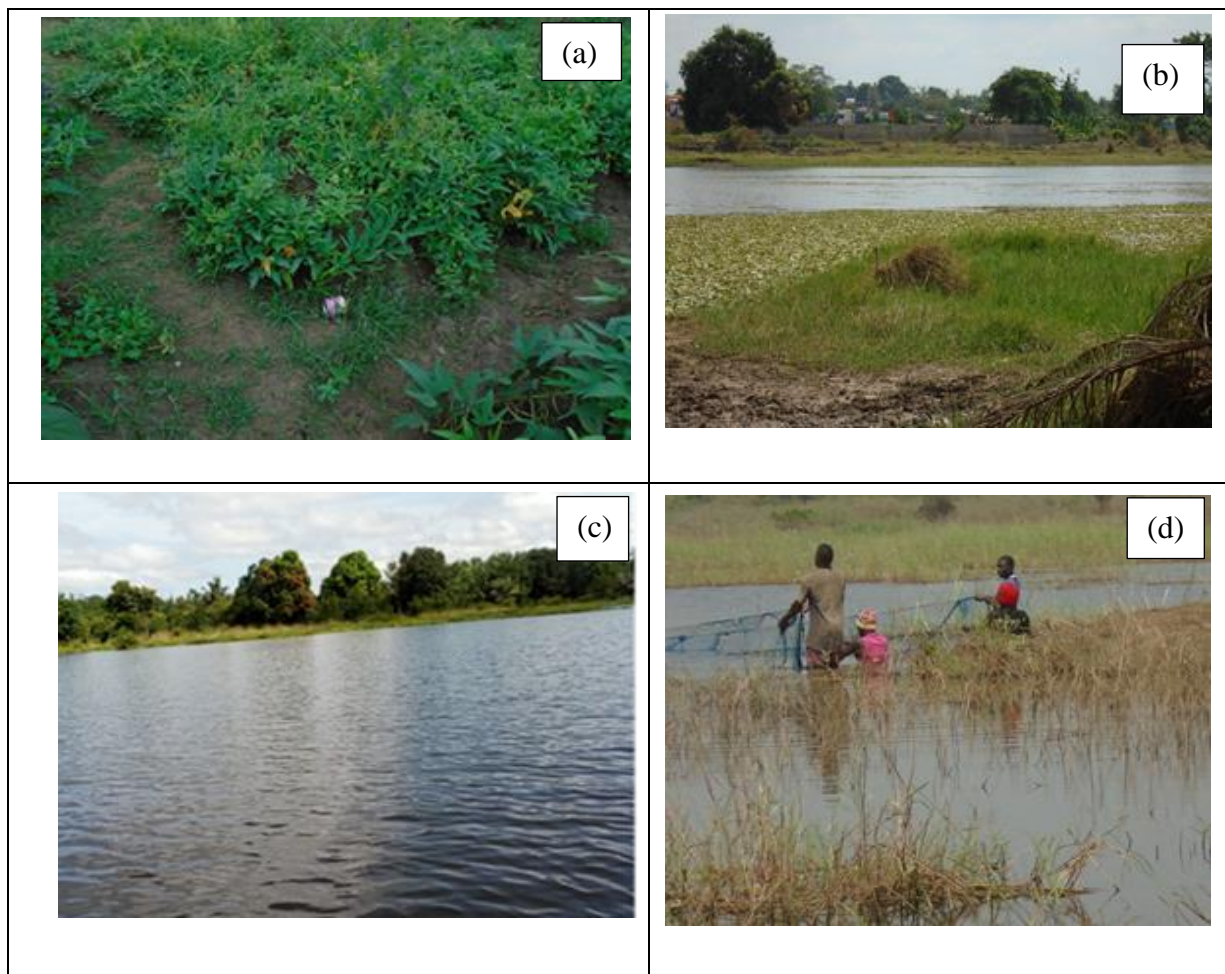


Figure 11 : Cultures maraîchères aux abords du lac Dohou (a), bâtis aux abords du lac Dohou (b), plantations de cacaoyer (c) en bordure des lacs et pêche (d) dans le lac Guessabo

### **2.3.2. Pressions anthropiques sur les lacs Guessabo et Dohou**

Les trois types classiques de pollutions ou de contaminations d'un bassin versant peuvent exister dans la zone d'étude : la pollution d'origine agricole, la pollution domestique ou urbaine et la contamination d'origine naturelle.

Au plan agricole, il s'agit premièrement des substances utilisées en agriculture pour amender ou protéger le sol ou les cultures (engrais, nitrates, phosphore, pesticides etc.), et deuxièmement

des substances qui existent naturellement auparavant dans les sols, comme les matières organiques. A l'origine, la matière organique n'est pas un polluant mais sa surconcentration dans les eaux la rend polluante. Au niveau domestique, les décharges sauvages, brutes ou sous forme de dépotoir, posent à leur tour un sérieux problème sur les lacs. Dans notre cas, l'observation sur le terrain montre que ce type de déchets contribue à la dégradation de l'environnement en général et de l'hydrosystème en particulier (Kouamé *et al.* ; 2019). Des amas de débris en pleine ville, des décharges sauvages, des sacs plastiques agglomérés en bordure de route, dispersés dans les champs sont rencontrés dans la zone d'études. Les industries (même si elles sont artisanales) ne prennent aucune disposition pour traiter leurs effluents liquides ou gazeux avant leur rejet dans la nature. D'autre part, les rejets domestiques sont évacués dans la nature avec toutes sortes de déjections humaines.

Aussi, les eaux provenant des salles de bains, des cuisines contiennent des détergents, des solvants, et du phosphore en fortes concentrations (Gozukara *et al.*, 2010). La zone d'étude étant dépourvue de toutes stations d'épuration, les eaux polluées sont rejetées directement dans la nature sans traitement. De plus, sur les bords du lac Dohou existe une petite unité de production d'aliments d'animaux (Kouamé *et al.* ; 2019). Par ailleurs, les plantations localisées sur le bassin versant des lacs peuvent détériorer la qualité de ses eaux par le lessivage des pesticides et des fertilisants. Naturellement, les sols hydromorphes situés dans les bas-fonds, les fortes pentes, l'affleurement de la roche mère de la zone de Duékoué (Goné, 2001), ainsi que l'intensité des précipitations accentuent le lessivage des polluants agricoles et des eaux usées vers les rivières et les lacs. Cette forte pression anthropique peut engendrer une augmentation importante des teneurs en éléments polluants (éléments nutritifs, matière organique, métaux lourds, pesticide, etc.) des milieux aquatiques (N'guessan *et al.*, 2011 ; Belkhiri *et al.*, 2018).

### **2.3.3. Régime de fonctionnement naturel des lacs**

Le régime de mélange d'un lac est influencé par la morphométrie du lac et les conditions environnementales. D'ailleurs, les influences humaines sous la forme de changement d'utilisation des terres, d'augmentation des températures et de changements dans les régimes météorologiques modifient le moment et l'intensité de la stratification dans les lacs (Edlund *et al.*, 2017). Les changements dans l'utilisation des terres par l'homme influencent de plusieurs façons la stratification des lacs et, par la suite, les conditions de l'eau. Par exemple, l'ajout de particules dans les plans d'eau suite aux ruissellements de surface peut réduire la clarté de l'eau, ce qui entraîne une stratification thermique plus forte (Heiskanen *et al.*, 2015).

Les échanges de chaleur entre l'atmosphère et l'eau provoquent l'augmentation de la température de l'eau en surface. La faible efficacité des processus de diffusion/conduction de cette énergie dans l'eau induit l'apparition d'un gradient thermique de plus en plus important entre l'eau en contact direct avec l'atmosphère en surface et l'eau en profondeur en période de forte chaleur. Le gradient de température ainsi formé et l'action turbulente dû au vent font apparaître plusieurs couches aux propriétés physiques différentes du fait de la relation densité-température de l'eau douce (Edlund *et al.*, 2017). La couche supérieure (épilimnion), est de densité faible avec une température quasi homogène et peut être facilement brassée par le vent. Le refroidissement de cette couche induit l'apparition de courants de convection (température plus froide et densité plus forte) qui descendent dans la colonne d'eau jusqu'au couches d'eau de densité équivalente. Plus la température diminue, plus ces courants approfondissent la stratification jusqu'à sa destruction complète par un mélange complet de la colonne d'eau. Lors des périodes de brassage, le gradient thermique disparaît et permet la convection dans toute la masse d'eau des composés chimiques comme l'oxygène et les éléments nutritifs en particuliers. La couche intermédiaire (métalimnion), dans laquelle le gradient de température et donc le gradient de densité sont forts, est parfois réduite à un plan d'inflexion (thermocline), au niveau du maximum du gradient thermique (Heiskanen *et al.*, 2015). L'apparition du gradient thermique empêche la diffusion de nombreux composés chimiques dans l'ensemble de la colonne d'eau. Finalement, la couche profonde (hypolimnion), est de température presque homogène et de densité forte.

### **Conclusion partielle**

Les activités, essentiellement agricoles, menées par les populations sont variées. Il s'agit des cultures de rentes, des cultures vivrières et des cultures maraîchères qui peuvent avoir des répercussions sur les eaux des lacs Guessabo et Dohou. L'élevage, la pêche et le manque d'assainissements adéquats font également partie des activités ou des faits susceptibles de contribuer à la détérioration de la qualité de ces cours d'eau. La région Ouest bénéficie d'un climat tropical humide avec une seule saison de pluie avec de fortes hauteurs pluviométriques annuelles et d'un réseau hydrographique dense. La végétation constituée de forêts denses humides marquées par endroits de prairie est fortement dégradée par les activités anthropiques. Dans cette zone, les sols de type ferrallitique à fertilité moyenne constituent un large domaine pour le développement de l'agriculture. Les différentes activités sont des sources de nuisances pour l'homme et son environnement.

**DEUXIEME PARTIE: MATERIEL  
ET METHODES**

**CHAPITRE 3 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES CARACTÉRISTIQUES  
PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES DES EAUX DES  
LACS GUESSABO ET DOHOU**

**3.1. Techniques d'échantillonnage**

**3.1.1. Choix des sites d'échantillonnage**

Les trois premières campagnes ont permis de retenir les stations d'échantillonnage représentées sur la figure 12. Bien avant le maillage, douze stations avaient été retenues sur le Dohou et dix-neuf sur le lac Guessabo. Les résultats des premières analyses ont révélé que certaines stations proches avaient les caractéristiques similaires. En définitive, sur le lac Dohou huit stations ont été retenues pour les paramètres physico-chimiques et sept stations pour les paramètres microbiologiques. Sur le lac Guessabo, sept stations ont été retenues pour tous les paramètres. Les points d'échantillonnage sont référencés par une lettre et un chiffre (figure 12). La lettre est liée au nom du lac étudié, et le numéro à sa position relative par rapport au lac mentionné. La position géographique des points a été déterminée à l'aide d'un GPS. Le choix des stations de prélèvement est fait en se basant sur l'accessibilité, le réseau hydrographique et les sources potentielles de pollution (activités anthropiques) afin d'obtenir des échantillons représentatifs par une large couverture du plan d'eau.

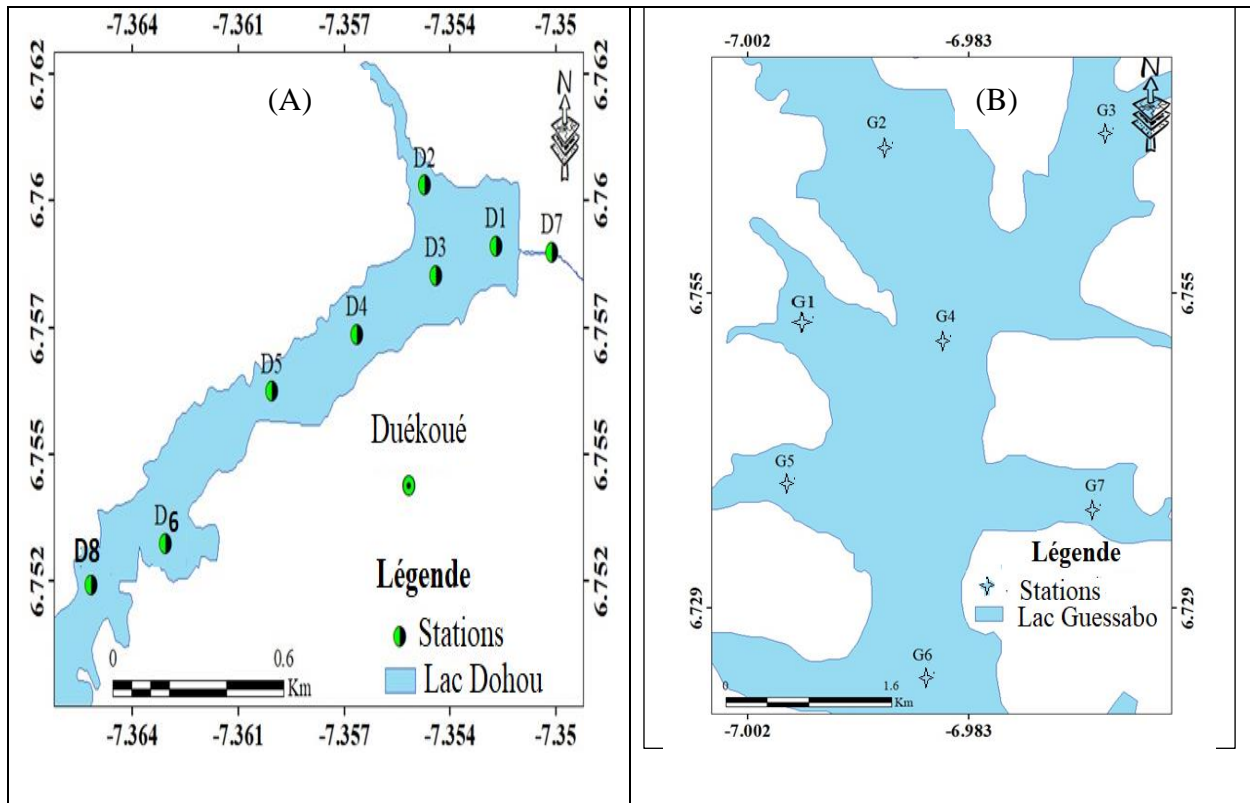


Figure 12 : Stations d'échantillonnage dans les lacs Dohou (A) et Guessabo (B)

### 3.1.2. Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimiques sur le terrain

Afin d'avoir une idée suffisamment nette de la qualité des eaux et de son évolution saisonnière, la fréquence des prélèvements a été mensuelle pendant une année. La campagne d'échantillonnage s'est déroulée de novembre 2017 à octobre 2018.

Les échantillons ont été prélevés dans la couche supérieure chaude (épilimnion) des lacs en raison de la faible profondeur des cours d'eau. Bien que la profondeur du lac Guessabo oscille entre 0,5 et 20 m, elle baisse drastiquement pendant la saison sèche. De plus, le brassage des eaux dû aux activités de pêche et de transport intense sur ce lac entraîne la disparition du gradient thermique et permet la convection dans toute la masse d'eau des composés chimiques comme l'oxygène et les éléments nutritifs en particuliers (Edlund *et al.*, 2017). Le choix de prélever les échantillons dans cette couche des lacs se justifie par ces faits.

Aussi lors des campagnes, les pesticides, les métaux lourds et les paramètres microbiologiques ont été mesurés de façon saisonnière (novembre et février pour la saison sèche et juin et septembre pour la saison des pluies).

En ce qui concerne les paramètres recherchés, certains ont été mesurés sur le terrain et d'autre au laboratoire. Les mesures *in situ* de température, de conductivité électrique (CE), de pH, de

solides dissous totaux (TDS), de potentiel d'oxydoréduction (Eh) et d'oxygène dissous (OD) ont été effectuées à l'aide d'un appareil multi-paramètres (figure 13A) de marque HANNA HI 9828 (avec les précisions suivantes :  $T^{\circ} \pm 0,15^{\circ}\text{C}$  ; salinité  $\pm 2 \%$  ; CE  $\pm 1 \%$  ; pH  $\pm 0,02$  pH; TDS  $\pm 1\%$  ; Eh  $\pm 1$  mV et OD  $\pm 1,5 \%$ ), préalablement étalonné. Il a été immergé dans l'eau et la sélection de la fonction désirée a permis d'obtenir l'affichage de la valeur du paramètre à l'écran.

Quant à la transparence, elle a été aussi mesurée *in situ* à l'aide du disque de Secchi (figure 13B) fixé au bout d'une corde et immergé jusqu'à disparition complète. Ensuite, le disque est remonté lentement jusqu'à ce qu'il soit visible. La hauteur d'eau à laquelle le disque redevient visible par rapport à la surface air-eau représente la transparence que l'on note.

La mesure de la turbidité a nécessité l'utilisation d'un turbidimètre TL 31 CIFEC de marque HANNA HI98703 (figure 13C) qui détermine par un test optique, la capacité de réflexion de la lumière dans une colonne d'eau. Lorsque l'échantillon d'eau est introduit dans le compartiment de lecture, on appuie sur la touche lecture et la valeur de la turbidité s'affiche sur l'écran de l'appareil.

#### **3.1.2.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau pour une analyse chimique**

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un préleveur intégré (figure 13D) de la surface jusqu'à une profondeur de 1m en dessous.

Les échantillons destinés à l'analyse des nutriments et des résidus de pesticides sont recueillis dans des flacons en polyéthylène rincés au préalable avec l'eau à prélever. Ces échantillons sont gardés à l'abri du soleil dans une glacière.

En revanche, les échantillons destinés à l'analyse du paramètre  $\text{DBO}_5$  sont recueillis dans des verres ambre (recouverts de papier d'aluminium) pour éviter sa photo-dégradation car sensible aux rayons solaires. Les échantillons destinés aux analyses de la DCO et de l'azote Kjeldahl sont acidifiés avec de l'acide sulfurique concentrée (98 %) pour obtenir un pH  $< 2$ . Pendant les séances de remplissage des flacons, ceux-ci sont rincés trois fois avec l'eau à analyser avant le remplissage, puis remplis à ras bord afin d'éviter la formation de bulles d'air. Les flacons sont ensuite refermés hermétiquement et bien étiquetés. Les échantillons sont conservés à basse température ( $4^{\circ}\text{C}$ ) et à l'abri de la lumière, dans la glacière contenant des glaçons, afin de limiter les réactions chimiques ou biologiques.



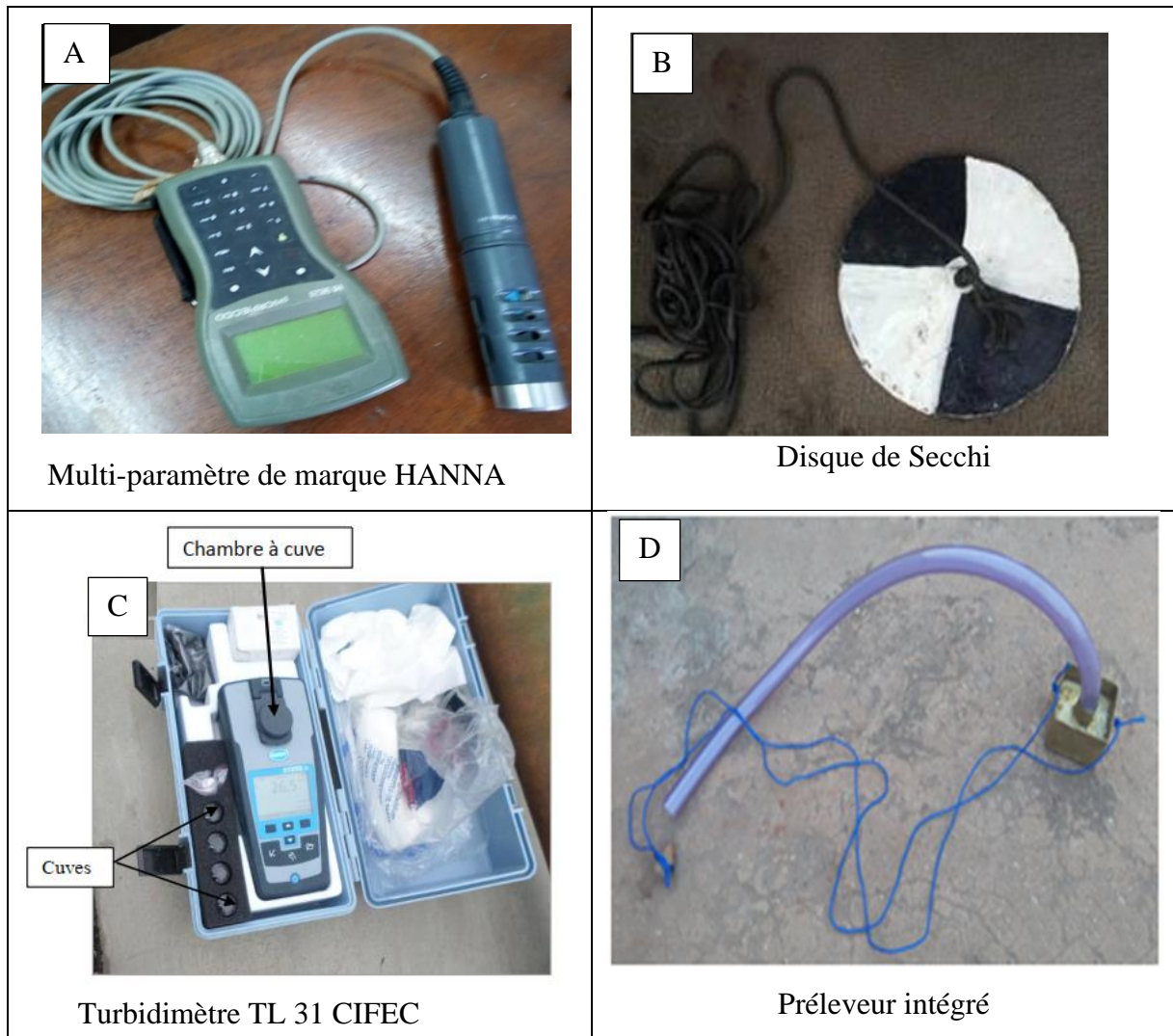


Figure 13 : Vues de quelques matériels utilisés pour les mesures *in situ*

### 3.1.2.2. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau pour analyse microbiologiques

Les échantillons d'eau sont recueillis dans des sachets stérilisés et fermés hermétiquement à l'aide de baquettes appropriées en prenant soin de ne pas contaminer ni modifier les échantillons. Pour cela les gants stérilisés portés sont changés à chaque station. Cet acte permet de s'affranchir au maximum des risques de contamination. Les échantillons sont protégés des rayons solaires en emballant ceux-ci dans du papier en aluminium. Les échantillons recueillis sur le site Dohou et Guessabo sont transportés immédiatement dans une glacière à 4°C au laboratoire par courrier recommandé afin de réaliser les analyses dans le délai requis à cet effet (24 h au plus).

### **3.2. Analyses des paramètres chimiques et microbiologiques**

#### **3.2.1. Analyses des paramètres chimiques dans l'eau**

Pour l'analyse au laboratoire, le matériel est constitué essentiellement de verrerie ( fioles, pipettes, de micropipettes...), de réactifs spécifiques à chaque paramètre, d'étuves et d'appareils de mesure. Le spectrophotomètre (UV/visible-1700 pharma à double faisceau de marque SHIMADZU) assisté d'un ordinateur (figure 16) a servi à déterminer les teneurs en composés azotés et phosphorés et l'ion sulfate.

Les paramètres tels que les composés azotés et phosphorés, la demande chimique en oxygène (DCO) et les paramètres microbiologiques ont été mesurés au laboratoire du Centre de Recherches Océanologiques (CRO). Quant à la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), l'analyse a été déterminée au Centre Anti-pollution (CIAPOL).



Figure 14 : Photo d'un spectrophotomètre assisté d'un ordinateur

L'analyse colorimétrique est basée sur le principe que certains composants spécifiques réagissent avec d'autres par la production d'une couleur, ce qui permet de mesurer la concentration de l'ion recherché. Lorsqu'une substance est exposée à un faisceau lumineux d'une intensité  $I_0$ , une partie du rayonnement est absorbée par les molécules et un rayonnement d'intensité émergente  $I$ , plus petit que l'intensité  $I_0$  est émis. La quantité du rayonnement absorbé est donnée par la loi de LAMBERT - BEER. L'analyse des éléments suivants repose sur cette loi.

##### **3.2.1.1. Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

Les nitrates sont analysés en spectrométrie UV d'absorption moléculaire avec l'acide sulfosalicylique. Cette méthode reprend la norme NF T 90-012. L'étape de la coloration a constitué à ajouter à la prise d'essai (20 mL de l'échantillon), 0,5 mL de solution d'azoture de

sodium et 0,2 mL d'acide acétique cristallisable. Quelques minutes après (environ 5 mn), le mélange obtenu a été évaporé à sec dans un bain d'eau bouillante. Ensuite, 1 mL de solution de salicylate de sodium a été ajouté au mélange précédent et l'ensemble a été évaporé à sec à nouveau suite à une homogénéisation. La dissolution du résidu de la capsule refroidi à la température ambiante a nécessité l'ajout de 1 mL d'acide sulfurique. Après 10 mn, des quantités de 10 mL d'eau et de solution d'alcali respectives y sont ajoutées. Le mélange est transvasé dans une fiole jaugée de 25 mL et placée dans le bain d'eau à 25 °C. Après le même temps que précédemment, la fiole est retirée du bain et le volume est complété à 25 mL avec de l'eau distillée. Les mesures spectrométriques sont alors effectuées à 415 nm. La projection sur la courbe d'étalonnage préalablement tracée permet de déduire la concentration en nitrates de l'échantillon suite à la lecture par absorbance au spectrophotomètre (UV/visible-1700 pharma).

#### 3.2.1.2. Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ )

Les nitrites sont dosés par la méthode à la sulfanilamide. Les nitrites réagissent avec la sulfanilamide à  $\text{pH} = 1,9$  en présence de Dichlorure de N-1-naphtyléthylènediamine pour former un complexe pourpre permettant un dosage colorimétrique à 543 nm selon la norme (NF T-90-013). Le principe est basé sur la réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à  $\text{pH} = 1,9$  avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide ( $\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{N}_2\text{H}_4$ ) en présence d'acide orthophosphorique pour former un sel diazoïque donnant un complexe de coloration pourpre avec le chlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2-éthane. Concrètement, le protocole d'analyse a consisté à ajouter deux réactifs à la prise d'essai (10 mL) dans l'ordre suivante : 1 mL de réactif 1 (solution acide de sulfanilamide à 10 g/L, l'ensemble agité vigoureusement et laissé au repos quelques minutes) et 1 mL de réactif 2 (solution de N-(1-naphtyl) -éthylène diamine à 1 g/L). La lecture de l'absorbance est faite à la longueur d'onde de 543 nm au spectrophotomètre après 15 mn. La concentration en nitrites correspondant à la valeur de l'absorbance est déterminée à l'aide de la courbe d'étalonnage tracée avant analyse.

#### 3.2.1.3. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

Les ions ammoniums sont dosés par la méthode du bleu d'indophénol. En milieu alcalin ( $10,4 < \text{pH} < 11,5$ ) et en présence de nitroprussiate (Catalyseur), les ions ammonium, traités par une solution de chlore et de phénol, donnent du bleu d'indophénol permettant un dosage colorimétrique à une longueur d'onde de 630 nm selon la norme française T 90 -0156-2. La démarche analytique a consisté à mélanger à la prise d'essai (20 mL) deux réactifs : 1 mL de réactif 1 (mélange de 35 g/L de phénol et de 0,4 g/L de nitroprussiate de sodium, l'ensemble

vigoureusement agité pendant quelques secondes) et 1 mL de réactif 2 (dissolution de 20 g d'hydroxyde de sodium, 380 g de citrate trisodique et de 4 g d'acide dichloro-cyanurique dans 1 L d'eau bidistillée). La lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 630 nm est faite après conservation des échantillons à l'abri de la lumière pendant au moins 6 heures. La concentration en ions ammonium en mg/L de la prise d'essai est déduite d'une courbe d'étalonnage.

#### 3.2.1.4. Orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

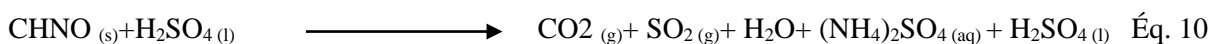
Les orthophosphates sont dosés selon la norme NF T90-023. Ils sont dosés en présence d'acide ascorbique par l'ajout d'un réactif combiné (acide sulfurique, tartrate de potassium et antimoine, molybdate d'ammonium), le tout donnant une coloration de bleu de molybdène. Le principe est basé sur la formation d'un complexe réductible à l'acide ascorbique, par réaction du molybdate d'ammonium sur les orthophosphates, en présence d'antimoine (III). La forme réduite est absorbée à la longueur d'onde de 885 nm. Le mode opératoire a consisté à mélanger la prise d'essai (10 mL) à 1 mL de réactif combiné (10 mL de solution de molybdate d'ammonium à 30 g.L<sup>-1</sup>, 5 mL d'oxytartrate d'antimoine et de potassium à 1,36 g/L, 25 mL d'acide sulfurique à 2,5 mol/L et 10 mL d'acide ascorbique à 108 g/L) et à homogénéiser aussitôt l'ensemble. La lecture de l'absorbance est faite à la longueur d'onde de 885 nm au spectrophotomètre après 5 mn. L'analyse a nécessité le tracé d'une courbe d'étalonnage au préalable.

#### 3.2.1.5. Azote Kjeldahl

Pour l'essentiel, l'analyse est constituée des étapes de travail suivantes :

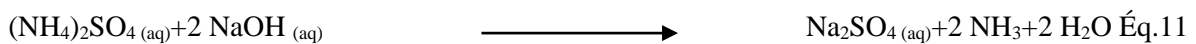
- minéralisation de l'échantillon avec de l'acide sulfurique ;
- distillation de la solution minéralisée avec de la vapeur d'eau ;
- titrage du distillat et calcul des résultats.

La minéralisation selon Kjeldahl est basée sur le principe selon lequel l'échantillon est détruit par oxydation avec de l'acide sulfurique concentré et bouillant.

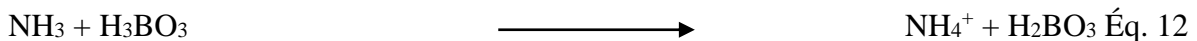


Afin de permettre une transformation plus rapide, on ajoute 10 g de sulfate de potassium à 20 mL d'acide sulfurique concentré pour augmenter le point d'ébullition de l'acide sulfurique sans pertes par évaporation significatives. L'augmentation de la température de réaction accélère l'oxydation et par conséquent la transformation en sulfate d'ammonium. Le transfert de chaleur s'est effectué directement au-dessus de la flamme du brûleur à gaz. Un mélange de catalyseurs

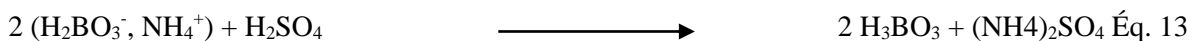
conditionnés sous forme de comprimés (5,0 g K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + 0,5 g CuSO<sub>4</sub>, 5 H<sub>2</sub>O) disponibles dans le commerce a été utilisé à raison de 2 comprimés pour 20 mL d'acide. La fin de la minéralisation est sue à la couleur verte de la solution de minéralisation, en raison des sels de cuivre. La libération de l'azote de la solution de minéralisation d'acide sulfurique a consisté à ajouter 10mL d'une solution concentrée de soude caustique (NaOH à 33 %). Les ions NH<sub>4</sub><sup>+</sup> qui résultent de cette minéralisation, ainsi que ceux qui préexistaient dans l'eau, sont transformés ensuite en ammoniac par une lessive de soude (équation 11). Ensuite, on procède par distillation pour le séparer de cette solution.



Les conditions de distillation réunies (création d'une sous-couche de lessive de soude concentrée sous la solution de minéralisation à l'acide sulfurique et ajout de l'eau pour la dilution), on démarre le chauffage pour la distillation. Le distillat est ensuite recueilli dans une fiole d'erlenmeyer remplie d'environ 70 mL d'acide borique, puis titré avec de l'acide. La récupération et piégeage de l'ammoniac dans l'acide borique se traduit par l'équation 12 suivante :



Et le dosage par acidimétrie (acide sulfurique (0,1N)) en présence d'indicateur coloré est donné par l'équation 13.



La formule 14 permet d'obtenir les résultats en azote Kjeldahl exprimée en mg/L d'azote (N):

$$NTK (mg / L) = \frac{2 (V_1 - V_2) \times C \times M \times 1000}{V_0} \text{ Éq. 14}$$

V<sub>0</sub> : est le volume en mL de la prise d'essai ;

V<sub>1</sub> : est le volume en mL de la solution étalon échantillon (acide chlorhydrique à 0,02 mol/L utilisé pour le titrage) ;

V<sub>2</sub> : est le volume en mL de la solution étalon utilisé pour le titrage du blanc ;

C : concentration exacte de solution étalon (mol/L) pour le titrage ;

M : masse molaire azote (g/mol)

### 3.2.1.6. Phosphore total

La méthode d'analyse répond à la Norme Française T90-023 du 23 septembre 1982. Des échantillons d'eau non filtrés ont été utilisés pour mesurer le phosphore total. Les orthophosphates sont obtenus à la suite d'une procédure de minéralisation à chaud d'une prise

d'essai de l'échantillon en présence d'acide sulfurique et de persulfate de sodium suivi de dosage spectrométrique. Lorsque la minéralisation est terminée, les échantillons sont refroidis en les déposant dans un bain d'eau froide pendant environ 15 mn. Une fois refroidis, les échantillons sont immédiatement dosés. Les résultats sont obtenus à partir de la courbe d'étalonnage de l'absorbance en fonction de la concentration. L'expression utilisée est :

$$C \text{ (mg / L)} = \frac{K \times d_1 \times 200 \times (A_e - A_b)}{V} \quad \text{Éq. 15}$$

Où : k est la pente de la courbe d'étalonnage, en  $\text{mg.L}^{-1}$  et par unité d'absorbance.

$d_1$  est le facteur de dilution éventuel de l'échantillon avant la minéralisation.

V est le volume, en mL, de la prise d'essai.

$A_e$  est l'absorbance de l'échantillon

$A_b$  est l'absorbance de l'essai à blanc

#### 3.2.1.7. **Éléments majeurs ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{SO}_4^{2-}$ )**

Les espèces chimiques  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$  sont analysés par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme (SAAF) selon la norme NF T90-112 (AFNOR, 1994). Les échantillons destinés au dosage de  $\text{Mg}^{2+}$  et de  $\text{Ca}^{2+}$  ont subi un ajout de Lanthane afin d'éviter les interférences.

Les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  ont été analysés par la méthode néphélométrique selon la norme NFT90-040. Les ions sulfates réagissent en présence de chlorure de baryum en milieu acide chlorhydrique pour former un précipité de sulfate de baryum. Ce dernier est stabilisé à l'aide d'un agent stabilisant qui absorbe à la longueur d'onde de 650 nm.

#### 3.2.1.8. **Détermination de la demande chimique en oxygène**

La DCO est dosée selon la méthode décrite par CEAEQ (2016). Le principe est basé sur l'oxydation de la matière oxydable contenue dans l'échantillon par chauffage à reflux en milieu fortement acide avec une quantité connue de dichromate de potassium dans une éprouvette fermée. La matière oxydable dans l'échantillon qui réagit avec le dichromate de potassium provoque un changement de couleur dont l'absorbance est proportionnelle à la quantité de dichromate de potassium réduit. Elle se mesure en équivalent d'oxygène. Le procédé consiste à utiliser d'abord la solution de digestion pour la méthode à haut niveau (domaine d'application se situe entre 80 et 800  $\text{mg.O}_2/\text{L}$ ). Lorsque la concentration obtenue pour un échantillon est inférieure à 80  $\text{mg.O}_2/\text{L}$ , on refait la digestion en utilisant la méthode à bas niveau (domaine d'application se situe entre 5 et 100  $\text{mg.O}_2/\text{L}$ ). Pour la première méthode, elle est constituée de

réactif combiné (environ 10,20 g de  $K_2Cr_2O_7$  préalablement séché à 105 °C pendant 2 heures, 500 mL d'eau et 167 mL de  $H_2SO_4$ , concentré). Le réactif combiné réalisé est homogénéisé aussitôt, par agitation et après un temps de refroidissement, le volume est complété à 1000 mL avec de l'eau distillée. Quant à la seconde méthode, elle consiste à verser 100 mL de la solution de digestion pour la méthode à haut niveau dans 800 mL d'eau et compléter à 1 000 mL avec de l'eau distillée. Le dosage consiste à ajouter 1,5 mL de la solution de digestion à la prise d'essai (2,5 mL). L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 600 nm pour la méthode à haut niveau et à 420 nm pour l'autre méthode. Les résultats d'analyse sont obtenus à l'aide d'un système informatisé de traitement de données qui convertit les mesures de transmittance en absorbance. Une courbe d'étalonnage (linéaire) est tracée à partir des mesures d'absorbance et de la concentration des solutions étalons. La concentration de la demande chimique en oxygène est exprimée en  $mg.O_2/L$  selon l'équation 16 suivante :

$$C = A \times F \quad \text{Éq. 16}$$

Où C : concentration de la demande chimique en oxygène dans l'échantillon ( $mg.O_2/L$ ) ;

A : concentration de la demande chimique en oxygène dans la solution dosée ( $mg.O_2/L$ ) ;

F : facteur de dilution, si nécessaire.

#### 3.2.1.9. Détermination de la demande biochimique en oxygène

La mesure de la  $DBO_5$  est faite selon la méthode manométrique basée sur le principe du respiromètre de WARBURG au cours duquel la respiration de la biomasse est directement mesurée par un appareil. Le protocole d'analyse peut être résumé comme suit : Dans des flacons à bouchons rodés, on ajoute successivement la quantité d'eau désirée (fonction de la valeur de la DCO, tableau XII) mesurée avec un ballon jaugé de trop-plein, un barreau aimanté et une pincée de l'allyle thio-urée ( $C_4H_8N_2S$ ). La dernière citée permet d'inhiber la nitrification car l'oxydation des dérivés ammoniacaux et des nitrites en nitrates absorbe également de l'oxygène. Ensuite, on met deux pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur (noir) pour piéger le  $CO_2$  formé pendant l'oxydation de matière organique, puis le bouchon est vissé sans fermer hermétiquement et on actionne le système d'agitation à 20 °C. Après 30 mn pendant lesquelles l'équilibre s'établi, on ferme hermétiquement avec un bouchon muni d'un capteur de pression (Oxytop). L'appareil de mesure est placé dans un réfrigérateur maintenu à 20°C. On suit ensuite, pendant 5 jours, la consommation d'oxygène, qui se traduit par une diminution de la pression d'air. On procède enfin à la correction de la mesure par un facteur correctif qui dépend de la quantité d'échantillon prélevée et de la gamme de mesure souhaitée (tableau XII). La valeur réelle est calculée en utilisant l'équation 17 :

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg.O}_2\text{/L)} = \text{Valeur lue} * \text{facteur} \quad \text{Éq. 17}$$

Tableau XII : Facteur de conversion de la DBO<sub>5</sub> en fonction du volume de prise d'essai

Portée de mesure DCO	Quantité (mL)	Facteur
0 – 40	432	1
0 – 80	365	2
0 – 200	250	5
0 – 400	164	10
0 – 800	97	20
0 – 2000	43.5	50
0 – 4000	22.7	100

### 3.2.2. Analyse microbiologique des échantillons d'eau

Le matériel d'analyse est constitué essentiellement de verrerie, de boîtes de pétri, de milieux de culture et de réactifs appropriés. Les indicateurs de pollution fécale pris en compte dans cette partie sont uniquement les coliformes (dits coliformes totaux (CT)), les *Escherichia coli*, les entérocoques et les salmonelles. Les méthodes utilisées pour la détermination des indicateurs de pollution fécale sont multiples. Les critères de choix d'une technique dépendent de l'origine, de la nature de l'eau à examiner (eau de forage ou de puits, eau trouble, eaux usées, etc.), des facteurs relatifs à la qualité des résultats et des facteurs relatifs au coût des analyses. Eu égard à cela, la charge microbienne dans les eaux est recherchée et/ou dénombrée selon les méthodes classiques de microbiologie (AFNOR, 1996).

#### 3.2.2.1. Recherche de salmonella sp: méthode présence ou absence

Cette méthode comprend trois étapes qui sont le préenrichissement ou enrichissement non sélectif, l'enrichissement sélectif et l'isolement (Norme ISO 19250).

Pour le préenrichissement, le bouillon utilisé est l'eau peptonée tamponnée (EPT) qui est préparée selon les indications du fabricant. Ce bouillon est reparti dans des flacons à raison de 90 mL par flacon et stérilisé à 121°C pendant 15 mn. Un volume allant de 200 à 500 mL de chaque échantillon est filtré sur des membranes filtrantes (membrane de cellulose stérile de 0.45 µm de porosité) à l'aide d'une rampe de filtration, les membranes sont ensuite retirées et introduites dans les flacons contenant l'EPT. Les flacons inoculés sont incubés à 37°C pendant 24 heures. Ensuite, le bouillon Rappaport Vassiliadis Soya (RVS) a été utilisé pour l'enrichissement sélectif. Il est préparé conformément aux indications du fabricant et reparti dans des tubes à essai à raison de 10 mL par tube et stérilisé à 121°C pendant 15 mn. À l'aide d'une pipette stérile, 1 mL de chaque bouillon pré-enrichi est transféré dans chacun des tubes contenant le bouillon de Rappaport Vassiliadis Soya et sont incubés à 41,5 °C pendant 24 heures. Une fois l'incubation du milieu d'enrichissement terminée, des ensemencements en



surface sont effectués sur la gélose Hecktoen qui est le milieu d'isolement sélectif retenu. Après 20 à 24 heures d'incubation des boîtes à 37°C, les boîtes de pétri sont examinées afin de rechercher les colonies « suspectes », c'est-à-dire « typiques » de *Salmonella*. Sur gélose Hektoen, *Salmonella* donnent des colonies vertes à centre noir, qui deviennent entièrement noires en fin d'incubation (figure 17). En effet, en présence de citrate de fer d'hyposulfite de sodium, les micro-organismes producteurs de H<sub>2</sub>S donnent des colonies à centre noirs. Les résultats sont exprimés par les termes « présence » lorsque des colonies spécifiques ont été trouvées et « absence » lorsqu'aucune colonie spécifique n'a pas été observée.

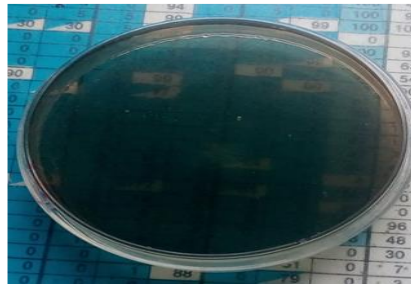


Figure 15 : Photo d'une analyse sur gélose Hektoen en fin d'incubation

#### 3.2.2.2. Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux (Entérocoques)

Cette méthode comprend également trois étapes qui sont la préparation du milieu de culture, l'ensemencement et la lecture et expression des résultats (Norme ISO 7800-2).

La gélose BEA (Bile Esculine Azide) est préparée selon la notice des fabricants. Ainsi, 56,7 g sont pesés à l'aide d'une balance électronique, puis dilués dans un erlenmeyer avec 1 L d'eau distillée ou déminéralisée. Le mélange est chauffé jusqu'à ébullition à l'aide d'une plaque chauffante munie d'un agitateur magnétique. Le mélange est ensuite stérilisé à l'autoclave à 121°C pendant 15 minutes et reparti dans des boîtes de Pétri. Ensuite, 5 et 10 mL de chaque échantillon sont filtrés sur des membranes filtrantes à l'aide d'une rampe de filtration. Les membranes sont ensuite retirées et déposées dans les boîtes de Pétri contenant le milieu de culture. Les boîtes de Pétri ainsi ensemencées sont incubées à 37°C pendant 24 heures. Après a période d'incubation, toutes les colonies noires apparues sur les boîtes ensemencées ont été comptées (Figure 18) et les résultats sont calculés et exprimés en UFC/100mL selon la formule proposée par AFNOR (1996). :

$$N \text{ (UFC / 100 mL)} = \frac{\sum C}{V \times (n_1 + 0,1 n_2) \times d} \times 100 \quad \text{Éq. 18}$$

C : Nombre de colonies au niveau de deux dilutions successives

V : Volume de l'inoculum

$n_1$  : Nombre de boîte de Pétriensemencées à la 1<sup>ère</sup> dilution

$n_2$  : Nombre de boîte de Pétriensemencées à la 2<sup>ème</sup> dilution

d : facteur de 1<sup>ère</sup> dilution retenue.

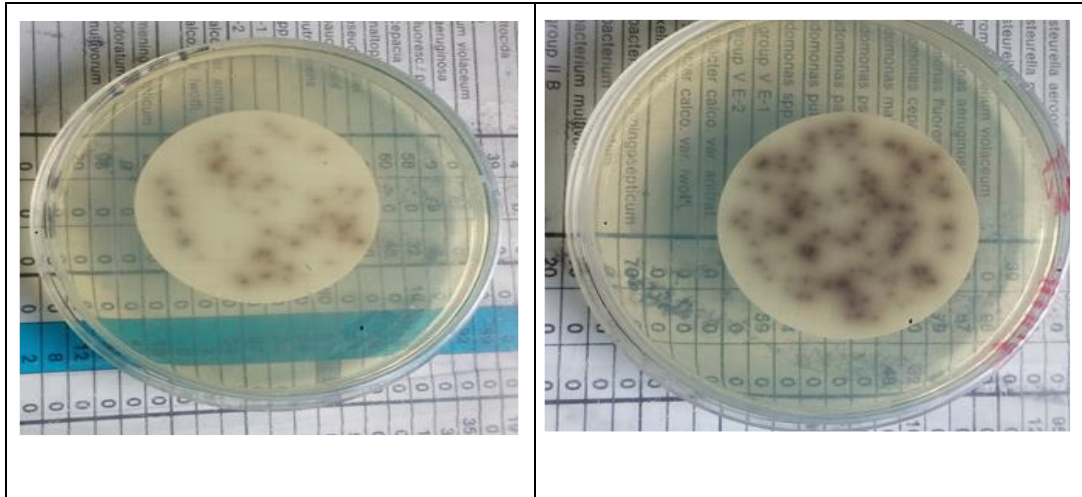


Figure 16 : Photo d'une analyse sur gélose BEA (Bile Esculine Azide)

### 3.2.2.3. Recherche, dénombrement des coliformes totaux et des *Escherichia coli*

La méthode de filtration sur membrane est également utilisée dans la détermination des coliformes et des *Escherichia Coli* (Norme ISO 9308-1). La gélose Rapid'*E. coli* 2 a été utilisée au cours de cette analyse. Ce milieu de culture est un milieu chromogénique qui permet de différencier les *E. coli* des autres coliformes. Selon les indications du fabricant, 37 g sont pesés et mis dans un erlenmeyer, 1 litre d'eau distillée y est ajouté. Le tout est chauffé et porté à ébullition à l'aide d'une plaque chauffante muni d'un agitateur magnétique. Le mélange est ensuite stérilisé à l'autoclave à 121°C pendant 15 minutes et reparti dans des boîtes de Pétri. A partir des échantillons, des dilutions  $10^{-1}$  et  $10^{-2}$  ont été réalisées. 1 mL de chaque dilution, 1 et 10 mL de chaque échantillon sont filtrés sur des membranes filtrantes à l'aide d'une rampe de filtration. Les membranes sont ensuite retirées et déposées dans les boîtes de Pétri contenant le milieu de culture. Les boîtes de Pétri sont ensuite incubées à 37°C pendant 24 heures. Sur ce milieu, les *E. coli* apparaissent roses ou violets tandis que les autres coliformes sont bleus (Figure 19). Alors, après incubation, les colonies roses ou violettes uniquement sont comptées pour les *E. coli* et l'ensemble des colonies bleues, roses et violettes sont comptées pour les coliformes totaux. Ces résultats sont exprimés en UFC/100mL selon la formule par AFNOR (1996).

$$N \text{ (UFC / 100 mL)} = \frac{\sum C}{V \times (n_1 + 0,1 n_2) \times d} \times 100 \quad \text{Éq 19}$$

C : Nombre de colonies au niveau de deux dilutions successives

V : Volume de l'inoculum

n<sub>1</sub> : Nombre de boîte de Pétriensemencées à la 1<sup>ère</sup> dilution

n<sub>2</sub> : Nombre de boîte de Pétriensemencées à la 2<sup>ième</sup> dilution

d : facteur de 1<sup>ère</sup> dilution retenue.

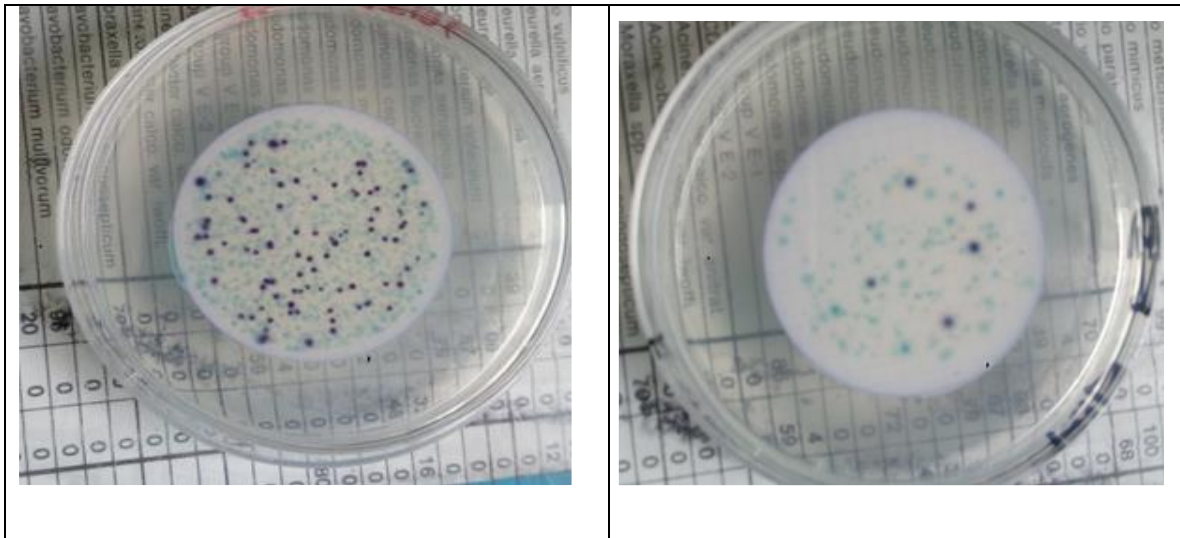


Figure 17 : Photo d'une analyse gélose Rapid'E.coli 2

### 3.3. État de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux

Les eaux des lacs Guessabo et Dohou sont des eaux brutes de surface. L'estimation de leur qualité physico-chimique et bactériologique consiste à comparer les valeurs obtenues pour chaque paramètre analysé aux valeurs de références. Ces valeurs de références utilisées dans le cadre ce travail sont les concentrations maximales limites du Journal Officiel de la République Française (JORF) pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable et celles de la Côte d'Ivoire (Anonyme 3, 2017 ; Anonyme 1, 2020,). Concernant l'évaluation du caractère biodégradable de matière organique, le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> évoqué dans la section 1.2.3.2.2 est utilisé à cet effet.

#### Conclusion partielle

Dans ce chapitre, il a été question de présenter judicieusement le matériel de terrain, les méthodes de terrain et de laboratoire et les différentes méthodes utilisées pour l'atteinte des du premier objectif. Sa réalisation a nécessité la collecte de plusieurs données notamment les

données microbiologiques et physico-chimiques dans l'eau. Les principales méthodes de l'étude sont le fonctionnement hydrochimique des cours d'eau et l'estimation de la qualité des eaux.

CHAPITRE 4 : **NIVEAU DE CONTAMINATION EN METAUX LOURDS ET EN RESIDUS DE PESTICIDES DANS LES EAUX, SEDIMENTS ET POISSONS DES LACS GUESSABO ET DOHOU**

**4.1. Techniques d'échantillonnage**

Le choix des stations de prélèvement est décrit dans le chapitre précédent. Cependant, lors du prélèvement des sédiments du lac Guessabo, la station 4 a été légèrement décalée de 10 m vers la gauche du point situé sur la carte en raison de la grande profondeur en ce point et du fort courant d'eau du fond, rendant ainsi le fond dur. Aussi lors des campagnes, les pesticides et les métaux lourds ont été mesurés de façon saisonnière (novembre et février pour la saison sèche et juin et septembre pour la saison des pluies).

**4.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau et de sédiments**

Les échantillons d'eau prélevés et conservés dans des bouteilles en polyéthylène en vue de l'analyse des métaux lourds ont été acidifiés à l'aide d'acide nitrique pour la stabilisation de ceux-ci. S'agissant des échantillons d'eau destinée à l'analyse des pesticides, ils ont été collectés dans des verres ambre pour éviter l'adsorption de certains pesticides sur les parois des flacons en polyéthylène.

La récolte des échantillons de sédiments a nécessité l'utilisation des gants stérilisés. Les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen (figure 14). Pour prévenir toute contamination éventuelle des sédiments, ceux-ci ont été prélevés sur les parties qui n'ont pas été en contact avec la benne. Les sédiments des points échantillonnés ont été placés dans des sachets plastiques au moyen d'une spatule en bois jetable. Les sachets garantissent une fermeture isolant à l'air extérieur.



Figure 18 : Benne Van Veen utilisée pour le prélèvement des sédiments de surface

#### 4.1.1. Prélèvement et conservation de la faune ichthyologique

La toxicité de certains pesticides pourrait appauvrir les lacs de leur faune (Ntiendjui *et al.*, 2009). La présence de pesticides dans les poissons montre que la seule surveillance des compartiments abiotiques donne une image partielle des problèmes de contamination en milieu agricole. Ainsi, deux espèces de poissons ont été choisies pour cette étude en fonction de leur disponibilité annuelle au niveau des sites d'étude au moment des prélèvements, de leur place de choix dans l'alimentation des riverains et de leurs habitats et stratégies d'alimentation différents. Il s'agit du *Chrysichthys nigrodigitatus* (figure 15a) et d'*Oreochromis niloticus* (figure 15b). Des pièces moyennes et grosses ont été collectées au débarcadère auprès des pêcheurs professionnelles et conservées dans une glacière frigorifiée. Les mêmes échantillons ont servi à l'analyse des teneurs en éléments traces et en résidus de pesticides. Des résidus de pesticides sont recherchés dans le tissu musculaire de 33 poissons échantillonnés repartis comme suit : 11 *Oreochromis niloticus* de Dohou, 11 *Chrysichthys nigrodigitatus* et 11 *Oreochromis niloticus* de Guessabo.

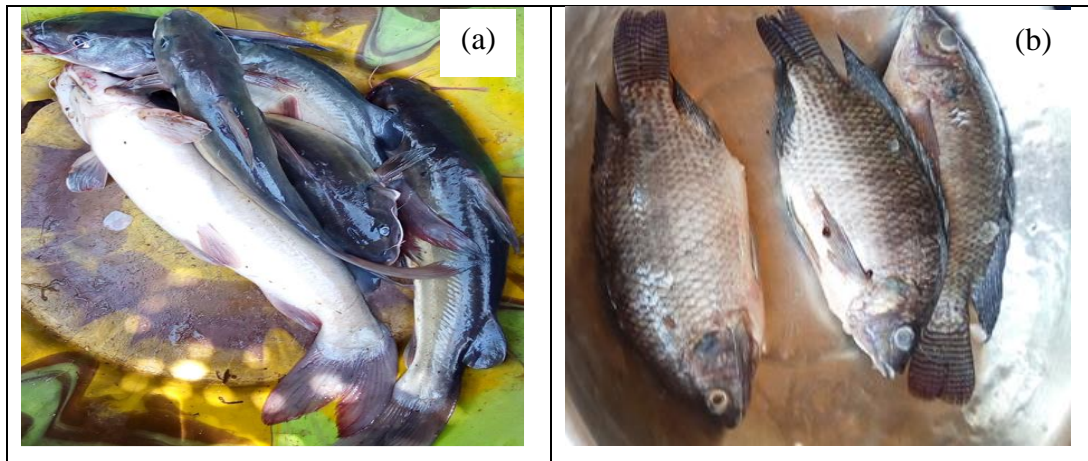


Figure 19 : Photo d'échantillons de poissons collectés dans les lacs Guessabo et Dohou

#### 4.1.2. Analyses des ETMs et des pesticides dans l'eau

Les pesticides et éléments traces métalliques ont été mesurés respectivement au Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole (LANADA) et à l'Intertek d'Abidjan.

##### 4.1.2.1. Analyse des éléments traces métalliques dans l'eau

Au laboratoire, les analyses de Cd, Pb, As, Cu, Zn, Mn et Fe totaux ont été réalisées après digestion des échantillons d'eau par HNO<sub>3</sub> (concentré, pur 48%) utilisant le modèle de lecture par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme équipé d'un four graphite (spectrophotomètre de type Perkin-Elmer, model 3030) (Clesceri *et al.*, 1998b). L'analyse de mercure (Hg) a été faite à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique (Shimadzu AA

660) équipé d'un générateur de vapeur froide continue relié à un atomiseur à tube de quartz chauffé électriquement.

#### **4.1.2.2. Analyse des pesticides dans l'eau**

Les pesticides recherchés sont les triazines et métabolites, organophosphorés, chloroacétamides, urées substituées, carbamates, convulsivants, et dicarboximides.

##### **4.1.2.2.1. Choix du protocole d'extraction**

L'analyse des résidus de pesticides est une activité complexe car ils appartiennent à des classes chimiques très diverses. Aussi leur dosage nécessite-t-il l'utilisation de techniques variées. Dans les procédures analytiques appliquées à la détermination des résidus de pesticides dans les matrices environnementales, l'extraction est la première étape. L'exactitude des résultats et le temps d'analyse sont influencés par la technique d'extraction d'où la nécessité de procéder à un choix judicieux. Ainsi, les différentes méthodes (Liquid-Liquid Extraction (LLE), Solid-Phase Extraction (SPE) et Microwave Assisted Extraction (MAE)) exposées dans la littérature sont fonction de la nature chimique du pesticide étudié et de la matrice ciblée. Celle utilisée dans le cadre de ce travail est la SPE car elle requiert de petits volumes de solvant organique, n'est pas chronophage et se prête à l'automatisation. Les rendements obtenus avec cette technique sont généralement élevés. Elle figure parmi les techniques d'extraction les plus utilisées actuellement et est basée sur l'adsorption des analytes sur une phase solide. Les adsorbants les plus utilisés sont les phases apolaires octyl (C8) et octadécyl (C18) à cause de leur capacité d'extraction des molécules (Claver *et al.*, 2006) de différentes familles (carbamates, organochlorés, organophosphorés, triazines...). D'autres adsorbants mixtes comportant des phases C18 et phényle sont également utilisés pour augmenter la capacité de rétention et la gamme de composés extraits (Amadou, 2014).

##### **4.1.2.2.2. Principe de l'extraction par SPE**

Avant extraction, les échantillons sont filtrés sous vide à travers un papier filtre (45µm) pour l'élimination des particules. Chaque échantillon est retransféré dans son récipient d'échantillonnage d'origine. Le principe de la SPE a consisté à laisser passer un volume de 10 mL d'échantillon à travers une cartouche de plastique contenant de l'octadécyl (C18). Avant utilisation, les cartouches sont préconditionnées avec 4 mL de méthanol puis 4 mL d'eau distillée. Les échantillons d'eau sont chargés sur les cartouches à raison de 5 mL min<sup>-1</sup>. Après la percolation de l'échantillon, les cartouches sont aérées par pompage d'air et les solutés retenus élués avec 5 mL d'un mélange acétate d'éthyle : méthanol (10 v / v) suivi de 4 mL d'hexane en laissant tremper pendant 30 mn. Les éluats combinés sont évaporés à siccité et le résidu

redissous dans 100 µL d'acétate d'éthyle. Le principe d'extraction est basé sur la distribution sélective entre la phase stationnaire et le solvant. Il est décrit par la loi de distribution de Nernst plus connue comme la loi de Partage (Buszewski & Szultka, 2012).

#### **4.1.2.2.3. Dosage des pesticides**

Une fois le processus d'extraction terminé, l'étape suivante est celle de l'analyse consistant à la séparation, à l'identification et au dosage des substances isolées. Dans le cas des pesticides de cette étude, la technique utilisée est celle de la chromatographie en phase gazeuse (CPG) couplée à la spectrométrie de masse. L'appareillage utilisé est un chromatographe Varian® 431-GC équipé d'un passeur automatique d'échantillons (Varian® CP- 8410) couplé à un spectromètre de masse Varian® 210-MS fonctionnant avec un analyseur à piégeage de charge (trappe d'ions). Le programme de température appliqué à la colonne est la suivante : la température de départ est de 70°C puis monte jusqu'à 175°C avec un pas de 10°C/min, puis à 225°C avec un pas de 5°C/min et enfin à 310°C à raison de 10°C/min. La température finale de 310°C est maintenue pendant 6 min 50 sec. La durée de l'analyse est de 35 min. L'injection se fait en mode splitless pendant 30 secondes avec une température d'injecteur de 280°C. Un volume d'échantillon de 2 µL est injecté à l'aide du passeur automatique permettant d'obtenir une bonne reproductibilité de l'injection. Le spectromètre de masse est utilisé en mode impact électronique (EI) où l'ionisation est provoquée par des collisions avec des électrons à 70 eV ; l'intensité du filament était de 80 µA. Avant chaque utilisation, le spectromètre est calibré automatiquement (réglage en mode Autotune). La ligne de transfert et la chambre d'ionisation sont maintenues à 300°C et la fenêtre de balayage de masse (m/z) était comprise entre 40 à 600. Le spectromètre de masse a été utilisé en mode balayage complet. L'ensemble est piloté par un ordinateur équipé du logiciel permettant l'acquisition et l'exploitation des données. L'identification des pesticides a été faite par comparaison des temps de rétention obtenus en analysant une solution standard mixte de travail à 500 ppb et en interrogeant la bibliothèque de spectres de masse du logiciel. Les teneurs en pesticides contenues dans les échantillons sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon aux surfaces obtenues avec des solutions étalons de concentrations connues. Le principe de calcul pour aboutir aux résultats fournis par le logiciel s'appuie sur l'équation 20 (Traoré *et al.*, 2015).

$$C_p = \frac{S_e \times C_e \times V_2 \times V_f \times F}{S_e \times M_e \times V_1} \quad \text{Éq. 20}$$

C<sub>p</sub>: concentration de la matière active (mg/L); S<sub>c</sub> : surface du pic de l'échantillon; S<sub>e</sub>: surface du pic du standard; C<sub>e</sub>: concentration du standard (mg/L); V<sub>1</sub>: volume à purifier (l); V<sub>2</sub>:



volume après purification (L); Vf : volume final (L); Me: volume de l'échantillon (L); F: facteur de dilution.

Un total de 32 pesticides et produits de conversion ont été incorporés dans la liste des cibles de la méthode ci-dessus.

#### **4.1.3. Analyse des ETMs dans les sédiments**

Les sédiments sont séchés à la température ambiante du laboratoire. Après le séchage, les échantillons ont subi un tamisage sur un tamis de 2 mm de diamètre afin d'éliminer les morceaux de coquilles, de branches et de feuilles. Ils sont ensuite broyés à l'aide d'un mortier en agate et tamisés afin d'obtenir une poudre dont les particules ont un diamètre inférieur à 63 µm. Cette fraction a été recommandée en raison de son affinité et sa capacité à retenir les plus grandes concentrations en métaux traces (Lesven, 2008). Le dosage des éléments traces métalliques totaux a porté sur cette fraction. La poudre ainsi obtenue a subi une digestion. Cette digestion a consisté à minéraliser les échantillons prétraités de sédiments (0,1 g) à chaud dans des tubes en téflon à l'aide de 3 mL d'acide hydrofluoridrique (HF) concentré pur (48 %) avec 1 mL d'eau régale (HNO<sub>3</sub> + HCl ; 1/3 v/v). L'emploi de l'acide hydrofluoridrique est important car il est le seul acide qui dissout complètement les treillis silicatés et libère tous les métaux (Tessier *et al.*, 1979). 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 concentration des ETMs (Fe, Mn, Cd, As, Cu, Zn et Pb) a été déterminée par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme équipée d'un four graphite (spectrophotomètre de type Perkin-Elmer, model 3030) selon la norme NF T90-112 (AFNOR, 1994). Les longueurs d'onde de Pb, Cd, Cu, As, Mn, Fe et Zn étaient respectivement de 283,3, 228,8, 324,8, 193,7, 279,5, 248,3 et 213,9 nm. La concentration en mercure (Hg) a été déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique équipé d'un générateur de vapeur froide continue relié à un atomiseur à tube de quartz chauffé électriquement, à une ligne de résonance d'absorbance de 253,7 nm.

#### **4.1.4. Analyse des ETMs et des pesticides dans les poissons**

##### **4.1.4.1. Analyse des ETMs dans les muscles de poissons**

Les métaux pris en compte dans l'analyse du muscle de poissons sont de deux ordres : les métaux toxiques non essentiels (mercure (Hg), plomb (Pb), cadmium (Cd)) et les métaux essentiels comme le fer (Fe) et le cuivre (Cu). Après décongélation à la température ambiante,

les échantillons de muscles ont été macérés en petits morceaux et mélangés pour obtenir un mélange homogène. Après mélange, environ 5 g de muscles de chaque échantillon ont été transférés quantitativement dans un ballon de Kjeldahl. La digestion de l'échantillon a été suivie de l'ajout de 20 mL d'acide nitrique concentré (HNO<sub>3</sub>, pur 48%), suivie d'un chauffage à la température comprise entre 210 et 350 ° C pendant environ 10 à 20 mn. Ensuite, 10 mL d'acide sulfurique concentré (H<sub>2</sub>SO<sub>4,CC</sub>) ont été ajoutés à l'échantillon. L'ébullition s'est poursuivie jusqu'à ce que les échantillons soient digérés. Pour la séparation des portions, 5 mL d'acide nitrique concentré ont été ajoutés progressivement. L'échantillon clair est refroidi à la température ambiante et lavé avec de l'eau distillée. Les échantillons ont été filtrés à l'aide d'un filtre Whatman® de 15 mm. Les mêmes procédures ont été appliquées à des échantillons à blanc sans tissu. Des échantillons de contrôle ont été préparés à partir d'homogénéat de tissus de poisson à des fins de récupération. Les concentrations de métaux lourds ont été déterminées à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique comme décrit précédemment.

#### 4.1.4.2. **Analyse des pesticides dans les muscles de poissons**

La méthode d'extraction QuEChERS de l'acronyme anglais « Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe » développée par Lazartigues *et al.* (2013) est celle utilisée dans ce travail. Elle est un bon moyen d'extraction des pesticides dans les matrices complexes et fournit des résultats de haute qualité avec un nombre minimum d'étapes (Chatterjee *et al.*, 2016b). La méthode repose sur deux principales étapes : une extraction par relargage et un nettoyage à l'hexane pour éliminer les lipides. Le mélange de sulfate de magnésium (MgSO<sub>4</sub>) et de chlorure de sodium (NaCl) a permis la séparation des phases aqueuses et organiques. La qualité d'extraction dépend de l'étape d'homogénéisation de l'échantillon. Pour cela nous avons maximisé la zone d'échange entre l'échantillon et le solvant d'extraction. Cette étape est cruciale pour assurer des meilleures récupérations. Ainsi, les muscles des poissons ont été broyés à l'aide d'un disperseur haute performance (Ultraturrax). La vitesse optimale permettant d'écraser finement les cellules sans induire des pertes potentielles de pesticides (dégradation par une chaleur trop élevée) a été appliquée pour une température de 25°C. L'acétonitrile qui a une grande capacité à se séparer facilement de l'eau avec l'ajout d'un mélange d'adsorbants (amines primaires et secondaires (PSA), C18 et noir de carbone (GCB)) et de MgSO<sub>4</sub> a permis la purification et l'élimination de l'eau résiduelle.

Brièvement, 5g de muscle décongelé à 4°C ont été mis dans un tube à centrifuger en polypropylène. 4 mL d'acétonitrile (contenant 1 % d'acide formique) ont été ajoutés. L'addition d'acide formique à 1% à l'extrait était nécessaire pour obtenir de meilleures récupérations pour

certaines composés. De plus, l'ajout d'acide formique a permis de stabiliser les pesticides pendant l'extraction, car certains pesticides étaient instables dans l'acétonitrile (métolachlore et pesticides avec un groupe thioéther). L'ultra-turrax qui a servi à broyer a été rincé ensuite avec 6 mL d'acétonitrile. 1 mL d'eau ultrapure, 3 mL d'hexane et 200 µL de solution d'étalons internes à 50 µg/L ont été ajoutés, et le mélange a été agité pendant environ 1min. Ensuite, des sels composés de 4 g de sulfate de magnésium anhydre, 1 g de chlorure de sodium, 1 g de citrate trisodique dihydraté et 0,5 g de hydrogénocitrate disodique sesquihydraté (extraction Agilent SampliQ QuEChERS) ont été ajoutés directement dans le tube. Dans cette étude, le très grand groupe de pesticides diversifiés, en termes de propriétés physico-chimiques, analysé dans des méthodes multi-résidus a nécessité la surveillance du pH pendant l'étape d'extraction. En effet, le pH est un facteur important lors de l'analyse des composés (nécessitant des conditions d'isolement spécifiques) dépendants du pH (chloroacétanamide) pour minimiser la dégradation des pesticides labiles dans des conditions alcalines ou acides (Nortes-Méndez *et al.*, 2016). Le mélange a été immédiatement et manuellement secoué pour éviter l'agglomération des sels et vigoureusement secoué pendant 1 min. Après centrifugation (5 000 tr / min, 2 min, 25° C), la phase supérieure (hexane) a été éliminée. 6 mL de la deuxième phase liquide (acétonitrile) ont été transférés dans un tube en verre et 50 µL de diméthylsulfoxyde (DMSO) ont été ajoutés. Après évaporation (sous courant d'azote à 40° C) jusqu'à ce qu'il reste 50 µL, le résidu a été reconstitué dans 3 mL d'acétonitrile / eau (10 :90, v / v). Enfin, l'échantillon a été bouché, stocké à l'obscurité (au congélateur) et vortexé soigneusement avant l'analyse GC-MS / MS. Au cours de l'analyse, les conditions optimales indiquées par Lazartigues *et al.* (2013) ont été appliquées.

Les séparations chromatographiques ont été effectuées à l'aide d'un instrument GC-MS / MS Varian 1200 L équipé d'une source d'électropulvérisateur en mode positif et d'un analyseur de type triple quadripôle. L'extrait a été remis en suspension dans 0,5 mL de phase mobile (60 :40, v / v, méthanol / acide formique aqueux à 1%), filtré avec un filtre de 0,45 µm et analysé. La méthode présentait une limite de quantification (LQ) de 0,00125 µg/g.

#### **4.2. État de la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments**

Les eaux des lacs Guessabo et Dohou sont des eaux brutes de surface. L'estimation de leur qualité physico-chimique et bactériologique consiste à comparer les valeurs obtenues pour chaque paramètre analysé aux valeurs de références. Ces valeurs de références utilisées dans le cadre ce travail sont les concentrations maximales limites du Journal Officiel de la République Française (JORF) pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable et celles de la Côte d'Ivoire (Anonyme 3, 2017 ; Anonyme 1, 2020,). Les pesticides présentés dans ce

travail sont ceux qui ont été détectés avec une fréquence de détection supérieure ou égale à 10 %. Les teneurs en résidus de pesticides sont comparés aux groupes de qualité évoqués dans la section 1.2.6.2. Concernant l'évaluation du caractère biodégradable de matière organique, le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> évoqué dans la section 1.2.3.2.2 est utilisé à cet effet.

#### 4.2.1. Indice de qualité des eaux

L'indice de charge de pollution (HPI) et l'indice d'évaluation de la pollution métallique (HEI) proposés par Backman *et al.* (1998) sont utilisés pour estimer respectivement le niveau de pollution et le degré de contamination. L'indice HPI prend en compte la toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur ou un poids (W<sub>i</sub>) à chaque paramètre choisi. Le système de notation est une valeur arbitraire comprise entre 0 et 1 et son choix dépend de l'importance des considérations de qualité individuelles. Il peut être défini comme inversement proportionnel à la valeur standard autorisée (Mohan *et al.*, 1996). Dans le calcul de HPI, les limites de concentration, c'est-à-dire la valeur standard autorisée (S<sub>i</sub>) et la valeur souhaitable la plus élevée (I<sub>i</sub>) pour chaque paramètre ont été extraites des valeurs guides de l'OMS (2017).

Les critères (HEI) proposés pour les différentes classes de qualité sont les suivants : faible (HEI < 40), moyen (40 < HEI < 80) et élevé (HEI > 80) pour les eaux brutes. Concernant les eaux de boisson, l'échelle d'évaluation est regroupée également en trois catégories comme suit : faible (HEI < 10), moyen (10 < HEI < 20) et élevé (HEI > 20) selon Edet & Offiong (2002). Les différents auteurs définissent pour HPI, une valeur limite critique de 100 pour une eau destinée à la consommation au-delà de laquelle l'eau est considérée comme de mauvaise qualité. Ainsi, Prasad & Jaiprakas (1999) ont défini différents indices exprimés par les équations 21, 22 et 23.

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{Éq. 21}$$

$$\text{avec } Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{M_i - I_i}{S_i - I_i} \times 100 \quad \text{Éq. 22}$$

$$\text{et } HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{MAC}} \quad \text{Éq. 23}$$

où Q<sub>i</sub>: sous-indice du i<sup>ème</sup> paramètre, W<sub>i</sub>: pondération unitaire du paramètre i, n: nombre de paramètres considérés. M<sub>i</sub> : teneur en métaux lourds mesurée du paramètre i, I<sub>i</sub> : valeurs idéales du paramètre i et S<sub>i</sub> : valeur standard du paramètre i, le signe (-) indique les différences numériques entre les deux valeurs, en ignorant le signe algébrique. H<sub>c</sub>: teneur en métaux lourds mesurée du paramètre i, H<sub>MAC</sub>: concentration maximale admissible du paramètre i.

Les différents paramètres qui rentrent en compte dans le calcul de ces indices et les valeurs de la haute croûte continentale faisant référence à des formations sédimentaires sont consignés dans le tableau XIII.

Tableau XIII : Paramètres de calculs de HPI et valeurs de wedepohl (Edet & Offiong, 2002 ; Bhuiyan *et al.*, 2016 ; Yazidi *et al.*, 2017 ; Belkhiri *et al.*, 2018)

Paramètres	Wi	S	I	CMA (µg/L)	Valeurs wedepohl (1995) (µg/g)
Cu	0,001	1000	2000	1000	14,3
Fe	0,005	300	200	200	30890
Mn	0,02	100	500	50	527
Zn	0,0002	5000	3000	5000	52
Cd	0,3	5	3	3	0,102
Pb	0,7	100	10	1,5	17
As	0,02	50	10	50	2
Hg	1	1	6	1	0,056

CMA : concentration maximale admissible

#### 4.2.2. Indice de qualité métallique des sédiments

La détermination de la teneur métallique dans le milieu naturel peut être un indicateur de contamination. Cependant, elle ne fournit pas d'indication sur la nature et l'intensité de la contamination. Par ailleurs, les indices de pollution métallique sont des outils permettant d'estimer la contamination et la pollution des sédiments par les éléments métalliques. Les plus fréquemment utilisés dans l'évaluation de la contamination métallique des sédiments sont ceux énumérés ci-dessous. L'UCC (Upper Continentale Crust ou haute croûte continentale) faisant référence à des formations sédimentaires (Wedepohl, 1995), est la référence la plus appropriée pour calculer des indices de contamination ou de pollution métallique de cette étude (tableau XIII).

##### 4.2.2.1. Facteur de contamination (FC)

Le FC permet de mettre en évidence une contamination ou une absence de contamination des sédiments par les ETM et donne le niveau de contamination. Il est déterminé par la relation de Hakanson (1980). Les résultats du FC sont classés à partir du tableau XIV.

$$FC = \frac{C_{\text{métal}}}{C_{\text{bruit de fond métal}}} \quad \text{Éq.25}$$

$C_{\text{métal}}$  : Concentration du métal dans le sédiment (µg /g)

$C_{\text{bruit de fond métal}}$  : Valeur du bruit de fond géochimique pour le métal (µg/g)

Tableau XIV : Classification des résultats du facteur de contamination (Hakanson, 1980)

Facteur de contamination (FC)	Classification
FC < 1	Faible contamination
1 ≤ FC < 3	Contamination modérée
3 ≤ FC < 6	Contamination considérable
FC ≥ 6	Forte contamination

#### 4.2.2.2. Indice de charge polluante ou Pollution Load Index (PLI)

Il convient de noter que l'un des indices globaux les plus utilisés dans l'étude de la contamination métallique des sédiments est l'indice de charge métallique (PLI : Pollution Load Index en Anglais). Il 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. Le calcul de cet indice est fait à l'aide de l'équation 26 développée par Tomlinson *et al.* (1980).

$$PLI = \sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n} \quad \text{Éq.26}$$

Où FC<sub>n</sub> : facteur de contamination du métal n.

Cet indice donne des informations cumulées sur la pollution métallique dans les sédiments. Selon Tomlinson *et al.* (1980), PLI < 1 indique aucune détérioration ; PLI = 1, les métaux sont présents aux concentrations de référence et lorsque la valeur de PLI > 1 indique une détérioration progressive du milieu.

#### 4.2.2.3. Facteur d'enrichissement (FE)

L'utilisation du facteur d'enrichissement (FE) comme outil dans l'estimation de la contamination métallique des sédiments est importante. En effet, il permet de discriminer les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir l'intensité de la contamination. Le facteur d'enrichissement fournit le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à l'abondance de cet élément dans le matériau de référence. Pour ce présent travail, le fer est utilisé pour normaliser les concentrations du manganèse, du zinc, du cuivre, du plomb, de l'arsenic, du cadmium et du mercure dans les sédiments. L'IPS qui est un indice qui prend en compte la toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur a été utilisé pour synchroniser la pollution sédimentaire. Il est calculé à partir de la relation suivante :

$$FE = \frac{([X]/[R])_{\text{échantillon}}}{([X]/[R])_{\text{matériel de référence}}} \quad \text{Éq.27}$$

[X] = concentration de l'élément trace métallique dans le sédiment (µg/g);

[R] : concentration de l'élément normalisant dans le sédiment (µg/g)

Dans ce travail, le fer (Fe) a été choisi comme élément normalisant pour réaliser le calcul en raison de son affinité à des surfaces solides fines, de sa géochimie similaire à celle de nombreux métaux traces et de la tendance de sa concentration à être uniforme dans le sédiment naturel (Daskalakis & O'Connor, 1995). Selon Zhang & Liu (2002), lorsque FE est compris entre 0,5 et 1,5, cela suggère que l'élément est principalement d'origine terrigène et lorsque FE est supérieur à 1,5, alors il a d'autres sources que la source naturelle terrigène. Lim *et al.* (2013) ont divisé les différents niveaux d'enrichissement basés sur le facteur d'enrichissement en différentes catégories présentées dans le tableau XV.

Tableau XV : Classification des résultats du facteur d'enrichissement (Lim *et al.*, 2013)

Facteur d'enrichissement	Classification
$FE \leq 1$	Aucun enrichissement
$1 < FE \leq 3$	Enrichissement mineur
$3 < FE \leq 5$	Enrichissement modéré
$5 < FE \leq 10$	Enrichissement modérément sévère
$10 < FE \leq 25$	Enrichissement sévère
$25 < FE \leq 50$	Enrichissement très sévère

#### 4.2.2.4. Indice de pollution sédimentaire (IPS)

L'indice de pollution sédimentaire (IPS) est la somme linéaire des FE. Rubio *et al.* (2000) ont introduit la notion de toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur dans le calcul du facteur d'enrichissement. L'IPS permet de synchroniser la pollution sédimentaire. Les facteurs pondérateurs des métaux sont 40 pour Hg, 30 pour Cd, 10 pour As, 5 pour Pb, 2 pour Cu, 2 pour Mn et 1 pour Zn (Hakanson, 1980 ; Rubio *et al.*, 2000 ; Singh *et al.*, 2002 ; Karthikeyan *et al.*, 2020). Il est calculé à partir de la relation suivante:

$$IPS = \frac{\sum (FE_m \times W_m)}{\sum W_m} \quad \text{Éq. 28}$$

où,  $FE_m$  : facteur d'enrichissement du métal m ;  $W_m$  : poids de toxicité ou facteur pondérateur du métal m ;

Ils ont défini une échelle associée à cinq classes de qualité présentées dans le Tableau XVI.

Tableau XVI : Classes des qualités des indices de pollution sédimentaire (Singh *et al.*, 2002)

IPS	Qualité des sédiments
$0 \leq \text{IPS} < 2$	Sédiment sain
$2 \leq \text{IPS} < 5$	Sédiment faiblement pollué
$5 \leq \text{IPS} < 10$	Sédiment moyennement pollué
$10 \leq \text{IPS} < 20$	Sédiment très pollué
$\text{IPS} \geq 20$	Sédiment dangereux

**4.2.2.5. Indice de géoaccumulation (Igeo)**

L'intensité de la pollution métallique peut être évaluée par le calcul de l'indice de géoaccumulation (Müller *et al.*, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. Müller a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation (Tableau XVII) et la formule empirique suivante.

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right) \tag{Éq.29}$$

où Igeo : Indice de géoaccumulation ; log2 : logarithme de base 2 ; n : élément considéré ; C : concentration mesurée dans l'échantillon ; B : fond géochimique ; 1.5 : facteur d'exagération du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique.

Tableau XVII : Classes définies par l'indice de géoaccumulation (Huu *et al.*, 2010)

Classe	Valeurs	Niveau de contamination
0	$I_{geo} < 0$	Sans pollution
1	$0 < I_{geo} < 1$	Sans pollution à pollution modérée
2	$1 < I_{geo} < 2$	Pollution modérée
3	$2 < I_{geo} < 3$	Pollutio modérée à forte pollution
4	$3 < I_{geo} < 4$	Forte pollution
5	$4 < I_{geo} < 5$	Forte à extrême pollution
6	$5 < I_{geo}$	Extrême pollution

**4.2.2.6. Indice du risque écologique potentiel (RI)**

Il a été suscité pour évaluer le degré du risque écologique des éléments traces dans le sol ou les sédiments (Xia *et al.*, 2019). Les valeurs de RI sont calculées étant comme la somme de tous les facteurs de risque pour les métaux lourds dans les sédiments à partir des équations 30, 31 et 32 (Hakanson, 1980).



$$E_r^i = T_f^i \times C_f^i \tag{Eq. 30}$$

$$\text{avec } C_f^i = \frac{C_D^i}{C_R^i} \tag{Éq.31}$$

$$RI = \sum_i^n E_r^i \tag{Éq.32}$$

$E_r^i$  : facteur de risque reflétant la toxicité et la sensibilité biologique du métal  $i$  ;

$C_f^i$  : 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 (Cd = 30 ; Hg = 40, As = 10 ; Pb = 5 ; Cu = 2 ; Zn = 1)

Les différents niveaux de risques écologiques sont consignés dans le tableau XVIII

Tableau XVIII : Classification des niveaux de risques écologiques (Ao *et al.*, 2018)

$E_i^r$	Niveau de risque écologique de chaque ETM	RI	Niveau du risque écologique potentiel de l'environnement
$E_i^r < 40$	risque bas	$RI < 150$	risque bas
$40 \leq E_i^r < 80$	risque modéré	$150 \leq RI < 300$	risque modéré
$80 \leq E_i^r < 160$	risque considérable	$300 \leq RI < 600$	risque considérable
$160 \leq E_i^r < 320$	risque élevé	$RI \geq 600$	risque très élevé
$E_i^r \geq 320$	risque très élevé		

### 4.3. Intensité de contamination des poissons des lacs Guessabo et Dohou

#### 4.3.1. Intensité de contamination des poissons par les ETMs

L'évaluation de l'intensité de la contamination des poissons des eaux des lacs Guessabo et Dohou consiste à comparer les valeurs d'ETM mesurées dans les muscles de ces poissons aux valeurs de références des concentrations maximales limites (tableau XIX) des éléments traces dans les poissons (EC, 2010 ; USEPA, 2018).

Tableau XIX : Concentrations maximales limites (en  $\mu\text{g/g}$ ) des ETMs dans les poissons

Normes	Hg	Cd	Pb	Cu	Fe
USEPA, 2018	0,5	0,1	0,3	30	43
EC, 2010		0,05	0,2 - 0,3		
EQS, 2008	0,02				

EQS : Standard quality environment (norme de qualité environnementale)

#### 4.3.2. Facteur de bioconcentration (FBC)

La bioconcentration dans un organisme (poisson) implique l'accumulation d'une substance chimique uniquement via l'eau, par la respiration ou par le contact direct avec la peau (Asante

*et al.*, 2014). Le FBC est alors défini comme le ratio à l'état d'équilibre entre la concentration en contaminant dans l'organisme ( $C_B$ ) sur la concentration en contaminant dissous dans le biotope ( $C_{ED}$ ). Cet indice donne une indication importante sur la capacité du produit à passer de l'eau vers les organismes. Il peut être déterminé selon l'équation 33 suivante :

$$FBC (L/kg.PF) = \frac{C_B}{C_{ED}} \quad \text{Éq.33}$$

Où  $C_B$  est la concentration de l'ETM dans l'organisme et  $C_{ED}$  la concentration de l'ETM dans l'eau ou dans le sédiment

Si FBC est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'ETM et donc un transfert de l'ETM du biotope vers l'organisme.

#### **4.3.3. Intensité de la contamination des poissons par les pesticides**

L'estimation du niveau de contamination consiste à comparer les teneurs en résidus de pesticides dans les muscles de poissons des lacs à la limite internationale admissible de 10  $\mu\text{g}/\text{Kg.PF}$  fixée par certains auteurs (Chatterjee *et al.*, 2016a) pour les pesticides non classés par le Codex Alimentarius. En effet, bien que le Codex Alimentarius recommande d'analyser uniquement la partie comestible du poisson, il ne prévoit pas actuellement de limite de référence pour les poissons d'eau douce.

#### **4.4. Traitement statistique des données**

Deux méthodes d'analyse ont permis de traiter les données physico-chimiques des eaux et des sédiments . Il s'agit de l'analyse univariée et de l'analyse multivariée.

##### **4.4.1. Analyses univariées**

L'analyse de variance (ANOVA) a été utilisée pour tester la significativité des différences entre les moyennes des paramètres étudiés. Elle a permis d'étudier l'influence des stations, des plans d'eaux et des saisons sur les paramètres physico-chimiques des eaux à travers la comparaison des moyennes. L'hypothèse de normalité de la distribution des données a été vérifiée pour chaque paramètre étudié. Le choix des tests statistiques est régi par la normalité de la distribution des données ou non. En cas de satisfaction des conditions de validité de l'analyse de la normalité, la comparaison multiple des moyennes a été réalisée à l'aide du test de Tukey (test post-hoc). Lorsque les conditions de normalité n'étaient pas satisfaites, les données ont été soumises au test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui est une alternative non-paramétrique à l'ANOVA d'ordre 1 (intergroupes). Ainsi, l'interprétation du test de

Kruskal-Wallis est très similaire à une ANOVA paramétrique d'ordre 1, sauf qu'il est basé sur les rangs au lieu des moyennes. L'analyse de variance (ANOVA) répond à la préoccupation selon laquelle il existe ou non une variabilité parmi ces moyennes pour chacun des critères de classification considérés. Si l'analyse conduit au rejet de l'hypothèse  $H_0 = u_1 = u_2 = \dots = u_k$  pour un critère de classification, cela ne signifie nullement que les moyennes des groupes formés par ce critère sont toutes différentes les unes des autres. Le test de Mann-Whitney a permis d'évaluer le degré de significativité de la variation spatiale et saisonnière des deux plans d'eau. Aussi, ce test a été utilisé pour comparer les variations spatiales des paramètres physico-chimiques basées sur la valeur de F du test de Fisher (F test). L'obtention des valeurs de p (p-value) est faite par comparaison des valeurs de F aux valeurs critiques du tableau de F.

L'ensemble de ces analyses statistiques a été réalisé avec les logiciels PAST 3.14 et STATISTICA 7.1 en maintenant le seuil de probabilité  $p$  à trois niveaux de signification. Si  $p < 0,05$ , le niveau est significatif, si  $p < 0,01$  le niveau est très significatif, si  $p < 0,001$  le niveau est très hautement significatif et si  $p > 0,05$  le niveau n'est pas significatif.

#### **4.4.2. Analyses multivariées**

Les analyses multivariées réalisées dans cette étude sont l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification hiérarchique ascendante (ACH). L'ACP qui est une analyse factorielle permet d'obtenir une représentation du nuage des individus statistiques dans un espace de dimension réduite défini par les axes (ou facteurs). L'ACH est une méthode de classification permettant de grouper des unités élémentaires en entités plus homogènes selon leur affinité ou ressemblance. L'ACP a permis dans ce travail de caractériser les stations en fonction des paramètres physico-chimiques, mais également de mettre en exergue les corrélations entre ces paramètres. Quant à l'ACH, il a contribué à regrouper les sites d'observation sur la base de leurs similarités pour les paramètres étudiés. Le résultat de cette analyse se présente sous forme de dendrogramme. C'est la méthode de la variance minimale de Ward qui est utilisée dans le présent travail. En effet, elle fonctionne bien pour différencier les objets et montre une grande résistance aux interférences. Elle est également moins affectée par les valeurs aberrantes et fournit ainsi des résultats de classification précis et fiables (Jianwei *et al.*, 2020). Aussi, son dendrogramme est clairement structuré, simple, précis et représente bien les résultats de la classification. Ces méthodes statistiques ont permis d'expliquer l'évolution de la qualité des eaux en fonction de la variation des paramètres physiochimiques. Elles permettent également d'apprécier si chaque phénomène observé est suffisamment exprimé en fonction des groupes

statistiques naturels ou des structures dans les données. L'ACP et l'ACH ont été réalisées avec les logiciels STATISTICA 7.1 (STATSOFT, 2005) et JPM Pro 4.

### **Conclusion partielle**

Dans ce chapitre, il a été question de présenter judicieusement le matériel de terrain, les méthodes de terrain et de laboratoire et les différentes méthodes utilisées pour l'atteinte du deuxième objectif. Sa réalisation a nécessité la collecte de plusieurs données notamment les données chimiques dans différentes matrices (eau, sédiment et poissons). Les principales méthodes de l'étude sont l'estimation de la qualité des différentes matrices en éléments traces métalliques et en résidus de pesticides.

## CHAPITRE 5 : ANALYSE DES RISQUES SANITAIRES LIÉS AUX EAUX ET AUX POISSONS DES LACS GUESSABO ET DOHOU

### 5.1. Qualité globale des eaux des lacs Guessabo et Dohou

L'indice de qualité globale de l'eau (IQE) prend en compte plusieurs paramètres (physico-chimiques, métaux, pesticides et microbiologiques).

Les eaux des lacs Dohou et Guessabo sont des eaux brutes. La pratique traditionnelle consistait à estimer la qualité physico-chimique par comparaison des valeurs obtenues aux directives officielles ou à d'autres objectifs, paramètre par paramètre. Dans le cadre de ce travail celles qui sont utilisées sont les concentrations maximales limites du Journal Officiel de la République Française (Anonyme 3, 2017). La norme ivoirienne n'a pas été utilisée en raison d'absence de données sur la plupart des paramètres considérés.

L'avantage de cette approche est qu'elle fournit une mine de données et d'informations. Cependant, dans de nombreux cas, les gestionnaires et le grand public n'ont pas de prédisposition encore moins de formation adéquate pour étudier ces rapports en détail. Elles exigent plutôt des déclarations concernant l'état de santé général ou l'état du système concerné. Une solution possible à ce problème consiste à réduire la nature multivariée des données sur la qualité de l'eau en utilisant un indice prenant en compte tous les résultats des mesures. De cette manière, l'indice peut être utilisé pour évaluer la qualité de l'eau par rapport à son état souhaité (tel que défini par les objectifs de qualité de l'eau) ou d'avoir une idée de l'impact de l'activité humaine sur la qualité de l'eau. L'indice de qualité développé dans ce travail est un indice canadien de qualité de l'eau approuvé par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007) et repris par Abdel-Satar *et al.* (2017). Il permet de décrire l'état de santé globale de la colonne d'eau afin d'apprécier son aptitude à être utilisée par les humains et sa convenance à la vie aquatique (CCME, 2007).

L'indice comprend trois éléments fondamentaux :

- un champ d'application : nombre de variables ne répondant pas aux objectifs de qualité de l'eau ;
- une fréquence : le nombre de fois que ces objectifs ne sont pas atteints ;
- une amplitude : la somme des objectifs non atteints.

Dans ce travail, deux lignes directrices sont utilisées pour déterminer si les eaux des lacs sont aptes à être utilisées pour produire de l'eau potable (IQEP) et propice à la vie aquatique pour les espèces vulnérables (IQEVA) selon les critères canadiens. Ainsi, la qualité de l'eau pour la

protection de la vie aquatique (IQEVA) selon les critères canadiens est déterminée avec 19 paramètres (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, pH, OD, phosphore total, azote Kjeldahl, Hg, Pb, Cd, As, Cu, Fe, Zn, *E. coli*, entérocoque, aldicarbe, monolinuron et simazine). En ce qui concerne la qualité pour la production d'eau potable, vingt trois (23) paramètres ont été utilisés (TDS, DBO<sub>5</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, pH, OD, phosphore total, azote Kjeldahl, Hg, Pb, Cd, As, Cu, Fe, Zn, *E. coli*, entérocoque, aldicarbe, simazine et monolinuron).

Les pesticides pris en compte dans le calcul des deux indices de qualité sont ceux détectés plus fréquemment pendant la période de l'étude.

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est calculé en utilisant l'équation 34 (Abdel-Satar *et al.*, 2017 ; CCME, 2007).

$$IQE = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \quad \text{Éq. 34}$$

F<sub>1</sub>(portée) représente le pourcentage de variables qui ne répondent pas aux objectifs au moins une fois au cours de la période considérée (« variables ayant échoué »), par rapport au nombre total de variables mesurée. F<sub>1</sub> est calculée selon l'équation 35.

$$F_1 = \frac{\text{Nombre de variables ayant dépassé la valeur limite autorisée}}{\text{Nombre total de variables mesurées}} \times 100 \quad \text{Éq. 35}$$

F<sub>2</sub> (Fréquence) représente le pourcentage de tests individuels ne répondant pas aux objectifs ("tests ayant échoué"). F<sub>2</sub> est calculée selon l'équation 36.

$$F_2 = \frac{\text{Nombre de tests ayant échoué}}{\text{Nombre total de tests}} \times 100 \quad \text{Éq. 36}$$

F<sub>3</sub> (Amplitude) représente la différence entre les valeurs de test ayant échoué et leurs objectifs. F<sub>3</sub> est calculée en trois étapes selon les équations 37 à 40.

Le nombre de fois où une concentration individuelle est supérieure ou inférieure à l'objectif est appelé « excursion ». Dans les cas où la valeur de test est supérieure à la limite, l'excursion se calcule de la manière suivante :

$$\text{excursion}_i = \left( \frac{\text{Test ayant échoué}_i}{\text{Valeur limite}_j} \right) - 1 \quad \text{Éq. 37}$$

Dans les cas où la valeur de test est inférieure à la limite, l'excursion se calcule de la manière suivante:

$$\text{excursion}_i = \left( \frac{\text{Valeur limite}_j}{\text{Test ayant échoué}_i} \right) - 1 \quad \text{Éq 38}$$

La somme normalisée des excursions ou nse, est calculée comme suit :

$$\text{nse} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}_i}{\text{Nombre total de tests}} \quad \text{Éq. 39}$$

F<sub>3</sub> est ensuite calculée par une fonction asymptotique qui adapte la somme normalisée des écarts aux objectifs (nse) pour donner une plage comprise entre 0 et 100.

$$F_3 = \frac{\text{nse}}{\text{nse} \times 0,01 + 0,01} \quad \text{Éq 40}$$

L'indice produit un nombre compris entre 0 (qualité médiocre de l'eau) et 100 (excellente qualité de l'eau). Les valeurs de IQE se déclinent en 5 catégories descriptives présentées dans le tableau XX.

Tableau XX: Classification des résultats de l'IQE (Abdel-Satar *et al.*, 2017)

Indice IQE	Qualité des eaux
0 < IQE ≤ 44	Médiocre
45 ≤ IQE ≤ 64	Qualité en deçà de la moyenne
65 ≤ IQE ≤ 79	Passable
80 ≤ IQE ≤ 94	Bonne
95 ≤ IQE ≤ 100	Excellente

## 5.2. Données sur les risques sanitaires

Le risque pour la santé est défini comme étant la probabilité d'effets nocifs sur la santé humaine résultant de la pollution environnementale (Liang *et al.*, 2017). En toute rigueur, la consommation de polluants chez l'homme fait référence à la dose efficace de polluants pouvant pénétrer dans le sang et avoir des effets sur les tissus et les organes humains. Cependant, certaines contraintes d'ordre scientifique amènent à calculer l'absorption comme étant la quantité de polluants absorbés par poids corporel en unité de temps sur la base de la dose potentielle comme l'ont fait plusieurs auteurs (Shao *et al.*, 2018 ; Belkhiri *et al.*, 2018). La consommation journalière d'eau de boisson par personne dépend de l'activité physique (la durée et l'intensité des exercices), des conditions climatiques et du taux de transpiration (Belkhiri *et al.*, 2018). Les risques pour la santé causés par les différents contaminants qui pénètrent dans l'organisme par différentes voies d'exposition sont divisés en risque cancérigène et en risque non cancérigène. Le risque cancérigène désigne la probabilité supplémentaire

qu'un individu développe un cancer au cours de sa vie à la suite d'une exposition à des agents cancérigènes. Dans le présent travail, nous estimerons seulement le risque non cancérigène. En effet, la nature cancérigène de plusieurs paramètres considérés dans ce travail est non encore avérée ou discutable .

### 5.3. Analyse de risques liés aux métaux lourds

Cette étude porte sur la contamination par voie orale et dermique et concerne les expositions chroniques uniquement. Le modèle d'évaluation de risques pour la santé élaboré par l'agence de protection environnemental des États-Unis (USEPA, 1989) est celui adopté dans ce travail.

#### 5.3.1. Calculs des doses journalières liées aux métaux

L'apport en métaux lourds est simplement la dose d'exposition par ingestion d'eau ( $Exp_{ing}$ ,  $\mu\text{g/L/jour}$ ), de poissons ( $Exp_{ingp}$ ,  $\mu\text{g/g/jour}$ ) et la dose d'exposition dermique par absorption ( $\mu\text{g/L/jour}$ ) de substances nocives au cours de la période d'exposition.

Les méthodes de calcul de la dose d'exposition varient selon les voies d'exposition. La dose journalière absorbée via les différentes voies d'expositions se calcule à partir des formules de USEPA. (1989) pour l'ingestion de l'eau (équation 41 ) et d'absorption cutanée de l'eau (équation 43) et à partir de la formule de Mwakalapa *et al.* (2019) pour la consommation de poisson (équation 42).

$$Exp_{ing} = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad \text{Éq.41}$$

$$Exp_{ingp} = \frac{C_p \times IR_p \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-3} \quad \text{Éq.42}$$

$$Exp_{derm} = \frac{C \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times 10^{-3}}{BW \times AT} \quad \text{Éq.43}$$

Les différents paramètres intervenants dans les formules ci-dessus et les différents scénarios sont décrits dans le tableau XXI



Tableau XXI : Paramètres de calculs de la dose journalière d'exposition des métaux lourds

Expositions	Paramètres Basic	Significations physiques	Valeurs	références
Données de l'étude	C (µl/L)	Concentrations des métaux lourds et métalloïdes	Valeurs moyennes	Cette étude
	Cp (µg/g)	Concentrations de métaux dans les poissons	Valeurs moyennes	Cette étude
Outils d'expositions	EF (jour/année)	Fréquence d'exposition	180	Cette étude
	ED (année)	Durée d'exposition	6 ans (enfant) 30 ans (adultes)	(Belkhiri <i>et al.</i> , 2018)
	BW (kg)	Masse corporel moyen	28 kg (enfant) 70kg (adultes)	(Tanouayi <i>et al.</i> , 2015)
	AT (jours)	Temps moyen d'exposition	2190 (enfant) 10950 (adultes)	(Belkhiri <i>et al.</i> , 2018)
Exposition par ingestion	IR (L)	Quantité d'eau ingérée	1,5 L (enfant)/ jour 2L (adultes)/ jour	(Tanouayi <i>et al.</i> , 2015)
	IRp	Quantité de poisson ingéré	38,5g/jour /personne 28,9g/jour/personne	(FAO, 2018)
Exposition Cutanée	Kp (cm/hr)	Coefficient de perméabilité cutanée du composé dans l'eau	(Cd, Cu, Fe, As et Hg (0,001)), Pb (0,0001), Zn (0,0006)	(USEPA, 2004)
	SA (cm <sup>2</sup> )	Surface de peau exposée	6600 (enfant) 18000 (adulte)	(Belkhiri <i>et al.</i> , 2018)
	ET	Temps d'exposition	0,5h/jour	Cette etude

### 5.3.2. Calculs des quotients de dangers liés aux métaux.

Les populations régulièrement exposées sont les riverains, en particulier les pêcheurs et leurs familles qui consomment du poisson et boivent l'eau du lac au moins une fois par jour. Toutefois, les poissons peuvent parvenir sur la table de n'importe quel ivoirien, car aucune source n'est indiquée pour les poissons vendus sur le marché.

Le risque non cancérigène est évalué en comparant un niveau d'exposition sur une période spécifiée (par exemple, la vie entière) à une dose de référence calculée pour une période d'exposition similaire. Le risque non cancérigène peut être caractérisé par un quotient de danger (QD). Le quotient de danger est le rapport entre l'ingestion journalière chronique (Exp) et la dose de référence chronique (RfD) (tableau XXII). Si  $QD < 1$ , la survenue d'un effet toxique est très peu probable et si  $QD > 1$ , l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue. Les équations de calculs des différents quotients de dangers sont données par les équations suivantes.

$$QD_{ing} = \frac{Exp_{ing}}{RfD_{ing}} \quad \text{Éq. 44}$$

$$QD_{\text{derm}} = \frac{\text{Exp}_{\text{derm}}}{\text{RfD}_{\text{derm}}} \quad \text{Éq. 45}$$

Tableau XXII : Valeurs de doses de référence obtenues auprès de USEPA (2004) et de Mwakalapa *et al.* (2019)

ETMs	Doses de référence eau (en µg/L)		Doses de référence poissons
	RfD <sub>ing</sub>	RfD <sub>derm</sub>	(RfD <sub>ing</sub> en µg/g/jour)
Hg	0,1	0,007	0,0003
Pb	1,4	0,42	0,001
Cd	0,5	0,025	0,004
As	0,3	0,123	0,04
Cu	40	6	0,7
Zn	300	60	-
Fe	700	140	-

-non disponible, Fe (mg/L)

#### 5.4. Analyse de risques liés aux pesticides

Le risque non cancérigène des pesticides détectés est calculé à l'aide d'un modèle décrit par USEPA (2011) et Hu *et al.* (2011) pour les adultes et les enfants.

Les différents types de traitements d'eau de surface ont des niveaux d'efficacité variés pour l'abattement des pesticides de l'eau d'approvisionnement. Une étude réalisée en Suisse et en France a permis d'établir que l'abattement moyen de pesticides dans leurs eaux potables était de 50 % pour un traitement classique (filtration sur sable) et de 75 % pour un traitement par filtration accompagné de traitement à l'ozone (Edder *et al.*, 2006). Se basant sur ces résultats, nous avons calculé les différents abattements sur les valeurs moyennes et les valeurs maximales. Dans cette étude deux scénarios ont été utilisés, le premier envisageant la consommation d'eau brute des lacs et le second, plus réaliste, la consommation d'eau de lac après traitement. Le quotient de danger (QD) a été utilisé pour calculer le risque non cancérigène (équation 46) pour une personne consommant l'eau provenant de cette ressource (Shi *et al.*, 2011 ; Papadakis *et al.*, 2015). Les pesticides dont la fréquence de détection était élevée et dont nous disposons de leur dose de référence orale ont été considérés dans ce travail. Les autres voies d'exposition (par exemple, le contact cutané avec l'eau de surface pendant la douche) n'ont pas été prises en considération.

$$QD_{\text{ing}} = \frac{\text{Exp}_{\text{ing}}}{\text{RfD}_{\text{ing}}} \quad \text{Éq.46}$$

où l'apport journalier ( $Exp_{ing}$ ) représente la quantité estimée de pesticide ingéré par kilogramme de poids corporel;  $RfDo$  représente la dose de référence du contaminant (mg/ kg / jour) par voie orale (tableau XXIII). Le  $Exp_{ing}$  a été calculé par l'équation 47 de Hu *et al.* (2011).

$$Exp_{ing} = \frac{C \times IR_i \times EF_i \times ED_i}{BW_i \times AT} \quad \text{Éq. 47}$$

où C représente la concentration mesurée (mg/L) de chaque pesticide dans l'eau (concentration médiane et maximale détectée) ;  $IR_i$  est la quantité d'eau ingerée (1,5 et 2 L/jour) pour chaque âge considéré ; 6 ans pour les enfants et 70 ans pour les adultes (Tanouayi *et al.*, 2015) ;  $EF_i$  est la fréquence d'exposition (350 jours/an pour les deux âges) ;  $ED_i$  est la durée d'exposition (6 ans pour les enfants et 70 ans pour les adultes).  $BW_i$  est la masse corporel de la personne exposée (28 kg pour les enfants et 70 kg pour les adultes, AT est la durée de vie moyenne (2190 et 25550 jours respectivement pour les enfants et les adultes).

Lorsque le QD d'un pesticide est supérieur à 1, les effets indésirables potentiels sont probablement dus au composé en question; et si QD est inférieur à 1, les effets indésirables sont peu probables ou non. Afin d'estimer le potentiel cumulatif (QRs) causé par plusieurs pesticides, la somme des quotients de risque pour chaque pesticide a été calculée par l'équation 48 (Shi *et al.*, 2011). L'évaluation du risque cumulatif est calculée en utilisant une approche additive simplifiée, en faisant la somme des QR individuels causés par chaque pesticide. Les effets d'interaction synergique, antagoniste ou autres ne sont pas pris en compte. L'équation 48 permet d'obtenir le QRs.

$$QR_s = \sum_1^n QD_i \quad \text{Éq. 48}$$

Tableau XXIII : Valeurs de doses de référence orales de pesticides obtenues auprès de Footprint (2014) et de Papakidas *et al.* (2015)

Résidus de pesticides	Dose référence orale (RDfo)
Aldicarbe	0,001
Atrazine	0,035
Simazine	0,005
Monolinuron	0,005
Métolachlore	0,15
Parathion-méthyl	0,00025
Parathion-éthyl	0,00035
Prométryne	0,004
Terbutryne	0,001
Isoproturon	0,0002
Déisopropylatrazine (DIA)	0,025

### **Conclusion partielle**

Dans ce chapitre nous avons présenté l'ensemble des méthodes utilisées pour l'atteinte du troisième objectif. Ces méthodes servent à évaluer les risques sanitaires liés à la consommation des eaux et des poissons. Les risques liés aux pesticides suite aux différents niveaux d'abatteurs ont concerné que les pesticides fréquemment déterminés dans chaque cours d'eau.

**TROISIEME PARTIE :**  
**RESULTATS ET DISCUSSION**

Des résultats de cette étude ont fait l'objet de 04 publications dans des revues indexées et à comité de lecture et d'une communication au niveau national (annexe):

publications

**Benoit, K.K., Séraphin, K.K., Félix, K.K., Charles, B.K., Martin, K.K & Brou, D. (2020)**

Indices of Water Quality and Pesticide Monitoring Survey in Lake of Western Côte d'Ivoire and Its Human Risk Assessment, *Natural Resources*, **11: 46-69.**

**Benoit, K.K., Séraphin, K.K., Sévérin A.K., Félix, K.K., Charles, B.K., & Martin, K.K. (2019).**

Qualitative Assessment and Typology of the Water Resource Used for the Production of Drinking Water in Duékoué, Western Côte d'Ivoire, *Journal of Geoscience and Environment Protection*, **7: 212-231.**

**Benoit, K.K., Séraphin, K.K., Félix, K.K., Charles, B.K. & Lazare, K.K. (2019).** Heavy Metals

Contamination of an Aquatic Environment and Health Risks Assessment in Two Fish Species: Case of the Guessabo Lake, Western Côte d'Ivoire. *Oriental Journal of Chemistry*, **35(6): 1742–1755.**

**Benoit, K.K., Séraphin, K.K., Sévérin A.K., Félix, K.K., Charles, B.K., & Martin, K.K. (2019)**

Physicochemical and Bacteriological Parameters of Surface Water Quality in part of West Côte d'Ivoire: Potential Resources for Drinking Water Production (Guessabo Lake), *Journal of Applied Environment and Biology Science*, **9:17-29.**

Communication:

**Benoit, K .K., Serge G.K ., Ferdinand W.K Séraphin, K.K. (2021).** Evaluation et distribution spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les eaux et les sédiments du lac péri-urbain dohou utilisé pour la potabilisation à l'ouest de la côte d'ivoire. Troisième édition AGRIEDAYS salon de l'agro industrie et de l'environnement : Gestion des eaux de surface et souterraines : enjeux et défis pour un développement durable dans un contexte de pandémie à la COVID 19, 27-29 juillet 2021, Abidjan (Côte d'Ivoire)

CHAPITRE 6 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES CARACTÉRISTIQUES  
PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES DES LACS  
GUESSABO ET DOHOU

6.1. Variation spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux  
des lacs Guessabo et Dohou

6.1.1. Variation des paramètres physico-chimiques

Les résultats concernant les paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* sont consignés dans le tableau XXIV.

Tableau XXIV : Caractéristiques physico-chimiques des eaux des lacs Guessabo et Dohou

Paramètres	Paramètres statistiques	Lac Guessabo	Lac Dohou	Amont de Dohou	Aval de Dohou	Norme JORF
Température (°C)	Moy±écartype	27,23±1,64	27,06±1,42	26,51±1,37	26,66±1,45	< 25
	Min-Max	24,27 - 31,2	25,5 - 29,8	23,7 - 28,6	24,29-29,04	
OD (mg/L)	Moy±écartype	5,74±0,58	5,82 ±1,3	5,01±1,23	4,95 ±1,20	> 5
	Min-Max	3,8 -7,8	3,6 - 9	3,53 - 7,9	2,54 - 6,44	
pH	Moy±écartype	6,3±0,52	5,89 ± 0,67	5,51± 0,57	5,65± 0,60	5,5-9
	Min-Max	5,53 - 7,6	4,79 - 7,43	4,48 -6,71	5,10 - 6,75	
CE (µS/Cm)	Moy±écartype	70,74± 9,24	47,01±10,2	52,50±17,66	52,45±9,70	< 1100
	Min-Max	50 -97	35 - 86	35-89	35-72	
TDS (mg/L)	Moy±écartype	34,95±5,13	23,39±4,50	27,41±12,00	26,08±4,77	≤ 300
	Min-Max	23 -50	16 - 43	16-60	17-35	
Eh (mV)	Moy±écartype	29,32±16,01	34,10±16,19	34,08±16,79	34,08±16,79	
	Min-Max	4 -60,7	11,3 - 74,5	15 - 59,9	13 - 63,5	
Turbidité (NTU)	Moy±écartype	45,20±10,25	33,62±1,21	51,50±35,08	41,10±16,92	≤ 0,5
	Min-Max	12 - 180	8 - 56	20-91	16-81	
Transparence (m)	Moy±écartype	0,58±0,25	0,58±0,10	0,28±0,17	0,37±0,12	
	Min-Max	0,1-1,9	0,3-0,99	0,1-0,6	0,17-0,6	

6.1.1.1. Température

La température des eaux du lac Dohou oscille entre 25,5 et 29,8 °C, avec une moyenne de 27,06 ± 1,42 °C (tableau XXIV). En amont (station D8), elle évolue entre 23,7 et 28,6°C, avec une moyenne de 26,51 ± 1,37 °C tandis qu'en aval elle varie de 24,29 à 29,04°C, avec une moyenne de 26,66 ± 1,45°C au cours de l'année . Celle des eaux du lac Guessabo varie de 24,27 à 31,2°C, avec une moyenne de 27,23 ± 1,64°C. Dans l'ensemble, les faibles valeurs se situent entre Avril et Août (figure 20A2). En revanche, les valeurs relativement élevées sont enregistrées en Octobre, Novembre et Janvier (figure 20A2). En ce qui concerne la variation par plan d'eau, aucune différence significative n'est observée (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). De plus, aucune différence significative ne s'observe entre les températures moyennes par saison au niveau de chaque site de prélèvement (annexe 2, annexe 3). La variation de la température n'est pas

marquée entre les sites d'échantillonnage au sein d'un même lac (figure 20A1, annexe 1). Ce paramètre a des valeurs moyennes supérieures à la norme de 25°C pour les eaux brutes utilisées pour la production d'eau de boisson (tableau XXIV).

#### 6.1.1.2. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène des eaux du lac Dohou sont comprises entre 3,6 et 9 mg/L, avec une moyenne de  $5,82 \pm 1,3$  mg/L (tableau XXIV). En amont, les concentrations fluctuent entre 3,53 et 7,9, avec une valeur moyenne de  $5,01 \pm 1,23$  mg/L tandis qu'en aval, elles sont de l'ordre de  $4,95 \pm 1,20$  mg/L en moyenne, avec des valeurs extrêmes de 2,54 et 6,44 mg/L (tableau XXIV). Celles des eaux de Guessabo oscillent entre 3,8 et 7,8, avec une moyenne de  $5,74 \pm 0,58$  mg/L (tableau XXIV). Les fortes teneurs en oxygène dissous ont été observées durant la période allant de Novembre à Janvier dans le lac Dohou (figure 20B2). Dans le lac Guessabo, les importantes teneurs en oxygène dissous ont été enregistrées en Mars et Mai avec des valeurs moyennes respectives de  $6,78 \pm 0,74$  mg/L et  $6,45 \pm 0,25$  mg/L. Les faibles teneurs ont été obtenues en avril avec une valeur moyenne de  $4,82 \pm 0,3$  mg/L correspondant aux saisons pluvieuses (figure 20A2). Les valeurs en oxygène dissous sont plus élevées en saison sèche (novembre à février) dans le lacs qu'aux stations D8 (amont) et D7 (aval).

Au plan spatial, la teneur en oxygène dissous des eaux du lac Dohou augmente lorsqu'on se rapproche de la digue (stations 6 à 1) (figure 20B1). Toutefois, cette variation n'est pas significative entre les points d'échantillonnage (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). Les eaux des lacs ont des concentrations moyennes en OD supérieures à la norme de 5 mg/L pour les eaux de surface destinées à produire de l'eau de boisson.



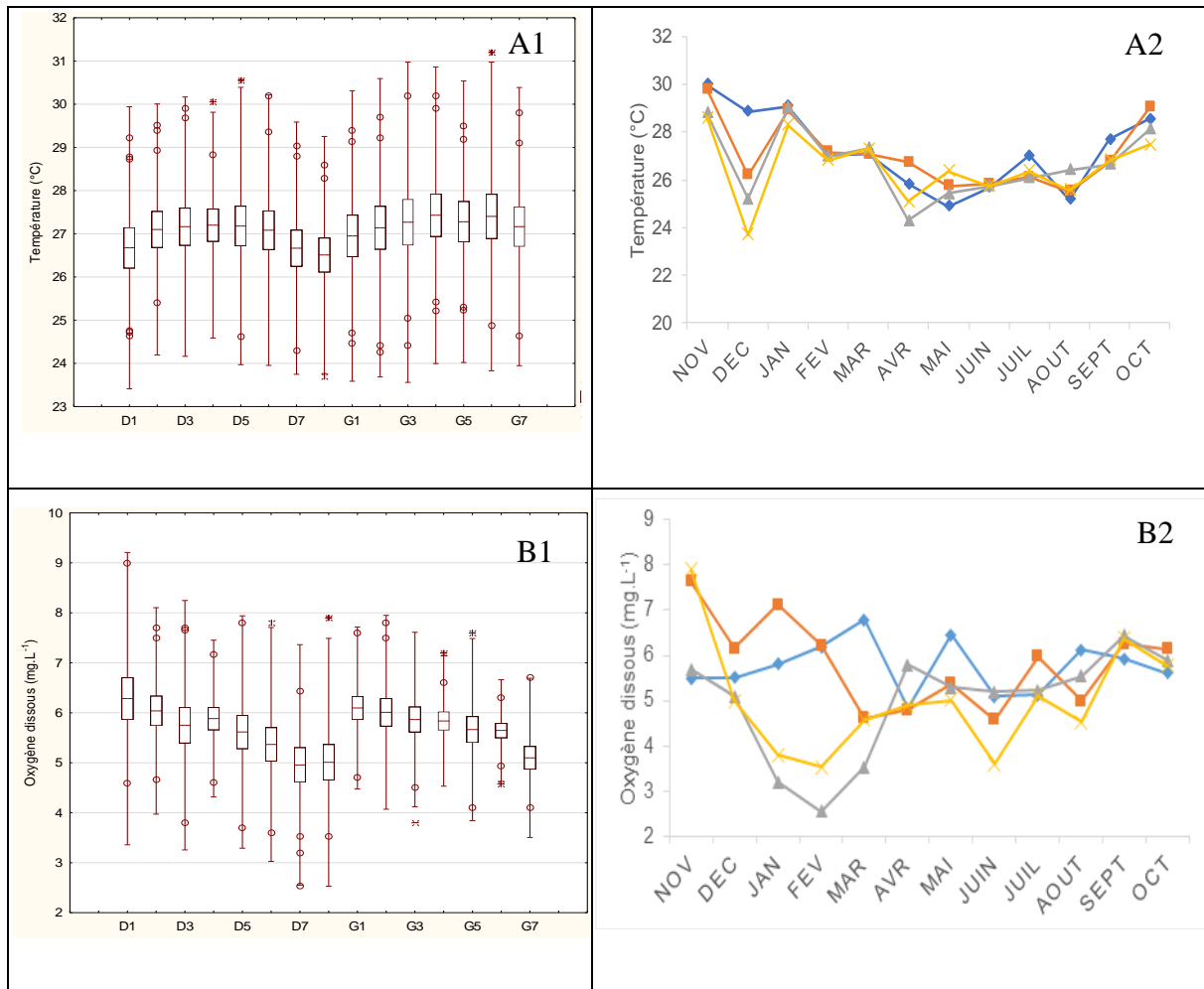


Figure 20 :Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de la température (A) et de l’oxygène dissous (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l’amont (D8) et de l’aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.1.1.3. pH

Les valeurs de pH présentent en général un caractère acide dans l’ensemble des milieux. Le pH des eaux du lac Dohou évolue entre 4,79 et 7,43, avec une moyenne de  $5,89 \pm 0,67$  (tableau XXIV). En amont, elles fluctuent au cours de l’année d’étude entre 4,48 et 6,71, avec une moyenne de  $5,51 \pm 0,57$  et entre 5,10 et 6,75, avec une moyenne de  $5,65 \pm 0,60$  en aval du lac Dohou. Quant au lac Guessabo, le pH varie entre 5,53 et 7,6 avec une moyenne  $6,3 \pm 0,52$  (tableau XXIV). En ce qui concerne la variation par plan d’eau, les eaux du lac Guessabo ont un pH relativement élevé que celui du lac Dohou (figure 21A1). Aucune différence significative ne s’observe entre les valeurs de pH des stations au sein d’un même plan d’eau (test de Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). Les valeurs de pH les plus élevées sont observées pendant la saison sèche au cours de la période Novembre à Janvier, tandis que les plus faibles valeurs sont enregistrées pendant la période pluvieuse (figure 21A2). Cependant, la variation saisonnière du pH n’est pas

significativement marquée au niveau des sites (annexe 1). D'une manière générale, le pH des eaux étudiées est conforme à la norme recommandée pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable.

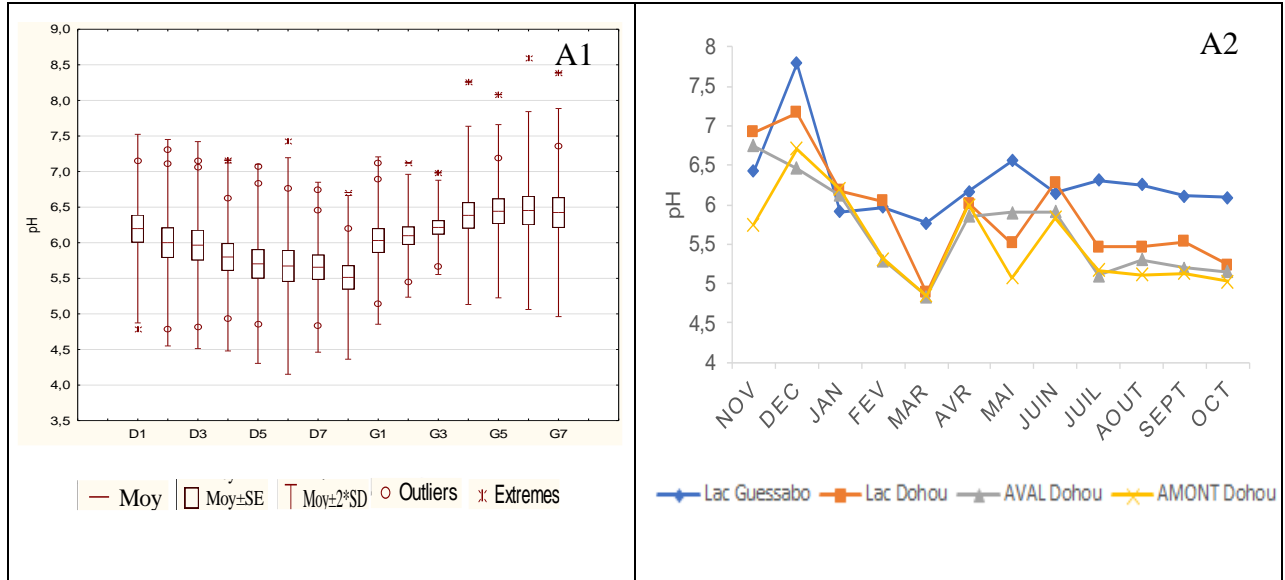


Figure 21 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes du pH des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

#### 6.1.1.4. Conductivité (CE) et Taux de solides dissous (TDS)

La conductivité et le taux de solides dissous ont une distribution presque similaire. Les valeurs minimales et maximales de TDS coïncident avec celles de CE (figure 22A2-22B2). Les valeurs de CE des eaux du lac Dohou sont comprises entre 35 et 86  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , avec une moyenne de  $47,01 \pm 10,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ . La teneur moyenne de TDS dans le lac Dohou est de  $23,39 \pm 4,50 \text{ mg}/\text{L}$ , avec des valeurs extrêmes de 16 et 43  $\text{mg}/\text{L}$  (tableau XXIV). En amont, les valeurs moyennes de CE et TDS obtenues sont respectivement  $52,50 \pm 17,66 \mu\text{S}/\text{cm}$  et  $27,41 \pm 12,00 \text{ mg}/\text{L}$  tandis qu'en aval elles ont pour valeurs moyennes respectives  $52,45 \pm 9,70 \mu\text{S}/\text{cm}$  et  $26,08 \pm 4,77 \text{ mg}/\text{L}$ . Au plan spatial, la conductivité des eaux du lac (station 6 à 1) baisse lorsqu'on se rapproche de la digue dans le lac Dohou (figure 22B1). Le lac Dohou enregistre la plus faible valeur moyenne de conductivité de la période d'échantillonnage par rapport aux valeurs moyennes de son amont et de son aval (tableau XXIV). Dans le lac Guessabo, la conductivité et le taux de solide dissous varient respectivement de 50 à 97  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et de 23 à 50  $\text{mg}/\text{L}$ , avec des valeurs moyennes respectives de  $70,74 \pm 9,24 \mu\text{S}/\text{cm}$  et  $34,95 \pm 5,13 \text{ mg}/\text{L}$  (tableau XXIV). Le lac Guessabo enregistre les valeurs moyennes de CE et de TDS significativement élevées (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ) par rapport à celles de Dohou (figure 22A1-22B1). Au plan saisonnier, les valeurs de

la conductivité ne varie pas significativement avec les saisons (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). Les valeurs moyennes de la CE sont conformes à la norme pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable. De même, les valeurs de TDS sont en conformité avec la norme de 300 mg/L recommandée pour les eaux de consommation humaine.



Figure 22 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes du taux de solides dissous (A) et de la conductivité (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

#### 6.1.1.5. Potentiel redox

Le potentiel d'oxydo-réduction des eaux des deux lacs est positif révélant ainsi qu'elles sont oxydantes. Le potentiel d'oxydo-réduction des deux cours d'eau a une distribution presque similaire : les valeurs minimales et maximales dans les deux plans d'eau coïncident (figure 23 A2). Cependant, les eaux du lac Dohou sont relativement plus oxydante que celles du lac Guessabo. Le potentiel d'oxydo-réduction des eaux du lac Dohou évolue entre 11,3 et 74,5 mV, avec une moyenne de  $34,10 \pm 16,19$  mV (tableau XXIV). Elles fluctuent au cours de l'année

d'étude entre 15 et 59,9, avec une moyenne de  $33,99 \pm 15,01$  mV en amont et entre 13 et 63,5 mV avec une moyenne de  $34,08 \pm 16,79$  mV en aval du lac Dohou. Dans le lac Guessabo, le potentiel d'oxydo-réduction varie entre 4 et 60,7 mV, avec une moyenne de  $29,32 \pm 16,01$  mV (tableau XXIV). Dans l'ensemble, les faibles valeurs ont été enregistrées en Novembre et en Juin. Par contre, les valeurs relativement élevées sont enregistrées entre Décembre et Février (figure 23A2). Aucune différence significative (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ) ne s'observe entre les valeurs du potentiel d'oxydo-réduction des stations au sein du même plan d'eau (figure 23A1, annexe 1).

Au niveau saisonnier, les valeurs du potentiel d'oxydo-réduction varient significativement (test Kruskal-walis ;  $p < 0,05$ ) avec les saisons dans les deux plans d'eaux (annexe 3, annexe 4).

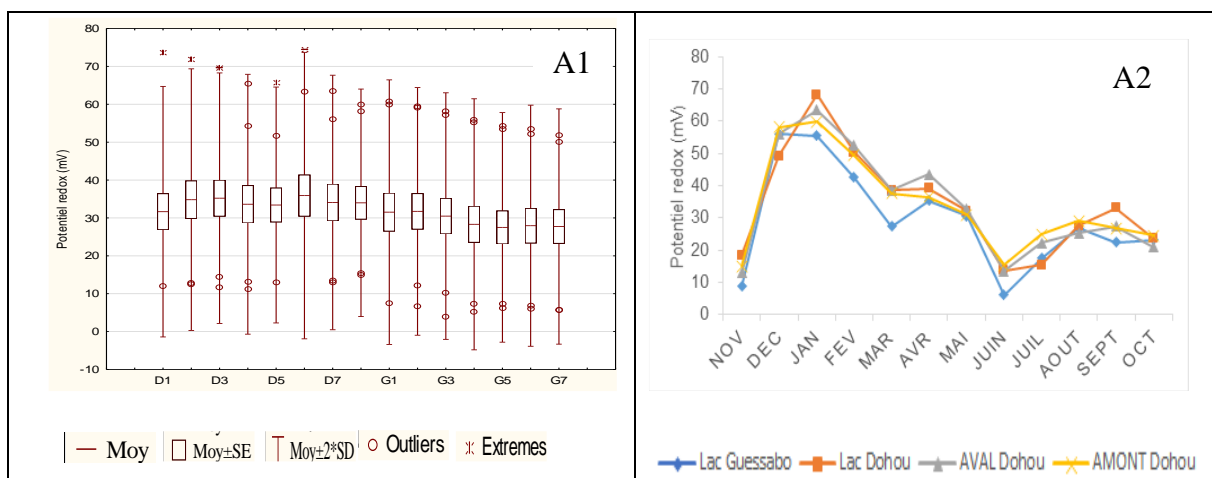


Figure 23 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes du potentiel redox des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

#### 6.1.1.6. Turbidité et Transparence

Les eaux des lacs sont légèrement troubles (figure 24A1-24A2). La turbidité de l'eau est comprise entre 8 et 56 NTU, avec une valeur moyenne de  $33,62 \pm 1,21$  NTU dans le lac Dohou (tableau XXIV). La transparence moyenne du lac Dohou est  $0,58 \pm 0,10$  m, avec des valeurs extrêmes de 0,3 et 0,99 m. En amont, les valeurs moyennes de turbidité et de transparence obtenues sont respectivement  $51,50 \pm 35,08$  NTU et  $0,28 \pm 0,17$  m, tandis qu'en aval elles ont pour valeurs moyennes respectives de  $41,10 \pm 16,92$  NTU et de  $0,37 \pm 0,12$  m. Dans le lac Guessabo, la turbidité fluctue entre 12 et 180 NTU, avec une valeur moyenne de  $45,20 \pm 10,25$  NTU (tableau XXIV). Les eaux de Guessabo sont plus turbides que celles des eaux du lac Dohou (figure 24B2, tableau XXIV). Dans les deux cours d'eau, les transparences moyennes mensuelles des eaux sont faibles ( $< 1$  m) (figure 24B1-24B2). La transparence de l'amont

(station 8) et de l'aval (station7) est faible pendant la saison sèche. Par contre, elle est élevée dans ces deux stations pendant la saison de pluies (figure 24B1). Dans les lacs Dohou et Guessabo, la transparence de l'eau présente des valeurs plus élevées pendant la saison sèche et plus faibles en saisons des pluies (figure 24B2). La différence observée entre ces deux saisons est significative (Kruskal-walis ;  $p < 0,05$ ). Au plan spatial, aucune tendance claire ne se dégage au sein d'un même plan d'eau (figure 24B1, annexe1). Les valeurs moyennes de la turbidité dans les eaux des lacs sont supérieures à la norme de 5 NTU requise pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable (tableau XXIV).

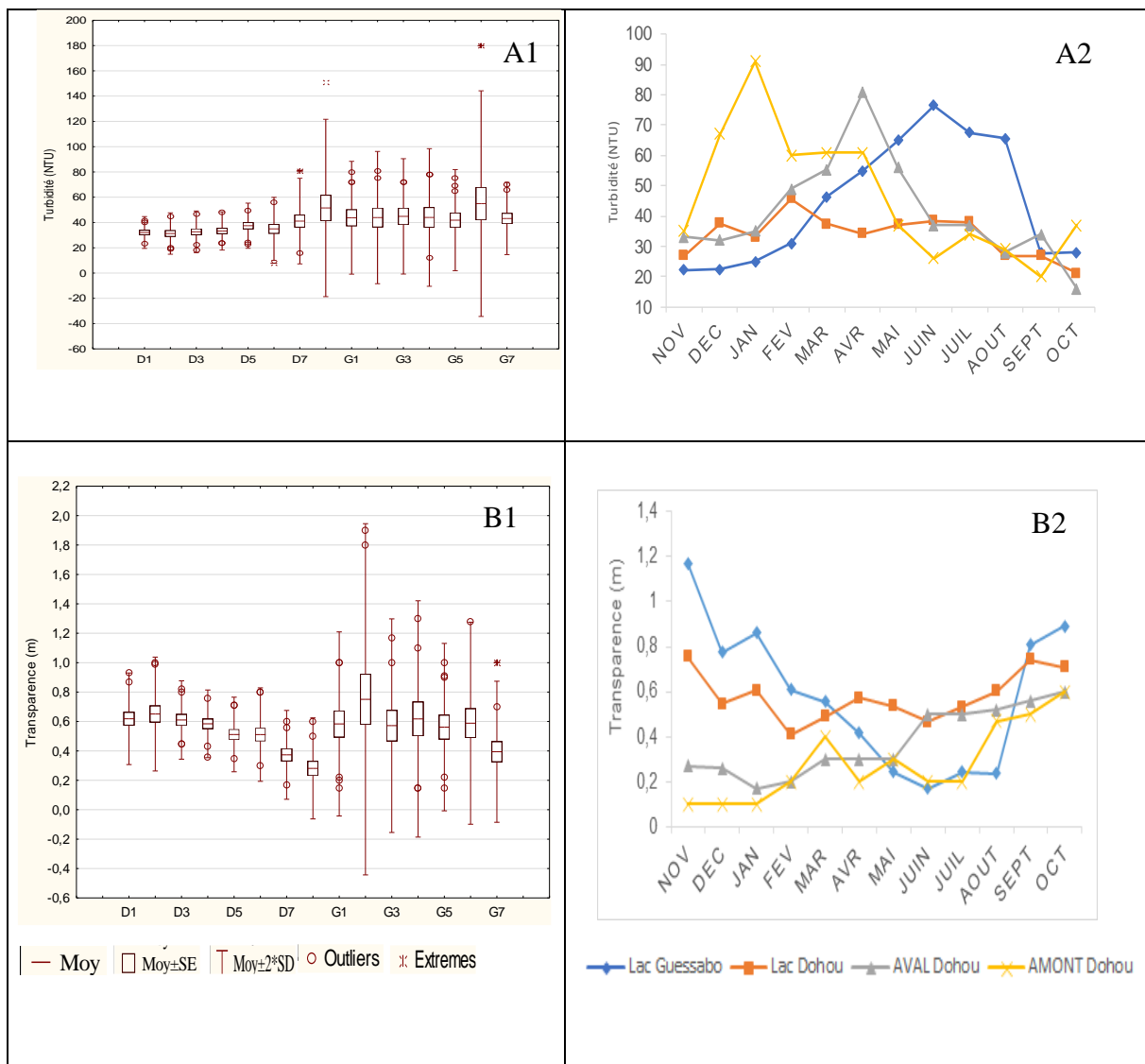


Figure : 24 Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de turbidité (A) et de la transparence (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

## 6.1.2. Variation des éléments nutritifs

### 6.1.2.1. Nutriments azotés

Les résultats concernant les nutriments azotés sont consignés dans le tableau Tableau XXV

Tableau XXV : Caractéristiques des nutriments azotés des eaux des lacs Dohou et Guessabo

Paramètres	Paramètres statistiques	Lac Guessabo	Lac Dohou	Amont de Dohou	Aval de Dohou	Norme JORF
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg/L)	Moy±écartype	29,0± 19,0	24,5 ±15,0	42,0±18,0	28,0 ±17,0	≤ 100
	Min-Max	2 -95	1 -97	13 -77	12-69	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Moy±écartype	3,96± 3,86	4,16±2,14	7,22±5,59	8,4±3,81	≤ 50
	Min-Max	0,01-45	0,01- 16	0,8 - 16,4	3 -14,3	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Moy±écartype	0,218±0,095	0,198±0,077	0,321±0,361	0,328±0,241	≤ 2
	Min-Max	0,017-0,872	0,037-0,684	0,066-1,216	0,042-0,849	
NTK (mg/L)	Moy±écartype	12,19 ± 8,77	13,64 ±8,28	13,58±8,57	16,33± 6,85	≤ 3
	Min-Max	1 -51	1 -28	4 -25	7 -27	

#### 6.1.2.1.1. Nitrite

Les concentrations en nitrite des eaux du lac Dohou sont comprises entre 0,001 et 0,097 mg/L, avec une moyenne de  $0,0245 \pm 0,015$  mg/L (tableau XXV). En amont, les concentrations fluctuent entre 0,013 et 0,077 mg/L, avec une valeur moyenne de  $0,042 \pm 0,018$  mg/L tandis qu'en aval elles sont de l'ordre de  $0,028 \pm 0,017$  mg/L en moyenne, avec des valeurs extrêmes de 0,012 et 0,069 mg/L. Celles des eaux de Guessabo oscillent entre 0,002 et 0,095 mg/L, avec une moyenne de  $0,029 \pm 0,019$  mg/L (tableau XXV). D'une manière générale, les faibles teneurs ont été obtenues pendant la période allant de Novembre à février (saison sèche) pour les deux lacs (figure 25A2). En revanche, les relatives valeurs fortes ont été enregistrées en période pluvieuse (Mars à Août). Les teneurs les plus élevées en amont ont été obtenues durant la saison sèche. En revanche, les plus basses ont été observées pendant la saison des pluies. Les variations mensuelles mettent en évidence un pic au mois du février en amont, correspondant à la saison sèche (figure 25A2). Les eaux de l'amont du lac Dohou sont significativement plus chargées (test de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ) en nitrite que celles du lac Dohou (figure 25A1). Cependant, aucune différence significative n'est observée entre les plans d'eau. Aussi, au sein d'un même plan d'eau, il n'y a pas de différence significative entre les concentrations du nitrite par station (Kruskal-walis ;  $P > 0,05$ ). Au niveau spatial, aucune tendance claire ne se dégage dans l'évolution du nitrite dans les deux cours d'eau (figure 25A1).

6.1.2.1.2. Nitrate

Les concentrations en nitrates dans les eaux du lac Dohou fluctuent entre 0,01 et 16 mg/L , avec une valeur moyenne de  $4,16 \pm 2,14$  mg/L (tableau XXV). En amont, la moyenne est de l'ordre de  $7,22 \pm 5,59$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 0,8 et 16,4 mg/L tandis qu'en aval elles s'étendent de 3 à 14,3 mg/L, avec une moyenne de  $8,4 \pm 3,81$  mg/L. Au niveau du lac Guessabo, la gamme de variations de la concentration en nitrates est de 0,01 à 45 mg/L, avec une moyenne de  $3,96 \pm 3,86$  mg/L (tableau XXV). Dans l'ensemble, les faibles valeurs ont été obtenues en saison sèche. En revanche, les valeurs maximales dans les lacs sont enregistrées pendant la saison des pluies à toutes les stations (figure 25B2). Concernant l'amont et l'aval, aucune tendance claire n'est observée dans leurs variations mensuelles. En revanche, ils enregistrent les valeurs significativement élevées que celles du lac Dohou (Kruskal-walis ;  $p < 0,05$ ). On note une absence de différence significative (Mann-Whitney ,  $p > 0,05$ ) dans la teneur en nitrate entre les plans d'eau (figure 25B1). Dans l'ensemble, les concentrations moyennes sont inférieures à la limite de qualité pour les eaux de surface utilisées pour produire de l'eau potable.

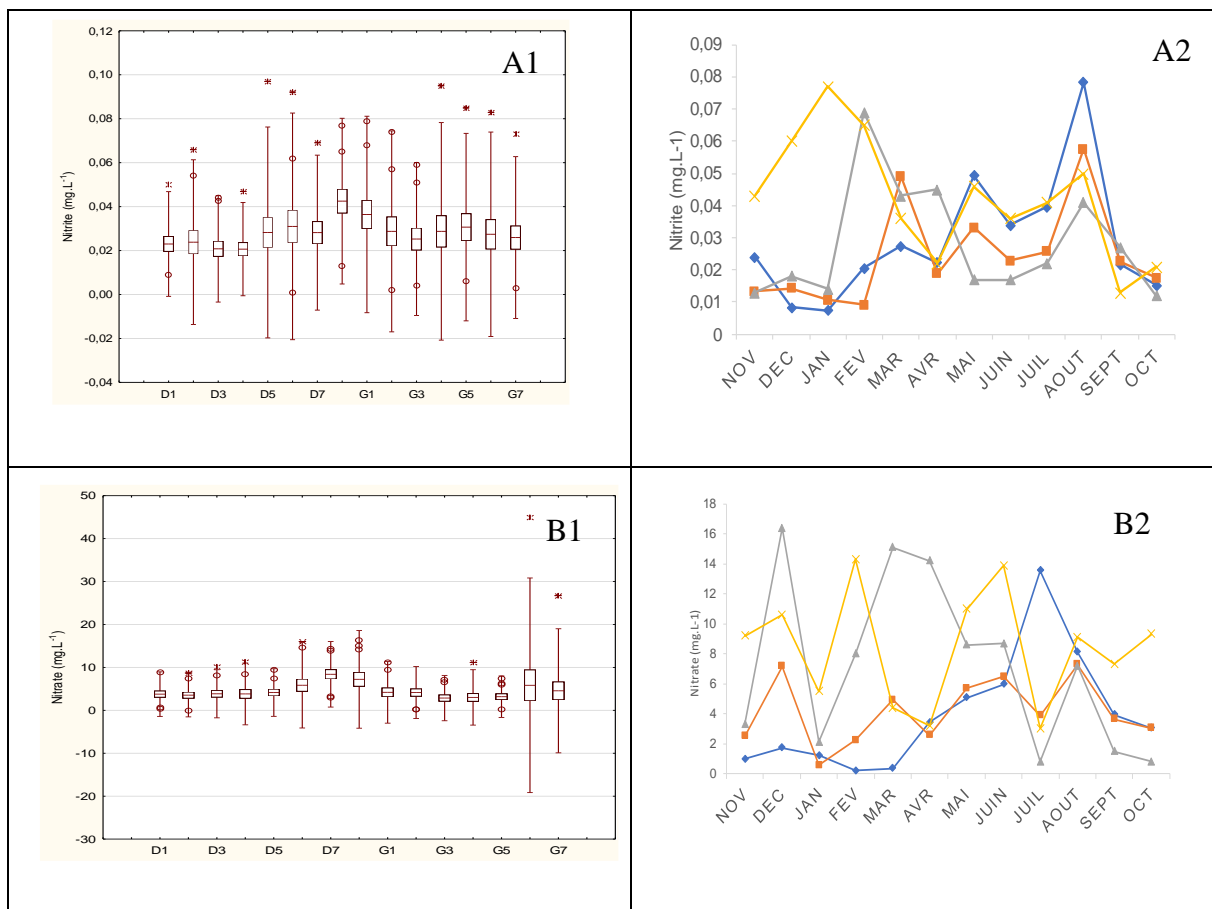


Figure 25 :Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de nitrite (A) et nitrate (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

#### **6.1.2.1.3. Ammonium**

Dans le lac Dohou, les concentrations de l'ammonium sont comprises entre 0,037 et 0,684 mg/L, avec une moyenne de  $0,198 \pm 0,077$  mg/L (tableau XXV). En amont, les concentrations varient de 0,066 à 1,216 mg/L, avec une moyenne de  $0,321 \pm 0,361$  mg/L tandis qu'en aval la gamme de variation oscillent entre 0,042 et 0,849 mg/L avec une moyenne de  $0,328 \pm 0,241$  mg/L. Dans le lac Guessabo, les concentrations en ammonium oscillent entre 0,017 et 0,872 mg/L, avec une moyenne de  $0,218 \pm 0,095$  mg/L (tableau XXV). Dans l'ensemble des hydrosystèmes prospectés, les maxima d'ammonium sont obtenus pendant la période allant de décembre à mars correspondant à la saison sèche et au début des premières pluies alors que les minima sont enregistrés pendant la saison des pluies (figure 26A2). La comparaison inter-lacustres ne révèle pas de différence significative en concentration d'ammonium entre lac Dohou et le Guessabo (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Aussi, au sein d'un même plan d'eau, il n'y a pas de différence significative entre les concentrations de l'ammonium (figure 26A1, annexe 1). Néanmoins, sur le site Dohou les stations 6, 7 et 8 enregistrent des valeurs relativement élevées (figure 26A1). Les eaux des lacs enregistrent des concentrations moyennes en azote ammoniacal largement inférieure à la norme de 2 mg/L (tableau XXV) et à la norme ivoirienne (4 mg/L) pour les eaux de surface douces destinées à la production d'eau de boisson.

#### **6.1.2.1.4. Azote total Kjeldahl (NTK)**

Dans le lac Dohou, les teneurs en NTK de la période d'étude varient entre 1 et 28 mg/L, avec une moyenne de  $13,64 \pm 8,28$  mg/L (tableau XXV). En amont du lac, les teneurs enregistrées sont rangées de 4 à 25 mg/L, avec une moyenne de  $13,58 \pm 8,57$  mg/L. Concernant les concentrations moyennes en aval du lac, elles évoluent entre 7 et 27 mg/L, avec une moyenne de  $16,33 \pm 6,85$  mg/L. Au niveau du lac Guessabo, les valeurs fluctuent entre 1 et 51 mg/L, avec une moyenne de  $12,19 \pm 8,77$  mg/L (tableau XXV). Les teneurs les plus élevées ont été obtenues durant la période allant d'avril à septembre correspondant à la saison des pluies (figure 26B2). En revanche, les faibles valeurs ont été enregistrées de décembre à mars. Les teneurs en NTK ne présentent pas de différence significative entre les eaux de Dohou et Guessabo (figure 26B1). Au niveau de toutes les stations du lac Guessabo, les eaux de la saison sèche (étiage) sont moins chargées en NTK que celles de la période pluvieuse (annexe 3). Les valeurs moyennes de NTK dans les eaux des lacs sont supérieures à la norme de 3 mg/L requise pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable (tableau XXV).



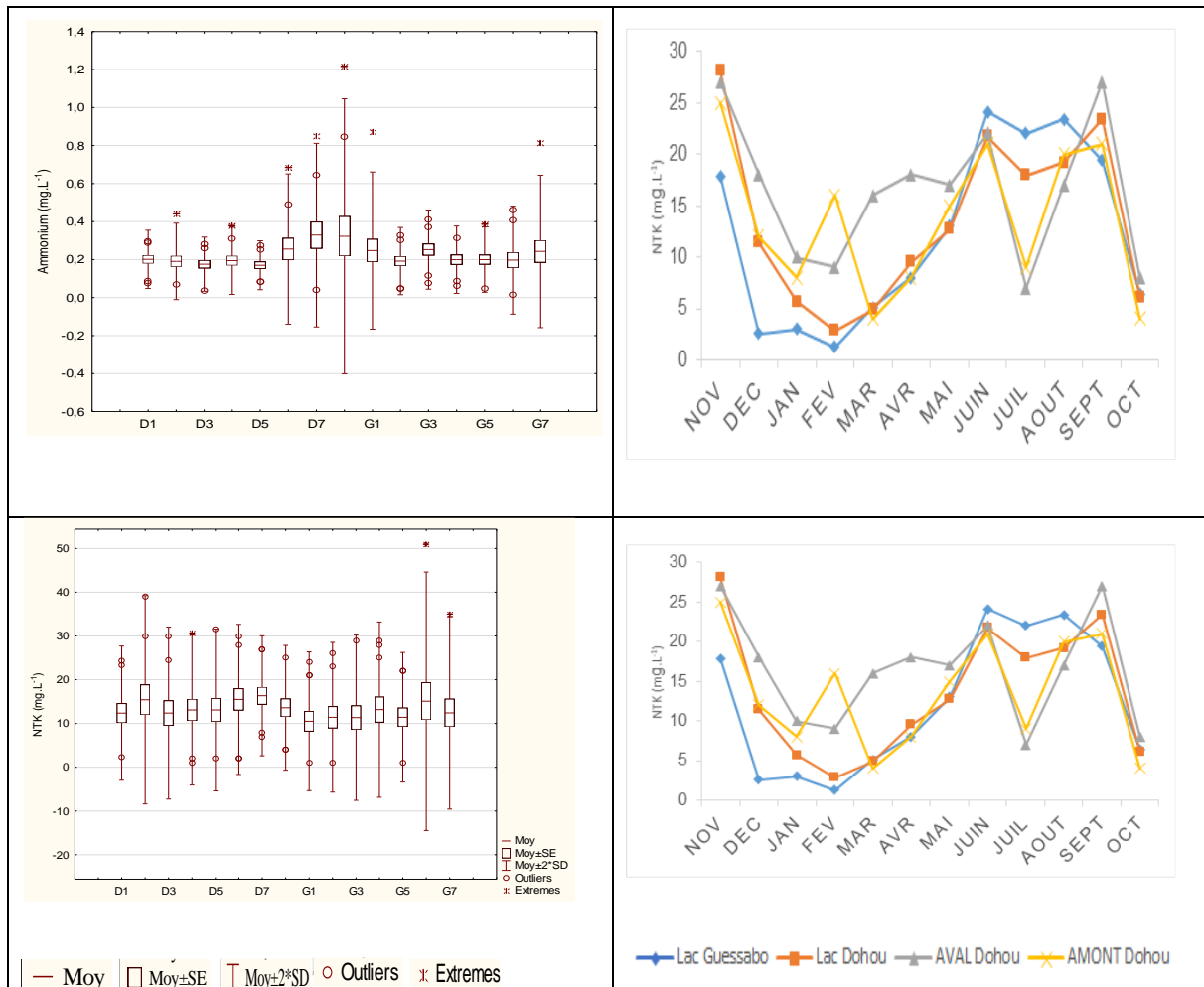


Figure 26 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de l’ammonium et de l’Azote total Kjeldahl des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l’amont (D8) et de l’aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.1.2.2. Nutriments phosphorés et sulfate

Les résultats statistiques des composés phosphorés et du sulfate sont consignés dans le tableau Tableau XXVI

Tableau XXVI : Caractéristiques des composés phosphorés et du sulfate des eaux des lacs Dohou et Guessabo

Paramètres	Paramètres statistiques	Lac Guessabo	Lac Dohou	Amont de Dohou	Aval de Dohou	Norme JORF
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	Moy±écartype	0,598±0,420	0,318±0,193	0,427±0,287	0,386±0,247	≤ 0,5
Phosphore total (mg/L)	Min-Max	0,03-1,86	0,01-1,11	0,13-1,13	0,05- 0,77	< 0,7
	Moy±écartype	7,68± 8,14	5,46 ±6,08	4,391±4,366	2,873±3,467	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Min-Max	0,02- 28,5	0,1-31,4	0,37-12,10	0,247- 11,7	≤ 250
	Moy±écartype	14,04±10,66	33,62±1,21	26,49±34,70	34,03±39,02	
	Min-Max	0,1-48,95	0,25- 42,72	1,87- 96,24	1,14-135,73	

#### **6.1.2.2.1. Orthophosphate**

Les concentrations en orthophosphate dans les eaux du lac Dohou varient entre 0,01 et 1,11 mg/L, avec une valeur moyenne de  $0,318 \pm 0,193$  mg/L (tableau XXVI). En amont, la moyenne est de l'ordre de  $0,427 \pm 0,287$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 0,13 et 1,13 mg/L tandis qu'en aval elles s'étendent de 0,05 à 0,77 mg/L, avec une moyenne de  $0,386 \pm 0,247$  mg/L. Au niveau du lac Guessabo, la gamme de variations de la concentration en orthophosphate est de 0,03 à 1,86 mg/L, avec une moyenne de  $0,598 \pm 0,420$  mg/L (tableau XXVI). Dans le lac Guessabo, les faibles valeurs ont été obtenues en saison sèche (figure 27A2). En revanche, les valeurs maximales dans ce lac ont été notées durant la saison des pluies. Concernant le lac Dohou, aucune tendance claire n'est observée dans leurs variations mensuelles. Par ailleurs, deux pics s'observent au cours de la période d'échantillonnage (figure 27A2). Le premier est observé pendant le début des premières pluies (Mars) et le second pendant la saison des pluies (Août). Pendant la saison des pluies sur le site Dohou, les concentrations mensuelles de l'amont, de l'aval et du lac ont une évolution presque similaire (figure 27A2). Par contre, en saison sèche un pic est enregistré au mois de février dans l'évolution de la station aval. On note une absence de différence significative (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ) entre les plans d'eau (figure 27A1). Dans les eaux du lac Dohou, les concentrations moyennes en orthophosphates sont conformes à la norme de 0,5 mg/L pour les eaux destinées à la production d'eau de consommation humaine. En revanche, elles sont à la limite de cette norme dans les eaux du lac Guessabo (tableau XXVI).

#### **6.1.2.2.2. Phosphore total**

Les concentrations en phosphore total des eaux du lac Dohou sont comprises entre 0,1 et 31,4 mg/L, avec une moyenne de  $5,458 \pm 6,085$  mg/L (tableau XXVI). En amont, les concentrations fluctuent entre 0,37 et 12,10 avec une valeur moyenne de  $4,391 \pm 4,366$  mg/L tandis qu'en aval elles sont de l'ordre de  $2,873 \pm 3,467$  mg/L en moyenne avec des valeurs extrêmes de 0,247 et 11,7 mg/L. Celles des eaux de Guessabo oscillent entre 0,02 et 28,5 mg/L avec une moyenne de  $7,679 \pm 8,140$  mg/L (tableau XXVI).

Dans l'ensemble des hydrosystèmes prospectés, les concentrations de phosphore total ont une évolution similaire, en accord avec le découpage saisonnier de la zone d'étude (figure 27B2). Au plan saisonnier, les valeurs de phosphore total varient significativement avec les saisons (Kruskal-walis,  $p < 0,05$ ).

D'une manière générale, les faibles teneurs ont été obtenues pendant la période allant de Décembre à Mai pour les deux lacs (figure 27B2). Par contre, les relatives valeurs fortes ont été enregistrées en période pluvieuse (juin à septembre). Aussi, au sein d'un même plan d'eau, il

n’y a pas de différence significative entre les concentrations de phosphore total par station (figure 27B1, annexe1). Dans les eaux des lacs, les concentrations moyennes en phosphore total sont non conformes à la norme de 0,7 mg/L pour les eaux destinées à la production d’eau potable (tableau XXVI).



Figure 27: Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de orthophosphate (A) et de phosphore total (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l’amont (D8) et de l’aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.1.2.2.3. Variation de l’ion sulfates ( $SO_4^{2-}$ )

Les concentrations en sulfate dans les eaux du lac Dohou varient entre 0,25 et 42,72 mg/L, avec une valeur moyenne de  $33,62 \pm 1,21$  mg/L (tableau XXVI). En amont, la moyenne est de l’ordre de  $26,49 \pm 34,70$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 1,87 et 96,24 mg/L tandis qu’en aval elles évoluent entre 1,14 et 135,73 mg/L, avec une moyenne de  $34,03 \pm 39,02$  mg/L. Dans le lac Guessabo, la gamme de variations de la concentration en sulfate est de 0,1 à 48,95 mg/L, avec une moyenne de  $14,04 \pm 10,66$  mg/L (tableau XXVI). Dans le lac Guessabo, les faibles valeurs

ont été obtenues en saison sèche (figure 28A2). En revanche, les valeurs maximales dans ce lac ont été notées durant la saison des pluies.

Concernant le lac Dohou, les variations mensuelles sont restées pratiquement constantes. Par ailleurs, un pic s'observe au mois de juillet correspondant à la saison des pluies (figure 28A2). Aussi en aval du lac Dohou, les valeurs maximales sont enregistrées en saison sèche. En amont du lac Dohou, aucune tendance claire dans son évolution n'est observée au cours de la période d'échantillonnage. Cependant, deux pics ont été enregistrés. Le premier s'observe à la période allant de février à avril, correspondant à la période où ce point ne communique pas avec le lac. Le second est enregistré en juillet correspondant à la saison des pluies. On note une absence de différence significative entre les plans d'eau (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Concernant les sulfates, aucune tendance claire n'est observée dans leurs variations d'une station à une autre dans les deux sites (figure 28A1, annexe 1). Les concentrations moyennes en  $\text{SO}_4^{2-}$  dans les lacs sont en conformité avec la norme requise pour les eaux brutes destinées à la production d'eau de boisson.

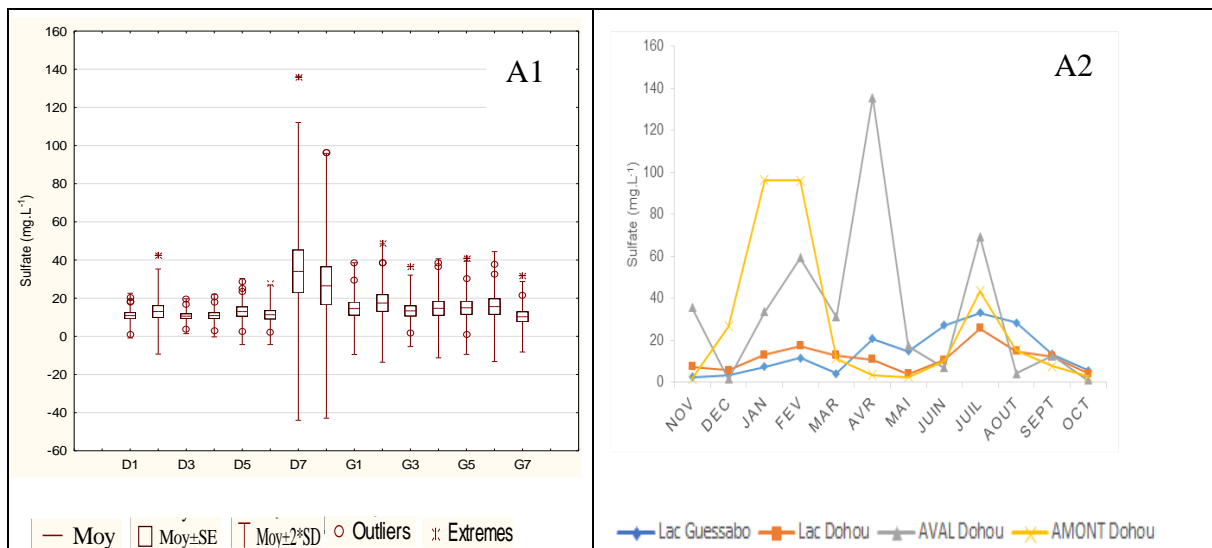


Figure 28 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de sulfate des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l'amont (D8) et de l'aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.1.2.3. Teneurs des cations majeurs ( $\text{K}^+$ , $\text{Na}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ ) dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou

Les résultats des mesures des cations majeurs dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou sont consignés dans le tableau XXVII.

Tableau XXVII : Caractéristiques des cations majeurs des eaux des lacs Dohou et Guessabo

Paramètres	Paramètres statistiques	Lac Guessabo	Lac Dohou	Amont de Dohou	Aval de Dohou	Norme JORF
K <sup>+</sup> (mg/L)	Moy±écartype	10,85±8,92	5,47±3,03	6,22±4,05	10,44±4,55	≤ 10
	Min-Max	1,19-42,2	2,51-17,26	2,74-12,08	7,89-17,26	
Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	Moy±écartype	14,99±17,60	6,08± 2,40	5,45±3,40	13,21±1,27	≤ 100
	Min-Max	1,54-67,09	3,45-12,5	2,09-9,40	12,32-15,02	
Na <sup>+</sup> (mg/L)	Moy±écartype	21,28±7,60	5,66±3,03	14,63±12,47	18,11± 4,49	≤ 200
	Min-Max	10,57-42,81	2,22-13,07	4,43-32,80	11,50-21,37	
Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	Moy±écartype	10,74±16,74	2,72±1,75	4,81±1,17	4,78±5,64	≤ 50
	Min-Max	2,22-65,02	0,65-6,59	3,3-6,03	1,32-13,15	

### 6.1.2.3.1. Potassium

Les concentrations en potassium s'étendent de 2,51 à 17,26 mg/L dans les eaux du lac Dohou, avec une moyenne de  $5,47 \pm 3,03$  mg/L (tableau XXVII). En amont du lac, la moyenne est de l'ordre de  $6,22 \pm 4,05$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 2,74 et 12,08 mg/L tandis qu'en aval, elles évoluent entre 7,89 et 17,26 mg/L, avec une moyenne de  $10,44 \pm 4,55$  mg/L. Dans le lac Guessabo, les concentrations en potassium varient de 1,19 à 42,2 mg/L, avec une moyenne de  $10,85 \pm 8,92$  mg/L (tableaux XXVII). Dans l'ensemble, les eaux du lac Guessabo sont relativement plus chargées en potassium que les eaux du lac Dohou (tableaux XXVII). Les valeurs moyennes déterminées sont en dessous de la norme de 10 mg/L pour les eaux destinées à la production d'eau de consommation humaine dans le lac Dohou et dans le même ordre que la limite dans le Guessabo.

### 6.1.2.3.2. Calcium

Les concentrations en calcium des eaux du lac Dohou sont comprises entre 3,45 et 12,5 mg/L, avec une moyenne de  $6,08 \pm 2,40$  mg/L (tableau XXVII). En amont, la concentration moyenne en Ca<sup>2+</sup> est de  $5,45 \pm 3,40$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 2,09 et 9,40 mg/L et elles évoluent de 12,32 à 15,02 mg/L en aval. La valeur moyenne en aval est  $13,21 \pm 1,27$  mg/L. La concentration moyenne en Ca<sup>2+</sup> dans le lac Guessabo est plus importante que celle de Dohou, avec une moyenne de  $14,99 \pm 17,60$  mg/L (tableau XXVII). La plus forte valeur dans ce lac est de 67,09 mg/L et le minimum est de 1,54 mg/L. Les valeurs moyennes déterminées sont inférieures à la norme de 100 mg/L requise pour les eaux destinées à la production d'eau de consommation humaine.

### 6.1.2.3.3. Sodium

Les eaux du lac Dohou présentent des concentrations en sodium qui fluctuent entre 2,22 et 13,07 mg/L, avec une moyenne de  $5,66 \pm 3,03$  mg/L (tableau XXVII). En amont et en aval, les

concentrations moyennes en Na<sup>+</sup> sont respectivement de 14,63 ± 12,47 mg/L et 18,11 ± 4,49 mg/L. Elles varient entre 4,43 et 32,80 mg/L pour les eaux de l'amont et entre 11,50 et 21,37 mg/L pour l'aval du lac. Dans le lac Guessabo, les concentrations en Na<sup>+</sup> oscillent entre 10,57 à 42,81 mg/L, avec une moyenne de 21,28 ± 7,60 mg/L (tableau XXVII). D'une manière générale, les eaux du lac Guessabo sont relativement plus chargées en sodium que les eaux du lac Dohou. Les eaux des deux lacs ont des teneurs en sodium conformes à la norme (≤ 200 mg/L) requise pour les eaux destinées à la production d'eau de consommation humaine.

#### **6.1.2.3.4. Magnésium**

Dans les eaux du lac Dohou, les concentrations en magnésium varient de 0,65 mg/L à 6,59 mg/L, avec une moyenne de 2,72 ± 1,75 mg/L (tableau XXVI). En amont et en aval, les concentrations moyennes sont respectivement de 4,81 ± 1,17 mg/L et 4,78 ± 5,64 mg/L. Les valeurs minimales respectives en ces points sont 3,3 et 1,32 mg/L. Les valeurs maximales sont respectivement 6,03 et 13,15 mg/L. Dans le lac Guessabo, les concentrations en Mg<sup>2+</sup> s'étendent entre 2,22 mg/L et 65,02 mg/L, avec une moyenne de 10,74 ± 16,74 mg/L (tableau XXVII). Dans les deux milieux lacustres, les concentrations moyennes en magnésium sont conformes à la norme (≤ 50 mg/L) pour les eaux destinées à la consommation humaine.

### **6.2. Dynamique spatio-temporelle de la matière organique dans les eaux des lacs Dohou et Guessabo**

#### **6.2.1. Demande chimique en oxygène (DCO) et Demande biochimique en oxygène à cinq jours (DBO5)**

Les résultats de l'étude de la charge organique dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou sont consignés dans le tableau XXVIII.

Tableau XXVIII : Caractéristiques des paramètres d'évaluation de la matière organique des eaux des lacs Guessabo et Dohou

Paramètres	Paramètres statistiques	Lac Guessabo	Lac Dohou	Amont de Dohou	Aval de Dohou	<b>Norme JORF</b>
DCO (mg/L)	Moy±écartype	43,72±27,73	20,09 ± 7,24	19,47±13,11	50,68±31,83	<b>&lt; 30</b>
	Min-Max	8,9-131	4,6-58	4,2-42,9	7,6 -92,1	
DBO5 (mg/L)	Moy±écartype	22,07±12,71	8,04 ± 2,88	7,71±5,18	11,72 ±6,62	<b>≤ 7</b>
	Min-Max	4,41-64,7	1,60-19,38	1,68-17,18	2,7-20,3	

La DCO mesurée dans le lac Dohou au cours de la période d'échantillonnage varie de 4,6 à 58 mgO<sub>2</sub>/L. La valeur moyenne enregistrée est de 20,09 ± 7,24 mgO<sub>2</sub>/L (tableau XXVIII). En amont, la moyenne est de l'ordre de 19,47 ± 13,11 mgO<sub>2</sub>/L, avec des valeurs extrêmes de 4,2 et 42,9 mgO<sub>2</sub>/L tandis qu'en aval, elles évoluent entre 7,6 et 92,1 mgO<sub>2</sub>/L, avec une moyenne de 50,68 ± 31,83 mgO<sub>2</sub>/L. Quant à la DBO<sub>5</sub>, elle oscille entre 1,6 et 19,38 mgO<sub>2</sub>/L. La valeur moyenne de celle-ci est de 8,04 ± 2,88 mgO<sub>2</sub>/L pour le lac Dohou (tableau XXVIII). En amont, les concentrations fluctuent entre 1,68 et 17,18 mgO<sub>2</sub>/L, avec une valeur moyenne de 7,71 ± 5,18 mgO<sub>2</sub>/L tandis qu'en aval elles sont de l'ordre de 11,72 ± 6,62 mgO<sub>2</sub>/L en moyenne, avec des valeurs extrêmes de 2,7 et 20,3 mg/L.

Au niveau du lac Guessabo, la DCO oscille entre 8,9 et 131 mgO<sub>2</sub>/L, avec une moyenne de 43,72 ± 27,73 mgO<sub>2</sub>/L (tableau XXVIII). Quant à l'évolution de la DBO<sub>5</sub> dans le lac Guessabo, elle oscille entre 4,41 et 64,7, avec une moyenne de 22,07 ± 12,71 mgO<sub>2</sub>/L (tableau XXVIII). Dans l'ensemble des hydrosystèmes prospectés, les concentrations de DCO et DBO<sub>5</sub> ont une évolution similaire (figure 29A2-B2). Au plan saisonnier, les valeurs de DCO et DBO<sub>5</sub> varient significativement avec les saisons (annexe 5). La variation saisonnière par site, quant à elle, est significative entre la période pluvieuse et la saison sèche (test de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Pour toutes les stations, les valeurs de la saison sèche sont plus faibles que celles de la saison des pluies et de la saison des crues (annexe 5) excepté la station D7 qui enregistre une évolution contraire. Aussi, au sein d'un même plan d'eau, il n'y a pas de différence significative entre les sites d'échantillonnage des concentrations de DCO et DBO<sub>5</sub> (figure 29A1-B1, annexe 2). Cependant, les valeurs les plus élevées sont obtenues aux stations 5, 6 et 7 dans le lac Guessabo. Par ailleurs, les eaux du lac Guessabo sont significativement (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ) chargées en matière organique que les eaux du lac Dohou (figure 29A1-B1). Les résultats montrent que les faibles valeurs sont enregistrées en novembre, décembre, janvier, février et/ou mars correspondant à la saison sèche, et les fortes valeurs sont observées en avril, mai, juin et juillet correspondant à la période pluvieuse. L'ensemble des eaux des lacs présente une DBO<sub>5</sub> non conforme à la norme (< 7 mgO<sub>2</sub>/L) pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable (tableau XXVIII).

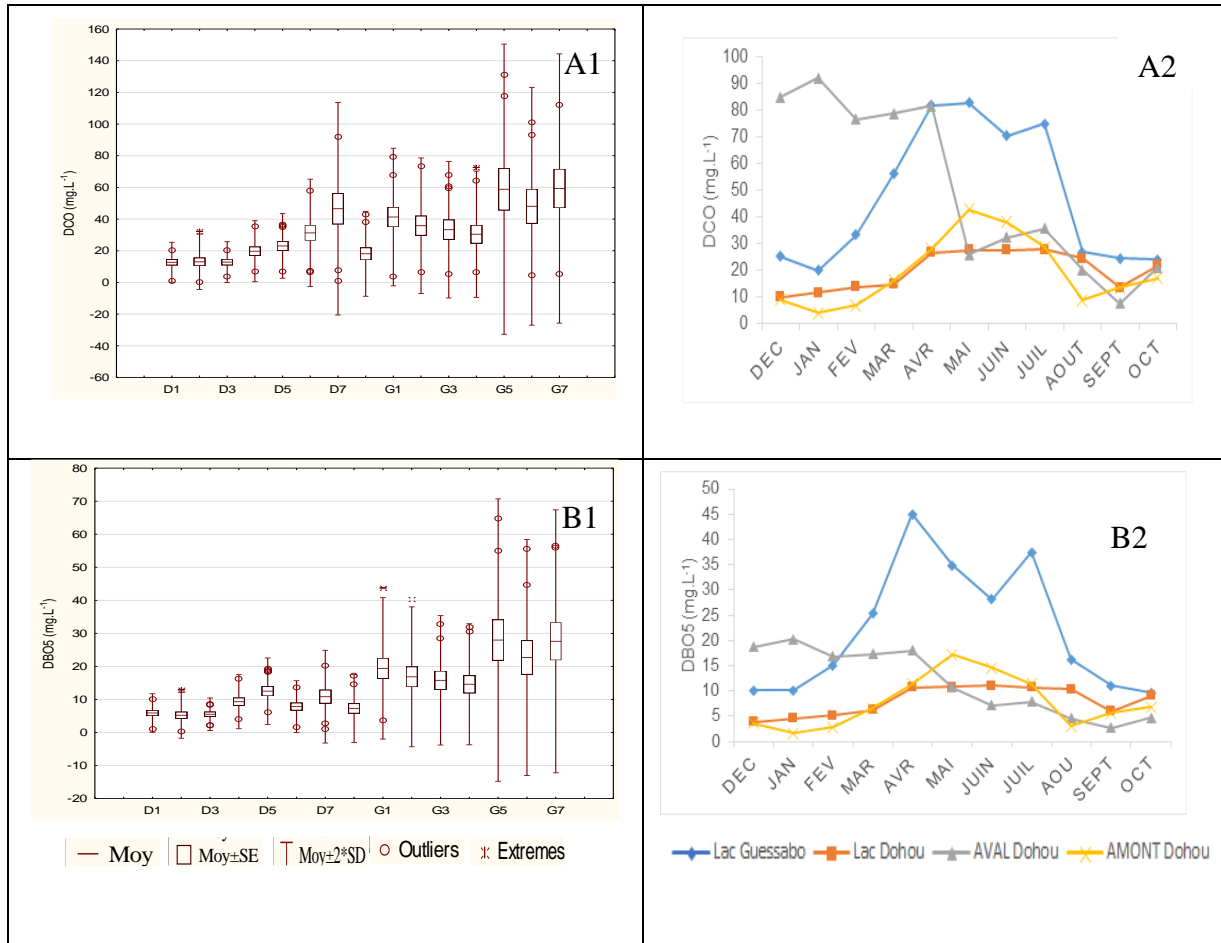


Figure 29 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) des valeurs moyennes de DCO (A) et DBO<sub>5</sub> (B) des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l’amont (D8) et de l’aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.2.2. Biodégradabilité des milieux

Afin de connaître le caractère biodégradable de la matière organique ainsi que la nature de la pollution des effluents, les rapports DCO/DBO<sub>5</sub> sont calculés. Les moyennes annuelles du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> (figure 30A1) sont inférieures à 3 aux stations 1, 2, 3, 4, 5 et 8 sur le site de Dohou. Les stations 6 et 7 présentent des rapports supérieurs 4. Au niveau des moyennes mensuelles, ces rapports sont restés inférieurs à 3 durant toute la période de l’étude dans les deux lacs et ils sont restés presque constants au cours de cette période. Cependant, l’aval du lac Dohou a enregistré des rapports supérieurs à 4 excepté les mois de mai et septembre (figure 30A2). Dans le lac Guessabo, seul la station 7 enregistre un rapport supérieur à 3.



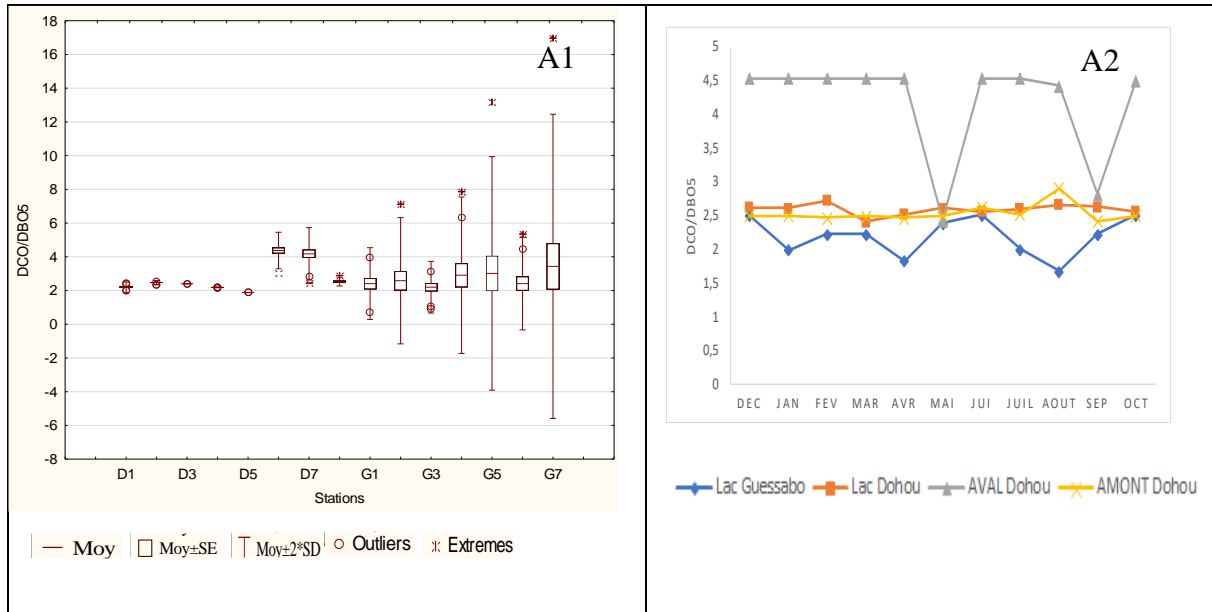


Figure 30 : Variations spatiales (1) et temporelles (2) du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> des eaux du lac Dohou (stations D1 à D6), de l’amont (D8) et de l’aval (D7) de Dohou et du lac Guessabo (stations G1 à G7)

### 6.3. Chimismes des eaux des lacs Guessabo et Dohou

#### 6.3.1. Relations entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dohou

Les corrélations qui existent entre les variables prises deux à deux et indiquées par les coefficients de corrélations sont présentées dans la matrice de corrélation (tableau XXIX).

La matrice de corrélation de Pearson montre que l'OD est négativement corrélé avec les nutriments ( $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0,92$ ),  $\text{NO}_2^-$  ( $r = -0,7$ ),  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $r = -0,8$ ),  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $r = -0,8$ ) et  $\text{NH}_4^+$  ( $r = -0,69$ )). Il existe également une bonne corrélation entre TDS et CE ( $r = 0,95$ ), entre pH et DO ( $r = 0,87$ ), entre  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_2^-$  ( $r = 0,72$ ) et entre la DCO et la DBO<sub>5</sub> ( $r = 0,75$ ). La turbidité, les sels dissous et la CE sont fortement corrélés avec les nutriments (tableau XXIX).

Tableau XXIX : Matrice de corrélation entre les variables pour les eaux du lac Dohou

	TEMP	OD	CE	pH	TDS	Eh	TURB	TRANS	NO3-	NO2-	PO4 <sup>3-</sup>	SO4 <sup>2-</sup>	NH4+	PT	NTK	DCO	DBO5
TEMP	1																
OD	0,281	1															
CE	-0,422	<b>-0,955</b>	1														
pH	-0,075	<b>0,878</b>	<b>-0,754</b>	1													
TDS	-0,534	<b>-0,911</b>	<b>0,950</b>	<b>-0,755</b>	1												
Eh	0,320	-0,349	0,295	-0,423	0,287	1											
TURB	-0,557	-0,827	<b>0,773</b>	<b>-0,751</b>	<b>0,881</b>	0,025	1										
TRANS	0,601	<b>0,875</b>	<b>-0,846</b>	<b>0,742</b>	<b>-0,928</b>	-0,071	<b>-0,987</b>	1									
NO3 <sup>-</sup>	-0,577	<b>-0,926</b>	<b>0,951</b>	<b>-0,729</b>	<b>0,988</b>	0,277	<b>0,888</b>	<b>-0,944</b>	1								
NO2 <sup>-</sup>	-0,513	<b>-0,740</b>	<b>0,718</b>	-0,674	<b>0,866</b>	0,297	<b>0,890</b>	<b>-0,874</b>	<b>0,850</b>	1							
PO4 <sup>3-</sup>	-0,445	<b>-0,803</b>	<b>0,834</b>	-0,686	<b>0,913</b>	0,581	<b>0,741</b>	<b>-0,793</b>	<b>0,904</b>	<b>0,847</b>	1						
SO4 <sup>2-</sup>	-0,610	<b>-0,812</b>	<b>0,765</b>	-0,550	<b>0,742</b>	0,026	<b>0,811</b>	<b>-0,861</b>	<b>0,825</b>	0,626	0,633	1					
NH4 <sup>+</sup>	<b>-0,699</b>	<b>-0,788</b>	<b>0,848</b>	-0,524	<b>0,892</b>	0,286	<b>0,768</b>	<b>-0,849</b>	<b>0,929</b>	<b>0,725</b>	<b>0,895</b>	<b>0,835</b>	1				
PT	0,571	0,546	-0,566	0,232	-0,451	0,353	-0,511	0,579	-0,538	-0,186	-0,248	<b>-0,840</b>	-0,602	1			
NT	0,007	-0,489	0,446	-0,328	0,332	<b>0,762</b>	0,123	-0,214	0,402	0,229	0,562	0,467	0,521	-0,244	1		
DCO	-0,070	<b>-0,737</b>	<b>0,763</b>	-0,632	0,613	0,393	0,417	-0,487	0,613	0,351	0,625	0,564	0,604	-0,514	0,641	1	
DBO5	0,061	-0,483	0,440	-0,566	0,339	-0,094	0,415	-0,389	0,311	0,223	0,229	0,382	0,216	-0,454	0,107	<b>0,748</b>	1

OD : Oxygène dissous, TEMP : Température, CE : Conductivité électrique, Eh : Potentiel redox, TURB : Turbidité, TDS : Totaux solides dissous, TRANS : Transparence, PT : phosphore total et NTK : Azote total Kjeldahl

### **6.3.2. Typologie des eaux du lac Dohou**

La typologie du lac Dohou est établie à l'aide d'une analyse en composantes principales (figure 31). Les composantes (facteur 1 et facteur 2) représentent 77,32 % de la variation dans l'ensemble de données. Le premier axe exprime 63,14 % de la variance totale, contre 14,18 % pour le deuxième axe (figure 31a). Le cercle de corrélation (figure 31a) montre que les variables corrélées positivement à l'axe 1 sont la transparence, l'oxygène dissous, le phosphore total et le pH, tandis que l'ammonium, les nitrates, les nitrites, les orthophosphates, la turbidité, le TDS, la conductivité et la DCO sont corrélés négativement à cet axe. Le deuxième axe est significativement corrélé à l'azote total Kjeldahl, à la température et au potentiel redox dans sa partie positive. La carte factorielle des stations associée au cercle de corrélation des variables définit trois classes d'eau sur le lac Dohou (figure 32b). La classe II trouvée aux stations D1, D2, D3, D4 et D5 est caractérisée par des eaux à température élevées, avec également des valeurs élevées de transparence, de pH et de phosphore total. Cette classe est faiblement minéralisée et enregistre des valeurs faibles en nutriments et en matières organiques. La deuxième classe (I) qui regroupe les stations D7 et D8 est caractérisée par des eaux fortement minéralisées et chargées en matières organiques. Les concentrations en nutriments ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) sont élevées dans cette partie du lac. Cette zone est aussi très trouble. La troisième classe (III) trouvée à la station D6 est caractérisée par des valeurs élevées d'azote total Kjeldahl et de DCO.

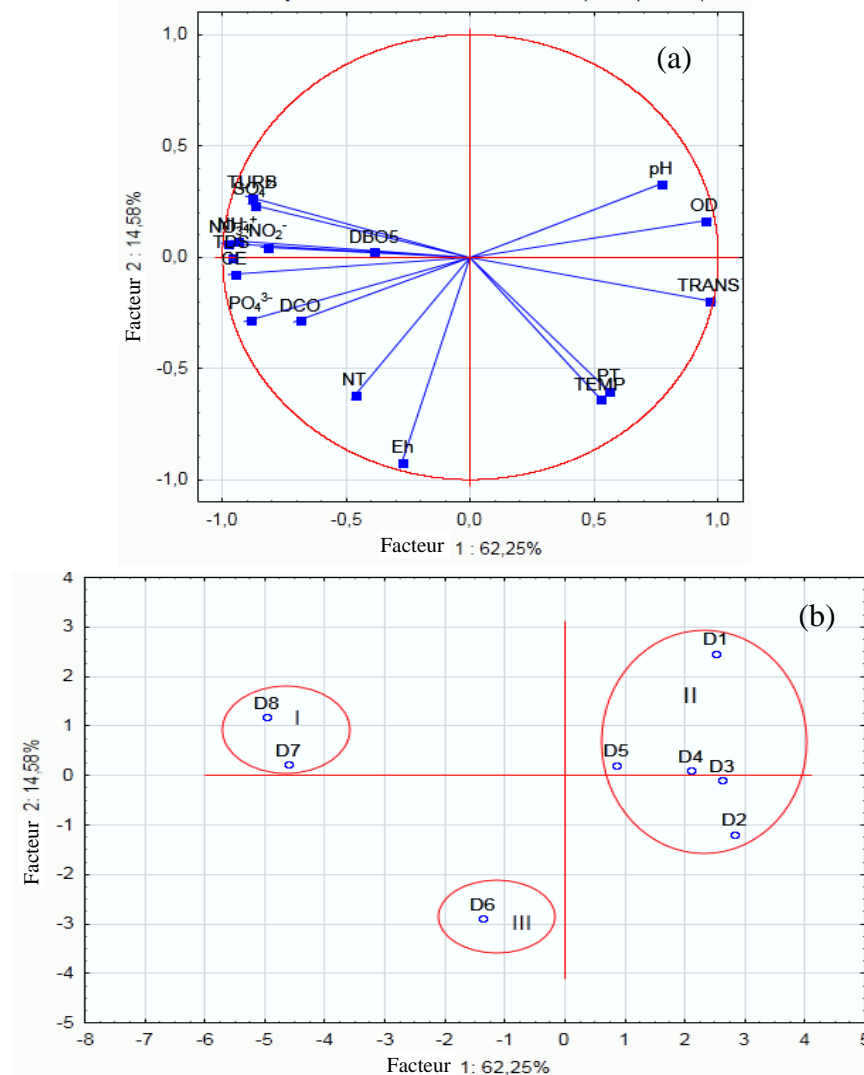


Figure 31 : Projection de variables et de stations du lac Dohou sur les axes F1 et F2

(a = cercle de la corrélation de variable, b = carte factorielle des sites d'échantillonnage)

### 6.3.3. Relations entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux du lac Guessabo

Les corrélations existant entre les variables prises deux à deux sont présentées dans la matrice de corrélation (tableau XXX).

Les corrélations les plus marquées sont respectivement celle entre CE et TDS ( $r = 0,954$ ) et celle entre DCO et DBO<sub>5</sub> ( $r = 0,975$ ). Il existe à un degré moindre une corrélation entre la température et TRANS (0,743), TURB (-0,759) et une corrélation entre TURB et TRANS (-0,772), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (0,701), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (0,646). Il y a également une corrélation entre NO<sub>2</sub><sup>-</sup> et PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (0,742). Par ailleurs, il existe une corrélation moyenne entre NTK et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (0,708), Eh (-0,707).

Tableau XXX : Matrice de corrélation entre les variables pour les eaux du lac Guessabo

	TEMP	OD	CE	PH	TDS	Eh	TURB	TRANS	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PT	NTK	DCO	DBO5
TEMP	1																
OD	-0,060	1															
CE	0,401	-0,091	1														
PH	0,180	-0,151	0,125	1													
TDS	0,241	-0,091	<b>0,954</b>	0,142	1												
OPR	0,170	0,191	0,209	0,213	0,190	1											
TURB	<b>-0,759</b>	-0,106	-0,275	-0,087	-0,151	-0,395	1										
TRANS	<b>0,743</b>	0,072	0,299	-0,006	0,159	0,178	<b>-0,772</b>	1									
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,314	-0,249	0,297	-0,035	0,226	-0,284	0,386	-0,340	1								
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,619	0,152	0,416	-0,152	0,298	-0,331	0,518	-0,480	0,390	1							
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-0,597	0,103	0,460	-0,127	0,336	-0,363	<b>0,646</b>	-0,588	0,354	<b>0,742</b>	1						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,573	-0,139	0,321	-0,127	0,187	-0,308	<b>0,701</b>	-0,584	0,514	0,523	0,578	1					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,069	0,025	0,192	-0,022	0,237	0,399	-0,121	-0,034	-0,237	-0,038	-0,046	-0,134	1				
PT	-0,221	-0,105	0,452	-0,141	0,44	-0,530	0,271	-0,17	0,409	0,479	0,536	0,483	-0,386	1			
NTK	-0,291	-0,176	0,326	-0,076	0,232	<b>-0,707</b>	0,422	-0,303	<b>0,708</b>	0,540	0,546	0,507	-0,270	0,624	1		
DCO	0,327	0,007	0,128	0,216	0,074	0,109	-0,317	0,217	-0,087	-0,179	-0,151	-0,279	0,134	-0,106	-0,072	1	
DBO5	0,314	0,024	0,119	0,195	0,070	0,096	-0,318	0,206	-0,101	-0,182	-0,165	-0,278	0,167	-0,108	-0,08	<b>0,975</b>	1

OD : Oxygène dissous, TEMP : Température, CE : Conductivité électrique, Eh : Potentiel redox, TURB : Turbidité, TDS : Totaux solides dissous, TRANS : Transparence, PT : phosphore total et NTK : Azote total Kjeldahl

### 6.3.4. Typologie des eaux du lac Guessabo

Afin d'établir une relation entre les différents paramètres de pollution physico-chimique, une analyse en composante principale a été réalisée. Dans le plan factoriel F1-F2, le facteur 1 (Figure 32) qui représente 38,74 % de la variance totale est déterminé dans sa partie négative par les variables tels que l'OD, le  $\text{NO}_2^-$  et l' $\text{PO}_4^{3-}$ , et dans sa partie positive par le  $\text{NO}_3^-$ , la CE, les TDS, le Eh, la  $\text{DBO}_5$  et la DCO (figure 32a). Cet axe traduit la minéralisation naturelle de l'eau par décomposition organique. Le facteur 2 qui représente 22,46 % de la variance totale, est défini par la TURB, la TRANS, le  $\text{SO}_4^{2-}$ , le NTK, le PT et la TEMP dans sa partie positive et par  $\text{NH}_4^+$  dans sa partie négative. La carte factorielle des stations (figure 32b) associée au cercle de corrélation des variables ne définit pas clairement de classes d'eau sur le lac Guessabo dans le plan F1-F2. Néanmoins, les stations G3 et G6 sont caractérisées par des valeurs faibles des paramètres considérés.

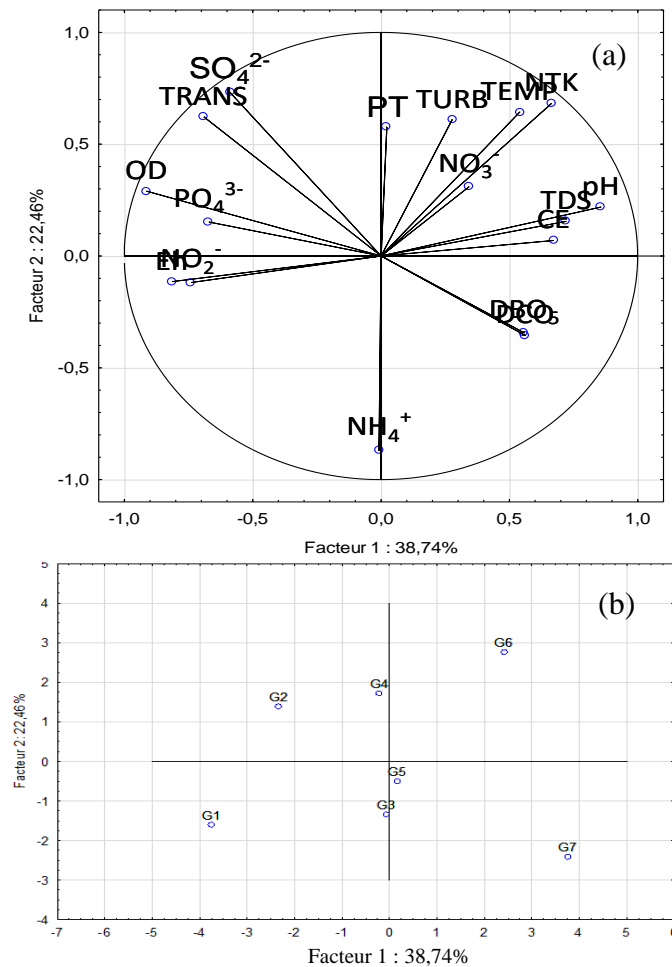


Figure 32 : Projection de variables et de stations du lac Guessabo sur les axes F1 et F2

(a = cercle de la corrélation de variable, b = carte factorielle des sites d'échantillonnage)

Dans le plan factoriel F1-F3, le facteur 1 est toujours déterminé par les variables tels que le  $\text{NO}_2^-$ , l'OD et l' $\text{PO}_4^{3-}$  (Figure 33a). En ce qui concerne le facteur 3 qui représente 19,79 % des variables totales, il est mis en relief par les paramètres TDS, CE, DCO, DBO<sub>5</sub> et PT- qui sont des paramètres de minéralisation organique. Pour ce qui est de la classe d'eau, ce plan également ne définit pas nettement de classe d'eau (figure 33b).

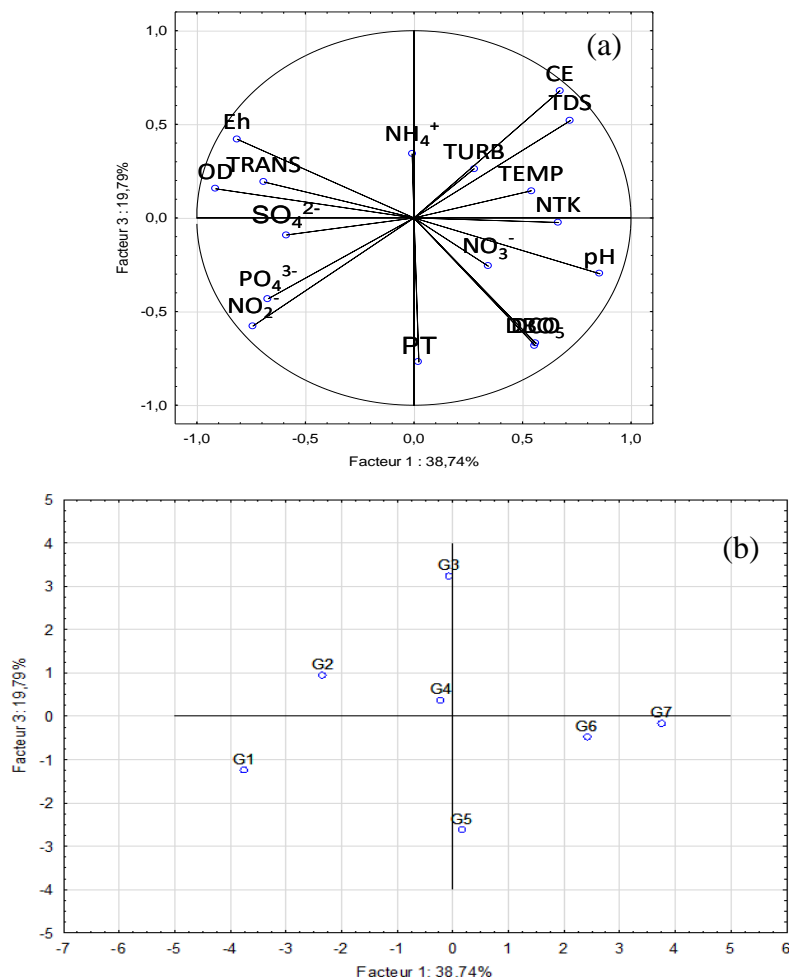


Figure 33 : Projection de variables et de stations du lac Guessabo sur les axes F1 et F3  
(a = cercle de la corrélation de variable, b = carte factorielle des sites d'échantillonnage)

#### 6.4. Étude microbiologique des eaux des lacs Guessabo et Dohou

Les analyses microbiologiques montrent la présence des bactéries de types coliformes totaux (CT), Escherichia coli (E. coli), streptocoques fécaux (entérocoques) et salmonelle dans les eaux des lacs Dohou et Guessabo (tableau XXXI).

Tableau XXXI : Résultats statistiques des Charges bactériennes dans les lacs Guessabo et Dohou (en UFC/100 mL)

Stations		CT	E. coli	Entérocoque	Salmonelle Présence/totale
D1	Moy	44500	1032	790	3/4
	Min-Max	21000-98000	350-1530	350-1530	
D2	Moy	93575	596	502	3/4
	Min-Max	18000-173000	210-1000	250-970	
D3	Moy	65875	142	322	3/4
	Min-Max	18500-86000	142-160	100-550	
D4	Moy	35700	282	282	3/4
	Min-Max	18200-84600	200-370	70-320	
D6	Moy	25325	410	247	3/4
	Min-Max	12300-38000	200-550	150-460	
D7	Moy	27000	132	165	3/4
	Min-Max	2500-27000	100-170	20-980	
D8	Moy	25750	1332	360	3/4
	Min-Max	2300-45000	1180-1650	240-530	
G1	Moy	16875	343	522	4/4
	Min-Max	4700-26000	160-470	330-680	
G2	Moy	54750	187	490	4/4
	Min-Max	45000-75000	80-300	70-950	
G3	Moy	20625	327	860	4/4
	Min-Max	5200-42000	90-480	50-1890	
G4	Moy	31875	672	435	4/4
	Min-Max	15500-48000	140-1500	130-580	
G5	Moy	11775	215	220	4/4
	Min-Max	6200-26000	50-410	70-590	
G6	Moy	9175	267	347	4/4
	Min-Max	3700-22000	70-540	60-630	
G7	Moy	10975	205	212	4/4
	Min-Max	4800-24000	10-480	40-500	

Moy : moyenne ; Min : minimale ; Max : maximale

Les coliformes totaux, les *E. coli* et les entérocoques sont présents dans 100 % des échantillons d'eau prélevés au cours de la période d'étude dans les lacs prospectés. Les charges de coliformes totaux varient de 2300 à 173 000 UFC/100 mL, avec une valeur moyenne de 43546 UFC/100 mL sur le site Dohou et de 3700 à 75000 UFC/100 mL, avec une valeur moyenne de 22292 UFC/100 mL à Guessabo. Les concentrations les plus élevées en CT sont enregistrées dans les stations (1, 2 et 3) proches de la digue pour le site Dohou (tableau XXXI). L'évolution de la concentration de coliformes totaux au niveau du lac Guessabo montre un gradient décroissant de l'amont (G1 à G4) vers l'aval (G6 à G7). Les résultats montrent également que 92,85 % (26/28) des échantillons d'eau analysés dans le lac Dohou dépassent la norme française pour les eaux de surface utilisées pour la production d'eau potable, soit 5 000 UFC/100 mL pour les coliformes totaux contre 85,71 % dans le lac Guessabo. En ce qui concerne la norme Ivoirienne, les résultats indiquent que 53,57 % (15/28) des échantillons d'eau analysés dépasse cette norme dans le lac Dohou contre 28,57% (8/28) dans le lac Guessabo.



Les concentrations d'*E. coli* varient de 100 à 1650 UFC/100 mL, avec une moyenne de 559 UFC/100 mL sur le lac Dohou et de 10 à 1500 UFC/100 mL, avec une moyenne de 317 UFC/100 mL à Guessabo. La teneur en *E.coli* excédant la norme française (200 UFC/100 mL) dans le lac Dohou est de 64,28 % contre 57,71 % pour le lac Guessabo. En revanche, ces valeurs sont conformes à la norme ivoirienne (20000 UFC/100 mL). Ces bactéries sont de bons indicateurs de contaminations fécales récentes. Les concentrations d'entérocoques fluctuent entre 20 et 1530 UFC/100 mL, avec une moyenne de 408 UFC/100 mL sur le site Dohou et entre 40 et 1890 CFU/100 mL, avec une moyenne de 441 CFU/100 mL à Guessabo. Ces bactéries enregistrent des teneurs qui dépassent la norme française (100 UFC/100 mL) dans 78,7 % des échantillons d'eau du lac Guessabo contre 85,57 % sur le site Dohou. Au regard de la norme ivoirienne, les teneurs qui dépassent cette norme (10000 UFC/100 mL) représentent 7,14 % des échantillons d'eau du lac Guessabo contre 3,57 % sur le site Dohou. L'évolution spatiale des *Escherichia coli* suit les mêmes tendances que pour les entérocoques au niveau de Dohou. Pour ce qui est des germes pathogènes du genre *Salmonelle*, elles sont détectées dans 100 % des échantillons dans le lac Guessabo contre 75 % dans celui du site Dohou. Les résultats des variations temporelles des bactéries des différents échantillons sont présentés à la figure 34. Les concentrations en entérocoque et en coliformes totaux sont plus élevées pendant la saison sèche qu'en saisons des pluies (figure 34a - 34b). La teneur moyenne en coliformes totaux (45385 UFC/100 mL) en saison sèche ne diffère pas de manière significative (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ) de celle de la saison des pluies (41707 UFC/mL). La charge en coliformes totaux du lac Dohou est significativement élevée par rapport à celle du lac Guessabo (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). La concentration moyenne d'*E. coli* dans le lac Dohou en saison sèche (568 UFC/100 mL) ne diffère pas de manière significative (Kruskal-walis ;  $p > 0,05$ ) de celle de la saison des pluies (630 UFC/100 mL). Cette évolution est similaire dans le lac Guessabo concernant ce paramètre (figure 34c).

Dans le lac Dohou, les salmonelles sont détectées dans 50 % des échantillons pendant la saison sèche contre 100 % des échantillons en saison des pluies. En revanche, elles sont détectées dans 100% des échantillons quelque soit la saison dans le la lac Guessabo.

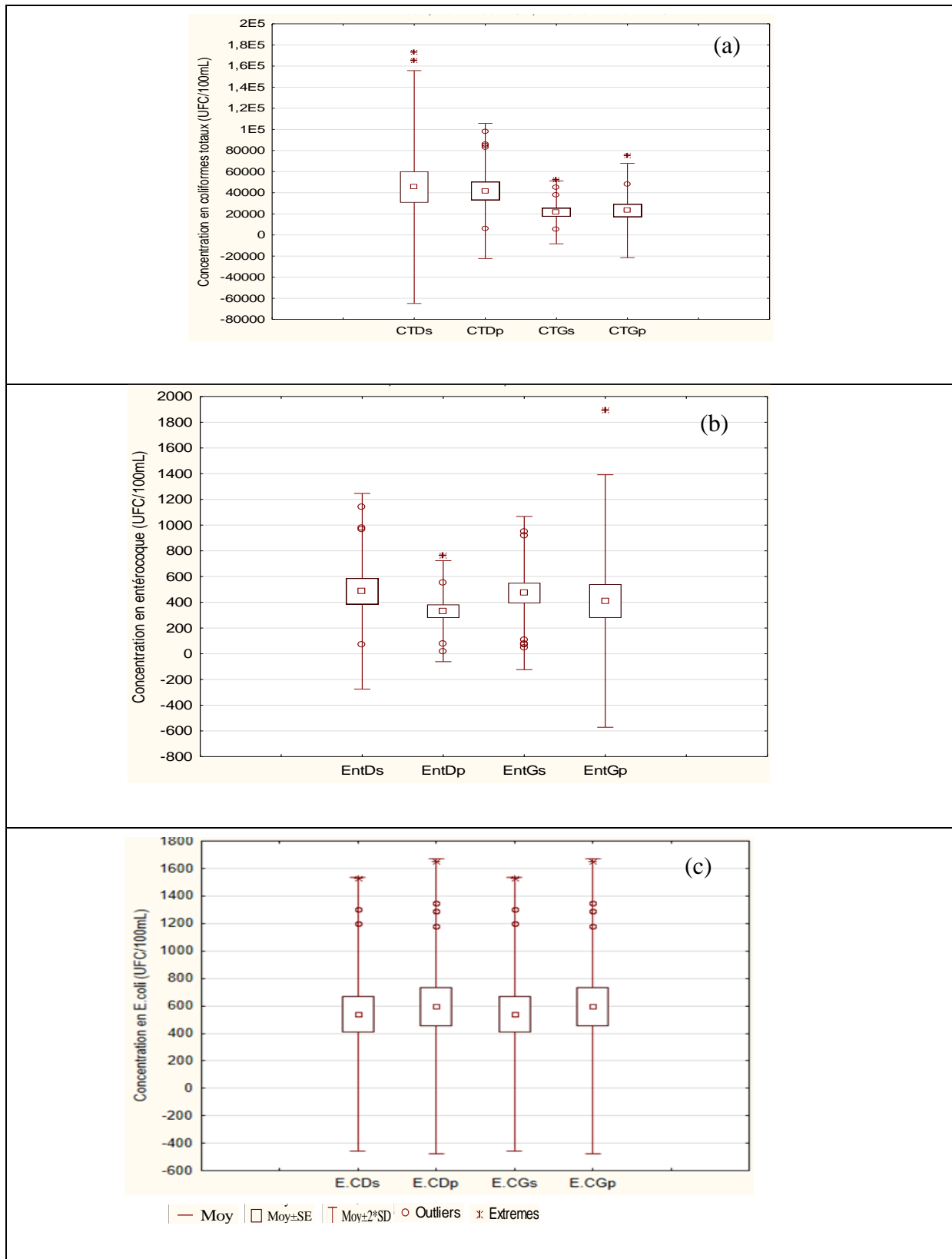


Figure 34 : Variation saisonnière des bactéries indicatrices de la contamination fécale au niveau des eaux des lacs Guessabo et Dohou

(saison sèche (s), saison des pluies (p), D : Dohou, G : Guessabo : C.T : Coliformes totaux. E.C : E. coli. Ent : Entérocoque).

## **6.5. Discussion**

D'une manière générale, cette étude a permis de mettre en exergue les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux des lacs Guessabo et Dohou. Concernant la répartition spatiale, les paramètres physico-chimiques des eaux des lacs Guessabo et Dohou ne présente pas en général de variation significative d'une station à l'autre. Cette observation traduit une homogénéité des eaux des lacs Guessabo et Dohou. Cette homogénéité serait due aux circulations des masses d'eau favorisées par la surface réduite de la zone d'échantillonnage, le brassage des eaux dû aux vents et aux activités de pêche et par les activités de transport sur les cours d'eau (Adou, 2016). En effet, ces circulations des masses d'eau sont d'une importance capitale dans le transport et la diffusion des nutriments dans les lacs (Yang *et al.*, 2014). Cette ressemblance dans les valeurs des paramètres physico-chimiques peut être aussi liée aux caractéristiques des bassins versants qui sont assez semblables dans cette zone. En effet, le mode d'occupation du bassin versant semble presque identique et les affluents drainent leurs eaux sur des substrats géologiques qui ont des propriétés physico-chimiques très proches (Kouassi *et al.*, 2012). Les impacts de l'occupation et de l'utilisation du sol sur la qualité des eaux sont perceptibles à travers les concentrations élevées de potassium ( $K^+$ ) qui sont imputables aux eaux de lessivage des terres agricoles utilisatrices d'engrais (NPK, KCl). Toutefois, dans le lac Dohou la teneur de certains paramètres tels que la conductivité, les solides totaux dissous et la turbidité diminuent lorsqu'on se rapproche de la digue (stations 6 à 1). Par contre, l'oxygène dissous et la transparence des eaux du lac Dohou (stations 6 à 1) augmentent lorsqu'on s'en rapproche. Les stations 6 et 5 sont caractérisées par une faible profondeur (moyenne annuelle de 1,3 m) et une présence permanente de végétaux aquatiques. En effet, la décomposition des végétaux aquatiques apporte au plan d'eau de la matière organique qui entraîne l'augmentation de la consommation de l'oxygène dissous et rend le milieu moins oxydant. Cette biodégradation de la matière organique fait augmenter la concentration du dioxyde de carbone et fait diminuer le pH de l'eau (Akkoyunlu *et al.*, 2011). Le pH du lac est plus acide en ces lieux, ce qui pourrait justifier sa minéralisation élevée par rapport aux autres stations. Ce constat semble évident, car l'acidité des eaux permet à une grande quantité des métaux d'exister sous formes d'ions libres. Selon Yapo *et al.* (2008), la minéralisation des lacs est liée au pH et souligne que les lacs plus acides sont plus minéralisés. En effet, le relargage ou la diffusion des métaux sous forme ionique est dû au fait que le fond du lac par manque d'oxygène devient réducteur. Des observations semblables ont été faites dans le lac du barrage d'Ayamé 2 (Adou, 2016). Les conductivités électriques (CE) moyennes du lac Dohou (47,01

$\mu\text{S/cm}$ ) et du lac Guessabo ( $70,74\mu\text{S/cm}$ ) sont plus faibles que celles déterminées par Yapo *et al.* (2008) dans le lac Guessabo ( $75,8 \mu\text{S/cm}$ ). La faible conductivité des eaux des lacs révèle une très faible mise en solution des minéraux de la zone d'étude. Par ailleurs, les températures enregistrées pendant la période d'étude qui varient entre  $25,5$  et  $29,8$  °C dans le Dohou et entre  $24,27$  et  $31,2$ °C dans le Guessabo sont assez caractéristiques des lacs tropicaux. Comme en témoignent les résultats de Grogga (2012), Adou (2016), Karim *et al.* (2019), respectivement dans les lacs Taabo, d'Ayamé, Halda (Bangladesh) et volta (Ghana) qui ont également trouvé des valeurs supérieures à  $28$ °C. Cette gamme de température est favorable à la vie aquatique (Karim *et al.*, 2019). Les valeurs élevées de température des eaux des cours d'eau étudiées seraient dues au degré d'insolation, à la couverture de la canopée presque inexistante au niveau des plans d'eau. Les résultats d'oxygène dissous mesuré dans les lacs montrent que les eaux des lacs sont dans l'ensemble moyennement oxygénées. La présence d'oxygène dans l'eau se fait par deux voies principales : par absorption directe à partir de l'atmosphère et comme sous-produit de la photosynthèse (Csábrágyi *et al.*, 2019). La quantité d'OD dans un environnement aquatique est déterminée par les différents systèmes d'équilibrage continu entre les processus de production et de consommation d'oxygène (Heddam, 2014). Selon Clesceri *et al.* (1998a), les eaux naturelles en équilibre avec l'atmosphère contiennent généralement des concentrations d'OD comprises entre 5 et 15 mg/L. Cette fluctuation dépend de nombreux facteurs notamment la teneur en matière organique, la température, la turbulence, la vitesse de l'eau, la salinité et l'altitude de l'eau (Clesceri *et al.*, 1998a). La concentration moyenne d'OD la plus faible a été enregistrée à la station 7. Cet état de fait serait attribuable à la position de cette station qui est le déversoir de l'usine de traitement d'eau. En effet, cette station ouverte et moins profonde permet davantage d'échange de chaleur avec l'atmosphère. Aussi, une eau plus chaude diminue en saturation d'oxygène dissous. En plus de réduire la saturation en OD, la température élevée augmente la décomposition de la matière organique qui consomme l'oxygène dissous. Cette position particulière de cette station pourrait expliquer la teneur élevée de sulfate et de composés azotés. En effet, le sulfate d'alumine est utilisé comme flocculant dans la potabilisation des eaux du lac Dohou. Aussi, l'enrichissement de cette station en nutriments serait dû à une franche de la population locale qui y fait directement la vaisselle, la lessive, ainsi que les activités de baignades. Certains produits utilisés contiennent des détergents riches en composés phosphorés et azotés (Traoré, 2016).

Les résultats montrent également que les eaux du lac Guessabo sont caractérisées d'une part par des valeurs relativement plus basses d'oxygène dissous et de transparence, et d'autre part,

par une forte turbidité, une conductivité électrique élevée, une teneur élevée de solides totaux dissous. Les faibles valeurs de transparence dans le lac seraient attribuées à des teneurs en particules colloïdales élevées, au ion ferrique et au phytoplancton (Karikari *et al.*, 2013 ; Darko *et al.*, 2019). De plus, les concentrations de nutriments, notamment les nitrites, l'ammonium, les orthophosphates et le phosphore total sont également relativement plus élevées. Cette pollution est due au fait que le lac Guessabo reçoit des eaux chargées de produits de lessivage du bassin versant et des eaux d'origine continentale riches en sels nutritifs et en matières en suspension. Cependant, nos résultats en nutriment restent inférieurs à ceux rapportés par Kazi *et al.* (2009) dans le lac Manchar au Pakistan (0,52 mgPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, 3,37 mgNO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, 8,48 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L et 94,2 mgNTK/L). Les eaux des crues riches en matières colloïdales arrivant dans ce lac expliqueraient les valeurs élevées de la turbidité et les faibles valeurs de l'oxygène dissous. Ces résultats corroborent ceux obtenus par Adou (2016) dans le lac d'Ayamé 2 et Grogaa (2012) dans le lac Taabo qui ont montré que le pluvio-lessivage est le principal vecteur de transport de nutriments dans les eaux lacustres. Sur le site Dohou, le taux de renouvellement des eaux est faible. Cette stabilité de la colonne d'eau entraîne un piégeage des sels nutritifs qui sont par la suite diffusés dans le milieu, ce qui justifierait en partie les teneurs élevées de ces éléments indésirables en amont et en aval qui ont une faible profondeur (moyenne 0,4 m), ainsi que l'eutrophisation observée dans le lac Dohou.

Contrairement à la ressemblance spatiale dans les valeurs des paramètres physico-chimiques, une saisonnalité marquée est observée dans la composition physico-chimique des eaux des lacs Dohou et Guessabo. Au niveau du lac Dohou, la saison sèche est caractérisée par des valeurs élevées de la température, du pH, de la conductivité, de la transparence, de l'oxygène dissous, du potentiel redox et d'ammonium. Les fortes températures enregistrées pendant cette période dues à la forte insolation augmenteraient les vitesses des réactions chimiques et biochimiques et favoriseraient l'évaporation prononcée du plan d'eau occasionnant une accumulation d'ions (Grogaa, 2012 ; Konan *et al.*, 2017). Cette accumulation serait à l'origine de l'augmentation de la conductivité. Les valeurs élevées de pH et d'oxygène dissous pourraient être dues aux valeurs élevées de la température qui stimulent l'activité photosynthétique pendant cette saison dans ce lac prospecté. Cette forte activité photosynthétique est favorisée par la transparence élevée qui laisse pénétrer les rayons du soleil dans la colonne d'eau (Konan *et al.*, 2017). Les teneurs élevées des composés azotés et phosphorés en saisons des pluies seraient imputables aux apports saisonniers en nutriments et en particules solides provenant du bassin versant sous l'action des eaux de ruissellement. Ce résultat explique les fortes corrélations positives entre

ces paramètres (la turbidité, les sels dissous, la CE et nutriments). A contrario, les faibles concentrations de ces nutriments durant les saisons sèches pourraient se justifier par la forte présence des végétaux aquatiques. En effet, la prolifération de ces plantes aquatiques pourrait entraîner une absorption des nutriments du milieu, et réduirait considérablement la concentration de ces éléments dans les eaux (Du *et al.*, 2019). En plus de l'effet de sédimentation des particules en suspension dues à la baisse de viscosité de l'eau en saison sèche, ces plantes peuvent sécréter des substances qui inhibent directement la croissance et la reproduction des algues qui améliorent ainsi la transparence de l'eau (Du *et al.*, 2019). Cette évolution en sens inverse des nutriments et des paramètres physico-chimiques (température, OD, pH et transparence) est matérialisée par la forte corrélation négative entre ces éléments et les nutriments.

Concernant le lac Guessabo, la saisonnalité est plus marquée au niveau hydroclimatique. La période post-étiage (annexe 3) est caractérisée par des valeurs élevées d'ions sulfates, de composés phosphorés et azotés ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , NTK). Les valeurs élevées de ces paramètres dans le lac Guessabo à cette période seraient dues à l'érosion du sol et au ruissellement qui sont remarquablement élevés pendant les mois de fortes pluies après la période d'étiage. En effet, pendant la période d'étiage les rives du lac sont utilisées par les riverains pour diverses cultures vivrières. Aussi, les fortes pluies provoquent des inondations entraînant les nutriments, du limon et les déchets ménagers dans les plans d'eau et par conséquent augmenteraient les teneurs de ces paramètres à cette période (Sila, 2019). Selon Ouhmidou *et al.* (2015), si la concentration moyenne de nitrate excède 1,5 mg/L, il est probable qu'il y ait eu lessivage de terres agricoles ou rejet d'eaux usées domestiques.

Par ailleurs, les valeurs de nitrate, de nitrite et de sulfate restent faibles par rapport aux valeurs guides respectives requises pour l'eau douce destinée à la production d'eau potable (Anonyme 3, 2017 ; Anonyme1, 2020 ). Par contre, le  $\text{PO}_4^{3-}$ , l'azote total Kedhjal et phosphore total ont enregistré des valeurs supérieures aux normes évoquées (Anonyme 3, 2017). S'agissant de l'ammonium, les teneurs élevées ont été observées pendant la période d'étiage et de décrue (annexe 3). L'augmentation de la teneur en  $\text{NH}_4^+$  au cours de cette période serait liée à la décomposition bactérienne de la matière organique azotée en raison des légères augmentations de température enregistrées pendant ces périodes et de la réduction naturelle des nitrates. En revanche, les teneurs les plus faibles en ammonium sont enregistrés pendant la période de crue (annexe 3). Cet état de fait serait dû au fait que l'ammonium est absorbé préférentiellement lorsque les algues ont simultanément à leur disposition l'ammonium et le nitrate (Yéo, 2015 ;

Konan *et al.*, 2017), sans occulter la part de nitrification due à une légère augmentation de l'oxygène dissous après la période post-étiage. En effet, pendant cette période les macrophytes envahissent la colonne d'eau et pourraient absorber l'ammonium.

En ce qui concerne la charge organique, au regard des variations spatiales, on observe une nette différence entre les concentrations de DCO et de DBO<sub>5</sub> des stations du lac Guessabo (station 2, 3, 5, 6 et 7) par rapport à celles des échantillons d'eau prélevés dans le lac Dohou (station 1, 2, 3 et 4). Les concentrations en matières organiques des échantillons de Guessabo sont élevées par rapport à celles des échantillons de Dohou. Cette différence de concentration en matières organiques pourrait être attribuée à la présence d'une plus grande couverture forestière et à la nature du relief dans la zone de Guessabo. En effet, le relief plus accidenté au niveau du lac Dohou ne facilite pas assez le transfert des débris organiques (feuilles mortes) et des cendres des cultures sur brulis du bassin versant. De plus, la matière organique allochtone est susceptible d'être transportée par ruissellement de surface dans les lacs. Au cours de ce processus de transfert dans les lacs en régions montagneuses, la pente pourrait limiter la régénération de la matière organique en raison de la faible profondeur du sol et de la vitesse de ruissellement rapide (Lee *et al.*, 2019). Des influences en relation avec le couvert végétal sur la teneur en MO ont été observées sur d'autres plans d'eau ou dans d'autres pays notamment sur la lagune Aghien en Côte d'Ivoire par Konan *et al.* (2017) qui ont rapporté des valeurs moyenne de  $41,5 \pm 5,57$  mg/L pour la DCO et de  $17,5 \pm 1,7$  pour la DBO<sub>5</sub>, en République Démocratique du Congo par Kapepula *et al.* (2015) qui ont trouvé des valeurs de DBO<sub>5</sub> et de DCO oscillant respectivement entre 620 mg/L et 1063 mg/L et entre 517 mg/L et 1747 mg/L dans les rivières et par Wen *et al.* (2019) dans le lac de Tibet en chine qui ont trouvé une moyenne  $42,80 \pm 30,82$  mg/L pour la DBO<sub>5</sub>. Selon Löfgren & Zetterberg (2011), en région forestière, la matière organique dans les eaux de surface provient principalement des sources allochtones. La charge élevée observée durant la période d'étude dans les deux cours d'eau serait due à la source de matière organique. En effet, Ritson *et al.* (2019) soulignent que la matière organique provenant de la litière de végétation est relativement récalcitrante à la dégradation microbienne. Aussi, la teneur en matière organique dans les lacs est la combinaison d'une série de processus, y compris le ruissellement de surface, l'infiltration du sol, la photolyse, le métabolisme biologique et la sédimentation (Jones *et al.*, 2016). La teneur en matière organique dissoute influence la couleur, la transparence et par conséquent la production primaire et secondaire dans le milieu (Darko *et al.*, 2019). Ainsi, tous ces facteurs mis ensemble permettent d'affirmer sans faux-fuyant que les

eaux des lacs sont de mauvaise qualité pour une eau destinée à la production d'eau potable en référence à sa charge en matière organique.

Au niveau saisonnier, les valeurs élevées de DCO et DBO<sub>5</sub> ont été enregistrées pendant la saison des pluies dans les deux cours d'eau. En effet, pendant cette saison, on assiste d'une part à un afflux exogène de substances organiques dans les cours d'eau à travers les ruissellements et d'autre part à une remise en suspension des charges internes provenant des sédiments du fond (Ajeegah *et al.*, 2010). Cet état de fait met en évidence la contribution du pluviollessivage dans l'apport de la matière organique dans les lacs. En raison de l'absence ou du faible traitement des eaux usées dans les villes (Guessabo et Duékoué), les substances organiques et minérales rejetées dans l'environnement peuvent facilement se propager des ruisseaux, rivières jusqu'aux lacs contribuant ainsi à élévation de la teneur en matière organique. En aval du lac Dohou, la teneur en matières organiques est plus élevée pendant la saison sèche. En effet, pendant cette saison cette station ne communiquant plus avec le lac agit comme un bassin de stabilisation des déchets augmentant le temps d'action bactérienne. Le contenu organique biodégradable est plus faible pendant la saison des pluies à cette station en raison de l'effet de dilution dû aux précipitations et sa communication avec le lac.

Dans le lac Dohou, bien que la teneur en charge organique soit relativement faible en saison sèche, elle reste toutefois supérieure à la norme requise ( $< 7 \text{ mgDBO}_5/\text{L}$ ) pour la production d'eau potable. En effet, en cette période de faible débit, la matière organique proviendrait de l'activité biologique et de la dégradation du matériel phytoplanctonique au sein du lac (Yéo, 2015). Ces concentrations élevées de matière organique induisent une forte consommation d'oxygène pour leur dégradation, ce qui conduit à des valeurs de demande en oxygène élevées. Cette diminution en O<sub>2</sub> serait due à deux phénomènes. Il s'agit d'une part de la forte concentration de matière organique qui entraîne un ralentissement du processus de dissolution de l'oxygène atmosphérique dans l'eau et d'autre part de la consommation d'une grande quantité d'oxygène dissous pour sa décomposition en CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et SO<sub>4</sub> (Tonetta *et al.*, 2018). De plus, dans les eaux riches en matière organique, les organismes aquatiques se développent fortement et consomment de l'oxygène pour leur développement. L'analyse en composantes principales sur les données du lac Guessabo montre une corrélation entre les paramètres DCO, DBO<sub>5</sub>, pH et ammonium. Cette corrélation indiquerait que l'accumulation de matière organique induit la réduction du pH de l'eau. Cette réduction peut être liée à la production de CO<sub>2</sub> et de SO<sub>4</sub> dans le processus de décomposition de la matière organique au fond du lac. En effet, ces gaz peuvent



être transformés en acides ( $\text{HCO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) à travers des réactions chimiques (Wang *et al.*, 2019).

Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> calculé pour estimer la biodégradabilité de la matière organique a donné des valeurs inférieures à 3, excepté les stations D6 et D7 au niveau du site Dohou et la station G7 à Guessabo. Au regard de ces valeurs inférieures à 3, la quantité des composés non biodégradables biochimiquement ne serait pas élevée dans les eaux des lacs. Ces résultats confirment ceux de Kapepula *et al.* (2015) en République Démocratique du Congo qui ont attribué ces résultats à des effluents bruts d'eaux usées domestiques caractérisés par une valeur limite de DBO<sub>5</sub> < 25 mg/L. Par ailleurs, les eaux des stations D6, D7 et G7 indiquent qu'une grande partie de la matière organique n'est pas biodégradable. Ce résultat s'explique par le déversement des déchets liquides et solides provenant des activités de mécanique et des eaux usées de l'usine de traitement d'eau potable. Toutefois, l'évolution mensuelle des rapports DCO/DBO<sub>5</sub> indique des valeurs < 3 dans les deux lacs exception faite aux eaux de la station 7 (déversoir d'eau usée d'usine de traitement d'eau potable). Globalement, les rapports moyens des échantillons de la période d'étude montrent que les lacs reçoivent des effluents chargés de matière organique biodégradable.

L'analyse bactériologique a révélé la présence presque permanente d'indicateurs de pollution fécale. Le fort taux de ces bactéries dans les échantillons dénote d'une mauvaise qualité des eaux des lacs prospectés et d'une présence plausible d'autres bactéries potentiellement dangereuses pour la santé de l'homme (Derfoufi *et al.*, 2019). D'ailleurs, les analyses ont mis en évidence la présence d'agent pathogène tels que les salmonelles. Cet agent pathogène est capable de se multiplier à partir d'une petite quantité de micro-organisme au départ, de constituer un grand nombre pour déclencher une infection chez l'hôte (Ribet & Cossart, 2015). Ils sont également capables de produire une quantité de substances toxiques suffisante pour provoquer des troubles chez ces derniers (Ribet & Cossart, 2015). Cette contamination bactérienne peut être due à la défécation à l'air libre des riverains, des « sources ponctuelles » agricoles persistantes et au mauvais système d'élimination des déchets dans la région. La non-conformité des eaux au niveau bactériologique au regard des normes est un problème complexe. Elle implique de nombreux aspects et processus dont la gestion des bassins versants, les méthodes de traitement des eaux usées, les conditions météorologiques (vent, pluie, irradiation) et les conditions hydrodynamiques (Huang *et al.*, 2017).

La charge en coliformes totaux du lac Dohou est significativement élevée par rapport à celle du lac Guessabo (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Cette différence est probablement due au fait que le

lac Dohou est situé à proximité d'une agglomération et reçoit directement les eaux usées de la ville de Duékoué (Neill *et al.*, 2018). Aussi, sur ses berges est pratiquée la culture maraichère utilisant du fumier comme fertilisant. Ce genre de fertilisant est reconnu comme une source potentielle de bactéries (Derfoufi *et al.*, 2019).

Les résultats ont également montré une absence de différence significative entre les teneurs en bactéries indicatrices de pollutions fécales, tels que *E. coli* et les entérocoques pendant les deux saisons dans les deux lacs. Cela est probablement dû au fait que ces micro-organismes ont la capacité de persister dans leurs milieux naturels. En effet, ces micro-organismes sont susceptibles de survivre et de repousser dans les sédiments après avoir été relâchés dans l'environnement (Anderson *et al.*, 2005 ; Xue *et al.*, 2017). Comme les profondeurs du lac Dohou oscillent entre 0,3 et 1,5 m et celui de Guessabo entre 0,5 m et 8 m pendant la saison sèche, nous émettons l'hypothèse que les turbulences causées par les activités de pêche et de transport pourraient remettre en suspension les sédiments dans la phase aqueuse et ensuite relâcher les bactéries liés aux particules.

Dans le Dohou, les stations d'accès faciles aux bœufs et porcs (station 8 et station 1) concentrent plus de bactéries que les autres. La raison de cette différence pourrait être liée à une pression de pâturage divergente (Domínguez *et al.*, 2012). Les sources ponctuelles et le pâturage du bétail toute l'année ont probablement réduit la saisonnalité des concentrations des bactéries. Néanmoins, la concentration d'*E. coli* a diminué pendant la saison sèche. La faible concentration de ces bactéries à cette période résulte d'une combinaison de facteurs environnementaux, physiques, chimiques et biologiques, notamment le rayonnement solaire, le pH, la toxicité des métaux, la compétition interspécifique et la pression de prédation (Wu *et al.*, 2016). En effet, pendant la période sèche les échantillons d'eau ont reçu un rayonnement solaire plus fort que les échantillons prélevés pendant les saisons des pluies. La lumière du soleil est considérée comme un facteur de stress majeur pour les bactéries (Shamimuzzaman *et al.*, 2019). Des études récentes ont montré que le taux de dégradation d'*E. coli* augmente considérablement avec l'intensité lumineuse (Chan *et al.*, 2015 ; Sagarduy *et al.*, 2019). Aussi, les travaux de Ding *et al.* (2019) ont montré que la diminution de la turbidité a généralement pour effet de réduire la quantité de bactérie. Dans le cadre de notre étude, la baisse de turbidité constatée au cours de cette période pourrait donc justifier en partie la faible proportion d'*E. coli* observée.

En revanche, en saison pluvieuse, les canaux de drainage des eaux pluviales reçoivent une variété d'intrants notamment des débordements des puits perdus, des matières fécales non humaines de la rue et des eaux de ruissellement des quartiers résidentielles et commerciales à

haute densité (Pote *et al.*, 2009 ; Ao *et al.*, 2018). De plus, ce haut niveau de détection en cette période de ces bactéries pourrait être attribué au relative forte teneur en nutriment (composés azoté et phosphoré) nécessaire à leur prolifération. Aussi, la MO plus élevée en cette période pourrait entraîner des micro-agrégats qui restreignent les espaces d'accès aux prédateurs favorisant ainsi leur prolifération (Ao *et al.*, 2018). Cela peut également être dû à l'agitation de la matière organique décomposée au fond, qui se propage et se distribue davantage dans tout le lac. En effet, l'accumulation de matière végétale en décomposition contribuent à une augmentation substantielle de la flore microbienne (Iqbal *et al.*, 1995). Les résultats sont similaires à ceux de Kora *et al.* (2017) qui ont relevé des valeurs élevées de *E. coli* et de coliformes totaux pendant la saison pluvieuse dans les eaux du lac Hussain Sagar en Inde. Ils ont attribué cette hausse à la pénétration des eaux usées domestiques et des effluents industriels.

Au niveau de Guessabo, la station 4 située sous le pont a enregistré un pic d'*E. coli* lors des crues, cette augmentation est attribuable aux déjections des oiseaux qui ont fait leurs nids sous le pont à cette période.

Les concentrations moyennes de CT et de *E. coli* dans les lacs Dohou et Guessabo dépassent la norme française pour les eaux de surface utilisées pour la production d'eau potable. Ce qui rend les eaux de ces lacs non conformes à cette activité. Aussi, selon Derfoufi *et al.* (2019) les eaux des lacs sont de classe moyenne au regard des normes marocaines de qualité microbiologique pour les eaux de surface (2000-20000 UFC/100 mL pour *E. coli* et 5000-50000 UFC/100 mL pour CT). De plus, les teneurs moyennes en *E.coli* dépassent d'une part les lignes directrices nationales établies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour les eaux servant à l'irrigation (100 UFC/100 mL) et d'autre part les limites admissibles (0/100 mL) dans l'eau potable (OMS, 2004). Ainsi, les eaux des lacs présentent des risques potentiels pour la santé publique et ne peuvent pas être utilisées à des fins de consommation humaine et d'irrigation (Ridley *et al.*, 2014).

### **Conclusion partielle**

Les résultats obtenus dans cette partie montrent que les éléments nutritifs et la charge organique parviennent aux lacs par pluviolessivage du bassin versant. Eu égard aux résultats observés, les eaux brutes des lacs présentent certaines valeurs de paramètres physico- chimiques de pollution conformes aux normes des eaux destinées à la production d'eau potable. En revanche, le phosphore total, l'azote khjedhal et la DBO<sub>5</sub> présentent des valeurs moyennes qui dépassent cette norme. Néanmoins, les matières organiques dans l'ensemble sont facilement

biodégradables. Aussi, les eaux des lacs contiennent des quantités importantes de micro-organismes qui les rendent non conformes aux normes des eaux brutes destinées à la production d'eau potable. Le pluviollessivage a été identifié comme le vecteur de transport des polluants dans les cours d'eau. Ces éléments transportés pourraient contenir des éléments traces et des résidus de pesticides qui feront l'objet d'étude dans le chapitre suivant.

CHAPITRE 7 : NIVEAU DE CONTAMINATION EN MÉTAUX LOURDS ET EN  
RÉSIDUS DE PESTICIDES DES EAUX, DES POISSONS ET DES  
SÉDIMENTS DES LACS GUESSABO ET DOHOU

7.1. Niveau de contamination en métaux lourds des eaux, des poissons et des  
sédiments

7.1.1. Niveau de contamination en métaux lourds des eaux

7.1.1.1. Métaux non essentiels dans les eaux lacustres

Les résultats concernant les paramètres Hg, Cd, Pb et As sont consignés dans le tableau XXXII.

Tableau XXXII : Teneurs en métaux non-essentiels dans les eaux des stations des lacs

Lac	Paramètre	Hg (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	As (µg/L)
Dohou	Min	0,01	0,15	0	0,03
	Max	1,04	17,05	0,35	18,75
	Moy	0,544	3,54	0,12	4,20
	± S.D	0,305	2,29	0,03	4,37
Amont de Dohou	Min	0	1,30	0,04	0
	Max	0,632	2,60	0,09	2,43
	Moy	0,359	1,83	0,06	0,85
	± S.D	0,301	0,70	0,02	1,10
Aval de Dohou	Min	0,037	1,11	0,09	0,06
	Max	0,936	11,28	1,03	1,98
	Moy	0,512	3,72	0,36	1,08
	± S.D	0,401	4,90	0,45	0,93
Guessabo	Min	0	0,02	0	0,09
	Max	1,04	5,44	0,35	2,06
	Moy	0,347	1,48	0,09	0,74
	± S.D	0,05	0,85	0,02	0,11
Norme JORF		≤ 1	≤ 50	≤ 5	≤ 100

7.1.1.1.1. Mercure (Hg)

Dans les eaux du lac Dohou, la concentration en Hg varie de 0,01 µg/L à 1,04 µg/L, avec une moyenne de  $0,544 \pm 0,305$  µg/L (tableau XXXII). L'amont présente une valeur moyenne de  $0,359 \pm 0,301$  µg/L, avec des valeurs extrêmes 0 et 0,632 µg/L. La concentration moyenne de Hg en aval est de  $0,512 \pm 0,401$  µg/L. La plus forte valeur est de 0,936 µg/L et le minimum est de 0,037 µg/L. Au niveau du lac Guessabo, la concentration en Hg est comprise entre 0 µg/L et 1,04 µg/L, avec une moyenne estimée à  $0,347 \pm 0,05$  µg/L (tableau XXXII). D'une manière générale, les eaux du lac Dohou sont relativement plus chargées en mercure que les eaux du lac Guessabo (tableau XXXII). Les résultats des variations spatio-temporelles des concentrations totales en Hg montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en saison pluvieuse dans le lac Dohou (figure 35a). En revanche, les faibles valeurs sont obtenues en

saison sèche. Les stations D2, D4 et D6 présentent généralement des teneurs élevées en Hg de la période d'étude dans le lac Dohou (figure 35a). Les variations saisonnières ne sont pas très marquées dans les eaux de Guessabo (figure 35b). Les eaux des lacs Dohou et Guessabo ont des concentrations moyennes en Hg inférieures à la norme de 1 µg/L pour les eaux de surface destinées à produire de l'eau de boisson.

#### **7.1.1.1.2. Plomb (Pb)**

Les concentrations en Pb s'étendent de 0,15 à 17,05 µg/L dans le lac Dohou, avec une moyenne de  $3,54 \pm 2,29$  µg/L (tableau XXXII). À l'amont, elles varient entre 1,30 µg/L et 2,6 µg/L, avec une moyenne estimée à  $1,83 \pm 0,70$  µg/L. La concentration moyenne observée en aval du lac est de  $3,72 \pm 4,90$  µg/L, avec des valeurs extrêmes de 1,11 et 11,08 µg/L. Ces concentrations sont comprises entre 0,02 µg/L et 5,44 µg/L dans les eaux du lac Guessabo, avec une valeur moyenne de  $1,48 \pm 0,85$  µg/L (tableau XXXII). La station D6 présente des teneurs élevées en Pb de la période d'étude dans le lac Dohou (figure 35a). Les concentrations de Pb sont relativement plus élevées pendant la saison des pluies dans le lac Dohou (figure 35a). Dans le lac Guessabo, ces relatives valeurs élevées sont enregistrées en période post-étiage (figure 35b). Cependant, la variation saisonnière des teneurs en Pb n'est pas marquée entre les cours d'eau (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). L'ensemble des eaux des lacs présente une teneur en Pb conforme à la norme ( $< 50$  µg/L) des eaux douces destinées à la production d'eau potable.

#### **7.1.1.1.3. Cadmium (Cd)**

Dans les eaux du lac Dohou, la concentration en Cd fluctue entre 0 µg/L et 0,35 µg/L, avec une moyenne de  $0,12 \pm 0,03$  µg/L (tableau XXXII). L'amont présente une valeur moyenne de  $0,06 \pm 0,02$  µg/L, avec des valeurs extrêmes de 0,04 et 0,09 µg/L et la teneur en Cd en aval varie entre 0,09 et 1,03 µg/L, avec une moyenne de  $0,36 \pm 0,45$  µg/L. Au niveau du lac Guessabo, la concentration en Cd est comprise entre 0 µg/L et 0,35 µg/L, avec une moyenne estimée à  $0,09 \pm 0,02$  µg/L (tableau XXXII). Les concentrations de Cd sont relativement plus élevées pendant la saison des pluies dans le lac Dohou et en son aval (figure 35a). Dans le lac Guessabo, aucune tendance claire n'est observée (figure 35b). L'ensemble des cours d'eau prospectés présente des concentrations de Cd en conformité avec la norme recommandée ( $< 5$  µg/L) pour la production d'eaux de consommation.

7.1.1.1.4. Arsenic (As)

Dans le lac Dohou, la plus faible concentration en As est 0,03 µg/L, la plus élevée est de 18,75 µg/L et la valeur moyenne est de  $4,20 \pm 4,37$  µg/L (tableau XXXII). En amont, la concentration moyenne de As est de  $0,85 \pm 1,10$  µg/L. La plus forte valeur est de 2,43 µg/L et le minimum est 0 µg/L. La concentration moyenne observée en aval du lac est de  $1,08 \pm 0,93$  µg/L, avec des valeurs extrêmes 0,06 et 1,98 µg/L (tableau XXXII). Au niveau du lac Guessabo, ces concentrations s'étendent de 0,09 à 2,06 µg/L, avec une valeur moyenne de  $0,74 \pm 0,11$  µg/L. Les concentrations les plus faibles sont généralement obtenues pendant la saison des pluies dans le lac Dohou (figure 35a). En revanche, les concentrations les plus élevées sont mesurées en saison sèche. Dans le lac Guessabo, aucune tendance claire n'est observée quant à la variation saisonnière (figure 35b). Les eaux du lac Dohou sont plus chargées en As que les eaux du lac Guessabo (figure 35b). Les stations D6 et D4 ont enregistré les teneurs plus élevées de la période d'étude (figure 35a). L'ensemble des eaux lacustres a une teneur en Arsenic conforme à la norme ( $\leq 100$  µg/L) pour les eaux requises pour la production d'eau consommation humaine.

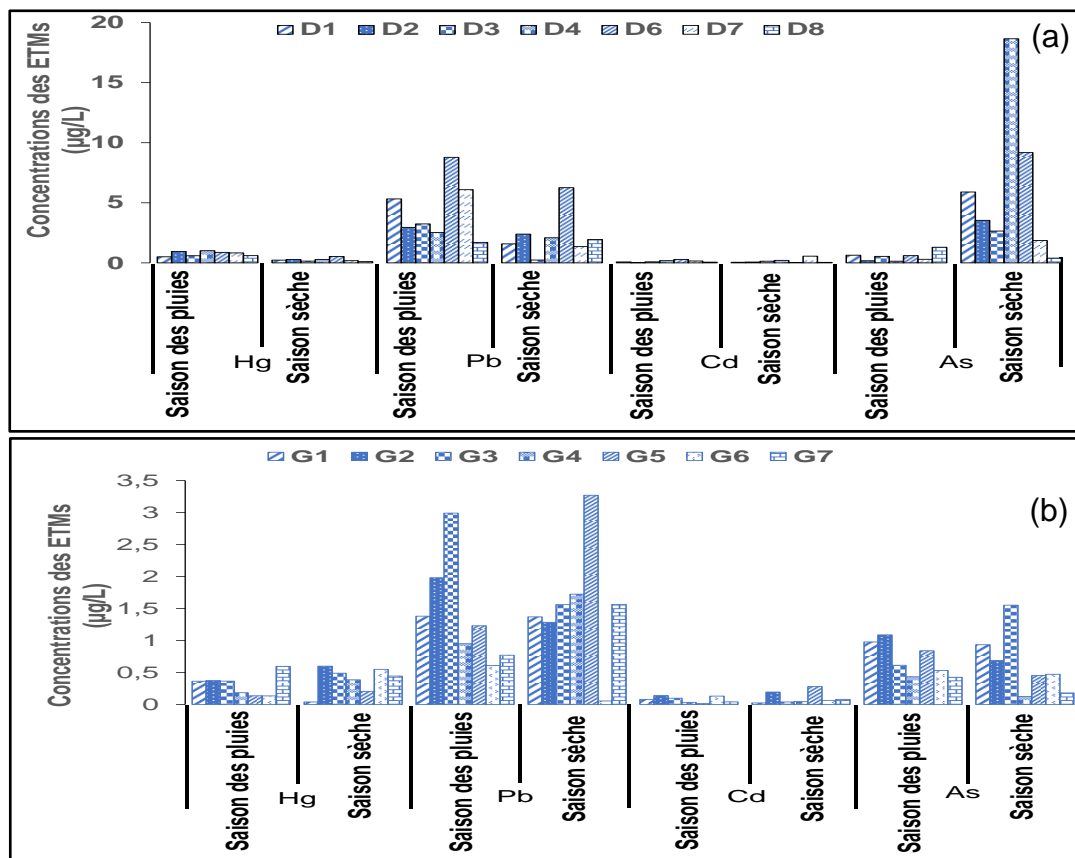


Figure 35 : Variation saisonnière des métaux lourds non essentiels dans les eaux des lacs Dohou (a) et Guessabo (b)

**7.1.1.2. Métaux essentiels dans les eaux lacustres**

Les résultats obtenus à la suite des analyses des métaux essentiels sont consignés dans le tableau XXXIII

Tableau XXXIII : Teneurs en métaux essentiels dans les eaux des stations des lacs

Lac	Paramètre	Cu (µg/L)	Mn (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (mg/L)
Dohou	Min	0,23	0,99	0,17	0,99
	Max	3,78	5,62	9,25	6,62
	Moy	2,09	2,58	1,99	3,01
	± S.D	0,28	0,75	1,09	1,30
Amont de Dohou	Min	1,50	2,08	0,56	2,29
	Max	2,43	3,34	2,14	6,03
	Moy	1,86	2,77	1,70	4,66
	± S.D	0,40	0,66	0,76	1,77
Aval de Dohou	Min	1,89	2,06	0,25	1,35
	Max	3,98	4,56	2,25	4,91
	Moy	2,81	2,93	1,60	3,35
	± S.D	0,97	1,12	0,91	1,55
Guessabo	Min	0,02	0,65	0,23	2,27
	Max	5,46	5,45	4,28	13,54
	Moy	1,89	1,86	1,37	4,76
	± S.D	1,61	1,06	0,75	1,11
Norme JORF		≤ 50	≤ 100	≤ 5000	≤ 0,2

**7.1.1.2.1. Zinc (Zn)**

Dans les eaux du lac Dohou, la concentration en Zn oscille entre 0,17 µg/L et 9,25 µg/L, avec une moyenne de  $1,99 \pm 1,09$  µg/L (tableau XXXIII). Son amont présente une valeur moyenne de  $1,70 \pm 0,76$  µg/L et ses valeurs extrêmes sont de 0,56 µg/L pour la minimale et 2,14 µg/L pour la maximale. L’aval du lac Dohou enregistre une valeur moyenne de  $1,6 \pm 0,91$  µg/L, avec des valeurs extrêmes de 0,25 et 2,25 µg/L. Les faibles valeurs sont observées en saison des pluies. Au plan spatial, les stations D6 et D4 ont enregistré les teneurs plus élevées de la période d’étude dans le lac Dohou (figure 36a). Dans le lac Guessabo, la concentration en Zn est comprise entre 0,23 µg/L et 4,28 µg/L, avec une moyenne estimée à  $1,37 \pm 0,75$  µg/L (tableau XXXIII). Les valeurs élevées de Zn dans ce lac sont enregistrées pendant la saison sèche (figure 36b). L’ensemble des eaux lacustres a une teneur en Zinc conforme à la norme ( $\leq 5$  mg/L) pour les eaux requises pour la production d’eau consommation humaine.

**7.1.1.2.2. Cuivre (Cu)**

Dans le lac Dohou, la plus faible concentration en Cu est de 0,23 µg/L, la plus forte est 3,78 µg/L et la valeur moyenne est  $2,09 \pm 0,28$  µg/L (tableau XXXIII). En amont, la concentration moyenne de Cu est de  $1,86 \pm 0,40$  µg/L. La plus forte valeur est de 2,43 µg/L et le minimum est de 1,50 µg/L. La concentration moyenne observée en aval du lac est de  $2,81 \pm 0,97$  µg/L, avec des valeurs extrêmes de 1,89 et 3,98 µg/L. Dans le lac Dohou, aucune tendance claire n’est



observée quant à la variation saisonnière (figure 36a). Au niveau du lac Guessabo, ces concentrations varient de 0,02 à 5,46 µg/L, avec une valeur moyenne de  $1,89 \pm 1,61$  µg/L (tableau XXXIII). Les concentrations les plus fortes sont généralement obtenues pendant la saison des pluies dans le lac Guessabo (figure 36b). En revanche, les concentrations les plus basses sont mesurées en saison sèche. Les eaux du lac Dohou sont plus chargées en Cu que les eaux du lac Guessabo (figure 36).

#### **7.1.1.2.3. Manganèse (Mn)**

Le Mn est présent dans les eaux du lac Dohou à des concentrations qui varient entre 0,99 et 5,62 µg/L. La concentration moyenne est de  $2,58 \pm 0,75$  µg/L (tableau XXXIII). En amont du lac, la teneur en Mn présente des concentrations comprises entre 2,08 et 3,34 µg/L, avec une moyenne de  $2,77 \pm 0,66$  µg/L. En son aval, la concentration moyenne de Mn est de  $2,93 \pm 1,12$  µg/L. La plus forte valeur est de 4,56 µg/L et le minimum est de 2,06 µg/L. Dans le lac Guessabo, la concentration moyenne est de  $1,86 \pm 1,06$  µg/L (tableau XXXIII). Les valeurs minimale et maximale sont respectivement de 0,65 et 5,45 µg/L. Les concentrations en Mn ne montrent pas de tendance claire dans le temps et dans l'espace dans les deux lacs (figure 36a-36b).

#### **7.1.1.2.4. Fer (Fe)**

Dans les eaux du lac Dohou, la concentration en Fe est comprise entre 0,99 mg/L et 6,62 mg/L, avec une moyenne de  $3,01 \pm 1,30$  mg/L (tableau XXXIII). L'amont présente une valeur moyenne de  $4,66 \pm 1,77$  mg/L, avec des valeurs extrêmes de 2,29 et 6,03 mg/L. La concentration moyenne de Fe en aval est de  $3,35 \pm 1,55$  mg/L. La plus forte valeur est de 4,91 mg/L et le minimum est de 1,53 mg/L. Au niveau du lac Guessabo, la concentration en Fe est comprise entre 2,27 et 13,54 mg/L, avec une moyenne estimée à  $4,76 \pm 1,11$  mg/L (tableau XXXIII). Les résultats des variations spatio-temporelles des concentrations en Fe montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en saison pluvieuse dans le lac Dohou. En revanche, les faibles valeurs sont obtenues en saison sèche. Le lac Guessabo a enregistré les teneurs en Fe les plus élevées des deux cours d'eaux (figure 36). Les stations D4, D6, D7 et G2 présentent généralement des teneurs élevées pour tous les éléments traces métalliques (figure 36).

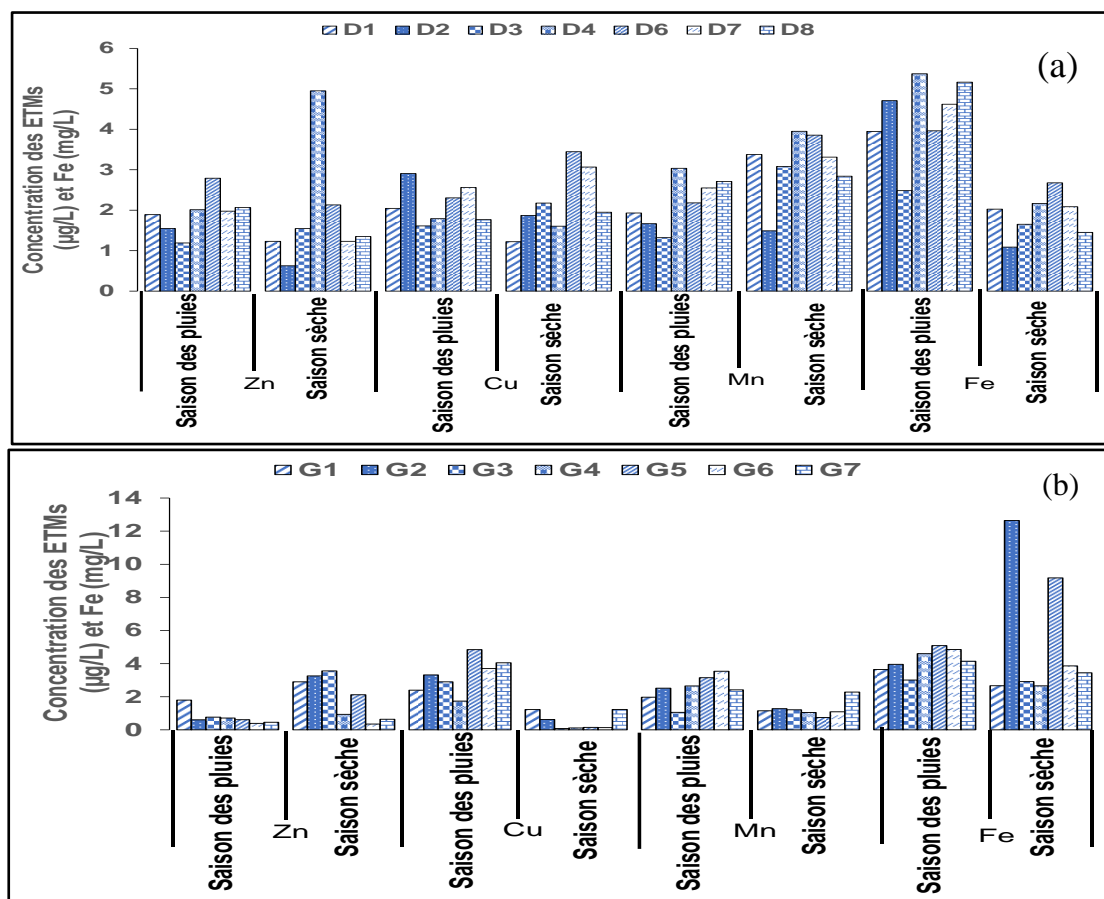


Figure 36 : Variation saisonnière des métaux lourds essentiels dans les eaux des lacs Dohou (a) et Guessabo (b)

### 7.1.1.3. Estimation de l'intensité de la contamination des eaux par les indices de pollution métalliques

Pour l'évaluation de la pollution métallique des eaux lacustres, deux indices moyens ont été calculés. Les résultats sont consignés dans le tableau XXXIV

Tableau XXXIV: Indice de pollution par les métaux lourds (HPI) et indice d'évaluation des métaux lourds (HEI) des eaux des lacs Guessabo et Dohou à chaque station

Stations	HPI	HEI
G1	91,78	16,97
G2	100,64	43,19
G3	88,62	16,82
G4	92,26	19,39
G5	100,81	37,45
G6	93,42	22,45
G7	90,26	20,35
Moyenne Guessabo	<b>93,97</b>	<b>25,23</b>
D1	88,74	17,75
D2	86,57	16,97
D3	86,78	11,98
D4	87,19	21,36
D6	83,96	22,54
D7	86,06	19,95
D8	93,72	24,99
Moyenne Dohou	<b>87,56</b>	<b>19,36</b>

Les résultats montrent que l'indice de pollution métallique (HPI) pour chaque station d'échantillonnage évolue entre 88,62 et 100,64, avec une moyenne de 93,97 pour le lac Guessabo ; ceux du lac Dohou s'étendent entre 83,96 et 93,72, avec une moyenne de 87,56. Dans les deux cours d'eaux, HPI moyen est inférieur à la valeur limite critique 100 pour une eau destinée à la consommation. Les eaux de Guessabo sont modérément contaminées aux stations G1, G3 et G4 comme l'indiquent les valeurs de HEI respectives de 16,57, 16,82 et 19,39 pour une eau destinée à la consommation et fortement contaminées aux autres stations (tableau XXXIV). Par contre en référence à une eau brute, toutes les stations sont faiblement contaminées exceptée les stations G2 et G5 (figure 37a-37b). Dans l'ensemble, les eaux du lac Guessabo présentent un degré de contamination par les ETMs élevé comme illustré par la valeur moyenne de HEI estimé à 25,23 pour une eau de boisson (tableau XXXIV).

Dans le lac Dohou, les eaux des stations D1, D2 et D3 sont modérément contaminées comme le montrent les valeurs de HEI comprises entre 11,98 et 17,75. En revanche, les autres stations sont fortement contaminées en référence aux eaux de consommation. Dans l'ensemble, les eaux du lac Dohou restent modérément contaminées pour la même référence et faiblement en tant qu'eau brute (figure 37c-37d).

Au niveau saisonnier, la contamination est plus marquée en saison des pluies qu'en saison sèche dans les deux cours d'eau (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ). Toutefois, les stations G2 et G5 enregistrent des valeurs élevées en saison sèche (figure 37a-37b).

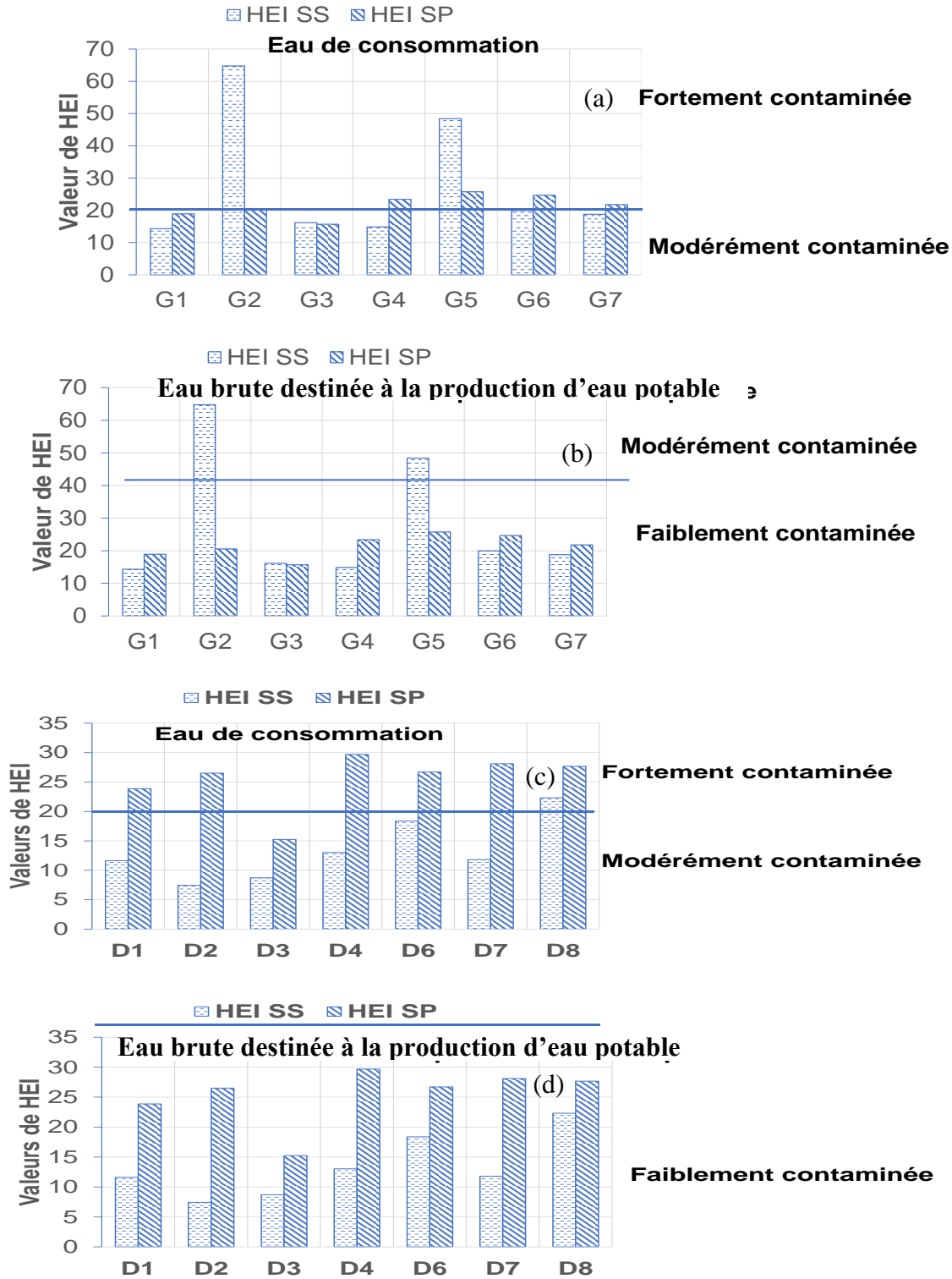


Figure 37 : Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux en utilisant l'indice d'évaluation de la contamination métallique. HEI<sub>SS</sub> : HEI saison sèche ; HEI<sub>SP</sub> : saison des pluies

**7.1.1.4. Relation entre les valeurs des indices et les éléments traces métalliques**

Afin de mettre en exergue les éléments traces qui contribuent plus à la pollution des eaux des lacs, une corrélation de Pearson a été réalisée (tableau XXXV et XXXVI).

Les résultats montrent que le cadmium est fortement corrélé à HPI ( $r = 0,896$ ) et HEI ( $r = 0,95$ ) et le fer est également fortement corrélé à HPI ( $r = 0,961$ ) et HEI ( $r = 0,999$ ) dans le lac Guessabo. Dans le Dohou, seul le fer est fortement corrélé à HPI ( $r = 0,608$ ) et à HEI ( $r = 0,939$ ). L'analyse des eaux de Guessabo montre à la fois une corrélation positive et négative entre les différents métaux (tableau XXXV). Les résultats indiquent une corrélation positive du zinc avec le plomb ( $r = 0,647$ ) et une forte corrélation positive avec l'arsenic ( $r = 0,914$ ). Le fer est fortement corrélé au cadmium ( $r = 0,949$ ). Le manganèse est négativement corrélé au plomb ( $r = -0,673$ ), à l'arsenic ( $r = -0,777$ ) et au zinc ( $r = -0,833$ ). Dans le lac Dohou, les corrélations relativement élevées sont positives (tableau XXXVI). Le mercure est moyennement corrélé au plomb ( $r = 0,581$ ), à l'arsenic ( $r = 0,599$ ), au zinc ( $r = 0,543$ ) et au cuivre ( $r = 0,55$ ). Le cuivre est également corrélé au plomb ( $r = 0,698$ ) et cadmium ( $r = 0,51$ ). Le manganèse est corrélé au cadmium ( $r = 0,54$ ), à l'arsenic ( $r = 0,629$ ) et au zinc ( $r = 0,839$ ).

Tableau XXXV: Matrice de corrélations de Pearson entre les ETMs et les indices de pollution dans le lac Guessabo

	Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu	Mn	Fe	HPI	HEI
Hg	1									
Pb	-0,136	1								
Cd	0,063	0,251	1							
As	-0,046	0,525	0,266	1						
Zn	-0,155	<b>0,647</b>	0,140	<b>0,914</b>	1					
Cu	0,15	0,017	0,459	-0,080	-0,168	1				
Mn	0,16	<b>-0,673</b>	0,194	<b>-0,777</b>	<b>-0,833</b>	<b>0,515</b>	1			
Fe	0,03	0,240	<b>0,949</b>	0,091	0,078	0,399	0,280	1		
HPI	-0,23	0,220	<b>0,896</b>	0,061	0,079	0,343	0,272	<b>0,961</b>	1	
HEI	0,045	0,278	<b>0,950</b>	0,112	0,102	0,397	0,250	<b>0,999</b>	<b>0,956</b>	1

Tableau XXXVI: Matrice de corrélations de Pearson entre les ETMs et les indices de pollution dans le lac Dohou

	Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu	Mn	Fe	HPI	HEI
Hg	1									
Pb	<b>0,581</b>	1								
Cd	0,297	0,255	1							
As	<b>0,599</b>	0,189	0,153	1						
Zn	<b>0,543</b>	0,229	0,321	<b>0,922</b>	1					
Cu	<b>0,55</b>	<b>0,698</b>	<b>0,515</b>	-0,234	-0,128	1				
Mn	0,212	0,272	<b>0,540</b>	<b>0,629</b>	<b>0,839</b>	-0,055	1			
Fe	0,046	-0,025	0,029	0,144	0,398	-0,070	0,529	1		
HPI	<b>-0,683</b>	<b>-0,613</b>	-0,455	-0,304	-0,168	<b>-0,612</b>	0,011	<b>0,614</b>	1	
HEI	0,272	0,315	0,131	0,234	0,484	0,172	<b>0,608</b>	<b>0,939</b>	0,354	1

### 7.1.2. Niveau de contamination en métaux lourds des poissons des lacs Guessabo et Dohou

Les valeurs moyennes de métaux lourds recherchés dans la chair des poissons analysés sont consignées dans le tableau XXXVII

Tableau XXXVII : Concentration en ETMs dans les muscles des *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* des lacs Guessabo et Dohou analysés

Poissons	Métaux lourds (mg/kg.PF)					
		Hg	Cd	Pb	Cu	Fe
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> Guessabo	Moy±D	0,056 ± 0,06	0,004 ± 0,002	0,071 ± 0,073	3,35 ± 1,56	27,61 ± 22,51
	Min Max	0,01 - 0,24	0,001 - 0,012	0,013 - 0,325	1,23 - 6,54	3,00 - 65,08
<i>Oreochromis niloticus</i> Guessabo	Moy±SD	0,038 ± 0,04	0,01 ± 0,01	0,12 ± 0,08	4,16 ± 1,61	13,72 ± 20,18
	Min-Max	0,02 - 0,18	0,001 - 0,04	0,03 - 0,25	2,18 - 6,63	2,80 - 69,80
<i>Oreochromis niloticus</i> Dohou	Moy±SD	0,156 ± 0,115	0,006 ± 0,009	0,104 ± 0,044	4,89 ± 1,56	35,93 ± 22,24
	Min-Max	0,026 - 0,298	0,002 - 0,034	0,071 - 0,209	3,60 - 6,15	3,15 - 66,72

#### 7.1.2.1. Contamination des poissons par les éléments traces métallique non essentiels

Les éléments recherchés (Hg, Cd et Pb) ont été détectés dans 100 % des muscles des poissons analysés. La concentration en mercure (Hg) mesurée dans les *Chrysichthys nigrodigitatus* varie de 0,01 à 0,24 mg/kg, avec une moyenne de 0,056 ± 0,06 mg/kg (tableau XXXVII). Le Hg est présent dans les *Oreochromis niloticus* de Guessabo à des concentrations comprises entre 0,02 et 0,18 mg/kg, avec une moyenne de 0,038 ± 0,04 mg/kg. Les concentrations en Hg dans les

poissons *Oreochromis niloticus* du lac Dohou varient de 0,026 à 0,298 mg/kg, avec une moyenne de  $0,156 \pm 0,115$  mg/kg (tableau XXXVII). La teneur en Hg dans les muscles d'*Oreochromis niloticus* du lac Dohou est significativement élevée que celle d'*Oreochromis niloticus* du Lac Guessabo (Kruskal-Wallis ;  $P < 0.05$ ).

Le Cd est présent dans les muscles des poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* à des concentrations comprises entre 0,001 et 0,012 mg/kg, avec une moyenne de  $0,004 \pm 0,002$  mg/kg. La teneur en cadmium dans les muscles des poissons *Oreochromis niloticus* du lac Guessabo varie de 0,001 à 0,04 mg/kg, avec une moyenne de  $0,01 \pm 0,01$  mg/kg. La concentration en Cd dans les poissons *Oreochromis niloticus* du lac Dohou est comprise entre 0,002 et 0,034 mg/kg, avec une moyenne de  $0,006 \pm 0,009$  mg/kg (tableau XXXVII). En général, l'*Oreochromis niloticus* contient une concentration plus élevée de Cd dans les muscles que le *Chrysichthys nigrodigitatus*. Aucun poisson n'est posséder une concentration en Cd supérieure à la norme requise.

La concentration en plomb mesurée dans les *Chrysichthys nigrodigitatus* fluctue entre 0,013 et 0,325 mg/kg, avec une moyenne de  $0,071 \pm 0,073$  mg/kg. Le plomb est présent dans les muscles des poissons *Oreochromis niloticus* de Guessabo à des concentrations comprises entre 0,03 et 0,25 mg/kg, avec une moyenne de  $0,12 \pm 0,08$  mg/kg (tableau XXXVII). Le Pb est également présent dans les muscles des *Oreochromis niloticus* du lac Dohou à des concentrations comprises entre 0,071 et 0,209 mg/kg, avec une moyenne de  $0,104 \pm 0,044$  mg/kg. En général, le poisson *Oreochromis niloticus* contient également une concentration plus élevée de Pb dans les muscles que le poisson *Chrysichthys nigrodigitatus*. Les concentrations supérieures à la norme ont été observées dans un seul poisson parmi ceux analysés.

#### **7.1.2.2. Contamination des poissons par les éléments traces métalliques essentiels**

Les concentrations en Cu mesurée dans les *Chrysichthys nigrodigitatus* évoluent entre 1,23 et 6,54 mg/kg, avec une moyenne de  $3,35 \pm 1,56$  mg/kg (tableau XXXVII). La concentration en Cu dans les muscles des poissons *Oreochromis niloticus* de Guessabo varie entre 2,18 et 6,63 mg/kg, avec une moyenne de  $4,16 \pm 1,61$  mg/kg. Le Cu est également présent dans les muscles des *Oreochromis niloticus* du lac Dohou à des concentrations comprises entre 3,60 et 6,15 mg/kg, avec une moyenne de  $4,89 \pm 1,56$  mg/kg. Aussi, le poisson *Oreochromis niloticus*

contient une concentration plus élevée de Cu dans les muscles que le poisson *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Le Fe est présent dans les muscles des poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* à des concentrations comprises entre 3,00 et 65,08 mg/kg, avec une moyenne de  $27,61 \pm 22,51$  mg/kg. Les concentrations en Fe dans les muscles des poissons *Oreochromis niloticus* de Guessabo sont comprises entre 2,80 et 69,80 mg/kg, avec une moyenne de  $13,72 \pm 20,18$  mg/kg (tableau XXXVII). Les concentrations en Fe dans les *Oreochromis niloticus* du lac Dohou varient de 3,15 à 66,72 mg/Kg, avec une moyenne de  $35,93 \pm 22,24$  mg/kg. Six poissons, soit  $54 \pm 10$  % des 11 poissons du lac Dohou présentent des teneurs en Fe supérieures à la norme. Les concentrations supérieures à la norme s'observent dans un seul poisson *Oreochromis niloticus* de Guessabo, soit  $9 \pm 2,1$  % des 11 poissons analysés. Quant aux poissons *Chrysichthys nigrodigitatus*, 6 poissons ont enregistré des teneurs supérieures à la norme, soit  $54 \pm 10$  % des 11 poissons analysés.

#### 7.1.2.3. Bioconcentration des espèces de poissons analysés

Le tableau XXXVIII présente les valeurs du facteur de bioconcentration des espèces de poissons des lacs Guessabo et Dohou.

Tableau XXXVIII : Facteurs de bioconcentration (FBC) des éléments traces métalliques

Espèces de poissons	Biotope	Métaux lourds (mg/kg.PF)				
		FBC (Hg)	FBC (Cd)	FBC (Pb)	FBC (Cu)	FBC (Fe)
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	Eau	0,160	0,050	0,05	1,77	5,80
	Sédiment	0,110	0,030	0,003	0,021	0,001
<i>Oreochromis niloticus</i> de Guessabo	Eau	0,110	0,080	0,08	2,2	2,58
	Sédiment	0,080	0,055	0,005	0,027	0,0005
<i>Oreochromis niloticus</i> de Dohou	Eau	0,280	0,053	0,03	2,34	11,94
	Sédiment	0,302	0,069	0,006	0,254	0,0012
Nombre de poisson ayant FBC par rapport à l'eau > 1		0	0	0	32	33
Nombre de poisson ayant FBC par rapport au sédiment > 1		0	0	0	0	0

Le fer et le cuivre présentent des facteurs de bioconcentration (FBC) moyens par rapport à l'eau supérieurs à 1 dans tous les poissons. Pour tous les poissons, le fer est l'élément le plus accumulé suivi du Cu. Le tableau tableau XXXVIII indique que le plus fort concentrateur du fer est l' *Oreochromis niloticus* de Dohou avec un facteur moyen de bioconcentration de 11,94. Les résultats montrent que le maximum de bioaccumulation du Hg est obtenu chez les *Oreochromis niloticus* du lac Dohou avec un facteur moyen de bioconcentration de 0,28



(tableau XXXVIII). Le maximum de bioaccumulation du Cd et du Pb est obtenu également chez les *Oreochromis niloticus* de Guessabo avec des facteurs moyens de 0,08. Le facteur de bioconcentration moyens de tous les éléments par rapport au sédiment est inférieur à 1. Il faut noter que les *Oreochromis niloticus* accumulent plus de Cadmium et de cuivre que les *Chrysichthys nigrodigitatus*.

### **7.1.3. Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments des lacs Guessabo et Dohou**

Les résultats des concentrations moyennes par stations des métaux lourds mesurés dans les Guessabo et Dohou sont dans le tableau XXXIX

#### **7.1.3.1. Dynamique spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les sédiments du lac Guessabo**

Dans le lac Guessabo, la concentration du Hg oscille entre  $0,14 \pm 0,19$   $\mu\text{g/g}$  (station G6) et  $0,81 \pm 0,52$   $\mu\text{g/g}$  (station G4). Quant au Pb, sa concentration varie entre  $11,28 \pm 7,76$   $\mu\text{g/g}$  (station G7) et  $47,91 \pm 30,46$   $\mu\text{g/g}$  (station G1). S'agissant du Cd, sa concentration varie de  $0,03 \pm 0,02$   $\mu\text{g/g}$  (station G4) à  $0,26 \pm 0,18$   $\mu\text{g/g}$  (station G2). Pour la concentration en As, les teneurs enregistrées oscillent entre  $1,41 \pm 0,43$   $\mu\text{g/g}$  (station G4) et  $3,46 \pm 0,36$   $\mu\text{g/g}$  (station G5). Concernant les valeurs de Fe, elles varient entre  $15,71 \pm 5,39$   $\mu\text{g/g}$  (station G7) et  $35,52 \pm 19,35$   $\text{mg/g}$  (station G5). Les concentrations du Cu fluctuent de  $39,29 \pm 11,63$  (station G1) à  $278,42 \pm 155,81$   $\mu\text{g/g}$  (station G5). Pour ce qui est des teneurs en Mn, elles varient de  $19,62 \pm 8,73$  (station G3) à  $77,09 \pm 22,82$   $\mu\text{g/g}$  (station G4). Quant au Zn, sa concentration varie entre  $5,77 \pm 5,27$   $\mu\text{g/g}$  (station G4) et  $45,89 \pm 27,74$   $\mu\text{g/g}$  (station G2).

En ce qui concerne la variabilité saisonnière de ces paramètres (figure 38), l'analyse permet de discriminer la saison sèche de la saison des pluies (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ). Durant la saison sèche, les teneurs en Hg, en Pb, en Cd, en Cu, en Mn et en Fe sont importantes qu'en saison des pluies. Au plan spatial, les stations G2 et G5 présentent généralement des teneurs élevées pour tous les éléments traces métalliques. Un ordre général de disponibilité des métaux lourds dans les sédiments a pu être établi :  $\text{Fe} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Hg} > \text{Cd}$ .

Tableau XXXIX : Récapitulatif des teneurs en ETMs (Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb, Cd, et Hg) dans les sédiments des stations des lacs Guessabo et Dohou

Stations	Hg ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Cd ( $\mu\text{g/g}$ )	As ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )	Cu ( $\mu\text{g/g}$ )	Mn ( $\mu\text{g/g}$ )	Fe (mg/g)
G1	0,47 $\pm$ 0,24	47,91 $\pm$ 30,46	0,22 $\pm$ 0,29	2,53 $\pm$ 1,71	7,96 $\pm$ 5,95	39,29 $\pm$ 11,63	21,34 $\pm$ 2,85	19,36 $\pm$ 11,31
G2	0,61 $\pm$ 0,11	34,75 $\pm$ 17,95	0,26 $\pm$ 0,18	2,67 $\pm$ 1,14	45,89 $\pm$ 27,74	45,49 $\pm$ 15,80	43,83 $\pm$ 6,96	33,81 $\pm$ 13,97
G3	0,68 $\pm$ 0,55	14,88 $\pm$ 9,35	0,25 $\pm$ 0,18	2,10 $\pm$ 0,77	14,97 $\pm$ 8,93	163,20 $\pm$ 121,13	19,62 $\pm$ 8,73	21,65 $\pm$ 10,96
G4	0,81 $\pm$ 0,52	18,86 $\pm$ 20,96	0,03 $\pm$ 0,02	1,41 $\pm$ 0,43	5,77 $\pm$ 5,27	157,63 $\pm$ 137,59	77,09 $\pm$ 22,82	32,86 $\pm$ 9,92
G5	0,41 $\pm$ 0,06	30,20 $\pm$ 14,16	0,07 $\pm$ 0,04	3,46 $\pm$ 0,36	14,16 $\pm$ 16,12	278,42 $\pm$ 155,81	28,61 $\pm$ 4,56	35,52 $\pm$ 19,35
G6	0,14 $\pm$ 0,19	15,34 $\pm$ 8,53	0,04 $\pm$ 0,05	2,55 $\pm$ 0,97	9,11 $\pm$ 3,72	230,25 $\pm$ 195,55	51,13 $\pm$ 7,94	30,09 $\pm$ 6,51
G7	0,35 $\pm$ 0,19	11,28 $\pm$ 7,76	0,08 $\pm$ 0,14	3,09 $\pm$ 0,61	10,07 $\pm$ 10,60	178,60 $\pm$ 170,49	63,06 $\pm$ 13,62	15,71 $\pm$ 5,39
D1	0,54 $\pm$ 0,03	18,23 $\pm$ 16,27	0,015 $\pm$ 0,017	7,23 $\pm$ 0,62	6,08 $\pm$ 1,68	17,96 $\pm$ 18,46	174,66 $\pm$ 78,69	25,18 $\pm$ 5,00
D2	0,36 $\pm$ 0,18	19,57 $\pm$ 14,60	0,048 $\pm$ 0,056	1,89 $\pm$ 2,11	4,63 $\pm$ 2,68	14,03 $\pm$ 10,08	251,21 $\pm$ 59,02	23,52 $\pm$ 7,75
D3	0,56 $\pm$ 0,71	13,28 $\pm$ 11,99	0,063 $\pm$ 0,039	5,06 $\pm$ 2,01	6,80 $\pm$ 1,71	12,11 $\pm$ 6,81	164,45 $\pm$ 104,24	25,03 $\pm$ 4,17
D4	0,28 $\pm$ 0,20	7,09 $\pm$ 3,33	0,093 $\pm$ 0,151	14,96 $\pm$ 14,10	14,10 $\pm$ 9,25	14,10 $\pm$ 17,73	174,04 $\pm$ 96,65	25,24 $\pm$ 6,28
D6	1,01 $\pm$ 0,68	25,62 $\pm$ 12,83	0,127 $\pm$ 0,109	7,27 $\pm$ 2,90	5,83 $\pm$ 2,10	5,83 $\pm$ 9,58	223,44 $\pm$ 197,24	30,15 $\pm$ 8,25
D7	0,27 $\pm$ 0,20	17,24 $\pm$ 21,48	0,172 $\pm$ 0,077	39,42 $\pm$ 13,31	50,76 $\pm$ 29,41	50,76 $\pm$ 10,84	92,91 $\pm$ 65,82	48,69 $\pm$ 47,81
D8	0,61 $\pm$ 0,50	18,26 $\pm$ 9,75	0,126 $\pm$ 0,160	11,59 $\pm$ 2,74	19,89 $\pm$ 7,38	19,89 $\pm$ 7,26	263,35 $\pm$ 374,25	23,82 $\pm$ 22,77

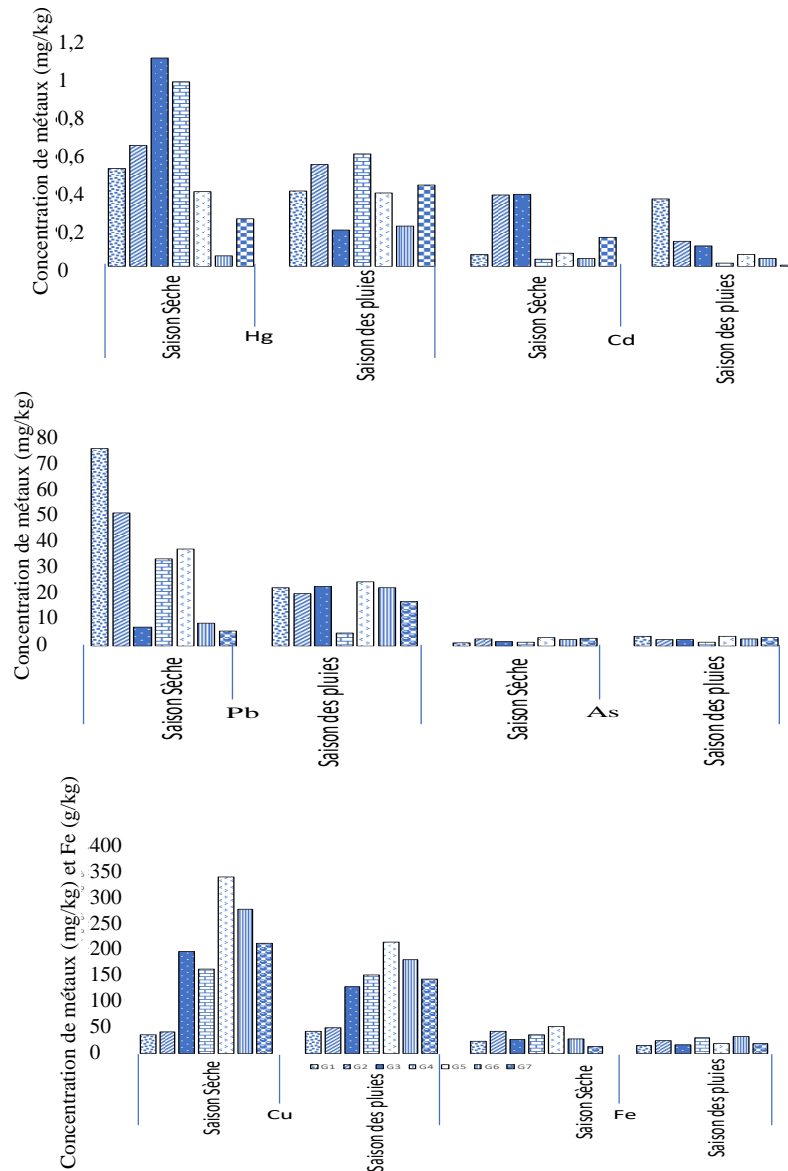


Figure 38 : Variation saisonnière des éléments traces métalliques dans les sédiments des stations (de G1 à G7) du lac Guessabo

**7.1.3.2. Dynamique spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les sédiments du lac Dohou**

Dans les sédiments du lac Dohou, la concentration en Hg évolue entre  $0,28 \pm 0,20 \mu\text{g/g}$  (station D4) et  $1,01 \pm 0,68 \mu\text{g/g}$  (station D6). S’agissant de la teneur en Pb, elle varie de  $7,09 \pm 3,33 \mu\text{g/g}$  (station D4) à  $25,62 \pm 12,83 \mu\text{g/g}$  (station D6). Pour la concentration en Cd, les teneurs enregistrées fluctuent de  $0,015 \pm 0,017 \mu\text{g/g}$  (station D1) à  $0,127 \pm 0,109 \mu\text{g/g}$  (station D6). Quant à l’As, sa concentration moyenne par station varie entre  $1,89 \pm 2,11 \mu\text{g/g}$  (station D2) et  $14,96 \pm 14,10 \mu\text{g/g}$  (station D4).

Pour ce qui est de la concentration en Fe dans ce lac, elle fluctue de  $23,52 \pm 7,75 \mu\text{g/g}$  (station D2) à  $30,15 \pm 8,25 \text{mg/g}$  (station D6). Concernant les valeurs en Cu (tableau XXXIX), elles varient entre  $5,83 \pm 9,58 \mu\text{g/g}$  (station D3) et  $17,96 \pm 18,46 \mu\text{g/g}$  (station D1). Pour la concentration en Mn, elle oscille entre  $164,45 \pm 104,24 \mu\text{g/g}$  (station D3) et  $251,21 \pm 59,02 \mu\text{g/g}$  (station D2). La concentration moyenne par station du Zn varie entre  $4,63 \pm 2,68 \mu\text{g/g}$  (station 2) et  $50,76 \pm 29,41 \mu\text{g/g}$  (station D3).

Les teneurs en Hg et en Zn les plus élevées sont observées pendant la saison sèche tandis qu'en saison des pluies, ce sont l'As, le Pb, le Cd, le Cu, le Mn et le Fe, qui présentent des valeurs élevées (figure 39). Au plan spatial, les stations D6 et D4 présentent généralement des teneurs élevées pour tous les éléments traces métalliques dans le lac Dohou (figure 39). L'aval du lac a enregistré la teneur la plus élevée en Cd ( $0,172 \pm 0,077 \mu\text{g/g}$ ), en As ( $39,42 \pm 13,31 \mu\text{g/g}$ ), en Zn ( $50,76 \pm 29,41 \mu\text{g/g}$ ), en Cu ( $50,76 \pm 10,84 \mu\text{g/g}$ ) et en Fe ( $48,69 \pm 47,81 \text{mg/g}$ ) du site d'étude. Quant à l'amont, il a enregistré la teneur la plus élevée en Mn ( $263,35 \pm 374,25 \mu\text{g/g}$ ). La moyenne des teneurs en métaux lourds dans les sédiments du site Dohou suit l'ordre décroissant suivant :  $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{As} > \text{Hg} > \text{Cd}$ .

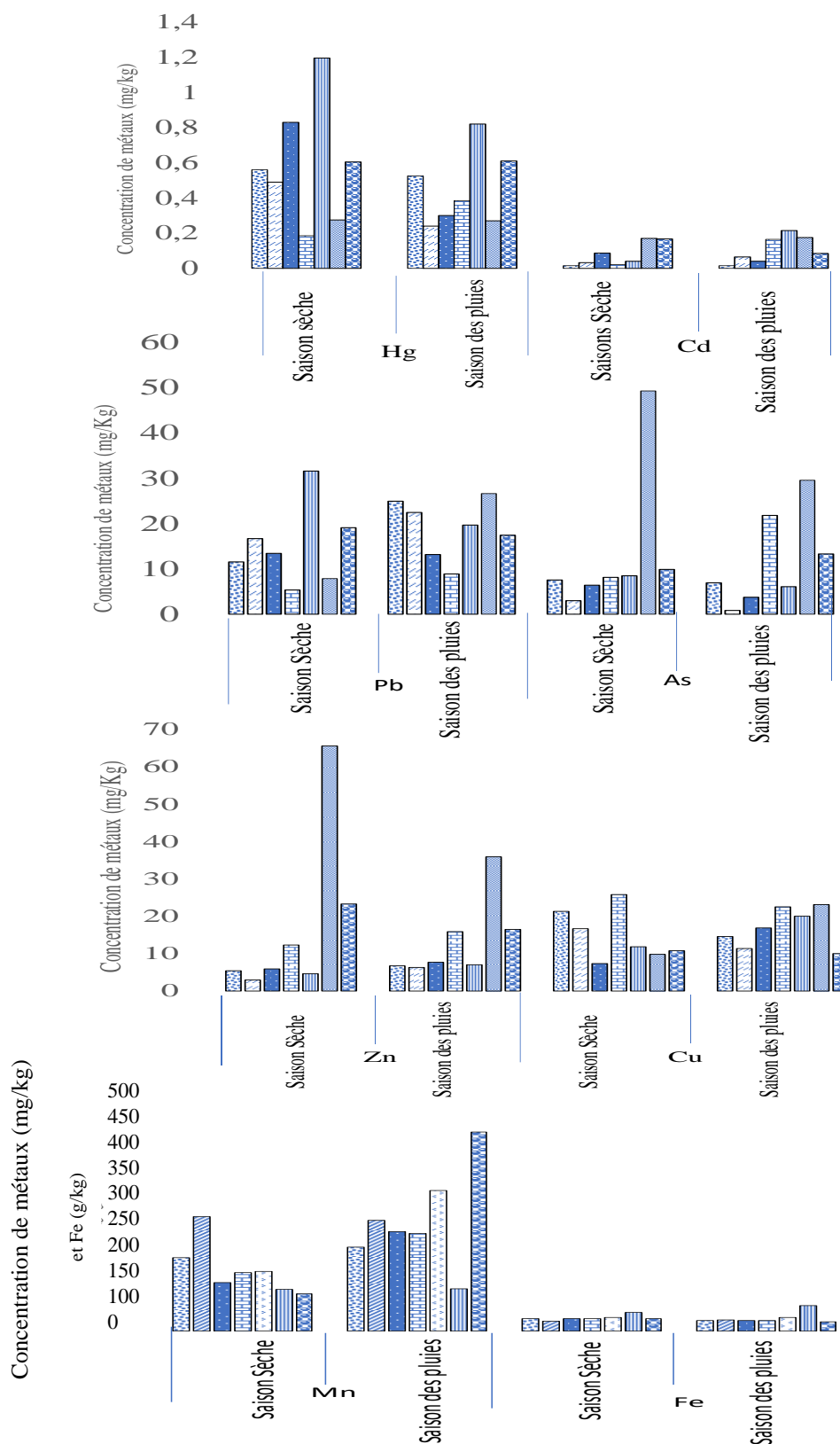


Figure 39 : Variation saisonnière des éléments traces métalliques dans les sédiments des stations (de D1 à D8) du lac Dohou

### 7.1.3.3. Différentes associations entre les éléments métalliques analysés dans les sédiments et les principaux processus déterminant leurs teneurs

Les figures 40 et 41 présentent l'ACP réalisée à partir des concentrations de métaux (Hg, Cd, As, Pb, Cu, Zn, Fe et Mn) mesurées dans les sédiments de toutes les stations du lac Guessabo. L'analyse montre que les trois axes principaux F1, F2 et F3 expriment respectivement 37,2 %, 24,3 % et 16,8 % de la variance. Le cercle de corrélation (F1-F2) révèle que les paramètres Zn, Pb et Cd sont fortement et positivement corrélés à l'axe 1 indiquant qu'ils sont issus de sources communes. En revanche, le Cu détaché des autres éléments analysés est négativement corrélé à cet axe. Le facteur F1 exprime donc l'origine anthropique notamment l'usage d'intrants agricoles dans la zone d'étude. L'As est positivement corrélé à l'axe 2 tandis que le Hg est négativement corrélé à cet axe.

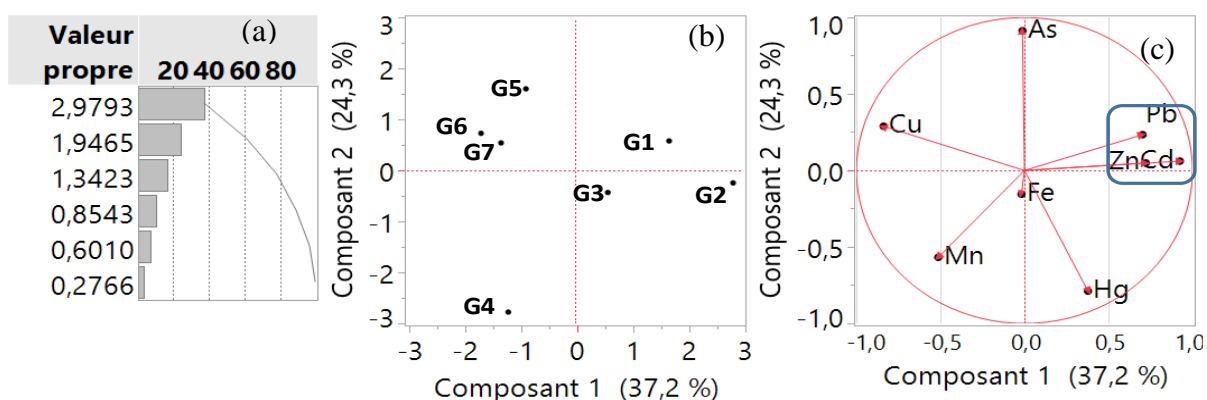


Figure 40 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Guessabo à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan (F1 et F2)

a : Graphe des valeurs propres de l'ACP; b : Carte factorielle des relevés ; c : Cercle de corrélation des variables dans le plan F1-F2

L'inertie du plan factoriel F1-F3 construite à partir des variables met en évidence le regroupement défini par le facteur F1 relevé dans le plan factoriel F1-F2. Cela confirme que le facteur F1 exprime la source anthropique de ces éléments. Le Fe est fortement corrélé à l'axe 3.

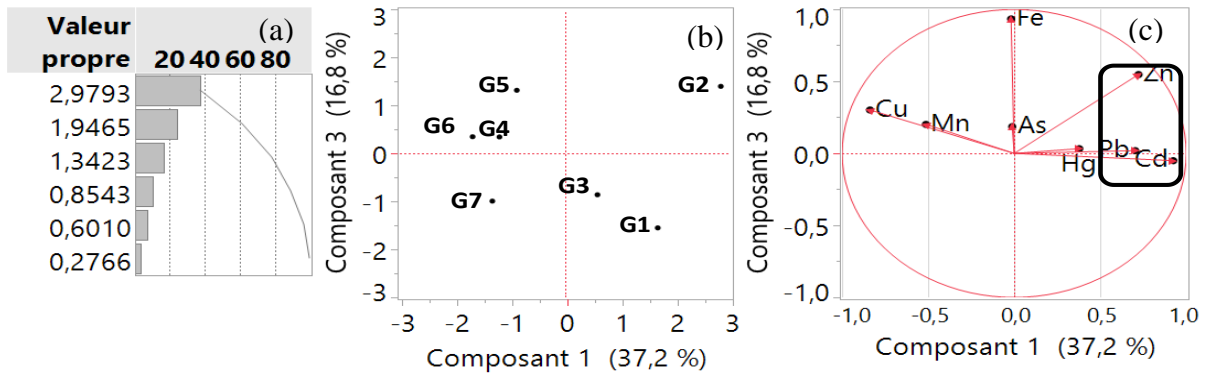


Figure 41 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Guessabo à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan F1-F3

a : Graphe des valeurs propres de l'ACP ; b : Carte factorielle des relevés ; c : Cercle de corrélation des variables dans le plan F1-F3

Dans le Dohou, les facteurs F1 et F2 expriment 79,5 % des informations contenues dans les données (figure 42). Le facteur F1 est défini par deux regroupements : à son extrémité droite (partie positive) l'on retrouve As, Cd, Fe et Zn. Dans ce groupe figure le Fe qui provient généralement de la roche mère. La présence du fer dans ce groupe montre leurs origines naturelles liées à la lithologie de la zone d'étude. L'autre extrémité est déterminée par le Mn. Le facteur F2 quant à lui est déterminé dans sa partie positive par le Hg et le Pb et dans sa partie négative par le Cu. Ces éléments caractérisés par ce facteur peuvent d'être liée soit à la dissolution des roches et soit à l'origine anthropique.

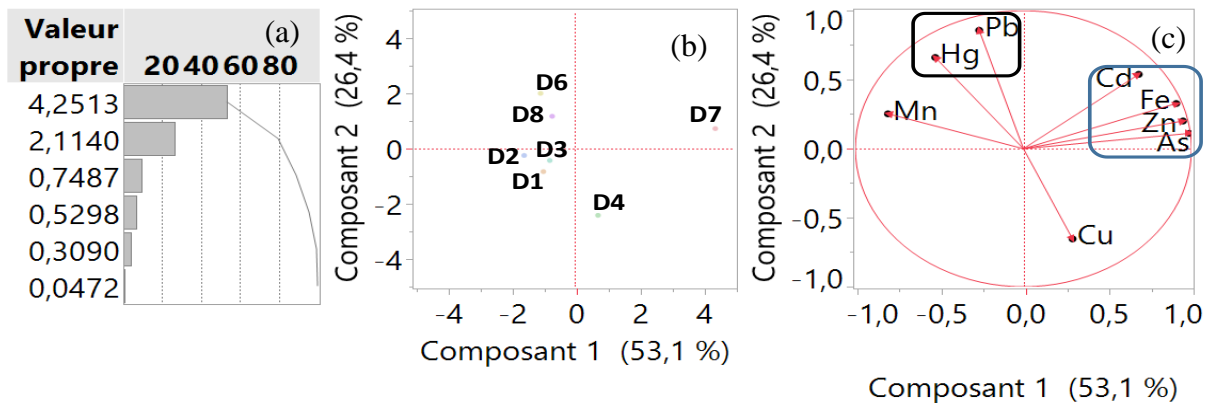


Figure 42 : Ordination des paramètres métalliques et des relevés des 7 stations du lac Dohou à partir d'une Analyse en Composantes Principales dans le plan (F1 et F2).

a : Graphe des valeurs propres de l'ACP ; b : Carte factorielle des relevés ; c : Cercle de corrélation des variables dans le plan F1-F2

La mise en relation des éléments traces et des stations d'échantillonnage à travers une ACP (figure 43) a permis de connaître l'importance de la contamination des sédiments par les différents éléments traces métalliques étudiés. Les résultats de la classification ascendante hiérarchique (figure 43) distinguent les stations en trois grandes classes statistiques.

Dans le lac Guessabo, le premier groupe A (stations G1, G2 et G3) est caractérisé par des fortes valeurs de Pb, de Cd et dans une moindre mesure de Zn et par des faibles valeurs de Cu et de Mn. Le second groupe B (station G4) est caractérisé par des fortes valeurs de Hg et de Mn et par de faibles valeurs de Cd, As et Zn. Le troisième groupe C (stations : G5, G6 et G7) est caractérisé par de faibles valeurs de Cd et par des valeurs élevées de Cu (figure 43a).

Dans le lac Dohou, le groupe A est composé de deux sous-groupes constitués des stations D1, D2, D3 et des stations D6 et D8 (figure 43b). Les stations D1; D2 et D3 sont situées proches de la digue, et les stations D6 et D8 sont situées respectivement à l'exutoire de la rivière Dohou dont le lac porte son nom et près des garages d'automobiles. Ce dernier sous- groupe est caractérisé par des valeurs élevées de Hg et Pb. Le second groupe B constitué de la station D4 situé près de l'unité de production d'aliments de volailles caractérisé par des valeurs élevées de Cu. Le troisième groupe C constitué de la station D7 est le déversoir de la station de traitement d'eau potable. Ce dernier est caractérisé par des valeurs élevées de As, Cd, Zn et Fe et de faibles valeurs des autres métaux.

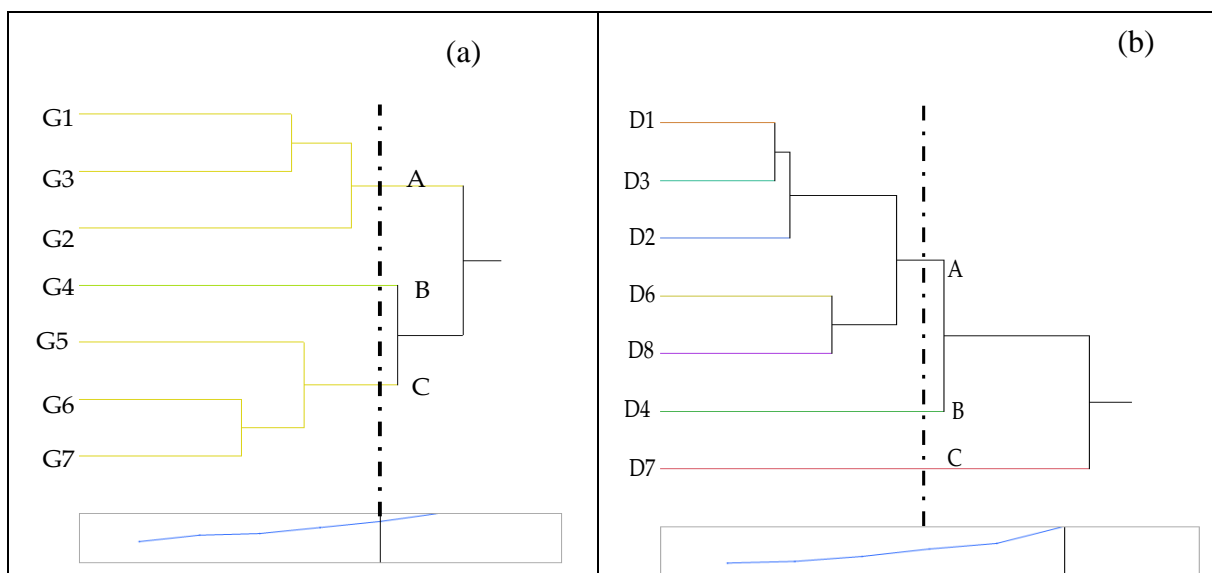


Figure 43 : Classification hiérarchique, à partir d'une analyse en composantes principales, des stations des lacs Guessabo(a) et Dohou (b) sur la base des concentrations totales des métaux lourds



**7.1.3.4. Estimation de l'intensité de la contamination des sédiments par les indices de pollution des ETMs**

**7.1.3.4.1. Facteur de Contamination (FC)**

Les facteurs de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (Fe, Cu, Zn, Mn, As, Pb, Cd et Hg) déterminés pour chacune des stations sont présentés dans le tableau XL.

Tableau XL : Valeurs du facteur de contamination des ETMs dans les sédiments des lacs Guessabo et Dohou

Milieux	Stations	Hg	Cd	Pb	As	Cu	Zn	Mn	Fe
Lac Guessabo	G1	8,84	2,18	2,82	1,27	2,75	0,15	0,04	0,62
	G2	10,84	2,65	2,04	1,34	3,18	0,88	0,08	1,09
	G3	11,91	2,54	0,87	1,04	11,41	0,28	0,04	0,7
	G4	14,46	0,7	1,1	0,7	11,02	0,11	0,15	1,06
	G5	7,26	0,3	1,77	1,73	19,47	0,27	0,05	1,15
	G6	2,5	0,45	0,9	1,27	16,1	0,17	0,1	0,97
	G7	6,26	0,85	0,66	1,54	12,49	0,19	0,12	0,51
Lac Dohou	D1	9,68	0,15	1,07	3,62	1,25	0,14	0,33	0,81
	D2	6,52	0,48	1,15	0,95	0,98	0,09	0,48	0,76
	D3	10,08	0,63	0,78	2,93	0,85	0,13	0,31	0,81
	D4	5,09	0,93	0,41	7,48	1,69	0,27	0,33	0,81
	D6	17,99	1,27	1,51	3,64	1,11	0,11	0,42	0,97
	D7	4,86	1,72	1,01	19,71	1,15	0,97	0,17	1,57
	D8	10,85	1,26	1,07	5,79	0,72	0,38	0,5	0,77

Les sédiments du lac Guessabo sont faiblement contaminés par le Mn, Fe et le Zn, avec des facteurs de contamination moyens (FC) respectifs de 0,08, 0,87 et 0,29. Pour ces éléments, la contamination des sédiments par station indique que 85,7 % ont une contamination faible et 14,28 %, une contamination modérée. Les sédiments du lac Guessabo sont modérément contaminés par le Pb, Cd et le As, avec des facteurs de contamination moyens (FC) respectifs de 1,45, 1,38 et 1,27. Pour ces éléments, la contamination des sédiments par station indique que 38,10 % ont une contamination faible et 61,90 %, une contamination modérée. Seulement le Hg et le Cu présentent une très forte contamination, indiquée par des valeurs moyennes du facteur de contamination respective de 8,82 et 10,92. Concernant ces éléments, la contamination des sédiments par station indique que 14,28 % ont une contamination modérée et 85,72 % ont une contamination variant de contamination considérable à de très forte contamination. En tenant compte de l'ensemble des échantillons de sédiments du lac Guessabo, 44,64 % ont une contamination faible, 32,14 % une contamination modérée, 1,78 % une contamination considérable, enfin 18,64 % ont une très forte contamination.

Dans le lac Dohou, les sédiments sont faiblement contaminés par le Cd, le Pb, Mn, Fe et le Zn, avec des FC moyens respectifs de 0,69, 0,98, 0,37, 0,84 et 0,14. Pour ces éléments, la contamination des sédiments par station indique que 84 % ont une contamination faible et 16 %, une contamination modérée. En amont, les sédiments sont faiblement contaminés par le Zn, Cu, Mn et Fe, avec des FC moyens respectifs de 0,38, 0,94, 0,50 et 0,77. Concernant l'aval, seulement le Zn et Mn ont présenté une contamination faible des sédiments. Les sédiments du lac Dohou sont modérément contaminés par le Cu, avec un facteur de contamination moyens (FC) de 1,17. En ce qui concerne l'amont, les sédiments sont modérément contaminés par le Pb, le Cd avec des FC moyens respectifs de 1,07 et 1,26. Les sédiments de l'aval sont modérément contaminés par le Fe, Pb, Cd et le Cu, avec des FC moyens respectifs de 1,57, 1,01, 1,72 et 1,15. Les sédiments du site Dohou ont une contamination moyenne variant de contamination considérable à très forte contamination pour les éléments As et Hg (3,64 et 9,87, respectivement). Considérant l'ensemble des échantillons de sédiments du lac Dohou, 60 % ont une contamination faible, 17,5 % ont une contamination modérée, 10 % ont une contamination considérable, enfin 12,5 % ont une très forte contamination. En amont, sur l'ensemble des échantillons de sédiments 50 % ont une contamination faible, 25 % ont une contamination modérée, 12,5 % une contamination considérable et 12,5 % ont une très forte contamination. Et en aval dans le même ordre de contamination, les échantillons de sédiments ont une contamination de 37,5 % (contamination faible), 37,5 % (contamination modérée), 12,5 % (contamination considérable) et 12,5 % (très forte contamination).

**7.1.3.4.2. Indice de charge polluante**

Les valeurs de l'indice de charge polluante est présentés dans le tableau XLI.

Tableau XLI : Valeurs moyennes de l'indice de charge polluante des sédiments par station dans les lacs Dohou et Guessabo

Milieux	Stations	PLI
Lac Guessabo	G1	0,96
	G2	1,45
	G3	1,1
	G4	0,94
	G5	1,23
	G6	0,87
	G7	0,97
	Moyenne	1,08
Lac Dohou	D1	0,83
	D2	0,76
	D3	0,88
	D4	1,08
	D6	1,26
	Moyenne	0,96
Aval	D7	1,64
Amont	D8	1,32

Dans le lac Guessabo, les stations G2, G3 et G5 ont des valeurs d'indice de charge polluante (PLI) supérieures à 1. Sur le site Dohou, les stations D4, D6, D7 et D8 ont également des valeurs d'indice de charge polluante supérieures à 1, indiquant une détérioration progressive de ces zones dans les lacs. Sur l'ensemble de ces échantillons de sédiments, l'indice PLI du lac Guessabo est supérieure à 1 et celui du lac Dohou reste environ égale à l'unité, indiquant que les métaux sont présents aux concentrations de référence. En revanche en amont et en aval du lac, les valeurs d'indice de charge polluante sont supérieures à 1, indiquant une détérioration progressive de ces points.

**7.1.3.4.3. Facteurs d'enrichissement (FE) et indices de pollution sédimentaires (IPS)**

Le tableau XLII montre les valeurs moyennes du facteur d'enrichissement (FE) et de l'indice de pollution sédimentaire des éléments traces dans les sédiments des stations des lacs Guessabo et Dohou.

Tableau XLII: Récapitulatif des valeurs moyennes du facteur d'enrichissement et d'indice de pollution sédimentaire (IPS) par station mesurés dans les lacs Guessabo et Dohou

Milieux d'étude	Stations	FE							IPS
		Mn	Cu	Zn	Pb	As	Cd	Hg	
Lac Guessabo	G1	0,06	2,52	0,17	4,49	2,02	3,49	13,50	7,74
	G2	0,07	1,67	0,58	1,86	1,22	2,42	9,91	5,53
	G3	0,05	9,36	0,30	1,25	1,50	3,63	17,00	9,37
	G4	0,12	5,95	0,07	1,04	0,66	0,28	13,59	6,50
	G5	0,04	9,74	0,17	1,54	1,50	0,61	6,31	3,64
	G6	0,09	9,50	0,13	0,92	1,30	0,48	2,56	1,84
	G7	0,21	14,13	0,27	1,30	3,03	1,67	12,37	7,02
	Moyenne	0,09	7,55	0,24	1,77	1,60	1,79	10,75	5,95
Lac Dohou	D1	0,40	1,25	0,14	1,31	4,43	0,18	11,88	5,95
	D2	0,63	0,98	0,11	1,51	1,24	0,64	8,56	4,28
	D3	0,38	0,85	0,16	0,96	3,12	0,78	12,45	6,23
	D4	0,40	1,65	0,33	0,51	9,15	1,14	6,23	4,25
	D6	0,43	1,11	0,11	1,54	3,72	1,30	18,43	9,16
	Moyenne	0,45	1,42	0,17	1,17	4,33	0,80	11,51	5,97
Aval	D7	0,11	1,15	0,62	0,64	12,5	1,09	3,08	3,18
Amont	D8	0,65	0,72	0,50	1,39	7,50	1,63	14,06	7,74

Les résultats montrent une absence d'enrichissement des sédiments en Mn et en Zn à toutes les stations par ces métaux ( $FE < 1$ ) dans les deux cours d'eau. Ils montrent que ces éléments sont principalement d'origine terrigène. Pour le Pb et le Cd l'enrichissement varie d'aucun enrichissement à l'enrichissement modéré pour les sédiments ( $1 > FE < 5$ ) des deux sites. Toutes les stations présentent un enrichissement modéré à un enrichissement sévère pour le mercure Hg ( $3 < FE < 20$ ) au niveau des sédiments des cours d'eau. Le Cu connaît aucun enrichissement à un enrichissement mineur au niveau des sédiments du site Dohou ( $1 > FE < 3$ ). Dans le lac Guessabo, le Cu connaît un enrichissement mineur à modérément sévère ( $1 < FE < 20$ ) au niveau des sédiments. Toutes les stations présentent un enrichissement mineur à modérément sévère pour l'As ( $1 > FE < 10$ ) au niveau des sédiments. Les stations G1, G3, G4, G7, D1, D3, D6 et D8 présentent les valeurs de facteurs d'enrichissement, les plus élevées (modérément sévères) pour le mercure. Ces résultats indiquent qu'il est fortement enrichi et que l'origine de cet enrichissement est principalement anthropique. L'IPS compris entre 1,86 et 9,37 montre que les sédiments sont moyennement pollués.

#### 7.1.3.4.4. Indice de géoaccumulation (I<sub>geo</sub>)

Les résultats de l'indice de géoaccumulation sont consignés dans le tableau XLIII

Tableau XLIII : Récapitulatif des indices de géo-accumulation des éléments métalliques dans les sédiments des lacs Guessabo et Dohou

		Indices de géoaccumulation							
	Stations	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	As	Cd	Hg
Lac Guessabo	G1	-1,26	-5,21	0,87	-3,29	0,91	-0,24	0,51	2,49
	G2	-0,45	-4,17	1,08	-0,76	0,45	-0,16	0,79	2,85
	G3	-1,09	-5,33	2,92	-2,38	-0,77	-0,51	0,73	2,99
	G4	-0,49	-3,35	2,87	-3,75	-0,43	-1,08	-2,35	3,26
	G5	-0,38	-4,78	3,69	-2,46	0,24	0,20	-1,13	2,27
	G6	-0,62	-3,95	3,42	-3,09	-0,73	-0,23	-1,76	0,74
	G7	-1,56	-3,68	3,05	-2,48	1,17	0,04	-0,84	2,07
	Moyenne	-0,84	-4,35	2,56	-2,60	-0,22	-0,28	-0,58	2,38
Lac Dohou	D1	-0,88	-2,18	-0,26	-3,67	-0,48	1,27	-3,32	2,69
	D2	-0,98	-1,65	-0,61	-4,07	-0,38	-0,66	-1,62	2,12
	D3	-0,88	-2,26	-0,82	-3,52	-0,94	0,75	-1,24	2,75
	D4	-0,87	-2,18	-0,17	-2,46	-1,84	2,32	-0,70	1,76
	D6	-0,62	-1,82	-0,43	-3,71	-0,01	1,28	-0,23	3,58
	Moyenne	-0,85	-2,02	-0,39	-3,50	-0,73	0,99	-1,42	2,58
Aval	D7	-0,07	-3,09	-0,38	-0,62	-0,56	3,72	0,20	1,70
Amont	D8	-0,96	-1,58	-1,04	-1,97	-0,48	1,95	-0,25	2,85

Les indices de géoaccumulation du Fe, du Mn et du Zn sont tous inférieurs à zéro à toutes les stations avec des valeurs moyennes respectives de - 0,84, - 4,35 et -2,60 montrant que les sédiments du lac Guessabo ne sont pas pollués par ces ETMs. Les métaux non essentiels comme le As, Cd et Pb ont des indices de géoaccumulation moyens inférieurs à zéro. Cependant, les indices de géoaccumulation du Cu et du Hg sont supérieurs à zéro à toutes les stations avec des valeurs moyennes respectivement de 2,56 et 2,38. Les sédiments sont modérément à sévèrement pollués par le Hg et Cu dans le lac de Guessabo. Les moyennes annuelles permettent de classer les stations selon l'ordre décroissant de pollution suivant : G2 > G7 > G5 > G3 > G1 > G4 > G6.

Sur le lac Dohou, les indices de géoaccumulation du Fe, du Mn, du Zn, du Cu, du Pb et du Cd sont tous inférieurs à zéro à toutes les stations avec des valeurs moyennes respectives de - 0,85, - 2,02, -3,50, -0,39, -0,73 et -1,42 illustrant que les sédiments du lac Dohou ne sont pas pollués par ces ETMs. Les indices de géoaccumulation moyens du As et Hg sont supérieurs à zéro presque à toutes les stations avec des valeurs moyennes respectives de 0,99 et de 2,58. Ces métaux polluent les sédiments du lac Dohou modérément à sévèrement. L'amont et l'aval sont également pollués par les mêmes éléments traces. L'ordre décroissant de pollution sur le site Dohou est le suivant: D7 > D8 > D6 > D4 > D3 > D1 > D2.

**7.1.3.4.5. Indices du risque écologique individuel ( $E_r^i$ ) et du risque écologique potentiel (RI)**

Les résultats des indices de risque écologique individuel ( $E_r^i$ ) et du risque écologique potentiel (RI) calculés sont consignés dans le tableau XLIV.

Tableau XLIV : Récapitulatif des indices du risque écologique individuel ( $E_r^i$ ) et du risque écologique potentiel (RI) des sédiments des lacs Guessabo et Dohou

Stations	Indices du risque écologique individuel ( $E_r^i$ )						Risque écologique potentiel (RI)
	Hg	Cd	As	Pb	Cu	Zn	
G1	9,48	59,66	12,67	12,61	2,38	0,08	96,88
G2	121,5	72,27	13,38	9,15	2,75	0,48	219,53
G3	133,5	69,47	10,52	3,95	9,89	0,15	227,48
G4	162	8,18	7,06	4,96	9,55	0,06	191,81
G5	81,3	19,09	17,30	7,94	16,87	0,14	142,64
G6	28	12,27	12,75	4,04	13,95	0,09	71,10
G7	70,5	23,18	15,45	2,97	10,82	0,1	123,02
Moyenne	86,6	37,73	12,73	6,52	9,46	0,15	153,19
D1	108,5	4,09	44,36	4,79	1,08	0,06	162,88
D2	73	13,29	12,43	5,15	0,85	0,05	104,77
D3	113	17,25	31,22	3,50	0,73	0,42	166,12
D4	57	25,36	91,55	1,86	1,46	0,14	177,37
D6	201,5	34,77	37,27	6,74	0,53	0,96	281,77
Moyenne	110,6	13,88	43,36	4,40	0,93	0,32	173,49
D7	54,5	47,04	125,05	4,53	0,99	0,53	232,64
D8	121,5	34,36	75,13	4,80	0,63	0,20	236,62

Dans les sédiments du lac Guessabo, l'indice du risque écologique lié aux Hg varie de  $E_r^{Hg} = 9,48$  (station G1) à  $E_r^{Hg} = 162$  (station G4), avec une moyenne de  $E_r^{Hg} = 86,6$ . L'indice du risque écologique lié aux Cd varie de  $E_r^{Cd} = 8,18$  (station G4) à  $E_r^{Cd} = 72,27$  (station G2), avec une moyenne de  $E_r^{Cd} = 37,7$ . L'indice du risque écologique lié aux Pb varie de  $E_r^{Pb} = 2,97$  (station G7) à  $E_r^{Pb} = 12,61$  (station G1), avec une moyenne de  $E_r^{Pb} = 6,52$ . L'indice du risque écologique liés à As varie de  $E_r^{As} = 7,06$  (station G4) à  $E_r^{As} = 17,30$  (station G5), avec une moyenne de  $E_r^{As} = 12,72$ . Quant à l'indice écologique du risque lié aux Cu, il fluctue entre  $E_r^{Cu} = 2,38$  (station G1) et  $E_r^{Cu} = 16,87$  (station G5), avec une de moyenne de  $E_r^{Cu} = 9,46$  et celui du Zn s'étend de  $E_r^{Zn} = 0,06$  (station G4) à  $E_r^{Zn} = 0,48$  (station G2), avec une moyenne de  $E_r^{Zn} = 0,1$ .

Le risque écologique moyen lié aux Cd, As, Pb, Cu et Zn est largement inférieur à 40 traduisant un risque bas en référence à ces métaux. Sur l'ensemble des échantillons de sédiments du lac Guessabo analysés, le résultat présente un indice du risque écologique potentiel (RI = 153,19) modéré.

Dans les sédiments du lac Dohou, l'indice du risque écologique lié aux Hg varie de  $E_r^{Hg} = 57$  (Station D4) à  $E_r^{Hg} = 201,5$  (station D6), avec une moyenne de  $E_r^{Hg} = 110,6$ . L'indice du risque écologique lié aux Cd varie de  $E_r^{Cd} = 4,09$  (Station D1) à  $E_r^{Cd} = 34,77$  (station D6), avec une moyenne de  $E_r^{Cd} = 13,88$ . L'indice du risque écologique lié aux Pb varie de  $E_r^{Pb} = 1,86$  (station D4) à  $E_r^{Pb} = 6,74$  (station D6), avec une moyenne de  $E_r^{Pb} = 4,40$ . L'indice du risque écologique lié à As varie de  $E_r^{As} = 12,43$  (station D2) à  $E_r^{As} = 91,55$  (station D4), avec une moyenne de  $E_r^{As} = 43,36$ . Quant à l'indice écologique du risque lié aux Cu, il fluctue entre  $E_r^{Cu} = 0,53$  (station D6) et  $E_r^{Cu} = 1,46$  (station D4), avec une de moyenne de  $E_r^{Cu} = 0,93$  et celui de Zn s'étend de  $E_r^{Zn} = 0,05$  (station D2) à  $E_r^{Zn} = 0,96$  (station D6), avec une moyenne de  $E_r^{Zn} = 0,32$ . Le risque écologique moyen lié aux Cd, Pb, Cu et Zn est largement inférieur à 40 traduisant un risque bas en référence à ces métaux. Sur l'ensemble des échantillons de sédiments du lac Dohou analysés, le résultat montre un indice du risque écologique potentiel (RI = 173,49) modéré.

En aval et en amont du lac Dohou, l'indice de risque écologique lié aux Pb, Cu et Zn est inférieur à 40. En revanche, l'indice de risque écologique lié aux Hg et Cd est supérieur à 40 à l'aval. L'indice de risque lié aux Hg est également supérieur à 40. L'indice du risque écologique potentiel (RI = 232,64) à l'aval et celui de l'amont (RI = 236,62) indique une pollution modérée des sédiments en ces stations.

## **7.2. Niveau de contamination des eaux et des poissons des lacs par les résidus de pesticides**

### **7.2.1. Contamination des eaux des lacs par les résidus de pesticides**

#### **7.2.1.1. Distribution spatiale et temporelle des résidus de pesticides dans les lacs**

Les concentrations en résidus de pesticides dans les eaux des lacs Dohou et Guessabo obtenues au niveau des deux sites sur les quatre campagnes présentent une grande variabilité entre les points de prélèvement au sein d'un même site ou entre les sites. Cette variabilité est illustrée par la figure 44 qui présente les concentrations en résidus de pesticides totaux des différents

points de prélèvement par site et par période d'échantillonnage. On note des profils de concentration très différents entre les points de prélèvement d'eau au niveau des sites étudiés. Cette grande variabilité des teneurs en résidus de matière active a comme conséquence des résultats aléatoires d'un suivi basé sur les concentrations au niveau des points de prélèvement individuels. Cette raison explique notre choix de travailler avec les teneurs moyennes. Ainsi, les résultats présentés sur les figures suivantes correspondent à des moyennes de concentrations sur l'ensemble des points de prélèvement.

Dans le lac Guessabo, les prélèvements du mois de mars ont enregistré la teneur la plus élevée en résidus de pesticides totaux (figure 44a), soit 100 % des 7 échantillons d'eau analysés présentaient des teneurs en résidus de pesticides supérieures à la norme des groupes A1 et A2 (0,5 µg/L) et du groupe A3 (5 µg/L) de l'union européenne. En revanche, ceux du mois de juin ont enregistré des teneurs en résidus de pesticides par station la plus faible (figure 44a), soit 100 % des 7 échantillons d'eau analysés présentaient des teneurs en résidus de pesticides supérieures à la norme des groupes A1 et A2 de l'union européenne contre 57,14 % pour le groupe A3. Dans l'ensemble, 85,71 % des 28 échantillons d'eau analysés présentaient des teneurs en résidus de pesticides supérieures à la norme du groupe A3 contre 100 % pour les groupes A1 et A2. Les stations G1, G6 et G7 ont enregistré les teneurs en résidus de pesticides totaux les plus faibles de la période d'étude (figure 44c). Les profils de contaminations en pesticides dans les eaux du lac Guessabo peuvent être hiérarchisés de la manière suivante : G2 > G4 > G3 ≈ G5 > G1 ≈ G6 > G7.

Concernant le lac Dohou, les prélèvements des mois de mars et de septembre ont enregistré les teneurs en résidus de pesticides totaux les plus élevées (figure 44b), soit 100 % des échantillons d'eau analysés présentaient des teneurs en résidus de pesticides supérieures à la norme des groupes A1 et A2 de l'union européenne (0,5 µg/L) contre 85,71 % pour la norme du groupe A3. Les prélèvements du mois de novembre ont enregistré les teneurs en résidus de pesticides par station la plus faible (figure 44b). Toutefois, ces teneurs restent supérieures aux normes des groupes A1, A2 et A3. Dans l'ensemble, 84,14 % des 28 échantillons d'eau analysés présentent des teneurs en résidus de pesticides supérieures à la norme du groupe A3 contre 96,43 % pour les groupes A1 et A2. Aucune tendance claire ne se dégage quant à leur évolution spatiale. Néanmoins, les stations 4 et 7 enregistrent les teneurs les plus faibles de la période d'étude (figure 44c). Les niveaux de contamination en résidus de pesticides totaux des eaux des sites étudiés sont représentés sur la figure 44d. Le site de Guessabo présente un niveau de



contamination significativement plus élevée par rapport au site Dohou ( $p < 0,05$ ). Cette moyenne est de 39,25  $\mu\text{g/L}$  dans les eaux du lac Guessabo et de 22,08  $\mu\text{g/L}$  dans le Dohou (figure 44d).

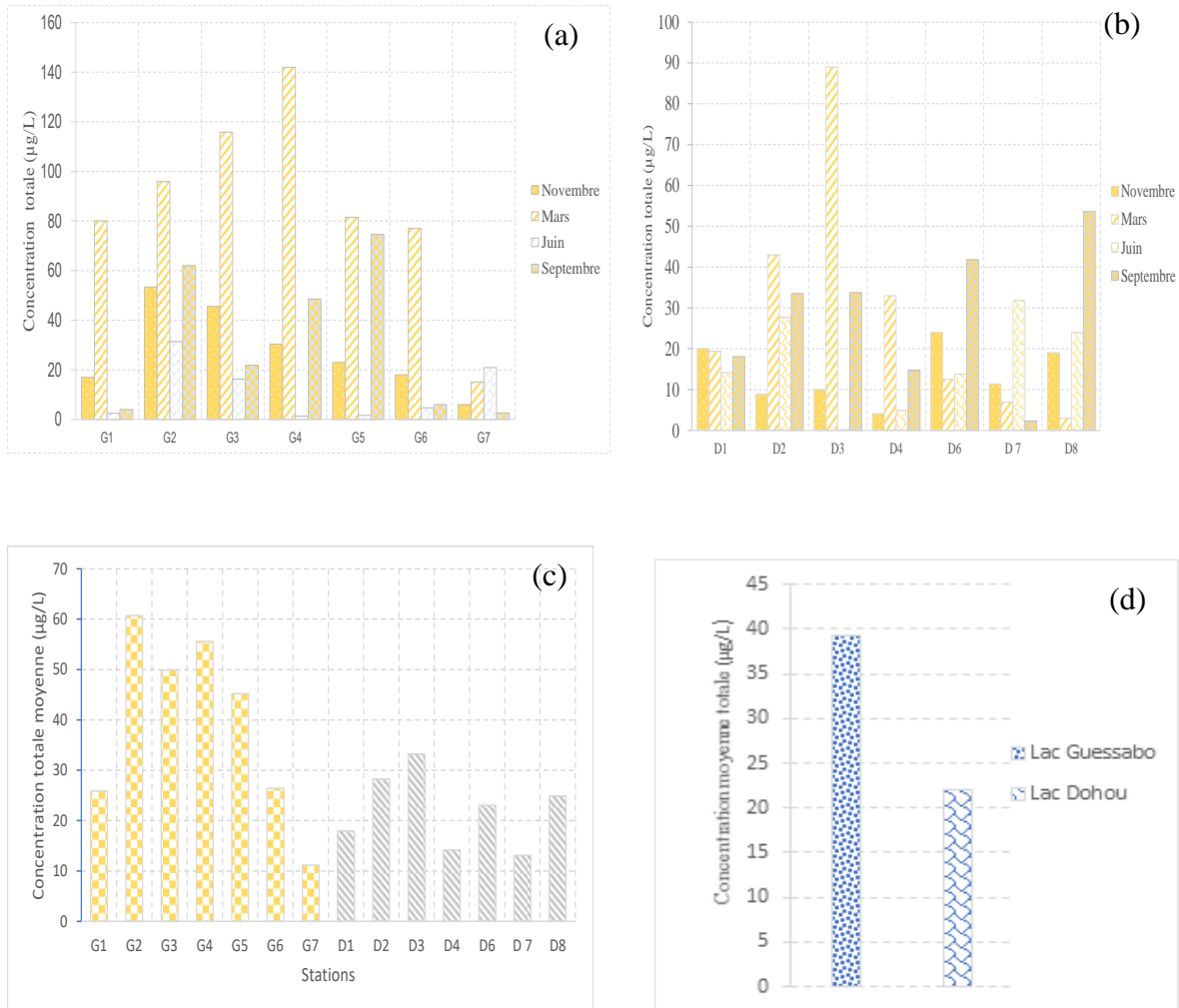


Figure 44 : Concentrations en résidus de pesticides totaux des points de prélèvement d'eau par site et par campagne

### 7.2.1.2. Teneurs moyennes en pesticides par famille chimique

Les concentrations moyennes en résidus de pesticides des différentes familles chimiques dans les eaux au niveau de chaque site sont représentées sur la figure 45.

Les profils de concentrations obtenus pour les deux sites sont presque similaires, la classification des familles chimiques selon l'ordre des teneurs croissantes est la suivante : carbamates > triazines > urées substituées > organophosphorés > chloroacétamides sauf au niveau de Guessabo où la teneur en chloroacétamides est légèrement plus élevée que celles des organophosphorés. Les concentrations les plus élevées en résidus de pesticides carbamates et triazines ont été retrouvées au niveau du site Guessabo. Dans le lac Guessabo, les moyennes

respectives d'organophosphorés, de triazines et métabolites, d'urées substituées, de carbamates et de chloroacétamides sont de 0,55, 1,85, 1,48, 13,06 et 0,93 µg/L. Ces moyennes sont de 0,83, 1,78, 1,67, 4,17 et 0,58 µg/L dans le lac Dohou.

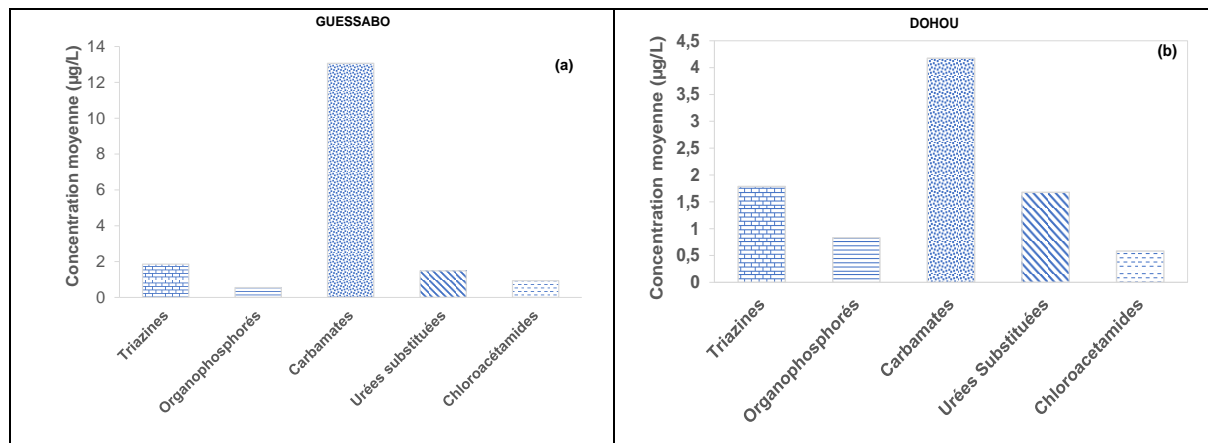


Figure 45 : Concentrations moyennes par famille chimique dans les eaux des lacs Guessabo (a) et Dohou (b)

### 7.2.1.3. Teneurs moyennes en pesticides par famille chimique en fonction des saisons

Les résultats montrent des profils de concentration saisonniers différents. Parmi les cinq familles chimiques étudiés, quatre (triazines, urées substituées, organophosphorés et chloroacétamides) suivent en général les mêmes variations saisonnières au sein d'un même plan d'eau, sauf les carbamates qui ont une évolution différente dans le lac Dohou (figure 46a et figure 46b).

Au niveau du site Guessabo, les teneurs moyennes sont plus élevées en saison sèche qu'en saison des pluies (figure 46a). Tandis que sur le site Dohou, les teneurs moyennes sont plus élevées en saison pluvieuse qu'en saison sèche sauf pour les carbamates où les concentrations étaient plus élevées en saison sèche (figure 46b).

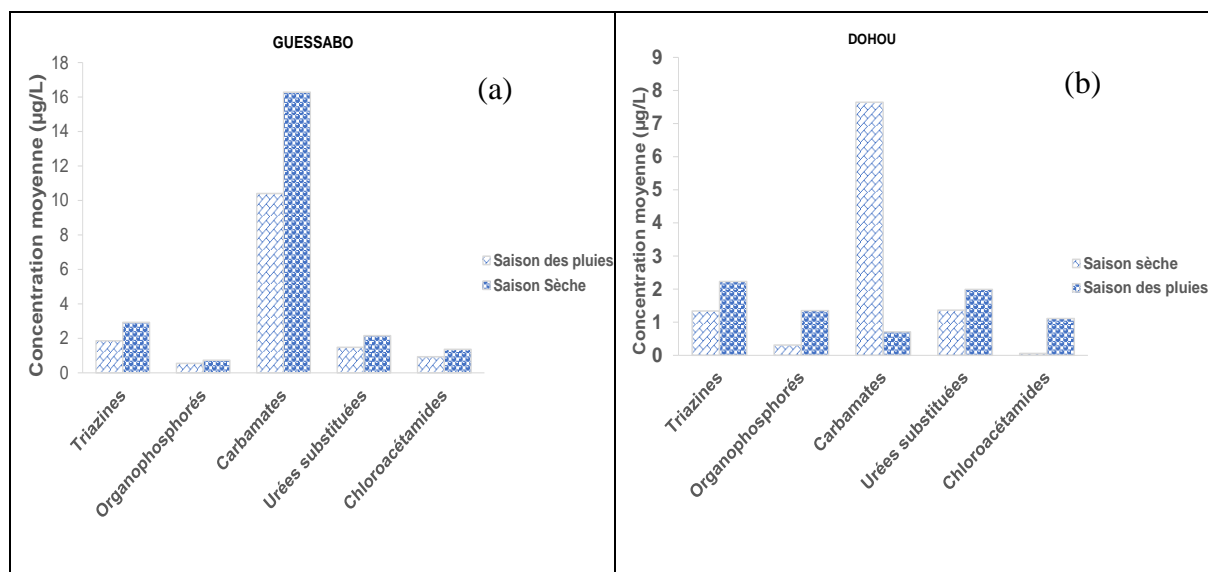


Figure 46 : Concentrations moyennes par famille chimique en fonction des saisons dans les eaux des lacs Guessabo (a) et Dohou (b)

#### 7.2.1.4. Teneurs moyennes par matière active individuelle dans les eaux des lacs Guessabo et Dohou.

Les pesticides et produits de dégradation représentés dans cette partie sont ceux déterminés avec au moins une fréquence annuelle de 10 %. Le nombre de matières actives quantifiées varie d'un site à l'autre (figure 47). En effet, 22 et 16 molécules sont respectivement quantifiées dans les eaux des sites de Guessabo et Dohou (figure 47a-47b). Ces matières actives présentent des fréquences de détection plus ou moins variables en fonction du site permettant de les distinguer en différents groupes. Le premier groupe correspond aux pesticides retrouvés le plus fréquemment (fréquences de détection > 30 %) sur les deux sites avec des concentrations moyennes relativement élevées. Il est constitué de l'aldicarbe, de la simazine et du métoxuron qui sont responsables en grande partie des dépassements constatés (fréquences de dépassement > 20 %). Pour ces trois molécules, les teneurs moyennes enregistrées à Guessabo sont plus élevées que celles retrouvées sur le site de Dohou. Le deuxième groupe de matières actives est constitué de désisopropylatrazine, de monolinuron et de parathion-méthyl. Il est caractérisé par des fréquences de détection relativement élevées sur les deux sites et des concentrations moyennes et fréquences de dépassement plutôt faibles. Le troisième groupe est constitué par les molécules retrouvées sur les deux sites avec des fréquences de détection relativement faibles et qui présentent en général de faibles concentrations. Dans ce groupe, figurent le chlorfenvinphos, le métazachlore et le métamitron. Certaines molécules ne sont retrouvées

seulement qu'au niveau du site Guessabo (méthabenzthiazuron, isoproturon, chlortoluron, métobromuron, terbuthylazine, atrazine, propazine, cyanazine et crimidine) et d'autre uniquement au niveau du site Dohou (parathion-ethyl, vinchlozoline, déséthylatrazine) avec des fréquences de détection relativement faibles et qui présentent des concentrations plus ou moins élevées. Les molécules retrouvées sporadiquement pendant la période de l'étude avec une fréquence < 10 % dans le lac Guessabo sont le Prométryne, chlorprophame, terbutryne et monuron. Celles détectées dans cette marge de fréquence au niveau du site Dohou sont le diuron, le fénuron et le Chlorprophame.

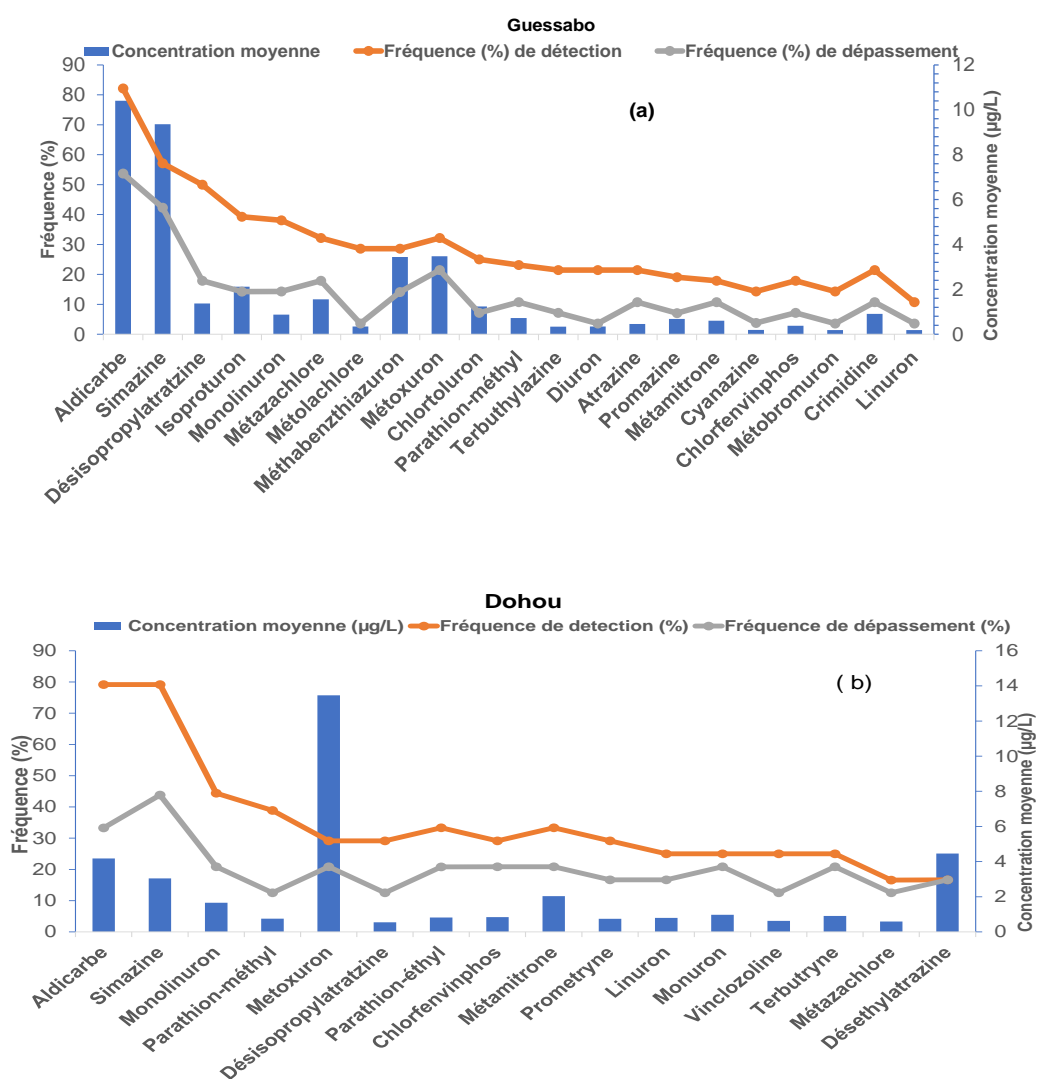


Figure 47 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux des lacs Guessabo (a) et Dohou (b)

7.2.1.5. Variations saisonnières des teneurs en résidus de pesticides dans les eaux du lac Guessabo.

La figure 48 présente respectivement les concentrations moyennes et les fréquences de détection des matières actives retrouvées dans les eaux du lac Guessabo durant les saisons sèche et pluvieuse. La majorité des matières actives est détectée avec des concentrations et des fréquences de dépassement plus élevées en saison sèche (figure 48a) qu'en saison des pluies excepté le monolinuron, métolachlore, méthabenzthiazuron et le propazine (figure 48b). Des profils saisonniers identiques ont été obtenus sur les deux saisons avec un même nombre de molécules détectées.



Figure 48 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux du lac Guessabo en fonction des saisons

7.2.1.6. Variations saisonnières des teneurs en résidus de pesticides dans les eaux du lac Dohou.

La figure 49 présente respectivement les concentrations moyennes et les fréquences de détection des matières actives retrouvées dans les eaux du lac Dohou durant les saisons sèche et pluvieuse.

Les matières actives sont détectées majoritairement avec des concentrations et des fréquences de dépassement plus élevées en saison des pluies qu'en saison sèche exception faite pour la simazine, l'aldicarbe et le métoxuron (figure 49a- 49b). Des profils saisonniers légèrement identiques sont obtenus sur les deux saisons avec un nombre de molécules détectées légèrement différent. En effet, les résidus appartenant à 16 molécules différentes ont été retrouvés en saison sèche contre 17 en saison des pluies.

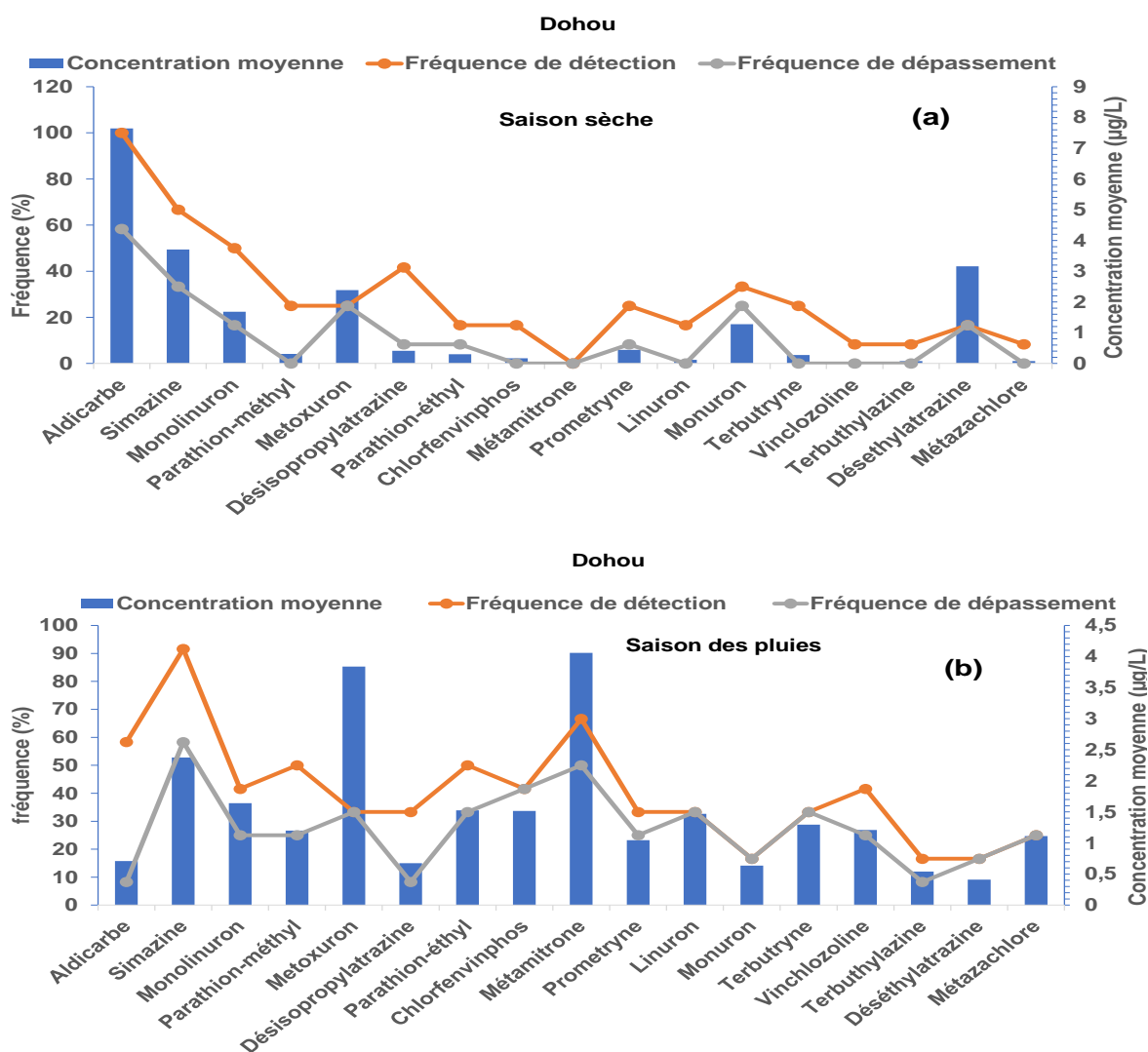


Figure 49 : Concentrations moyennes et fréquences de détection et de dépassement des matières actives dans les eaux du lac Dohou en fonction des saisons

7.2.1.7. Niveau de contamination des eaux lacustres par les pesticides par familles chimiques.

7.2.1.7.1. Famille des triazines et métabolites

Les paramètres statistiques des triazines et métabolites sont consignés dans le tableau XLV.

Tableau XLV : Valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), plage et pourcentage de détection des pesticides triazine et métabolites déterminés dans des échantillons d'eau ( $n = 28$ )

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Atrazine	H	Moyenne	0,46	-
		Min-Max	< LD- 4,04	-
		% de détection	21,42	-
Cyanazine	H	Moyenne	0,42	-
		Min-Max	< LD-3,9	-
		% de détection	14,28	-
Déisopropylatrazine	H	Moyenne	1,37	0,53
		Min-Max	< LD-11	< LD-3
		% de détection	50	29,16
Déséthylatrazine	H	Moyenne	-	4,45
		Min-Max	-	< LD-30,4
		% de détection	-	16,67
Métamitron	H	Moyenne	0,6	2,03
		Min-Max	< LD-7,85	< LD-14
		% de détection	17,87	33,3
Propazine	H	Moyenne	0,68	-
		Min-Max	< LD-6,6	-
		% de détection	19,04	-
Prométryne	H	Moyenne	-	0,74
		Min-Max	-	< LD-5
		% de détection	-	29,16
Terbutryne	H	Moyenne	-	0,90
		Min-Max	-	< LD-4,85
		% de détection	-	25
Simazine	H	Moyenne	9,36	3,04
		Min-Max	< LD-73,7	< LD-18,2
		% de détection	57,14	79,19

< LD- inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. H = herbicide

Les triazines et métabolites sont détectés dans l'ordre du pourcentage de détection suivant : la simazine (57,17 %), le déisopropylatrazine (50 %), l'atrazine (21,42 %), le propazine (19,04 %), métamitron (17,87 %) et cyanazine (14,28 %) dans le lac Guessabo. Les plus grandes teneurs en triazine et métabolites reviennent à la simazine (9,36  $\mu\text{g/L}$ ), suivi du déisopropylatrazine (1,37  $\mu\text{g/L}$ ) et puis du propazine et du métamitron de concentration respective 0,68  $\mu\text{g/L}$  et 0,6  $\mu\text{g/L}$  dans les eaux du lac Guessabo. Les plus basses concentrations correspondent à celles de l'atrazine (0,46  $\mu\text{g/L}$ ) et de la cyanazine (0,42  $\mu\text{g/L}$ ).

Au niveau du lac Dohou, l'ordre du pourcentage de détections est le suivant : la simazine (79,19%), le métamitron (33,33 %), le déisopropylatrazine et le prométryne (29,16 %),

terbutryne (25 %) et déséthylatrazine (16,67 %). Les concentrations les plus élevées sont pour le déséthylatrazine (4,45 µg/L), suivi de la simazine (3,04 µg/L), puis du métamitron (2,03 µg/L). Les plus faibles sont celles du terbutryne (0,9 µg/L), du prométryne (0,74 µg/L) et du déisopropylatrazine (0,53 µg/L). L'atrazine, la simazine, la terbuthylazine et la cyanazine sont des substances actives toxiques et écotoxiques interdites dans l'Union Européenne. L'atrazine a été interdite en Europe suite à l'impossibilité et à l'absence de volonté réelle des industriels à prouver l'innocuité de la molécule en termes de cancérogénèse. Néanmoins, elles sont homologuées et autorisées en Côte d'Ivoire. La cyanazine et la métamitron ne figurent pas dans la liste des pesticides homologués et autorisés en Côte d'Ivoire.

#### **7.2.1.7.2. Famille des organophosphorés**

Les paramètres statistiques des organophosphorés détectés sont consignés dans le tableau XLVI.

Tableau XLVI : Valeurs moyennes (µg/L), plage et pourcentage de détection des pesticides organophosphorés déterminés dans des échantillons d'eau (n = 28)

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Parathion-méthyl	I	Moyenne	0,72	0,75
		Min-Max	< LD-6,9	< LD-4,31
		% de détection	23,14	38,88
Parathion-éthyl	I	Moyenne		0,81
		Min-Max		< LD-4,64
		% de détection		33,33
Chlorfenvinphos	I	Moyenne		0,84
		Min-Max		< LD-5,69
		% de détection		29,16

< LD - inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. I = insecticides

Le parathion-méthyl est déterminé à la fréquence de 23,14 %, avec une valeur moyenne de 0,72 µg/L dans le lac Guessabo.

Pour ce qui est des organophosphorés dans le lac Dohou, l'ordre du pourcentage de détections, est pour le parathion-méthyl (38,88 %), le parathion-éthyl (33,33 %) et pour le chlorfenvinphos (29,19 %). Les concentrations moyennes sont respectivement de 0,75 µg/L, 0,81 µg/L et 0,84 µg/L. Le Chlorfenvinphos est une substance active toxique et écotoxique interdite dans l'Union Européenne depuis 22/9/2010. Le parathion-éthyl est également interdit depuis 2005.



7.2.1.7.3. Famille des urées substituées

Les résultats statistiques et fréquence de détection détaillés sont présentés dans le tableau XLVII.

Tableau XLVII : Valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), plage et pourcentage de détection des pesticides urées substituées déterminées dans des échantillons d'eau ( $n = 28$ )

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Chlortoluron	H	Moyenne	1,24	-
		Min-Max	< LD- 24,8	-
		% de détection	25	-
Isoproturon	H	Moyenne	2,11	-
		Min-Max	< LD-17,73	-
		% de détection	39,28	-
Méthabenzthiazuron	H	Moyenne	3,44	-
		Min-Max	< LD-35	-
		% de détection	28,56	-
Métoxuron	H	Moyenne	3,47	13,46
		Min-Max	< LD-41,8	< LD-21,2
		% de détection	32,14	29,16
Monolinuron	H	Moyenne	0,87	1,66
		Min-Max	< LD-10	< LD-12,1
		% de détection	38,09	44,4
Métobromuron	H	Moyenne	0,18	-
		Min-Max	< LD-2,6	-
		% de détection	14,28	-
Monuron	H	Moyenne	-	0,97
		Min-Max	-	< LD-5,52
		% de détection	-	25
Linuron	H	Moyenne	0,18	0,79
		Min-Max	< LD-4	< LD-5,61
		% de détection	10,71	25
Diuron	H	Moyenne	0,35	-
		Min-Max	< LD-6,1	-
		% de détection	21,42	-

< LD - inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. H = herbicide

Les urées substituées sont déterminées dans le lac Guessabo dans l'ordre de pourcentage suivant : l'isoproturon (39,28 %), monolinuron (38,09 %), métoxuron (32,14 %), méthabenzthiazuron (28,56 %), chlortoluron (25 %), diuron (21,42 %) et linuron (10,71 %). Les plus grandes teneurs en urées substituées sont pour le métoxuron (3,47  $\mu\text{g/L}$ ), suivi du méthabenzthiazuron (3,44  $\mu\text{g/L}$ ) puis d'isoproturon et de monolinuron de concentration respective de 2,11  $\mu\text{g/L}$  et de 0,87  $\mu\text{g/L}$ , dans les eaux du lac Guessabo. Les plus faibles reviennent au diuron (0,35  $\mu\text{g/L}$ ), métobromuron (0,18  $\mu\text{g/L}$ ) et linuron (0,18  $\mu\text{g/L}$ ).

Dans le lac Dohou, l'ordre de pourcentage de détection est le suivant : le monolinuron (44,4 %), le métoxuron (29,16 %), le monuron et le linuron (25 %). La plus grande valeur de la moyenne est déterminée pour le métoxuron (13,46 µg/L), suivie de monolinuron (1,66 µg/L). Les concentrations les plus faibles sont pour le monuron (0,97 µg/L) et le linuron (0,79 µg/L). Le monolinuron, la méthabenzthiazuron et diuron sont des substances actives toxiques et écotoxiques interdites dans l'Union Européenne. Elles ne font pas partie des pesticides homologués et autorisés en Côte d'Ivoire.

#### **7.2.1.7.4. Familles des chloroacétamides ou Anilides**

Les résultats statistiques et fréquence de détection des chloroacétamides sont présentés dans le tableau XLVIII.

Tableau XLVIII : Valeurs moyennes (µg/L), plage et pourcentage de détection des pesticides chloroacétamides déterminées dans des échantillons d'eau (n = 28)

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Metolachlore	H	Moyenne	0,34	
		Min-Max	< LD-3	
		% de détection	28,58	
Métazachlore	H	Moyenne	1,55	0,58
		Min-Max	< LD-14,8	< LD-5,28
		% de détection	32,14	16,6

< LD - inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. H = herbicide

Les chloroacétamides apparaissent dans l'ordre du pourcentage de détection comme suit : le métazachlore (32,14 %) et le métolachlore (28,58 %) dans le lac Guessabo. Les concentrations moyennes sont respectivement de 1,55 µg/L et de 0,34 µg/L.

S'agissant du lac Dohou, le métazachlore est déterminé avec un pourcentage de détection de 16,6 %. Sa concentration moyenne est 0,58 µg/L. Le métolachlore est un produit d'usage interdit en Europe.

#### **7.2.1.7.5. Famille des carbamates**

Les valeurs moyennes (µg/L), plage et pourcentage de détection des pesticides carbamates sont consignés dans le tableau XLIX.

Tableau XLIX: Valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), plage et pourcentage de détection de pesticide aldicarbe déterminées dans des échantillons d'eau ( $n = 28$ )

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Aldicarbe	I	Moyenne	10,40	4,17
		Min-Max	< LD-48,6	< LD-37,5
		% de détection	82,14	79,16

< LD - inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. I : insecticide

L'aldicarbe est trouvée avec un pourcentage de détection de 82,14 % dans le lac Guessabo. L'analyse de ce tableau montre que dans les eaux de ce lac, la teneur moyenne de l'aldicarbe est estimée à 10,40  $\mu\text{g/L}$ .

Dans le lac Dohou, la concentration moyenne de l'aldicarbe est estimée à 4,17  $\mu\text{g/L}$  avec un pourcentage de détection de 79,16 %. L'aldicarbe est aussi interdite dans l'Union Européenne depuis 2003 pour les mêmes raisons évoquées précédemment. Néanmoins, elle reste homologuée et autorisée en Côte d'Ivoire.

#### 7.2.1.7.6. Famille des convulsivants et des dicarboximides

Les valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), plage et pourcentage de détection des pesticides carbamates sont consignés dans le tableau L.

Tableau L : Valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), plage et pourcentage de détection de pesticide Crimidine et Vinchlozoline déterminées dans des échantillons d'eau ( $n = 28$ )

Pesticides	Type		Guessabo	Dohou
Crimidine	R	Moyenne	0,9	
		Min-Max	< LD-10,59	
		% de détection	21,42	
Vinchlozoline	F	Moyenne		0,63
		Min-Max		< LD-4,36
		% de détection		25

< LD - inférieur à la limite de détection ; % de détection : pourcentage d'échantillons avec une concentration du pesticide > LD. F = fongicide

La crimidine est trouvée avec un pourcentage de détection de 21,42 % dans le lac Guessabo. La teneur moyenne de crimidine est estimée à 0,9  $\mu\text{g/L}$ . Le vinchlozoline est déterminé dans le Dohou avec un pourcentage de détection de 25 %, avec une moyenne estimée à 0,63  $\mu\text{g/L}$ . Elle est interdite en Europe depuis 2004 à cause de sa toxicité et de son écotoxicité.

7.2.2. Niveau de contamination des poissons par les résidus de pesticides

Les données sur les niveaux de contamination dans les muscles de poisson sont présentées dans le tableau LI.

Les composés dont la fréquence d'occurrence était supérieure ou égale à 10 % sont ceux présentés dans le tableau.

Tableau LI : Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) des différents types de résidus de pesticides dans les échantillons examinés de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* (n = 33)

Résidus de pesticides	LMR ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Type de poissons dans le lac Guessabo				Type de poissons dans le lac Dohou	
		<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		<i>Oreochromis niloticus</i>		<i>Oreochromis niloticus</i>	
		Min-Max	Concentration moyenne	Min-Max	Concentration moyenne	Min-Max	Concentration moyenne
Atrazine	10	0-63	12,36 $\pm$ 18,55	0-30	8,18 $\pm$ 10,78	Nd	Nd
Aldicarbe	10	0-59	22,23 $\pm$ 23,56	0-56	13,90 $\pm$ 17,29	0-56	19,90 $\pm$ 20,59
Simazine	10	0-92	28,60 $\pm$ 34,58	0-46	10,54 $\pm$ 17,29	0-40	11,68 $\pm$ 15,12
Monolinuron	10	0-24,5	4,33 $\pm$ 7,44	0-65	7,82 $\pm$ 19,24	0-28	6,88 $\pm$ 8,07
Cyanazine	10	0-82	16,05 $\pm$ 26,55	0-35	9,49 $\pm$ 11,99	Nd	Nd
Métazachlore	10	0-83	8,38 $\pm$ 21,64	0-38	7,75 $\pm$ 13,53	Nd	Nd
Isoproturon	10	0-86	12,38 $\pm$ 27,60	0-64	9,09 $\pm$ 19,90	Nd	Nd
Métamitron	10	0-32	3,86 $\pm$ 9,42	0-45	9,55 $\pm$ 15,00	Nd	Nd
Linuron	10	0-30	6,44 $\pm$ 11,55	Nd	Nd	0-10	1,8 $\pm$ 3,82
Métoxuron	10	0-60	11,77 $\pm$ 19,78	Nd	Nd	Nd	Nd
Terbuthylazine	10	0-54	7,94 $\pm$ 3,88	0-54	6,63 $\pm$ 16,71	Nd	Nd
Fénuron	10	0-45	7,58 $\pm$ 15,45	0-60	20,31 $\pm$ 20,45	0-23	3,00 $\pm$ 7,28
Méthabenzthiazuron	50	Nd	Nd	0-25	10,05 $\pm$ 9,15	Nd	Nd

7.2.2.1. Teneur en résidus de pesticides dans les muscles du *Chrysichthys nigrodigitatus* et d'*Oreochromis niloticus* dans le lac Guessabo

Des résidus de pesticides ont été trouvés dans le tissu musculaire de 14 des 22 poissons échantillonnés (63,6 %) dans le lac Guessabo. Onze résidus de pesticides différents ont été détectés à des concentrations allant de 24 à 92  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$  (tableau LI). Les profils de contamination des muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* et d'*Oreochromis niloticus* sont similaires dans le lac Guessabo sauf au niveau de trois molécules. Les muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* sont marqués par la présence d'atrazine (12,36  $\pm$  18,55  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), d'aldicarbe (22,23  $\pm$  23,56  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de simazine (28,60  $\pm$  34,58  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de monolinuron (4,33  $\pm$  7,44  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de cyanazine (16,05  $\pm$  26,55  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de métazachlore (8,38  $\pm$  21,64  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), d'isoproturon (12,38  $\pm$  27,60  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de métamitron (3,86  $\pm$  9,42  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de linuron (6,44  $\pm$  11,55  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de métoxuron (11,77  $\pm$  19,78  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ ), de terbuthylazine (7,94  $\pm$

3,88 µg/kg.PF) et de fénuron (7,58 ±15,45 µg/kg.PF). L'aldicarbe est le plus fréquemment quantifiée dans le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* (55,5 % des échantillons testés). Les moins fréquemment quantifiés sont le métazachlore et le métamitron (16,6 % des échantillons testés). Une contamination en atrazine (8,18±10,78 µg/kg.PF), en aldicarbe (13,90 ± 17,29 µg/kg.PF), en simazine (10,54 ± 17,29 µg/kg.PF), en monolinuron (7,82 ± 19,24 µg/kg.PF), en cyanazine (9,49 ± 11,99 µg/kg.PF), en métazachlore (7,75 ± 13,53 µg/kg.PF), en isoproturon (9,09 ± 19,90 µg/kg.PF), en métamitron (9,55 ± 15,00 µg/kg.PF), en terbuthylazine (6,63 ± 16,71 µg/kg.PF), en fénuron (20,31 ± 20,45 µg/kg.PF) et en méthabenzthiazuron (10,05 ± 9,15 µg/kg.PF) est observée pour les muscles des *Oreochromis niloticus* sur le même site. L'aldicarbe et le fénuron sont les plus fréquemment quantifiés dans le muscle d'*Oreochromis niloticus* (63,63 % des échantillons testés). Le moins fréquemment quantifié est le terbuthylazine (18,18 % des échantillons testés).

#### **7.2.2.2. Teneur en résidus de pesticides dans les muscles des *Oreochromis niloticus* dans le lac Dohou**

Dans le lac Dohou, 5 des 11 poissons testés (45,4 %) contenaient des résidus de pesticides. Cinq résidus de pesticides différents ont été détectés à des concentrations allant de 10 à 56 µg/kg.PF (tableau L). L'aldicarbe (19,90 ± 20,59 µg/kg.PF), la simazine (11,68 ± 15,12 µg/kg.PF), le monolinuron (6,88 ± 8,07 µg/kg.PF), le linuron (1,8 ± 3,82 µg/kg.PF) et le fénuron (3,00 ± 7,28 µg/kg.PF) ont été observés dans les muscles des *Oreochromis niloticus*. L'aldicarbe est encore le plus fréquemment quantifiée dans le muscle des *Oreochromis niloticus* (dans 63,63 % des échantillons testés). Les moins fréquemment quantifiés sont le linuron et le fénuron (dans 18,18 % des échantillons testés).

#### **7.2.2.3. Comparaison de résidus de pesticides dans les muscles des poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* dans le lac Guessabo**

Dans le lac Guessabo, les pesticides présents à la fois dans les poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* sont les suivants : Atrazine, aldicarbe, simazine, monolinuron, cyanazine, métazachlore, isoproturon, métamitron, terbuthylazine et fénuron. Les niveaux d'atrazine, d'aldicarbe, de simazine, de cyanazine, de métazachlore, d'isoproturon et de terbuthylazine sont plus élevés chez les poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* que les *Oreochromis niloticus*, tandis que les niveaux de monolinuron, de métamitron et de fénuron étaient plus élevés chez les *Oreochromis niloticus* que chez les poissons *Chrysichthys*

*nigrodigitatus* (figure 50). Dans l'ensemble les *Chrysichthys nigrodigitatus* concentrent plus de résidus de pesticides que les *Oreochromis niloticus*.

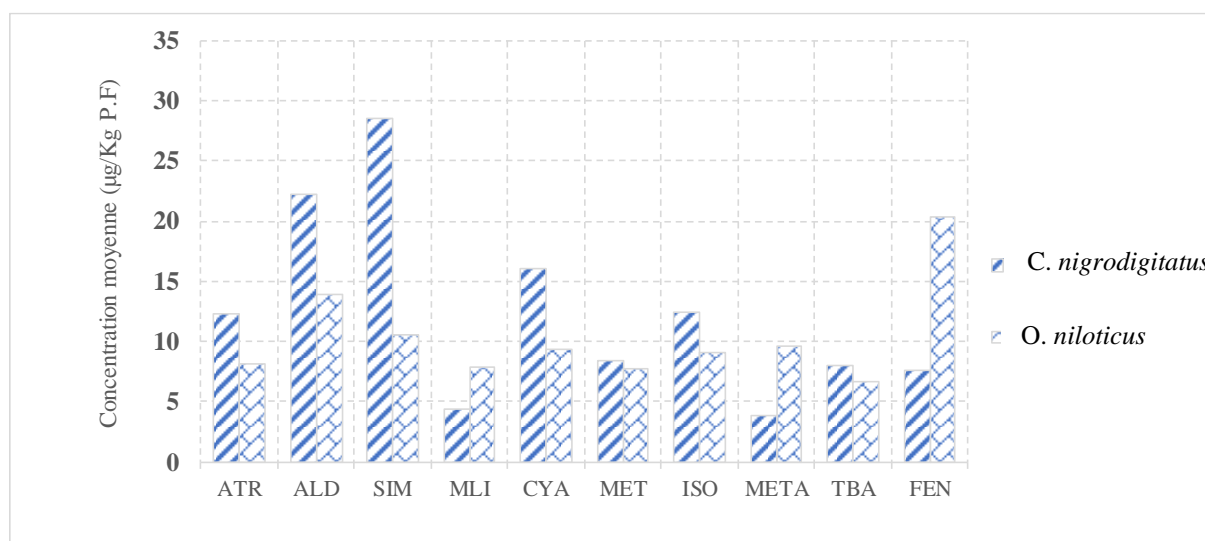


Figure 50 : Concentrations (µg/kg PF) dans les muscles des *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* du lac Guessabo

ATR : atrazine ; ALD : aldicarbe ; SIM : simazine ; MLI : Monolinuron ; CYA : cyanazine ; MET : métazachlore ; ISO : isoproturon ; META : métamitron ; TBA : terbuthylazine ; FEN : fénuron

#### 7.2.2.4. Comparaison de résidus de pesticides dans les muscles des poissons *Oreochromis niloticus* dans les lacs Guessabo et Dohou

La figure 51 présente les concentrations en résidus de pesticides dans les poissons issus des deux lacs.

Les niveaux de résidus de pesticides aldicarbe et simazine dans les muscles sont plus élevés dans les poissons *Oreochromis niloticus* du lac Guessabo que ceux du lac Dohou. En revanche, les *Oreochromis niloticus* de Guessabo concentrent moins le monolinuron et le fénuron par rapport à ceux du lac Dohou.

D'une manière générale, les *Oreochromis niloticus* de Guessabo ont concentré plus de résidus de pesticides (11 substances actives) que les *Oreochromis niloticus* de Dohou (5 substances actives).

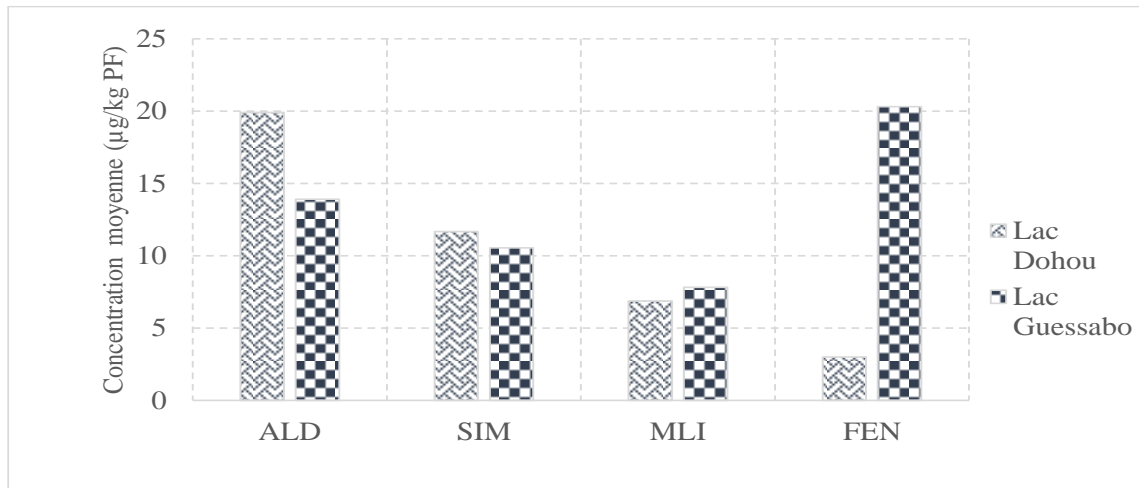


Figure 51 : Concentrations de résidus de pesticides ( $\mu\text{g/kg PF}$ ) dans les muscles des *Oreochromis niloticus* des lacs Guessabo et Dohou

ALD : aldicarbe ; SIM : simazine ; MLI : Monolinuron ; FEN : fenuron

### 7.3. Discussion

Les concentrations en métaux (Hg, Cd, As, Pb, Cu, Mn et Zn) sont faibles dans les eaux de surface étudiées comme l'indique clairement les valeurs en dessous des normes guides de qualité pour les eaux destinées à la production d'eau potable. Sur la base des recommandations de l'OMS (2018) pour les systèmes d'eau douce, les concentrations de Cd ( $5 \mu\text{g/L}$ ), de Cu ( $2000 \mu\text{g/L}$ ), Pb ( $10 \mu\text{g/L}$ ) et As ( $1 \mu\text{g/L}$ ) dans l'eau sont inférieures aux limites recommandées pour la vie en eau douce alors que la concentration est supérieure à la limite recommandée ( $2000 \mu\text{g/L}$ ) dans le cas du Fe (Raut *et al.*, 2017). La concentration de métaux lourds dans l'eau des lacs étudiés est faible par rapport à d'autres plans d'eau, en particulier ceux soumis à une forte pression anthropique (Rajeshkumar *et al.*, 2018). En effet, les lacs étudiés sont situés dans des localités, qui ne sont pas industrialisées. Par conséquent, les émissions de métaux lourds dans l'air, l'eau et le sol à proximité des lacs sont faibles (Akindele *et al.*, 2020). Cet état de fait est mis en évidence à travers les indices de qualité de l'eau (HPI < 100 et HEI < 40) en relation avec les métaux lourds. En effet, ces indices révèlent que les eaux des lacs restent modérément contaminées pour une eau de consommation et faiblement contaminées en tant qu'eau brute destinée à la production d'eau potable. Cependant, de fortes concentrations en Fe supérieures à la norme pour la production d'eau potable sont enregistrées dans ces eaux lacustres. Les teneurs élevées sont liées à la prépondérance des sols ferrallitiques dans la zone d'étude dont le lessivage

va accroître sa concentration dans le milieu. De plus, l'érosion de roche contenant de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la dégradation de la matière organique végétale ainsi que les débris ferreux provenant des activités anthropiques sont des sources importantes de fer dans le système lacustre ( Matías, 2008 ; Ponka *et al.*, 2015 ; Traoré, 2016). Cette teneur élevée du fer dans les eaux de surface a été rapportée par Shama *et al.* (2011) dans les eaux du lac Wadi El-Rayan en Egypte et par Daramola *et al.* (2019) dans les eaux de surface destinée à la consommation au Nigeria. Les concentrations relativement élevées de Fe dans les échantillons d'eau présagent une contamination secondaire. En effet, le Fe est un porteur approuvé de bactéries potentiellement nocives (Weinberg, 2000). De plus, un apport élevé en fer au-delà du seuil acceptable est une cause avérée de surcharge en fer, qui est un facteur causal de l'hémochromatose qui pourrait générer des dommages au foie, au cœur et au pancréas, ainsi qu'au personne souffrant de diabète (Adams *et al.*, 2002). Cet apport peut également entraîner des problèmes d'estomac, des nausées et des vomissements ainsi que des rides cutanées (Rimon *et al.*, 2005 ; Pouillot *et al.*, 2013).

Les résultats de l'analyse des métaux des eaux des lacs montrent clairement que l'impact humain est relativement plus fort pour tous les métaux analysés dans le Dohou que dans le Guessabo (excepté le fer). La contamination par les métaux dépend principalement de la distance du lac à la source de la pollution, mais elle est largement modifiée par des facteurs hydrologiques. L'étendue de la connexion permanente avec les affluents et la fréquence de la connexion temporelle avec ces derniers pendant les crues étant les principaux facteurs hydrologiques, l'on s'attendait à ce que le lac Guessabo soit plus enrichi en métaux. Ce résultat contraire à celui attendu est dû au fait que le lac Dohou est plus exposé aux rejets urbains. De plus, les ETMs des zones non industrialisées pourraient provenir principalement de l'érosion des roches, des sols et des sédiments où ils sont présents à l'état naturel. Aussi convient-il de noter que cette teneur relativement élevée serait liée d'une part à l'unité artisanal de production de gravier blancs avec les roches qui environnent le lac, d'autre part au lessivage des pesticides et fertilisants utilisés dans les cultures maraichères pratiquées sur les berges du lac et des plantations environnantes. De plus, certains métaux lourds comme le Pb et le Cd ont été trouvés étroitement liés à la production et / ou à utilisation du ciment par Ogunbileje *et al.* (2013) dans leur étude comparative des métaux lourds dans les poussières de ciment du Nigeria et des États-Unis d'Amérique (USA). Dans la même veine, des auteurs tels que Islam *et al.* (2006) et Cipurkovic *et al.* (2014) ont signalé également le Cd et l'As comme les principaux métaux lourds associés à la production de ciment. Ainsi, les activités de fabrique de brique près des



berges pourraient contribuer en partie à cette relative valeur élevée de ces métaux lourds dans le lac Dohou.

Au plan spatial, la différence entre les teneurs en éléments traces observée entre les stations (D6, D4 et D7) et les autres peut être due à la nature des rejets à ces stations. Les stations D6 et D4 qui sont plus soumises à l'influence anthropique présentent des concentrations élevées. Ce sont, la station D6 recevant une partie des eaux usées de la ville de Duékoué et la station D4 qui reçoit les eaux usées de l'unité de fabrication d'aliments de poulet, et la station 7 qui est le déversoir de l'usine de production d'eau potable.

Dans le lac Guessabo, la concentration de tous les métaux lourds est plus élevée à la station G2. En fait, cette station est située en aval du volume d'eau provenant du Nord-Ouest du pays et du pays voisin. Ce dernier transporte les déchets rejetés par la plupart des zones à forte densité de population. La forte corrélation positive observée entre Zn, Pb et As, indique une possible source commune ou serait influencée par la même source anthropique ( Kouame *et al.*, 2019).

Au niveau saisonnier, les éléments traces tel que Hg, Pb, Cd et Zn ont enregistré des teneurs élevées pendant la saison sèche dans le lac Guessabo. Cet état de fait serait attribuable à l'augmentation de l'évaporation, à la baisse de la pluviométrie et à une éventuelle contribution d'eaux interstitielles des sédiments beaucoup plus chargées que les eaux de surface (Rajeshkumar *et al.*, 2018). Aussi, les concentrations de Zn et de Cd relativement élevées en saison sèche pourraient s'expliquer par l'acidité (pH = 6,3) du milieu et par le potentiel redox (Eh = 37 mV) très oxydant des eaux qui favorisent la mise en solution de ces éléments (Matías, 2008). En plus, les observations sur le terrain ont montré que les activités de pêche sont plus intenses pendant la saison sèche. Ces pêcheurs pour accroître le rendement procèdent à des techniques prohibées de pêche telles que l'implantation des Acadjas (implantation des amas de branchages plantés sur les plans d'eaux) pour pêcher. Ces végétaux peuvent contenir des teneurs élevées en métaux lourds liées à leur émission par des activités anthropiques (Yebpella *et al.*, 2011). La décomposition de ces derniers entraîne un retour de métaux lourds dans les eaux du lac ; ce qui pourrait expliquer aussi l'augmentation de la teneur de certains métaux pendant la saison sèche.

La diminution de ces teneurs pendant la saison des pluies est due à l'effet de dilution, tandis que l'augmentation des concentrations en As, Cu, Mn et Fe en cette période pourrait être attribuée à la désorption de ces métaux dans les sédiments et à la matière en suspension en raison de la dilution et de l'acidité des eaux. Pendant la saison pluvieuse, les métaux lourds pénètrent dans

les lacs par pluviolessivage sous forme de complexes inorganiques ou d'ions hydratés. Ces derniers facilement adsorbés à la surface des particules de sédiment constituent la fraction labile (Vukovic *et al.*, 2014). Cette désorption concerne aussi bien les éléments Hg, Pb, Cd et Zn mais la dilution l'a emporté sur ce phénomène. L'augmentation de la concentration moyenne de As, Cu, Mn et Fe en saison pluvieuse qui a suivi l'ordre suivant : Cu > Mn > Fe > As est inversement proportionnel à leur indice de covalence (As > Fe > Mn). Selon Pal *et al.* (2018), l'augmentation de l'adsorption des métaux lourds est étroitement liée à leur indice de covalence. Par conséquent, plus l'indice de covalence du métal est élevé moins sa désorption due à la dilution sera forte. Par ailleurs, la forte augmentation du Cu et du Mn pendant la saison pluvieuse serait due à leur utilisation dans la composition des pesticides charriés des champs avoisinants. De plus dans le cycle sédimentaire, le Cu est associé aux minéraux argileux, et spécialement associé au manganèse (Matías, 2008) d'où la corrélation positive entre Cu et Mn ( $r = 0,51$ ).

Dans le lac Dohou, excepté le plomb et l'arsenic les teneurs de tous les autres métaux n'ont indiqué aucune hétérogénéité temporelle significative dans l'eau du lac. Cette situation s'expliquerait par l'homogénéité des effluents rejetés par les principales sources de pollution. Les quelques fluctuations observées sont très probablement dues aux différences dans les taux d'absorption de ces métaux dans le même lac (Jones *et al.*, 2017). La teneur élevée en plomb dans les eaux serait due d'une part aux pesticides et aux engrais utilisés dans les plantations et d'autre part aux plantes qui ont la capacité d'accumuler de grandes quantités de plomb. En effet, la décomposition de la litière et le lessivage des feuilles des plantes entraînent une hausse de la teneur de cet élément dans les eaux de surface pendant la saison des pluies. Aussi, les incendies de forêt pourraient également libérer des polluants atmosphériques urbains progressivement accumulés, tels que les métaux et les métalloïdes, qui contaminent les eaux de surface après les précipitations (Khan *et al.*, 2016). La teneur élevée en As serait liée à sa géochimie ou du fait des activités anthropiques. Aussi, sa teneur particulièrement élevée en saison sèche serait due aux conditions physico-chimiques en cette période ou à l'effet de concentration dû à la baisse du niveau d'eau. En effet, sous certaines conditions physico-chimiques des composés arséniés deviennent très solubles dans l'eau suite à l'altération des roches (Manlius *et al.*, 2009).

La détérioration de la qualité chimique des sédiments par les éléments traces constitue un réel danger pour la santé humaine et pour les espèces aquatiques. Les concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans cette étude, comparées à celles des valeurs de pollution préindustrielle, mettent en évidence une contamination métallique des sédiments des lacs. La forte croissance démographique et le développement économique ont contribué de manière

significative à la détérioration actuelle de la qualité de l'eau, y compris l'accumulation de métaux lourds tels que le Hg, Cd, Pb, As et Cu dans le milieu aquatique (Rajeshkumar *et al.*, 2018). L'ordre général de disponibilité des métaux lourds dans les sédiments respectifs des lacs est : Fe > Cu > Mn > Pb > As > Hg > Cd pour le lac Guessabo et Fe > Mn > Pb > Cu > Zn > As > Hg > Cd pour le lac Dohou. La concentration de fer est élevée dans les sédiments des lacs Guessabo et Dohou comme ceux rapportés par Karthikeyan *et al.* (2020) dans le lac Emerald en Inde. Selon Salomons & Forstner (1984), par le processus d'échange de cations, les hydroxydes de fer peuvent absorber d'énormes quantités de métaux et agir également comme une source clé pour piéger d'autres métaux dans les sédiments du lac. Le faible taux d'accumulation des métaux (As et Cd) dans les sédiments serait dû aux formes carbonates présentent dans la zone d'étude (Kouassi *et al.*, 2012) qui ont un rôle de diluant dans le développement des éléments de transition (Li *et al.*, 2018). Les concentrations de Pb et de Cu sont plus élevées dans les sédiments de surface par rapport aux Cd, probablement en raison de la plus grande stabilité de leurs complexes de surface ou de la faible abondance du Cd dans la nature.

Dans le lac Guessabo, les concentrations de métaux (Hg, Pb, Cd, Cu, Mn et Fe) dans les sédiments sont élevées en saison sèche. Ce résultat serait dû au niveau bas de l'eau qui pourrait aider à accumuler les métaux lourds dans les sédiments (Qin *et al.*, 2007 ; Wang *et al.*, 2012; Karim *et al.*, 2019) ou aux apports d'eaux usées des sous- préfetures et villages en bordure du lac. De plus, la diminution de la concentration en saisons pluvieuses 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 (Duman & Kar, 2012). Nos résultats corroborent ceux de Daramola *et al.* (2019) qui ont trouvé des teneurs en éléments traces élevées en saison sèche.

D'une manière générale, l'analyse des indices de contamination et de pollution, FC, FE, Igéo et PLI révèle que les lacs sont dans des états de contaminations ou de pollutions modérées. Dans les sédiments du lac Guessabo, le Mn et le Zn ont une origine naturelle terrigène comme l'attestent les FE respectifs 0,09 et 0,24. Le Pb, l'As et le Cd connaissent un enrichissement modéré, avec des FE respectifs de 1,77, 1,60 et 1,79 qui suggèrent l'existence d'autres sources de métaux autre que la source naturelle terrigène. Les FE de 10,75 et de 7,55 respectivement du Hg et Cu indiquent qu'ils sont enrichis modérément à sévère et que l'origine de cet enrichissement est principalement anthropique. Le mercure présent dans ces cours d'eau peut provenir des pesticides et d'une variété de produits tels que les lampes fluorescentes et autres,

les piles, les interrupteurs et relais électriques, les baromètres et les thermomètres, dont une grande partie se retrouve dans les décharges municipales. Le mercure contenu dans ces produits est mélangé au lixiviat et ce lixiviat peut s'infiltrer dans les eaux de surface (Maiti *et al.*, 2016). Ainsi, par sédimentation et par flux d'advection descendants le Hg est entraîné en eau profonde à partir de ces sources et des dépôts atmosphériques.

Le cuivre proviendrait principalement des activités agricoles (notamment de l'utilisation du sulfate de cuivre), des rejets d'eaux usées urbaines ainsi que de l'érosion des sols. Quant à l'origine anthropique du cuivre aux stations G5, G6 et G7, elle pourrait provenir des additifs nutritionnels ou aux fertilisants dans l'agriculture (Ellingsen *et al.*, 2015). En effet, les porcs sont nourris avec des aliments contenant du cuivre pour favoriser leur engraissement.

L'IPS estimé à 5,95 montre que les sédiments sont moyennement pollués. De plus, l'indice de charge polluante du lac Guessabo supérieur à 1 indique une détérioration progressive du lac. Cette pollution serait due aux déchets agricoles (engrais et pesticides), aux eaux usées ainsi qu'aux déchets des exploitations piscicoles trouvées dans la partie où se trouve la station G5 (Men *et al.*, 2018). Il convient de mentionner que les sources sus-citées sont des sources importantes de métaux lourds, mais pas nécessairement les seules. Les roches tertiaires qui sont autour des lacs peuvent être aussi d'autres sources de métaux lourds. Les métaux associés aux matériaux érodés de ces roches pourraient être transportés vers le lac sous l'action du vent et de l'eau (Skerfving & Bergdahl, 2015). Aussi, le lac Guessabo est traversé par la nationale six qui est une route principale. Il est probable que les dépôts atmosphériques provenant de la pollution des véhicules contribuent davantage à la concentration de plomb dans les sédiments (Skerfving & Bergdahl, 2015 ; Hosono *et al.*, 2016). 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. L'explication plausible d'un tel risque écologique élevé pour le Hg dans les sédiments peut être dû à sa concentration élevée dans les sédiments ou à son facteur de réponse toxique plus élevé (Chen *et al.*, 2016). La valeur de  $E_r$  (Hg) révèle que le Hg serait susceptible de poser des risques écologiques relativement élevés pour les organismes vivant dans les sédiments que les autres éléments traces métalliques. Cette teneur élevée en Hg observée dans les sédiments pourrait être potentiellement nocives pour les larves d'invertébrés et les premiers stades biologiques des poissons (Wurl & Obbard, 2004).

Dans le lac Dohou, les valeurs de FC des sédiments montrent qu'ils sont faiblement contaminés par du Cd, du Pb, Mn, Fe et du Zn ( $FC < 1$ ). Le FC du Cu (1,17) est compris entre 1 et 3 ; ce

qui indique une contamination modérée des sédiments par ce métal. Le FC du As (3,64) traduit une contamination considérable des sédiments par l'As car il est supérieur à 3 et inférieur à 6. Quant au mercure, il a un FC de 9,87 qui est supérieur à 6 ; ceci indique une très forte contamination des sédiments par cet élément trace. Dans ce lac, les Igéo du Cd, du Pb, du Fe, du Mn, du Cu et du Zn sont inférieures à zéro (0). Les sédiments de ce lac ne sont donc pas pollués par ces éléments traces. Le Hg et l'As ont des valeurs Igéo supérieures à zéro. Ces métaux polluent les sédiments modérément à sévère. Nos résultats sont contraires à ceux rapportés par Soussou *et al.* (2019°) dans le lac de Kossou qui ont trouvé que ce lac était modérément pollué par le Cd et le Pb et qu'il n'y avait pas de pollution pour le mercure.

La valeur de  $E_r$  (Hg) dans le lac Dohou révèle également que le Hg serait susceptible de poser des risques écologiques relativement élevés pour les organismes vivant dans les sédiments que les autres métaux lourds.

Les effets de la pollution par les éléments traces métalliques ont été mis en exergue dans l'évaluation du niveau de contamination de deux espèces de poissons par ces éléments. Le fer a montré la teneur la plus élevée dans les muscles des deux espèces de poissons suivi du Cu, du Pb, du Hg et du Cd. Nos résultats en Fe (27,61 mg/kg.PF) dans les muscles du *Chrysichthys nigrodigitatus* sont inférieurs à ceux obtenus par Squadrone *et al.* (2016) dans le lac Tshangalele au Congo (81.1 mg/kg PF). Alipour *et al.* (2015) ont trouvé des teneurs dans le même ordre que la nôtre dans le lac Miankaleh en Iran (28 mg/kg.PF). La directive européenne du 008/105/EC du 16/12/2008 sur la norme de qualité environnemental fixe la limite pour le mercure à 0,02 mg/kg.PF de teneur en poids frais de poissons dans les muscles. La concentration moyenne en mercure dans les *Chrysichthys nigrodigitatus* du lac Guessabo est 0,056 mg/kg.PF. Ce résultat montre que les teneurs en mercure sont substantiellement élevées par rapport à cette norme. Les teneurs en mercure des *Oreochromis niloticus* de Guessabo (0,038 mg/kg.PF) et de Dohou (0,156 mg/kg.PF) sont également supérieures à cette norme. Ce qui montre que ces espèces de poissons seraient exposées au mercure au regard de cette norme environnementale. Toutefois, ces concentrations restent inférieures à celle proposée par USEPA (2018) comme norme nutritionnelle. Par ailleurs, la teneur en Pb (0,325 mg/kg.PF) d'un seul poisson *Chrysichthys nigrodigitatus* analysé est supérieure à cette norme (0,3 mg/kg. PF). Aussi, nos résultats en Pb et en Cd sont nettement inférieurs à ceux de Hounkpatin *et al.* (2012) dans le lac de Ganvié au Bénin qui ont rapporté des valeurs moyennes respectives de 26,8 mg/kg.PF et 1,79 mg/kg.PF dans les *Chrysichthys nigrodigitatus*, mais ils sont de même ordre que ceux de Olgunoğlu & Olgunoğlu (2011) dans le lac Atatürk Dam en Turquie qui ont rapporté des valeurs variant de

0,039 à 0,06 mg/kg.PF pour Cd et de 0,063 à 0,30 pour le Pb dans des *Barbus grypus*. En général, les *Oreochromis niloticus* du lac Dohou concentrent plus de métaux lourds dans les muscles que les *Oreochromis niloticus* de Guessabo. Cette différence serait liée à l'état de pollution métallique de leur biotope respectif. Ce résultat est largement attendu car le lac Dohou contient plus d'éléments traces métalliques en moyenne que le lac Guessabo. D'ailleurs, les métaux pénètrent dans les poissons (s'accumulent dans les tissus) par différentes voies telles que les branchies, la peau, les yeux, les ouvertures reproductives, les nageoires et la nourriture. L'accumulation de métaux dans le poisson représente un danger pour la santé du poisson lui-même, car la plupart des métaux perturbent les processus physiologiques, respiratoires, reproductifs et biochimiques normaux. De plus, l'accumulation de métaux dans les tissus comestibles des poissons représente un grave danger pour les humains qui consomment les poissons contaminés. Dans cette étude les éléments les plus abondants dans les poissons sont le Cu et le Fe et les plus faibles sont le Cd, le Pb et le Hg. L'espèce qui contient le maximum de métaux toxiques (Cd, Pb et Hg) est l'*Oreochromis niloticus* (0,168 mg/kg pour Guessabo et 0,266 mg/kg pour Dohou) contre (0,131 mg/kg) pour le *Chrysichthys nigrodigitatus*. En revanche, les *Chrysichthys nigrodigitatus* (31,02 mg/kg) ont enregistré le maximum de métaux essentiels (Cu et Fe) contre (17,88 mg/kg) pour l'*Oreochromis niloticus* du même cours d'eau. Cette différence dans les concentrations des métaux lourds entre les deux espèces du même cours d'eau peut être due à la différence de leur capacité physiologique d'assimilation et d'excrétion de l'élément trace ingéré et de leur anatomie, de leur régime alimentaire et de leur habitat (Varol & Sünbül, 2019). Les niveaux faibles de métaux dans les tissus des poissons sont liés aux niveaux faibles de métaux dans l'eau et dans les sédiments du lac (FBC <1). Aussi, au regard des résultats l'on peut affirmer que le Cu et le Fe dans la chair des poissons proviendraient en partie des eaux lacustres. Les autres ETMs analysés tels que Pb, Cd, Hg et une partie du Cu et Fe des muscles des poissons semblent provenir de leur alimentation. Néanmoins, les différents facteurs de bioconcentration indiquent des niveaux plus élevés de tous les métaux dans la phase aqueuse par rapport à la phase sédimentaire dans le lac. Par conséquent, les sédiments sont des sources tertiaires de pollution des tissus de poissons (Yi *et al.*, 2008). Il n'y a pour le moment aucune indication montrant que les niveaux sont suffisamment élevés pour causer la morbidité ou la mortalité parmi les poissons eux-mêmes ou causer des menaces à la santé humaine après la consommation de ces poissons.

Concernant les pesticides, les profils de contamination sont presque similaires au niveau des deux sites indiquant des pratiques d'utilisation des pesticides uniformes dans la zone d'étude.

En dépit de cette ressemblance dans l'occurrence des matières actives, les teneurs en résidus de pesticides restent variables d'un site à l'autre. Ainsi, le site de Guessabo enregistre les concentrations en résidus de pesticides les plus élevées des deux sites. Aussi, le lac Dohou présente la fréquence de détection des pesticides la plus faible des deux lacs. Seize pesticides ont été détectés avec une fréquence supérieure ou égale à 10 % contre vingt-deux dans le lac Guessabo. Cette tendance serait en partie attribuée au fait que le lac Dohou et la rivière qui l'alimentent sont principalement dans une zone montagnaise où l'agriculture est moins intense (Papadakis *et al.*, 2015). De plus, il est fort probable que, pour le lac Dohou, une bande riveraine formée d'arbustes et d'herbes touffues ait été un facteur additionnel contribuant à protéger ce cours d'eau de la contamination. La teneur en résidus de pesticides élevée dans les eaux de Guessabo serait en partie due à sa grande connectivité hydrologique avec les espaces cibles et la masse d'eau (Masiá *et al.*, 2015). Toutefois, la teneur en résidus de pesticides varie aussi en fonction des propriétés physico-chimiques des pesticides et également des conditions environnementales tel que les précipitations ou la température (Ccanccapa *et al.*, 2016).

Les substances fréquemment rencontrées aussi bien dans le cours d'eau de Dohou que de Guessabo sont, dans la quasi-totalité des cas, des herbicides. Cela serait lié à la fois aux propriétés de ces substances (DT50, solubilité dans l'eau) et aux caractéristiques de leur utilisation qui sont liées au tonnage commercialisé, mais aussi à la période d'application et à la dose d'emploi (Tsaboula *et al.*, 2016). En effet, les herbicides sont utilisés systématiquement par les agriculteurs lors des activités de désherbage des champs en amont des lacs. Bien que les risques écotoxicologiques et sanitaires qu'ils présentent seraient moindre que dans le cas des insecticides, des interrogations scientifiques demeurent sur l'impact à long terme du mélange de ces pesticides sur la santé humaine et les écosystèmes (Domange, 2005).

S'agissant de l'occurrence des matières actives, l'aldicarbe présente la fréquence de détection et les concentrations les plus fortes. Ce pesticide sert à traiter le sol pour protéger une grande diversité de produits agricoles, contre les organismes nuisibles, y compris un large éventail d'insectes, de nématodes et d'aphidés. Aussi, sa grande solubilité (6 g/L à 25 °C), sa faible affinité ( $\log K_d < 4$  L/kg) pour beaucoup de sols ainsi que sa popularité auprès des agriculteurs, pourrait expliquer ces résultats (Weber *et al.*, 2004).

Concernant l'évaluation spatiale des matières actives, la grande variabilité des teneurs entre points de prélèvement ne permet pas de tirer des conclusions claires sur leurs comportements. Néanmoins, des valeurs élevées de matières actives ont été enregistrées aux stations D8 et G3,

dans la plupart des cas, suggérant un impact environnemental des activités agricoles intensives aux voisinages de ces stations. La grande variabilité des concentrations en pesticide au niveau des lacs peut s'expliquer en partie par les variations des caractéristiques physico-chimiques du milieu qui sont très importantes d'un point à un autre et d'une période à une autre. La variation d'une saison à l'autre dépendrait des précipitations qui contrôlèrent les activités d'érosion du sol et des quantités de matières en suspension (Singh *et al.*, 2011).

Les concentrations les plus élevées ont été mesurées lorsque les premières pluies ruisselantes se sont produites peu après l'application des pesticides au début du mois de mars, période à laquelle les travaux champêtres débutent avec l'utilisation des herbicides. Ils sont appliqués en début de saison, soit avant ou peu après l'émergence des plants des cultures (maïs, riz ...) pour combattre les mauvaises herbes qui font compétition aux jeunes plants. Durant cette période, les champs sont relativement dénudés. Lors des épisodes de pluies, la végétation n'étant pas suffisante pour limiter le ruissellement de surface, les herbicides peuvent être facilement entraînés vers les cours d'eau voisins. Ainsi, la pollution des lacs en cette période est due en grande partie au fait que, lors du ruissellement et de l'érosion des particules du sol, les résidus de pesticides sont transportés des sols agricoles aux lacs (Cruzeiro *et al.*, 2016). De plus, le lessivage foliaire des pesticides par la pluie et le lavage du matériel d'épandage dans les sources d'eau pourraient constituer d'autres sources de pesticides en cette période (Tsaboula *et al.*, 2016).

Relativement à la variation saisonnière au niveau du site Dohou, les concentrations moyennes sont élevées en saison des pluies qu'en saison sèche pour la majorité des matières actives recherchées à l'exception de l'aldicarbe, de la simazine et du Monuron. Ce résultat témoigne que l'essentiel des matières actives est entraîné par ruissellement des eaux pluviales qui lessivent les sols agricoles. En effet, les urées substituées, les organophosphorés (en majorité) et certains triazines ont un fort potentiel de rétention ( $K_{OC}$  élevés) et sont, par conséquent, plus transportés par les eaux de ruissellement en cas de pluie diluvienne (Pereira *et al.*, 2016). En revanche, les teneurs élevées de certaines matières actives en saison sèche seraient dues à l'effet de concentration en raison du bas niveau des eaux. Aussi, les cultures maraichères faites aux abords de la retenue d'eau étaient très sensibles aux attaques de plusieurs insectes et pathogènes en cette période. Ainsi, différentes matières actives auraient été utilisées seules ou en mélange pour contrôler les ravageurs de cultures. Cette variation de la concentration des matières actives dans l'eau en fonction des saisons a été également signalée par plusieurs auteurs (Vryzas *et al.*, 2009 ; Papadakis *et al.*, 2015). Nos résultats corroborent ceux de Palma *et al.* (2009) et de



Gnonsoro *et al* (2016) qui ont trouvé des valeurs plus élevées d'aldicarbe et de simazine en saison sèche. Aussi, les molécules carbamates (aldicarbe) ont un fort potentiel de lixiviation en raison de leur capacité d'adsorption faible, de leur DT50 intermédiaire et de leur relative solubilité dans l'eau d'où leur relative faible teneur en saison des pluies dans les eaux de surface. Par ailleurs, la teneur élevée de la simazine et du monuron en saison sèche rend compte du fait que la contamination des eaux par les pesticides est souvent un phénomène irrégulier. La tendance mitigée dans l'évolution des teneurs observées en saison sèche serait probablement dû à l'influence des structures chimiques au sein d'une même famille (Tsaboula *et al.*, 2016).

Au niveau du lac Guessabo, la majorité des matières actives est détectée avec des concentrations et des fréquences de dépassement plus élevées en saison sèche qu'en saison des pluies exceptés le monolinuron, le métolachlore, le méthabenzthiazuron et la propazine. En effet, la contribution du pluviolessivage dans l'élévation de la concentration des matières actives dans les cours d'eau est avérée si les lixiviats contiennent les pesticides déjà présents dans le milieu. A contrario, cette teneur est diluée. De plus, l'humidité constitue un facteur favorisant la dégradation de certaines matières actives. Cette différence dans la variation saisonnière est importante pour la compréhension des relations entre bassin versant et cours d'eau mais également pour mieux prendre en compte les propriétés physico-chimiques des molécules. Par exemple, la crimidine (9500 mg/L), l'aldicarbe (6000 mg/L), le monolinuron (735 mg/L), le métoxuron (678 mg/L), le métolachlore (530 mg/L) et le métazachlore (430 mg/L), molécules solubles sont susceptibles de se retrouver en forte quantité dans les eaux suite à une forte pluie. Cependant, d'autres facteurs tels que l'hydrophobie (fort Koc, présence prioritaire dans les sédiments), la volatilité (dépôt atmosphérique important) et la dégradabilité (rapidement dégradées) influencent les teneurs dans les milieux aquatiques. Aussi, ceux ayant des propriétés intermédiaires, sont susceptibles de se partager entre eaux et sédiments (Devault *et al.*, 2007).

Par ailleurs, certaines molécules ont été retrouvées à de fortes concentrations bien que les propriétés physico-chimiques ne plaident pas en faveur. Cette situation traduit leur forte utilisation au niveau des deux sites étudiés.

Au regard de nos résultats par rapport à d'autres cours d'eau à caractère douce, cette étude enregistre de faibles valeurs comparées à celles détectées dans la lagune Aghien par Traoré *et al.* (2015). Cette différence de concentration en pesticide pourrait être attribuée à la présence de grandes plantations industrielles de palmiers à huile de la société PALMAFRIQUE et des plantations industrielles d'hévéa sur le bassin versant de ce cours d'eau. En revanche, elle

enregistre des résultats plus élevés que ceux détectés dans la rivière Garonne par Devault *et al* (2007), qui ont relevé des niveaux de pesticide variant de 0,03 à 1,95 µg/L, particulièrement pour le terbuthylazine, l'atrazine, la simazine, l'isoproturon, le methabenzthiazuron. Houbraken *et al.* (2017) ont également détecté trois pesticides (Malathion, carbendazime et metalaxyle) sur les trente-trois recherchés à des concentrations variant de 0,015 à 0,19 µg/L dans le lac Kivu. D'ailleurs, la teneur totale en pesticide dans un échantillon est largement supérieure à la valeur guide de 0,50 µg/L pour l'eau de boisson et largement supérieures à la valeur guide de 2 µg/L pour les ressources en eau de surface destinées à la production d'eau potable. Ce qui rend les eaux des cours d'eau impropres à la production d'eau potable. Cette forte présence des pesticides dans les eaux s'explique par l'action des eaux de pluie qui lessivent les substances épandues dans les plantations jusqu'aux lacs. Elle s'explique également par l'action du vent. En effet, lors de la pulvérisation des plantations bordant les lacs et les rivières tributaires, l'air pollué et chargé de particules de pesticides finit son parcours dans les eaux (Otieno *et al.*, 2013 ; Traoré *et al.*, 2015).

Certains pesticides tels que l'atrazine, la simazine, le méthabenzthiazuron, le monolinuron, l'aldicarbe, le métolachlore, le métazachlore et la crimidine sont interdits dans l'Union Européenne pour leur toxicité et leur écotoxicologie. En revanche, l'atrazine, la simazine et l'aldicarbe sont homologués et autorisés en Côte d'Ivoire. La présence des autres dénote d'une utilisation frauduleuse de ces produits (Traoré *et al.*, 2015).

Eu égard aux teneurs élevées en résidus de pesticides dans les cours d'eau, la question qui se pose est de savoir si les mauvaises qualités des ressources en eau ont eu un impact négatif sur les poissons. La réponse à cette question a conduit à l'analyse d'échantillons de poissons pour déterminer les teneurs en résidus de pesticides dans les muscles. Ainsi, l'aldicarbe, la simazine et le monolinuron qui ont été détectés avec des concentrations élevées dans la matrice environnementale, ont majoritairement été trouvés dans les muscles des poissons. En effet, l'incidence des pesticides sur les poissons est étroitement liée aux caractéristiques des contaminants (Kow, persistance et mobilité environnementales) et à l'intensité d'utilisation de pesticides dans l'agriculture (Ernst *et al.*, 2018). Par conséquent, les fortes teneurs environnementales peuvent expliquer les fortes concentrations retrouvées dans certains poissons. De plus, les demi-vies de certaines molécules relativement plus importantes pourraient justifier en partie leur relative forte teneur dans les muscles des poissons bien que leur teneur dans la matrice environnementale soit faible (Lazartigues *et al.*, 2013). D'autre part, selon l'OCDE le principal critère d'accumulation est  $\log P > 3$ , ce qui signifie qu'il n'existe pas

de tendance à l'accumulation (OCDE, 2008) pour aldicarbe et simazine ( $\log P < 3$ ). Par conséquent, d'autres facteurs, relatifs aux poissons et aux caractères ionisables des composés pourraient justifier ces teneurs (Pico *et al.*, 2019). En effet, les poissons étudiés sont démersal ou benthopelagique. De ce fait, ils vivent plus ou moins sur le fond et trouvent une partie de leurs nourritures dans les fonds vaseux composés principalement des détritiques organiques, d'invertébrés et de périphyton, ce qui pourrait également être des sources de pesticides (Belenguer *et al.*, 2014). Néanmoins, nos résultats sont faibles par rapport à d'autres auteurs dans la littérature qui ont recherché des organochlorés dans la chair des mêmes espèces poissons. En effet, cette différence serait due à la faible capacité de bioaccumulation dans le muscle pour ces composés par rapport aux pesticides organochlorés. Des résultats similaires ont été enregistrés dans l'*Oreochromis niloticus* par Jonsson *et al.* (2019). Aussi, des résidus de pesticides ont été trouvés à de faibles niveaux (0,89  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$  en moyenne) dans des poissons provenant de cours d'eaux douces par Belenguer *et al.* (2014) dans la rivière Júcar en Espagne et par Ernst *et al.* (2018) dans les grandes rivières d'Amérique du Sud (Uruguay et Negro). Nos résultats sont supérieurs à ceux rapportés par Lazartigues (2010) qui indique pour l'isoproturon et le métazachlore des teneurs moyennes respectives de 0,75 et 0,13  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$  dans les muscles des *Oreochromis niloticus*. En revanche, ils sont inférieurs à ceux de Chatterjee *et al.* (2016a) qui ont rapporté des valeurs de Parathion-méthyl comprises entre 66,11 et 70,88  $\mu\text{g}/\text{kg.PF}$ . Selon Tucker *et al.* (2003), les faibles niveaux d'accumulation dans les tissus de poisson et l'élimination rapide de ceux-ci, indiquent que les herbicides organiques n'ont pas tendance à s'accumuler dans les poissons.

Les pesticides détectés dans les eaux sont ceux détectés dans les poissons à de faibles concentrations. Néanmoins, le fénuron (un composé à fort potentiel de bioaccumulation,  $\text{Kow} = 3.162$ ) a été détecté dans les poissons à des concentrations élevées dans le lac Guessabo sans être détecté dans l'eau. Ce résultat s'expliquerait par sa faible persistance dans l'eau et indique une utilisation répétée en agriculture dans la zone d'étude (Belenguer *et al.*, 2014).

Dans l'ensemble, les *Chrysichthys nigrodigitatus* concentrent plus de pesticides que les *Oreochromis niloticus*. La différence dans la contamination entre les *Chrysichthys nigrodigitatus* et les *Oreochromis niloticus* du même cours d'eau serait dû à une métabolisation efficace de ces composés d'un poisson par rapport à l'autre. Aussi, le *Chrysichthys nigrodigitatus* possède un régime omnivore. Ainsi, nous faisons l'hypothèse que sa position dans la chaîne alimentaire pourrait expliquer ce haut niveau de concentration par rapport à

l'autre espèce. D'autre part, le fait que le *Chrysichthys nigrodigitatus* bioconcentre plus de pesticides que l'*Oreochromis niloticus* serait en partie due au pourcentage élevé de lipides dans son corps par rapport à l'autre (Sancho *et al.*, 1998).

D'une manière générale, les *Oreochromis niloticus* de Guessabo ont concentré plus de résidus de pesticides que les *Oreochromis niloticus* de Dohou. En effet, la contamination de la chair de poisson est la résultante de nombreux facteurs liés aux caractéristiques extrinsèques des sites, aux propriétés intrinsèques des molécules et des matrices (sédiment ou l'eau). Cependant, les pratiques sur le bassin versant s'avèrent également être déterminantes pour expliquer cette contamination. Aussi, l'absorption peut se produire lors d'une exposition par l'ingestion d'aliments contenant des résidus de pesticides (Schlenk, 2005). Les concentrations de résidus de simazine et d'aldicarbe détectées dans les échantillons de poissons sont supérieures à la limite maximale de référence (10 µg/kg) des pesticides non classés, ce qui reflète la forte présence de ces pesticides dans les lacs Dohou et Guessabo. Toutefois, bien que le Codex Alimentarius recommande l'analyse uniquement de la partie comestible du poisson, il ne prévoit actuellement pas de limite maximale de référence pour plusieurs types de poissons d'eau douce (Jonsson *et al.*, 2019).

### **Conclusion partielle**

L'objectif de cette partie de l'étude était de connaître le niveau de contamination des eaux, des poissons et des sédiments en métaux lourds et en résidus de pesticide. En ce qui concerne les métaux lourds, les eaux des lacs Guessabo et Dohou sont caractérisées par une faible contamination en éléments traces métalliques en référence aux normes des eaux destinées à la production d'eau potable notamment les plus toxiques (As, Pb, Hg et Cd). Dans les deux milieux lacustres étudiés, les concentrations moyennes en Zn, Mn et Cu sont conformes à la norme pour les eaux douces destinées à la production d'eau de consommation humaine. Par contre, la teneur moyenne en fer est largement supérieure à la norme requise. L'abondance de ces éléments traces métalliques dans les eaux de la zone d'étude suit l'ordre décroissant suivant : Fe > Pb > Mn > Cu > As > Zn > Hg > Cd. Relativement aux sédiments, ceux-ci sont en détérioration progressive. Le mercure, un métal toxique, présente les indices de contamination les plus élevés. Les sources de ces métaux pourraient provenir des engrais et des fertilisants agricoles. Pour les pesticides, les résultats donnent, pour chaque site, un profil de contamination particulièrement diversifié, avec de fortes variations saisonnières. La distribution spatiale régulière des pesticides suggère une application permanente ou fréquente de ces composés dans la zone d'étude, incluant ceux abandonnés dans l'union européenne. Le site Guessabo est plus

contaminé, avec des molécules dont la concentration moyenne dépasse très souvent 1 µg/L. Les sommes des concentrations moyennes des pesticides recherchés sont largement supérieures à la norme de 0,5 µg/L de l'UE pour une eau de boisson et 2 µg/L pour une eau destinée à la production d'eau potable. L'impact de la pollution sur l'ichthyofaune se traduit par la contamination de la chair de poisson en métaux et en pesticides. La teneur en métaux lourds par poisson montre clairement que la consommation quotidienne des poissons des lacs est sans aucun risque. Concernant les pesticides, la chair des poissons présente des profils variés de contamination mais les niveaux observés restent peu élevés. Les molécules ayant les niveaux les plus élevés dans le muscle de poisson correspondent aux pesticides présentant les plus fortes concentrations dans la matrice environnementale. Les valeurs élevées de certains métaux lourds et de pesticides pourraient causer des risques sanitaires.

CHAPITRE 8 : RISQUE SANITAIRE LIÉ À L'UTILISATION DES EAUX DES LACS ET À LA CONSOMMATION DES POISSONS.

8.1. Qualité globale des cours d'eau selon différents types d'usages

Les valeurs de l'indice de qualité (IQE) pour une eau apte à servir de source de production d'eau potable et propice à la vie aquatique sont présentées dans le tableau LII.

L'indice de qualité IQEP varie de 49,55 à 57,74 pour le lac Dohou (figure 52a) et de 45,42 à 52,71 pour le Guessabo (figure 52b). Les eaux des lacs ont une qualité en deçà de la moyenne en référence à la norme (figure 52). Aussi, l'indice de qualité IQEVA fluctue entre 38,51 (qualité médiocre) et 45,31 (qualité en deçà de la moyenne) pour le Dohou. S'agissant du lac Guessabo, il oscille entre 37,96 et 43,78 (qualité médiocre). La zone proche de la station de pompage (digue) quoique de mauvaise qualité présente des niveaux de qualité meilleure par rapport aux stations D6, D7 et D8 (figure 52).

Au niveau de Guessabo, les stations G3 et G4 enregistrent des niveaux de qualité meilleure par rapport aux autres stations.

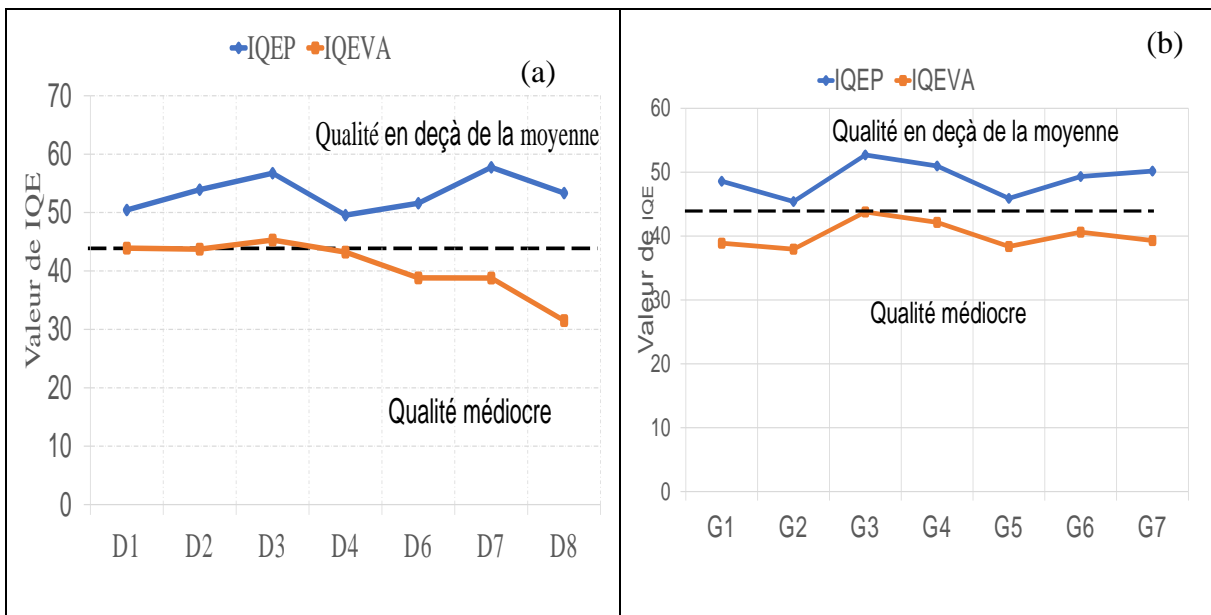


Figure 52 : Variation de l'indice de qualité d'eaux des lacs pour la production d'eau potable (IQEP) et la protection de la vie aquatique pour les lacs Guessabo-Dohou (IQEVA) en fonction des stations

Tableau LII : Gamme de variation de l'IQE calculé pour les lacs Guessabo et Dohou

Milieu d'étude	Qualité de l'eau Suivant les normes	Nombre total de variables	Nombre de variables ayant échouées	Nombre total tests	Nombre de tests ayant échoués	F1	F2	F3	IQE
Utilisation pour production d'eau potable									
Lac Guessabo	IQEP (Anonyme 3, 2017)	23	11-14	177	50-65	41,67-54,16	3128-35,75	58,68-71,09	45,42-52,71
Lac Dohou	IQEP (Anonyme 3, 2017)	23	10-13	177	49-63	41,66-58,33	29,60-36,31	49,55-57,74	49,55-57,74
Utilisation pour la protection de la vie aquatique									
Lac Guessabo	IQEVA (CMME, 2001)	19	12-16	148	51-67	54,16-62,5	40,15-46,21	69,36-77,66	37,96-43,78
Lac Dohou	IQEVA (CMME, 2001)	19	12-15	148	50-68	41,66-58,33	22,98-51,51	71,22-94,65	38,51-45,31

Dans l'ensemble, le site Dohou montre des niveaux de qualité meilleure pour la production d'eau potable (IQEP) et de protection de la vie aquatique (IQEVA) par rapport au site Guessabo (figure 53).

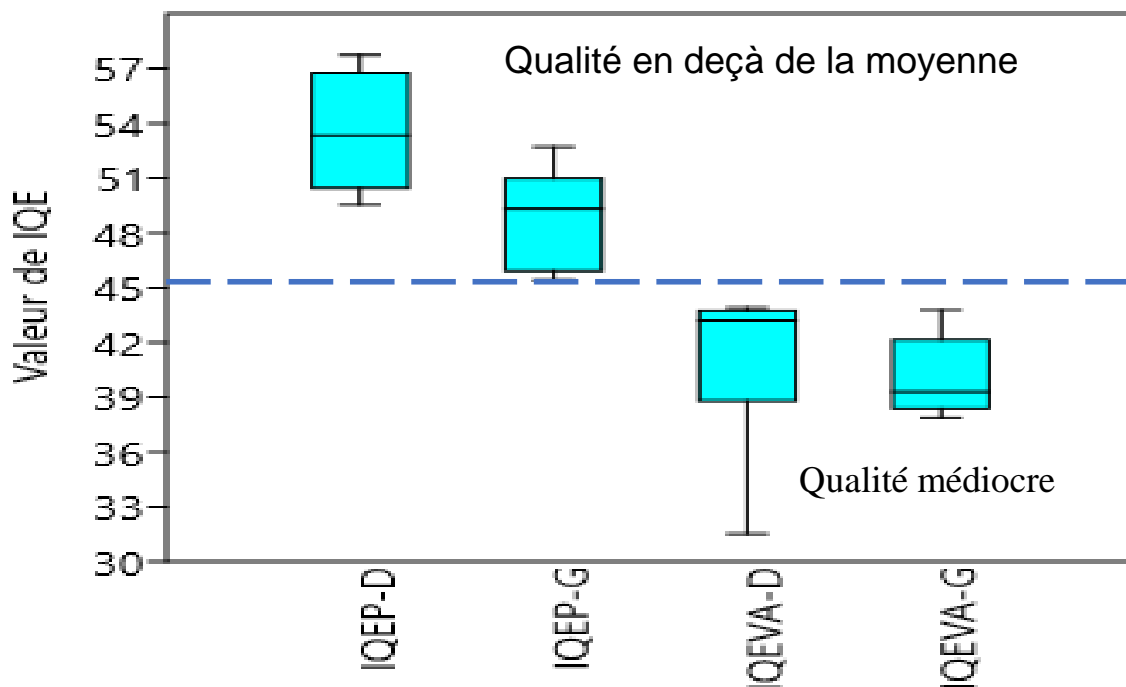


Figure 53 : Comparaison des différents indices de qualité des eaux des lacs Guessabo et Dohou  
G : Guessabo ; D : Dohou

## 8.2. Risque sanitaire lié à l'eau et à la consommation des poissons

### 8.2.1. Résultats des différents abattements sur les valeurs moyennes et extrêmes en résidus de pesticides

Le résultat des différents abattements possibles calculés avec les valeurs moyennes (moy) et maximales (max) ainsi que les doses de référence orale sont consignés dans le tableau LIII.



Tableau LIII : Valeurs moyennes ( $\mu\text{g/L}$ ), valeurs extrêmes ( $\mu\text{g/L}$ ), valeurs des différents abattements et les doses de références des pesticides fréquemment détectés

Pesticides	Dohou						Guessabo					
	Teneur en pesticides		Abattement moyen 50%		Abattement moyen 75%		Teneur en pesticides		Abattement moyen 50%		Abattement moyen 75%	
	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max
DIA	0,53	3,00	0,26	1,50	0,13	0,75	1,37	11,00	0,68	5,5	0,34	2,75
Aldicarbe	4,17	37,5	2,08	18,75	1,04	9,37	10,4	48,60	5,2	24,3	2,60	12,15
Simazine	3,04	18,20	1,52	9,1	0,76	4,55	9,37	73,7	4,68	36,85	2,34	18,42
Monolinuron	1,66	12,1	0,83	6,05	0,41	3,02	0,87	10,00	0,43	5,00	0,22	1,25
Parathion-méthyl	0,75	4,31	0,37	2,15	0,18	1,08	0,72	6,90	0,36	3,45	0,18	1,72
Prométryne	0,74	5,00	0,37	2,50	0,18	1,25						
Terbutryne	0,90	4,85	0,45	2,42	0,22	1,21						
Métolachlore							0,34	3,00	0,17	1,5	0,08	0,75
Isoproturon							2,11	17,73	1,05	8,86	0,53	4,43

Les résultats des différents abattements (tableau LIII) selon les deux types de traitement montrent des valeurs supérieures à  $0,1 \mu\text{g/L}$  qui est la norme européenne. Quant à la norme ivoirienne par substance individuelle ( $2 \mu\text{g/L}$ ), les résultats montrent des valeurs supérieures à cette norme après abattement selon le traitement classique employé.

### 8.2.2. Risque sanitaire lié à l'ingestion d'eau contenant des résidus de pesticides

Les quotients de risque (QR) des 9 pesticides considérés sont présentés dans le tableau LIV. Pour les eaux du lac Dohou, le QR est inférieur à 1, lorsqu'on considère les valeurs moyennes et les différents abattements. La valeur maximale est de  $3,39 \cdot 10^{-1}$ , ce qui montre que l'eau du lac Dohou est relativement propre à la consommation en référence au pesticide en considérant ce scénario. En revanche, en considérant les valeurs maximales des pesticides fréquemment détectés dans le lac Dohou, l'aldicarbe a enregistré des valeurs de QR de 3,05 pour enfant et de 1,03 pour adulte. S'agissant du parathion méthyle, il a enregistré également une valeur de QR supérieure à 1 pour enfant (1,405). Aussi, après abattement à 50 % lors d'un traitement classique, le QR (enfant) de l'aldicarbe (1,53) est également supérieur à 1. Ces résultats indiquent que la teneur en aldicarbe dans le lac représente un risque potentiel pour les enfants à la suite d'un traitement classique. Par ailleurs, le risque potentiel d'exposition par ingestion d'eau après un abattement de 75 % est faible pour les deux catégories d'âge. Les estimations du QR pour chaque pesticide par ingestion d'eau lorsqu'on considère la valeur moyenne suit

l'ordre aldicarbe > parathion méthyle > simazine > monolinuron > prométryne > Terbutryne > DIA. Le potentiel de risques cumulatifs (RQs) posé par ces pesticides après abattement de 50 % et 75 % sont respectivement de 2,59 (enfant) et de 1,36 (enfant) lorsqu'on considère les concentrations extrêmes. Pour les adultes, le potentiel de risques cumulatifs (RQs) est inférieur à 1 après abattement à 50 %.

S'agissant du lac Guessabo, le QR est inférieur à 1, lorsqu'on considère les valeurs moyennes. La valeur maximale est de  $8,47 \cdot 10^{-1}$ , ce qui montre que l'eau du lac Guessabo est relativement propre à la consommation en référence au pesticide en considérant la teneur moyenne. En considérant les valeurs maximales, l'aldicarbe, la simazine et le parathion méthyle ont enregistré des valeurs QR pour enfant respectives de 3,96, 1,20 et de 2,25. Pour les adultes, l'aldicarbe présente également un QR (1,33) supérieur à 1 en considérant les valeurs extrêmes. Aussi, après abattement à 50 % lors d'un traitement classique, le QR de l'aldicarbe (1,98) et du parathion méthyle (1,12) est également supérieures à 1. Ces résultats indiquent que ces pesticides représentent des risques potentiels pour les enfants à la suite d'un traitement classique. Par ailleurs, le risque probable lié à l'exposition par ingestion d'eau après un abattement de 75 % est faible pour les deux catégories d'âge (QR < 1). Les estimations du QR pour chaque pesticide par ingestion d'eau lorsqu'on considère la valeur moyenne suit l'ordre aldicarbe > parathion méthyle > simazine > Isoproturon > monolinuron > DIA > Métolachlore. Le potentiel de risques cumulatifs (RQs) causé par ces pesticides après abattement de 50 % et 75 % sont respectivement de 4,16 (enfant) et de 1,88 (enfant) lorsqu'on considère les concentrations extrêmes. Pour les adultes, le potentiel de risques cumulatifs (RQs) est supérieur à 1 après abattement à 50 %. Le risque non -cancérogène des enfants est plus élevé que le risque non -cancérogène pour adultes. Le lac Guessabo présente le risque non cancérogène probable lié à l'ingestion d'eau le plus élevé des deux lacs.

Tableau LIV : Risque non-cancérogène des pesticides fréquemment détectés et leurs abattements (50% et 75%) selon deux scénarios (enfant de 6 ans et adulte de 70 ans)

Pesticides	Dohou				Guessabo			
	Enfants		Adultes		Enfants		Adultes	
	EXP	RQi	EXP	RQi	EXP	RQi	EXP	RQi
DIA	4,32.10 <sup>-5a</sup>	1,72.10 <sup>-3</sup>	1,45.10 <sup>-5</sup>	5,81.10 <sup>-4</sup>	1,11. 10 <sup>-4</sup>	4,46. 10 <sup>-3</sup>	3,75.10 <sup>-5</sup>	1,50. 10 <sup>-3</sup>
	2,44.10 <sup>-4b</sup>	9,7810 <sup>-3</sup>	8,22.10 <sup>-5</sup>	3,29. 10 <sup>-3</sup>	8,965. 10 <sup>-4</sup>	3,58. 10 <sup>-2</sup>	3,014.10 <sup>-4</sup>	1,20. 10 <sup>-2</sup>
	2,12. 10 <sup>-5c</sup>	8,47.10 <sup>-4</sup>	7,12.10 <sup>-6</sup>	2,85.10 <sup>-4</sup>	5,542. 10 <sup>-5</sup>	2,21. 10 <sup>-3</sup>	1,86.10 <sup>-5</sup>	7,45. 10 <sup>-4</sup>
	9,61.10 <sup>-5d</sup>	3,85. 10 <sup>-3</sup>	3,23.10 <sup>-5</sup>	1,29.10 <sup>-3</sup>	4,48. 10 <sup>-4</sup>	1,79. 10 <sup>-2</sup>	1,507.10 <sup>-4</sup>	6,028. 10 <sup>-3</sup>
	1,06. 10 <sup>-5e</sup>	4,24.10 <sup>-4</sup>	6,75.10 <sup>-7</sup>	2,70.10 <sup>-5</sup>	2,77. 10 <sup>-5</sup>	1,11.10 <sup>-3</sup>	9,316.10 <sup>-6</sup>	3,73. 10 <sup>-4</sup>
	6,1125.10 <sup>-5f</sup>	2,44. 10 <sup>-3</sup>	2,05.10 <sup>-5</sup>	8,22.10 <sup>-4</sup>	2,24.10 <sup>-4</sup>	8,96.10 <sup>-3</sup>	7,535.10 <sup>-5</sup>	3,01. 10 <sup>-3</sup>
Aldicarbe	3, 39.10 <sup>-4</sup>	3, 39.10 <sup>-1</sup>	1,14. 10 <sup>-4</sup>	1,14. 10 <sup>-1</sup>	8,47.10 <sup>-4</sup>	8,47.10 <sup>-1</sup>	2,85.10 <sup>-4</sup>	2,85.10 <sup>-1</sup>
	3,05.10 <sup>-3</sup>	<b>3,05</b>	1,03. 10 <sup>-3</sup>	<b>1,03</b>	3,96.10 <sup>-3</sup>	<b>3,96</b>	1,33.10 <sup>-3</sup>	<b>1,33</b>
	1,7.10 <sup>-4</sup>	1,7.10 <sup>-1</sup>	5,7. 10 <sup>-5</sup>	5,7. 10 <sup>-2</sup>	4,24.10 <sup>-4</sup>	4,238.10 <sup>-1</sup>	1,42.10 <sup>-4</sup>	1,42.10 <sup>-1</sup>
	1,53.10 <sup>-3</sup>	<b>1,53</b>	5,13. 10 <sup>-4</sup>	5,13. 10 <sup>-1</sup>	1,98.10 <sup>-3</sup>	<b>1,98</b>	6,66.10 <sup>-4</sup>	6,66.10 <sup>-1</sup>
	8,5.10 <sup>-5</sup>	8,5.10 <sup>-2</sup>	2,85. 10 <sup>-5</sup>	2,85. 10 <sup>-2</sup>	2,12.10 <sup>-4</sup>	2,12.10 <sup>-1</sup>	7,12.10 <sup>-5</sup>	7,12.10 <sup>-2</sup>
	7,65.10 <sup>-4</sup>	7,65.10 <sup>-1</sup>	2,57. 10 <sup>-4</sup>	2,57. 10 <sup>-1</sup>	9,90.10 <sup>-4</sup>	9,90.10 <sup>-1</sup>	3,33.10 <sup>-4</sup>	3,33.10 <sup>-1</sup>
Simazine	2,48.10 <sup>-4</sup>	4,95.10 <sup>-2</sup>	8,32.10 <sup>-5</sup>	1,66.10 <sup>-2</sup>	7,6.10 <sup>-4</sup>	1,527.10 <sup>-1</sup>	2,56.10 <sup>-4</sup>	5,13.10 <sup>-2</sup>
	1,48.10 <sup>-3</sup>	2,96.10 <sup>-1</sup>	4,98.10 <sup>-4</sup>	9,97.10 <sup>-2</sup>	6,00.10 <sup>-3</sup>	<b>1,201</b>	2,02.10 <sup>-3</sup>	4,04.10 <sup>-1</sup>
	1,3.10 <sup>-4</sup>	2,48.10 <sup>-2</sup>	4,16.10 <sup>-5</sup>	8,33.10 <sup>-3</sup>	3,81.10 <sup>-4</sup>	7,62.10 <sup>-2</sup>	1,28.10 <sup>-4</sup>	2,56.10 <sup>-2</sup>
	7,42.10 <sup>-4</sup>	1,48.10 <sup>-2</sup>	2,49.10 <sup>-4</sup>	4,987.10 <sup>-2</sup>	3,00.10 <sup>-3</sup>	6,00.10 <sup>-1</sup>	1,00.10 <sup>-3</sup>	2,02.10 <sup>-1</sup>
	6,19.10 <sup>-5</sup>	1,24.10 <sup>-2</sup>	2,08.10 <sup>-5</sup>	4,16.10 <sup>-3</sup>	1,90.10 <sup>-4</sup>	3,81.10 <sup>-2</sup>	6,41.10 <sup>-5</sup>	1,28.10 <sup>-2</sup>
	3,71.10 <sup>-4</sup>	7,42.10 <sup>-2</sup>	1,24.10 <sup>-4</sup>	2,49.10 <sup>-2</sup>	1,50.10 <sup>-3</sup>	3,00.10 <sup>-1</sup>	5,05.10 <sup>-4</sup>	1,01.10 <sup>-1</sup>
Monolinuron	1,35.10 <sup>-4</sup>	2,70.10 <sup>-2</sup>	4,54.10 <sup>-5</sup>	9,10.10 <sup>-3</sup>	7,09.10 <sup>-5</sup>	1,42.10 <sup>-2</sup>	2,38.10 <sup>-5</sup>	4,76.10 <sup>-3</sup>
	9,86.10 <sup>-4</sup>	1,97.10 <sup>-1</sup>	3,31.10 <sup>-4</sup>	6,63.10 <sup>-2</sup>	8,15.10 <sup>-4</sup>	1,63.10 <sup>-1</sup>	2,74.10 <sup>-4</sup>	5,48.10 <sup>-2</sup>
	6,76.10 <sup>-5</sup>	1,35.10 <sup>-2</sup>	2,27.10 <sup>-5</sup>	4,54.10 <sup>-3</sup>	3,50.10 <sup>-5</sup>	7,01.10 <sup>-3</sup>	1,18.10 <sup>-5</sup>	2,35.10 <sup>-3</sup>
	4,93.10 <sup>-4</sup>	9,861.10 <sup>-2</sup>	1,66.10 <sup>-4</sup>	3,31.10 <sup>-2</sup>	4,07.10 <sup>-4</sup>	8,15.10 <sup>-2</sup>	1,37.10 <sup>-4</sup>	2,74.10 <sup>-2</sup>
	3,34.10 <sup>-5</sup>	6,68.10 <sup>-2</sup>	1,12.10 <sup>-5</sup>	2,24.10 <sup>-3</sup>	1,79.10 <sup>-5</sup>	3,58.10 <sup>-3</sup>	6,03.10 <sup>-6</sup>	1,20.10 <sup>-3</sup>
	2,46.10 <sup>-4</sup>	4,92.10 <sup>-2</sup>	8,27.10 <sup>-5</sup>	1,655.10 <sup>-2</sup>	1,02.10 <sup>-5</sup>	2,04.10 <sup>-2</sup>	3,42.10 <sup>-5</sup>	6,85.10 <sup>-3</sup>
Parathion-méthyl	6,11.10 <sup>-5</sup>	2,45.10 <sup>-1</sup>	2,05.10 <sup>-5</sup>	8,22.10 <sup>-2</sup>	5,87.10 <sup>-5</sup>	2,35.10 <sup>-1</sup>	1,97.10 <sup>-5</sup>	7,891.10 <sup>-2</sup>
	3,51.10 <sup>-4</sup>	<b>1,405</b>	1,18.10 <sup>-4</sup>	4,72.10 <sup>-1</sup>	5,62.10 <sup>-4</sup>	<b>2,25</b>	1,89.10 <sup>-4</sup>	7,56.10 <sup>-1</sup>
	3,01.10 <sup>-5</sup>	1,20.10 <sup>-1</sup>	1,01.10 <sup>-5</sup>	4,05.10 <sup>-2</sup>	2,93.10 <sup>-5</sup>	1,17.10 <sup>-1</sup>	9,86.10 <sup>-6</sup>	3,94.10 <sup>-2</sup>
	1,75.10 <sup>-4</sup>	7,01.10 <sup>-1</sup>	5,89.10 <sup>-5</sup>	2,35.10 <sup>-1</sup>	2,81.10 <sup>-4</sup>	<b>1,12</b>	9,45.10 <sup>-5</sup>	3,78.10 <sup>-1</sup>
	1,46.10 <sup>-5</sup>	5,86.10 <sup>-2</sup>	4,93.10 <sup>-6</sup>	1,97.10 <sup>-2</sup>	1,46.10 <sup>-5</sup>	5,87.10 <sup>-2</sup>	4,93.10 <sup>-6</sup>	1,97.10 <sup>-2</sup>
	8,02.10 <sup>-5</sup>	3,52.10 <sup>-1</sup>	2,96.10 <sup>-5</sup>	1,18.10 <sup>-1</sup>	1,42.10 <sup>-4</sup>	5,60.10 <sup>-1</sup>	4,71.10 <sup>-5</sup>	1,88.10 <sup>-1</sup>
	6,03.10 <sup>-5</sup>	1,51.10 <sup>-2</sup>	2,03.10 <sup>-5</sup>	5,07.10 <sup>-3</sup>				

Prométryne	4,07.10 <sup>-4</sup>	1,02.10 <sup>-1</sup>	1,37.10 <sup>-4</sup>	3,42.10 <sup>-2</sup>				
	3,01.10 <sup>-5</sup>	7,54.10 <sup>-3</sup>	1,01.10 <sup>-5</sup>	2,53.10 <sup>-3</sup>				
	2,03.10 <sup>-4</sup>	5,09.10 <sup>-2</sup>	6,85.10 <sup>-5</sup>	1,71.10 <sup>-2</sup>				
	1,46.10 <sup>-5</sup>	3,66.10 <sup>-3</sup>	4,93.10 <sup>-6</sup>	1,23.10 <sup>-3</sup>				
	1,02.10 <sup>-4</sup>	2,55.10 <sup>-2</sup>	0,03425	8,56.10 <sup>-3</sup>				
Terbutryne	7,33.10 <sup>-5</sup>	7,33.10 <sup>-2</sup>	2,46.10 <sup>-5</sup>	2,46.10 <sup>-2</sup>				
	3,95.10 <sup>-4</sup>	3,95.10 <sup>-1</sup>	1,32.10 <sup>-4</sup>	1,33.10 <sup>-1</sup>				
	3,66.10 <sup>-5</sup>	3,66.10 <sup>-2</sup>	1,23.10 <sup>-5</sup>	1,233.10 <sup>-2</sup>				
	1,97.10 <sup>-4</sup>	1,97.10 <sup>-1</sup>	6,63.10 <sup>-5</sup>	6,63.10 <sup>-2</sup>				
	1,79.10 <sup>-5</sup>	1,79.10 <sup>-2</sup>	6,03.10 <sup>-6</sup>	6,028.10 <sup>-3</sup>				
	9,86.10 <sup>-5</sup>	9,86.10 <sup>-2</sup>	3,31.10 <sup>-5</sup>	3,31.10 <sup>-2</sup>				
Métolachlore					2,771.10 <sup>-5</sup>	1,85.10 <sup>-4</sup>	9,31.10 <sup>-6</sup>	6,21.10 <sup>-5</sup>
					2,445.10 <sup>-4</sup>	1,63.10 <sup>-3</sup>	8,22.10 <sup>-5</sup>	5,48.10 <sup>-4</sup>
					1,38.10 <sup>-5</sup>	9,23.10 <sup>-4</sup>	4,66.10 <sup>-6</sup>	3,11.10 <sup>-5</sup>
					1,22.10 <sup>-4</sup>	8,15.10 <sup>-4</sup>	4,11.10 <sup>-5</sup>	2,74.10 <sup>-4</sup>
					6,52.10 <sup>-6</sup>	4,346.10 <sup>-5</sup>	2,192.10 <sup>-6</sup>	1,46.10 <sup>-5</sup>
					6,11.10 <sup>-5</sup>	4,075.10 <sup>-4</sup>	2,05.10 <sup>-5</sup>	1,37.10 <sup>-4</sup>
Isoproturon					1,72.10 <sup>-4</sup>	8,60.10 <sup>-2</sup>	5,78.10 <sup>-5</sup>	2,890.10 <sup>-2</sup>
					1,44.10 <sup>-3</sup>	7,23.10 <sup>-1</sup>	4,86.10 <sup>-4</sup>	2,43.10 <sup>-1</sup>
					8,55.10 <sup>-5</sup>	4,28.10 <sup>-2</sup>	2,87.10 <sup>-5</sup>	1,44.10 <sup>-2</sup>
					7,22.10 <sup>-4</sup>	3,61.10 <sup>-1</sup>	2,43.10 <sup>-5</sup>	1,21.10 <sup>-1</sup>
					4,32.10 <sup>-5</sup>	2,16.10 <sup>-2</sup>	1,45.10 <sup>-5</sup>	7,26.10 <sup>-3</sup>
					3,61.10 <sup>-4</sup>	1,80.10 <sup>-1</sup>	1,21.10 <sup>-4</sup>	6,07.10 <sup>-2</sup>
RQs=∑QRi		<b>7,51.10<sup>-1a</sup></b>		<b>2,52.10<sup>-1a</sup></b>		<b>1,34</b>		<b>4,93.10<sup>-1</sup></b>
		<b>5,45<sup>b</sup></b>		<b>1,83<sup>b</sup></b>		<b>8,49</b>		<b>2,78</b>
		<b>6,44.10<sup>-1c</sup></b>		<b>1,25.10<sup>-1c</sup></b>		<b>6,69.10<sup>-1</sup></b>		<b>4,55.10<sup>-1</sup></b>
		<b>2,59<sup>d</sup></b>		<b>9,15.10<sup>-1d</sup></b>		<b>4,16</b>		<b>1,65</b>
		<b>2,44.10<sup>-1e</sup></b>		<b>6,10.10<sup>-2e</sup></b>		<b>3,4.10<sup>-1</sup></b>		<b>1,12.10<sup>-1</sup></b>
		<b>1,36<sup>f</sup></b>		<b>6,07.10<sup>-1f</sup></b>		<b>1,88</b>		<b>6,83.10<sup>-1</sup></b>

<sup>a</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration moyenne) ; <sup>b</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration extrême) ; <sup>c</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration moyenne après abattement de 50 %) ; <sup>d</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration extrême après abattement de 50 %) ; <sup>e</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration moyenne après abattement de 75%) ; <sup>f</sup> Quotient de risque non cancérogène (enfant, concentration extrême après abattement de 75 %).

### **8.2.3. Risques sanitaires liés à la consommation des eaux contaminées par les éléments traces métalliques et à l'utilisation de l'eau pour le bain**

Les résultats de l'évaluation de l'exposition au Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn et Fe liée à la consommation de l'eau et à la prise de bain ainsi que leurs quotients de risque (QR) correspondants chez les enfants et les adultes dans la zone d'étude sont reportés dans les tableaux LV et LVI.

Tous les QR des métaux lourds individuels sont inférieurs à 1. Cependant, le QR le plus élevé est observé pour l'As dans la consommation de l'eau brute du lac Dohou (tableau LV). L'indice de haut risque (RQs), qui est la somme des QR de tous les métaux lourds, est de 0,43 et 0,22 (valeur moyenne), respectivement pour les enfants et les adultes dans le lac Dohou. Les contributions de Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn et de Fe au QRs sont dans l'ordre de pourcentage croissant suivant : As : 52 %, Hg : 20 %, Fe : 16 %, Pb : 9 %, Cd : 0,9 %, Cu : 0,19 % et Zn : 0,025 %.

S'agissant des eaux du lac Guessabo, l'indice de haut risque (RQs) est de 0,36 et 0,19, respectivement pour les enfants et les adultes. Les contributions de Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn et de Fe au RQs sont dans l'ordre de pourcentage croissant suivant : Fe : 50 %, Hg : 25 %, As : 14,6 %, Pb : 7,75 %, Cd : 1,3 %, Cu : 0,3 % et Zn : 0,03 %. Ces valeurs RQs sont inférieures à la valeur seuil 1 montrant ainsi que la survenue d'un effet toxique provenant des métaux liés à la consommation des eaux des lacs est peu probable chez les deux catégories d'âge. Nos résultats montrent que les quotients de risque issus de la consommation de l'eau dans les deux zones pour les enfants sont tous supérieurs à ceux des adultes malgré la faible consommation journalière d'eau chez les enfants (1,5 L pour l'enfant contre 2 L pour l'adulte) d'après le scénario. Les QR des métaux lourds individuels liés au bain (tableau LVI) sont également inférieurs à 1. L'indice de haut risque lié au bain est 0,17 et 0,08, respectivement pour les enfants et les adultes dans le lac Dohou et de 0,11 et 0,03 pour les eaux de Guessabo respectivement pour les enfants et les adultes. Ces résultats montrent que la contribution à la survenue d'effet toxique lié au bain est très faible.

Tableau LV : Dose journalière d'exposition aux ETMs et Risques sanitaires liés à la consommation d'eau

Métaux	Dohou				Guessabo			
	Enfants		Adultes		Enfants		Adultes	
	EXP	QR	EXP	QR	EXP	QR	EXP	QR
Hg	$8,82.10^{-3}$	$8,82.10^{-2}$	$4,33.10^{-3}$	$4,33.10^{-2}$	$9,18.10^{-3}$	$9,18.10^{-2}$	$4,87.10^{-3}$	$4,87.10^{-2}$
Cd	$1,95.10^{-3}$	$3,9.10^{-3}$	$9,60.10^{-4}$	$1,92.10^{-3}$	$2,39.10^{-3}$	$4,78.10^{-3}$	$1,27.10^{-3}$	$2,54.10^{-3}$
As	$6,82.10^{-2}$	$2,27.10^{-1}$	$3,35.10^{-2}$	$1,2.10^{-1}$	$1,58.10^{-2}$	$5,26.10^{-2}$	$9,31.10^{-3}$	$3,10.10^{-2}$
Pb	$5,74.10^{-2}$	$4,10.10^{-2}$	$2,82.10^{-2}$	$2,01.10^{-2}$	$3,91.10^{-2}$	$2,79.10^{-2}$	$2,07.10^{-2}$	$1,47.10^{-2}$
Cu	$3,39.10^{-2}$	$8,47.10^{-4}$	$1,67.10^{-2}$	$4,17.10^{-4}$	$5,00.10^{-2}$	$1,25.10^{-3}$	$2,65.10^{-2}$	$6,62.10^{-4}$
Fe	48,72	$6,96.10^{-2}$	23,96	$3,42.10^{-2}$	125,74	0,18	66,88	$9,55.10^{-2}$
Zn	$3,22.10^{-2}$	$1,07.10^{-4}$	$1,58.10^{-2}$	$1,14.10^{-5}$	$3,60.10^{-2}$	$1,20.10^{-4}$	$1,91.10^{-2}$	$6,36.10^{-5}$
RQs= $\sum$ QRi		<b>0,43</b>		<b>0,22</b>		<b>0,36</b>		<b>0,19</b>

Tableau LVI : Dose journalière d'exposition aux ETMs et Risques sanitaires liés au bain

Métaux	Dohou				Guessabo			
	Enfants		Adultes		Enfants		Adultes	
	EXP	QR	EXP	QR	EXP	QR	EXP	QR
Hg	$1,94.10^{-5}$	$2,77.10^{-3}$	$9,52.10^{-6}$	$1,36.10^{-3}$	$2,02.10^{-5}$	$2,88.10^{-3}$	$2,20.10^{-5}$	$3,14.10^{-3}$
Cd	$3,01.10^{-4}$	$1,20.10^{-2}$	$7,23.10^{-5}$	$2,89.10^{-3}$	$5,26.10^{-6}$	$2,10.10^{-4}$	$5,76.10^{-6}$	$2,30.10^{-4}$
As	$1,05.10^{-2}$	$8,54.10^{-2}$	$2,52.10^{-3}$	$2,89.10^{-3}$	$1,66.10^{-3}$	$1,35.10^{-2}$	$4,00.10^{-4}$	$3,25.10^{-3}$
Pb	$8,86.10^{-3}$	$2,11.10^{-2}$	$2,12.10^{-3}$	$2,05.10^{-2}$	$3,70.10^{-3}$	$8,8.10^{-3}$	$8,88.10^{-4}$	$2,11.10^{-3}$
Cu	$5,24.10^{-3}$	$6,55.10^{-4}$	$1,26.10^{-3}$	$5,05.10^{-3}$	$4,73.10^{-3}$	$5,91.10^{-4}$	$1,13.10^{-3}$	$1,39.10^{-4}$
Fe	7,51	$5,36.10^{-2}$	1,80	$1,57.10^{-4}$	11,90	$8,5.10^{-2}$	2,85	$2,04.10^{-2}$
Zn	$4,97.10^{-3}$	$8,28.10^{-5}$	$1,19.10^{-3}$	$1,25.10^{-5}$	$3,41.10^{-3}$	$5,68.10^{-5}$	$8,13.10^{-4}$	$1,36.10^{-5}$
RQs= $\sum$ RQi		<b>0,17</b>		<b>0,08</b>		<b>0,11</b>		<b>0,03</b>

### 8.2.4. Risques sanitaires liés à la consommation des poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* contaminés par les ETMs.

Les résultats de l'évaluation de l'exposition (EXP) au Hg, Cd, Pb, Cu et Fe liée à la consommation de poissons pollués ainsi que leurs quotients de risque (QR) correspondants chez les enfants et les adultes dans la zone d'étude sont reportés dans les tableaux LVII et LVIII

Tableau LVII: Dose journalière d'exposition aux ETMs lié à la consommation de poissons

Métaux lourds	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		<i>Oreochromis niloticus</i> (Guessabo)		<i>Oreochromis niloticus</i> (Dohou)	
	EXP		EXP		EXP	
	Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Hg	$2.8 \cdot 10^{-5}$	$1.52 \cdot 10^{-5}$	$1.9 \cdot 10^{-5}$	$1.03 \cdot 10^{-5}$	$2.59 \cdot 10^{-4}$	$8.585 \cdot 10^{-5}$
Cd	$2.0 \cdot 10^{-6}$	$1.08 \cdot 10^{-6}$	$1.85 \cdot 10^{-5}$	$10^{-5}$	$10^{-5}$	$3.47 \cdot 10^{-6}$
Pb	$3.55 \cdot 10^{-5}$	$1.91 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-5}$	$3.2 \cdot 10^{-5}$	$1.72 \cdot 10^{-4}$	$5.68 \cdot 10^{-5}$
Cu	$1.67 \cdot 10^{-3}$	$9.08 \cdot 10^{-4}$	$2.08 \cdot 10^{-3}$	$1.13 \cdot 10^{-3}$	$2.44 \cdot 10^{-3}$	$1.32 \cdot 10^{-3}$
Fe	$1.38 \cdot 10^{-2}$	$7.48 \cdot 10^{-3}$	$6.86 \cdot 10^{-3}$	$3.72 \cdot 10^{-3}$	$5.95 \cdot 10^{-2}$	$1.96 \cdot 10^{-2}$

EXP : Exposition journalière

Tableau LVIII : Risques sanitaires liés à la consommation des poissons

Métaux lourds	QR ( <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> de Guessabo)		QR ( <i>Oreochromis niloticus</i> de Guessabo)		QR ( <i>Oreochromis niloticus</i> de Dohou)	
	Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Hg	$9 \cdot 10^{-2}$	$5.07 \cdot 10^{-2}$	$6.3 \cdot 10^{-2}$	$3.43 \cdot 10^{-2}$	$8.63 \cdot 10^{-1}$	$2.83 \cdot 10^{-1}$
Cd	$2 \cdot 10^{-3}$	$1.08 \cdot 10^{-3}$	$1.85 \cdot 10^{-2}$	$10^{-2}$	$10^{-2}$	$3.47 \cdot 10^{-3}$
Pb	$8.87 \cdot 10^{-3}$	$4.77 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$4.3 \cdot 10^{-2}$	$1.42 \cdot 10^{-2}$
Cu	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$2.27 \cdot 10^{-2}$	$5.2 \cdot 10^{-2}$	$2.8 \cdot 10^{-2}$	$6.11 \cdot 10^{-2}$	$3.32 \cdot 10^{-2}$
Fe	$1.97 \cdot 10^{-2}$	$1.07 \cdot 10^{-2}$	$9.8 \cdot 10^{-3}$	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$8.5 \cdot 10^{-2}$	$2.8 \cdot 10^{-2}$
RQs	<b>0,163</b>	<b>0,089</b>	<b>0,162</b>	<b>0,085</b>	<b>1,06</b>	<b>0,37</b>

QR : Quotient de Risque

Les quotients de risques QR de métaux lourds individuels calculés sont inférieurs à 1. Cependant, le QR le plus élevé a été observé pour le Hg dans l'*Oreochromis niloticus* du lac Dohou (tableau LVIII).

L'indice de haut risque (RQs) pour enfant est de 1,06, 0,162 et 0,163 (niveaux moyens), respectivement pour le *Oreochromis niloticus* de Dohou, l'*Oreochromis niloticus* de Guessabo et le *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Ces valeurs de RQs sont inférieures la valeur seuil 1 pour les poissons de Guessabo et à la limite du seuil pour les *Oreochromis niloticus* de Dohou. Ces résultats ne reflètent aucun risque pour la santé humaine lié à la consommation des poissons étudiés. Aussi, les indices de haut risque (RQs) pour adulte sont de 0,37, 0,085 et 0,089 (niveaux moyens), respectivement pour les *Oreochromis niloticus* de Dohou, les *Oreochromis niloticus* de Guessabo et les *Chrysichthys nigrodigitatus*. Ces valeurs de RQs sont également inférieures la valeur seuil 1, indiquant ainsi une absence de risque probable pour la santé humaine lié à la consommation de poissons étudiés. Les contributions de Hg, Cu, Fe, Pb et Cd au RQs sont dans l'ordre suivant : Hg : 55 %, Cu : 25 %, Fe : 12 %, Pb : 5 %, Cd : 3 %, chez le *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Concernant les contributions au RQs par les ETMs pour les *Oreochromis niloticus* de Guessabo, l'ordre est le suivant : Hg : 38 %, Cu : 33 %, Cd : 11 %, Pb : 10 %, Fe : 8 %. S'agissant des *Oreochromis niloticus* de Dohou, les contributions au RQs par les ETMs sont dans l'ordre suivant : Hg : 81 %, Fe : 8 %, Cu : 6 %, Pb : 4 %, Cd : 1 %.

### **8.3. Discussion**

Les valeurs calculées de l'IQE des lacs ne montrent pas de variation spatiale significative ( $p > 0,05$ ), reflétant une qualité de l'eau quasi constante en raison des sources de pollution presque similaire des cours d'eau. Les quelques fluctuations observées seraient attribuables à la combinaison des sources naturelles et humaines (Kouame *et al.*, 2019). Les deux indices montrent que la qualité de l'eau des lacs est dégradée. Les contaminants, principalement les pesticides ont réduit la capacité d'autoépuration et affecté la qualité de l'eau des lacs à de nombreuses fins. Globalement, le lac Dohou montre des niveaux de qualité meilleure pour la production d'eau potable (IQEP) et la protection de la vie aquatique (IQEVA) par rapport au site Guessabo. Au regard de la mauvaise qualité de l'eau, le lac Guessabo pressenti venir en appoint au lac Dohou ne serait pas adéquat pour le traitement classique utilisé actuellement sur le Dohou. Par conséquent, son utilisation comme source d'eau destinée à la production d'eau de consommation nécessiterait le déploiement de moyens adéquats. Les résultats de l'IQEVA montrent que la qualité de l'eau des



lacs se détériore et s'étend de médiocre à une qualité en deçà de la moyenne. Par conséquent, les lacs deviennent impropres aux espèces aquatiques vulnérables à la pollution (Abdel-Satar *et al.*, 2017).

Ces résultats présentés par la qualité globale de l'eau ont conduit à évaluer le risque sanitaire lié à l'ingestion des métaux lourds et des résidus de pesticides. Ainsi, après un abattement de 75 % sur les valeurs moyennes et extrêmes des pesticides fréquemment détectés, les résultats sont supérieurs à la norme requise (0,1 µg/L) de l'union Européenne. Concernant la norme (2µg/L) ivoirienne, les résultats sont également supérieurs après un abattement de 50%. Cela témoigne de la mauvaise qualité de la ressource en eau de surface utilisée pour la potabilisation. Les risques non cancérogènes pour les adultes et les enfants calculés ont montré un résultat inquiétant après un abattement 50 % pour ces deux tranches d'âge. Ce résultat est contraire à celui rapporté par Papadakis *et al.* (2015) après un abattement de 50 % sur les valeurs médianes et extrêmes. En revanche, après un abattement de 75 %, le risque potentiel est en dessous de la norme requise. Par conséquent, un traitement par filtration accompagné de traitement à l'ozone conviendrait pour minimiser les risques (Edder *et al.*, 2006). En revanche, le risque cumulatif (QRs) est supérieur à l'unité quel que soit le type de traitement ce qui fait craindre les effets indésirables potentiels dus à l'accumulation de pesticides à long terme.

Le risque potentiel non cancérogène des enfants est plus élevés que celui des adultes. Des résultats similaires ont été rapportés par Shi *et al.* (2011) et Papadakis *et al.* (2015) dans leurs différentes études. Comparativement au risque lié aux pesticides, les métaux lourds ont enregistré un risque sanitaire faible lié au bain, à l'ingestion des poissons et à l'eau des lacs, ce qui indique que l'impact des activités agricoles est plus élevé dans la zone d'étude. Par conséquent, les métaux sélectionnés ne représentent que peu ou pas de risque pour les résidents par contact avec la peau ou par ingestion. Néanmoins, les contributions au risque élevé des métaux lourds toxiques tel que le mercure et l'arsenic dans les deux matrices suscitent des inquiétudes. Des résultats similaires liés à la contribution élevée des métaux toxiques dans les matrices environnementales ont été soulignés par Mwakalapa *et al.* (2019). La contribution au risque élevé du Hg par rapport autres métaux non essentiels serait principalement due à sa faible valeur de dose référence (Kouamé *et al.*, 2019). Aussi, les RQs sont inférieurs à 1 pour tous les poissons, ce qui suggère que leur consommation ne pose aucun risque pour la santé au cours de la vie pour un adulte et un enfant en bonne santé.

Toutefois, il paraît judicieux de nuancer cette interprétation, car ces mêmes poissons contiennent des résidus de pesticides (herbicides) dont leur présence n'est aucunement exigée dans les aliments en France (Beck, 2011). Les enfants sont les plus exposés aux métaux lourds en raison de leur faible poids corporel et de leur fragilité physiologique, car les contaminants sont facilement absorbés par leur corps. L'organisme des enfants absorbe potentiellement plus de contaminants et sont incapables de les éliminer aussi facilement que les adultes, car leurs systèmes d'élimination sont moins développés (OMS, 2015).

### **Conclusion partielle**

Les différents indices de qualité de l'eau (IQE) calculés indiquent que la qualité de l'eau des lacs est dégradée et s'étend globalement de médiocre à une qualité en deçà de la moyenne. Les contributeurs principaux de la réduction de la capacité d'auto-épuration du lac sont les pesticides. Les estimations du quotient de risque cumulatif après abattement pour les pesticides fréquemment déterminés étaient supérieures aux valeurs de risque acceptables. Le lac Guessabo censé venir en appoint au lac Dohou présente l'indice de qualité le plus bas des deux. Le risque lié aux métaux considérés est faible pour les adultes comme pour les enfants tant pour l'ingestion (de l'eau ou des poissons) que pour le bain .

# **CONCLUSION GENERALE**

Le présent travail avait pour objectif principal de contribuer à une meilleure gestion de la qualité des ressources en eaux de surface de la région du Guémon et du haut Sassandra par la connaissance des impacts des activités humaines sur l'environnement aquatique et la santé des populations.

Cette contribution s'est appuyée sur un ensemble d'éléments. Il s'agit notamment de connaissances relatives au fonctionnement hydrochimique et bactériologique et de données sur l'état de pollution des eaux, des sédiments et des poissons. Le but à terme étant d'évaluer les risques probables encourus par les riverains à la suite de l'ingestion de ces eaux et des poissons.

Le choix du lac Dohou réside dans le fait que ses eaux sont utilisées pour la potabilisation. En ce qui concerne le lac Guessabo, son étude est justifiée par la décision du gouvernement de l'utiliser pour alimenter les villes de la région du Haut Sassandra et du département de Duekoué. En effet, ces lacs subissent une forte pression anthropique due à la croissance démographique importante, aux activités agricoles intenses et, dans une moindre mesure, aux activités industrielles. Ces activités produisent des volumes importants d'eaux usées non traitées rejetées directement dans le milieu naturel, ce qui peut menacer l'homme et son environnement.

Ce travail a permis :

- de déterminer la dynamique spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux des lacs Guessabo et Dohou;
- de déterminer le niveau de contamination en métaux lourds et en résidus de pesticides des eaux, des poissons et des sédiments des lacs Gessabo et Dohou;
- d'évaluer le risque sanitaire lié à la consommation des eaux et des poissons.

L'étude des eaux des lacs Guessabo et Dohou a montré une relative homogénéité spatiale de répartition des polluants. Cependant dans le lac Dohou, la teneur de certains paramètres tels que la conductivité, les solides totaux dissous, la turbidité, la charge organique et les nutriments baissent lorsqu'on se rapproche de la station de pompage.

Au niveau temporel, la saisonnalité est marquée dans les lacs Dohou et Guessabo. Cette distinction entre les saisons est imputable à un apport de nutriments essentiellement d'origine exogène liée au pluviollessivage du bassin versant. Les pics de cet apport de nutriments sont observables en saisons des pluies dans les lacs Dohou et Guessabo (période post-étiage). Le lac Dohou apparaît plus chargé en nutriments que le lac Guessabo. Toutefois, les teneurs des paramètres tels que  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, CE et TDS sont conformes aux normes des eaux de surface destinées à la production d'eau potable. En revanche, les teneurs en phosphore total, en azote Kjeldahl et en DBO<sub>5</sub> sont supérieures à ces normes. Les eaux des lacs sont fortement chargées en matières organiques. Les eaux des lacs Guessabo et Dohou contiennent des quantités importantes de micro-organismes (coliformes totaux, E. coli, entérocoque et salmonelle). Par conséquent, elles sont non conformes aux normes des eaux brutes destinées à la production d'eau potable.

Les résidus de pesticides présentaient une variation saisonnière en termes de fréquence de détection et d'amplitude de concentration, la période de Mars à Mai présentait les valeurs les plus élevées. Cette période fait suite à l'application pré- semencière de nombreux pesticides. Les herbicides constituaient la grande majorité des pesticides détectés. Les moyennes des teneurs en pesticide dans un échantillon sont largement supérieures à la valeur guide de 0,50 µg/L pour une eau de boisson et supérieures à 2 µg/L (Norme Union Européenne) pour une eau destinée à la production d'eau potable. Aussi, après un abattement de 75% sur les valeurs moyennes et extrêmes des pesticides fréquemment détectés, les résultats sont supérieurs à la norme requise. Par conséquent, les eaux ne sont pas aptes pour la production d'eau potable ou nécessite un traitement adéquat. La consommation de l'eau renfermant des teneurs élevées de pesticides génère des risques sanitaires importants pour la population. Pour vérifier cette assertion, nous avons déterminé dans cette étude les quotients de risques non cancérigènes.

La première approche était basée sur les teneurs moyennes et extrêmes de l'eau brute sans traitement préalable. Ainsi, les apports quotidiens en résidus ingérables ont été calculés par pesticide pris individuellement. Les résultats obtenus ont montré que le risque non cancérigène lié à l'ingestion de résidus de pesticides pour les eaux des deux lacs était faible lorsqu'on considère les valeurs moyennes. Toutefois, lorsqu'on considère les valeurs extrêmes obtenues, certaines molécules présentaient un risque non négligeable (l'aldicarbe (3,96), la simazine (1,20) et le parathion méthyle (2,25) dans le Guessabo et l'aldicarbe (3,05) et le parathion méthyle (1,4) dans le Dohou) pour les enfants. Les adultes étaient également sujets à un risque lié à l'aldicarbe dans les deux lacs.

Quant à la deuxième approche, elle était basée sur les résultats après un abattement de 50 (traitement classique) à 75 % (traitement adéquat) résultant des valeurs moyennes et extrêmes. Cette approche a montré que le risque non cancérogène faible survenait qu'après un abattement de

75 %. Toutefois, le risque cumulatif obtenu pour un enfant après un abattement de 75 % n'est pas négligeable après ingestion d'eau de Dohou et reste supérieur à l'unité pour les enfants lors de l'ingestion d'eaux de Guessabo. Ce résultat souligne le risque potentiel lié à l'exposition des populations à l'eau, si l'on considère la sommation des effets des matières actives. Cette situation mérite l'attention des décideurs politiques et requiert la prise de certains nombres de mesures pour rationaliser l'utilisation des pesticides et ainsi en limiter les risques d'exposition. La large présence de pesticides dans l'eau et dans les poissons suggère des effets graves potentiels sur les populations de poissons et d'autres biotes. Les effets potentiels des pesticides en combinaison avec plusieurs facteurs de stress nécessitent des recherches supplémentaires pour hiérarchiser la gestion de produits chimiques spécifiques et suggérer des actions de restauration efficaces à l'échelle du bassin.

Relativement aux métaux dans les eaux, les indices (HPI < 100 et HEI < 40) ont montré que les eaux des lacs restent modérément contaminées pour une eau de consommation et faiblement contaminées en tant qu'eau brute destinée à la production d'eau potable. Concernant les sédiments, ceux-ci sont contaminés par les métaux à des degrés allant de la contamination faible à une forte contamination. Le mercure, métal très toxique, présente l'indice de contamination le plus élevé. Globalement, les sédiments du site Dohou (PLI = 1,3) sont plus contaminés par les métaux lourds que ceux du site Guessabo (PLI = 1,08). Néanmoins, l'indice du risque écologique potentiel (RI) lié aux ETMs est faible dans les sédiments des deux lacs (< 600). L'impact de la contamination sur les poissons indique que la consommation quotidienne des poissons des lacs est sans aucun risque pour les adultes et les enfants en bonne santé. Les différents indices de qualité de l'eau (IQE) calculés indiquent que la qualité de l'eau des lacs est dégradée et s'étend globalement de médiocre à une qualité en deçà de la moyenne. Les polluants en cause étaient les pesticides et les paramètres microbiologiques.

### **Recommandation**

À la fin de cette étude, plusieurs recommandations peuvent être suggérées à l'endroit des populations de la zone d'étude et aux autorités politiques.

Les produits chimiques de protection des cultures hautement toxiques peuvent, par exemple, être remplacés par des alternatives moins dangereuses ou plus respectueuses de l'homme et de

l'environnement. À cet égard, les problèmes de ressource d'eau adéquate liés à une exposition accrue aux résidus de pesticides, pourraient ne pas se produire.

A l'égard des populations vivant sur le bassin versant des cours d'eau, il est recommandé de respecter les règles prescrites par les bonnes pratiques agricoles d'utilisation (fréquences, quantités appliquées, conditions de stockage, méthodes d'élimination des emballages, pesticides homologués) des pesticides.

Aussi, la population riveraine des lacs doit éviter les rejets urbains sans traitement préalable dans l'environnement des lacs surtout qu'elles sont principalement destinées à la potabilisation et à la pêche.

Aux autorités en charge de la ressource d'eau de Dohou, nous recommandons la mise en place d'une zone de protection minimale de 10 m entourant la partie terrestre de la prise d'eau (Dohou) au moyen d'une clôture d'une hauteur minimale de 1,8 m. Cela aura pour objectif d'empêcher l'accès au rivage, à la station de pompage ou à d'autres ouvrages situés sur la rive. Par ailleurs, la construction de fossés pour détourner les eaux de ruissellement en amont de la prise d'eau et la confection des affiches à des endroits stratégiques indiquant qu'il s'agit d'une source d'eau potable seraient nécessaires.

### **Perspectives**

Les résultats obtenus dans ce travail ouvrent des perspectives de recherche qui peuvent être :

- de déterminer la dynamique quantitative de la matière organique des lacs. Ce qui nous permettrait par la suite de mieux comprendre si la matière organique présente dans les lacs est sous forme dissoute ou particulaire. Aussi, cette étude poussée de la charge organique permettra également de distinguer la matière organique d'origine allochtone de celle d'origine autochtone et du procédé adéquat de son élimination dans les systèmes de traitement d'eau ;

- d'étudier l'impact de la pollution agricole sur les eaux souterraines de la zone d'étude afin de connaître les impacts épidémiologiques des éléments traces métalliques et des pesticides sur la santé des populations vu que les eaux surfaciques et les eaux souterraines sont liées par le cycle de l'eau.

# **REFERENCES**



- 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.
- Adams P.C., Acton R., Barton J., Dawkins F., Eckfeldt J., Gordeuk V. & Reboussin D. (2002). Hemochromatosis and iron overload screening study (HEIRS): an interim analysis of 20,130 primary care persons. *In: Gastroenterology*, WB Saunders Co, Independence Square West Curtis Center, pp. A634–A634.
- Adou Y.E. (2016). Diversité et écologie des monogènes parasites branchaux de coptodo Zilli (Gervais,1848), coptodon guineensis (Gunther,1862), leur hybride de sarotherodon melanotheron (Ruppel,1852) (Cichlidae) du lac de barrage d'ayamé 2 et de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 196 p.
- AFNOR (1994). Qualité de l'eau. Recueil de normes françaises, Environnement., Paris, France, 862 p.
- AFNOR (1996). Analyses microbiologiques : contrôle de la qualité des produits alimentaires. Recueil de normes françaises, Environnement., Paris, France, 521 p
- AGRITOX (2011). AGRITOX - Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques, 47 p. <[http://www.pesticides.gouv.fr/article.php?id\\_article=1301](http://www.pesticides.gouv.fr/article.php?id_article=1301)> (consulté en juin 2019).
- Ahoussi K.E. (2008). Evaluation quantitative et qualitative des ressources en eau dans le Sud de la Côte d'Ivoire. Application de l'hydrochimie et des isotopes de l'environnement à l'étude des aquifères continus et discontinus de la région d'Abidjan-Agboville. Thèse de Doctorat en Science et Gestion de l'Environnement, Univeristé de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 270 p.
- Ajeegah G., Njine T. & Foto S. (2010). Monitoring of organic load in a tropical urban river basin (Cameroon) by means of BOD and oxydability measurements. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 10(1): 71–80.
- Akindele E.O., Omisakin O.D., Oni O.A., Aliu O.O., Omoniyi G.E. & Akinpelu O.T. (2020). Heavy metal toxicity in the water column and benthic sediments of a degraded tropical stream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190: 1–8.
- Akkoyunlu A., Altun H. & Cigizoglu H.K. (2011). Depth-Integrated Estimation of Dissolved Oxygen in a Lake. *Journal of Environmental Engineering*, 137(10): 961–967.

- Alavanja M.C.R., Akland G., Baird D., Blair A., Bond A., Dosemeci M., Kamel F., Lewis R., Lubin J., Lynch C., McMaster S.B., Moore M., Pennybacker M., Ritz L., Rothman N., Rowland A., Sandler D.P., Sinha R., Swanson C. & Tarone R. (1994). Cancer and Noncancer Risk to Women in Agriculture and Pest Control: The Agricultural Health Study: *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 36(11): 1247–1250.
- Alipour H., Pourkhabbaz A. & Hassanpour M. (2015). Estimation of Potential Health Risks for Some Metallic Elements by Consumption of Fish. *Water Quality, Exposure and Health*, 7(2): 179–185.
- Amadou D. (2014). Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Senegal). Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université du Littoral Côte d'Opale, 241 p.
- Anderson K.L., Whitlock J.E. & Harwood V.J. (2005). Persistence and Differential Survival of Fecal Indicator Bacteria in Subtropical Waters and Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(6): 3041–3048.
- Andral B. (1996). Données sur le comportement et les effets des produits phytosanitaires dans l'environnement. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), 127 p
- Anonyme 1 (2020). Normes de potabilité de l'eau destinée à la consommation humaine et Limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R.3-5 à R.6-9. Ministère de la Santé et de hygiène Publique et Ministère des eaux et forêts . Arrêté interministériel N°0168 du 03 /08/2020 fixant les normes de potabilité de l'eau destinée à la consommation humaine à l'exclusion de l'eau minérale naturelle de l'eau de sourcea, 17 p
- Anonyme 2 (2006). Water Quality for Ecosystem and Human Health. United Nations Environment Programme, Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme, Ontario, 120p
- Anonyme 3 (2017). Journal officiel de la republique française. Limites et références de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des

- dispositions prévues aux articles R.1321-38 à R.1321-41 Ministère de la Santé et des Solidarités. Arrêté du 04/08/2017 modifiant plusieurs arrêtés relatifs aux eaux et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation, 9p
- Ao D., Chen R., Wang X.C., Liu Y., Dzakpasu M., Zhang L., Huang Y., Xue T. & Wang N. (2018). On the risks from sediment and overlying water by replenishing urban landscape ponds with reclaimed wastewater. *Environmental Pollution*, 236: 488–497.
- Araya M., McGoldrick M.C., Klevay L.M., Strain J.J., Robson P., Nielsen F., Olivares M., Pizarro F., Johnson L. & Poirier K.A. (2001). Determination of an Acute No-Observed-Adverse-Effect Level (NOAEL) for Copper in Water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 34(2): 137–145.
- Asante F., Agbeko E., Addae G. & Quainoo A.K. (2014). Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana. British. *British Journal of Applied Science and Technology*, 4(4): 594–603.
- Asslouj J.E., Kholtei S., Amrani-Paaza N.E. & Hilali A. (2007). Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux souterraines de la communauté Mzamza (Chaouia, Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, 20(3): 309–321.
- Atteia O. (2015). Chimie et pollutions des eaux souterraines. Lavoisier-Tec & doc, Paris, France, 430 p
- Aubertot J.N., Barbier J.M, Carpentier A A., Gril J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I. & Voltz M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, 137 p.
- Backman B., Bodiš D., Lahermo P., Rapant S. & Tarvainen T. (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental Geology*, 36(1–2): 55–64.
- Baize D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France).INRA Editions, Paris, 408 p
- Barakat A., Meddah R., Afdali M. & Touhami F. (2018). Physicochemical and microbial assessment of spring water quality for drinking supply in Piedmont of Béni-Mellal Atlas (Morocco). *Physics and Chemistry of the Earth*, 104: 39–46.

- Barbieri M.V., Postigo C., Guillem-Argiles N., Monllor-Alcaraz L.S., Simionato J.I., Stella E., Barceló D. & López de Alda M. (2019). Analysis of 52 pesticides in fresh fish muscle by QuEChERS extraction followed by GC-MS/MS determination. *Science of The Total Environment*, 653: 958–967.
- Barcina I., Lebaron P. & Vives-Rego J. (2006). Survival of allochthonous bacteria in aquatic systems: a biological approach. *FEMS Microbiology Ecology*, 23(1): 1–9.
- Barregard L., Fabricius-Lagging E., Lundh T., Mölne J., Wallin M., Olausson M., Modigh C. & Sallsten G. (2010). Cadmium, mercury, and lead in kidney cortex of living kidney donors: Impact of different exposure sources, *Environmental Research*, 110(1): 47–54.
- Bartram J., World Health Organization & International Water Association eds. (2009). Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers. World Health Organization, Geneva, 101 p
- Beck A.M.R. (2011). Contribution à l'étude de la contamination par les polluants organiques persistants et les métaux lourds des animaux de la chaîne alimentaire du bassin versant de la Loire : cas particulier des Poissons. Thèse de Doctorat en Science de Santé, Université claud-bernard - lyon i, (Médecine - Pharmacie), 146 p.
- Belenguer V., Martinez-Capel F., Masiá A. & Picó Y. (2014). Patterns of presence and concentration of pesticides in fish and waters of the Júcar River (Eastern Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 265: 271–279.
- Belkhiri L., Tiri A. & Mouni L. (2018). Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater: A Case Study of the South of Setif Area, East Algeria. In: *Achievements and Challenges of Integrated River Basin Management*, ed. Komatina D., InTech, pp. 1–17.
- Berlin M., Zalups R.K. & Fowler B.A. (2015). Mercury. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 1013–1075.
- Bhuiyan M.A.H., Bodrud-Doza Md., Islam A.R.M.T., Rakib M.A., Rahman M.S. & Ramanathan A.L. (2016). Assessment of groundwater quality of Lakshimpur district of Bangladesh using water quality indices, geostatistical methods, and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, 75(12): 1020–1044.
- Biémi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahariens du socle précambrien de l'Afrique de l'ouest : Hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimique, isotopique des aquifères discontinus

- de sillons et aire granitique de la haute Marahoué (Cote d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'état, Université d'Abidjan, 480 p.
- Billen G., Beusen A., Bouwman L. & Garnier J. (2010). Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: Past, present, and future trends: AUTO/HETEROTROPHY OF WORLD'S WATERSHEDS. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4): 34–46.
- Bollag J.-M., McGahen L.L., Minard R.D. & Liu S.-Y. (1986). Bioconversion of alachlor in an anaerobic stream sediment. *Chemosphere*, 15(2): 153–162.
- Bonnemaison M. (2005). L'eau, facteur de libération de l'arsenic naturel. *Geosciences*, 2: 54–56.
- Bonton A., Rouleau A., Bouchard C. & Rodriguez M.J. (2010). Assessment of groundwater quality and its variations in the capture zone of a pumping well in an agricultural area. *Agricultural Water Management*, 97(6): 824–834.
- Borgmann U & Norwood W.P. (1995). Kinetics of excess (above background) copper and zinc in *Hyalella azteca* and their relationship to chronic toxicity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(4): 864–874.
- Bosch A.C., O'Neill B., Sigge G.O., Kerwath S.E. & Hoffman L.C. (2016). Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review: Heavy metals in marine fish meat. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(1): 32–48.
- Bouchon C. & Lemoine S. (2003). Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport final, 33 p.
- Brou Y.T. (2005). Climat, mutations socioéconomiques et paysages en Côte d'Ivoire. Mémoire de synthèse des activités scientifiques présenté en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches, Université des Sciences et Technologies (Lille, France), 226 p.
- Butler B.A. (2011). Effect of imposed anaerobic conditions on metals release from acid-mine drainage contaminated streambed sediments. *Water Research*, 45, 328-336.
- Buszewski B & Szultka M. (2012). Past, Present, and Future of Solid Phase Extraction: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 42(3): 198–213.
- Callender E. (2003). Heavy Metals in the Environment Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.

- Calvet R. (2005). Les Pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. France Agricole, Paris, 637 p
- Carmignani M., Boscolo P., Artese L., Del Rosso G., Porcelli G., Felaco M. & Giuliano G. (1992). Renal Mechanisms in the Cardiovascular Effects of Chronic Exposure to Inorganic Mercury in Rats. *British Journal of Industrial Medicine*, 49(4): 226–232.
- Castiglioni S. & Maier J.A.M. (2011). Magnesium and cancer: a dangerous liason. *Revue Magnesium Research*, 24(3): 92–100.
- Ccanccapa A., Masiá A., Navarro-Ortega A., Picó Y. & Barceló D. (2016). Pesticides in the Ebro River basin: Occurrence and risk assessment. *Environmental Pollution*, 211: 414–424.
- CCME (2007). For the protection of aquatic life. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*, Canadian Council of Ministers of the Environment, 23p.
- CEAEQ (2016). Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium, MA. 315 – DCO 1.1, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 12 p.
- Chaillou G., Anschutz P., Lavaux G., Schäfer J. & Blanc G. (2002). The distribution of Mo, U, and Cd in relation to major redox species in muddy sediments of the Bay of Biscay. *Marine Chemistry*, 80(1): 41–59.
- Chan Y.M., Thoe W. & Lee J.H.W. (2015). Field and laboratory studies of Escherichia coli decay rate in subtropical coastal water. *Journal of Hydro-environment Research*, 9(1): 1–14.
- Chandra A.K., Sengupta P., Goswami H. & Sarkar M. (2018). Effects of dietary magnesium on testicular histology, steroidogenesis, spermatogenesis and oxidative stress markers in adult rat. *Indian journal of experimental biology*, 51(1): 37–47.
- Chapman D. (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E and FN Spon, London, pp. 59-126.
- Chatanga P., Ntuli V., Mugomeri E., Keketsi T. & Chikowore N.V.T. (2019). Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(1): 45–51.
- Chatterjee M., Silva Filho E.V., Sarkar S.K., Sella S.M., Bhattacharya A., Satpathy K.K., Prasad M.V.R., Chakraborty S. & Bhattacharya B.D. (2007). Distribution and possible source of

- trace elements in the sediment cores of a tropical macrotidal estuary and their ecotoxicological significance. *Environment International*, 33(3): 346–356.
- Chatterjee N.S., Banerjee K., Utture S., Kamble N., Rao B.M., Panda S.K. & Mathew S. (2016a). Assessment of polyaromatic hydrocarbons and pesticide residues in domestic and imported pangasius (*Pangasianodon hypophthalmus*) fish in India: Assessment of chemical residue hazard in pangasius fish in India. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(7): 2373–2377.
- Chatterjee N.S., Utture S., Banerjee K., Ahammed Shabeer T.P., Kamble N., Mathew S. & Ashok Kumar K. (2016b). Multiresidue analysis of multiclass pesticides and polyaromatic hydrocarbons in fatty fish by gas chromatography tandem mass spectrometry and evaluation of matrix effect. *Food Chemistry*, 196: 1–8.
- Chen H., Chen R., Teng Y. & Wu J. (2016). Contamination characteristics, ecological risk and source identification of trace metals in sediments of the Le'an River (China). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 125: 85–92.
- Chi Q., Zhu G. & Langdon A. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 19(12): 1500–1504.
- Cipurkovic A., Trumic I., Hodžic Z., Selimbašic V. & Djozic A. (2014). Distribution of heavy metals in Portland cement production process. *Advances in Applied Science Research*, 5(6): 252–259.
- Claver A., Ormad P., Rodríguez L. & Ovelleiro J. (2006). Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere*, 64(9): 1437–1443.
- Clesceri L.S. (1998a). American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation eds. Standard methods: for the examination of water and wastewater. American Public Health Ass, Washington, 1220p
- Clesceri L.S., Greenberg A.E. & Eaton A.D. (1998b). Standard methods for the examination of water and waste water. *In: Standard methods*, American Public Health Association, pp. 68–109.
- CNRA (2009). La direction régionale du Centre National de Recherche Agronomique de Man en quelques mots et chiffres, 5p

- Comber S.D.W., Smith R., Daldorph P., Gardner M.J., Constantino C. & Ellor B. (2018). Development of a chemical source apportionment decision support framework for lake catchment management. *Science of The Total Environment*, 622–623: 96–105.
- Conrad A., Dedourge O., Cherrier R., Couderchet M. & Biagianti S. (2006). Leaching of terbumeton and terbumeton-desethyl from mini-columns packed with soil aggregates in laboratory conditions. *Chemosphere*, 65(9): 1600–1609.
- Cossa D., Thibaud Y., Romeo M. & Gnassia-Barelli M. (1990). Le mercure en milieu marin. Rapports scientifiques et techniques N°19, Ifremer, Plouzané, France, 130 p
- Cousin A. (2007). Techniques et coût d'élimination des pesticides dans les filières de production d'eau potable à partir des eaux de surface. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires (Paris, AFPP-SWAP-Life). *Environmental Contamination and Toxicology*, 88: 78–83.
- Cruzeiro C., Rocha E., Pardal M.P. & Rocha M.J. (2016). Seasonal-spatial survey of pesticides in the most significant estuary of the Iberian Peninsula—The Tagus River Estuary. *Journal of Cleaner Production*, 126: 419–427.
- Csábrági A., Molnár S., Tanos P., Kovács J., Molnár M., Szabó I. & Hatvani I.G. (2019). Estimation of dissolved oxygen in riverine ecosystems: Comparison of differently optimized neural networks. *Ecological Engineering*, 138: 298–309.
- Daramola J., Ekhwan T., Adepehin E.J., Mokhtar J., Lam K.C. & Erko A.C. (2019). Seasonal quality variation and environmental risks associated with the consumption of surface water: implication from the Landzun Stream, Bida Nigeria. *Heliyon*, 5(7): e02121.
- Darko D., Trolle D., Asmah R., Bolding K., Adjei K.A. & Odai S.N. (2019). Modeling the impacts of climate change on the thermal and oxygen dynamics of Lake Volta. *Journal of Great Lakes Research*, 45(1): 73–86.
- Daskalakis K.D. & O'Connor T.P. (1995). Normalization and Elemental Sediment Contamination in the Coastal United States. *Environmental Science & Technology*, 29(2): 470–477.
- De Souza R.M., Seibert, D, Bergamasco R., Fagundes-Klen M.R., De Jesus Bassetti F. & Quesada H.B. (2020). Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 1: 1–38.



- Debendranath G.M., Hague R., Ghosh N., De B.K., Santra A. & Smith A.H. (2000). Arsenic in drinking water and the prevalence of respiratory effects in West Bengal, India. *International Journal of Epidemiology*, 29: 1047–1052.
- Delcour I., Spanoghe P. & Uyttendaele M. (2015). Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International*, 68: 7–15.
- Delpla I. & Rodriguez M.J. (2017). Variability of disinfection by-products at a full-scale treatment plant following rainfall events. *Chemosphere*, 166: 453–462.
- Derfoufi H., Legssyer M., Belbachir C C. & Legssyer B. (2019). Effect of physicochemical and microbiological parameters on the water quality of wadi Zegzel. *Materials Today: Proceedings*, 13: 730–738.
- Devault D.A., Merlina G., Lim P., Probst J.-L. & Pinelli E. (2007). Multi-residues analysis of pre-emergence herbicides in fluvial sediments: application to the mid-Garonne River. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(9): 1009–1017.
- Dillman E., Gale C., Green W., Johnson D.G., Mackler B. & Finch C. (1980). Hypothermia in iron deficiency due to altered triiodothyronine metabolism. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 239(5): 377–381.
- Ding W., Jin W., Cao S., Zhou X., Wang C., Jiang Q., Huang H., Tu R., Han S.-F. & Wang Q. (2019). Ozone disinfection of chlorine-resistant bacteria in drinking water. *Water Research*, 160: 339–349.
- Dobran S. & Zagury G.J. (2006). Arsenic speciation and mobilization in CCA-contaminated soils: Influence of organic matter content. *Science of The Total Environment*, 364(1–3): 239–250.
- Domange N. (2005). Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin). Thèse en Science de la Terre et de l'Environnement, Université Louis Pasteur Strasbourg I (Strasbourg, France), 329 p.
- Domínguez M.S., Escalante A.H., Folabella A.M. & Zamora A.S. (2012). Selective grazing by protists upon enteric bacteria in an aquatic system. *Revista Argentina de microbiología*, 44(1): 43–51.
- Du H., Chen Z., Mao G., Chen L., Crittenden J., Li R.Y.M. & Chai L. (2019). Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. *Ecological Indicators*, 102: 686–692.
- Duchauffour P. (1991). Pédologie. Masson, Paris, 289 p

- Duman F. & Kar M. (2012). Temporal Variation of Metals in Water, Sediment and Tissues of the European Chup (*Squalius cephalus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(2): 428–433.
- Edder P., Orteilli D. & Ramseier S. (2006). Métaux et micropolluants organiques. Rapports de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 2005, 65-87.
- 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.
- Edlund M., Almendinger J., Fang X., Hobbs J., VanderMeulen D., Key R. & Engstrom D. (2017). Effects of Climate Change on Lake Thermal Structure and Biotic Response in Northern Wilderness Lakes. *Water*, 9(9): 678-690.
- EFSA (2008). Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance, Metazachlor, 5p  
<[http://www.metazachlor.gouv.fr/article.php?id\\_article=1401](http://www.metazachlor.gouv.fr/article.php?id_article=1401)> (consulté en Mars 2018).
- Eko P.K. (2005). Contribution à l'étude de la récupération du mercure ( $Hg^{2+}$ ) par couplage complexation\_ultrafiltration : utilisation du chitosane et de la PEI comme macroligands. Thèse de Doctorat en Sciences et Génie de l'Environnement, Université Jean Monnet - Saint-Etienne, 283 p.
- Ellingsen D.G., Møller L.B. & Aaseth J. (2015). Copper. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 765–786.
- Ernst F., Alonso B., Colazzo M., Pareja L., Cesio V., Pereira A., Márquez A., Errico E., Segura A.M., Heinzen H. & Pérez-Parada A. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 631–632: 169–179.
- European Communities (EC) (2006). «Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration», Belgium, Brussels, 86 p
- European Communities (ECa) (2010). Commission Regulation on pharmacologically active substances and their classification regarding maximum residue limits in foodstuffs of animal origin. (EU) No 37/2010 of 22 December 2009, Belgium, Brussels, 56 p

- Faillat J.-P. (1990). Origine des nitrates dans les nappes de fissures de la zone tropicale humide Exemple de la Côte d'Ivoire. *Journal of Hydrology*, 113(1–4): 231–264.
- Fair P.A., White N.D., Wolf B., Arnott S.A., Kannan K., Karthikraj R. & Vena J.E. (2018). Persistent organic pollutants in fish from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: A risk assessment. *Environmental Research*, 167: 598–613.
- FAO (2014). The state of world fisheries and aquaculture. Opportunities and challenges. Rome. Food and Agriculture Organization, 223p.
- FAO (2018). The state of the world fisheries and aquaculture; meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, 227p
- Fisher I., Kastl G., Sathasivan A. & Jegatheesan V. (2011). Suitability of Chlorine Bulk Decay Models for Planning and Management of Water Distribution Systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(20): 1843–1882.
- FOOTPRINT (2014). The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704),16 p
- Fowler B.A., Selene C.-H., Chou, Robert J., Jones, Dexter L., Sullivan Jr W. & Chen C.-J. (2015). Arsenic. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 581–624.
- Gaikwad R.W. (2008). Review on removal of heavy metals from acid mine drainage. *Applied Ecology and Environmental Research*, 6(3): 81–98.
- Galarneau E., Arey J., Atkinson R., Dachs J., Eisenreich S., Harner T., Hites R.A., Lammel G., Lohmann R., Mackay D., Odabasi M., Pankow J.F., Scheringer M., Swackhamer D., Tasdemir Y. & Wania F. (2015). Celebrating Bidleman's 1988 "Atmospheric Processes". *Environmental Science & Technology*, 49(3): 1235–1236.
- Gao X., Zhou F. & Chen C.T. (2014). Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. *Environment International*, 62: 12–30.
- Garbarino J.R., Bednar A.J., Rutherford D.W. & Beryer R.S. (2003). Environmental fate of roxarsone in poultry litter.I. Dégradation of roxarsone during composting. *Environmental Sciences Technology*, 37: 1509–1514.
- Giacomazzi S. & Cochet N. (2004). Environmental impact of diuron transformation: a review. *Chemosphere*, 56(11): 1021–1032.

- Giroux I. & Pelletier L. (2012). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soja en 2008, 2009 et 2010., ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, 46 p
- Gnonsoro U.P., Yao K.M., Yao B.L., Kouassi N.L.B., Dembele A., Metongo S.B., Kouassi A.M. & Trokourey A. (2016). Aldicarbe et crimidine dans les eaux et les sédiments aux alentours de la décharge municipale d'Akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire): niveaux et fréquences de contamination. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(1): 400–411.
- Goné D.L. (2001). Contribution des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines à l'étude fonctionnement des systèmes hydrauliques en milieu fissuré de la région semi-montagneuse de Man (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Science et Gestion de L'Environnement, Université d'Abobo- Adjamé, 214 p.
- Gonzalez C.J.L., Chiffolleau A.J.F., Gonzalez J.L. & Guyot C.T. (2001). Modelling of Cd speciation and dynamics in the Seine estuary (France). *Estuaries*, 24: 1041–1055.
- Goshman L.M. (1985). Clinical Toxicology of Commercial Products, 5th ed. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 74(10): 1139.-1150
- Gourlay C. (2004). Biodisponibilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les écosystèmes aquatiques : influence de la matière organique naturelle et anthropique. Thèse de Doctorat, École Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêt (Paris), 128 p.
- Gozukara Y., Sheedy C., Pollard C. & Tjandraatmadja G. (2010). Sources of contaminants in domestic wastewater: nutrients and additional elements from household products. *Journal of Water Resource and Protection*, 2: 1071-1081.
- Groga N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de L'Université de Toulouse, Université de Toulouse (Toulouse ,France), 224 p.
- Guillossou R., Le Roux J., Mailler R., Vulliet E., Morlay C., Nauleau F., Gasperi J. & Rocher V. (2019). Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment? *Chemosphere*, 218: 1050–1060.

- Guizzetti M., Pathak S., Giordano G. & Costa L.G. (2005). Effect of organophosphorus insecticides and their metabolites on astroglial cell proliferation. *Toxicology*, 215(3): 182–190.
- Gupta P.K. & Aggarwal M. (2007). Toxicity of fungicides. *In: Veterinary Toxicology*, Elsevier, pp. 587–601.
- Hafeman D., Factor-Litvak P., Cheng Z., van Geen A. & Ahsan H. (2007). Association between Manganese Exposure through Drinking Water and Infant Mortality in Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*, 115(7): 1107–1112.
- Hajjar N. & Hodgson E. (1980). Flavin adenine dinucleotide--dependent monooxygenase: its role in the sulfoxidation of pesticides in mammals. *Science*, 209(4461): 1134–1136.
- Hakanson L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, 14(8): 975–1001.
- Hall L.W., Ziegenfuss M.C., Anderson R.D., Tierney D.P., Spittler T.D. & Lavin L. (1995). The influence of salinity and sediment on the loss of atrazine from the water column. *Chemosphere*, 31(3): 2919–2944.
- Haque R., Mazumder D.N.G., Samanta S., Ghosh N., Kalman D., Smith M.M., Mitra S., Santra A., Lahiri S., Das S., De B.K. & Smith A.H. (2003). Arsenic in Drinking Water and Skin Lesions: Dose-Response Data from West Bengal, India: *Epidemiology*, 14(2): 174–182.
- Haslay C & Leclerc H. (1993). *Microbiologie des d'alimentation*. Editions Lavoisier Tec et Doc, Paris, France, 495 p
- Heddam S. (2014). Generalized regression neural network-based approach for modelling hourly dissolved oxygen concentration in the Upper Klamath River, Oregon. USA. *Environmental Technology*, 35: 1650–1657.
- Heiskanen J.J., Mammarella I., Ojala A., Stepanenko V., Erkkilä K., Miettinen H., Sandström H., Eugster W., Leppäranta M., Järvinen H., Vesala T. & Nordbo A. (2015). Effects of water clarity on lake stratification and lake-atmosphere heat exchange. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(15): 7412–7428
- Hela D.G., Lambropoulou D.A., Konstantinou I.K. & Albanis T.A. (2005). Environmental monitoring and ecological risk assessment for pesticide contamination and effects in lake Pamvotis, north-western Greece. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(6): 1548–1556.

- Hem J.D. (1972). Chemical Factors that Influence the Availability of Iron and Manganese in Aqueous Systems. *Geological Society of America Bulletin*, 83(2): 443–460.
- Hinkle M.A.G., Wang Z., Giammar D.E. & Catalano J.G. (2015). Interaction of Fe(II) with phosphate and sulfate on iron oxide surfaces. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 158: 130–146.
- Hoffman C. (1988). Does the Sodium Level in Drinking Water Affect Blood Pressure Levels. *Journal of the American Dietetic Association*, 88(11): 1432–1437.
- Hosono T., Alvarez K. & Kuwae M. (2016). Lead isotope ratios in six lake sediment cores from Japan Archipelago: Historical record of trans-boundary pollution sources. *Science of The Total Environment*, 559: 24–37.
- Houbraken M., Habimana V., Senaeve D., López-Dávila E. & Spanoghe P. (2017). Multi-residue determination and ecological risk assessment of pesticides in the lakes of Rwanda. *Science of The Total Environment*, 576: 888–894.
- Hounkpatin. Armelle S Y, Sahidou S., Edoth A.P. & Kissao G. (2012). Assessment of exposure risk to lead and cadmium via fish consumption in the lacustrine village of Ganvié in Benin republic. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4(1): 1–10.
- Hu Y., Qi S., Zhang J., Tan L., Zhang J., Wang Y. & Yuan D. (2011). Assessment of organochlorine pesticides contamination in underground rivers in Chongqing, Southwest China. *Journal of Geochemical Exploration*, 111(1–2): 47–55.
- Huang G., Falconer R.A. & Lin B. (2017). Integrated hydro-bacterial modelling for predicting bathing water quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188: 145–155.
- Huang Y.K., Tseng C.H. & Huang Y.L. (2007). Arsenic methylation capacity and hypertension risk in subjects living in arseniasis-hyperendemic areas in southwestern Taiwan. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 218: 135–142.
- Hunter W.J. (2003). Accumulation of nitrite in denitrifying barriers when phosphate is limiting. *Journal of Contaminant Hydrology*, 66(1–2): 79–91.
- Huu H.H., Rudy S & Van Damme A (2010). Distribution and contamination status of heavy metals in estuarine sediments near Cau Ong harbor, Ha Long Bay, Vietnam. *Geology Belgica*, 13(1–2): 37–47.

- IARC (2004). Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. *In: Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants, including Arsenic, vol. 84*, International Agency for Research on Cancer, pp. 124–512.
- IARC (2006). Evaluation of the Carcinogenic Risks to Humans: Cobalt. *In: Hard Metals and Cobalt Sulfate, Gallium Arsenide, Indium Phosphide and Vanadium Pentoxide, vol 86*, International Agency for Research on Cancer, pp. 210–330.
- INERIS (2014). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.
- Iqbal S.A., Kataria H.C. & Chaghtai S.A. (1995). Bacteriological study of Upper Lake of Bhopal, India. *Environment International*, 21(6): 845–848.
- Islam I., Chng H.K. & Yap A.U.J. (2006). X-ray diffraction analysis of mineral trioxide aggregate and Portland cement. *International Endodontic Journal*, 39(3): 220–225.
- Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B. & Beeregowda K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2): 60–72.
- Jean Brown M., Raymond J., Homa D., Kennedy C. & Sinks T. (2011). Association between children's blood lead levels, lead service lines, and water disinfection, Washington, DC, 1998–2006. *Environmental Research*, 111(1): 67–74.
- Jianwei B., Wei L., Zhao P & Kang L (2020). Comparative Study of Hydrochemical Classification Based on Different Hierarchical Cluster Analysis Methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 9515, 1-23
- Jin G., Englande A.J., Bradford, H & Jeng, H-W (2004). Comparison of E. coli, enterococci, and fecal coliform as indicators for brackish water quality assessment. *Water Environment Research*, 76(3): 245–255.
- Jones L., Sullivan T., Kinsella B., Furey A. & Regan F. (2017). Occurrence of Selected Metals in Wastewater Effluent and Surface Water in Ireland. *Analytical Letters*, 50(4): 724–737.
- Jones T.G., Evans C.D., Jones D.L., Hill P.W. & Freeman C. (2016). Transformations in DOC along a source to sea continuum; impacts of photo-degradation, biological processes and mixing. *Aquatic Sciences*, 78(3): 433–446.
- Jonsson C.M., Moura M.A.M., Ferracini V.L., Paraíba L.C., Assalin M.R. & Queiroz S.C.N. (2019). Bioconcentrations of herbicides used in sugarcane crops in tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the risk for human consumption. *Heliyon*, 5(8): e02237.

- Kapepula L., Mateso L., Shekani A., Muyisa S., Ndikumana T. & Bvan De B. (2015). Evaluation de la charge polluante des rivières des eaux usées ménagères et pluviales dans la ville de Bukavu, République Démocratique du Congo. *Afrique Science*, 11(2): 195–204.
- Karikari A.Y., Akpabey F. & Abban E. (2013). Assessment of water quality and primary productivity characteristics of Volta Lake in Ghana. *Academia Journal of Environmental Sciences*, 1(5): 88–103.
- Karim M.A., Uddin M.H., Barua S., Nath B., Chowdhury A.I., Hoque Md.A. & Rahman I.Md.M. (2019). Pollution Source Identification of Halda River Water Using Field Observation, Laboratory Analysis and GIS Technique. *Oriental Journal Of Chemistry*, 35(5): 1480–1490.
- Karthikeyan P., Vennila G., Nanthakumar G. & Aswini M. (2020). Dataset for spatial distribution and pollution indices of heavy metals in the surface sediments of Emerald Lake, Tamil Nadu, India. *Data in Brief*, 28: 1–7.
- Kawser Ahmed Md., Baki M.A., Kundu G.K., Saiful Islam Md., Monirul Islam Md. & Muzammel Hossain Md. (2016). Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga river, Bangladesh. *SpringerPlus*, 5(1): 1697–1709.
- Kazi T.G., Arain M.B., Jamali M.K., Jalbani N., Afridi H.I., Sarfraz R.A., Baig J.A. & Shah A.Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2): 301–309.
- Kazim U., Esengül K., Metin B. & Muhammet D. (2008). The Comparison of Heavy Metal Accumulation Ratios of Some Fish Species in Enne Dame Lake (Kutahya/Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 57((1-4)): 355–62.
- Khan M.Y.A., Gani K.M. & Chakrapani G.J. (2016). Assessment of surface water quality and its spatial variation. A case study of Ramganga River, Ganga Basin, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(1): 28–37.
- Kim H., Jo B.Y. & Kim H.S. (2017). Effect of different concentrations and ratios of ammonium, nitrate, and phosphate on growth of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* isolated from the Nakdong River, Korea. *Algae*, 32(4): 275–284.
- Kippler M., Ekstrom E., Lonnerdal B., Goessler W., Akesson A., Elarifeen S., Persson L. & Vahter M. (2007). Influence of iron and zinc status on cadmium accumulation in Bangladeshi women. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 222(2): 221–226.



- Klarich K.L., Pflug N.C., DeWald E.M., Hladik M.L., Kolpin D.W., Cwiertny D.M. & LeFevre G.H. (2017). Occurrence of Neonicotinoid Insecticides in Finished Drinking Water and Fate during Drinking Water Treatment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(5): 168–173.
- Konan K.S., Kouamé K.B., Ohou M.-J., Konan K.F. & Dongui B.K. (2017). Variation saisonnière des paramètres abiotiques de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 120: 12042–1205.
- Konstantinou I.K., Hela D.G. & Albanis T.A. (2006). The status of pesticide pollution in surface waters (rivers and lakes) of Greece. Part I. Review on occurrence and levels. *Environmental Pollution*, 141(3): 555–570.
- Kora A.J., Rastogi L., Kumar S.J. & Jagatap B.N. (2017). Physico-chemical and bacteriological screening of Hussain Sagar lake: An urban wetland. *Water Science*, 31(1): 24–33.
- Kouamé K.B., Konan K.S., Konan K.F., Boussou K.C. & Kouakou K.L. (2019). Heavy Metals Contamination of an Aquatic Environment and Health Risks Assessment in Two Fish Species: Case of the Guessabo Lake, Western Côte d'Ivoire. *Oriental Journal of Chemistry*, 35(6): 1742–1755.
- Kouamé KF. (2011). Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique. Thèse de Doctorat d'État, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 250 p.
- Kouassi M., Yao A., Ake Y. & Biemi J. (2012). Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(5): 2155–2165.
- Koukougnon W.G. (2012). Milieu Urbain et Accès à l'eau potable : Cas de Daloa (Centre -Ouest de la Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat en Géographie Tropicale, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 364 p.
- Kra K. (2016). Développement de la pêche en Côte d'Ivoire : le cas de la pêche continentale dans la Sous-préfecture de Guessabo. *Géographie Tropicale et d'Environnement*, 1: 1–9.

- Kris J. & Ghawi A. hadi (2008). Study the Effect of Temperature on Sedimentation Tanks Performance. Water Supply and Water Quality. *In: Proceedings of 20th Jubilee-national*, 2(7): 439–453.
- Laperche V., Bodénan F., Dictor M.C. & Baranger P. (2003). Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM, 90 p.
- Larsen S.J., Kilminster K.L., Mantovanelli A., Goss Z.J., Evans G.C., Bryant L.D. & McGinnis D.F. (2019). Artificially oxygenating the Swan River estuary increases dissolved oxygen concentrations in the water and at the sediment interface. *Ecological Engineering*, 128: 112–121.
- Lazartigues A. (2010). Pesticides et polyculture d'étang : de l'épandage sur le bassin versant aux résidus dans la chair de poisson. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Institut National Polytechnique de Lorraine, 220 p.
- Lazartigues A., Thomas M., Banas D., Brun-Bellut J., Cren-Olivé C. & Feidt C. (2013). Accumulation and half-lives of 13 pesticides in muscle tissue of freshwater fishes through food exposure. *Chemosphere*, 91(4): 530–535.
- Lee L.-C., Hsu T.-C., Lee T.-Y., Shih Y.-T., Lin C.-Y., Jien S.-H., Hein T., Zehetner F., Shiah F.-K. & Huang J.-C. (2019). Unusual Roles of Discharge, Slope and SOC in DOC Transport in Small Mountainous Rivers, Taiwan. *Scientific Reports*, 9(1): 1574-1582.
- Lennartz B. & Louchart X. (2007). Effect of drying on the desorption of diuron and terbuthylazine from natural soils. *Environmental Pollution*, 146(1): 180–187.
- Lesven L. (2008). Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences et Technologies de Lille, (Lille, France), 256 p
- Letcher B.H., Hocking D.J., O'Neil K., Whiteley A.R., Nislow K.H. & O'Donnell M.J. (2016). A hierarchical model of daily stream temperature using air-water temperature synchronization, autocorrelation, and time lags. *PeerJ Chemistry journals*, 4: 1727–1741.
- Li Q., Na G., Zhang L., Lu Z., Gao H., Li R. & Jin S. (2018). Effects of corresponding and non-corresponding contaminants on the fate of sulfonamide and quinolone resistance genes in the Laizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 128: 475–482.
- Li Y.-H., Burkhardt L. & Teraoka H. (1984). Desorption and coagulation of trace elements during estuarine mixing. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(10): 1879–1884.

- Liang Y., Yi X., Dang Z., Wang Q., Luo H. & Tang J. (2017). Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment in the Vicinity of a Tailing Pond in Guangdong, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12): 1557-1567.
- Lim W.Y., Aris A.Z. & Tengku Ismail T.H. (2013). Spatial Geochemical Distribution and Sources of Heavy Metals in the Sediment of Langat River, Western Peninsular Malaysia. *Environmental Forensics*, 14(2): 133–145.
- Liou J.S.-C. & Madsen E.L. (2008). Microbial Ecological Processes: Aerobic/Anaerobic. *In: Encyclopedia of Ecology, Elsevier*, pp. 2348–2357.
- Liu C., von Gunten U. & Croué J.-P. (2013). Chlorination of bromide-containing waters: Enhanced bromate formation in the presence of synthetic metal oxides and deposits formed in drinking water distribution systems. *Water Research*, 47(14): 5307–5315.
- Liu H., Probst A. & Liao B. (2005). Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of The Total Environment*, 339(1–3): 153–166.
- Löfgren S. & Zetterberg T. (2011). Decreased DOC concentrations in soil water in forested areas in southern Sweden during 1987–2008. *Science of The Total Environment*, 409(10): 1916–1926.
- Lucchini R.G., Aschner M., Yangho kim & Šarić M. (2015). Manganese. *In: Handbook on the Toxicology of Metals, Elsevier*, pp. 975–1011.
- Lum R.R. (1987). Cadmium in freshwaters: the Great Lakes and St. Lawrence River. *In: Cadmium in the Aquatic Environment, Advances in environmental science and technology*, pp. 35–55.
- Maden N., Singh A., Smith L.S., Maharjan M. & Shrestha S. (2011). Factors Associated with Arsenicosis and Arsenic Exposure Status in Nepal: Implications from Community Based Study. *Journal of Community Health*, 36(1): 76–82.
- Mader M., Schmidt C., van Geldern R. & Barth J.A.C. (2017). Dissolved oxygen in water and its stable isotope effects: A review. *Chemical Geology*, 473: 10–21.
- Mahboob S., Kausar S., Jabeen F., Sultana S., Sultana T., Al-Ghanim K.A., Hussain B., Al-Misned F., Ahmed Z., King Saud University, Saudi Arabia & Government College University, Pakistan (2016). Effect of Heavy Metals on Liver, Kidney, Gills and Muscles of Cyprinus

- carpio and *Wallago attu* inhabited in the Indus. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 59: 1–9.
- Maiti S.K., De S., Hazra T., Debsarkar A. & Dutta A. (2016). Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite – A Case Study at Dhapa, Kolkata, India. *Procedia Environmental Sciences*, 35: 391–399.
- Manassaram D.M., Backer L.C. & Moll D.M. (2007). A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and developmental outcomes. *Ciência & Saúde Coletiva*, 12(1): 153–163.
- Mandal B. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58(1): 201–235.
- Manlius N., Battaglia-Brunet F. & Michel C. (2009). Pollution des eaux par l'arsenic et acceptabilité des procédés de biotraitement. *European Journal of Scientific Research*, 229-243
- Mao G., Guo X., Kang R., Ren C., Yang Z., Sun Y., Zhang C., Zhang X., Zhang H. & Yang W. (2010). Prevalence of disability in an arsenic exposure area in Inner Mongolia, China. *Chemosphere*, 80(9): 978–981.
- Martinelli I. (1999). Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain. Vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat en Science et Gestion de l'Environnement, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France), 207 p.
- Masiá A., Campo J., Navarro-Ortega A., Barceló D. & Picó Y. (2015). Pesticide monitoring in the basin of Llobregat River (Catalonia, Spain) and comparison with historical data. *Science of The Total Environment*, 503–504: 58–68.
- Matías M.S.A. (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. Thèse de Doctorat en Science et Gestion de l'Environnement, Université Toulouse III - Paul Sabatier (Toulouse, France), 489 p.
- Men C., Liu R., Xu F., Wang Q., Guo L. & Shen Z. (2018). Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 612: 138–147.

- Mills C.J., Richard J.B., Kenneth P.C., John R., Steve E.H. & Patricia H. (1998). Workshop report. Health risks of drinking water chlorination by-products: report of an expert working group. Chronic Diseases in Ottawa, Canada, PP: 91–102.
- Miquel G. (2001). Effets des métaux lourds sur l’environnement et la santé. Rapport de l’Office Parlementaire d’Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, 336 p.
- Miyata N., Sugiyama D., Tani Y., Tsuno H., , Seyama H., Sakata M. & Iwahori K. (2007). Production of biogenic manganese oxides by repeated cultures of laboratory microcosms. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 103(5): 432–439.
- 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*, 31(2): 283–289.
- Monosson E., Kelce W.R., Lambright C., Ostby J. & Gray L.E. (1999). Peripubertal exposure to the antiandrogenic fungicide, vinclozolin, delays puberty, inhibits the development of androgen-dependent tissues, and alters androgen receptor function in the male rat. *Toxicology and Industrial Health*, 15(1): 65–79.
- Montiel A. & Welte B. (1990). Le manganèse dans l’eau - Elimination du manganèse dans l’eau par traitement biologique. *Journal of Water Science*, 1: 69–481.
- Moore L.E. (2002). Arsenic-Related Chromosomal Alterations in Bladder Cancer. *Cancer Spectrum Knowledge Environment*, 94(22): 1688–1696.
- Morrice P., Trabue S., Anderson J.J., Lawler S., Seccia S., Fidente P., Swain R.S. & Mattson S.L. (2004). Kinetics and Mechanism of Cymoxanil Degradation in Buffer Solutions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(1): 99–104.
- Moussa M.D.H. (2005). Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries : Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Thèse de Doctorat en Science et Gestion de l’Environnement, Université de Bamako, Mali, 119 p.
- Müller G., Müller G. & Putz G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 1: 109-118.
- Mwakalapa E.B., Simukoko C.K., Mmochi A.J., Mdegela R.H., Berg V., Bjorge Müller M.H., Lyche J.L. & Polder A. (2019). Heavy metals in farmed and wild milkfish (*Chanos chanos*)

- and wild mullet (*Mugil cephalus*) along the coasts of Tanzania and associated health risk for humans and fish. *Chemosphere*, 224: 176–186.
- Nathalie C.D. (2013). Effets sanitaires de l'exposition aux sous-produits de chloration de l'eau. Thèse de Doctorat en Science de Santé, Université de Rennes 1, 278 p.
- Neill A.J., Tetzlaff D., Strachan N.J.C., Hough R.L., Avery L.M., Watson H. & Soulsby C. (2018). Using spatial-stream-network models and long-term data to understand and predict dynamics of faecal contamination in a mixed land-use catchment. *Science of The Total Environment*, 612: 840–852.
- Neumann M., Liess M. & Schulz R. (2003). A qualitative sampling method for monitoring water quality in temporary channels or point sources and its application to pesticide contamination. *Chemosphere*, 51(6): 509–513.
- Nghiem V.-T., Nedjai R. & Messaoud N.N. (2011). The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters. *Journal of Alpine Research*, 3: 1–12.
- N'guessan K.A., Konan K.F., Bony K.Y., Edia O.E., Gnagne T., Traore S. & Houenou P.V. (2011). Prospects for rehabilitation of manmade lake system of Yamoussoukro (Ivory Coast). *Procedia Environmental Sciences*, 9: 140–147.
- Nienchesk L.F.H. & Baumgarten M.G. (2000). Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem and Management*, 3(4): 515–520.
- Nordberg G.F., Fowler B., Nordberg M. & Friberg L.T. (2015a). Handbook on the Toxicology of Metals. Elsevier, 1541p
- Nordberg G.F., Nogawa K. & Nordberg M. (2015b). Cadmium. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 667–716.
- Nordberg G.F., Nogawa K., Nordberg M. & Friberg L.T. (2007). Cadmium. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 445–486.
- Nortes-Méndez R., Robles-Molina J., López-Blanco R., Vass A., Molina-Díaz A. & Garcia-Reyes J.F. (2016). Determination of polar pesticides in olive oil and olives by hydrophilic interaction liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry and high resolution mass spectrometry. *Talanta*, 158: 222–228.

- Nriagu J.O. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279: 404–411.
- Ntiendjui L., Tamungang S., Ngoula F., Ateufack G. & Tchoumboue J. (2009). Effets de la toxicité des pesticides Maneb et Chlorpyrifos-Ethyl sur un poisson d'eau douce, *Oreochromis niloticus*. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3(1): 48–53.
- OCDE (2008). Guidelines for testing of chemicals: bioaccumulation in fish. Aqueous and dietary exposure, Paris, France, 64 p.
- Ogunbileje J.O., Sadagoparamanujam V.-M., Anetor J.I., Farombi E.O., Akinosun O.M. & Okorodudu A.O. (2013). Lead, mercury, cadmium, chromium, nickel, copper, zinc, calcium, iron, manganese and chromium (VI) levels in Nigeria and United States of America cement dust. *Chemosphere*, 90(11): 2743–2749.
- Olgunoğlu M.P. & Olgunoğlu A.I. (2011). Seasonal variation of trace elements in muscle tissues of two commercially valuable freshwater fish species (*Silurus triostegus* and *Barbus grypus* Heckel, 1843) from Atatürk Dam Lake (Turkey). *African Journal of biotechnology*, 10(34): 6628–6632.
- Olivares M., Araya M., Pizarro F. & Uauy R. (2001). Nausea Threshold in Apparently Healthy Individuals Who Drink Fluids Containing Graded Concentrations of Copper. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 33(3): 271–275.
- OMS (2004). Guidelines for Drinking-Water Quality (Third edition), vol 1, Recommendations, . World Health Organization, Genève, Suisse, Vol.1, 595p.
- OMS (2009). Potassium in Drinking-Water : Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, WHO/HSE/WSH/09.01/7, 6p
- OMS (2011). Guidelines to Drinking-water Quality (fourth edition), World Health Organization, Geneva, Swiss, SBN 978 92 4 1548, 564 p.
- OMS (2015). Lead exposure in African children. *In: contemporary sources and concerns*. World Health Organization. Regional Office for Africa, WHO/HSE/WSH/08.04/7, 7p
- OMS(2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum World Health Organization, Geneva, Swiss, ISBN: 978-92-4-154995-0, 631p
- OMS (2018). A Global Overview of National Regulations and Standards for Drinking-. *Water Quality* Geneva, Swiss, World Health Organization, 104P.

- Onkar S.B. & Sulochana J. (2015). Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Heavy Metal Contamination Monitoring in the Water of Harike Wetland (Ramsar Site), India. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 5(2): 2250–3153.
- Osano O., Nzyuko D., Tole M.P. & Admiraal W. (2003). The Fate of Chloroacetanilide Herbicides and Their Degradation Products in the Nzoia Basin, Kenya. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 32(6): 424–427.
- Otieno P.O., Owuor P.O., Lalah J.O., Pfister G. & Schramm K.-W. (2013). Impacts of climate-induced changes on the distribution of pesticides residues in water and sediment of Lake Naivasha, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3): 2723–2733.
- Ouhmidou M., Chahlaoui A., Kharroubi A. & Chahboune M. (2015). Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia (Maroc) Study of the physico-chemical and bacteriological quality of the barrage Hassan Addakhil of Errachidia (Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(6): 1663–1671.
- Ozlem T.D., Ilker T.T. & Mustafa M.A. (2013). The Use of Water Quality Index Models for the Evaluation of Surface Water Quality: A Case Study for Kirmir Basin, Ankara, Turkey. *Water Quality, Exposure and Health*, 5: 41–56.
- Pal R., Dubey R.K., Dubey S.K., Singh A.K. & Nitant A.K. (2018). Assessment of heavy metal and organic pollution in Yamuna river at Etawah district of Uttar Pradesh. *International Journal of Chemical Studies*, 6(1): 399–402.
- Palma P., Kuster M., Alvarenga P., Palma V.L., Fernandes R.M., Soares A.M.V.M., López de Alda M.J., Barceló D. & Barbosa I.R. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment International*, 35(3): 545–551.
- Papadakis E.N., Vryzas Z., Kotopoulou A., Kintzikoglou K., Makris K.C. & Papadopoulou-Mourkidou E. (2015). A pesticide monitoring survey in rivers and lakes of northern Greece and its human and ecotoxicological risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 116: 1–9.



- Pereira V.J., Cunha J.P.A.R. da, Morais T.P. de, Oliveira J.P.R. de & Morais J.B. de (2016). Physical-chemical properties of pesticides: concepts, applications, and interactions with the environment. *Bioscience Journal*, 32(3): 627–641.
- Pérez-Parada A., Goyenola G., Teixeira de Mello F. & Heinzen H. (2018). Recent advances and open questions around pesticide dynamics and effects on freshwater fishes. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4: 38–44.
- Périé C. & Ouimet R. (2008). Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(3): 315–325.
- Petersen G., Rasmussen D. & Gustavson K. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112: 1–20.
- Pettersson R., Rasmussen F. & Oskarsson A. (2007). Copper in drinking water: not a strong risk factor for diarrhoea among young children. A population-based study from Sweden. *Acta Paediatrica*, 92(4): 473–480.
- Pico Y., Belenguer V., Corcellas C., Diaz-Cruz M.S., Eljarrat E., Farré M., Gago-Ferrero P., Huerta B., Navarro-Ortega A., Petrovic M., Rodríguez-Mozaz S., Sabater L., Santín G. & Barcelo D. (2019). Contaminants of emerging concern in freshwater fish from four Spanish Rivers. *Science of The Total Environment*, 659: 1186–1198.
- Piel S. (2013). La qualité de l'eau de la ressource au robinet : proposition d'une méthodologie pour l'identification de situations à risque à l'échelle du bassin versant. Thèse de Doctorat en Sciences Agricoles, Université de Rennes 1, France, 368 p.
- Pierre-Yves B. & Riffard-Chenet M. (2015). État et perspectives d'aménagement du bassin du Sassandra en Côte d'Ivoire. Conférence Internationale sur l'hydrologie des grands bassins Africains Hammamet, 26-30 Octobre 2015, Tunisie, pp 1-9
- Plakas K.V., Karabelas A.J., Wintgens T. & Melin T. (2006). A study of selected herbicides retention by nanofiltration membranes—The role of organic fouling. *Journal of Membrane Science*, 284(1–2): 291–300.
- Plumlee G.S. & Ziegler T.L. (2007). The Medical Geochemistry of Dusts, Soils, and Other Earth Materials. In: *Treatise on Geochemistry*, Elsevier, pp. 1–61.
- Ponka P., Tenenbein M. & Eaton J.W. (2015). Iron. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 879–902.

- Popp J., Pető K. & Nagy J. (2013). Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(1): 243–255.
- Pote J., Haller L., Kottelat R., Sastre V., Arpagaus P. & Wildi W. (2009). Persistence and growth of faecal culturable bacterial indicators in water column and sediments of Vidy Bay, Lake Geneva, Switzerland. *Journal of Environmental Sciences*, 21(1): 62–69.
- Pouillot A., Polla A. & Polla B.S. (2013). Iron and iron chelators: a review on potential effects on skin aging. *Curr. Aging Sci*, 6(3): 225–231.
- Prasad B. & Jaiprakash K.C. (1999). Evaluation of heavy metals in ground water near mining area and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 34(1): 91–102.
- Pritchard M., Mkandawire T. & O'Neill J.G. (2007). Biological, chemical and physical drinking water quality from shallow wells in Malawi: Case study of Blantyre, Chiradzulu and Mulanje. *Physics and Chemistry of the Earth*, 32(15–18): 1167–1177.
- Qin B.Q., Xu P.Z., Wu Q.L., Luo L.C. & Zhang Y.L. (2007). Environmental issues of lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 581: 3–14.
- Rajeshkumar S., Liu Y., Zhang X., Ravikumar B., Bai G. & Li X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191: 626–638.
- 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.
- Rand G.M., Wells P.G. & McCarty (1995). Introduction to Aquatic Toxicology. In: *Fundamentals of toxicology: Effects, environmental fate, and risk assessment*, Taylor & Francis, pp. 3–67.
- Raut R., Bajracharya R.M., Chen P., Sharma S., Sharma C.M., Kang S., Zhang Q Q., Tripathee L., Rupakheti D. & Guo J. (2017). Potentially toxic trace metals in water and lake-bed sediment panchpokhari, an alpine lake series in the central Himalaya region of Nepal. *Water, Air, Soil Pollution*, 228(8): 303–317.
- Redfield A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Scientific Research Honor Society*, 46(3): 205–221.

- Reeves P.G. & Chaney R.L. (2008). Bioavailability as an issue in risk assessment and management of food cadmium: A review. *Science of The Total Environment*, 398(1–3): 13–19.
- Ribet D. & Cossart P. (2015). How bacterial pathogens colonize their hosts and invade deeper tissues. *Microbes and Infection*, 17(3): 173–183.
- Ridley C.M., Jamieson R.C., Truelstrup Hansen L., Yost C.K. & Bezanson G.S. (2014). Baseline and storm event monitoring of Bacteroidales marker concentrations and enteric pathogen presence in a rural Canadian watershed. *Water Research*, 60: 278–288.
- Rimon, E., Kagansky N., Kagansky M., Mechnick L., Mashiah T., Namir M. & Levy S. (2005). Are we giving too much iron? Low-dose iron therapy is effective in octogenarians. *Am. J. Med.*, 118(10): 1142–1147.
- Ritson J.P., Croft J.K., Clark J.M., Brazier R.E., Templeton M.R., Smith D. & Graham N.J.D. (2019). Sources of dissolved organic carbon (DOC) in a mixed land use catchment (Exe, UK). *Science of The Total Environment*, 666: 165–175.
- Ritson J.P., Graham N.J.D., Templeton M.R., Clark J.M., Gough R. & Freeman C. (2014). The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: A UK perspective. *Science of The Total Environment*, 473–474: 714–730.
- Rodier (2009). L'Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Dunod, 9ème édition Dunod, Paris, France, 1579 p
- Rodriguez-Mozaz S., López de Alda M.J. & Barceló D. (2004). Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction–liquid chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1045(1–2): 85–92.
- Rubio B., Nombela M.A. & Vilas F. (2000). Geochemistry of Major and Trace Elements in Sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an Assessment of Metal Pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11): 968–980.
- Sabarwal A., Kumar K. & Singh R.P. (2018). Hazardous effects of chemical pesticides on human health–Cancer and other associated disorders. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 63: 103–114.
- Sagarduy M., Courtois S., Del Campo A., Garmendia J.M. & Petrau A. (2019). Differential decay and prediction of persistence of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* culturable cells and

- molecular markers in freshwater and seawater environments. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 222(4): 695–704.
- Salomons W. & Förstner U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 349p
- Salvagni J., Ternus R.Z. & Fuentefria A.M. (2010). Assessment of the genotoxic impact of pesticides on farming communities in the countryside of Santa Catarina State, Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, 34(1): 122–126.
- Sancho E., Fernández M.D., León C. L. & Andreu-Moliner E. (1998). Pesticide toxicokinetics in fish: accumulation and elimination, *Ecotoxicol Environment Safety*, 41 245–250.
- Santé Canada (2019). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, 10 p
- Schlenk D. (2005). Chapter 6 Pesticide biotransformation in fish. *In: Biochemistry and Molecular Biology of Fishes*, Elsevier, pp. 171–190.
- Sengupta P. (2013). Potential Health Impacts of Hard Water. *International journal of preventive medicine*, 4(8): 866–875.
- Shama S.A., Goher M.E., Abdo M.H., Ahmed A.A. & Kaial S. (2011). Physico-chemical characteristics and heavy metal contents in water of Wadi El-Rayan Lakes, western desert, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 15(2): 225–240.
- Shamimuzzaman Md., Nayeem R.H., Ara N., Rahman Md.M., Jahid Md.I.K. & Hasan Md.N. (2019). Physico-Chemical and Microbiological Quality Assessment of Supply Water around Dhaka City, Bangladesh. *Journal of Water Resource and Protection*, 11(03): 280–295.
- Shao T., Pan L., Chen Z., Wang R., Li W., Qin Q. & He Y. (2018). Content of Heavy Metal in the Dust of Leisure Squares and Its Health Risk Assessment—A Case Study of Yanta District in Xi'an. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(394): 1–13.
- Shi W., Zhang F., Zhang X., Su G., Wei S., Liu H., Cheng S. & Yu H. (2011). Identification of trace organic pollutants in freshwater sources in Eastern China and estimation of their associated human health risks. *Ecotoxicology*, 20(5): 1099–1106.

- Sigg L., Behra P., Stumm W. & Ourisson G. (2001). Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, France, 567 p
- Sila O.N. (2019). Physico-chemical and bacteriological quality of water sources in rural settings, a case study of Kenya, Africa. *Scientific African*, 2: 1–13.
- Singh L., Choudhary S.K. & Singh P.K. (2011). Organochlorine and organophosphorus pesticide residues in water of River Ganga at Bhagalpur, Bihar, India. *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, 1: 77–84.
- Singh M., Müller G. & Singh I.B. (2002). Heavy Metals in Freshly Deposited Stream Sediments of Rivers Associated with Urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 141(1/4): 35–54.
- Skerfving S. & Bergdahl I.A. (2015). Lead. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*, Elsevier, pp. 911–967.
- Smedley P.L. & Kinniburgh D.G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5): 517–568.
- Smith A.H., Lingas E.O. & Rahman M. (2000). Contamination of drinking water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *Bulletin of the World Health Organization : the International Journal of Public Health*, 78(9): 1093–1103.
- Soni J.P., Singhania R.U., Bansal A. & Rathi G. (1992). Acute mercury vapor poisoning. *Indian Pediatr*, 29(3): 365–368.
- Soussou Y.I., Akesso D. P.V., Kouame K.V., Yapi D. A. C & Yapo O.B. (2019). Assessment of trace metals contamination in sediments of Kossou Lake (Côte d'Ivoire). *Journal of chemical, Biological and physical sciences*, 9(3): 217-227.
- Squadrone S., Burioli E., Monaco G., Koya M.K., Prearo M., Gennero S., Dominici A. & Abete M.C. (2016). Human exposure to metals due to consumption of fish from an artificial lake basin close to an active mining area in Katanga (D.R. Congo). *Science of The Total Environment*, 568: 679–684.
- STATSOFT (2005). STATISTICA for windows version 7.1. Data analysis software system.
- Stevens A.C., Birks H.J.B., Flower R.J. & Battarbee R.W. (1989). Diatom-based pH reconstruction of lake acidification using canonical correspondence analysis. *Ambio*, 4: 228–233.
- Sunda W.G. (1989). Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biology of Oceanography*, 6(5–6): 411–442.

- Taiwo A.M. & Awomeso J.A. (2017). Assessment of trace metal concentration and health risk of artisanal gold mining activities in Ijeshaland, Osun State Nigeria—part 1. *Journal of Geochemical Explorat*, 117: 1–10.
- Takacs P., Martin P.A. & Struger J. (2002). Pesticides in Ontario : a critical assessment of potential toxicity of agricultural products to wildlife, with consideration for endocrine disruption. Volume 2 -triazine herbicides, glyphosate, and metolachlor.Canadian Wildlife Service, Burlington. Ontario ,Canada, 116p
- Tanouayi G., Gnandi K., Ahoudi H. & Ouro-Sama K. (2015). La contamination metallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone miniere d’exploitation des phosphates de hahotoe-kpogame (sud-togo) : cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal*, 21: 35–50.
- Tarras-Wahlberg N.H., Flachier A., Lane S.N. & Sangfors O. (2001). Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Science of The Total Environment*, 278(1–3): 239–261.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C.& Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*,: 51(7): 844–851.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R. & Jeffrey D.W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresun*, 33: 566–575.
- Tonetta D., Staehr P.A., Obrador B., Brandão L.P.M., Brighenti L.S., Petrucio M.M., Barbosa F.A.R. & Bezerra-Neto J.F. (2018). Effects of nutrients and organic matter inputs in the gases CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> : A mesocosm study in a tropical lake. *Limnologica*, 69: 1–9.
- Traoré A. (2016). Impacts des changements climatiques et du changement de l’occupation et de l’utilisation du sol sur les ressources en eau de l’environnement lagunaire d’aghien et de potou (sud-est de la Côte d’Ivoire). Thèse de Doctorat en Sciences de la Terre et des Ressources Minières, Université Félix Houphouët-Boigny, Cocody, Côte d’Ivoire, 249 p.
- Traoré A., Ahoussi K., Aka N., Traoré A. & Soro N. (2015). Niveau de contamination par les pesticides des eaux des lagunes aghien et potou (sud-est de la Côte d’Ivoire). *Internationnale Journal of Pure & Apllied Bioscience*, 3: 312–322.

- Tsaboula A., Papadakis E.-N., Vryzas Z., Kotopoulou A., Kintzikoglou K. & Papadopoulou-Mourkidou E. (2016). Environmental and human risk hierarchy of pesticides: A prioritization method, based on monitoring, hazard assessment and environmental fate. *Environment International*, 91: 78–93.
- Tucker C.S., Kingsbury S.K. & Ingram R.L. (2003). Tissue residues of diuron in channel catfish *Ictalurus punctatus* exposed to the algicide in consecutive years. *Journal of the World Aquaculture Society*, 34(2): 203–209.
- USEPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. In: *Human Health Evaluation Manual (Part A)*. EPA/540/1-89/002 Office of Emergency and Remedial Response, pp. 56–89.
- USEPA (2004). Risk Assessment Guidance for Superfund. In: *Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. EPA/540/R/99/005 Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, U.S. Environmental Protection Agency, pp. 1–99.
- USEPA (2011). Regional screening level (rsl) tapwater supporting table, 10p. <https://semspub.epa.gov/work/HQ/197444.pdf>. Consulté le 18/08/2018,
- USEPA (2018). The state of the world fisheries and aquaculture; meeting the sustainable for Superfund. In: *Human Health Evaluation Manual (Part A)*; EPA/540/1-89/002 Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, pp. 1–89.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2004). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). EPA/540/R/99/005 Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. *U.S. Environmental Protection Agency Washington*, pp 56 -108
- Vankessel J. (1978). The relation between redox potential and denitrification in a water-sediment system. *Water Research*, 12(5): 285–290.
- Varol M. & Sünbül M.R. (2019). Environmental contaminants in fish species from a large dam reservoir and their potential risks to human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169: 507–515.
- Vazquez G.F., Sharma V.K., Magallanes V.R. & Marmolejo A.J. (1999). Heavy Metals in a Coastal Lagoon of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 38(6): 479–485.
- van der Hoven C., Ubomba-Jaswa E., van der Merwe B., Loubser M. & Abia A.L.K. (2017). The impact of various land uses on the microbial and physicochemical quality of surface water

- bodies in developing countries: Prioritisation of water resources management areas. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 8: 280–289.
- Voltz M. & Louchart X. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénierie EAT*, n°spécial Phytosanitaires: 45-53.
- Vryzas Z., Vassiliou G., Alexoudis C. & Papadopoulou-Mourkidou E. (2009). Spatial and temporal distribution of pesticide residues in surface waters in northeastern Greece. *Water Research*, 43(1): 1–10.
- Vukovic D., Stankovic S., Vukovic Z. & Jankovic K. (2014). Transport and storage of heavy metals in the Sava river basin in Serbia. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 79(3): 379–387.
- Wang C., Liu S., Zhao Q., Deng L. & Dong S. (2012). Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir, Lancang River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82: 32–39.
- Wang X., Jacob D.J., Eastham S.D., Sulprizio M.P., Zhu L., Chen Q., Alexander B., Sherwen T., Evans M.J., Lee B.H., Haskins J.D., Lopez-Hilfiker F.D., Thornton J.A., Huey G.L. & Liao H. (2019). The role of chlorine in global tropospheric chemistry. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(6): 3981–4003.
- Wasserman G.A., Liu X., Parvez F., Ahsan H., Levy D., Factor-Litvak P., Kline J., van Geen A., Slavkovich V., LoIacono N.J., Cheng Z., Zheng Y. & Graziano J.H. (2006). Water Manganese Exposure and Children's Intellectual Function in Arai hazar, Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*, 114(1): 124–129.
- Weber J.B., Wilkerson G.G. & Reinhardt C.F. (2004). Calculating pesticide sorption coefficients (K<sub>d</sub>) using selected soil properties. *Chemosphere*, 55(2): 157–166.
- Webster W.S. (1978). Cadmium-Induced Fetal Growth Retardation in the Mouse. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 33(1): 36–42.
- Weinberg E.D. (2000). Microbial pathogens with impaired ability to acquire host iron. *BioMetals*, 13(1): 85–89.
- Welch A.H., Lico M.S. & Hughes J.L. (1988). Arsenic in groundwater of the Western United States. *Ground Water*, 26: 333–347.



- Wen Z., Song K., Liu G., Shang Y., Hou J., Lyu L. & Fang C. (2019). Impact factors of dissolved organic carbon and the transport in a river-lake continuum in the Tibet Plateau of China. *Journal of Hydrology*, 579: 1–10.
- Wood R.L., Rebecca Rose N.E.C. & Kathleen E.F. (1991). Experimental establishment of persistent infection in swine with a zoonotic strain of Salmonella newport. *American Journal of Veterinary Research*, 52(6): 813–822.
- Wright B., Stanford B.D., Reinert A., Routt J.C., Khan S.J. & Debroux J.F. (2014). Managing water quality impacts from drought on drinking water supplies. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 63(3): 179–188.
- Wu S., Carvalho P.N., Müller J.A., Manoj V.R. & Dong R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of The Total Environment*, 541: 8–22.
- Wurl O. & Obbard J.P. (2004). A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 48(11–12): 1016–1030.
- Xia J., Zheng F., Tang H., Li J. & Li Y. (2019). Chemical speciation and risks of heavy metals in sediment of urban wetlands in southeastern China. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28(1): 15–27.
- Xu H., Demetriades A., Reimann C., Jiménez J.J., Filser J. & Zhang C. (2019). Identification of the co-existence of low total organic carbon contents and low pH values in agricultural soil in north-central Europe using hot spot analysis based on GEMAS project data. *Science of The Total Environment*, 678: 94–104.
- Xue J., Lin S., Lamar F.G., Lamori J.G. & Sherchan S. (2017). Assessment of fecal pollution in Lake Pontchartrain, Louisiana. *Marine Pollution Bulletin*, 2: 1–9.
- Yang C.-Y. (1998). Calcium and Magnesium in Drinking Water and Risk of Death From Cerebrovascular Disease. *Stroke*, 29(2): 411–414.
- Yang H.-J., He S.-Y. & Tuan H.-Y. (2014). Self-Seeded Growth of Five-Fold Twinned Copper Nanowires: Mechanistic Study, Characterization, and SERS Applications. *Langmuir*, 30(2): 602–610.
- Yao K.M. (2009). Contribution à l'étude de paramètres physico-chimiques des eaux de la lagune Ébrié dans la zone d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Faculté des Sciences et Techniques, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 155 p.

- Yao M. & Kouassi N.-B. (2015). Etude des propriétés d'adsorption et de désorption du Plomb (Pb) et du Cadmium (Cd) par les sédiments d'une lagune tropicale en présence d'Allylthiourée. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(1): 483–491.
- Yapo O.B., Mambo V., Tidou S.A. & Houenou P.V. (2008). Etude Analytique des Caractéristiques Chimiques d'un Lac Eutrophe en Milieu Tropical : La Conductivité comme Indicateur de Trophie du Lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal Société Ouest-Africaine de la Chimie*, 25: 87 – 108.
- Yazidi A., Saidi S., Ben Mbarek N. & Darragi F. (2017). Contribution of GIS to evaluate surface water pollution by heavy metals: Case of Ichkeul Lake (Northern Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 134: 166–173.
- Yebpella G.G., Magomya A.M, Udiba U.U. & Gandu I. (2011). Assessment of Cd, Cu, Mn and Zn levels in soil, water and vegetable grown in irrigated farm along River Kubani, Zaria, Nigeria. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 1(5): 84–89.
- Yéo K.M. (2015). Dynamique spatiale et temporelle des caractéristiques chimiques des eaux et des sédiments, et statut trophique du système lagunaire périurbain Adjin-Potou (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Science et Gestion de l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, Abidjan, Côte d'Ivoire, 192 p.
- Yi Y., Wang Z., Zhang K., Yu G. & Duan X. (2008). Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. *International Journal of Sediment Research*, 23(4): 338–347.
- Zahm H.S., Weisenburger D.D., Saal R.C., Vaught J.B., Babbitt P.A. & Blair A. (1993). The role of agricultural pesticide use in the development of non-hodgkin's lymphoma in women. *Archives of environmental health*, 48(5): 348–358.
- Zamyadi A., MacLeod S.L., Fan Y., McQuaid N., Dorner S., Sauvé S. & Prévost M. (2012). Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Research*, 46(5): 1511–1523.
- Zhang J. & Liu C.L. (2002). Riverine Composition and Estuarine Geochemistry of Particulate Metals in China—Weathering Features, Anthropogenic Impact and Chemical Fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6): 1051–1070.
- Zhang R., Li Y., Xu Y., Zang Z., Li H. & Wang L. (2020). Effects of Dietary Supplements on the Bioaccessibility of Se, Zn and Cd in Rice: Preliminary Observations from In Vitro

Gastrointestinal Simulation Tests. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(14): 4978.

Zhong W., Zhang Y., Wu Z., Yang R., Chen X., Yang J. & Zhu L. (2018). Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 157: 343–349.

Zietz B.P., Dassel de Vergara J. & Dunkelberg H. (2003). Copper concentrations in tap water and possible effects on infant's health—Results of a study in Lower Saxony, Germany. *Environmental Research*, 92(2): 129–138.

# **ANNEXES**

**ANNEXE 1** : Tableau récapitulatif des données des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs des eaux des lacs Dohou et Guessabo. Max=maximum, Moy= moyenne, Min = minimum,  $\sigma$ =écart type. Des valeurs moyennes avec au moins une même lettre minuscule (exposant) ne sont pas significativement différentes.

Paramètres		Station G1	Station G2	Station G3	Station G4	Station G5	Station G6	Station G7	Station D1	Station D2	Station D3	Station D4	Station D5	Station D6	Station D7	Station D8
Température (°C)	Max	29,4	29,7	30,2	30,2	29,5	31,2	29,8	29,23	29,52	29,9	30,06	30,55	30,2	29,04	28,6
	Moy	26,95 <sup>a</sup>	27,14 <sup>a</sup>	27,26 <sup>a</sup>	27,43 <sup>a</sup>	27,27 <sup>a</sup>	27,40 <sup>a</sup>	27,16 <sup>a</sup>	26,27 <sup>a</sup>	27,26 <sup>a</sup>	27,2 <sup>a</sup>	27,2 <sup>a</sup>	27,18 <sup>a</sup>	27,08 <sup>a</sup>	26,67 <sup>a</sup>	26,51 <sup>a</sup>
	Min	24,46	24,27	24,41	25,22	25,23	24,87	24,64	24,63	25,41	25,44	25,73	24,62	25,28	24,29	23,7
	$\sigma$	1,68	1,72	1,85	1,716	1,62	1,78	1,61	1,63	1,45	1,53	1,30	1,60	1,56	1,46	1,37
pH	Max	7,12	7,12	6,98	8,26	8,08	8,6	8,39	7,15	7,31	7,15	7,16	7,07	7,43	6,75	6,71
	Moy	6,03 <sup>a</sup>	6,09 <sup>a</sup>	6,21 <sup>a</sup>	6,38 <sup>a</sup>	6,44 <sup>a</sup>	6,45 <sup>a</sup>	6,42 <sup>a</sup>	6,20 <sup>a</sup>	6,10 <sup>a</sup>	5,87 <sup>a</sup>	5,85 <sup>a</sup>	5,73 <sup>a</sup>	5,71 <sup>a</sup>	5,63 <sup>a</sup>	5,54 <sup>a</sup>
	Min	5,14	5,45	5,67	5,91	5,86	5,96	5,79	4,79	4,79	4,82	4,94	4,86	5,05	4,84	4,85
	$\sigma$	0,58	0,43	0,33	0,62	0,60	0,69	0,73	0,66	0,69	0,63	0,63	0,68	0,74	0,62	0,56
Transparence (m)	Max	1,00	1,90	1,17	1,30	1,00	1,28	1,00	0,93	1	0,82	0,76	0,71	0,8	0,6	0,6
	Moy	0,58 <sup>a</sup>	0,75 <sup>a</sup>	0,57 <sup>a</sup>	0,61 <sup>a</sup>	0,56 <sup>a</sup>	0,58 <sup>a</sup>	0,39 <sup>b</sup>	0,61 <sup>a</sup>	0,65 <sup>a</sup>	0,64 <sup>a</sup>	0,58 <sup>a</sup>	0,51 <sup>a</sup>	0,51 <sup>a</sup>	0,37 <sup>b</sup>	0,28 <sup>b</sup>
	Min	0,15	0,10	0,20	0,15	0,15	0,20	0,20	0,48	0,45	0,45	0,36	0,35	0,3	0,17	0,1
	$\sigma$	0,31	0,59	0,36	0,40	0,28	0,34	0,23	0,15	0,19	0,13	0,11	0,13	0,15	0,18	0,19
Turbidité (NTU)	Max	80	81	72	78	75	108	70	41,67	45	40	48	49,5	56	81	151
	Moy	43,75 <sup>a</sup>	43,91 <sup>a</sup>	44,83 <sup>a</sup>	44,00 <sup>a</sup>	41,83 <sup>a</sup>	48,91 <sup>a</sup>	43,16 <sup>a</sup>	32,09 <sup>a</sup>	31,28 <sup>a</sup>	31,40 <sup>a</sup>	33,30 <sup>a</sup>	37,45 <sup>a</sup>	34,96 <sup>a</sup>	41,11 <sup>a</sup>	51,5 <sup>ab</sup>
	Min	19	14	21	12	21	20	27	23,07	19	18	23,67	23	8	16	20
	$\sigma$	22,30	26,15	22,81	27,22	20,00	28,04	14,29	6,30	8,19	7,32	7,57	8,93	12,46	16,92	35,08
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	Max	82	92	87	84	86	92	97	55,67	59	63,5	57,5	86	86	72	89
	Moy	66,85 <sup>a</sup>	71,38 <sup>a</sup>	72,7 <sup>a</sup>	71,05 <sup>a</sup>	68,28 <sup>a</sup>	71,51 <sup>a</sup>	73,45 <sup>a</sup>	45,64 <sup>b</sup>	45,00 <sup>b</sup>	47,58 <sup>b</sup>	47,57 <sup>b</sup>	50,41 <sup>b</sup>	50,41 <sup>b</sup>	52,46 <sup>b</sup>	51,46 <sup>b</sup>
	Min	50	59	56	54	55,8	56	60	36,33	35	36	35,5	35	35	35	35
	$\sigma$	9,99	10,76	10,25	10,56	9,62	10,46	10,96	6,20	6,43	7,89	7,03	13,39	13,39	9,71	17,22
TDS (mg/L)	Max	40	45	43	42	43	45	50	29,3	29	31,5	33	30	43	35	60
	Moy	32,41 <sup>a</sup>	35,5 <sup>a</sup>	35,41 <sup>a</sup>	35,41 <sup>a</sup>	33,58 <sup>a</sup>	35,5 <sup>a</sup>	36,83 <sup>a</sup>	22,78 <sup>a</sup>	22,25 <sup>a</sup>	23,00 <sup>a</sup>	23,15 <sup>a</sup>	23,62 <sup>a</sup>	25,66 <sup>a</sup>	26,08 <sup>a</sup>	27,42 <sup>a</sup>
	Min	23	25	23	26	25	25	25	17	16	16,5	16,7	17	16	17	16
	$\sigma$	5,501	5,82	6,08	5,12	5,12	5,69	6,47	3,61	3,33	3,92	4,45	3,897	6,98	4,77	12,00

## Suite du tableau

OD	Max	7,6	7,8	6,7	7,2	7,6	6,3	6,7	9	7,7	7,7	7,8	7,8	6,4	7,9	6,38
	Moy	6,09 <sup>a</sup>	6,00 <sup>a</sup>	5,86 <sup>a</sup>	5,83 <sup>a</sup>	5,67 <sup>a</sup>	5,64 <sup>a</sup>	5,09 <sup>a</sup>	6,28 <sup>a</sup>	6,04 <sup>a</sup>	5,82 <sup>a</sup>	5,94 <sup>a</sup>	5,62 <sup>a</sup>	5,19 <sup>a</sup>	5,14 <sup>a</sup>	4,74 <sup>b</sup>
	Min	4,7	4,9	3,8	5,1	4,1	4,58	4,1	4,59	4,66	3,8	4,6	3,7	3,6	2,54	3,53
	$\sigma$	0,81	0,97	0,87	0,65	0,91	0,50	0,79	1,46	1,03	1,30	0,89	1,16	0,89	1,46	0,88
Eh (mV)	Max	60,70	59,40	58,20	55,90	54,30	53,50	51,90	73,70	71,90	69,59	65,50	65,80	74,50	63,50	59,90
	Moy	31,51 <sup>a</sup>	31,73 <sup>a</sup>	30,49 <sup>a</sup>	28,31 <sup>a</sup>	27,51 <sup>a</sup>	27,95 <sup>a</sup>	27,73 <sup>a</sup>	31,65 <sup>a</sup>	34,81 <sup>a</sup>	32,15 <sup>a</sup>	33,65 <sup>a</sup>	33,34 <sup>a</sup>	35,74 <sup>a</sup>	34,25 <sup>a</sup>	35,72 <sup>a</sup>
	Min	7,50	6,70	4	5,30	6,20	6	5,70	12	12,60	11,70	11,30	13	13	13,50	15,40
	$\sigma$	17,46	16,34	16,27	16,57	15,15	15,90	15,52	16,53	17,27	16,54	17,11	15,65	19,10	16,57	14,44
$NH_4^+$ (mg/L)	Max	0,872	0,327	0,412	0,314	0,386	0,463	0,815	0,295	0,44	0,262	0,379	0,276	0,684	1,216	1,21
	Moy	0,24 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,25 <sup>a</sup>	0,20 <sup>a</sup>	0,20 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,24 <sup>a</sup>	0,20 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,16 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,16 <sup>a</sup>	0,26 <sup>a</sup>	0,32 <sup>a</sup>	0,33 <sup>a</sup>
	Min	0,13	0,05	0,08	0,06	0,05	0,02	0,10	0,07	0,07	0,037	0,09	0,08	0,08	0,06	0,06
	$\sigma$	0,21	0,09	0,10	0,09	0,08	0,14	0,20	0,07	0,10	0,06	0,08	0,06	0,19	0,36	0,37
$NO_2^-$ ( $\mu$ g/L)	Max	79	74	59	95	85	83	73	50	66	44	47	97	92	69	77
	Moy	36,00 <sup>a</sup>	28,75 <sup>a</sup>	25,25 <sup>a</sup>	28,75 <sup>a</sup>	30,67 <sup>a</sup>	27,41 <sup>a</sup>	25,91 <sup>a</sup>	23,00 <sup>ab</sup>	23,80 <sup>ab</sup>	20,62 <sup>ab</sup>	21,22 <sup>ab</sup>	28,42 <sup>a</sup>	30,25 <sup>a</sup>	30,67 <sup>a</sup>	42,45 <sup>a</sup> c
	Min	12	2	4	9	6	2	3	9	4	7,5	10	8	1	12	13
	$\sigma$	22,35	22,86	17,40	24,75	21,33	23,26	18,42	11,92	18,75	12,20	10,33	23,94	26,19	17,41	19,77
$NO_3^-$ (mg/L)	Max	11,1	7,6	7,2	11,1	7,4	45	26,7	8,83	8,7	10,2	11,33	9,4	16	16,4	14,3
	Moy	4,20 <sup>a</sup>	4,13 <sup>a</sup>	2,85 <sup>b</sup>	3,00 <sup>a</sup>	3,17 <sup>a</sup>	5,83 <sup>a</sup>	4,55 <sup>a</sup>	3,77 <sup>a</sup>	3,53 <sup>a</sup>	3,74 <sup>a</sup>	3,81 <sup>a</sup>	4,42 <sup>a</sup>	5,77 <sup>ac</sup>	7,72 <sup>c</sup>	8,32 <sup>c</sup>
	Min	0,27	0,24	0,01	0,09	0,21	0,08	0,12	0,343	0,01	0,9	0,43	1,3	0,2	0,8	3
	$\sigma$	3,94	3,05	2,80	3,82	2,60	16,16	9,25	2,59	2,53	2,89	3,61	2,59	5,01	5,57	3,99
NTK (mg/L)	Max	24	26	29	29	22	51	35	24,33	39	30,67	31,5	30	28	27	21
	Moy	10,5 <sup>a</sup>	11,42 <sup>a</sup>	11,33 <sup>a</sup>	13,17 <sup>a</sup>	11,42 <sup>a</sup>	15,08 <sup>a</sup>	12,42 <sup>a</sup>	12,36 <sup>a</sup>	15,41 <sup>a</sup>	14,64 <sup>a</sup>	13,15 <sup>a</sup>	12,96 <sup>a</sup>	15,25 <sup>a</sup>	16,16 <sup>a</sup>	12,54 <sup>a</sup>
	Min	1	1	1	2	1	1	2	2,33	2	1,5	1	2	2	7	4
	$\sigma$	7,59	8,26	9,12	9,61	7,17	16,40	11,24	7,66	11,90	10,68	8,730	8,97	8,14	6,58	6,45
$PO_4^{3-}$ (mg/L)	Max	1,86	1,82	1,03	1,63	1,62	1,39	0,97	0,60	0,75	0,67	0,57	0,56	1,2	0,77	1,13
	Moy	0,66 <sup>a</sup>	0,64 <sup>a</sup>	0,51 <sup>a</sup>	0,67 <sup>a</sup>	0,62 <sup>a</sup>	0,53 <sup>a</sup>	0,55 <sup>a</sup>	0,29 <sup>b</sup>	0,31 <sup>b</sup>	0,28 <sup>b</sup>	0,31 <sup>b</sup>	0,29 <sup>b</sup>	0,424 <sup>ab</sup>	0,40 <sup>ab</sup>	0,44 <sup>ab</sup>
	Min	0,14	0,03	0,11	0,12	0,18	0,06	0,17	0,04	0,02	0,04	0,04	0,03	0,01	0,05	0,13
	$\sigma$	2,94	2,00	1,88	2,94	1,93	12,34	7,25	0,16	0,20	0,17	0,18	0,18	0,38	0,23	0,29
Phosphore totale (mg/L)	Max	27	25,1	14,1	28,5	28,1	21,9	18	15,6	31,4	16,45	15,67	16,7	22,9	11,7	12,1
	Moy	7,77 <sup>a</sup>	7,83 <sup>a</sup>	4,96 <sup>a</sup>	8,60 <sup>a</sup>	8,55 <sup>a</sup>	8,77 <sup>a</sup>	7,25 <sup>a</sup>	5,38 <sup>a</sup>	5,79 <sup>a</sup>	5,26 <sup>a</sup>	5,15 <sup>a</sup>	5,22 <sup>a</sup>	6,38 <sup>a</sup>	2,84 <sup>b</sup>	4,26 <sup>ac</sup>
	Min	0,1	0,07	0,26	0,18	0,02	0,32	0,22	0,12	0,1	0,16	0,207	0,16	0,013	0,247	0,37
	$\sigma$	9,08	8,85	4,83	9,95	9,42	13,45	8,65	5,57	8,92	5,45	5,45	6,07	8,09	3,44	4,55

## Suite du tableau

$SO_4^{2-}$ (mg/L)	Max	38,52	48,95	36,71	38,62	40,77	37,92	31,85	20,21	42,72	19,57	20,93	28,54	35,57	135,7 3	96,24
	Moy	14,51 <sup>a</sup>	17,45 <sup>a</sup>	13,35 <sup>a</sup>	14,70 <sup>a</sup>	14,96 <sup>a</sup>	15,58 <sup>a</sup>	10,26 <sup>a</sup>	10,86 <sup>a</sup>	12,99 <sup>a</sup>	10,53 <sup>a</sup>	10,58 <sup>a</sup>	12,88 <sup>a</sup>	14,07 <sup>a</sup>	31,23 <sup>b</sup>	28,73 <sup>b</sup>
	Min	1,14	1,62	1,8	1,25	0,85	0,1	0,5	1,023	0,25	3,76	2,97	2,59	2,01	1,14	2,43
	$\sigma$	11,56	15,10	9,12	12,46	11,86	16,02	9,95	5,86	11,15	4,58	5,88	8,79	9,96	40,10	35,47

**ANNEXE 2 :** Tableau récapitulatif des données des paramètres de quantification de la matière organique des eaux des lacs Dohou et Guessabo.

Max=maximum, Moy= moyenne, Min = minimum,  $\sigma$ =écart type. Des valeurs moyennes avec au moins une même lettre minuscule (exposant) ne sont pas significativement différentes.

Paramètres		Station G1	Station G2	Station G3	Station G4	Station G5	Station G6	Station G7	Station D1	Station D2	Station D3	Station D4	Station D5	Station D6	Station D7	Station D8
DCO (mg/L)	Max	79,4	73,3	68	72,5	131	101	112	20,27	32,3	20,5	35,57	36,45	58	92,1	42,9
	Moy	44,72 <sup>a</sup>	38,48 <sup>a</sup>	35,85 <sup>a</sup>	32,62 <sup>a</sup>	63,53 <sup>c</sup>	52,03 <sup>a</sup>	64,22 <sup>c</sup>	13,80 <sup>b</sup>	14,18 <sup>b</sup>	14,48 <sup>b</sup>	20,85 <sup>b</sup>	24,51 <sup>b</sup>	33,52 <sup>a</sup>	50,68 <sup>c</sup>	19,47 <sup>b</sup>
	Min	20,5	12,6	8,9	10,5	9,1	13,9	11	6,6	4,6	5,45	9,1	11,6	7,5	7,6	4,2
	$\sigma$	22,41	21,94	21,86	19,82	46,12	35,95	41,70	5,36	8,14	5,71	9,19	9,25	15,79	31,83	13,11
DBO5 (mg/L)	Max	43,7	40,3	32,8	32	64,7	55,5	56,5	10,03	12,92	8,54	16,34	19,38	13,6	20,3	17,18
	Moy	20,83 <sup>a</sup>	17,79 <sup>a</sup>	16,74 <sup>a</sup>	15,33 <sup>a</sup>	29,84 <sup>a</sup>	24,34 <sup>a</sup>	29,63 <sup>a</sup>	6,34 <sup>b</sup>	5,67 <sup>b</sup>	6,03 <sup>b</sup>	9,53 <sup>b</sup>	13,03 <sup>b</sup>	7,96 <sup>b</sup>	11,72 <sup>a</sup>	7,71 <sup>b</sup>
	Min	10,5	6	5	4,7	4,1	6	4,9	3,11	1,84	2,27	4,16	6,17	1,6	2,7	1,68
	$\sigma$	10,49	10,45	9,67	8,82	21,24	18,17	19,05	2,59	3,25	2,38	4,22	4,92	4,08	6,63	5,18



**ANNEXE 3 : Tableau récapitulatif de la variation saisonnière des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs des eaux des lacs Guessabo.**

Des valeurs moyennes avec au moins une même lettre minuscule (exposant) ne sont pas significativement différentes.

Paramètres	Saisons	Station G1	Station G2	Station G3	Station G4	Station G5	Station G6	Station G7
Température (°C)	Décru	28,87 <sup>a</sup> ±0,38	28,71 <sup>a</sup> ±0,72	28,75 <sup>a</sup> ±0,35	29,43 <sup>a</sup> ±0,65	29,10 <sup>a</sup> ±0,00	28,79 <sup>a</sup> ±0,41	29,06 <sup>a</sup> ±0,05
	Étiage	26,42 <sup>a</sup> ±1,09	27,01 <sup>a</sup> ±0,93	26,39 <sup>a</sup> ±1,22	26,59 <sup>a</sup> ±0,47	26,55 <sup>a</sup> ±1,15	26,71 <sup>a</sup> ±0,41	26,75 <sup>a</sup> ±0,23
	Post-étiage	25,87 <sup>a</sup> ±1,27	25,83 <sup>a</sup> ±1,49	25,85 <sup>a</sup> ±1,54	26,12 <sup>a</sup> ±0,94	25,94 <sup>a</sup> ±0,43	25,88 <sup>a</sup> ±1,11	25,51 <sup>a</sup> ±0,80
	Crue	27,19 <sup>a</sup> ±2,10	27,43 <sup>a</sup> ±2,28	28,24 <sup>a</sup> ±2,12	28,04 <sup>a</sup> ±2,08	27,91 <sup>a</sup> ±1,91	28,37 <sup>a</sup> ±2,32	27,77 <sup>a</sup> ±1,80
pH	Décru	6,28 <sup>a</sup> ±1,18	6,38 <sup>a</sup> ±1,04	6,42 <sup>a</sup> ±0,79	7,12 <sup>a</sup> ±1,61	7,08 <sup>a</sup> ±1,41	7,39 <sup>a</sup> ±1,71	7,28 <sup>a</sup> ±1,56
	Étiage	5,65 <sup>a</sup> ±0,45	5,83 <sup>a</sup> ±0,33	6,00 <sup>a</sup> ±0,28	6,06 <sup>a</sup> ±0,14	6,12 <sup>a</sup> ±0,22	6,10 <sup>a</sup> ±0,15	5,99 <sup>a</sup> ±0,23
	Post-étiage	6,21 <sup>a</sup> ±0,62	6,05 <sup>a</sup> ±0,30	6,32 <sup>a</sup> ±0,23	6,38 <sup>a</sup> ±0,31	6,52 <sup>a</sup> ±0,58	6,34 <sup>a</sup> ±0,23	6,57 <sup>a</sup> ±0,68
	Crue	6,05 <sup>a</sup> ±0,43	6,19 <sup>a</sup> ±0,22	6,20 <sup>a</sup> ±0,12	6,26 <sup>a</sup> ±0,06	6,30 <sup>a</sup> ±0,16	6,33 <sup>a</sup> ±0,04	6,21 <sup>a</sup> ±0,19
Transparence (m)	Décru	0,62 <sup>a</sup> ±0,10	1,40 <sup>a</sup> ±0,56	0,87 <sup>a</sup> ±0,04	0,89 <sup>a</sup> ±0,12	0,77 <sup>a</sup> ±0,18	0,87 <sup>a</sup> ±0,06	0,30 <sup>b</sup> ±0,14
	Étiage	0,68 <sup>a</sup> ±0,19	0,67 <sup>a</sup> ±0,20	0,40 <sup>a</sup> ±0,08	0,54 <sup>a</sup> ±0,12	0,57 <sup>a</sup> ±0,12	0,51 <sup>a</sup> ±0,27	0,29 <sup>a</sup> ±0,09
	Post-étiage	0,22 <sup>b</sup> ±0,07	0,17 <sup>b</sup> ±0,06	0,22 <sup>b</sup> ±0,02	0,18 <sup>b</sup> ±0,02	0,22 <sup>b</sup> ±0,07	0,23 <sup>b</sup> ±0,05	0,27 <sup>ba</sup> ±0,03
	Crue	0,76 <sup>a</sup> ±0,38	0,91 <sup>a</sup> ±0,71	0,81 <sup>a</sup> ±0,42	0,86 <sup>a</sup> ±0,50	0,70 <sup>a</sup> ±0,31	0,77 <sup>a</sup> ±0,38	0,60 <sup>a</sup> ±0,32
Turbidité (NTU)	Décru	29,00 <sup>ab</sup> ±5,65	16,00 <sup>a</sup> ±2,80	22,50 <sup>ab</sup> ±2,12	14,50 <sup>a</sup> ±3,53	26,50 <sup>ab</sup> ±3,53	23,50 <sup>ab</sup> ±2,12	34,00 <sup>ab</sup> ±2,82
	Étiage	39,00 <sup>b</sup> ±20,22	40,33 <sup>b</sup> ±23,18	48,33 <sup>b</sup> ±19,85	48,00 <sup>b</sup> ±20,95	32,33 <sup>ab</sup> ±14,01	65,33 <sup>c</sup> ±40,67	35,67 <sup>ab</sup> ±2,51
	Post-étiage	68,00 <sup>c</sup> ±14,42	74,00 <sup>c</sup> ±6,08	69,00 <sup>c</sup> ±5,19	72,33 <sup>c</sup> ±4,93	69,67 <sup>c</sup> ±5,03	71,00 <sup>c</sup> ±8,00	63,33 <sup>c</sup> ±8,32
	Crue	36,50 <sup>ab</sup> ±24,00	38,00 <sup>ab</sup> ±25,28	35,25 <sup>ab</sup> ±23,97	34,50 <sup>ab</sup> ±29,76	35,75 <sup>ab</sup> ±15,64	32,75 <sup>ab</sup> ±14,17	38,25 <sup>ab</sup> ±12,03
Conductivité (µS/cm)	Décru	69,35 <sup>a</sup> ±0,49	76,00 <sup>a</sup> ±5,65	74,85 <sup>a</sup> ±5,44	78,00 <sup>a</sup> ±8,48	75,80 <sup>a</sup> ±6,78	75,50 <sup>a</sup> ±4,94	76,65 <sup>a</sup> ±7,99
	Étiage	75,66 <sup>a</sup> ±6,50	82,67 <sup>a</sup> ±8,14	82,00 <sup>a</sup> ±7,00	80,00 <sup>a</sup> ±5,29	66,60 <sup>a</sup> ±9,40	81,67 <sup>a</sup> ±8,96	84,33 <sup>a</sup> ±11,15
	Post-étiage	59,67 <sup>a</sup> ±10,59	61,00 <sup>a</sup> ±3,46	67,00 <sup>a</sup> ±10,44	59,67 <sup>a</sup> ±6,65	62,67 <sup>a</sup> ±8,32	61,67 <sup>a</sup> ±6,02	66,67 <sup>a</sup> ±4,16
	Crue	64,40 <sup>a</sup> ±11,01	68,40 <sup>a</sup> ±10,02	68,92 <sup>a</sup> ±11,38	69,40 <sup>a</sup> ±9,56	70,00 <sup>a</sup> ±11,97	69,30 <sup>a</sup> ±9,93	68,77 <sup>a</sup> ±11,16
TDS (mg/L)	Décru	33,00 <sup>a</sup> ±1,41	38,00 <sup>a</sup> ±2,82	36,00 <sup>a</sup> ±2,82	39,00 <sup>a</sup> ±2,82	36,00 <sup>a</sup> ±4,24	38,00 <sup>a</sup> ±2,83	39,00 <sup>a</sup> ±4,24
	Étiage	37,67 <sup>a</sup> ±3,21	41,33 <sup>a</sup> ±3,51	40,33 <sup>a</sup> ±3,05	40,00 <sup>a</sup> ±3,46	33,67 <sup>a</sup> ±4,93	41,00 <sup>a</sup> ±3,60	43,00 <sup>a</sup> ±6,24
	Post-étiage	29,67 <sup>a</sup> ±5,03	30,67 <sup>a</sup> ±1,15	33,33 <sup>a</sup> ±6,65	31,33 <sup>a</sup> ±1,52	32,00 <sup>a</sup> ±4,00	31,00 <sup>a</sup> ±2,64	34,00 <sup>a</sup> ±2,64
	Crue	30,00 <sup>a</sup> ±8,18	34,00 <sup>a</sup> ±8,18	32,67 <sup>a</sup> ±9,50	33,67 <sup>a</sup> ±6,80	34,33 <sup>a</sup> ±9,01	34,00 <sup>a</sup> ±7,93	34,00 <sup>a</sup> ±8,54
D (mg/L)	Décru	6,23 <sup>a</sup> ±0,43	5,75 <sup>a</sup> ±1,17	6,23 <sup>a</sup> ±0,41	5,69 <sup>a</sup> ±0,27	5,74 <sup>a</sup> ±0,33	5,22 <sup>a</sup> ±0,41	4,76 <sup>a</sup> ±0,30
	Étiage	5,90 <sup>a</sup> ±0,84	6,35 <sup>a</sup> ±2,05	5,55 <sup>a</sup> ±1,06	6,15 <sup>a</sup> ±1,48	6,35 <sup>a</sup> ±1,76	5,85 <sup>a</sup> ±0,49	5,00 <sup>a</sup> ±1,27
	Post-étiage	6,04 <sup>a</sup> ±1,05	5,80 <sup>a</sup> ±0,57	6,48 <sup>a</sup> ±0,24	5,61 <sup>a</sup> ±0,67	5,07 <sup>a</sup> ±0,48	5,28 <sup>a</sup> ±0,99	5,05 <sup>a</sup> ±0,91
	Crue	5,93 <sup>a</sup> ±0,46	5,70 <sup>a</sup> ±0,53	5,88 <sup>a</sup> ±0,22	5,57 <sup>a</sup> ±0,39	5,91 <sup>a</sup> ±0,37	5,65 <sup>a</sup> ±0,30	5,08 <sup>a</sup> ±0,84
Eh (mV)	Décru	60,30 <sup>a</sup> ±0,56	59,25 <sup>a</sup> ±0,21	57,70 <sup>a</sup> ±0,70	55,55 <sup>a</sup> ±0,49	53,85 <sup>a</sup> ±0,63	52,80 <sup>a</sup> ±0,98	51,00 <sup>a</sup> ±1,27
	Étiage	39,27 <sup>ab</sup> ±7,13	37,53 <sup>ab</sup> ±5,95	36,43 <sup>ab</sup> ±6,01	33,40 <sup>ab</sup> ±11,35	29,67 <sup>b</sup> ±8,48	34,60 <sup>ab</sup> ±7,64	34,80 <sup>ab</sup> ±8,30
	Post-étiage	16,93 <sup>c</sup> ±11,97	20,33 <sup>bc</sup> ±13,50	18,03 <sup>bc</sup> ±12,29	18,20 <sup>bc</sup> ±12,9	17,53 <sup>bc</sup> ±10,83	17,50 <sup>bc</sup> ±13,79	17,50 <sup>bc</sup> ±12,73
	Crue	24,77 <sup>ab</sup> ±2,33	24,67 <sup>ab</sup> ±1,68	24,27 <sup>ab</sup> ±2,86	20,97 <sup>ab</sup> ±2,89	22,70 <sup>ab</sup> ±4,01	20,87 <sup>ab</sup> ±4,13	20,97 <sup>ab</sup> ±6,29
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Décru	0,27 <sup>a</sup> ±0,08	0,27 <sup>a</sup> ±0,08	0,35 <sup>a</sup> ±0,03	0,31 <sup>a</sup> ±0,01	0,24 <sup>a</sup> ±0,01	0,36 <sup>a</sup> ±0,06	0,61 <sup>b</sup> ±0,28
	Étiage	0,45 <sup>ab</sup> ±0,36	0,25 <sup>a</sup> ±0,05	0,36 <sup>ab</sup> ±0,05	0,23 <sup>a</sup> ±0,12	0,29 <sup>a</sup> ±0,08	0,16 <sup>a</sup> ±0,09	0,18 <sup>a</sup> ±0,06

## Suite du tableau

(mg/L)	Post-étiage	0,15 <sup>a</sup> ±0,02	0,17 <sup>a</sup> ±0,01	0,23 <sup>a</sup> ±0,04	0,17 <sup>a</sup> ±0,01	0,17 <sup>a</sup> ±0,02	0,13 <sup>a</sup> ±0,08	0,20 <sup>a</sup> ±0,07
	Crue	0,15 <sup>a</sup> ±0,03	0,13 <sup>a</sup> ±0,1	0,14 <sup>a</sup> ±0,05	0,14 <sup>a</sup> ±0,07	0,13 <sup>a</sup> ±0,06	0,19 <sup>a</sup> ±0,18	0,14 <sup>a</sup> ±0,05
$NO_2^-$ ( $\mu g/L$ )	Décru	15,00 <sup>b</sup> ±4,24	5,00 <sup>a</sup> ±2,82	5,00 <sup>a</sup> ±1,41	9,50 <sup>ab</sup> ±0,707	9,00 <sup>a</sup> ±4,24	5,00 <sup>a</sup> ±4,24	6,50 <sup>a</sup> ±4,95
	Étiage	42,00 <sup>bc</sup> ±23,57	17,00 <sup>b</sup> ±19,47	21,00 <sup>b</sup> ±6,00	17,00 <sup>b</sup> ±7,549	30,67 <sup>bc</sup> ±15,88	15,33 <sup>b</sup> ±9,86	21,00 <sup>b</sup> ±4,00
	Post-étiage	46,33 <sup>bc</sup> ±13,05	47,67 <sup>bc</sup> ±8,62	39,00 <sup>bc</sup> ±14,42	40,33 <sup>bc</sup> ±14,04	37,00 <sup>bc</sup> ±8,54	42,67 <sup>bc</sup> ±2,31	34,00 <sup>bc</sup> ±10,8
	Crue	35,5 <sup>bc</sup> ±30,09	35,25 <sup>bc</sup> ±26,14	28,25 <sup>b</sup> ±21,33	38,50 <sup>bc</sup> ±37,82	36,75 <sup>bc</sup> ±32,29	36,25 <sup>bc</sup> ±33,03	33,25 <sup>bc</sup> ±27,09
$NO_3^-$ (mg/L)	Décru	1,8 <sup>a</sup> ±0,56	1,15 <sup>a</sup> ±0,07	0,05±0,06	1,90 <sup>a</sup> ±0,42	2,15 <sup>a</sup> ±0,49	1,50 <sup>a</sup> ±0,99	1,70 <sup>a</sup> ±1,13
	Étiage	0,85 <sup>a</sup> ±0,56	2,31 <sup>a</sup> ±3,53	2,08 <sup>a</sup> ±3,04	0,53±0,59	1,29 <sup>a</sup> ±1,73	0,90 <sup>a</sup> ±1,38	1,33 <sup>a</sup> ±2,04
	Post-étiage	7,20 <sup>b</sup> ±2,01	6,70 <sup>b</sup> ±0,78	4,97 <sup>b</sup> ±1,50	4,67 <sup>b</sup> ±2,45	5,10 <sup>b</sup> ±1,82	7,60 <sup>b</sup> ±6,42	5,20 <sup>b</sup> ±3,04
	Crue	5,67 <sup>b</sup> ±4,15	5,07 <sup>b</sup> ±2,78	3,25 <sup>b</sup> ±2,71	4,17 <sup>b</sup> ±4,72	3,65 <sup>b</sup> ±2,99	2,87 <sup>b</sup> ±2,95	3,40 <sup>b</sup> ±2,53
NTK (mg/L)	Décru	2,50 <sup>a</sup> ±0,70	3,00 <sup>a</sup> ±1,41	1,50 <sup>a</sup> ±0,70	3,00 <sup>a</sup> ±0,00	3,50 <sup>a</sup> ±0,70	2,50 <sup>a</sup> ±0,71	3,50 <sup>a</sup> ±0,70
	Étiage	4,00 <sup>a</sup> ±2,64	5,00 <sup>a</sup> ±3,60	4,00 <sup>a</sup> ±3,00	5,67 <sup>a</sup> ±3,51	6,67 <sup>a</sup> ±4,93	4,33 <sup>a</sup> ±5,77	4,00 <sup>a</sup> ±2,64
	Post-étiage	15,33 <sup>b</sup> ±5,13	18,33 <sup>b</sup> ±5,03	21,33 <sup>b</sup> ±7,09	16,33 <sup>b</sup> ±7,57	13,33 <sup>b</sup> ±4,93	30,33 <sup>b</sup> ±20,03	23,00 <sup>b</sup> ±12,00
	Crue	17,67 <sup>b</sup> ±8,50	17,67 <sup>b</sup> ±9,71	12,67 <sup>b</sup> ±8,50	19,00 <sup>b</sup> ±10,14	16,00 <sup>b</sup> ±7,93	16,33 <sup>b</sup> ±7,09	15,67 <sup>b</sup> ±11,93
$PO_4^{3-}$ (mg/L)	Décru	0,37 <sup>a</sup> ±0,32	0,22 <sup>a</sup> ±0,27	0,43 <sup>a</sup> ±0,23	0,43 <sup>a</sup> ±0,29	0,47 <sup>a</sup> ±0,32	0,18±0,16	0,31 <sup>a</sup> ±0,02
	Étiage	0,33 <sup>a</sup> ±0,24	0,40 <sup>a</sup> ±0,37	0,38 <sup>a</sup> ±0,40	0,50 <sup>a</sup> ±0,47	0,33 <sup>a</sup> ±0,19	0,29 <sup>a</sup> ±0,14	0,33 <sup>a</sup> ±0,17
	Post-étiage	1,11 <sup>b</sup> ±0,35	1,06 <sup>b</sup> ±0,47	0,73 <sup>a</sup> ±0,200	1,08 <sup>b</sup> ±0,47	1,00 <sup>b</sup> ±0,25	0,95 <sup>b</sup> ±0,40	0,79 <sup>ba</sup> ±0,22
	Crue	0,70 <sup>ab</sup> ±0,78	0,70 <sup>ab</sup> ±0,75	0,48 <sup>a</sup> ±0,37	0,60 <sup>ab</sup> ±0,69	0,64 <sup>ab</sup> ±0,65	0,56 <sup>ab</sup> ±0,55	0,66 <sup>ab</sup> ±0,21
Phosphore Total (mg/L)	Décru	0,18 <sup>a</sup> ±0,12	0,27 <sup>a</sup> ±0,28	0,29 <sup>a</sup> ±0,05	0,29 <sup>a</sup> ±0,16	0,21 <sup>a</sup> ±0,27	0,37 <sup>a</sup> ±0,07	0,32 <sup>a</sup> ±0,14
	Étiage	0,68 <sup>b</sup> ±0,38	0,86 <sup>b</sup> ±0,17	0,79 <sup>b</sup> ±0,28	1,24 <sup>b</sup> ±0,68	0,71 <sup>b</sup> ±0,32	0,79 <sup>b</sup> ±0,17	1,01 <sup>b</sup> ±0,89
	Post-étiage	5,50 <sup>c</sup> ±4,49	6,60 <sup>c</sup> ±6,31	5,92 <sup>c</sup> ±6,11	8,20 <sup>c</sup> ±7,52	9,47 <sup>c</sup> ±10,02	10,25 <sup>c</sup> ±10,43	7,82 <sup>c</sup> ±6,98
	Crue	17,46 <sup>c</sup> ±9,85	16,37 <sup>c</sup> ±10,14	8,45 <sup>c</sup> ±3,20	17,05 <sup>c</sup> ±12,50	15,78 <sup>c</sup> ±9,71	15,55 <sup>c</sup> ±7,50	13,51 <sup>c</sup> ±4,40
$SO_4^{2-}$ (mg/L)	Décru	8,21 <sup>ab</sup> ±1,00	3,25 <sup>a</sup> ±2,30	10,25 <sup>ab</sup> ±3,77	2,38 <sup>a</sup> ±0,17	5,09 <sup>ab</sup> ±2,39	5,51 <sup>ab</sup> ±0,58	3,69 <sup>a</sup> ±0,70
	Étiage	10,82 <sup>ab</sup> ±6,37	23,69 <sup>bc</sup> ±22,16	11,52 <sup>ab</sup> ±7,07	11,26 <sup>ab</sup> ±8,03	8,75 <sup>ab</sup> ±1,60	11,57 <sup>ab</sup> ±7,45	7,77 <sup>ab</sup> ±5,89
	Post-étiage	27,64 <sup>bc</sup> ±10,53	20,90 <sup>bc</sup> ±15,49	23,21 <sup>bc</sup> ±12,39	25,70 <sup>bc</sup> ±9,98	28,20 <sup>bc</sup> ±11,80	30,02 <sup>c</sup> ±9,47	19,70 <sup>bc</sup> ±13,26
	Crue	10,58 <sup>ab</sup> ±12,79	17,30 <sup>ab</sup> ±14,43	8,87 <sup>ab</sup> ±6,88	15,18 <sup>ab</sup> ±16,54	14,61 <sup>ab</sup> ±13,05	12,78 <sup>ab</sup> ±13,97	8,34 <sup>ab</sup> ±6,59

**ANNEXE 4** : Tableau récapitulatif de la variation saisonnière des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs des eaux du lac Dohou. Des valeurs moyennes avec au moins une même lettre minuscule (exposant) ne sont pas significativement différentes.

Paramètres	Saisons	Station D1	Station D2	Station D3	Station D4	Station D5	Station D6	Station D7	Station D8
Température	Décruce	26,77 <sup>a</sup> ±2,84	27,47 <sup>a</sup> ±2,07	27,33 <sup>a</sup> ±1,73	27,61 <sup>a</sup> ±1,71	28,06 <sup>a</sup> ±1,14	28,03 <sup>a</sup> ±1,88	27,12 <sup>a</sup> ±2,71	25,99 <sup>a</sup> ±3,24
	Étiage	26,69 <sup>a</sup> ±0,90	26,96 <sup>a</sup> ±0,27	27,11 <sup>a</sup> ±0,11	26,95 <sup>a</sup> ±0,14	27,27 <sup>a</sup> ±0,63	26,89 <sup>a</sup> ±0,89	26,19 <sup>a</sup> ±1,65	26,40 <sup>a</sup> ±1,16
	Post-étiage	25,63 <sup>a</sup> ±0,79	26,11 <sup>a</sup> ±0,81	26,04 <sup>a</sup> ±0,68	26,16 <sup>a</sup> ±0,40	25,58 <sup>a</sup> ±0,88	25,78 <sup>a</sup> ±0,52	25,74 <sup>a</sup> ±0,32	26,15 <sup>a</sup> ±0,36
	Crue	27,39 <sup>a</sup> ±2,07	27,75 <sup>a</sup> ±2,03	27,96 <sup>a</sup> ±2,18	27,95 <sup>a</sup> ±1,77	27,86 <sup>a</sup> ±2,12	27,72 <sup>a</sup> ±2,05	27,49 <sup>a</sup> ±1,15	27,11 <sup>a</sup> ±1,26
pH	Décruce	6,58 <sup>a</sup> ±0,80	6,60 <sup>a</sup> ±0,72	6,79 <sup>a</sup> ±0,38	6,66 <sup>a</sup> ±0,70	6,62 <sup>a</sup> ±0,63	6,77 <sup>a</sup> ±0,92	6,29 <sup>a</sup> ±0,24	6,45 <sup>a</sup> ±0,36
	Étiage	6,02 <sup>a</sup> ±1,07	5,71 <sup>a</sup> ±0,80	5,70 <sup>a</sup> ±0,77	5,60 <sup>a</sup> ±0,57	5,42 <sup>a</sup> ±0,49	5,41 <sup>a</sup> ±0,28	5,32 <sup>a</sup> ±0,50	5,38 <sup>a</sup> ±0,58
	Post-étiage	6,13 <sup>a</sup> ±0,55	5,95 <sup>a</sup> ±0,47	5,86 <sup>a</sup> ±0,44	5,70 <sup>a</sup> ±0,43	5,47 <sup>a</sup> ±0,43	5,38 <sup>a</sup> ±0,41	5,63 <sup>a</sup> ±0,46	5,35 <sup>a</sup> ±0,41
	Crue	6,19 <sup>a</sup> ±0,54	5,95 <sup>a</sup> ±0,92	5,83 <sup>a</sup> ±0,89	5,58 <sup>a</sup> ±0,69	5,62 <sup>a</sup> ±0,82	5,53 <sup>a</sup> ±0,82	5,60 <sup>a</sup> ±0,76	5,25 <sup>a</sup> ±0,33
Transparence (m)	Décruce	0,62 <sup>b</sup> ±0,03	0,60 <sup>b</sup> ±0,14	0,58 <sup>b</sup> ±0,19	0,62 <sup>b</sup> ±0,07	0,38 <sup>a</sup> ±0,04	0,64 <sup>b</sup> ±0,21	0,21 <sup>a</sup> ±0,06	0,10 <sup>a</sup> ±0,00
	Étiage	0,53 <sup>b</sup> ±0,09	0,49 <sup>ab</sup> ±0,04	0,55 <sup>b</sup> ±0,06	0,47 <sup>ab</sup> ±0,10	0,47 <sup>ab</sup> ±0,12	0,41 <sup>ab</sup> ±0,09	0,26 <sup>a</sup> ±0,05	0,27 <sup>a</sup> ±0,11
	Post-étiage	0,51 <sup>b</sup> ±0,04	0,53 <sup>b</sup> ±0,05	0,55 <sup>b</sup> ±0,05	0,54 <sup>b</sup> ±0,10	0,49 <sup>ab</sup> ±0,10	0,43 <sup>ab</sup> ±0,05	0,43 <sup>ab</sup> ±0,11	0,23 <sup>a</sup> ±0,05
	Crue	0,75 <sup>b</sup> ±0,19	0,88 <sup>b</sup> ±0,13	0,70 <sup>b</sup> ±0,17	0,68 <sup>b</sup> ±0,07	0,62 <sup>b</sup> ±0,10	0,57 <sup>b</sup> ±0,18	0,48 <sup>ab</sup> ±0,14	0,41 <sup>ab</sup> ±0,22
Turbidité (NTU)	Décruce	30,05 <sup>a</sup> ±6,33	35,50 <sup>a</sup> ±2,12	35,35 <sup>a</sup> ±15,76	32,20 <sup>a</sup> ±5,37	47,25 <sup>a</sup> ±3,18	32,30 <sup>a</sup> ±13,71	33,50 <sup>a</sup> ±2,12	79,00 <sup>b</sup> ±16,97
	Étiage	33,83 <sup>a</sup> ±7,65	36,33 <sup>a</sup> ±9,01	36,15 <sup>a</sup> ±4,05	40,98 <sup>a</sup> ±6,13	42,33 <sup>a</sup> ±4,75	45,00 <sup>a</sup> ±9,53	61,76 <sup>b</sup> ±16,95	60,66 <sup>b</sup> ±0,57
	Post-étiage	38,33 <sup>a</sup> ±2,90	32,67 <sup>a</sup> ±7,50	37,33 <sup>a</sup> ±2,30	37,17 <sup>a</sup> ±3,81	40,11 <sup>ab</sup> ±4,75	41,33 <sup>ab</sup> ±3,78	43,33 <sup>ab</sup> ±10,96	32,33 <sup>a</sup> ±5,68
	Crue	27,12 <sup>a</sup> ±3,16	24,35 <sup>a</sup> ±7,04	25,23 <sup>a</sup> ±6,15	25,19 <sup>a</sup> ±1,90	26,88 <sup>a</sup> ±3,93	24,00 <sup>a</sup> ±11,40	27,75 <sup>a</sup> ±8,26	30,25 <sup>a</sup> ±7,63
Conductivité (µS/cm)	Décruce	43,28 <sup>a</sup> ±6,20	43,85 <sup>a</sup> ±5,86	46,52 <sup>a</sup> ±9,86	43,53 <sup>a</sup> ±7,26	45,40 <sup>a</sup> ±6,50	46,35 <sup>a</sup> ±9,40	55,20 <sup>a</sup> ±1,13	54,75 <sup>a</sup> ±11,67
	Étiage	51,55 <sup>a</sup> ±6,55	51,00 <sup>a</sup> ±8,54	54,00 <sup>a</sup> ±10,96	54,11 <sup>a</sup> ±11,02	51,17 <sup>a</sup> ±6,78	62,00 <sup>a</sup> ±21,63	62,67 <sup>a</sup> ±8,14	55,67 <sup>a</sup> ±28,88
	Post-étiage	46,00 <sup>a</sup> ±5,56	43,67 <sup>a</sup> ±3,21	45,17 <sup>a</sup> ±4,80	45,88 <sup>a</sup> ±5,05	47,83 <sup>a</sup> ±8,28	49,67 <sup>a</sup> ±10,96	50,67 <sup>a</sup> ±9,71	54,67 <sup>a</sup> ±21,22
	Crue	43,09 <sup>a</sup> ±4,73	42,68 <sup>a</sup> ±5,27	43,69 <sup>a</sup> ±4,66	43,18 <sup>a</sup> ±3,69	46,01 <sup>a</sup> ±7,28	44,66 <sup>a</sup> ±5,60	47,62 <sup>a</sup> ±8,70	51,20 <sup>a</sup> ±17,39
TDS (mg/L)	Décruce	21,50 <sup>a</sup> ±3,53	22,00 <sup>a</sup> ±2,82	20,50 <sup>a</sup> ±1,41	21,50 <sup>a</sup> ±3,95	22,00 <sup>a</sup> ±4,24	23,50 <sup>a</sup> ±4,94	27,00 <sup>a</sup> ±1,41	28,00 <sup>a</sup> ±5,65
	Étiage	26,33 <sup>a</sup> ±3,83	25,33 <sup>a</sup> ±4,04	27,00 <sup>a</sup> ±5,40	27,90 <sup>a</sup> ±5,72	25,50 <sup>a</sup> ±3,27	31,00 <sup>a</sup> ±1,081	31,33 <sup>a</sup> ±3,21	34,67 <sup>a</sup> ±22,14
	Post-étiage	23,13 <sup>a</sup> ±2,89	21,67 <sup>a</sup> ±1,52	22,50 <sup>a</sup> ±2,29	22,80 <sup>a</sup> ±2,85	24,50 <sup>a</sup> ±5,07	27,00 <sup>a</sup> ±5,57	25,33 <sup>a</sup> ±4,72	27,33 <sup>a</sup> ±10,21
	Crue	20,52 <sup>a</sup> ±2,73	20,50 <sup>a</sup> ±3,41	21,25 <sup>a</sup> ±3,32	20,67 <sup>a</sup> ±2,75	22,37 <sup>a</sup> ±4,15	21,75 <sup>a</sup> ±4,27	22,25 <sup>a</sup> ±3,59	21,75 <sup>a</sup> ±5,05
Potentiel Redox (mV)	Décruce	52,99 <sup>ab</sup> ±29,28	61,00 <sup>b</sup> ±15,41	60,79 <sup>b</sup> ±12,43	59,88 <sup>b</sup> ±7,94	58,77 <sup>b</sup> ±9,93	59,25 <sup>b</sup> ±5,72	59,80 <sup>b</sup> ±5,23	59,00 <sup>b</sup> ±1,27
	Étiage	39,35 <sup>ab</sup> ±4,57	43,67 <sup>ab</sup> ±7,27	41,50 <sup>ab</sup> ±5,17	42,04 <sup>ab</sup> ±8,15	40,65 <sup>ab</sup> ±1,78	48,97 <sup>ab</sup> ±22,41	44,83 <sup>ab</sup> ±6,99	41,17 <sup>ab</sup> ±7,24
	Post-étiage	21,73 <sup>a</sup> ±13,96	18,97 <sup>a</sup> ±10,85	18,87 <sup>a</sup> ±10,00	18,28 <sup>a</sup> ±10,55	20,93 <sup>a</sup> ±10,20	23,43 <sup>a</sup> ±6,73	22,83 <sup>a</sup> ±9,61	23,70 <sup>a</sup> ±7,80
	Crue	22,64 <sup>a</sup> ±1,66	26,97 <sup>a</sup> ±5,64	30,00 <sup>a</sup> ±9,21	25,67 <sup>a</sup> ±9,40	24,67 <sup>a</sup> ±6,75	23,77 <sup>a</sup> ±6,97	21,60 <sup>a</sup> ±6,35	23,82 <sup>a</sup> ±6,16
OD (mg/L)	Décruce	8,15 <sup>a</sup> ±1,20	7,45 <sup>a</sup> ±0,35	7,00 <sup>a</sup> ±0,91	6,13 <sup>a</sup> ±0,89	5,67 <sup>a</sup> ±1,73	5,45 <sup>a</sup> ±1,34	4,15 <sup>a</sup> ±1,34	4,40 <sup>a</sup> ±0,84
	Étiage	5,17 <sup>a</sup> ±0,92	5,50 <sup>a</sup> ±0,73	5,15 <sup>a</sup> ±0,99	5,42 <sup>a</sup> ±0,92	4,83 <sup>a</sup> ±1,29	5,15 <sup>a</sup> ±0,81	3,95 <sup>a</sup> ±1,67	4,33 <sup>a</sup> ±0,71
	Post-étiage	5,41 <sup>a</sup> ±0,72	5,23 <sup>a</sup> ±0,10	5,31 <sup>a</sup> ±1,32	5,72 <sup>a</sup> ±0,83	5,48 <sup>a</sup> ±0,68	4,69 <sup>a</sup> ±0,96	5,24 <sup>a</sup> ±0,05	4,57 <sup>a</sup> ±0,84
	Crue	6,83 <sup>a</sup> ±1,32	6,34 <sup>a</sup> ±1,05	5,90 <sup>a</sup> ±1,40	6,22 <sup>a</sup> ±0,71	6,27 <sup>a</sup> ±1,14	5,98 <sup>a</sup> ±1,52	5,89 <sup>a</sup> ±0,39	6,14 <sup>a</sup> ±1,40
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Décruce	0,28 <sup>a</sup> ±0,01	0,34 <sup>a</sup> ±0,13	0,27 <sup>a</sup> ±0,01	0,34 <sup>a</sup> ±0,04	0,26 <sup>a</sup> ±0,01	0,41 <sup>ab</sup> ±0,11	0,44 <sup>ab</sup> ±0,08	0,54 <sup>ab</sup> ±0,43

## Suite du tableau

(mg/L)	Étiage	0,17 <sup>a</sup> ±0,09	0,19 <sup>a</sup> ±0,11	0,17 <sup>a</sup> ±0,07	0,21 <sup>a</sup> ±0,05	0,14 <sup>a</sup> ±0,06	0,46 <sup>ab</sup> ±0,22	0,65 <sup>b</sup> ±0,19	0,64 <sup>b</sup> ±0,52
	Post-étiage	0,20 <sup>a</sup> ±0,03	0,14 <sup>a</sup> ±0,01	0,16 <sup>a</sup> ±0,04	0,16 <sup>a</sup> ±0,06	0,13 <sup>a</sup> ±0,05	0,12 <sup>a</sup> ±0,03	0,19 <sup>a</sup> ±0,03	0,13 <sup>a</sup> ±0,02
	Crue	0,18 <sup>a</sup> ±0,09	0,15 <sup>a</sup> ±0,04	0,14 <sup>a</sup> ±0,07	0,13 <sup>a</sup> ±0,04	0,17 <sup>a</sup> ±0,05	0,12 <sup>a</sup> ±0,04	0,13 <sup>a</sup> ±0,06	0,12 <sup>a</sup> ±0,05
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg/L)	Décru	12,00 <sup>a</sup> ±1,41	14,00 <sup>a</sup> ±1,41	11,25 <sup>a</sup> ±5,30	12,50 <sup>a</sup> ±3,53	12,00 <sup>a</sup> ±5,65	13,50 <sup>a</sup> ±0,70	16,00 <sup>a</sup> ±2,82	68,50 <sup>bc</sup> ±12,02
	Étiage	23,33 <sup>a</sup> ±8,02	28,00 <sup>a</sup> ±3,32	21,33 <sup>a</sup> ±19,78	20,00 <sup>a</sup> ±10,58	21,50 <sup>a</sup> ±12,57	39,67 <sup>ac</sup> ±4,70	52,33 <sup>bc</sup> ±14,46	41,00 <sup>ac</sup> ±21,93
	Post-étiage	29,00 <sup>a</sup> ±5,29	22,67 <sup>a</sup> ±9,01	21,83 <sup>a</sup> ±1,15	21,90 <sup>a</sup> ±4,43	30,00 <sup>ac</sup> ±14,42	38,00 <sup>ac</sup> ±2,10	18,67 <sup>a</sup> ±2,88	41,00 <sup>ac</sup> ±5,00
	Crue	23,75 <sup>a</sup> ±18,46	26,50 <sup>a</sup> ±20,07	24,37 <sup>a</sup> ±13,67	24,25 <sup>a</sup> ±16,02	40,12 <sup>ac</sup> ±37,99	28,00 <sup>a</sup> ±18,16	23,25 <sup>a</sup> ±13,67	31,75 <sup>ac</sup> ±17,50
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Décru	2,87 <sup>a</sup> ±3,57	0,90±1,26	1,77 <sup>a</sup> ±1,02	5,88 <sup>b</sup> ±7,70	4,35 <sup>ab</sup> ±4,31	7,40 <sup>b</sup> ±10,18	9,25 <sup>b</sup> ±10,11	8,05 <sup>b</sup> ±3,60
	Étiage	2,88 <sup>a</sup> ±0,96	2,20 <sup>a</sup> ±0,55	2,80 <sup>a</sup> ±0,77	1,86 <sup>a</sup> ±1,25	2,53 <sup>a</sup> ±1,40	7,17 <sup>b</sup> ±7,76	12,43 <sup>b</sup> ±3,86	7,30 <sup>b</sup> ±6,01
	Post-étiage	6,65 <sup>b</sup> ±2,11	5,13 <sup>ab</sup> ±3,10	6,33 <sup>b</sup> ±3,57	4,83 <sup>ab</sup> ±3,37	4,73 <sup>ab</sup> ±2,01	4,40 <sup>ab</sup> ±3,08	6,03 <sup>b</sup> ±4,53	9,30 <sup>b</sup> ±5,64
	Crue	2,72 <sup>a</sup> ±2,38	4,65 <sup>ab</sup> ±2,38	3,82 <sup>a</sup> ±3,07	3,51 <sup>a</sup> ±3,36	4,82 <sup>ab</sup> ±3,80	5,17 <sup>b</sup> ±1,96	3,20 <sup>a</sup> ±2,86	8,72 <sup>b</sup> ±0,95
NTK (mg/L)	Décru	4,16 <sup>a</sup> ±0,23	2,50 <sup>a</sup> ±0,70	3,75 <sup>a</sup> ±0,35	5,50 <sup>a</sup> ±4,94	3,25 <sup>a</sup> ±1,76	6,50 <sup>a</sup> ±6,36	9,50 <sup>a</sup> ±0,70	12,00 <sup>a</sup> ±5,65
	Étiage	5,44 <sup>a</sup> ±3,79	4,66 <sup>a</sup> ±2,88	4,50 <sup>a</sup> ±3,27	4,00 <sup>a</sup> ±3,34	5,66 <sup>a</sup> ±4,36	10,33 <sup>a</sup> ±7,63	14,33 <sup>a</sup> ±4,72	9,33 <sup>a</sup> ±6,11
	Post-étiage	17,44 <sup>ab</sup> ±7,18	23,00 <sup>b</sup> ±16,00	16,0 <sup>ab</sup> ±5,63	15,77 <sup>ab</sup> ±4,34	16,00 <sup>ab</sup> ±4,35	16,67 <sup>ab</sup> ±4,04	15,33 <sup>ab</sup> ±7,63	15,00 <sup>ab</sup> ±6,00
	Crue	17,24 <sup>ab</sup> ±5,61	19,75 <sup>ab</sup> ±8,65	20,00 <sup>ab</sup> ±10,97	19,00 <sup>ab</sup> ±10,10	19,75 <sup>ab</sup> ±11,55	19,5 <sup>ab</sup> ±12,79	19,75 <sup>ab</sup> ±9,14	17,50 <sup>ab</sup> ±9,25
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	Décru	0,15 <sup>a</sup> ±0,13	0,19 <sup>a</sup> ±0,20	0,25 <sup>a</sup> ±0,09	0,27 <sup>a</sup> ±0,33	0,24 <sup>a</sup> ±0,29	0,3 <sup>ab</sup> ±0,19	0,25 <sup>a</sup> ±0,28	0,71 <sup>b</sup> ±0,59
	Étiage	0,34 <sup>ab</sup> ±0,22	0,36 <sup>ab</sup> ±0,34	0,32 <sup>ab</sup> ±0,31	0,29 <sup>ab</sup> ±0,24	0,30 <sup>ab</sup> ±0,22	0,45 <sup>ab</sup> ±0,65	0,40 <sup>ab</sup> ±0,32	0,37 <sup>ab</sup> ±0,35
	Post-étiage	0,29 <sup>ab</sup> ±0,23	0,30 <sup>ab</sup> ±0,04	0,25 <sup>a</sup> ±0,14	0,31 <sup>ab</sup> ±0,13	0,31 <sup>ab</sup> ±0,13	0,29 <sup>a</sup> ±0,27	0,37 <sup>ab</sup> ±0,27	0,36 <sup>ab</sup> ±0,11
	Crue	0,30 <sup>ab</sup> ±0,12	0,34 <sup>ab</sup> ±0,21	0,29 <sup>ab</sup> ±0,17	0,32 <sup>ab</sup> ±0,20	0,33 <sup>ab</sup> ±0,19	0,51 <sup>ab</sup> ±0,42	0,45 <sup>ab</sup> ±0,24	0,37 <sup>ab</sup> ±0,17
Phosphore totale (mg/L)	Décru	0,20 <sup>a</sup> ±0,12	0,24 <sup>a</sup> ±0,19	0,32 <sup>a</sup> ±0,03	0,25 <sup>a</sup> ±0,06	0,26 <sup>a</sup> ±0,11	0,60 <sup>a</sup> ±0,24	0,46 <sup>a</sup> ±0,21	0,91 <sup>a</sup> ±0,77
	Étiage	0,49 <sup>a</sup> ±0,22	0,42 <sup>a</sup> ±0,30	0,42 <sup>a</sup> ±0,32	0,43 <sup>a</sup> ±0,27	0,39 <sup>a</sup> ±0,26	0,44 <sup>a</sup> ±0,54	0,57 <sup>a</sup> ±0,29	0,66 <sup>a</sup> ±0,31
	Post-étiage	4,97 <sup>bc</sup> ±1,94	6,83 <sup>bc</sup> ±5,15	4,46 <sup>bc</sup> ±3,44	5,36 <sup>bc</sup> ±3,98	3,76 <sup>b</sup> ±2,23	4,63 <sup>bc</sup> ±6,74	2,50 <sup>b</sup> ±2,51	3,90 <sup>bc</sup> ±3,23
	Crue	11,91 <sup>c</sup> ±3,45	11,80 <sup>c</sup> ±3,22	10,81 <sup>c</sup> ±5,24	10,62 <sup>c</sup> ±4,43	12,30 <sup>c</sup> ±4,77	15,17 <sup>c</sup> ±6,80	6,08 <sup>bc</sup> ±4,09	9,29 <sup>bc</sup> ±2,90
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Décru	12,20 <sup>a</sup> ±9,01	9,41 <sup>a</sup> ±0,72	9,28 <sup>a</sup> ±2,11	9,13 <sup>a</sup> ±4,98	9,58 <sup>a</sup> ±9,87	6,52 <sup>a</sup> ±6,38	17,50 <sup>a</sup> ±22,69	61,46 <sup>bc</sup> ±49,18
	Étiage	14,21 <sup>a</sup> ±3,43	16,49 <sup>a</sup> ±5,88	13,28 <sup>a</sup> ±6,45	10,29 <sup>a</sup> ±4,46	15,63 <sup>a</sup> ±11,35	12,43 <sup>a</sup> ±6,19	75,44 <sup>bc</sup> ±54,07	37,00 <sup>ab</sup> ±51,35
	Post-étiage	11,44 <sup>a</sup> ±7,87	16,80 <sup>a</sup> ±22,63	11,06 <sup>a</sup> ±5,74	10,85 <sup>a</sup> ±9,17	13,91 <sup>a</sup> ±9,78	16,33 <sup>a</sup> ±12,38	31,19 <sup>ab</sup> ±33,48	18,81 <sup>a</sup> ±21,74
	Crue	7,24 <sup>a</sup> ±4,42	9,29 <sup>a</sup> ±6,11	8,75 <sup>a</sup> ±3,48	12,23 <sup>a</sup> ±5,69	12,01 <sup>a</sup> ±8,71	9,14 <sup>a</sup> ±5,87	13,38 <sup>a</sup> ±15,33	6,87 <sup>a</sup> ±6,12

**ANNEXE 5 :** Tableau récapitulatif de la variation saisonnière des paramètres de quantification de la matière organique des eaux du lac Dohou. Des valeurs moyennes avec au moins une même lettre minuscule (exposant) ne sont pas significativement différentes.

Paramètres	Saisons	Station D1	Station D2	Station D3	Station D4	Station D5	Station D6	Station D7	Station D8
DCO (mg/L)	Décru	6,76 <sup>a</sup> ±0,23	8,10 <sup>a</sup> ±2,40	5,45 <sup>a</sup> ±0,01	9,75 <sup>a</sup> ±0,91	14,02 <sup>a</sup> ±3,42	21,05 <sup>a</sup> ±0,07	88,55 <sup>b</sup> ±5,02	6,65 <sup>a</sup> ± 3,46
	Étiage	9,87 <sup>a</sup> ±2,97	8,76 <sup>a</sup> ±6,87	11,96 <sup>a</sup> ±7,40	16,58 <sup>a</sup> ±8,52	25,91 <sup>a</sup> ±7,89	37,96 <sup>a</sup> ±9,80	79,03 <sup>b</sup> ±2,55	17,13 <sup>a</sup> ±10,57
	Post-étiage	18,07 <sup>a</sup> ±1,97	15,70 <sup>a</sup> ±4,38	18,08 <sup>a</sup> ±0,97	27,35 <sup>a</sup> ±0,31	35,56 <sup>a</sup> ±0,92	51,86 <sup>ab</sup> ±5,60	31,43 <sup>a</sup> ±4,92	36,63 <sup>ab</sup> ±7,17
	Crue	18,16 <sup>a</sup> ±1,58	22,13 <sup>a</sup> ±9,08	16,41 <sup>a</sup> ±3,96	26,03 <sup>a</sup> ±9,72	19,05 <sup>a</sup> ±4,25	19,06 <sup>a</sup> ±10,76	16,33 <sup>a</sup> ±7,57	13,20 <sup>a</sup> ±4,11
DBO5 (mg/L)	Décru	3,22 <sup>a</sup> ±0,15	3,24 <sup>a</sup> ±0,96	2,27 <sup>a</sup> ±0,00	4,43 <sup>a</sup> ±0,38	7,46 <sup>a</sup> ±1,82	4,57 <sup>a</sup> ±0,07	19,52 <sup>b</sup> ±1,10	2,66 <sup>a</sup> ±1,39
	Étiage	4,36 <sup>a</sup> ±1,70	3,50 <sup>a</sup> ±2,74	4,98 <sup>a</sup> ±3,08	7,54 <sup>a</sup> ±3,90	13,78 <sup>ab</sup> ±4,20	9,92 <sup>ab</sup> ±3,37	17,4 <sup>ab</sup> ±0,56	6,92 <sup>a</sup> ±4,27
	Post-étiage	8,01 <sup>ab</sup> ±1,00	6,28 <sup>ab</sup> ±1,75	7,53 <sup>ab</sup> ±0,40	12,51 <sup>ab</sup> ±0,05	18,91 <sup>b</sup> ±0,49	12,04 <sup>ab</sup> ±1,35	8,59 <sup>ab</sup> ±1,90	14,40 <sup>ab</sup> ±2,87
	Crue	8,75 <sup>ab</sup> ±1,11	8,85 <sup>ab</sup> ±3,63	6,83 <sup>ab</sup> ±1,64	11,92 <sup>ab</sup> ±4,49	10,13 <sup>ab</sup> ±2,26	4,18 <sup>a</sup> ±2,58	3,98 <sup>a</sup> ±1,11	5,18 <sup>a</sup> ±1,93

## RESUME

Du fait des besoins croissants en ressources des populations mondiales, les impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement aquatique sont en constante augmentation. Cette forte anthropisation modifie plus ou moins profondément le fonctionnement des hydrosystèmes et compromet leurs usages. Afin de contribuer à la gestion des ressources en eau des régions de Guémon et de haut Sassandra par la connaissance du fonctionnement hydrochimique et bactériologique, de l'état de pollution des eaux, des sédiments et des poissons des lacs Guessabo et Dohou, des mesures *in situ* et des analyses en laboratoire ont été faites. L'intérêt suscité découle du fait que le lac Dohou utilisé pour la potabilisation est très anthropisé et de la décision du gouvernement ivoirien d'utiliser le lac Guessabo pour alimenter les villes de la région du Haut Sassandra et du département de Duekoué. Des prélèvements dans la colonne d'eau (eau, sédiments) se sont déroulés de façon mensuelle Novembre 2017 à Octobre 2018.

Les résultats ont montré que la plupart des sels nutritifs présentaient de faibles concentrations. Les eaux de Dohou ont présenté des concentrations moyennes en phosphore total ( $5,46 \pm 6,08$  mg/L), en azote Kjeldahl ( $13,64 \pm 8,28$  mg/L) et en  $DBO_5$  ( $8,04 \pm 2,88$  mg/L) supérieures aux normes françaises. Dans le Guessabo, le  $PO_4^{3-}$ , phosphore total, l'azote Kjeldahl et la  $DBO_5$  ont présenté des valeurs moyennes respectives de  $0,598 \pm 0,420$  mg/L,  $7,68 \pm 8,14$  mg/L,  $12,19 \pm 8,77$  mg/L et de  $22,07 \pm 12,71$  mg/L. Ces valeurs sont supérieures aux normes françaises de  $PO_4^{3-}$  (0,5 mg/L), phosphore total (0,7 mg/L), l'azote Kjeldahl (3 mg/L) et la  $DBO_5$  (7 mg/L) pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable. Les ratios DCO/ $DBO_5$  calculés pour tous les échantillons d'eau ont montré que la matière organique présente dans les cours d'eau était majoritairement biodégradable.

Les concentrations les plus élevées en éléments nutritifs (excepté  $NH_4^+$ ) et en matières organiques ont été obtenues en période pluvieuse et en post-étiage, et le lac Guessabo a présenté les plus fortes valeurs. Parallèlement, les eaux des lacs contiennent des quantités importantes de micro-organismes (E. Coli, Entérocoques et Salmonelles) qui les ont rendu non conformes aux normes des eaux brutes destinées à la production d'eau potable. Les indices de qualité de l'eau (HPI < 100 et HEI < 40) en relation avec les métaux lourds ont révélé que les eaux des lacs restaient modérément contaminées pour une eau de consommation et faiblement contaminées en tant qu'eau brute destinée à la production d'eau potable. Relativement aux sédiments, les indices de contaminations métalliques ont varié de contamination considérable à très forte contamination pour le Hg et le Cu (8,82 et 10,92, respectivement) dans le lac Guessabo et pour les éléments As et Hg (3,64 et 9,87, respectivement) dans le Dohou. Les indices de contamination des autres éléments ont varié de contamination mineure à modérément contaminé. Sur les 28 échantillons d'eau analysés sur chaque site, les proportions en résidus de pesticides supérieures à la norme du groupe A3 (2 µg/L par substance individualisée) dans les lacs Guessabo et Dohou étaient respectivement de 7,14 % et de 3,57 % contre 100 % pour les groupes A1 et A2 (0,1 µg/L par substance individualisée). Concernant les proportions en résidus de pesticides totale dans un échantillon ne respectant pas la norme du groupe A3 (5 µg/L) les lacs Guessabo et Dohou, ils étaient respectivement de 85,71 % et de 84,14 % contre 100 % et 96,43 % pour les groupes A1 et A2 (0,5 µg/L). Les différents indices de qualité de l'eau (IQE) calculés ont indiqué que la qualité de l'eau des lacs est dégradée et s'étendait globalement de médiocre à marginale. Cette observation a conduit au calcul de l'indice de risque lié à l'exposition des populations à l'eau contaminée et les résultats ont montré que le risque est réel en ce qui concerne les pesticides.

**Mots clés :** Lac, Pesticides, nutriments, bactériologie, métaux lourds, contamination, indice de qualité.

## Abstract

Due to the growing resource requirements of the world's populations, the negative impacts of human activities on the aquatic environment are constantly increasing. This strong anthropization modifies more or less deeply the functioning of hydrosystems and compromises their uses. In order to contribute to the management of water resources in the regions of Guemon and Haut Sassandra through knowledge of the hydrochemical and bacteriological functioning, the state of pollution of the waters, sediments and fish of the Guessabo and Dohou lakes, measures in situ and laboratory analyses were performed. The interest aroused stems from the fact that Dohou Lake used for drinking water is highly anthropized and from the decision of the Ivorian government to use Lake Guessabo to supply the towns of the Haut Sassandra region and the Duekoué department. Samples in the water column (water, sediment) were carried out monthly from November 2017 to October 2018. The results showed that most of the nutrient salts had low concentrations. The waters of Dohou presented average concentrations of total phosphorus ( $5.46 \pm 6.08$  mg/L), Kjeldahl nitrogen ( $13.64 \pm 8.28$  mg/L) and BOD<sub>5</sub> ( $8.04 \pm 2, 88$  mg/L) higher than French standards. In Guessabo, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, total phosphorus, Kjeldahl nitrogen and BOD<sub>5</sub> showed respective mean values of  $0.598 \pm 0.420$  mg/L,  $7.68 \pm 8.14$  mg/L,  $12.19 \pm 8.77$  mg/L and  $22.07 \pm 12.71$  mg/L. These values are higher than the French standards of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (0.5 mg/L), total phosphorus (0.7 mg/L), Kjeldahl nitrogen (3 mg/L) and BOD<sub>5</sub> (7 mg/L) for surface water intended for the production of drinking water. The COD / BOD<sub>5</sub> ratios calculated for all the water samples showed that the organic matter present in the rivers was predominantly biodegradable. The highest concentrations of nutrients (except NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) and organic matter were obtained during the rainy period and post-low water, and Guessabo Lake presented the highest values. At the same time, lake waters contain significant amounts of microorganisms (E. Coli, Enterococci and Salmonella) which have made them non-compliant with the standards for raw water intended for the production of drinking water. The water quality indices (HPI <100 and HEI <40) in relation to heavy metals revealed that lake water remained moderately contaminated for drinking water and slightly contaminated as raw water intended for drinking water production. With regard to sediments, the metal contamination indices varied from considerable contamination to very strong contamination for Hg and Cu (8.82 and 10.92, respectively) in Guessabo Lake and for elements As and Hg (3.64 and 9.87, respectively) in Dohou Lake. Contamination indices of other elements ranged from minor to moderately contaminated. On the 28 water samples analyzed on each site, the proportions of pesticide residues above the group A3 standard (2 µg/L per individualized substance) in lakes Guessabo and Dohou were respectively 7.14 % and 3, 57 % against 100% for groups A1 and A2 (0.1 µg/L per individualized substance). Concerning the proportions of total pesticide residues in a sample that did not comply with the group A3 standard (5 µg/L) for lakes Guessabo and Dohou, they were respectively 85.71 % and 84.14 % against 100 % and 96, 43 % for groups A1 and A2 (0.5 µg/L). The various calculated water quality indices (WQIs) indicated that the water quality of the lakes was degraded and ranged overall from poor to marginal. This observation led to the calculation of the risk index linked to the exposure of populations to contaminated water and the results showed that the risk is real with regard to pesticides.

**Keywords:** Lake, Pesticides, nutrients, bacteriology, heavy metals, contamination, quality index.

# Qualitative Assessment and Typology of the Water Resource Used for the Production of Drinking Water in Duékoué, Western Côte d'Ivoire

Kouamé Kouakou Benoit<sup>1</sup>, Konan Kouakou Séraphin<sup>1</sup>, Attoungbre Kouakou Severin<sup>2</sup>,  
Konan Koffi Félix<sup>2</sup>, Boussou Koffi Charles<sup>2</sup>, Kouamé Kouamé Martin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratory of Geosciences and Environment, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

<sup>2</sup>Laboratory of Ecology, Biodiversity and Evolution, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

Email: benoitk322@gmail.com, konandks@yahoo.fr

**How to cite this paper:** Benoit, K. K., Séraphin, K. K., Severin, A. K., Félix, K. K., Charles, B. K., & Martin, K. K. (2019). Qualitative Assessment and Typology of the Water Resource Used for the Production of Drinking Water in Duékoué, Western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7, 212-231. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.75017>

**Received:** March 26, 2019

**Accepted:** May 27, 2019

**Published:** May 30, 2019

Copyright © 2019 by author(s) and Scientific Research Publishing Inc. This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## Abstract

The objective of this study was to evaluate the typology of water through physicochemical and bacteriological characterization with the aim of highlighting its vulnerability as a drinking water resource. The methodology adopted was to evaluate the level of pollution by monitoring the spatiotemporal variation of the water pollution indicator levels of Lake Dohou. The sampling frequency is monthly for one year, from November 2017 to October 2018, in order to obtain a fairly representative image of water quality and its seasonal evolution in eight (8) well-defined stations. The parameters were determined using the standard methods defined by the French Association for Standardization (AFNOR). This study shows that the waters are acidic, with an average pH of 5.81 and a low electrical conductivity of between  $42.67 \pm 4.30$  and  $59.62 \pm 21.84 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . At all stations, seasonal mean water transparencies are low ( $<1$  m). It is also noted that 99.7% of the water samples collected had total nitrogen (TN) levels above the limit of  $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . All of the lake's waters have non-compliant BOD<sub>5</sub> ( $<3 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) for raw water intended for the production of drinking water. Sites D6 and D7 have COD/BOD<sub>5</sub> ratio greater than 3, which indicates the presence of non-biodegradable organic matter in these areas. Total coliforms, *Escherichia coli* and Enterococci were present in 100% (28/28) water samples at concentrations ranging from 2300 to 173,000 CFU/100 mL, from 100 to 1650 CFU/100 mL and from 20 to 1140 CFU/100 mL respectively. For Salmonella pathogens, they were detected in 50% of the dry season samples and in 100% of the rainy season samples. This almost permanent presence of this pathogenic germ denotes a poor quality of water with reference to this parameter. The presence of total coliform and other micro-



---

bial contaminants suggests that supplied water is highly contaminated with pathogens and great reservoirs for them. Principal component analysis (PCA) of the physicochemical data set allowed defining three different classes of water on the Dohou Lake. Outside the upstream zone (D6 and D8), water could continue to be used for the production of drinking water.

### Keywords

Dohou Lake, Water Quality, Coliform, Fecal Coliform, Physico-Chemical Parameters, Typology and Variation

---

## 1. Introduction

The use of water in many areas of human activity, the ever-increasing population and climatic variations are all factors that affect the water resource, in terms of quantity and quality, and constitute a major global concern in recent years. In Côte d'Ivoire, the crystalline and crystallophyllian environments (about 97% of the Ivorian territory's surface area) make it difficult to access groundwater, because most of the water is found in fractures (Goné, 2001). This has resulted in the use of surface water as the main source of water supply for urban populations (Goné, 2001). However, the pollution of peri-urban watercourses around the world and in particular in Côte d'Ivoire is a constant concern. It manifests itself through the phenomena of eutrophication, waterborne diseases and the loss of biodiversity (Yéo, 2015; Traoré, 2016). Also, the old thought was that rainwater, one of the components of urban waste, diluted the waste allowing their discharge into the river without harmful impacts, which also justified the use of weirs storms is still relevant in the study area. Although, studies in the field of liquid waste management eventually revealed that urban discharges contained a wide variety of pollutants with multiple origins. In Duékoué, a city located in the west of Côte d'Ivoire, the production of drinking water is in a special situation because of the vulnerability of the resource used (distributed water is produced from superficial resources). This situation is linked to agricultural pressures, climatic hazards, urbanization, geological and topographical factors that favor the leaching of pollutants (nitrogen, phosphorus, organic matter and pesticides) to these resources. This region is known for heavy rainfall during the rainy season and high heat during the dry season (Kouassi et al., 2011). However, heavy precipitation can also mobilize and leach soluble and particulate substances into surface water through runoff. Increases in turbidity and organic matter (OM) are generally observed after precipitation (Ritson et al., 2014; Yéo, 2015). The increase in OM also promotes the transport of micropollutants. Heavy rains can lead to sewer overflows and heavy urban runoff leading to a surge of contamination in surface water. These changes in the quality of the raw water can pose several problems for water treatment, such as fouling and blockage of membranes, an increase in the dosage of the chemical and a decrease in

the duration of the execution of filter (Ritson et al., 2014). All of these problems require treatment adjustments that can lead to significant increases in operational costs (Cousin, 2012). Finally, following an increase in OM content in water, an increase in disinfection by-products (SPDs) such as trihalomethanes (THMs) and haloacetic acids in distributed water could be observed (Delpla & Rodriguez, 2014, Delpla & Rodriguez 2017). Droughts can reduce the dilution capacity of surface water and lead to an accumulation of pollutants from point sources, including urban wastewater (Mosley, 2015). Recent studies show that drought can have a pronounced effect on drinking water quality, including episodes of taste and odor, increased color, increased turbidity, pathogens and control difficulties of SPD (Mosley, 2015). Higher temperatures and heatwaves could create more favorable conditions for algae growth in nutrient-rich water bodies; in addition, a warmer climate could favor the dominance of cyanobacteria on phytoplankton in the water column and increase the number of cyanobacterial blooms (Ritson et al., 2014). These blooms generate some problems for drinking water production, such as taste and odor, increased potential for SPD formation and toxin production. It is against these issues that WHO is advocating a new type of preventive risk management approach with the water safety plan (wsp). This approach introduces the concept of risk assessment and risk management throughout the production cycle of drinking water. It is proposed to characterize risks and to prioritize them by distinguishing two types: primary (medium and long-term) risk that is essentially microbiological and therefore infectious and a generally chemical secondary (Bartram et al., 2010; WHO, 2011). In addition, Bessonneau et al. (2011) proposes relative gradation of health risk according to the type of water resources and underlines the greater vulnerability of surface water, linked to anthropic and climatic pressures. The adverse effects of water pollution on environmental and human health have been reported for many decades by numerous studies conducted in different parts of Côte d'Ivoire. Indeed, Amon et al. (2017) evaluated the physicochemical quality of the Aghien lagoon with regard to its drinking water consumption and showed that the stations near the zones of disturbance caused by the arrivals of tributary rivers were very polluted. Also, Eblin et al. (2014) also showed that the water resources studied in the Tahou area were strongly influenced by anthropogenic activities, with the presence of faecal coliforms such as *Escherichia coli* and faecal streptococci, which are the result of pollution of recent human origin. Ahoussi et al. (2013) evaluated the physicochemical and microbiological quality of the spring waters of Mangouin Yrongouin village in the Biankouman locality (Cote d'Ivoire). They indicated that microbiologically, spring waters contained high levels of *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens*, and mineralization was controlled by phenomena such as rain-leaching of soils, acid hydrolysis of rocks, and related to human activities. They point out that the consumption of these waters outside of any treatment presented health risks for the populations. Goné et al. (2008) rather hung over the effect of the organic matter in the process of

coagulation of a lake used for the production drinking water. Yapo (2002) reported that the eutrophication of Buyo Lake was a sign of the degradation of the quality of its waters. They insist that this poor quality revealed by the proliferation of a large biomass of algae. However, few studies have been conducted on the impoundments used for water production in the region. This study aims to contribute to knowledge about the impact of spatial factors (land use) and temporal factors on the quality of a resource used for the production of drinking water in an agricultural and peri-urban environment. The aim will be to evaluate the typology of water through physico-chemical and bacteriological characterization with the aim of highlighting its vulnerability as a drinking water resource.

## 2. Material and Method

### 2.1. Study Area

Dohou Lake (Figure 1) is located on the outskirts in the town of Duékoué chief town of the region of Guémon between two plutonic domes and precisely between 6.752 and 6.762 latitude North and between  $-7.364$  and  $-7.35$  west longitude. It is reservoir of water made on river that bears his name. The climatic regime prevailing at the Duekoué zone is a mountainous sub-equatorial climate, with a unimodal regime characterized by two seasons. It is characterized by annual rainfall averaging between 1600 mm and 2000 mm (Kouamé, 2011). The average temperature hovers around  $25^{\circ}\text{C}$  per year. Vegetation consists of dense, moist forest marked by grassland areas (Brou, 2005). The relief is part of the mountain range of the west of the country; it is quite rugged, with an average altitude of 300 m. There are vast high plateaus, plains, very extensive bottomlands

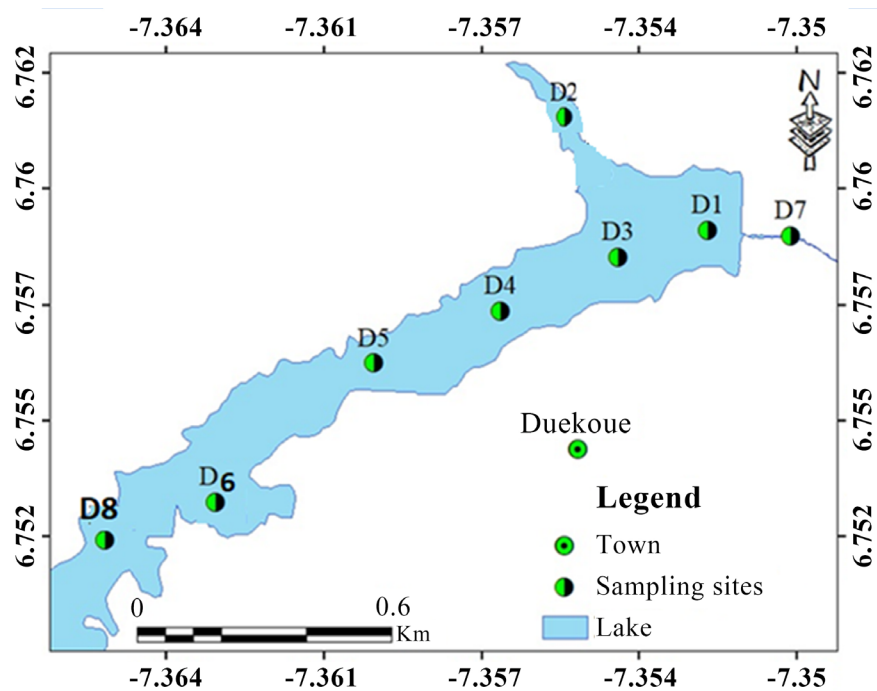


Figure 1. Sampling sites locations on Dohou Lake.

and mountain ranges. The soils are of ferritic type with medium chemical fertility and constitute a broad area for the development of agriculture (Kouassi et al., 2011). There are also soils developed on basic rocks potentially rich in mineral salts and hydromorphic soils (shallows). The soils of this zone of the country result directly from the natural process of feralization and ferrugination (Goné, 2001). These processes are supplemented by three types of handling, namely: leaching, depletion and induration, which are the result of the alteration of the rock formations that have been put in place. These soils, given the nuances they present, constitute the assets for agricultural production. The hydrographic coverage of the Duékoué region is ensured by the Sassandra River and its tributaries. The vegetation, like western Côte d'Ivoire, is located in the forest zone. This agriculture-friendly area is home to extensive rubber plantations, cocoa, coffee and food crops throughout the river's watershed. Fertilizers injected into these plantations, as well as discards from livestock and poultry production units and inhabitants, are found in the lake and are likely to promote eutrophication. Also, on the banks of this reservoir of water, there is a stiff competition between buildings and vegetable crops.

## 2.2. Sampling

For this study, 8 sampling and monitoring sites were carefully selected, 6 located on the lake, one upstream (D8) and the eighth downstream (D7). The choice of sampling stations was made based on the hydrographic network and the potential sources of pollution. The sampling frequency is monthly for one year, from November 2017 to October 2018, in order to obtain a fairly representative image of water quality and its seasonal and annual evolution. The samples were taken using a sampler integrated from the surface to a depth of 1m below and collected in plastic bottles and amber glasses to avoid photo-degradation of the parameter BOD5 sensitive to solar rays. Regarding the sampling of samples for microbiological analysis, they were made according to the seasons of the study area. Samples were taken in the sterile vials taking care not to contaminate or modify the samples. All samples are stored in a cooler at  $\pm 4^{\circ}\text{C}$  and transported to the laboratory. A total of 21 parameters were analyzed for the control and assessment of water quality in this study. Temperature, pH, dissolved oxygen (DO), conductivity, redox potential and total dissolved solids were measured in situ using a multi parameter HANNA HI 9828PH/ORP/CE/DO. Transparency was also determined in situ with the Secchi disk. A portable turbidimeter was used to determine the turbidity of the water. Nitrate, nitrite, ammonium, ortho-phosphate and total phosphorus were estimated according to the standard (AFNOR standard ISO 7890-3, ISO 6777, T 90015, T900-23 respectively) after filtration of the samples on Whatman filter paper of 0.45  $\mu\text{m}$  porosity. The spectrophotometer (SHIMADZU UV/visible-1700 pharma) was used for these analyzes. The  $\text{SO}_4^{2-}$  anion is obtained by the nephelometry method. Kjeldahl nitrogen is determined by the Kjeldahl method after selenium mineralization prescribed by the AFNOR T 90-110 standard. The COD analysis protocol is based on the hot potassium

dichromate mineralization and the determination of the excess dichromate by a solution of iron and ammonium sulfate II in the presence of ferroin used as an indicator (AFNOR NF T 90-101). BOD<sub>5</sub> was measured using the WARBURG respirometer principle method, in which biomass respiration is directly measured by Oxytop. The microbiological parameters were determined by seeding the microbes in culture media specific to each type of bacteria. Thus, the following media were used for microbial search and enumeration: Hecktoen agar is the selective isolation medium used for salmonella. On Hektoen agar, Salmonella gives green colonies with black centers, which become completely black at the end of incubation. BEA agar (Bile Esculin Azide) for faecal Streptococci (Enterococci). For enumeration of total coliforms and *Escherichia coli*, Rapid<sup>®</sup> *E. coli* Agar was used in this analysis. This culture medium is a chromogenic medium that differentiates *E. coli* from other coliforms. On this medium, *E. coli* appear pink to purple while other coliforms are blue. Then, after incubation, pink and purple colonies only are counted for *E. coli* and all blue, pink and purple colonies are counted for total coliforms.

### 2.3. Data Analysis

Significant differences in spatial and seasonal data were evaluated with the Kruskal-Wallis tests with the Paleontological Statistics software version 3.14 (PAST) and the principal component analysis was performed using STATISTICA.13.3.

## 3. Results

### 3.1. Physico-Chemical Parameters

Seasonal values of the physico-chemical parameters (Temperature, Dissolved Oxygen, Conductivity, Redox Potential, pH, Turbidity, Total Dissolved Solids and Transparency) measured from November 2017 to October 18 in the waters of Dohou Lake are shown in **Table 1**. Temperature varies seasonally from  $26.5^{\circ}\text{C} \pm 1.13^{\circ}\text{C}$  to  $28.21^{\circ}\text{C} \pm 1.48^{\circ}\text{C}$ , with an average of  $26.93^{\circ}\text{C} \pm 0.33^{\circ}\text{C}$ . Maximum temperatures were recorded during the dry season and low during the rainy season. The pH values range from  $5.38 \pm 0.40$  to  $6.21 \pm 0.48$ , with an average of  $5.8 \pm 0.23$  pH units. The mean concentrations per station of dissolved oxygen over the entire stream range from  $3.59 \pm 1.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  at  $6.78 \pm 1.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with an average of  $5.59 \pm 0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The average electrical conductivity per water station varies between  $42.67 \pm 4.30$  and  $59.62 \pm 21.84 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , with an average of  $48.43 \pm 2.67 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . The mean values per station of turbidity and TDS vary between  $27.80 \pm 7.37$  and  $69.75 \pm 14.5$  NTU respectively and between  $21.00 \pm 2.44$  and  $35.25 \pm 16.87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for the study period. They have respective annual mean values of  $36.69 \pm 6.84$  NTU and  $24.33 \pm 1.81 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The values of the transparency per station are between  $0.20 \pm 0.14$  and  $0.70 \pm 0.21$  m, with an average of  $0.51 \pm 0.13$  m. Seasonal levels of nutrients, in terms of chemical oxygen demand and biochemical demand in water ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) of Dohou Lake are shown in **Table 2**.

**Table 1.** Seasonal variation in the physico-chemical parameters values of the waters of Dohou Lake from November 2017 to October 2018.

	Seasons	TEMP	DO	EC	PH	Eh	TDS	TURB	TRANS
D1	DS	27.32 ± 1.65	6.78 ± 1.85	49.31 ± 7.82	6.16 ± 1.03	45.64 ± 19.22	25.00 ± 4.57	34.06 ± 7.14	0.55 ± 0.86
	RS	26.53 ± 1.70	6.03 ± 1.29	43.80 ± 4.75	6.21 ± 0.48	24.65 ± 10.17	21.67 ± 2.70	31.10 ± 6.55	0.65 ± 0.17
D2	DS	27.70 ± 1.42	6.4 ± 1.35	49.67 ± 8.05	6.03 ± 0.95	53.72 ± 13.02	24.75 ± 3.77	38.25 ± 4.17	0.53 ± 0.11
	RS	27.00 ± 1.62	5.85 ± 0.88	42.67 ± 4.30	5.98 ± 0.66	25.36 ± 9.46	21.00 ± 2.44	27.80 ± 7.37	0.70 ± 0.21
D3	DS	27.77 ± 1.48	6.23 ± 1.22	53.27 ± 10.05	6.16 ± 0.94	52.22 ± 12.57	22.25 ± 5.67	35.06 ± 9.49	0.56 ± 0.12
	RS	27.13 ± 1.76	5.50 ± 1.26	43.73 ± 4.42	5.87 ± 0.63	26.70 ± 10.65	21.68 ± 2.59	31.46 ± 7.92	0.63 ± 0.14
D4	DS	27.8 ± 1.57	5.82 ± 0.97	51.68 ± 11.03	6.06 ± 0.91	51.71 ± 12.20	26.25 ± 6.16	37.68 ± 8.08	0.52 ± 0.13
	RS	27.17 ± 1.47	5.91 ± 0.74	43.90 ± 4.15	5.67 ± 0.52	24.55 ± 10.80	21.60 ± 2.58	31.11 ± 6.76	0.61 ± 0.10
D5	DS	28.11 ± 1.59	5.54 ± 1.22	50.07 ± 6.74	5.94 ± 0.92	50.00 ± 11.70	24.62 ± 4.02	46.00 ± 2.97	0.39 ± 0.03
	RS	27.02 ± 1.89	5.65 ± 1.21	46.32 ± 7.19	5.58 ± 0.59	25.12 ± 9.30	23.12 ± 4.00	33.17 ± 7.68	0.57 ± 0.11
D6	DS	28.21 ± 1.48	5.39 ± 0.99	58.67 ± 19.54	6.03 ± 1.02	56.37 ± 17.77	29.05 ± 9.67	39.90 ± 13.70	0.52 ± 0.21
	RS	26.76 ± 1.71	5.35 ± 1.31 <sup>b</sup>	46.28 ± 7.73	5.49 ± 0.59	26.86 ± 9.30	23.75 ± 4.89	32.50 ± 11.95	0.50 ± 0.14
D7	DS	27.46 ± 1.55	3.59 ± 1.78 <sup>a</sup>	56.60 ± 1.92	5.67 ± 0.74	52.65 ± 10.44	28.25 ± 1.70	42.82 ± 11.13	0.23 ± 0.06
	RS	26.43 ± 1.45	5.64 ± 0.42	50.38 ± 11.48	5.64 ± 0.56	24.80 ± 10.05	25.00 ± 5.53	40.25 ± 19.85	0.44 ± 0.13
D8	DS	26.94 ± 1.95	4.96 ± 0.68	59.62 ± 21.84	5.76 ± 0.84	51.27 ± 10.18	35.25 ± 16.87	69.75 ± 14.5	0.20 ± 0.14
	RS	26.5 ± 1.13	5.40 ± 1.30	47.37 ± 14.30	5.38 ± 0.40	25.35 ± 7.35	23.50 ± 7.19	34.87 ± 12.11	0.32 ± 0.18

DO: Dissolved Oxygen, TEMP: Temperature, EC Electrical Conductivity, Eh: Redox Potential, TURB: Turbidity, TDS: Total Dissolved Solids, TRANS: Transparency.

**Table 2.** Seasonal variation in Nutrient Salts, total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), COD and BOD in Dohou Lake from November 2017 to October 2018.

	Seasons	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TP	TN	COD	BOD	COD/BOD
D1	DS	2.96 ± 2.10	0.012 ± 0.002	0.21 ± 0.10	12.58 ± 6.72	0.24 ± 0.10	2.01 ± 1.53	7.83 ± 5.78	6.56 ± 1.68	3.55 ± 0.53	1.85
	RS	4.17 ± 2.83	0.028 ± 0.010	0.32 ± 0.19	10.00 ± 5.66	0.19 ± 0.04	7.07 ± 5.80	14.62 ± 7.76	16.24 ± 3.99	7.62 ± 5.29	2.13
D2	DS	1.85 ± 1.43	0.010 ± 0.005	0.26 ± 0.16	12.31 ± 3.76	0.24 ± 0.14	1.25 ± 0.98	14.00 ± 6.89	5.95 ± 2.91	2.83 ± 0.87	2.10
	RS	4.37 ± 2.59	0.031 ± 0.019	0.33 ± 0.23	13.32 ± 3.74	0.17 ± 0.05	8.06 ± 5.02	16.12 ± 11.81	16.90 ± 7.85	11.70 ± 4.65	1.44
D3	DS	2.55 ± 1.11	0.010 ± 0.003	0.27 ± 0.08	12.13 ± 5.13	0.21 ± 0.08	1.30 ± 0.97	10.25 ± 6.23	5.53 ± 1.33	2.89 ± 0.41	1.91
	RS	4.50 ± 3.22	0.026 ± 0.011	0.28 ± 0.22	9.76 ± 4.39	0.17 ± 0.04	6.67 ± 4.10	13.43 ± 8.57	16.51 ± 4.22	11.62 ± 4.22	1.42
D4	DS	3.46 ± 2.25	0.012 ± 0.002	0.25 ± 0.18	10.03 ± 4.11	0.27 ± 0.09	1.43 ± 1.31	13.58 ± 12.21	8.11 ± 4.15	3.95 ± 1.34	2.05
	RS	4.00 ± 2.90	0.024 ± 0.010	0.33 ± 0.19	11.31 ± 6.43	0.16 ± 0.06	6.83 ± 2.75	12.83 ± 8.53	24.87 ± 7.26	11.02 ± 4.23	2.25
D5	DS	2.77 ± 2.08	0.014 ± 0.005	0.24 ± 0.16	12.90 ± 4.12	0.21 ± 0.08	1.80 ± 0.98	11.62 ± 9.51	13.01 ± 8.43	7.15 ± 4.11	1.82
	RS	4.84 ± 2.53	0.035 ± 0.027	0.34 ± 0.18	13.03 ± 7.37	0.15 ± 0.05	6.88 ± 4.63	13.81 ± 7.35	27.45 ± 8.85	10.44 ± 4.78	2.63
D6	DS	5.10 ± 3.16	0.012 ± 0.008	0.21 ± 0.21	5.62 ± 4.20	0.36 ± 0.16	1.97 ± 0.95	14.75 ± 11.70	18.45 ± 11.70	4.29 ± 1.68	4.3
	RS	6.22 ± 4.48	0.040 ± 0.027	0.52 ± 0.43	14.18 ± 7.77	0.22 ± 0.02	8.65 ± 7.04	15.87 ± 7.51	37.12 ± 17.17	8.69 ± 4.61	4.27
D7	DS	7.46 ± 5.49	0.028 ± 0.002	0.21 ± 0.17	32.48 ± 23.78	0.38 ± 0.14	1.82 ± 0.76	16.00 ± 8.36	65.67 ± 38.31	16.22 ± 5.01	4.04
	RS	7.11 ± 4.73	0.028 ± 0.013	0.47 ± 0.24	34.81 ± 26.36	0.34 ± 0.08	3.39 ± 1.19	16.50 ± 6.61	37.97 ± 27.45	5.52 ± 2.35	6.87
D8	DS	9.9 ± 3.43	0.061 ± 0.014	0.62 ± 0.40	55.23 ± 40.36	0.62 ± 0.140	2.15 ± 1.45	15.25 ± 7.27	9.07 ± 5.07	6.04 ± 3.68	1.50
	RS	7.65 ± 3.91	0.033 ± 0.013	0.33 ± 0.15	12.12 ± 10.43	0.18 ± 0.15	5.51 ± 2.80	12.75 ± 7.40	24.23 ± 12.19	8.22 ± 2.69	2.94

DS: Dry season et RS: Rain season.

Seasonal mean values per station of nitrites range from  $0.010 \pm 0.003$  to  $0.061 \pm 0.014$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and those of nitrate fluctuate between  $1.85 \pm 1.43$  and  $9.9 \pm 3.43$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with respective annual averages of  $0.027 \pm 0.007$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $5.13 \pm 1.82$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The seasonal mean concentration per ammonium station varies from  $0.15 \pm 0.05$  to  $0.62 \pm 0.140$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with an average of  $0.23 \pm 0.06$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Seasonal mean concentrations per station in total nitrogen range from  $7.83 \pm 5.78$  to  $16.12 \pm 11.81$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with an average of  $14.09 \pm 1.42$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . For the phosphorus forms (orthophosphate and total phosphorus) evaluated in lake waters, the seasonal mean values per station oscillate respectively by  $0.21 \pm 0.21$   $-0.62 \pm 0.40$ , and between  $1.25 \pm 0.98$   $-8.65 \pm 7.04$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . They have respective annual mean values of  $0.34 \pm 0.06$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $4.96 \pm 1.52$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The seasonal mean levels of  $\text{SO}_4^{2-}$  per station ranged from  $9.76 \pm 4.39$  to  $55.23 \pm 40.36$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with a mean of  $16.41 \pm 8.82$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The mean seasonal concentrations of COD obtained during the sampling period ranged from  $5.53 \pm 1.33$  to  $65.67 \pm 38.31$   $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , with an average value of  $23.94 \pm 12.67$ . As for BOD5, it oscillates between  $2.83 \pm 0.87$  and  $16.22 \pm 5.01$   $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , with an average of  $8.50 \pm 2.72$   $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . In order to evaluate the biodegradability of the organic matter as well as the nature of the effluent pollution, the COD/BOD5 ratios were calculated. These ratios oscillate between 1.42 and 2.62 at stations 1, 2, 3, 4, 5 and 8. The other two stations have ratios greater than 3. The Pearson correlation matrix (**Table 3**) shows that DO is

**Table 3.** Correlation matrix between variables.

	TEMP	DO	EC	pH	TDS	Eh	TURB	TRANS	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NH}_4^+$	TP	TN	COD	BOD
TEMP	1																
DO	0.281	1															
EC	-0.422	<b>-0.955</b>	1														
pH	-0.075	<b>0.878</b>	<b>-0.754</b>	1													
TDS	-0.534	<b>-0.911</b>	<b>0.950</b>	<b>-0.755</b>	1												
Eh	0.320	-0.349	0.295	-0.423	0.287	1											
TURB	-0.557	-0.827	<b>0.773</b>	<b>-0.751</b>	<b>0.881</b>	0.025	1										
TRANS	0.601	<b>0.875</b>	<b>-0.846</b>	<b>0.742</b>	<b>-0.928</b>	-0.071	<b>-0.987</b>	1									
$\text{NO}_3^-$	-0.577	<b>-0.926</b>	<b>0.951</b>	<b>-0.729</b>	<b>0.988</b>	0.277	<b>0.888</b>	<b>-0.944</b>	1								
$\text{NO}_2^-$	-0.513	<b>-0.740</b>	<b>0.718</b>	-0.674	<b>0.866</b>	0.297	<b>0.890</b>	<b>-0.874</b>	<b>0.850</b>	1							
$\text{PO}_4^{3-}$	-0.445	<b>-0.803</b>	<b>0.834</b>	-0.686	<b>0.913</b>	0.581	<b>0.741</b>	<b>-0.793</b>	<b>0.904</b>	<b>0.847</b>	1						
$\text{SO}_4^{2-}$	-0.610	<b>-0.812</b>	<b>0.765</b>	-0.550	<b>0.742</b>	0.026	<b>0.811</b>	<b>-0.861</b>	<b>0.825</b>	0.626	0.633	1					
$\text{NH}_4^+$	<b>-0.699</b>	<b>-0.788</b>	<b>0.848</b>	-0.524	<b>0.892</b>	0.286	<b>0.768</b>	<b>-0.849</b>	<b>0.929</b>	<b>0.725</b>	<b>0.895</b>	<b>0.835</b>	1				
TP	0.571	0.546	-0.566	0.232	-0.451	0.353	-0.511	0.579	-0.538	-0.186	-0.248	<b>-0.840</b>	-0.602	1			
TN	0.007	-0.489	0.446	-0.328	0.332	<b>0.762</b>	0.123	-0.214	0.402	0.229	0.562	0.467	0.521	-0.244	1		
COD	-0.070	<b>-0.737</b>	<b>0.763</b>	-0.632	0.613	0.393	0.417	-0.487	0.613	0.351	0.625	0.564	0.604	-0.514	0.641	1	
BOD	0.061	-0.483	0.440	-0.566	0.339	-0.094	0.415	-0.389	0.311	0.223	0.229	0.382	0.216	-0.454	0.107	<b>0.748</b>	1

DO: Dissolved Oxygen, TEMP: Temperature, EC: Electrical Conductivity, Eh: Redox Potential, TURB: Turbidity, TDS: Total Dissolved Solids, TRANS: Transparency, TP: Total phosphorus and TN: Total nitrogen.

negatively correlated with nutrient salts ( $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0.92$ ),  $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0.7$ ),  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $r = -0.8$ ),  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $r = -0, 8$ ) and  $\text{NH}_4^+$  ( $r = -0.69$ )). There is also a good correlation between TDS and EC ( $r = 0.95$ ), between pH and DO ( $r = 0.87$ ), between  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_2^-$  ( $r = 0.72$ ) and between COD and BOD5 ( $r = 0.75$ ). Turbidity, dissolved salts and EC are well correlated with nutrients.

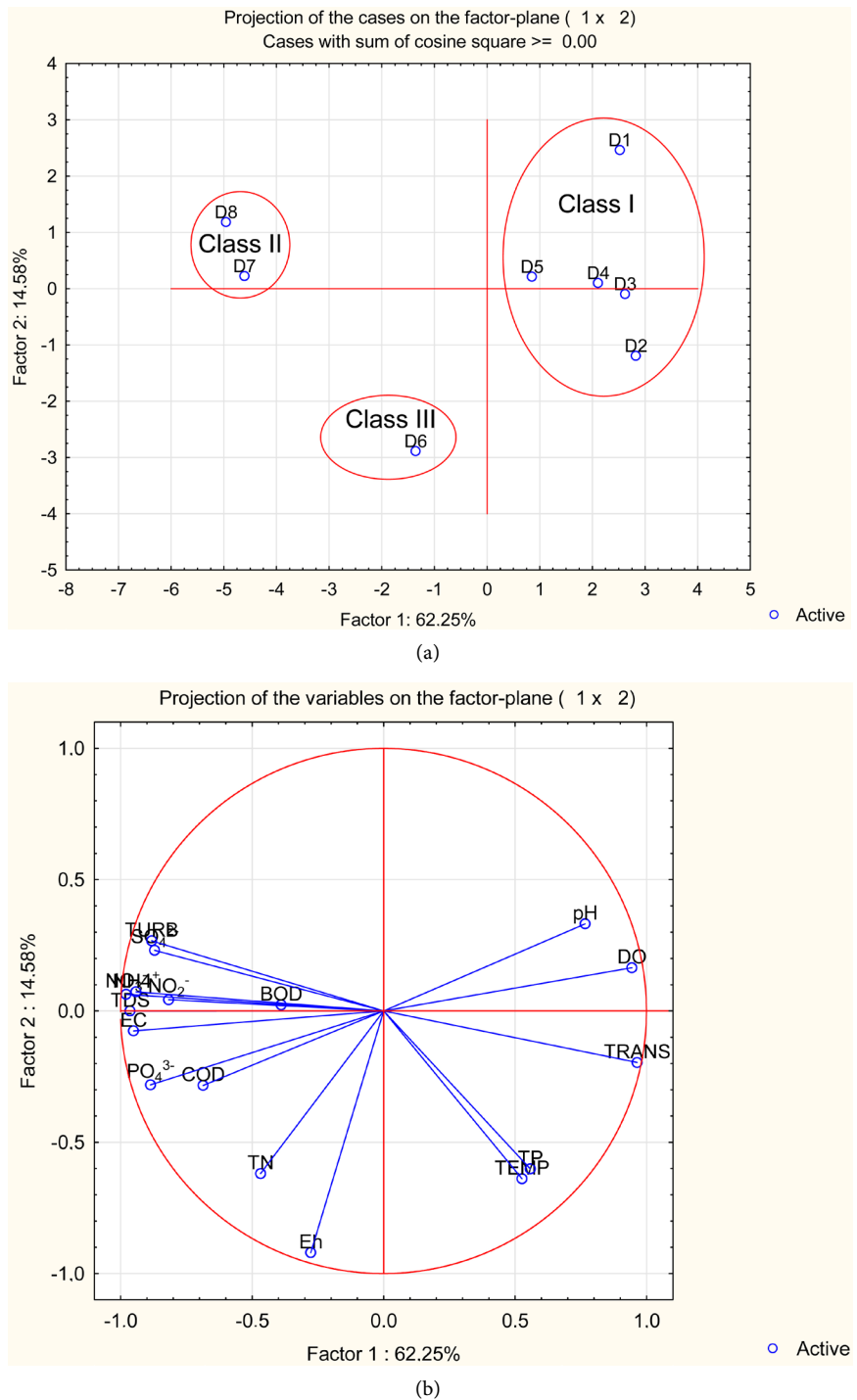
### 3.2. Typology of a Water Resource

Dohou Lake typology was established using principal component analysis (Figure 2). The components (factor 1 and factor 2) account for 77.32% of the variation in the data set. The first axis expresses 63.14% of the total variance, against 14.18% for the second axis (Figure 2). The correlation circle (Figure 2(b)) shows that the variables positively correlated with axis 1 are transparency, dissolved oxygen, total phosphorus and pH, whereas ammonium, nitrates, nitrites, orthophosphates, turbidity, TDS, conductivity and COD are negatively correlated to this axis. The second axis is significantly correlated with total nitrogen, temperature and the redox potential in its positive part. The factor map of the stations associated with the correlation circle of the variables defines three classes of water on Dohou Lake (Figure 2(a)). Class I found at stations D1, D2, D3, D4 and D5 is characterized by aerated waters, with high transparency, pH and total phosphorus. This class is weakly mineralized and low in nutrients and organic matter. The second class (II) found in D7 and D8 is characterized by strongly mineralized waters and loaded with organic matter. Nutrient concentrations are high ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) and strongly affected by human activities. This area is very turbid. The third class (III) found at station D6 is characterized by high values of total nitrogen and COD. Figure 3 describes the state of the pollution level of the lake

### 3.3. Bacterial Contamination

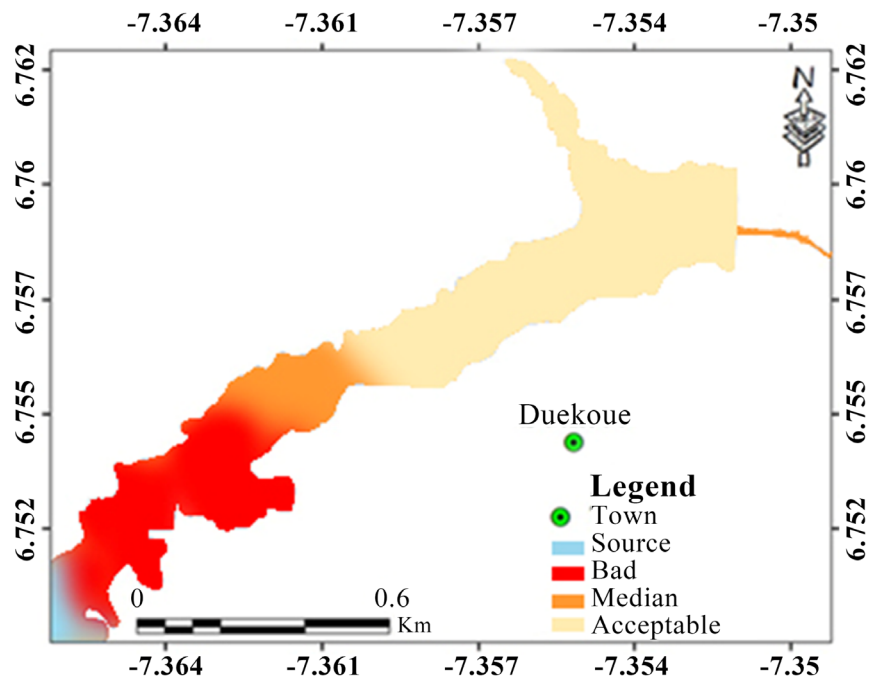
The statistical results of the bacteriological parameters of the waters of Dohou Lake are reported in Table 4. Total coliforms were present in 100% (28/28) of the water samples taken during the study period at concentrations ranging from 2300 to 173,000 CFU/100 mL, with an average value of  $43,546.4 \pm 27,627.6$  CFU/100 mL. The highest concentration of total coliforms was observed at station D2. On the other hand, the weakest was observed at the site D8. Site D3 samples had consistently high total coliform concentrations during the dry season and the rainy season (Figure 4(a)). We also note that 92.85% (26/28) of the water samples analyzed exceed the JORF standard for surface water used for the production of drinking water, which is 5000 CFU/100 mL for total coliforms. The mean total coliform content (45385 CFU/100 mL) in the dry season is not significantly different from that in the rainy season (41707 CFU/mL) ( $p > 0.005$ ). Enterococci were also present in all water samples collected. Enterococci levels fluctuate between 20 and 1140 CFU/100 mL, with an average of  $408.2 \pm 202.9$  CFU/100 mL. The highest concentration was observed at station D1 and the lowest at station D7. Samples taken from D1 showed high levels of enterococci in the dry (990





**Figure 2.** Projection of variables and sites on F1 and F2 axes (a= circle of the correlation of the variables, b = the factorial map of the sites).

CFU/100 mL) and rainy (589 CFU/100 mL) seasons, with the highest geometric mean of 743 CFU/100 mL at all stations during the study period (**Table 4**). 96.42% of the analyzed samples exceed the French standard for fresh water intended for the production of drinking water which is 20CFU/100 mL No significant difference was observed between the dry season (485 CFU/100 mL) and the



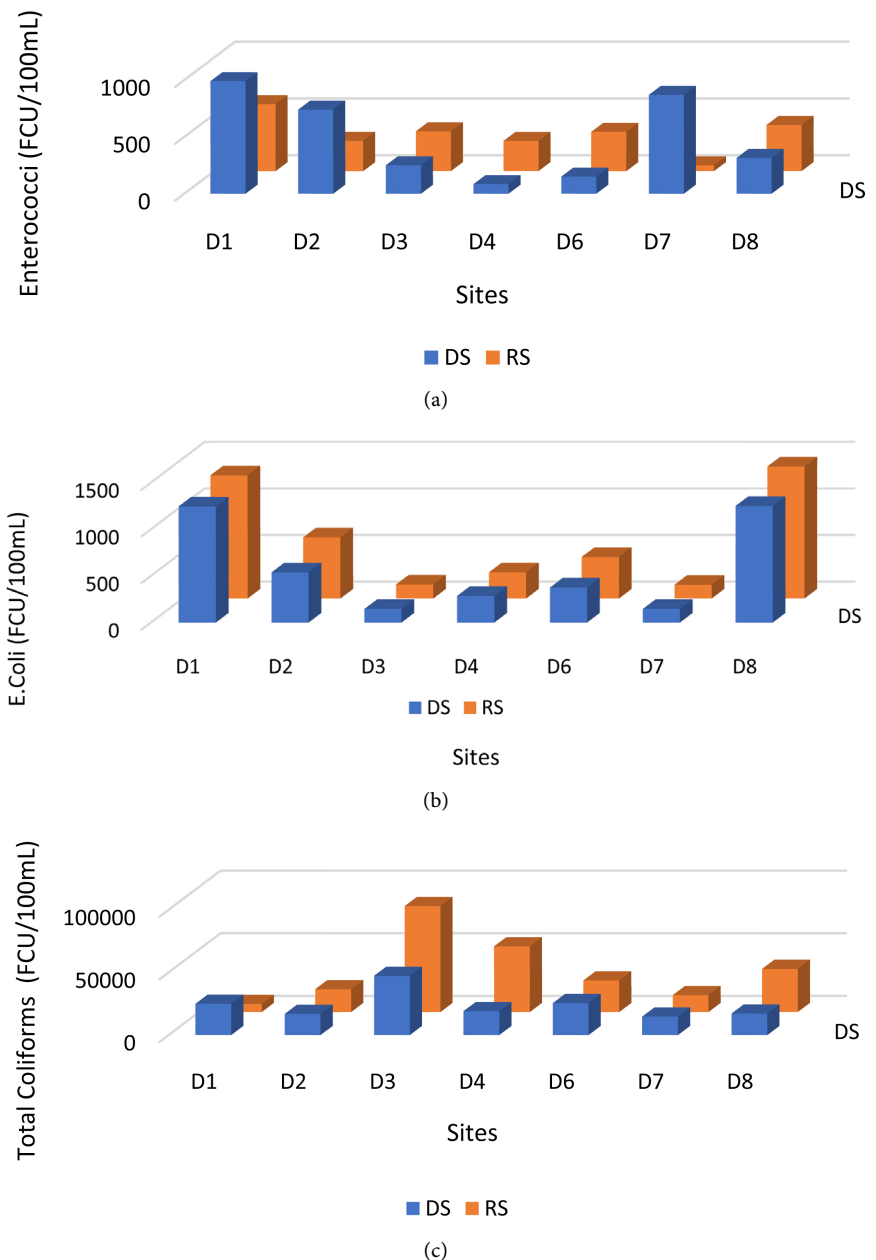
**Figure 3.** Pollution levels of Lake.

**Table 4.** Geometric mean (GM) of Total coliforms, Enterococci and *E. coli* at each site (unit: CFU/100 ml) and salmonella results in dry season and rain season water samples.

sites		D1	D2	D3	D4	D6	D7	D8
Total coli-forms	Mean	44,500	93,575	65,875	35,700	25,325	27,000	25,750
	min	21,000	18,000	18,500	18,200	12,300	2500	2300
	max	98,000	173,000	86,000	84,600	38,000	27,000	45,000
	GM	36,579.8	55,374.9	56,284.7	2801.8	23,368.3	9563	16,738.2
<i>E. coli</i>	Mean	1032	596	142	282	410	132	1332
	min	350	210	120	200	200	100	1180
	max	1530	1000	160	370	550	170	1650
	GM	902.41	487.13	141.36	274.57	384.06	129.98	1320.14
Enterococcus	Mean	790	502	322	175	247	460	360
	Mim	420	250	100	70	150	20	240
	Max	1140	970	550	320	460	980	530
	GM	743.55	431.38	269.56	147.27	220.88	185.79	343.30
Salmonella	Total/Présence	3/4	3/4	3/4	3/4	3/4	3/4	3/4

Min: Minimum; Max: Maximum.

rainy season (330 CFU/100 mL) samples ( $p > 0.05$ ). *Escherichia coli* were present at all sites that were analyzed and their concentration ranged from 100 to 1650 CFU/mL, with an average of  $559.6 \pm 192.1$  CFU/100 mL. Samples taken from D1 and D8 had *E. coli* counts consistently high in the dry season and in the rainy season (**Figure 4(c)**). All samples analyzed during the study period exceeded the



**Figure 4.** Concentrations of total coliforms (a), Enterococci (b) and *E. coli* (c) at each sampling sites during Dry season (DS) and rain season (RS).

standard of 20 CFU/100 mL. Samples taken from the D8 station had the highest geometric mean (1320 CFU/100 mL) in the dry season. The geometric mean of *E. coli* at Station D7 was the lowest, with a geometric mean of 129 CFU/100 mL during the sampling period. The average concentration of *E. coli* in Dry-season (568 CFU/100 mL) is not significantly different from that of the rainy season (630 CFU/100 mL) ( $p > 0.05$ ). Salmonella pathogens were detected in 50% of the dry season samples and in 100% of the rainy season samples. The overall concentrations of *E. coli* and Enterococci at each sampling station followed a similar pattern, with D1, D2 and D8 having consistently high concentrations (Figure

4(b) and Figure 4(c)).

## 4. Discussion

### 4.1. Physico-Chemical Characterization of Water

Maximum temperatures were recorded during the dry season and low during the rainy season. The increase in temperature in the dry season is also due to the prolonged absence of water flow. The results of work done by Baxter and Glende (1980) in 23 dams across Canada have identified this fact. The temperature remained high throughout the sampling period. These high values could affect the quality of the water. High temperatures and heat waves could create favorable conditions for algae growth in nutrient-rich water bodies. In addition, this high temperature could favor the proliferation of cyanobacteria (Ritson et al., 2014). These blooms generate certain problems for the production of drinking water, such as taste, smell, the potential for increased by-product production and the production of toxins. The dose of chemicals used for water treatment also depends on the temperature. Chlorinated disinfectant loss is usually accelerated when temperatures are warmer; chlorine decomposition rates in water generally double for each 5°C increase (Fisher et al., 2012). An inadequate dosage of chlorine causes the resistance of pathogenic bacteria and parasites. When the chlorine is absorbed by the body, it becomes estrogen, which can cause cancer and many other health problems, such as hair loss, tiredness, lack of libido, hypothyroidism, hypoglycemia, insomnia. Chlorine also hurts weight gain (Shami-muzzaman et al., 2019). A positive reaction at higher temperatures is a reduction in the survival of certain enteric pathogens in water (e.g., *Campylobacter*, *E. coli*, Enterovirus, when temperatures are between 20°C and 37°C), with the exception of *Vibrio cholera* (Hunter, 2003). According to Moumouni (2005), the rise in temperature promotes self-purification and increases the rate of sedimentation of suspended solids, which is favorable for the production of drinking water. The waters of Dohou Lake are acidic at all sites and those throughout the study period. The maximum pH value is lower than the guideline value of 6.5. The waters of Dohou Lake are therefore corrosive. Nevertheless, the pH of the water is in line with the recommended standard for raw water for the production of drinking water. The pH decreases slightly from the dry season to the rainy season. The decrease in pH results from the bacterial activity of decomposition of organic matter (El Addouli et al., 2010). The acidity of the waters could be explained by the hydration of CO<sub>2</sub>, which produces carbonic acid whose ionization releases hydronium ions. The low conductivity of the water is beneficial for the production of drinking water. In fact, the increased salinization of water resources has consequences for drinking water infrastructures because it stimulates the corrosion of pipelines and can create water quality problems at the consumer's tap (Zakowski et al., 2014). In rainy periods, the low values of pH and water conductivity would be due to the effect of dilutions related to river inflow and precipitation. At all sites, seasonal mean water transparencies are low

(<1 m). The high values of turbidity and TDS in rainy seasons denote the contribution of rain-leaching. Moreover, this state of affairs will result in a greater number of suspended solids due to the transport of organic and mineral particles in the lake's waters. These suspended particles significantly reduce transparency and increase the turbidity of the water. At all sites, the mean turbidity values remain above the 5NTU guideline value. The strong correlation between TDS and turbidity ( $r = 0.88$ ) indicates that the physical pollution of the water is probably due to erosion. The high turbidity of surface water has always been associated with the presence of microorganisms, colloidal particles and organic matter [Taiwo and Awomeso \(2017\)](#). Lake waters have mean DO concentrations above the standard of 5 mg/L (70%) for surface water intended to produce drinking water. According to [Amon et al. \(2017\)](#), the strong variation of dissolved oxygen would probably be related to the enrichment phenomenon (photosynthesis and exchange with the atmosphere) and consumption (oxidation of organic matter and respiration). [Rodier \(2009\)](#) notes that turbidity is all the higher as the density of the particles in the water is high. The low levels of dissolved oxygen can therefore be explained by the high turbidity of the water which does not allow photosynthesis to compensate for the oxygen losses. This parallel evolution of these two parameters is justified by the strong negative correlation ( $r = -0.82$ ). To this cause, it is necessary to add the presence of aquatic plants to the stations (2, 5, 6 and 7) which constitute a screen with the penetration of the light thus limiting the production of the autotrophic phytoplankton organisms ([Wu et al., 2018](#)). For all forms of nitrogen in Dohou Lake, nitrite has the lowest concentrations. Also, 99.7% of the water samples collected had TN levels above the limit of  $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ([JORF, 2017](#)). At all sites, the waters of the rainy season are loaded with nutrients except the  $\text{NH}_4^+$  which has a development contrary to those mentioned above. This result is corroborated by the strong correlation between turbidity and these different parameters ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{PO}_4^{3-}$ ). Domestic sewage, storm spillways and garbage piles near this watercourse could undoubtedly justify the high rainfall content. Indeed, the use of sodium tripolyphosphates as additives in laundry detergents and dishwasher products is another source of water contamination by phosphates ([Traore et al., 2012](#)). These elevated orthophosphate values may interfere with coagulation efficiency and water softening ([Yéo, 2015](#)). The ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ ) comes from nitrogen fertilizers used in plantations, vegetable crops, manure (cattle and poultry) farms that are the banks of this river and the decomposition of organic matter. Ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ ) comes from nitrogen fertilizers used in plantations, vegetable crops, manure (cattle and poultry) farms that are the banks of this river and the decomposition of organic matter. In fact, a portion of animal droppings from livestock farms is used as fertilizer in market gardening crops. These contributions are not without dangers on the quality of the waters and the good functioning of this hydrosystem. According to [Kim et al. \(2017\)](#), high levels of nutrients can lead to  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^-$  and  $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  of phosphorus, the in-

creased proliferation of algae. A state of affairs that leads to the appearance of eutrophication and development of cyanobacteria producing toxins very dangerous for the nervous system of aquatic species and harmful to the production of drinking water (Ritson et al., 2014). Ammonium showed a strong positive correlation ( $r = 0.77$ ) with nitrite and nitrate ( $r = 0.88$ ), which could be due to the fact that the oxidation of ammonia leads to the synthesis of nitrate via nitrite. The high concentration of dissolved nutrients may be related to non-high recycling rates, medium oxygenated water column, and low uptake by the phytoplankton and bacterial communities, resulting in particular in high concentrations of nitrogen and phosphorus compounds soluble in the lake. Nutrients are negatively correlated with physicochemical parameters (temperature, pH, DO) measured *in situ*, which means that these nutrients are usually brought to the water during rain events. The values of the ratio COD/BOD5  $< 3$  indicate the absence of industrial waste water in this part of the lake. The other two stations have ratios greater than 3. Indeed, the station 6 located near the activities of auto mechanics receives used oils engines. Station 7, on the other hand, is the wastewater outlet of the water treatment plant. The Pearson correlation coefficients (Table 3) show a positive correlation of turbidity with COD and BOD5. In contrast, they are negatively related to dissolved oxygen. The contents are relatively high in the rainy season. As a result, most of the organic matter in the water would be due to stormwater runoff. Indeed, runoff from slash-and-burn areas results in a significant influx of organic matter into the lake's waters, as well as high levels of nitrogen and phosphorus (Emelko et al., 2011). A high rate of COD and BOD5 could be due to the discharge of sewage directly into the lake by the riparian populations. Also, the average aeration of the lake would inhibit the biodegradation of the accumulating organic matter leading to an increase in BOD5. All lake water has a non-compliant BOD5 ( $< 3 \text{ mg}_{\text{O}_2}\text{L}^{-1}$ ) for raw water. However, our results are weak compared to those of Goné (2010) in the water reservoir of Agboville in southern Côte d'Ivoire. The plutonic domes almost flanking the river could justify this fact. The Principal Component Analysis results show that Class II and III water are subject to both natural mineralization and organic mineralization. Organic mineralization is related to the decomposition of organic matter that is influenced by low values of environmental parameters such as pH, temperature, redox potential, and dissolved oxygen (Yéo, 2015). The growth rates of nitrating bacteria are influenced by the pH of the medium. According to Boursier (2003), if temperature values are below  $30^\circ\text{C}$  and the pH is below 7, the degradation rate of the organic matter decreases. The third class (III) found at site D6 is characterized by high values of total nitrogen and COD. This high COD value is probably due to its location near automotive mechanics activities.

## 4.2. Microbiological Characterization of Waters

The almost permanent presence of faecal pollution indicators denotes poor lake

water quality. The similar evolution of *E. coli* and Enterococci in each sampling site shows that the presence of one condition that of the other. Site 8 is located on the Dohou River which is the largest tributary of the lake. Therefore, it is reasonable to assume that this river is the main source of faecal pollution because of its drainage area. The concentration of *E. coli* is globally high compared with enterococci. This difference in the results of these two indicator organisms was probably due to the relatively faster rate of decomposition of Enterococci in freshwater compared to that of *E. coli* (Jin et al., 2004). The concentration of *E. coli* decreased during the dry season for several reasons. At that time, the lake did not receive most of the runoff from the urban area. Secondly, solar radiation has a detrimental effect on the persistence of bacteria. During the dry period, the water samples received stronger solar radiation compared to samples taken during the rainy seasons. Sunlight is considered a major stressor for bacteria Downes and Blunt (1877). A recent study has shown that the rate of *E. coli* degradation increases significantly with light intensity (Chan et al., 2015). In the rainy season, however, rainwater drainage canals receive a variety of upstream inputs including sewer overflows, non-human street fecal matter, and residential and commercial water run-off high density (Cheng et al., 2013). The concentration of Enterococci decreased during the rainy season due to dilution. The results of *E. coli*, Salmonella, and Total Coliforms indicate that surface runoff after heavy precipitation is likely to provide a significant amount of faecal bacteria to the lake. Also, when a water sample contains coliforms or fecal coliforms, this indicates the presence of other pathogenic organisms. Not all *E. coli* bacteria are pathogenic, but some strains such as O157: H7 are responsible for bloody diarrhea and severe abdominal cramps (Shamimuzzaman et al., 2019). The presence of fecal coliforms in the water is an omen of pathogens responsible for dysentery, such as Salmonella. Salmonella is also responsible for salmonellosis and typhoid fever (CDC, 1993).

### 4.3. Current Treatment Method and Recommendation

The treatment steps applied are those of a conventional water treatment process. It takes into account pumping, pre-treatment, clarification, refining and disinfection. Chlorination is currently the disinfection process used because of the cost price of chlorine and for its simplicity of implementation. However, the combination of chlorine and organic matter, when incompletely removed in the previous steps, leads to the formation of potentially carcinogenic sapid compounds and organochlorine products. Chlorine dioxide, in liquid form will prevent the formation of these organochlorine compounds but remains more expensive and requires advanced technology for its implementation. In addition, it generates in the disinfected waters chlorite ions (and sometimes chlorates). Ozone could be recommended, for its great disinfecting power, especially with respect to viruses and bacterial spores, and its other properties in refining treatment. However, manufactured on the site, ozone is expensive and its implemen-

tation is relatively complex (EPA, 2011). Also, this process has no residual action and therefore requires an injection of chlorine disinfectant downstream to avoid contamination by the distribution network. Filtration is carried out on fine sand. However, filtration sand bed although efficient, simple and inexpensive, because of the huge volumes of water to be filtered requires periodic cleaning to remove the materials retained between the grains that slow the passage of water. In view of the foregoing and given the quality of the raw water to be treated it will be more judicious to use membrane filtration (including microfiltration) although expensive. Also, we recommend the establishment of a minimum protection zone of 10 m surrounding the terrestrial portion of the water intake by means of a fence of a minimum height of 1.8 m to prevent access to the view shore, pumping station or other works located on the shore or the construction of ditches to divert runoff water downstream of the intake. We also suggest posting posters at strategic locations indicating that it is a source of drinking water

## 5. Conclusion

The results of this study show that it is necessary to adopt measures to control and reduce nutrients and organic loads in the water in order to contain the eutrophication process of this reservoir. In this context, it is essential to monitor the physical, chemical and bacteriological parameters in order to evaluate the impact of human action on this water resource. The average values of physico-chemical parameters and nutrient salts during the two seasons (wet and dry) are generally lower than the French guideline values recommended for fresh water intended for the production of drinking water. However, some areas deserve to be monitored. The enumeration of the indicator bacteria of the faecal contamination and the spatio-temporal distribution of these microorganisms reflected a relatively intense faecal pollution. The abundance of faecal germs varies little from one season to another and the values recorded far exceed the standards of water intended for the production of drinking water. The search for certain pathogens, like salmonella, has led to disturbing results. The result is a need for urgent intervention to rehabilitate the site. Principal component analysis (PCA) of the set of physicochemical data indicated outside the upstream zone (D6 and D8), Dohou lake can continue to be used for the production of drinking water. However, with adequate technology, it is desirable to avoid some diseases to the people.

## Acknowledgements

We would like to thank all the anonymous individuals who helped us during our research work and special thanks to Dr. DIBY, Associate Professor in the Laboratory of Science and Water Technology.

## Conflicts of Interest

The authors declare they have no competing interest.



## References

- Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., Kouassi, A. M., Soro, G., & Biemi, J. (2013). Étude hydrochimique et microbiologique des eaux de source de l'ouest montagneux de la Côte d'Ivoire: Cas du village de Mangouin-Yrongouin (Sous-préfecture de Biankouman). *Journal of Applied Biosciences*, *63*, 4703-4719. <https://doi.org/10.4314/jab.v63i1.87245>
- Amon, N. L., Konan, K. L., Coulibaly, S., Yapo, Y., Oyetola, S., & Dosso, M. (2017). Characterization and Typology of Aghien Lagoon Waters (South East of Cote d'Ivoire): Potential Resources for Drinking Water Production. *Journal of Applied Chemistry*, *10*, 2278-5736. <https://doi.org/10.9790/5736-1001020107>
- Bartram, J., Corrales, L., Davison, A., Drury, D., Gordon, B., & Stevens, M. (2010). *Water Safety Plan Manuel; Step-by-Step Risk Management for Drinking Water Supplier's* (108 p.). Geneva: World Health Organization.
- Baxter, R. M., & Glande (1980). *Les effets des barrages et des retenues d'eau sur l'environnement au Canada. Ministère des pêches et des océans* (32 p.).
- Bessonneau, H., Chaumet F., Roig, B., Thomas, O., & Baurés, E. (2011). *Evolution Issues of Water Quality Monitoring of Small Medium Water Supply Systems*. Cahier de l'association scientifique Européenne pour l'eau et la santé.
- Boursier, H. (2003). *Etude et modélisation des processus biologiques au cours du traitement aérobie du lisier de porcs en vue d'une optimisation du procédé* (190 p.). Thèse de Doctorat, Toulouse: Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse.
- Brou, Y. T. (2005). *Climat, mutations socioéconomiques et paysages en Côte d'Ivoire. Mémoire de synthèse des activités scientifiques présenté en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches, Université des sciences et technologies de Lille, France* (226 p.).
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention) (1993). *Preventing Foodborne Illness: Escherichia coli O157:H7*.
- Chan, Y. M., Thoe, W., & Lee, J. H. W. (2015). Field and Laboratory Studies of *Escherichia coli* Decay Rate in Subtropical Coastal Water. *Journal of Hydro-Environment Research*, *9*, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.08.002>
- Cheng, J., Niu, S., & Kim, Y. (2013). Relationship between Water Quality Parameters and the Survival of Indicator Microorganisms—*Escherichia coli*—in a Stormwater Wetland. *Water Science & Technology*, *68*, 1650-1656. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.386>
- Cousin, A. (2012). Techniques et coût d'élimination des pesticides dans les filières de production d'eau potable à partir des eaux de surface. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires (Paris, AFPP-SWAP-Life). *Environmental Contamination and Toxicology*, *88*, 78-83.
- Delpla, I., & Rodriguez, M. J. (2014). Effects of Future Climate and Land Use Scenarios on Riverine Source Water Quality. *Science of the Total Environment*, *493*, 1014-1024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.087>
- Delpla, I., & Rodriguez, M. J. (2017). Variability of Disinfection By-Products at a Full-Scale Treatment Plant Following Rainfall Events. *Chemosphere*, *166*, 453-462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.096>
- Downes, A., & Blunt, T. P. (1877). Researches on the Effect of Light upon Bacteria and Other Organisms. *Proceedings of the Royal Society of London*, *26*, 488-500. <https://doi.org/10.1098/rspl.1877.0068>
- Eblin, G., Sombo, P., Soro, G., Aka, N., Kambiré, O., & Soro, N. (2014). Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké. *Journal of Applied Biosciences*, *75*, 6259-6271.

<https://doi.org/10.4314/jab.v75i1.10>

- EL Addouli, J., Chahlaoui, A., Berrahou, A., Chafi, A., & Ennabil, A. (2010). *Approche de la qualité biologique de l'ouedouislane, au voisinage des effluents bruts de la région de Meknes*. *Larhyss Journal* (pp. 21-33).
- Emelko, M. B., Silins, U., Bladon, K. D., & Stone, M. (2011). Implications of Land Disturbance on Drinking Water Treatability in a Changing Climate: Demonstrating the Need for "Source Water Supply and Protection" Strategies. *Water Research*, *45*, 461-472. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.051>
- EPA (2011). *Water Treatment Manual on Disinfection*.
- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2012). A Suitable Model of Combined Effects of Temperature and Initial Condition on Chlorine Bulk Decay in Water Distribution Systems. *Water Research*, *46*, 3293-3303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.017>
- Goné, D. L. (2010). *Matières organiques naturelles dans les eaux de surface du bassin versant de l'Agnéby: Caractérisation et élimination par coagulation-floculation au cours de la production d'eau potable* (257 p.). Thèse d'État en Sciences et Gestion de l'Environnement, Abidjan: Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire).
- Goné, D. L., Kamagaté, B., Ligban, R., Seidel, J.-L., Batiot, C., & Biémi, J. (2008). Coagulation-Flocculation of a Tropical Surface Water with Alum for Dissolved Organic Matter (DOM) Removal: Influence of Alum Dose and pH Adjustment. *Journal of International Environmental Application and Science*, *3*, 247-257.
- Goné, D. L. (2001). *Contribution des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines à l'étude fonctionnement des systèmes hydrauliques en milieu fissuré de la région semi-montagneuse de Man (Ouest de la Côte d'Ivoire)* (214 p.). Thèse de doctorat 3<sup>e</sup> cycle en sciences et gestion de l'environnement, Abidjan: Université d'Abobo-Adjamé.
- Hunter, P. R. (2003). Climate Change and Waterborne and Vector-Borne Disease. *Journal of Applied Microbiology*, *94*, 37S-46S. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.94.s1.5.x>
- Jin, G., Englande, A. J., Bradford, H., & Jeng, H. (2004). Comparison of *E. coli*, Enterococci, and Fecal Coliform as Indicators for Brackish Water Quality Assessment. *Water Environment Research*, *76*, 245-255. <https://doi.org/10.2175/106143004X141807>
- JORF (Journal Officiel de la République Française) (2017). *Limites et références de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R.1321-38 à R.1321-41 Ministère de la Santé et des Solidarités. Arrêté du 04/08/2017 modifiant plusieurs arrêtés relatifs aux eaux et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation*.
- Kim, H., Jo, B. Y., & Kim, H. S. (2017). Effect of Different Concentrations and Ratios of Ammonium, Nitrate, and Phosphate on Growth of the Blue-Green Alga (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* Isolated from the Nakdong River, Korea. *Algae*, *32*, 275-284. <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.10.23>
- Kouamé, K. F. (2011). *Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique* (250 p.). Thèse de Doctorat d'État, Abidjan: Université de Cocody Abidjan, Côte d'Ivoire.
- Kouassi, A. M., Yao, K. A., Ake, A. Y., & Biémi, J. (2011). Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *5*, 2155-2169. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i5.35>

- Mosley, L. M. (2015). Drought Impacts on the Water Quality of Freshwater Systems; Review and Integration. *Earth-Science Reviews*, 140, 203-214. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Moumouni, D. M. H. (2005). *Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines* (135 p.). Thèse de doctorat, Bamako: université de Bamako.
- Ritson, J. P., Graham, N. J. D., Templeton, M. R., Clark, J. M., Gough, R., & Freeman, C. (2014). The Impact of Climate Changes the Treatability of Dissolved Organic Matter (DOM) in Upland Water Supplies: A UK Perspective. *Science of the Total Environment*, 473, 714-730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.095>
- Rodier, J. (2009). *L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaudemer* (9th ed., 1579 p.). Paris: Dunod.
- Shamimuzzaman, M., Nayeem, R. H., Ara, N., Rahman, M. M., Jahid, M. I. K., & Hasan, M. N. (2019). Physico-Chemical and Microbiological Quality Assessment of Supply Water around Dhaka City, Bangladesh. *Journal of Water Resource and Protection*, 11, 280-295. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2019.113016>
- Taiwo, A. M., & Awomeso, J. A. (2017). Assessment of Trace Metal Concentration and Health Risk of Artisanal Gold Mining Activities in Ijeshaland, Osun State Nigeria—Part 1. *Journal of Geochemical Exploration*, 177, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.01.009>
- Traoré, A. (2016). *Impacts des changements climatiques et du changement de l'occupation et de l'utilisation du sol sur les ressources en eau de l'environnement lagunaire d'Aghien et de potou (sud-est de la côte d'ivoire)* (249 p.). Thèse unique doctorat en Sciences de la Terre et des Ressources Minières de l'Université Félix Houphouët-Boigny de Cocody.
- Traore, A., Soro, G., Kouadio, K. E., Bamba, S. B., Oga, S. M., Soro, N., & Biemi, J. (2012). Evaluation des paramètres physiques, chimiques et bactériologiques des eaux d'une lagune tropicale en période d'étiage: La lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6, 7048-7058. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i6.40>
- WHO (2011). *Guidelines to Drinking-Water Quality* (4th ed., 564 p.).
- Yapo, O. B. (2002). *Contribution à l'évaluation de l'état de trophie du barrage de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire): Etude Analytique et statistique des paramètres physico-chimiques et biologiques* (210 p.). Thèse de Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle, Abidjan: Université d'Abobo-Adjamé.
- Yéo, K. M. (2015). *Dynamique spatiale et temporelle des caractéristiques chimiques des eaux et des sédiments, et statut trophique du système lagunaire périurbain Adjïn-Potou (Côte d'Ivoire)* (190 p.). Thèse unique, Abidjan: En Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université Nangui Abrogoua.
- Zakowski, K., Szocinski, M., & Darowicki, K. (2014). Influence of Water Salinity on Corrosion Risk—The Case of the Southern Baltic Sea Coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 4871-4879. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3744-3>
- Wu, Z., Wang, X. L., Chen, Y. W., Cai, Y. J., & Deng, J. C. (2018). Assessing River Water Quality Using Water Quality Index in Lake Taihu Basin, China. *Science of the Total Environment*, 612, 914-922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.293>

# Physicochemical and Bacteriological Parameters of Surface Water Quality in part of West Côte d'Ivoire: Potential Resources for Drinking Water Production (Guessabo Lake)

Kouamé Kouakou Benoit<sup>1</sup>, Konan Kouakou Séraphin<sup>1</sup>, Attoungbre Kouakou Severin<sup>2</sup>, Konan Koffi Félix<sup>2</sup>, Boussou Koffi Charles<sup>2</sup>, Kouamé Kouamé Martin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratory of Geosciences and Environment, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

<sup>2</sup>Laboratory of Ecology, Biodiversity and Evolution, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

Received: April 11, 2019

Accepted: June 16, 2019

## ABSTRACT

The main objective of this study was to know the hydrochemical functioning and the state of pollution of the waters of Guessabo Lake. To achieve this objective, twelve monthly sampling campaigns were conducted from November 2017 to October 2018 in seven (7) stations spread over the Lake. Parameters such as temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, redox potential, transparency and turbidity were measured *in situ*. Orthophosphate, nitrate, nitrite, ammonium, total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand (COD) and five-day biochemical oxygen demand (BOD) were measured according to conventional chemistry methods. Microbiological quality was assessed by counting and / or identifying fecal indicator bacteria such as total coliforms, *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterococcus* and salmonella. The data were organized according to the four hydroclimatic seasons of the watercourse. The post-drought period recorded high values of nutrient salts ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ ), total nitrogen, total phosphorus, COD, BOD and turbidity. The results of this study also show that the waters are threatened by biodegradable organic matter ( $\text{COD} / \text{BOD} < 3$ ). The principal component analysis of physicochemical and chemical data shows three class of water according to the seasons. The periods of low water and recession recorded concentrations that are within the limit of acceptability. The flood period is moderately polluted and the post-drought period is insufficiently polluted. The waters of the Lake have poor bacteriological quality. They contain permanently *Salmonella*, high average levels of total coliforms (22292 CFU / 100mL), *Escherichia coli* (316 CFU / 100 mL) and intestinal enterococci (441 CFU / 100mL).

**KEYWORDS:** hydrochemistry, microbiological quality, hydroclimatic seasons, water resources

## INTRODUCTION

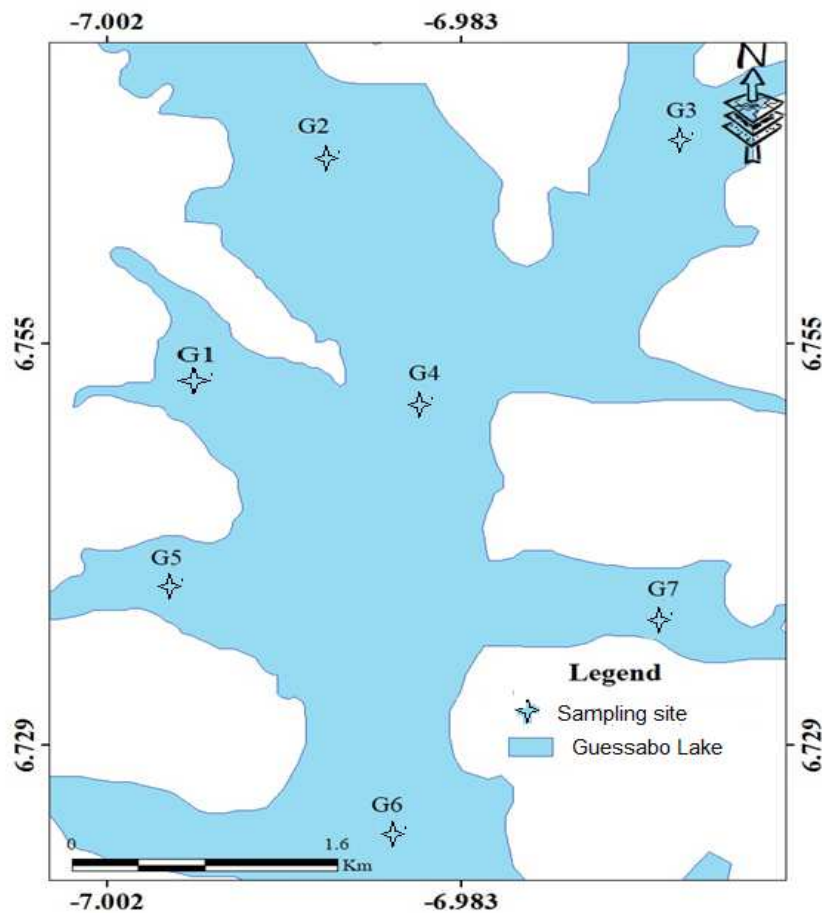
Water is an essential and indispensable natural resource for the survival and development of humankind, but it is important to recognize both the positive and the negative aspects of water [1]. The quality of surface water in an area is largely determined by both natural processes (soil alteration and erosion) and anthropogenic inputs (municipal and industrial wastewater discharge). Anthropogenic discharges are a constant pollutant, while surface runoff is a seasonal phenomenon, largely affected by the climate in the basin [2, 3, 4]. Human activities are determinant of surface and groundwater quality through air pollution, effluent discharges, use of agricultural chemicals, soil erosion and land use. Underdeveloped countries suffer the impact of pollution due to the disorderly economic growth associated with the exploitation of natural resources. The risk that microbial contaminants caused to human health increases with population growth and poverty [5]. In Côte d'Ivoire, the demand for drinking water by the Ivorian population is constantly increasing beyond the available supply [6]. Another emerging issue, more specific to the city of Duékoué is to ensure its drinking water supply in a context of peri-urban rampant. The operating capacity of the surface water resource has become insufficient. The deficit in drinking water resources in the Duékoué area remains the main concern of the decision-maker. Guessabo Lake is one of the most interesting alternatives. However, its proximity to many settlements, villages, sub-prefectures, plantations and livestock farms could lead to the degradation of its waters. Another problem is the exploitation of the banks for agricultural purposes. In fact, the banks of the river are used by farmers during the retreat period [7]. In addition, it is used for fishing and recreational activities, drinking, swimming and for household activities including dishes, cooking and laundry. Domestic discharges (wastewater, garbage, feces, etc.) from residents are dumped directly into the waters of the lake. Livestock excretion and untreated human feces contribute to waterborne pathogens in rural watersheds [8]. No data describing the potential for microbial pollution in the waters of Guessabo Lake are available. The assessment of the quality of surface water is based on the measurement of physicochemical and chemical parameters as well as on the presence or absence of aquatic organisms and micro-organisms, indicators of a more or less good water quality [9]. This information can provide valuable insight for monitoring project design and further reduce the risk of pollution and human exposure. The present work proposes to evaluate the typology of

the waters of Lake Guessabo through a physicochemical and bacteriological characterization with the intention of underlining its usefulness as a drinking water resource.

## 2. MATERIAL AND METHODS

### 2.1 Study area

The study area is in the western part of Côte d'Ivoire. Guessabo Lake is located between  $-7.01$  and  $6.729$  latitude North and between  $-7.01$  and  $-6.964$  west longitude (Figure1). It is upstream of the Buyo dam built on the Sassandra River. It covers an area of  $17\text{Km}^2$ . Its depths oscillate between  $0.5\text{m}$  and  $20\text{m}$ . The western region enjoys a humid tropical climate with a single rainy season and high annual rainfall. Annual rainfall rates are around  $2000\text{ mm}$  in the study area [10]. There is a dry season lasting 4 months, from November to February and a rainy season from March to October. But there are four seasons hydroclimatic including the December to January period of récession, a low-water period from February to April, a post-drought period from May to July and a great flood period from August to November [11]. The vegetation is dense moist forest marked by grassland areas [12]. This forest is severely degraded because of human activities. This forest area is largely dedicated to high value-added crops such as cocoa, rubber and coffee. This class of environment, however, is rather "holed" because of human activities and comes in three forms: semi-deciduous forest, dense evergreen forest and mountain forest which is a particularly humid environment. At the hydrographic level, most of the region remains furrowed by the tributaries of Sassandra. The 600-kilometer Sassandra Basin has its source in the Bayla region of Guinea. It receives two major tributaries that are Bafing and N'zo. Its catchment area is  $75.000\text{ Km}^2$  [13]. It is therefore a permanent watercourse. The main economic activities of this population revolve around agriculture and fishing. The soils are of ferritic type with medium fertility and constitute a wide area for the development of agriculture, which justifies the displacement of the cocoa loop in this zone. There are also soils developed on basic rocks potentially rich in mineral salts and hydromorphic soils located in the lowlands [12].



**Figure 1: Location of sampling site**

## 2.2 Sampling and analytical techniques.

For this study, seven sampling and monitoring stations were carefully selected, each located on Guessabo Lake. The choice of sampling stations was made based on the hydrographic network and the potential sources of pollution. The sampling frequency is monthly for one year, from November 2017 to October 2018, in order to obtain a fairly representative image of water quality and its seasonal and annual evolution. The samples were taken using a sampler integrated from the surface to a depth of 1m below and collected in plastic bottles and amber glasses to avoid photo-degradation of the parameter BOD5 sensitive to solar rays. Regarding the sampling of samples for microbiological analysis, they were made according to the four hydrological seasons of the study area. Samples were taken in sterile vials taking care not to contaminate or modify the samples. All samples are stored in a cooler at  $\pm 4^{\circ}\text{C}$  and transported to the laboratory. A total of 21 parameters were analyzed for the control and assessment of water quality in this study. Temperature, pH, dissolved oxygen (DO), conductivity, redox potential and Total dissolved solids were measured in situ using a multi parameter HANNA HI 9828PH / ORP / CE / DO. Transparency was also determined in situ with the Secchi disk. A portable turbidimeter was used to determine the turbidity of the water. Nitrate, nitrite, ammonium, ortho-phosphate and total phosphorus were estimated according to the standard standards (AFNOR standard ISO 7890-3, ISO 6777.T 90015, T900-23 respectively) after filtration of the samples on Whatman filter paper of 0.45  $\mu\text{m}$  porosity. The spectrophotometer (SHIMADZU UV / visible - 1700 pharma) was used for these analyzes. The  $\text{SO}_4^{2-}$  is obtained by the nephelometry method. Kjeldahl nitrogen is determined by the Kjeldahl method after selenium mineralization prescribed by the AFNOR T 90-110 standard. The COD analysis protocol is based on the hot potassium dichromate mineralization and the determination of the excess dichromate by a solution of iron and ammonium sulfate II in the presence of ferroin used as an indicator (AFNOR NF T 90-101). The measurement of BOD5 was made using the WARBURG respirometer principle method, in which biomass respiration is directly measured by Oxytop. The microbiological parameters were determined by seeding the microbes in culture media specific to each type of bacteria. Thus, the following media were used for microbial search and enumeration: Hecktoen agar is the selective isolation medium used for salmonella. On Hektoen agar, Salmonella gives green colonies with black centers, which become completely black at the end of incubation. BEA agar (Bile Esculin Azide) for Enterococcus. For enumeration of total coliforms and Escherichia coli, Rapid'E agar is used during this analysis. This culture medium is a chromogenic medium that differentiates E. coli from other coliforms. On this medium, E. coli appear pink to purple while other coliforms are blue. Then, after incubation, pink and purple colonies only are counted for E. coli and all blue, pink and purple colonies are counted for total coliforms.

## 2.3 Statistical analysis

The Principal Component Analysis (PCA) allowed to establish a correlation between the physicochemical parameters, and a correlation between the physicochemical parameters and the seasons, in order to better visualize and facilitate the interpretation of the results. evaluate the physicochemical quality of the waters of Guessabo Lake. The physicochemical properties data of the water were subjected to ANOVA. The set of univariate and multivariate analyzes was performed with STATISTICA .13 and PAST 3.14 software.

## 3. RESULTS

Table 1 shows the seasonal values of the physicochemical parameters of water. Table 2 compares the average physicochemical water quality parameters for the seven Lake sampling stations for the 12-month study period to reveal spatial variation.

### 3.1 Physico-chemical parameters

The temperature varies between 24.27 and 31.20  $^{\circ}\text{C}$  obtained respectively in November and August. The seasonal mean temperature varied between  $25.86 \pm 0.97$  and  $28.96 \pm 0.86^{\circ}\text{C}$  obtained during the post-water and recession periods, respectively. No significant variation is observed between seasons. Station 4 below the bridge recorded the highest temperature during the warm period. The transparency of the water column varied between 0.1 and 1.9 during the study period. The seasonal average fluctuated between  $0.22 \pm 0.05$  and  $0.82 \pm 0.36$  m obtained respectively during the post-drought and recession periods. Transparency is significantly low in the post-drought period compared to the recession and flood period ( $p < 0.05$ ). The pH showed that the waters of Guessabo Lake was acidic and varied between 5.53 and 7.60 during the study period. The flood period had the lowest values of the study period with an average value of  $6.34 \pm 0.05$ . The temporal evolution of the conductivity of the waters analyzed was similar to that of total dissolved solids for all stations. The recorded values oscillated between 25 and  $97\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  during the study period. The minimum values were recorded during floods with an average value of  $31.71\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . The conductivity of Guéssabo Lake waters increased during the low water and recession periods. Conductivity of the post-draught and flood period are significantly low compared to those of recession and low water ( $P < 0.05$ ). Nevertheless, they remain in line with the French guideline values for fresh water intended for the production of drinking water. Dissolved oxygen levels range from 3.8  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and 7.8  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The mean

seasonal oxygen content was between  $5.55 \pm 0.80$  and  $5.93 \pm 1.22$  mg. L<sup>-1</sup> obtained respectively during the post-draught and low-water periods. The turbidity varied between 12.00 and 108 NTU. Seasonal average concentration varied between  $23.71 \pm 7.11$  and  $69.62 \pm 7.49$  NTU obtained respectively during the periods of recession and post-drought. The nitrate concentrations recorded in this study are low and ranged from 0.01 to 15 mg. L<sup>-1</sup>. The seasonal mean concentration varied between  $1.30 \pm 1.20$  and  $5.82 \pm 2.28$  mg. L<sup>-1</sup> obtained during periods of low water and post-drought respectively. For all stations, the highest levels were recorded during the post-drought period. The high average values of NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, total nitrogen and total phosphorus were also obtained during the post-drought period and were respectively  $40.00 \pm 10.0$  µg. L<sup>-1</sup>;  $0.96 \pm 0.33$  mg. L<sup>-1</sup>,  $25.06 \pm 10.7$  mg. L<sup>-1</sup>;  $19.71 \pm 10.1$  mg. L<sup>-1</sup> and  $9.8 \pm 6.86$  mg. L<sup>-1</sup>. For ammonium, all stations have high levels during periods of low water and recession (dry season). The seasonal mean concentration varied between  $0.15 \pm 0.09$  and  $0.34 \pm 0.15$  mg.L<sup>-1</sup>, obtained during periods of flooding and receding, respectively. The COD measured during the sampling period ranged from 8.9 to 131 mg. L<sup>-1</sup>. As for BOD5, it oscillated between 5 and 64 mg. L<sup>-1</sup>. The high values are obtained at stations 5 and 7. The low values are obtained during the recession period corresponding to the dry season and the high values are observed during the post-drought period corresponding to the rainy season. The post-drought period has significantly higher values (P < 0.05) than other seasons. In order to establish a relationship between the different physico-chemical and chemical pollution parameters, a principal component analysis was performed.

### 3.2 Typology of a water resource

Figure 2a and 2b respectively show the correlation circle of the variables and the factorial map of the hydroclimatic seasons in the study area in the factorial plane F1-F2. The components (F1-F2) explain 57.38% of the variation of the data set. Factor 1 expresses 40.55% of the total variance, compared with 16.83% for the second factor (figure 2a). The correlation circle shows that the variables nitrite, nitrate, orthophosphate, sulfate, total phosphorus, total nitrogen and turbidity are negatively correlated with factor 1 while conductivity, redox potential, transparency, temperature and dissolved oxygen are positively correlated to this axis. This factor expresses mineralization by superficial contributions of anthropic origin. The superficial inputs are at the origin of the anthropic degradation of the water quality. The second factor is significantly correlated with the COD, BOD5, pH variables, the ammonium in its negative part. Factor 2 expresses organic pollution of water. The seasonal factor map shows that the post-drought period is characterized by high values of sulphate ions, phosphorus and nitrogen compounds (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Kjeldahl nitrogen). The low water period is characterized by high values of pH, ammonium, conductivity and total dissolved solids. The factorial map of the seasons shows three types of water according to the seasons.

### 3.3 Bacterial contamination

Microbiological analyzes showed the presence of total coliform bacteria, faecal coliforms (*E. coli*), intestinal enterococci and salmonella in the waters of Guessabo Lake (table 3). Spatiotemporal changes in total coliforms, *E. coli* and Enterococci in the year 2018 for each study site were as depicted in figure 3. The desired parameters were present in 100% of the samples (28/28). Total coliform counts ranged from 3700 to 75000 CFU / 100 mL, with an average of 22292 CFU / 100 mL. *E. Coli* counts ranged from 10 to 1500 CFU / 100 mL, with an average of 317 CFU / 100 mL. Enterococci counts ranged from 40 to 1890 CFU / 100 mL, with an average of 441 CFU / mL. Total coliforms and *E. coli* had a similar evolution. The concentration of *E. coli* and total coliform water increased during the rainy season (post-draught and flood). The low concentration of coliforms was obtained during low water periods. Station 4 located under the bridge had a peak of *E. coli* during floods. The evolution of total coliform, *E. coli* and Enterococci at our study site showed a decreasing gradient from upstream to downstream. A first sector represented by the stations 1, 2, 3 and 4 is characterized by high values of total coliforms which oscillated between 16875 and 54750 CFU / 100mL, of *E. Coli* ranging from 187 to 672 CFU / 100mL and enterococci that fluctuated 435 and 860 UCF / 100mL. The second sector represented by stations 5, 6 and 7 is characterized by relatively lower values. Samples majority analyses were in class D.

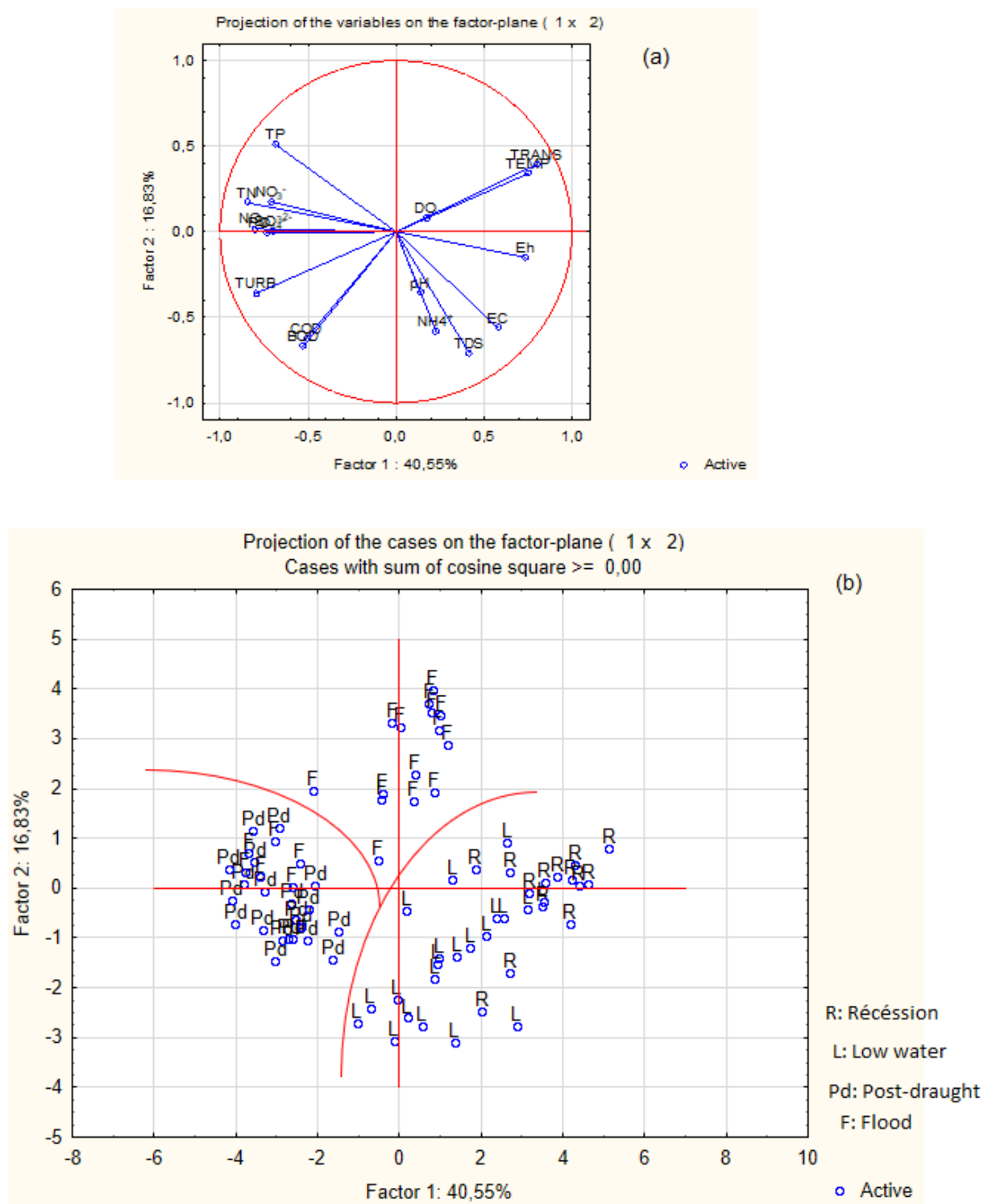
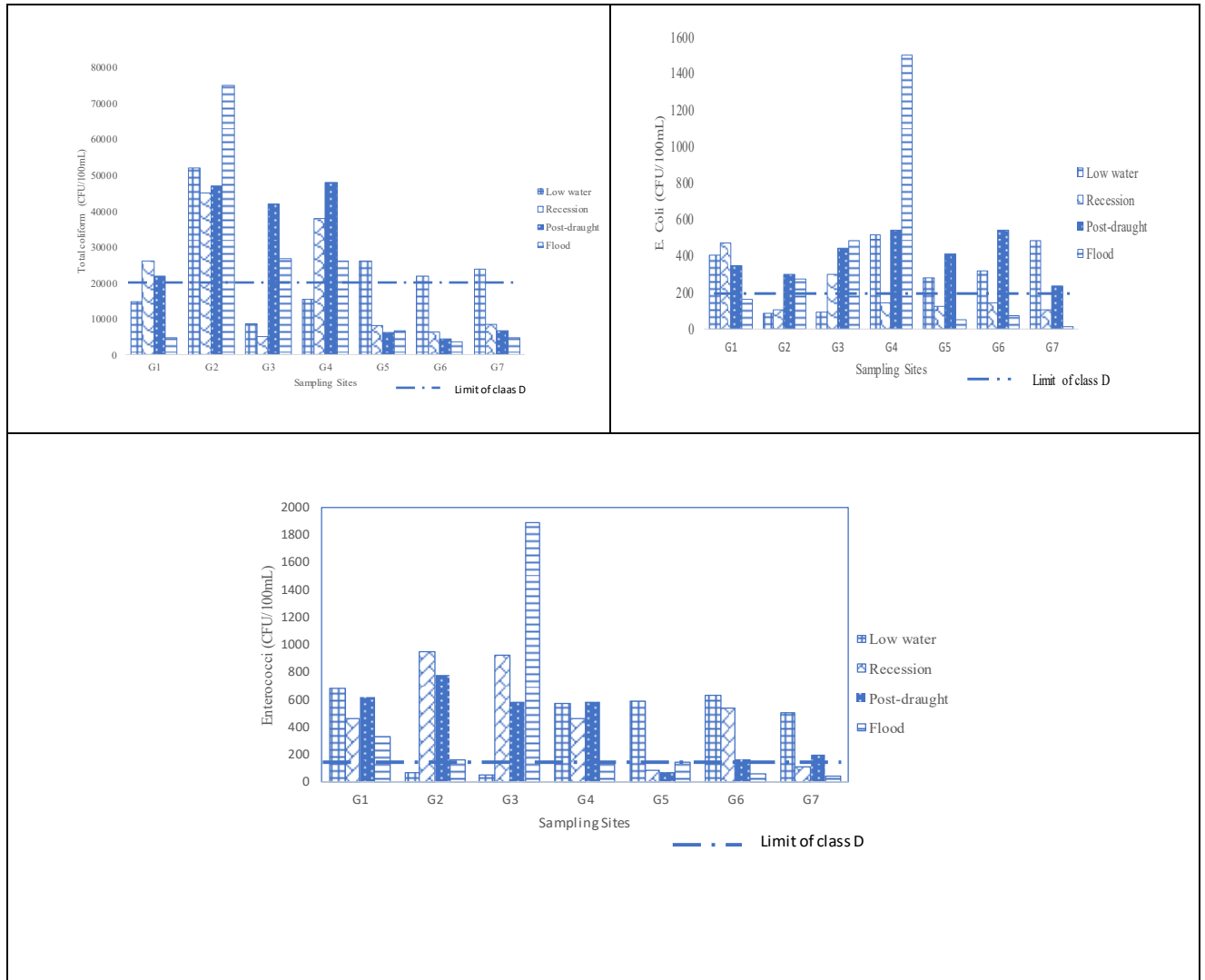


Figure 2: Correlation of the variables (a) and factorial design of the physicochemical parameters according to the seasons (b) TP: Total Phosphorus, TN: Total Nitrogen, TURB: Turbidity, TEMP: Temperature, Trans: Transparency



**Citation:** Kouamé Kouakou Benoit, Konan Kouakou séraphin, Attoungbre Kouakou severin, Konan Koffi Félix, Boussou Koffi Charles, Kouamé Kouamé Martin; 2019, Physicochemical and Bacteriological Parameters of Surface Water Quality in part of West Côte d'Ivoire: Potential Resources for Drinking Water Production (Guessabo Lake); Journal of Applied Environmental and Biological Sciences, 9(8)17-29, 2019.



**Figure 3: Graphical representation of distribution of bacteriological pollutants in the surface waters of Guessabo Lake.**

**Table 2: Seasonal variation of means of physicochemical parameters**

Parameters	Récession		Low water		Post-drought		Flood		JORF (2017)
	Min-Max	Mean±S. D	Min-Max	Mean±S. D	Min-Max	Mean±S. D	Min-Max	Mean±S. D	
TEMP	28.20-29.90	28.96±0.41	25.04-27.71	26.63±0.76	24.41-27.48	25.86±0.97	24.27-1.20	27.85±1.89	≤25°C
pH	5.94-7.60	6.83±0.29	5.54-7.27	6.49±0.34	6.15-7.36	6.62±0.08	5.53-6.55	6.34±0.05	5.5-9
TRANS	0.20-1.80	0.82±0.36	0.20-0.90	0.52±0.19	0.10-0.30	0.22±0.05	0.15-1.90	0.77±0.41	-
TURB (NTU)	12.00-36.00	23.71±7.11	21.00-108.0	44.14±21.76	52.00-82.00	69.62±7.49	13.00-78.00	35.86±19.14	≤ 5
EC (µS.cm-1)	69.00-84.00	75.16±5.25	55.80-97.00	78.99±9.02	50.00-79.00	62.62±6.97	25.00-43.00	31.71±3.52	≤1100
DO (mg.L-1)	4.55-6.58	5.66±0.62	3.80-7.80	5.93±1.22	4.40-6.70	5.55±0.80	4.19-6.79	5.78±0.52	>5
TDS (mg.L-1)	32.00-42.00	37.0 ± 3.11	28.00-50.00	39.57±4.52	25.00-43.00	31.71±3.52	23.00-43.00	32.89±6.19	≤300
OPR (mV)	50.10-60.7	55,78±3,37	20.20-47.50	55.78±7.32	4.00-33.70	18.00±10.6	5.80-30.10	20.25±737	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L-1)	0.01-2.50	1.46±0.82	0.08-6.40	1.30 ± 1.20	1.90-15.00	5.82±2.28	0.50-11.10	4.01±3.11	≤50
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µ.L-1)	2.00-20.00	8.00±4.00	2.00-70.00	20.00±10.00	20.00-60.00	40.00±10.0	10.00-90.0	30.00±20.00	≤ 0.1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L-1)	0.21-0.81	0.34±0.15	0.08-0.87	0.27±0.16	0.03-0.28	0.17±0.05	0.02-0.46	0.15±0.09	≤ 1.5
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L-1)	0.03-0.70	0.35±0.21	0.11-1.04	0.37±0.27	0.54-1.620	0.96±0.33	0.12-1.86	0.62±0.50	≤ 0,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L-1)	1.14-15.29	5.49±4.13	0.20-48.95	12.20±11.13	5.54-40.77	25.06±10.7	0.10-38.62	12.52±11.52	≤ 250
NTK (mg.L-1)	1.00-4.00	3.78±0.89	1.00-11.00	4.81±3.40	10.00-51.00	19.71±10.1	2.00-29.00	16.78±7.75	≤ 2
TP (mg.L-1)	0.02-0.48	0.28±0.14	0.25-2.00	0.87±0.45	1.30-21.90	9.8±6.86	3.68-2.50	14.88±8.26	≤ 0.7
COD (mg.L-1)	8.90-50.00	22.62±12.15	15.40-93.0	44.87±24.28	23.20-131.0	77.52±28.58	9.10-54.00	25.25±13.88	≤ 30
BOD5 (mg.L-1)	5.00-22.50	10.09±5.53	6.20-42.00	20.17±10.95	9.20-64.70	36.34±13.55	4.10-3.24	12.30±7.46	≤ 3

**Table 3: Statistical values of microbiological parameters**

		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Total coliforms	Mean	16875	54750	20625	31875	11775	9175	10975
	min	4700	45000	5200	15500	6200	3700	4800
	max	26000	75000	42000	48000	26000	22000	24000
	GM	141.1	53591.2	14964.6	29280.7	9700.9	6985.3	8973.3
E. Coli	Mean	342.5	187.5	327.5	672.5	215	267,5	205
	min	160	80	90	140	50	70	10
	max	470	300	480	1500	410	540	480
	GM	318	159.5	274.7	490.4	162	202.8	102.5
Enterococci	Mean	522.5	490	860	435	220	347.5	212.5
	mim	330	70	50	130	70	60	40
	max	680	950	1890	580	590	630	500
	GM	502.9	301.9	473.8	374.9	146.6	239	144.8
Salmonella	Présence/Total	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4

GM: geometric mean

**Table 1: Spatiotemporal variation of physicochemical parameters:**

Parameters	Seasons	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Temperature	Récession	28.87±0.27	28.71±0.51	28.75±0.25	29.43±0.46	29.10 ±0.00	28.79±0.29	29.04±0.04
	low-water	26.46±0.63	27.01±0.54	26.39±0.70	26.59±02.37	26.55±0.66	26.71±0.24	26.74±0.13
	Post-drought	25.87±0.73	25.83±0.86	25.85±0.89	26.12±0.54	25.94±0.25	25.88±0.64	25.51±0.46
	Flood	27.19±1.05	27.43±1.39	28.24±1.06	28.09±1.04	27.91±0.95	28.37±1.16	27.77±0.90
pH	Récession	6.53±0.59	6.63±0.48	6.67±0.31	7.02±0.54	6.83 ±0.54	7.09±0.51	7.03±0.36
	low-water	6.12±0.29	6.33±0.19	6.50±0.16	6.56±0.08	6.86±0.21	6.60±0.08	6.50±0.34
	Post-drought	6.54±0.21	6.38 ± 0.10	6.61±0.26	6.71±0.28	6.68±0.33	6.67±0.25	6.73±0.39
	Flood	6.05±0.21	6.19±0.11	6.20 ±0.06	6.26±0.03	6.30±0.08	6.33±0.02	6.21±0.09
Transparency (m)	Récession	0.62±0.07	1.40 ±0.40	0.87±0.03	0.89±0.09	0.77±0.13	0.87±0.04	0.30 ±0.10
	low-water	0.68±0.11	0.67±0.12	0.40 ±0.05	0.54±0.07	0.57±0.07	0.51±0.16	0.29±0.05
	Post-drought	0.22±0.04	0.17±0.0 4	0.22±0.02	0.18±0.02	0.22±0.04	0.23±0.03	0.27±0.02
	Flood	0.76±0.19	0.74±0.20	0.82±0.21	0.86±0.25	0.70±0.16	0.77±0.19	0.61±0.16
Turbidity (NTU)	Récession	29.00±4.00	16.00±2.00	22.50 ±1.50	14.50 ±2.50	26.50 ±2.50	23.50 ± 1.50	34.00 ± 2.00
	low-water	39.00 ±11.67	40.33±13.38	48.33±11.46	48.00±12.09	32.33±8.09	48.66±10.86	35.67±1.45
	Post-drought	68.00 ± 8.32	74.00 ± 3.51	69.00 ± 3.00	72.33±2.84	69.67±2.90	71.00 ± 4.60	63.33±4.80
	Flood	36.50 ±12.00	38.00 ± 12.64	35.25±11.98	34.50 ± 14.88	35.75±7.82	32.75±7.08	38.25±6.07
Conductivity ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Récession	69.35±0.35	76.00±4.00	74.85±3.85	78.00 ± 6.00	75.80 ± 4.80	75.50 ± 3.50	76.65±5.65
	low-water	75.65±3.75	82.67±4.70	82.00±4.04	80.00 ± 3,05	66.67 ± 5.43	86.67±5.17	84.33±6.43
	Post-drought	59.67±6.12	61.00±2.00	67.00±6.03	59.67±3.84	62.67±4.80	61.67±3.48	66.67±2.40
	Flood	64.40±5.10	68.4±5.01	68.92±5.64	69.4±4.78	70.00±5.98	69.30±4.96	68.77±5.58
Dissolved Oxygen (DO)	Récession	6.20 ±0.30	5.75±0.83	6.23±0.29	5.69±0.19	5.74±0.23	5.22±0.29	4.76±0.21
	low-water	6.47±0.67	6.73±0.92	5.60 ± 0.90	6.30±0.62	5.60 ± 1.04	5.87±0.20	4.97±0.52
	Post-drought	5.56±0.59	5.7±0.40	5.60±0.56	5.64±0.38	5.51±0.56	5.59±0.52	5.20 ± 0.72
	Flood	6.14±0.28	5.82±0.25	6.07±0.21	5.70±0.2	5.78±0.19	5.73±0.14	5.23±0.37
Saturation DO (%)	Récession	78.44±2.44	72.75±7.24	78.82±2.53	71.99±1.65	72.63±2.00	66.05±2.53	60.23±1.18
	low-water	81.86±5.84	85.15±8.02	70.85±7.85	77.71±5.40	70.85±9.07	74.27±1.74	62.88±4.53
	Post-drought	70.34±5.14	71.12±3.48	70.85±9.07	71.36±3.31	69.71±9.07	70.73±4.53	65.79±6.28
	Flood	77.68±2.44	73.78±2.18	76.80±1.83	71.12±1.74	73.13±1.66	72.50±1.22	66.17±3.23
TDS ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Récession	33.00 ±1.00	38.00±2.00	36.00 ± 2.00	39.00±2.00	36.00±3.00	38.00 ±2.00	39.00 ± 3.00
	low-water	37.67±1.85	41.33±2.03	40.33±1.76	40.00±2.00	33.67±2.84	41.00 ±2.08	43.00 ± 3.60
	Post-drought	29.67±2.90	30.67±0.67	3.33±3.84	31.33±0.88	32.00±2.30	31.00 ± 1.53	34.00±1.53
	Flood	30.25±3.35	33.50 ±3.37	33.00±3.89	33.25±2.8	33.5±3.77	33.50±3.28	33.25±3.56
Eh (mV)	Récession	60.30±0.40	59.25±0.15	57.70±0.50	55.55±0.35	53.85±0.45	52.80 ± 0.70	51,00±0.90
	low-water	39.27±4.12	37.53±3.43	36.43±3.47	33.40 ±6.56	29.66±4.90	34.6±4.41	34.8±4.79
	Post-drought	16.93±6.91	20.33±7.79	18.03±7.09	18.2±7.44	17.53±6.25	17.5±7.96	17.5±7.35
	Flood	34.47±8.76	33.90 ± 8.90	33.52±7.9	30.62±8.46	31.95±7.32	30.25±7.85	30.00±7.76
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Récession	1.80±0.40	1.15±0.05	0.05±0.04	1.90±0.30	2.15±0.35	1.50±0.70	1.70±0.80
	low-water	0.845±0.32	2.31±2.04	2.08±1.75	0.53±0.34	1.29±1.00	0.90±0.79	1.33±1.18
	Post-drought	7.20±1.21	6.70±0.45	4.96±0.86	4.66±1.42	5.10±1.05	7.60±3.71	5.20±1.75
	Flood	5.675±2.076	5.075±1.392	3.250±1.358	4.175±2.359	3.65±1.474	2.875±1.476	3.400±1.265
	Récession	15.00±3.00	5,00 ± 2.00	5.00 ± 1.00	9.50 ± 4.00	9.00±3.00	5.00 ± 3.00	6.50±3.50

<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b> <b>(µg.L<sup>-1</sup>)</b>	low-water	42.00 ± 13.61	17.00 ± 11.24	21.00 ± 3.46	17.00 ± 4.36	30.66 ± 9.17	15.33 ± 5.69	21.00 ± 2.30
	Post-drought	46.33 ± 7.53	47.66±4.97	39.00 ± 8,32	40.33 ± 8,11	37.00 ± 4,93	42.66±1.33	34,24 ± 6,25
	Flood	35.50 ± 15.05	35.25 ± 13.07	28.25 ± 10.66	38.50 ± 18.90	36.75 ± 16.14	36.25 ± 16.51	33.25 ± 13.54
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Récession	0.27±0.06	0.27±0.06	0.35±0.02	0.31±0.01	0.24±0.01	0.36±0.04	0.61±0.20
	low-water	0.45±0.20	0.25±0.03	0.36±0.03	0.23±0.07	0.29±0.05	0.16±0.03	0.18±0.05
	Post-drought	0.15±0.01	0.17±0.00	0.23±0.02	0.17±0.01	0.17±0.01	0.10±0.05	0.20±0.04
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Flood	0.15±0.01	0.13±0.05	0.14±0.03	0.14±0.04	0.13±0.03	0.19±0.09	0.10±0.02
	Récession	0.37±0.22	0.22±0.19	0,43±0.16	0.47±0.17	0.47±0.23	0.18±0.12	0.31±0.01
	low-water	0.33±0.14	0.43±0.27	0.38±0.23	0.50±0.27	0.32±0.11	0.29±0.08	0.33±0.10
<b>Total Phosphorus</b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Post-drought	1.11±0.20	1.06±0.27	0.73±0.11	1.08±0.27	1.00±0.15	0.95±0.23	0.79±0.13
	Flood	0.70±0.39	0.70±0.37	0.48±0.18	0.60±0.35	0.64±0.33	0.56±0.27	0.66±0.11
	Récession	0.18±0.08	0.27±0.20	0.29±0.03	0.29±0.11	0.21±0.19	0.37±0.05	0.31±0.10
<b>NTK</b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	low-water	0.68±0.22	0.86±0.10	0.79±0.16	1.23±0.39	0.71±0.18	0.79±0.10	1.01±0.51
	Post-drought	7.00±0.27	8.46±3.60	7.56±3.64	10.26±4.44	12.300±5.89	13.33±5.95	9.76±4.11
	Cruc	17.46±4.92	16.37±5.70	8.45±1.60	17.05±6.52	17.78±4.85	15.55±3.75	13.51±2.20
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Récession	2.50 ± 0.50	3.00 ± 1.00	1.50 ± 0.50	3.00 ± 0.00	3.50 ± 0.50	2.50 ± 0.50	3.50 ± 0.50
	Low water	4.00 ± 1.50	5.00 ± 2.10	4.00 ± 1.70	5.60 ± 2.00	6.60 ± 2.80	4.30 ± 3.30	4.00 ± 1.50
	Post-drought	15.33±2.90	18.30 ± 2.90	21.30 ± 4.10	16.30 ± 4.40	13.30 ± 2.40	30.30 ± 11.60	23.00 ± 690
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Flood	15.70 ± 3.90	15.20 ± 4.60	14.20 ± 3.80	21.50 ± 4.80	17.50 ± 3.60	18.00 ± 3.30	15.20 ± 490
	Récession	8.22±7.07	3.25±1.63	10.22±2.66	2.38±0.12	5.09±1.69	5.51±0.41	3.69±0.49
	Low water	10.82±3.68	23.69±12.79	11.52±4.09	11.26±4.64	7.853±0.93	11.57±10.07	7.77±3.40
	Post-drought	27.64±6.08	20.91±8.94	23.21±7.16	25.70±5.76	28.23±6.82	30.02±5.47	19.70±7.66
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> <b>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Flood	10.58±6.40	17.30±7.21	8.87±3.44	15.18±8.27	14.61±6.52	12.78±6.98	8.34±3.29

## 4. DISCUSSION

### 4.1 Physico-chemical parameters

The high value of the water temperature in the dry season (recession) is a characteristic of tropical waters. At the space level, station 4 recorded the highest temperature during the warm period. Although located under the bridge, these high values would be due to the mechanical mixing of water swells that hit the pillars of the bridge [14]. The low transparency of the water during the post-drought period could be explained by the presence of colloidal particles carried by the first rains [15, 16]. Principal Component Analysis (PCA) also showed that temperature is an important factor influencing transparency because it is significantly correlated. Indeed, the increase in temperature decreases the density of the water, which would lead to the sedimentation of suspended materials, hence the increase in transparency in the dry season (low water period). However, turbidity averages were well above the standard required for a surface area for drinking water production ( $<5\text{NTU}$ ) [17]. The low pH values obtained during the flood period are due to the arrival of the waters of the various tributaries charged with suspended matter. The presence of humic matter would increase the acidity of the lake at this time. Also, this state of affairs could explain the similar temporal evolution of the conductivity of the analyzed waters to that of the dissolved total solids for all the stations. The low conductivity of lake water ( $70.74 \pm 13.10 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) suggests a very low dissolution of minerals in the watershed [11]. The increase in the conductivity of the waters of Lake Guéssabo during the low-water and receding periods will be on the one hand to the intense evaporation which induces a strong mineralization of water in salts, which increased the conductivity of the waters of Guéssabo [18]. On the other hand, the strong mineralization of the water during the dry period could be explained by the interconnection that exists between the rivers and the groundwater. Indeed, according to [19] on the Bandama River Basin, surface water would drain groundwater (crack). In addition, [20] confirmed that the interaction between surface water and groundwater occurs from the water table to the river during a period of low water. Dissolved oxygen levels ranged from  $3.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  to  $7.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . These values showed that the lake water is moderately oxygenated. The low concentration of dissolved oxygen in floodwaters may be explained by the fact that Guéssabo Lake is fed exclusively by inland waters and is loaded with colloidal particles. Indeed, the high turbidity of the waters with an average ( $69.29 \pm 7.49\text{NTU}$ ) caused a low transparency ( $0.22 \pm 0.05\text{m}$ ) reducing the penetration of the light in the water preventing the photosynthesis to compensate the losses due to the respiration of organisms and the oxidation of detrital organic matter that they carry. There is a slight increase in the dissolved oxygen content during the low water period. This increase during this period is due to the photosynthesis phenomenon which intensifies during the dry season and outweighs the other phenomena, which causes an increase in the concentration of dissolved oxygen in the lake water [21]. Our results are in agreement with those of [11] Ossey and al (2007) obtained in the same waters. The redox potential of the waters remained positive during the study period indicating the oxidative character of the waters. Nitrate concentrations recorded in this study was low. The minimum values are observed during periods of low water and recession for the seven stations. The highest levels are recorded during the post-drought period. This temporal evolution of nitrate has also been observed in the work of [4]. Nitrate inputs may be related to leaching of agricultural soils upstream of the watershed. According to [18], if nitrate levels exceed  $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , there is likely to have been leaching of agricultural land or discharge of domestic wastewater. However, the nitrate, nitrite and sulphate values remain low compared to the respective guideline values required for freshwater intended for the production of drinking water [17]. As a result, the waters studied are not subject to a risk of pollution by these elements. On the other hand,  $\text{PO}_4^{3-}$ , total nitrogen Kédhjal and total phosphorus record values higher than the norms evoked. The high values of these parameters in Guéssabo Lake may be due to soil erosion and runoff, which are remarkably high during the months of heavy rainfall following the low water period during which shorelines are used by local residents. For various food crops. Heavy rains cause flooding, carrying nutrients, silt and household waste into water bodies [22]. For ammonium, all stations have high levels during recession and low water season (dry season). The increase in  $\text{NH}_4^+$  levels in this period is related to the bacterial decomposition of nitrogenous organic matter due to the slight increases in temperature recorded during these periods and the natural reduction of nitrates. For the seven stations, the lowest levels are recorded during floods. Ammonium is absorbed preferentially when the algae simultaneously have  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  [18, 23]; This explains the low levels measured during this period when macrophytes invaded the water column, without neglecting the part of nitrification due to a slight increase in dissolved oxygen after the post-drought period. Also, high concentrations of  $\text{NH}_4^+$  indicate possible bacterial pollution by animal waste [24]. The high COD and BOD5 values in the rainy season highlight the contribution of rain-leaching in the input of organic matter to water from the watershed. These high concentrations of organic matter induce a high oxygen consumption for their degradation, which leads to high oxygen demand values [25]. The decrease would be due to two reasons; on the one hand, the high concentration of organic matter causes a slowdown in the process of dissolution of atmospheric oxygen in water and, on the other hand, it consumes a large amount of dissolved oxygen for its decomposition into  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  and  $\text{SO}_4$ . [26]. Moreover, in waters rich in organic matter, aquatic organisms develop strongly and consume oxygen for their development [27]. The principal component analysis shows a

correlation between the parameters COD, BOD<sub>5</sub>, pH and ammonium. This relationship would indicate that the accumulation of organic matter reflects the pH reduction of lake water. This reduction can be related to the production of CO<sub>2</sub> and SO<sub>4</sub> gases in the process of decomposition of organic matter at the bottom of the lake. In fact, these gases can be transformed into acid forms (HCO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) in different forms of chemical reactions [28]. In terms of quality for fresh water intended for the production of drinking water, it appears that the values of BOD<sub>5</sub> are beyond the reference guide value of the French Republic [17], which means that the waters of Lake Guessabo are of poor quality in reference to this parameter. The magnitude of oxygen demand in Guessabo Lake during the study period is lower than that of [29] in the Ebrié lagoon and similar to that of [21] in the Aghien lagoon.

#### **4.2 Bacterial contamination**

Total coliforms and *E. coli* have a similar evolution, reflecting the fact that detection of one bacterium indicates a high probability of presence of the other. Increasing the concentration in water of *E. coli* and total coliforms in the rainy season (post-flood and low water) can be interpreted as resulting from an increase in contributions through leaching and overflowing cesspools at the rise of the water table. It can also result from the decrease of solar radiation and its bactericidal effect [30, 31]. This phenomenon is reinforced by the high turbidity of the lake water at this time, indicating that organic colloid and sediment mixtures were the most important transport vector for pathogens [8]. The low concentration of coliforms during the low water period results from a combination of environmental, physical, chemical and biological factors, including solar radiation, pH, metal toxicity, interspecific competition and predation pressure [32]. Station 4 located under the bridge has a peak of *E. coli* during floods, this increase is attributable to the droppings of birds that have made their nests under the bridge. According to [33], the average fecal coliform level in Guessabo Lake indicates generally poor water quality. Indeed, 57% (16/28) of the samples are in the bad class (figure 3) with reference to this parameter. Regarding enterococci, 60.7% (17/28) of the samples are in the bad class and 100% of salmonella in the water during the study period, testifies to the poor water quality. They are very persistent and their presence is a good indicator of the vulnerability of the lake. Also, the lake water resources are strongly influenced by human activities, with the presence of fecal coliform bacteria type *Escherichia coli* and enterococci which are the consequence of a recent anthropogenic pollution [34]. The permanent presence of salmonella during the study period is worrying as this kind of pathogen is able to multiply and allow, starting from a small quantity of microorganism at the beginning, to constitute a sufficiently large number to trigger an infection in the host. They are also capable of producing a quantity of toxic substances sufficient to cause disorders in the latter. This bacterial contamination may be due to blind human defecation and the poor system of waste disposal in the region. Live populations in the vicinity of the watercourse must be informed during awareness programs on the effects of polluted water on their health and that of their children.

### **CONCLUSION**

The main objective of this study was to know the hydrochemical functioning and the state of pollution of the waters of Guessabo lake. At the end of this work, it appears that this lake is subjected to a supply of nutrients essentially of exogenous origin linked to throughfall of the watershed, the peaks are reached during the period post-draught level (May to July) corresponding to the great rainy season. From a bacteriological point of view, the waters of Guessabo Lake have high concentrations of intestinal enterococci, *E. coli* and total coliforms indicating fecal pollution in humans and animals. The permanent presence of germs such as salmonella indicates increased pollution. Parameters such as BOD<sub>5</sub> and COD are also high and reflect the multiple constraints to which the water resource is subject. These waters need to be protected and managed in a rational way not only for the preservation of the water resource but also for the protection of the aquatic ecosystem and its biological potentialities. Therefore, the study concludes that there is a potential risk of contracting waterborne diseases and other ailments by those using the untreated water. As concerns here potential for the production of drinking water, authority should be used a good technology for treatment to the highly water polluted.

#### **Conflicts of Interest**

The authors declare they have no competing interest.

### **REFERENCES**

1. Marquet, B., 2011. L'eau : une source de conflits. Rapport de la Commission de l'environnement, de l'agriculture et des questions territoriales. Alliance des démocrates et des libéraux pour l'Europe, Monaco.
2. Singh, R. P., S. Roy, and F. Kogan, 2003. Vegetation and temperature condition indices from NOAA AVHRR data for drought monitoring over India., *Intl. J. Remote Sensing.*, 24(22) : 4393-4402.
3. Tra, Bi., 2013. Etude de l'impact des activités anthropiques et de la variabilité climatique sur la végétation et les usages des sols, par utilisation de la télédétection et des statistiques agricoles, sur le bassin versant du

- Bouregreg (Maroc), Thèse, de Doctorat d'Université en Géographie, Université Félix Houphouët Boigny d'Abidjan, 192p
4. Yéo, K.M., D. Goné, B. Kamagaté, G. Douagui and A. Dembélé, 2015. Seasonal and Spatial Variations in Water Physicochemical Quality of Coastal Potou Lagoon (Côte d'Ivoire, Western Africa), *J. Water Resource and Protection.*, (7) : 741-748. doi:http// 10.4236/jwarp.2015.79061
  5. Vermeulen, L.C., N. Hofstra, C. Kroeze and G. Medema, 2015. Advancing waterborne pathogen modelling: lessons from global nutrient export models., *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 109–120
  6. Tia, L., and G. Séka, 2010. « Acteurs privés et approvisionnement en eau potable des populations de la commune d'Abobo (Côte d'Ivoire) ». *Revue canadienne de géographie tropicale/Canadian journal of tropical geography [En ligne]*, 2 (2). 15-28. URL : <http://laurentienne.ca/rcgt>. 2018.
  7. Kra, K. S, 2016. Développement de la pêche en côte d'ivoire : le cas de la pêche continentale dans la sous-préfecture de Guessabo., *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement, EDUCI* 20 (1), 1-15.
  8. Fei, X., T. Jialing, D. Zhixin, S. Dong, L. Haowen, Z. Xifeng and M. Nicholas, 2018. Tempo-spatial controls of total coliform and *E. coli* contamination in a subtropical hilly agricultural catchment., *Agricultural Water Management* 200 : 10–18 <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.034>
  9. Traore, A., G. Soro, K. Kouadio, S. Bamba, S. Oga, N. Soro and J. Biemi, 2012. Evaluation des paramètres physiques, chimiques et bactériologiques des eaux d'une lagune tropicale en période d'étiage : la lagune Aghien (Côte d'Ivoire) *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6(6): 7048-7058. DOI <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i6.40>
  10. Kouamé, K.F, 2012. Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique. Thèse de Doctorat d'État, Université de Cocody Abidjan, Côte d'Ivoire, p.250.
  11. Ossey, Y., V. Mambo, T. Sanogo and P. Houenou, 2007. Caractéristiques Chimiques d'un Lac Eutrophe en Milieu Tropical : La Conductivité comme Indicateur de Trophie du Lac de Buyo (Côte d'Ivoire) *J. Soc. Ouest Afr. Chim.* 25 : 87 – 108.
  12. Kouassi, A.M., K. Yao, A. Ake Y and J. Biemi, 2011. Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire), *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(5) : 2155-2169.
  13. Pierre-Yves, B and R-C. Marine, 2015. Etat et perspectives d'aménagement du bassin du Sassandra en Côte d'Ivoire, Conférence Internationale sur l'hydrologie des grands bassins Africains, Hammamet, Tunisie, pp :26-30.
  14. Keumean, K. N., S. Bamba, G. Soro, B. Metongo, N. Soro and J. Biemi, 2013. Evolution spatio-temporelle de la qualité physico-chimique de l'eau de l'estuaire du fleuve Comoé (Sud-est de la Côte d'ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7: 1752-1766.
  15. Panigrahi, S., J. Wikner, R. Panigrahy, K. Satapathy, B. Acharya, 2009. Variability of nutrients and phytoplankton biomass in a shallow brackish water ecosystem (Chilika Lagoon, India). *Limnology*, 10: 73-85.
  16. Felaniaina, R., N. Jules Remy, H. Eddy, J. Alexis, A. Andrew, 2018: Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon): Multivariate Statistical Analysis approach, *Sci. Tot. Environment.*, 610 (611): 831 –844 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.080>
  17. JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE FRANÇAISE, 2017. Limites et références de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R.1321-38 à R.1321-41 Ministère de la Santé et des Solidarités. Arrêté du 04 /08/2017 modifiant plusieurs arrêtés relatifs aux eaux et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation.
  18. Ouhmidou, M., A. Chahlaoui, A. Kharroubi and M. Chahboune, 2015. Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia (Maroc), *J. Mater. Environ. Sci.*, 6 (6) : 1663-1671
  19. Kamagaté, B., D. Goné, D. Doumouya, I. Ouattara, M. Ouédraogo, A. Bamba and I. Savané, 2011. Relation nappe-rivière dans le bassin versant du Bandama en milieu de socle fissuré en Côte d'Ivoire : approche couplée hydrochimie – télédétection. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5 : 206- 216.

20. Grimaldi, C., 2004. Hydrochimie de petits bassins versants : Apports à la connaissance du fonctionnement géochimique du sol et de la qualité de l'eau des cours d'eau. Diplôme d'habilitation à diriger des recherches à l'Université de Rennes 1. UMR INRA- Agrocampus « Sol Agronomie Spatialisation » Rennes, 79p.
21. Konan, K.S., K. B. Kouamé, M.J. Ohou, K F. Konan and B. K Dongui, 2017. Variation saisonnière des paramètres abiotiques de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire) *Journal of Applied Biosciences* 120 : 12042-12052 <https://dx.doi.org/10.4314/jab.v120i1.7>
22. Sila, O. N., 2018. Physico-chemical and bacteriological quality of water sources in rural settings, a case study of Kenya, Africa, *Scientific African* 200: 10–18, doi: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2018.e00018>
23. Prochazkova, L., P. Blazka, M. Kvalova, 1970. Chemical changes involving nitrogen metabolism in water and particulate matter during primary production experiments. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 797-807.
24. WHO, 2011. Guidelines for Drinking-Water Quality, forth ed. World Health Organization, Geneva.
25. Kazi, T.G., M. B. Arain, M. K. Jamali, N. Jalbani, H.I. Afridi, R. A. Sarfraz, J.A. Baig and Q. S Abdul, 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study, *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, 72: 301–309.
26. Guiral, D and N. Etien, 1994. Les macrophytes. Dans *Environnement et ressources aquatiques de Côte-d'Ivoire. Tome II-Les milieux lagunaires*. J-R Durand, P. Duffour, D. Guiral et S. G. F. Zabi (Réd.). Editions de l'ORSTOM, Paris, pp. 137-154
27. Yéo, K. M., 2015. Dynamique spatiale et temporelle des caractéristiques chimiques des eaux et des sédiments, et statut trophique du système lagunaire périurbain Adjin-Potou (Côte d'Ivoire), Thèse unique, en Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université Nangui Abrogoua, 190p.
28. Xuan, W., J. J. Daniel, D. E. Sebastian, P. S. Melissa, Z. Lei, C. Qianjie, A. Becky, S. Tomás, J. Mathew E., H. L. Ben, D. H. Jessica, D. L-H. Felipe, A. T. Joel, L. H. Gregory and Hong. L, 2018. The role of chlorine in tropospheric chemistry, *Atmos. Chem. Phys. Discuss*, 2: 1-10 <https://doi.org/10.5194/acp-2018-10>
29. Yao, K.M., B.S. Métongo, A. Trokourey and Bokra Y, 2009. La pollution des eaux de la zone urbaine d'une lagune tropicale par les matières oxydables (lagune Ébrié, Côte d'Ivoire)., *Int. J. Biol. Sci.*, 3 (4): 755-770. doi: <http://10.4314/ijbcs.v3i4.4716>
30. Chan, Y.M., W. Thoe and J.H.W. Lee, 2015. Field and laboratory studies of *Escherichia coli* decay rate in subtropical coastal water, *J. Hydro-Environ. Res.*, 9 : 1 –14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2014.08.002>
31. Christian, D. H., U-J. Eunice, V. D. M. Barend, L. Michael, L. Akebe and A. King, 2017. The impact of various land uses on the microbial and physicochemical quality of surface water bodies in developing countries: Prioritisation of water resources management areas *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* , 8: 280–289: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2017.10.006>
32. Shubiao, W., N. C. Pedro, A. M Jochen, R.M. Valsa and D. Renjie, 2016. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Sci. Tot. Environment.*, (541) 8 –22 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>
33. Agence de bassin versant des 7 (ABV des 7), 2013. Évaluation de la qualité de l'eau et caractérisation de la bande riveraine du lac Gauvreau et du lac des Loups - Rapport présenté à la municipalité de La Pêche. 113 pages et 2 annexes.
34. Ahoussi, K. E., Y. M. S. Oga, Y. B. Koffi, A. M. Kouassi, N. Soro and J. Biemi, 2011. Caractérisation hydrogéochimique et microbiologique des ressources en eau du site d'un Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Côte d'Ivoire : cas du CET de Kossihouen dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Intl.J. Bio. and Chemi. Sci*, 5(5): 2114-2132.





## Heavy Metals Contamination of an Aquatic Environment and Health Risks Assessment in Two Fish Species: Case of the Guessabo Lake, Western Cote d'Ivoire

KOUAME KOUAKOU BENOIT<sup>1\*</sup>, KONAN KOUAKOU SERAPHIN<sup>1</sup>, KONAN KOFFI FELIX<sup>2</sup>, BOUSSOU KOFFI CHARLES<sup>2</sup> and KOUASSI KOUAKOU LAZARE<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratory of Environmental Science and Technology, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

<sup>2</sup>Laboratory of Ecology, Biodiversity and Evolution, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

\*Corresponding author E-mail: benoitk322@gmail.com

<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/350617>

(Received: July 24, 2019; Accepted: December 06, 2019)

### ABSTRACT

The purpose of this study is to evaluate the contamination by heavy metals and the health risks of the residents of a watershed of the Sassandra river. Water and fish samples were taken from Guessabo Lake during the dry season and the rainy season. The average Hg, Pb, Cd and Zn concentrations in the water samples decreased during the rainy season by 20.51%, 80%, 18, 26% and 61.4%, respectively. In contrast, the average concentrations of As, Cu, Mn and Fe increased by 10%, 84.3%, 48.98% and 11.45%, respectively. The concentrations of heavy metals in water samples follow the trend: Fe > Cu > Mn > Pb > As > Zn > Hg > Cd. All metals except Fe were within permitted limits for drinking water quality at all stations during both seasons. The increase of As, Mn and Fe in water samples during rainy season was inversely proportional to their covalent index. The average heavy metal pollution index (HPI) for each sampling station showed higher pollution at the G2 station. The average Heavy metal evaluation index (HEI) of dry season (28) decreased relatively after the rainy season (21). Pearson's analysis showed that cadmium correlates strongly with HPI ( $r = 0.896$ ) and HEI ( $r = 0.95$ ) and iron is also highly correlated with HPI ( $r = 0.961$ ) and HEI ( $r = 0.999$ ). The concentration of trace metals obtained in the muscles of *Chrysichthys nigrodigitatus* (demersal) and *Tilapia* spp (benthopelagic) showed that *Tilapia* spp concentrated more non-essential metals (Hg, Cd and As) than *Chrysichthys nigrodigitatus*. Human health risks of trace metals in fish muscle and water were low, but among the selected metals, As and Hg are the non-essential elements contributing more to the cumulative hazard quotient of HI (0.845) for children and (0.39) for adults.

**Keywords:** Guessabo Lake, Water quality, Fish, Heavy metal pollution index, Heavy metal evaluation index, Health risks.

### INTRODUCTION

The aquatic environment and water quality

are considered to be the determining factor in the health and life of all organisms<sup>1</sup>. With the current mode of free disposal of agricultural products,



industrial, the flow of agricultural land and fishing techniques in Côte d'Ivoire, water bodies are increasingly vulnerable to pollution. Although industrial activities are relatively less important in the study area, environmental pollution, mainly from water sources, is significant because of the multiple sources of heavy metals. Sources of environmental pollution, including aquatic, come from mining effluents, domestic effluents and urban storm runoff. The leaching of heavy metals from rural areas such as those contained in pesticides are also potential sources in the area<sup>2</sup>. Ubiquitous and persistent heavy metals accumulate surreptitiously in nature and perhaps toxic to biota at low concentrations<sup>3,4</sup>. The consumption of impacted ecosystem products is a major source of contamination<sup>5</sup>. Heavy metals are non-biodegradable. Therefore, they cannot be eliminated by the self-cleaning process.

Fish contains proteins, vitamins, essential minerals and unsaturated fatty acids that are essential in human nutrition. It is also an important source of income<sup>6</sup>. According to Fair *et al.*,<sup>7</sup> human health is closely linked to dietary habits and dietary ingredients. The American Heart Society recommends consuming fish twice a week because it helps reduce the risk of heart disease<sup>8</sup>. However, if a healthy diet requires inputs of trace elements, vitamins and minerals it must also exclude pollutants. Also, Liu *et al.*,<sup>9</sup> states that vitamin C, iron and other nutrients stored in the body decrease with the consumption of food contaminated with Pb, Cd, As, Hg and other toxic elements. This leads to a decrease in immunity and a deterioration of human functions. The adverse health effects associated with bioaccumulation and biomagnification of heavy metals in the food chain are neurological, cardiovascular and renal disorders<sup>10,11,12</sup>. The fact that fish are also an important component of the diet raises serious concerns about health risks. Numerous studies have shown that humans could be significantly affected by the consumption of fish contaminated with heavy metals<sup>13,14</sup>. Pollution of fish by heavy metals has become a global concern, not only because of threats to fish, but also because of the public health risks associated with fish consumption<sup>15,16</sup>.

The analysis of dissolved metals in water is useful for assessing pollution status and revealing the degree of contamination<sup>17</sup>. Guessabo Lake, one of the major lakes in western Côte d'Ivoire that supplies freshwater fish from Upper Sassandra

and surrounding areas, is subject to anthropogenic impacts in urban and agricultural areas. Small villages and settlements bordering the watercourse use this water resource without any prior treatment as drinking water. The interest aroused by this study stems not only from the importance of the natural resource but also from its vulnerability related to activities on its watershed. Therefore, this study should enable us to fill the gap of scientific data on this subject and can serve as a tool to help decision-making for development. To overcome the lack of literature in this area, this study describes an approach to determine the degree of risk of pollution. Due to the existence of more than one heavy metal absorption pathway, consideration should be given to the different routes of exposure in the health risk assessment process for residents living near these waters sweet. However, common routes of exposure to water are ingestion and skin absorption<sup>18</sup>. In this work, it will be mainly: (1) to explain the seasonal evolution of the concentrations of Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Fe, As and Mn in surface water and to compare them with the norms drinking water quality, (2) determine the heavy metal content in the muscles of the fish, (3) assess the potential risks to human health.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

Guessabo Lake object of our study has an area of 27 km<sup>2</sup>. It is located between 6° 57' and 7° 2' and 5° 30' north latitude, and between 6° 45' and 6° 46' west longitude. It is located upstream of the dam of buyo built at the outlet of the Sassandra river. This latter drains a catchment area of about 75,000 km<sup>2</sup>, including 62,000 km<sup>2</sup> in Côte d'Ivoire<sup>19</sup>. Stretching from the savannas of the north to the dense forest in the south, it undergoes the successive influence of the pluviometric regimes of the tropical transition climate and the equatorial transition climate. The shores of the lake are lined with cocoa plantations, rubber trees, forests and livestock farms. Its depths vary from 0.5 m to 20 m. The east bank is occupied by the sub-prefecture of Guessabo. Guessabo Lake is a permanent watercourse. The particularity of the study area is its mountainous landscape. The terrain is quite hilly with an average altitude of 300 m. However, the mountainous area does not cover the entire study area. However, the mountainous area does not cover the entire study area<sup>20</sup>. There are vast and high plateaus, plains and

hollows very extensive. The region enjoys a humid tropical climate with a dry season and a rainy season. Medium-fertility ferritic soils are favourable for the development of agriculture in this area<sup>21</sup>. There are also soils developed on basic rocks potentially rich in mineral salts and hydromorphic soils located in the lowlands. This regional advantage makes forests prone to human aggression during the dry season due to extensive agricultural slash-and-burn practices. The main activity on this lake is fishing with motorized gear.

### Sampling, pre-treatment and analysis

#### Sampling

The map of the study area and sampling points is shown in Fig. 1. We collected 28 surface water samples seasonally from December 2017 to October 2018. We took care to take the samples at the same place during the four campaigns. The reagent used for sampling and filtration is HNO<sub>3</sub> pure

quality 48%. The goal is to stabilize the solutions at pH = 2 to minimize precipitation and adsorption on the bottle walls, as required by the standard procedure. The sample bottle is rinsed with a little sample before filling. All samples taken are stored in a cooler and within 24 h in a refrigerator at 4°C. The filtration apparatus is cleaned regularly with HCl 1N and rinsed with water to avoid memory effects on the collected water. The water samples were placed in clean polyethylene bottles. The fish, *Tilapia* spp and *Chrysichthys nigrodigitatus*, were chosen because of their socio-economic importance in catches and because of their diet. For this study, 17 *Chrysichthys nigrodigitatus* and 11 *Tilapia* spp were dissected. The fish samples were washed several times with deionized water, cut into small pieces in the laboratory. It should be mentioned here that the fish were removed from their skin and the muscles located between the back and the tail were removed for analysis.

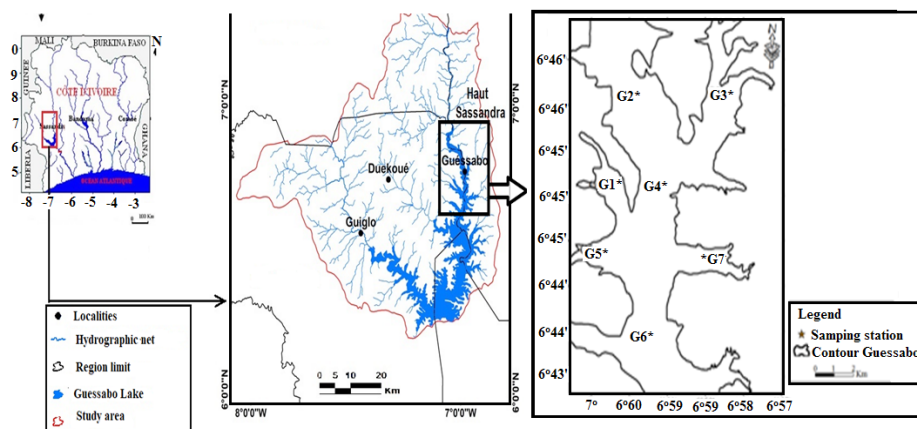


Fig. 1. Location of the seven sampling stations selected

#### Fish samples pretreatment

The metals taken into account in this work are two types: non-essential toxic metals (mercury (Hg), lead (Pb), cadmium (Cd)) and essential metals such as iron (Fe) and copper (Cu). After thawing at room temperature, the muscle samples were macerated into small pieces and mixed to obtain a homogeneous mixture. After mixing, approximately 5 g of each sample was quantitatively transferred to a Kjeldahl flask. The digestion of the sample was followed by the addition of 20 mL of concentrated nitric acid (HNO<sub>3</sub>, pure 48%), followed by heating at a temperature between 210 and 350°C for about 10 to 20 minutes. Then 10 mL concentrated sulfuric acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, analytical grade) was added

to the sample. Boiling continued until the samples were digested. For portion separation, 5 mL of concentrated nitric acid was added gradually. The clear sample is cooled to room temperature and washed with distilled water. The samples were filtered using Whatman® filter (15 mm) in 50 mL volumetric flask and distilled water was used to adjust the volume. The same procedures were applied to blank samples without tissue. For recovery aims, control samples were prepared from fish tissue homogenate.

#### Samples analysis

Heavy metal concentrations were determined using atomic absorption spectrometry

(Perkin-Elmer, 3300/96, MHS-10) with a specific lamp for each particular metal. The heavy metal concentrations Pb, Cd, Fe, Zn, Mn and Cu were analysed by flame atomic absorption spectrometry. Arsenic and mercury were determined by atomic absorption spectrometry with hydride/cold vapor generation. Lead was determined by atomic absorption spectrometry in a graphite furnace. The following wavelengths were used: Pb (283.3 nm), Cd (228.8 nm), Fe (248.3 nm), Zn (213.9 nm), Mn (279.5 nm), Cu (324.8 nm), As (193.7 nm) and Hg (253.7 nm). The detection limits for trace elements and metalloids Mn, Fe, Cu, Zn, As, Cd, Pb and Hg are respectively 0.0002, 0.001, 0.0006, 0.002, 0.005, 0.0003 and 0.0001 mg kg<sup>-1</sup>. The quality of the analytical data has been ensured through the implementation of quality assurance and laboratory quality control methods, including the use of standard operating procedures, calibration with standards, blank analysis reagents, recovery of known additions and replica analysis. All analyses were performed in triplicate and the results were expressed as an average. In order to minimize the variability among the sample results, we used the same analytical laboratory and this laboratory applied the same method of analysis for each chemical element searched during the study period.

### Pollution index

The interpretation of water quality datasets for pollution assessment is quite difficult because of

the simple elemental concentrations<sup>22</sup>. On the other hand, quality indices have a great deal of flexibility in analysing data sets for better interpretation of pollution<sup>23</sup>. In order to evaluate the quality of water by its heavy metal content in Guessabo Lake, two indices were used. The heavy metals pollution index (HPI) and heavy metals evaluation index (HEI) proposed by<sup>24</sup> are the ones used. The HPI and HEI methods are introduced to evaluate the overall quality of water by adding to heavy metals. The HPI index takes into account the relative toxicity of each metal by assigning a weighting factor or a rating (Wi) to each chosen parameter. The scoring system is an arbitrary value between 0 and 1 and its choice depends on the importance of individual quality considerations. It can be defined as inversely proportional to the allowed standard value<sup>25</sup>. In the calculation of HPI in this study, the concentration limits, that is, the allowed standard value (Si) and the highest desirable value (li) for each parameter, were extracted from the WHO standards. The Heavy Metals Evaluation Index (HEI) is used to synchronize the criteria for different pollution indices<sup>26</sup>. The HEI criteria for surface water samples are thus classified as low (HEI<40), medium (HEI = 40–80), and high (HEI>80). Different authors define for HPI a critical limit value 100 for water intended for consumption beyond which water is considered to be of poor quality. Thus, these different indices can be expressed by the following equations.

**Table 1: Equations for the calculation of metal quality indices**

Name of the quality indices	Equation	Reference
Heavy metals pollution Index	$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{M_i - I_i}{S_i - I_i} \times 100$	(1) <sup>24,26</sup>
Heavy metals evaluation index	$HEI = \sum_i^n \frac{Hc}{H_{MAC}}$	(2) <sup>26, 27</sup>

Where Qi: sub-index of the nth parameter, Wi: unit weighting of the parameter i, n: number of parameters considered. Mi: measured heavy metal content of the parameter i, li: ideal values of the parameter i, and Si: standard value of the parameter i, the sign (-) indicates the numerical differences between the two values, ignoring the algebraic sign. Hc: measured heavy metal content of parameter i, Hmac: maximum permissible concentration of parameter i.

**Table 2 : HPI calculation parameters for lake water based on medium heavy metal concentration**

Parameters	Wi	S	I	MAC
Cu	0,001	1000	2000	1000
Fe	0,005	300	200	200
Mn	0,02	100	500	50
Zn	0,0002	5000	3000	5000
Cd	0,3	5	3	3
Pb	0,7	100	10	1,5
As	0,02	50	10	50
Hg	1	1	6	1

### Risk assessment methods

Liang *et al.*,<sup>5</sup> define health risk as the probability of adverse human health effects from environmental pollution. The health risk assessment model developed by the US Environmental Protection Agency<sup>28</sup> to assess the risk to human health of heavy metals is the one adopted in this work.

### Calculations of daily intake

Strictly speaking, the consumption of pollutants in humans refers to the effective dose of pollutants that can enter in blood and have effects on human tissues and organs. However, because of some scientific constraints and taking into account

conservative principles, the calculation of absorption is expressed as the amount of pollutants absorbed by the body per body weight per unit of time based on the potential dose in general as 'have made several authors<sup>29,30</sup>. The intake of heavy metals is simply the exposure dose by ingestion of water ( $Exp_{ing}$ ,  $\mu\text{g/L/day}$ ), fish ( $Exp_{ingp}$ ,  $\mu\text{g/g/day}$ ) and the dermal exposure intake by absorption ( $\mu\text{g/L/day}$ ) of harmful substances during the exposure period. The methods used to calculate the exposure intake vary according to the exposure pathways (Table 3). The definition and value of the exposure parameters are listed in Table 4.

**Table 3: Equations of the absorbed daily intake via the different exposures**

Exhibition routes	Exposure calculations	Reference
Water of Ingestion	$Exp_{ing} = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{Bw \times AT}$	(3) <sup>28</sup>
Fish of Ingestion	$Exp_{ingp} = \frac{C_p \times IR_p \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-3}$	(4) <sup>31</sup>
Skin absorption of water	$Exp_{derm} = \frac{C \times SA \times Kp \times ET \times EF \times ED \times 10^{-3}}{Bw \times AT}$	(5) <sup>28</sup>

**Table 4: Calculation parameter of the daily exposure dose of heavy metals**

Exhibition route	Basic Settings	Physical meanings	Values	References
Basic parameters	C ( $\mu\text{L}$ )	Concentrations of heavy metals and metalloids	Average values	This study
	Cp ( $\mu\text{g/g}$ )	Concentrations of fish metals	Average values	This study
	EF (days/year)	Frequency of exposure	180	This study
Exposure settings	ED (year)	Duration of exposure	6 (child) 30 (adult)	<sup>32</sup>
	Bw (Kg)	Average body mass	28 Kg (child) 70Kg (adult)	<sup>33</sup>
	AT (days)	Average exposure Time	2190 (child) 10950 (adult)	<sup>32</sup>
	IR (L)	Amount of water ingested	1,5 (child) 2L(adult)	<sup>33</sup>
Hand-Mouth feeding	IRp	Ingested fish rate	38,5g/ day / person 28,9g/ day / person	<sup>34</sup>
	Kp (cm/hr)	Dermal permeability coefficient of compound in water	(Cd, Cu Fe As and Hg (0,001)), Pb (0,0001), Zn (0,0006)	<sup>32</sup>
	SA (cm <sup>2</sup> )	Exposed skin surface	6600 (Child) 18000 (adult)	<sup>32</sup>
Skin exposure	ET	ET: Exposure Time	0,5h/day	This study

### Health risk assessment

Populations that are regularly exposed include local residents, especially fishermen and

their families who consume fish and drink water from the lake at least once a day. However, fish can reach the table of any Ivorian, as no source

is indicated for fish sold on the market. This study focuses on the oral and dermal routes and concerns chronic exposures only. The non-carcinogenic risk is assessed by comparing a level of exposure over a specified period (eg, whole life) to a reference dose calculated for a similar exposure period. The non-carcinogenic risk may be characterized by a hazard quotient (HQ). The health risks caused by different contaminants entering the body through different routes of exposure are divided into carcinogenic and non-carcinogenic risks. Carcinogenic risk refers to the additional likelihood that an individual will develop cancer during his lifetime as a result of exposure to carcinogens. The hazard quotient is the ratio of chronic daily intake (Exp) to chronic reference dose (RfD). If  $HQ < 1$ , the occurrence of a toxic effect is very unlikely and if  $HQ > 1$ , the occurrence of a toxic effect cannot be ruled out. The calculation equations of the different exposure hazards.

$$HQ_{ing} = \frac{Exp_{ing}}{RfD_{ing}} \quad (6)$$

$$HQ_{derm} = \frac{Exp_{derm}}{RfD_{derm}} \quad (7)$$

## RESULTS

### Heavy metals in waters

The results of the descriptive analyses of heavy metals in the study period are given in Table 6. The seasonal and spatial evolution of the metallic elements is shown in Figure 2.

The Hg concentration is between 0 µg/L and 1.04 µg/L, with an estimated average of  $0.347 \pm 0.05$  µg/L. That of Pb ranges from 0.02 µg/L to 5.44 µg/L, with an average value of  $1.48 \pm 0.85$  µg/L. As for Cd, the values fluctuate between 0 µg/L and 0.35 µg/L, with an estimated average of  $0.09 \pm 0.02$  µg/L. As concentrations range from 0.09 to 2.06, with an average value of  $0.74 \pm 0.11$  µg/L. The Zn concentration is between 0.23 µg/L and 4.28 µg/L, with an estimated average of  $1.37 \pm 0.75$  µg/L. As for Cu, its content varies between 0.02 and 5.46, with an average value of  $1.89 \pm 1.61$  µg/L. The average concentration of Mn is  $1.86 \pm 1.06$  µg/L. The minimum and maximum values are 0.65 and 5.45 µg/L, respectively. Regarding Fe, its content is between 2.27 mg/L and 13.54 mg/L, with an estimated average of  $4.76 \pm 1.11$  mg/L.

The results of spatio-temporal variations in total Hg, Pb and Zn concentrations show that the highest concentrations are recorded during the dry season in the lake Fig. 2. With regard to cadmium, no clear trend is observed in the evolution of this parameter. The highest concentrations of Fe, As, Cu and Mn are generally obtained during the rainy season. In contrast, the lowest concentrations are measured in the dry season. Station 5 has the higher Pb content of the study period. The stations (1, 2 and 3) located on the right flank of the bridge recorded overall higher values of Hg, Pb and As. The total trace element content of the lake generally decreases along a gradient in concentration of upstream to downstream (station G1 to G6). All heavy metals recorded high concentrations at the G2 stations during both seasons. Mean concentrations of Hg, Pb, Cd and Zn decreased during the rainy season by 20.51%, 80%, 18.26% and 61.4% respectively. In contrast, mean concentrations of As, Cu, Mn and Fe increased by 10%, 84.3%, 48.98% and 11.45%, respectively. The abundance of these metallic trace elements in the waters of the study area follows the following decreasing order: Fe > Cu > Mn > Pb > As > Zn > Hg > Cd.

In this study, correlation between different metals and pollution indices were calculated. Statistical analysis shows both positive and negative correlation between different metals (Table 7). The results of the analyses show that Zinc is positively correlated with lead ( $r = 0.647$ ) and arsenic ( $r = 0.914$ ). On the other hand, Mn is negatively with lead ( $r = -0.673$ ), arsenic ( $r = -0.777$ ) and Zn ( $r = -0.833$ ). Iron is strongly correlated with cadmium ( $r = 0.949$ ).

### Estimation of the intensity of water contamination by HMs

Table 6 presents the calculated HPI and HEI values for both seasons. The average value of HPI in Guessabo Lake during the dry season (94.87) and the rainy season (80.36) is lower than the critical limit 100. HPI values decreased significantly from the dry season to the rainy season at stations 2, 5 and 4. The HPI of the G2 (110) and G5 (104) stations are above the critical limit during the dry season. 100% of the sampling sites recorded HPI values below the critical value during the rainy season compared to 72% in the dry season.

The average HEI values for the dry season and the rainy season are 28.18 and 21.54, respectively. The Pearson correlation matrix shows that cadmium is strongly correlated with HPI

( $r = 0.896$ ) and HEI ( $r = 0.95$ ) and iron is also strongly correlated with HPI ( $r = 0.961$ ) and HEI ( $r = 0.999$ ). HPI and HEI methods show more or less similar trends for most of the samples (Table 7).

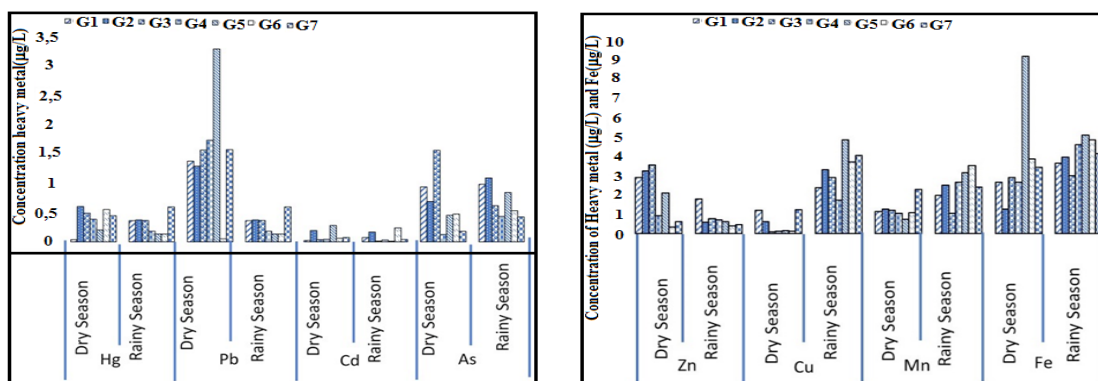


Fig. 2. Seasonal variation of heavy metal concentrations in Guessabo Lake

Table 5: Average Concentration of Heavy Metals in Guessabo Lake and reference doses of non-carcinogens

Parameter	Hg (µg/L)	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	As (µg/L)	Cu (µg/L)	Mn (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (mg/L)
Mean± S.D	0,347±0,05	1,48±0,85	0,09±0,02	0,74±0,11	1,89±1,61	1,86±1,06	1,37±0,75	4,76±1,11
Range	0-1,04	0,02-5,44	0-0,35	0,09-2,06	0,02-5,46	0,65-5,45	0,23-4,28	2,27-13,54
<sup>36</sup>	1	10	3	10	2000	500	3000	0,2
RfDing (Water)	0,1	1,4	0,5	0,3	40	-	300	700
RfDderm	0,007	0,42	0,025	0,123	8	-	60	140

Table 6: Guessabo Lake Heavy Metal Pollution Index (HPI) and Heavy Metal Evaluation Index (HEI) at each station in the dry and rainy seasons

Stations	HPI		HEI	
	Dry Season	Rainy Season	Dry Season	Rainy Season
G1	92,37	89,50	14,33	18,92
G2	110,11	90,37	64,76	20,56
G3	88,378	89,24	16,17	15,70
G4	88,72	11,86	14,87	23,41
G5	104,13	96,70	48,40	25,76
G6	90,53	94,48	19,96	24,66
G7	89,85	89,51	18,79	21,79
Mean	94,87±8,64	80,36±30,33	28,18±20,06	21,54±3,49
Water Mean	87,61±19,48		24,76±11,77	

Table 7: Pearson's correlations matrix between trace elements and pollution indices

	Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu	Mn	Fe	HPI	HEI
Hg	1									
Pb	-0,136	1								
Cd	0,063	0,251	1							
As	-0,046	0,525	0,266	1						
Zn	-0,155	0,647	0,140	0,914	1					
Cu	0,15	0,017	0,459	-0,080	-0,168	1				
Mn	0,16	-0,673	0,194	-0,777	-0,833	0,515	1			
Fe	0,03	0,240	0,949	0,091	0,078	0,399	0,280	1		
HPI	-0,23	0,220	0,896	0,061	0,079	0,343	0,272	0,961	1	
HEI	0,045	0,278	0,950	0,112	0,102	0,397	0,250	0,999	0,956	1
	Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu	Mn	Fe	HPI	HEI

**Concentrations of heavy metals in fish muscles**

The concentrations (average and range) of the non-essential metals (Pb, Cd and Hg) and essential metals (Fe and Cu) in the fish muscles analysed are presented in Table (8). The average concentration of Hg in *Chrysichthys nigrodigitatus* (demersal) muscle (0.056 µg/g w.w) is relatively high compared to the average Hg concentration of *Tilapia* spp (benthopelagic) (0.038 µg/g.w.w).

Mean Cd content in *Tilapia* spp muscle (0.01 µg/g w.w) was significantly higher than *Chrysichthys nigrodigitatus* content (0.004 µg/g w.w). However, no significant difference is observed between the Pb levels in the two species. The level of Cd found in *Tilapia* spp is 2.5 times higher than that found in *Chrysichthys nigrodigitatus* fish and the Pb level is 1.7 times higher than that of *Chrysichthys nigrodigitatus*.

**Table 8: Concentration of heavy metals in fish muscle analysed in Guessabo Lake and norm according to<sup>34</sup>, CE and EQs**

Fish		Heavy Metals (µg/g w.w)				
		Hg	Cd	Pb	Cu	Fe
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	Mean±SD	0,056± 0,06	0,004±0,002	0,071±0,073	3,35±1,56	27,61±22,51
	Min-Max	0,01-0,24	0,001-0,012	0,013-0,325	1,23-6,54	3,00-65,08
<i>Tilapia</i> spp	Mean±SD	0,038±0,04	0,01±0,01	0,12±0,08	4,16±1,61	13,72±20,18
	Min-Max	0,02- 0,18	0,001-0,04	0,03-0,25	2,18-6,63	2,80-69,80
<sup>34</sup>		0,5	0,1	0,3	30	43
EC*			0,05	0,2-0,3		
EQS**		0,02				
RfD (µg/g /days) <sup>35</sup>		0,0003	0,001	0,004	0,04	0,7

\*Commission of the European Communities, \*\*Environmental Quality standard

**Daily intake and Hazard Quotient**

Daily intake of ingestion (Exping) and dermal exposure (Expderm) are calculated to evaluate the overall non-carcinogenic risk posed by certain metals when ingestion of water, fish and skin contact (Table 9). The non-carcinogenic (HQ) risk results for various heavy metals for the two exposure pathways are presented in Table (10). The results show that children are more exposed than adults at all levels. Of the two exposure routes, diet was the determining factor in the risk quotient. The risk quotient of ingestion of raw water is greater than the ingestion of fish. The metal HQ values of the estimated average HQing and HQderm

concentrations in the water samples are in the order of Fe> Hg> As> Pb> Cd> Cu> Zn and Fe> As> Pb> Cu> Zn, respectively. The results indicated that Fe, Hg, As and Pb are the main contributors to ingestion and Fe, As and Pb are the main contributors to skin penetration. The metal HQ values of the estimated average concentrations of HQing *Chrysichthys nigrodigitatus* and HQing *Tilapias* spp are about Hg> Cu> Fe> Pb> Cd and Hg> Cu> Pb> Fe> Cd, respectively. The results indicated that Hg and Cu are the main contributors to fish ingestion. The total value of the non-carcinogenic risk index (HQ) is for children (0.845) and adults (0.39).

**Table 9: Daily ingestion dose (water and fish) and daily dermal exposure**

Heavy Metals	Exposure by ingestion of water (µg/ L/day)		Dermal Exposure		Exposure by ingestion of fish <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		Exposure by ingestion <i>Tilapia</i>		Total exposure by metals	
	Child	Adult	Child	Adult	Child	Adult	Child	Adult	Child	Adult
Hg	9.18.10 <sup>-3</sup>	4.87.10 <sup>-3</sup>	2.02.10 <sup>-5</sup>	2.20.10 <sup>-5</sup>	2.8.10 <sup>-5</sup>	1.52.10 <sup>-5</sup>	1.9.10 <sup>-5</sup>	1.03.10 <sup>-5</sup>	9.23.10 <sup>-3</sup>	4.89.10 <sup>-3</sup>
Cd	2.39.10 <sup>-3</sup>	1.27.10 <sup>-3</sup>	5.26.10 <sup>-6</sup>	5.76.10 <sup>-6</sup>	2.0.10 <sup>-6</sup>	1.08.10 <sup>-6</sup>	1.85.10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-5</sup>	2.63.10 <sup>-3</sup>	1.33.10 <sup>-3</sup>
As	1.58.10 <sup>-2</sup>	9.31.10 <sup>-3</sup>	3.86.10 <sup>-5</sup>	4.22.10 <sup>-5</sup>	-	-	-	-	1.75.10 <sup>-2</sup>	9.71.10 <sup>-3</sup>
Pb	3.91.10 <sup>-2</sup>	2.07.10 <sup>-2</sup>	8.61.10 <sup>-6</sup>	9.40.10 <sup>-6</sup>	3.55.10 <sup>-5</sup>	1.91.10 <sup>-5</sup>	6.10 <sup>-5</sup>	3.2.10 <sup>-5</sup>	4.29.10 <sup>-2</sup>	2.16.10 <sup>-2</sup>
Cu	5.00.10 <sup>-2</sup>	2.65.10 <sup>-2</sup>	1.10.10 <sup>-4</sup>	1.20.10 <sup>-4</sup>	1.67.10 <sup>-3</sup>	9.08.10 <sup>-4</sup>	2.08.10 <sup>-3</sup>	1.13.10 <sup>-3</sup>	537.10 <sup>-2</sup>	2.97.10 <sup>-2</sup>
Fe	125.74	66.88	0.27	0.30	1.38.10 <sup>-2</sup>	7.48.10 <sup>-3</sup>	6.86.10 <sup>-3</sup>	3.72.10 <sup>-3</sup>	125,76	67,18
Zn	3.60.10 <sup>-2</sup>	1.91.10 <sup>-2</sup>	4.76.10 <sup>-5</sup>	5.19.10 <sup>-5</sup>	-	-	-	-	3.94.10 <sup>-2</sup>	1.99.10 <sup>-2</sup>



**Table 10 : Summary of Risk Quotients in different matrices (water and fish) for adult and child**

Heavy Metals	Quotient of Water Ingestion Hazards (HQ)		Dermal Hazard Quotient		Risk Quotient of <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> Ingestion		Risk Quotient of <i>Tilapia</i> Ingestion	
	Child	Adult	Child	Adult	Child	Adult	Child	Adult
Hg	9.1810 <sup>-2</sup>	4.87.10 <sup>-2</sup>	2.88.10 <sup>-3</sup>	3,14.10 <sup>-3</sup>	9.10 <sup>-2</sup>	5.07.10 <sup>-2</sup>	6.3.10 <sup>-2</sup>	3.43.10 <sup>-2</sup>
Cd	4.78.10 <sup>-3</sup>	2.54.10 <sup>-3</sup>	2.10.10 <sup>-4</sup>	2,30.10 <sup>-4</sup>	2.10 <sup>-3</sup>	1.08.10 <sup>-3</sup>	1.85.10 <sup>-3</sup>	10 <sup>-2</sup>
As	5.26.10 <sup>-2</sup>	3.10.10 <sup>-2</sup>	3.14.10 <sup>-4</sup>	3.43.10 <sup>-4</sup>	-	-	-	-
Pb	2.79.10 <sup>-2</sup>	1.47.10 <sup>-2</sup>	2.05.10 <sup>-5</sup>	2.2.10 <sup>-5</sup>	8.87.10 <sup>-3</sup>	4.77.10 <sup>-3</sup>	1.5.10 <sup>-2</sup>	8.10 <sup>-3</sup>
Cu	1.25.10 <sup>-3</sup>	6.62.10 <sup>-4</sup>	1.37.10 <sup>-5</sup>	1.5.10 <sup>-5</sup>	4.2.10 <sup>-2</sup>	2.27.10 <sup>-2</sup>	5.2.10 <sup>-2</sup>	2.8.10 <sup>-2</sup>
Fe	0.18	9.55.10 <sup>-2</sup>	1.93.10 <sup>-3</sup>	2.14.10 <sup>-3</sup>	1.97.10 <sup>-2</sup>	1.07.10 <sup>-2</sup>	9.8.10 <sup>-3</sup>	5.3.10 <sup>-3</sup>
Zn	1.20.10 <sup>-4</sup>	6.36.10 <sup>-5</sup>	7.93.10 <sup>-7</sup>	8.65.10 <sup>-7</sup>	-	-	-	-
Total	0.360	0.190	5.36.10 <sup>-3</sup>	5.89.10 <sup>-3</sup>	0,163	0,089	0,162	0,085

## DISCUSSION

### Water pollution by heavy metals

Seasonal variation of heavy metals in water is potentially influenced by physicochemical properties such as dissolved oxygen, salinity, temperature and pH. The positive correlation found between Zn-Pb -As, indicates a possible common source of these three elements in this study. The high content of trace elements such as Hg, Pb, Cd and Zn during the dry season would be due to increased evaporation and lower rainfall<sup>37</sup>. Also, the concentrations of Zn and Cd are relatively high in the dry season could be explained by the acidity (pH = 6.3) of the medium and the redox potential (Eh = 37 mV) highly oxidizing in water and sediments that favour the solution of these elements<sup>38</sup>. This decrease during the rainy season is due to the dilution effect, whereas the increase in As, Cu, Mn and Fe concentrations could be attributed to the desorption of these metals in the sediments due to dilution. During the rainy season, heavy metals penetrate the lakes through leaching as inorganic complexes or hydrated ions, which are readily adsorbed on the surface of the sediment particles and constitute the labile fraction<sup>39</sup>. This desorption concerned both the elements Hg, Pb, Cd and Zn but the dilution prevailed over this phenomenon. The increase in the average concentration of As, Cu, Mn and Fe in the rainy season followed the following order: Cu > Mn > Fe > As was inversely proportional to their covalence index As > Fe > Mn. According to Pal *et al.*,<sup>4</sup> the increase in heavy metal adsorption is closely related to their covalent index. However, Cu which is in two different classes defined by<sup>40</sup> did not follow this order. Also, the strong increase in Cu and Mn during the rainy season is due to

their use in the composition of pesticides carried in neighbouring fields. Moreover, in the sedimentary cycle, Cu is associated with clay minerals, and especially associated with manganese<sup>38</sup>, this justifies the positive correlation Cu and Mn ( $r = 0.51$ ).

The concentration of all heavy metals was higher at the G2 station because it is located downstream of the volume of water coming from the North of the country and from the neighbouring country, which carried the wastes discharged by most densely populated areas. Concentrations of Cd, Pb, Mn, Zn, Cu, As, Hg and Fe were determined in the waters of Guessabo Lake. Cd, Pb, Mn, Zn, Cu, As and Hg are present in the waters in low concentrations, with values below the JORF standards<sup>41</sup> for raw water intended for the production of drinking water. High concentrations of Fe above the norm for the production of drinking water are observed in lake waters. These high levels are related to the preponderance of ferruginous soils in the study area<sup>42</sup>. This high iron content in surface water was reported by<sup>43</sup> in the waters of Lake Wadi El-Rayan in Egypt and by<sup>44</sup> in the Aghien Lagoon in Côte d'Ivoire. Heavy metals come mainly from erosion of rocks, soils and sediments where they occur naturally. They come mainly from human activities<sup>45</sup>. Their anthropic origins are multiple. They come from the leaching of plant protection products and fertilizers used in plantations. Indeed, Calamari *et al.*,<sup>46</sup> noted the presence of elements studied in biocides and chemical fertilizers that are used at will in the study area. Leaching of domestic waste is a major source of heavy metals. These elements are found in all household waste compartments<sup>47</sup>. In addition, people cross the river using motorized boats that use fuel whose residues are dumped into the water. Also,

the fishermen also use these motorized boats as means of displacement during the fishing activities. Calamari *et al.*,<sup>46</sup> indicate that the fuels contain Hg, Cu, Fe, Mn, Pb and Cd. Field observations have shown that these fishing activities are more intense during the dry season and fishermen to increase the yield proceed to prohibited fishing techniques such as the establishment of Acadjas (implantation of clusters of branches planted on the plans of waters) to fish. These plants may contain high levels of heavy metals related to their emission by anthropogenic activities<sup>48</sup>. The decomposition of these causes a return of heavy metals in the lake. This could also explain the increase in the content of some during the dry season.

Cd and Fe show strong positive correlation (Table 7) with the indices (HPI et HEI) values indicating the metals are the major factors for the pollution in this region. In the Table 6, mean values of HPI and HEI indices were observed to be 87 and 24, respectively, which indicated that the water samples of this lake were contaminated with low degree of pollution by heavy metals. So, severe precautions must be taken at the anthropogenic input location to control the heavy metal influx. The low scores are found at the stations (G3, G4) part which suggests the existence of similar point sources.

### Fish Pollution

Iron showed the highest content in the muscles of both species of fish followed by Cu, Pb Hg and Cd. The results show that the average heavy metal content in fish muscles differs from one fish to another. This shows that different species of fish from the same stream contain different levels of heavy metal content. The cadmium content is generally low in nature. The concentrations of Cd (0.004 µg/g w.w) and Cu (3.35 µg/g w.w) in *Chrysichthys nigrodigitatus* from Guessabo Lake are lower than those found in fish of the same species in the Ogba River in Nigeria by 49 indicating 0.085 µg/g w.w for Cd and 5.32 µg/g w.w for Cu. However, high concentrations of Cu (0.1- 43.3 µg/g w.w) were reported in this type of fish in Tshangalele Lake in Congo due to mining activity<sup>50</sup>. The same author reported high values of Fe in the same lake (2.75- 81.1 µg /g w.w). Alipour *et al.*,<sup>51</sup> found levels in the same order as ours in Miankaleh Lake in Iran (28 µg/g w.w). *Chrysichthys nigrodigitatus* fish from Guessabo Lake have Pb levels (0.07µg/g w.w) less than those from Ogba

River (0, 5 µg/g w.w). With regard to mercury, the European Directive of 008/105/EC of 16/12/2008 legislated on the Environmental Quality standard by setting the limit of 0.02 µg/g w.w content of fish in muscles for consumption. The mercury concentration in *Chrysichthys nigrodigitatus* ranged from 0.01 to 0.24 with an average of 0.056 µg/g w.w. This shows that grades are substantially higher than this standard. The Tilapia content (0.038 µg/g w.w) is also higher than this standard. However, these concentrations remain lower than that proposed by 34, except for one fish containing Pb content (0.325 µg/g w.w) higher than this standard (0.3 µg/g w.w). Cd concentration (0.01 µg/g w.w) in Guessabo Lake's *Tilapia* spp are lower than those found in fish of the same species in the Galas River (0.02 µg/g w.w) and Langat River (0.03 µg/g w.w) 52,53. On the other hand, the Pb content (0.12 µg/g w.w) in the Guessabo Lake's Tilapia is higher than that determined in the fish of the same species in the Galas River in Malaysia by the same author<sup>52</sup>, which indicates 0.05 µg/g w.w for lead. This difference would be related to the state of metallic pollution of their respective biotope. In this study the most abundant elements in the fish were Cu and Fe and the weakest were Cd, Pb and Hg. The species that contains the maximum of toxic metals (Cd, Pb and Hg) is tilapia (0.168 µg/g w.w) against (0.131 µg/g w.w) for fish of the genus *Chrysichthys nigrodigitatus*. On the other hand, *Chrysichthys nigrodigitatus* fish (31.02 µg/g w.w) recorded the maximum of essential metals (Cu and Fe) compared to (17.88 µg/g w.w) for *Tilapia* spp and the tilapia spp recorded the mean higher in Cd, Pb and Cu. This difference in heavy metal concentrations between the two species may be due to the difference in their physiological capacity for assimilation and excretion of the ingested trace element and their anatomy, diet and habitat<sup>54</sup>. Indeed, *Chrysichthys nigrodigitatus* (demersal) has an omnivorous benthophagous diet<sup>44</sup>. Living on the bottom, it finds its food in the muddy bottoms and consumes mostly organic detritus and invertebrates, while Tilapia is a planctophagous and benthopelagic species. Our results are contrary to those of<sup>55</sup> who found that *Chrysichthys nigrodigitatus* concentrated more non-essential metals than tilapia. The species of benthopelagic fish has more concentrated trace element Cd than the demersal species and this could be due to the fact that tilapias although closer to the sediments and also bioconcentrates this element

trace metal present in the aquatic environment as well from the water. Indeed, some authors have shown that this element is more in aqueous phase than in sediments<sup>56</sup>. *Chrysichthys nigrodigitatus* (demersal) has concentrated more trace elements that are more present in solid phase because more benthic and feeding on benthic organisms or even muddy bottom.

#### Assessment of health risk related to metals

The hazard quotient of Hg was higher than other non-essential metals, mainly because of its low RfD value. The total value of non-carcinogenic risk index (HQ) for children (0.845) and for adults (0.39) for selected metals is less than unity, indicating that the selected metals are only little or no risk to residents through skin contact or ingestion. Children are most exposed to trace metals because of their low body weight and physiological fragility as contaminants are easily absorbed into their bodies<sup>55</sup>. The children's organism potentially absorbs more contaminants and remains unable to eliminate them as easily as adults, since their elimination systems are less developed.

#### CONCLUSION

The study shows that the water of Guessabo Lake exhibits low concentration of heavy metals like Cd, As, Pb, Hg, Cu and Zn. The heavy metal pollution index (HPI <100) and heavy metal evaluation Index (HEI <40) place water quality in low contamination level. However, Guessabo Lake heavy metals Poll shows that the stations (G2 and G5) were moderately polluted in dry season. Fluctuations in

concentration of various heavy metals have been observed in different seasons. Pearson's correlation analysis has shown that it can be an effective tool for identifying the most contributing of trace elements to this Contamination. The results show that all the fish samples analyzed are not polluted by trace metals in comparison with the standards recommended by WHO/FAO. The health risk assessment of concomitant multi-pathway exposure has shown an absence or low risk for fishermen and their families live at the edges of this watercourse. However, some human activities are deplored in this zone. The revelations of this study call on the authorities to persevere in the control of fishing techniques and in management, conservation and sustainable development, in order to allow an optimal use of this resource.

#### ACKNOWLEDGEMENT

This study was part of the Ecosystem Approach project of the Fisheries Economy in Guessabo which allows capacity building for training and research in aquatic and environmental health in the upper Sassandra. We extend our appreciation to the directors of the Center for Oceanological Research (COR) and National Laboratory for Development Support (NLDS). These institutions have provided us with a remarkable framework and work facilities throughout this work. We would like to thank the local authorities for their support and fishermen for assisting us with collecting samples.

#### Conflicts of Interest

The authors declared that they have no conflicts of interest to this work.

#### REFERENCES

1. Shaymaa, H.; Khazaal, Khalida. F.; Al-Azawi, Hamsa. A.; Eassa, Abeer. H.; Khasraghib, Wafaa. R.; Alfatlawia, Abdunnasser. M. A-G., *Study the level of Some Heavy Metals in Water of Lake Habbaniyah in Al-Anbar-Iraq Energy Procedia.*, **2019**, *157*, 68–74.
2. Traore, A.; Soro, G.; Kouadio, K.; Bamba, S.; Oga, S.; Soro, N.; Biemi, J., Evaluation des paramètres physiques, chimiques et bactériologiques des eaux d'une lagune tropicale en période d'étiage: la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **2012**, *6*, 7048-7058. doi:http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i6.40.
3. Jaishankar, M.; Tseten, T.; Anbalagan, N.; Mathew, B.B.; Beeregowda, K.N., Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology.*, **2014**, *7*, 60–72. doi :10.2478/intox-2014-0009.
4. Pal, R.; Dubey, R.K.; Dubey S.K.; Singh A.K.; Nitant, A.K., Assessment of heavy metal and organic pollution in Yamuna river at Etawah district of Uttar Pradesh. *Int. J. Chem. Studies.*, **2018**, *6*, 399-402.
5. Liang, Y.; Xiaoyun, Y.; Zhi, D.; Qin, W.; Houmei, L.; Jie, T., Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment in the Vicinity of a Tailing Pond in Guangdong, *China. Int. J. Environ. Res. Public Health.*, **2017**, *14*, 1557-1571; doi:10.3390/ijerph14121557.
6. FAO., The state of world fisheries and aquaculture. Opportunities and challenges., Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome., **2014**.

7. Fair, P.A.; White, N.D.; Wolf, B.; Arnott, S.A.; Kannan, K.; Karthikraj, R.; Vena, J.E., Persistent organic pollutants in fish from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: a risk assessment. *Environ. Res.*, **2018**, *167*, 598–613.
8. Zhong, W.; Zhang, Y.; Wu, Z.; Yang, R.; Chen, X.; Yang, J.; Zhu, L., Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **2018**, *157*, 343–349.
9. Liu, H.; Probst, A.; Liao, B., Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Sci. Total Environ.*, **2005**, *339*, 153–166.
10. Smith, A.H.; Lingas, E.O.; Rahman, M., Contamination of drinking water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *Bull World Health Org.*, **2000**, *78*, 1093–1103.
11. Ahmed, K.M.; Baki, M.A.; Kundu, G.K.; Islam, S.M.; Islam, M.M.; Hossain, M.M., Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga river, Bangladesh. *Springerplus.*, **2016**, *5*, 1697. doi:10.1186/s40064-016-3357-0.
12. Bosch, A.C.; O'Neill, B.; Sigge, G.O.; Kerwath, S.E.; Hoffman, L.C., Heavy metals in marine fish meat and consumer health: A review. *J. Sci. Food Agric.*, **2016**, *96*, 32–48.
13. Zhuang, P.; Li, Z.A.; McBride, M.B., Health risk assessment for consumption of fish originating from ponds near Dabaoshan mine, South China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2013**, *20*, 5844–5854. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1606-0>.
14. Saha, N.; Mollah, M.Z.I.; Alam, M.F.; Rahman, M.S., Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food Cont.*, **2016**, *70*, 110–118.
15. Behbahani, M.; Bagheri, A.; Amini, M.M.; Sadeghi, O.; Salarian, M.; Najafi, F.; Taghizadeh, M., Application of multiwalled carbon nanotubes modified by diphenylcarbazine for selective solid phase extraction of ultratrace Cd (II) in water samples and food products. *Food Chem.*, **2013a**, *141*, 48–53.
16. Cai, L.M.; Xu, Z.C.; Qi, J.Y., Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China. *Chemosphere.*, **2015**, *127*, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.027>.
17. Alves, R.; Sampaio, C.; Nadal, M.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.; Segura-Muñoz, S., Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo River, Brazil: Human health risks", *Environ. Research.*, **2014**, *133*, 149–155.
18. Wu, B.; Zhao, D.Y.; Jia, H.Y.; Zhang, Y.; Zhang, X.X.; Cheng, S.P., Preliminary risk assessment of trace metal pollution in surface water from Yangtze river in Nanjing section, China. *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.*, **2009**, *82*, 405–409.
19. Pierre-Yves, B.; Riffard-Chenet, M., Etat et perspectives d'aménagement du bassin du Sassandra en Côte d'Ivoire. In, *Hammamet*, **2015**, 9.
20. Kouamé, K.F., Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique. Thèse de Doctorat d'État, Université de Cocody Abidjan, Côte d'Ivoire., **2011**, 250.
21. Kouamé, K. B.; Konan, K.S.; Attoungbre K.S.; Konan, K.F.; Boussou, K.C.; Kouamé, K.M., Qualitative Assessment and Typology of the Water Resource Used for the Production of Drinking Water in Duékoué, Western Côte d'Ivoire, *Journal of Geoscience and Environment Protection.*, **2019**, *7*, 212–231. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.75017>.
22. Nimic, D.A.; Moore, J.N.; Prediction of water-soluble metal concentrations in fluvially deposited tailings sediments, Upper Clark Fork Valley, Montana, U.S.A. *Appl. Geochem.*, **1991**, *6*, 635–646.
23. Bhuiyan, M.A.H.; Bodrud-Doza Md.; Towfiqul, I.A. R. M.; Rakib M. A.; Safiur R.M.; Ramanathan A. L., Assessment of groundwater quality of Lakshimpur district of Bangladesh using water quality indices, geostatistical methods, and multivariate analysis. *Environ Earth Sci.*, **2016**, *75*, 1020, doi 10.1007/s12665-016-5823-y.
24. Backman, B.; Bodis D, Lahermo, P.; Rapant, S.; Tarvainen, T., Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environ. Geology.*, **1977**, *36*, 55–64.

25. Mohan, S.V.; Nithila, P.; Reddy, S.J., Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index. *J. Environ. Sci. Health A.*, **1996**, *31*, 283-289.
26. Onkar, S. B.; Sulochana, J., Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Heavy Metal Contamination Monitoring in the Water of Harike Wetland (Ramsar Site), *India. Int. J. Sci. and Research Publications.*, **2015**, *5*, 1-6.
27. Prasad, B.; Jaiprakas, K.C., Evaluation of heavy metals in ground water near mining area and development of heavy metal pollution index. *J Environ. Sci. Health A.*, **1999**, *34*, 91–102.
28. USEPA (United States Environmental Protection Agency). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1. Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002 Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency., **1989**.
29. Belkhiri, L.; Ammar, T.; Lotfi, M., Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater: *A Case Study of the South of Setif Area, East Algeria.*, **2018**, 1-14 <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.75734>.
30. Tianjie, S.; Lihuan, P.; Zhiqing C.; Ruiyuan W.; Wenjing, L.; Qing, Q.; Yuran, H.; Content of Heavy Metal in the Dust of Leisure Squares and Its Health Risk Assessment—A Case Study of Yanta District in Xi'an. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, **2018**, *15*, 394; doi:10.3390/ijerph15030394.
31. Mwakalapa, E.B.; Simukoko, C.K.; Mmochi, A.J.; Mdegela, R.H.; Berg, V.; Bjorge Müller, M.H.; Lyche, J.L.; Polder, A., Heavy metals in farmed and wild milkfish (*Chanos chanos*) and wild mullet (*Mugil cephalus*) along the coasts of Tanzania and associated health risk for humans and fish, *Chemosphere.*, **2019**, 1-29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.063>.
32. USEPA (United States Environmental Protection Agency). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). EPA/540/R/99/005 Office of Superfund Remediation and Technology Innovation U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC., **2004**.
33. Tanouayi G. ; Gnandi, K. ; Ahoudi H. ; Ouro-Sama, K., Contamination metallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone miniere d'exploitation des phosphates de hahotoe-kpogame (sud-togo): cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal.*, **2015**, *2*, 25-40.
34. USEPA.; The state of the world fisheries and aquaculture; meeting the sustainable for Superfund Volume 1. Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002 Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency., **2018**.
35. FAO., The state of world fisheries and aquaculture. Opportunities and challenges., Food and Agriculture Organization of the United Nations., Rome., **2014**.
36. WHO., Guidelines to Drinking-water Quality (fourth edition), ISBN 978 92 4 1548151 (NLM classification: WA 675., **2011**, 564.
37. Rajeshkumar, S.; Liu, Y.; Zhang, X.; Ravikumar, B.; Bai, G.; Li, X., Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China, *Chemosphere.*, **2017**, *191*, 626-638 doi: 10.1016/j.chemosphere.10.078.
38. Matías M, S, A., Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers, These de doctorat de l'universite de toulouse délivrée par l'université toulouse III– paul sabatier., **2008**, 352.
39. Vukovic, D.; Stankovic, S.J.; Vukovic, Z.; Jankoviv, K., Transport and storage of heavy metals in the Sava River Basin in Serbia. *J Serbian Chem Soc.*, **2014**, *79*, 379–387.
40. Nieboer, E., Fletcher, G. G., Thomassen, Y.; Relevance of reactivity determinants to exposure assessment and biological monitoring of the elements. *J. Environ. Monit.*, **1999**, *1*, 1–14.
41. JORF (Journal Officiel de la Republique Francaise)., Limites et références de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée a la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R.1321-38 a R.1321-41 Ministère de la Sante et des Solidarités. Arrêté du 04/08/2017 modifiant plusieurs arrêtés relatifs aux eaux et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation., **2017**.

42. Kouassi, A.M.; Yao, K. A.; Ake, A. Y.; Biemi, J., Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences.*, **2011**, *5*, 2155-2169. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i5.35>.
43. Shama, S.A.; Goher, M.E.; Abdo, M.H.; Kaial, S.M.; Ahmed, A.A.; Physico-chemical characteristics and heavy metal contents in water of Wadi El-Rayan Lakes, western desert, *Egypt. Egypt. J. Aquat. Biol. & Fish.*, **2011**, *15*, 225-240.
44. Traoré, A., Impacts des changements climatiques et du changement de l'occupation et de l'utilisation du sol sur les ressources en eau de l'environnement lagunaire d'Aghien et de potou (sud-est de la côte d'ivoire). Thèse unique doctorat en Sciences de la Terre et des Ressources Minières de l'Université Félix Houphouët-Boigny de Cocody., **2016**, 249.
45. Geffard O., Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: Evaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I., **2001**, 376.
46. Calamari, D.; Naeve, H., Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document Technique du CPCA, Rome, FAO., **1994**, *25*, 129.
47. Miquel, G., Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. N° 2979 Assemblée Nationale., **2001**, 366.
48. Yebpella, G. G.; Magomya, A. M.; Udiba U. U.; Gandu I.; Amana, S. M.; Ugboaja, V. C.; Usman N. L., Assessment of Cd, Cu, Mn and Zn levels in soil, water and vegetable grown in irrigated farm along River Kubani, Zaria, *Nigeria. J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, **2011**, *5*, 84-89.
49. Obasohan, E. E.; Oronsaye, J. A. O.; Obano, E. E., Heavy metal concentrations in *Malapterurus electricus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* from Ogba River in Benin City, *Nigeria. Afr. J. Biotech.*, **2011**, *10*, 974-982.
50. Squadrone, S.; Burioli, E.; Monaco, G.; Koya, M.K.; Prearo, M.; Gennero, S.; Dominici, A.; Abete, M.C., Human exposure to metals due to consumption of fish from an artificial lake basin close to an active mining area in Katanga (D.R. Congo). *Sci. Tot. Environ.*, **2016**, *568*, 679-684.
51. 50. Alipour, H., Pourkhabbaz, A., Hassanpour, M., Estimation of potential health risks for some metallic elements by consumption of fish. *Water Qual. Expo. Health.*, **2015**, *7*, 179-185.
52. Zarith, S.B.; Mohd, Y.I., Determination of heavy metal accumulation in fish species in Galas River, Kelantan and Beranang mining pool, Selangor. *Procedia Environ. Sci.*, **2015**, *30*, 320 - 325.
53. Abdulali, T.; Shuhaimi-Othman, M.; Ahmad, A.K., Assessment of heavy metals in *Tilapia* fish (*Oreochromis niloticus*) from the Langat river and engineering lake in Bangi, Malaysia and evaluation of the health risk from tilapia consumption. *Ecotox. Environ. Saf.*, **2003**, *93*, 45-51.
54. Varol, M.; Muhammm, S. R., Environmental contaminants in fish species from a large dam reservoir and their potential risks to human health. *Ecotox. Environ. Saf.*, **2019**, *169*, 507-515.
55. Kamilou, O-S.; Hodabalo, D.S.; Kissao, G.; Komlan, M. A.; Essô, J. B., «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 [En ligne]., **2014**, *14*, 1-17 consulté le 16 juin 2019. URL: <http://journals.openedition.org/vertigo/15093>; doi : 10.4000/vertigo.15093.
56. Okugbe, O.E., Addo, G.F.; Zhang, S.; Han. N.; Anim-Larbi. K., Distribution and relationship between antimicrobial resistance genes and heavy metals in surface sediments of Taihu Lake, *China. J. Environ. Sci.*, **2018**, 1-14 <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.09.004>.

# Indices of Water Quality and Pesticide Monitoring Survey in Lake of Western Côte d'Ivoire and Its Human Risk Assessment

Kouamé Kouakou Benoit<sup>1</sup>, Konan Kouakou Séraphin<sup>1</sup>, Konan Koffi Félix<sup>2</sup>,  
Boussou Koffi Charles<sup>2</sup>, Kouamé Kouamé Martin<sup>2</sup>, Dibi Brou<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratory of Geosciences and Environment, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

<sup>2</sup>Laboratory of Ecology, Biodiversity and Evolution, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

Email: benoitk322@gmail.com, konandks@yahoo.fr

**How to cite this paper:** Benoit, K.K., Séraphin, K.K., Félix, K.K., Charles, B.K., Martin, K.K. and Brou, D. (2020) Indices of Water Quality and Pesticide Monitoring Survey in Lake of Western Côte d'Ivoire and Its Human Risk Assessment. *Natural Resources*, 11, 46-69.

<https://doi.org/10.4236/nr.2020.112004>

**Received:** January 26, 2020

**Accepted:** February 25, 2020

**Published:** February 28, 2020

Copyright © 2020 by author(s) and Scientific Research Publishing Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## Abstract

The aims of the work were to study the current quality of the water in Lake DOHOU used for drinking water supply through several physical, chemical analyses and using water quality indices (WQI). In addition, the question was whether the populations are at risk after drinking water of lake following a reduction of 50% and 75% in the median and maximum values of pesticides. Thus, the results of the pesticide monitoring program were incorporated into probabilistic human health risk assessment exercises. Water samples were collected over a period of one year. Pesticides were subjected to solid phase extraction and then analyzed using gas chromatography coupled to tandem mass spectroscopy. The other parameters were measured according to conventional methods. The results showed that the most frequently detected pesticides were aldicarb (79%), simazine (79%) and monolinuron (44%). They also showed the mean values of concentrations exceeding 1.5 µg/L. Metoxuron detected at a frequency of 29% showed the maximum average concentration (13.46 µg/L). Nearly 98% of the sampling points had at least one substance with an average concentration above the quality standard (0.1 µg/L) and 80% did not meet the total concentration standards. Cumulative risk quotient estimates after 50% or 75% abatement for frequently identified pesticides were greater than unity when extreme values for adults and children were considered. To determine the suitability of water for aquatic life, drinking water consumption and drinking water production, the water quality index (WQI), the heavy metal pollution (HPI) and the heavy metal evaluation (HEI) were calculated. The poor quality of the water was mainly related to pesticides, organic matter and microbiological parameters. Most of the nutrients and metals studied were often below the standards of drinking water

and aquatic life. The Water Quality Index (WQI) has shown that water quality is degrading for these three modes of use and ranges from poor to marginal. The coupling of monitoring data with probabilistic estimates of human risks could be used by the Ivorian authorities to propose effective pollution management plans.

### **Keywords**

Pesticides, Health Risk Assessment, Water Quality Index, Heavy Metal Index

---

## **1. Introduction**

Agriculture occupies a prominent place in developing countries because of its food, economic, social and environmental functions [1]. However, it faces many difficulties related to land insecurity, non-mechanization and rainfall problems [2]. To these basic problems is added the parasitic pressure exerted on the crops. All these factors combine to reduce production and consequently farmers' incomes. Thus, there is a question of survival for the latter who must find solutions to these constraints. If the resolution of land, water and mechanical problems is generally beyond the reach of the common farmer, it is different for the management of parasitism and weed issues [3]. The solution is based on the massive application of phytosanitary products, sometimes prohibited, and which ultimately poses environmental and health problems [4]. Also, in recent years, there has been a population growth in Côte d'Ivoire, accompanied by intensive urbanization, the development of industrial activities and the exploitation of arable land [5]. This has resulted in a large increase in wild dumping and a wide diversification of pollutants that can reach watercourses. The precariousness of Dohou Lake raises serious concerns because of the above-mentioned causes in addition to the absence or poor quality of drainage and sanitation structures. The main consequences of this gloomy picture are the inadequacies in the supply of drinking water and indirectly diarrheal diseases induced by the pathogens responsible for about 3.4 million deaths worldwide through the direct or indirect consumption of water contaminated [6]. The populations are thus faced with the often-fatal consequences of the drifts of their activities. Moreover, in Côte d'Ivoire, there are very few drinking water stations supplied by surface water that offer a moderately sophisticated treatment; that is to say, a filtration treatment accompanied by ozone treatment or activated charcoal. Since the majority of drinking water treatment plants supplied by surface water in Côte d'Ivoire do not provide a treatment that can remove all pesticides and trace elements present in the raw water, it is essential to ensure that surface water is not contaminated by these pollutants. Pollutants are generally in large quantities in urban discharges [7]. Data from the literature indicate that their release into aquatic environments adversely affects the physicochemical quality of biotopes and affects organisms at different levels of biological organization [8]. Pollution of wa-

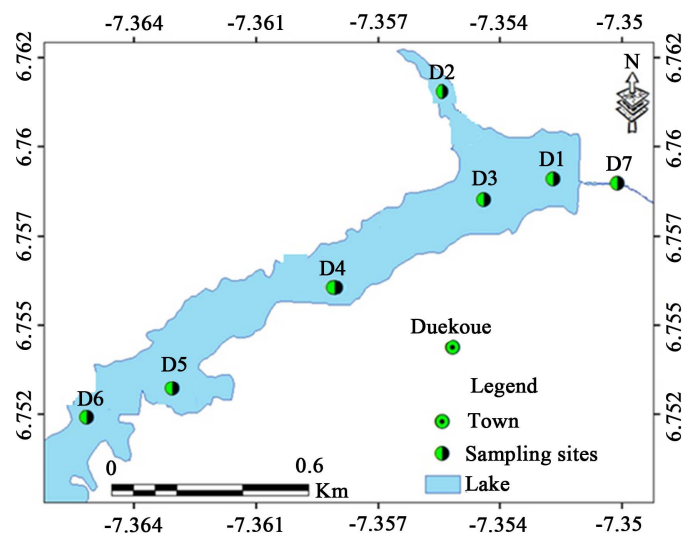


ter by pesticides is particularly problematic because of the ecological and human challenge that this resource represents [9]. The quality of surface water is therefore an issue for the population. Most of the surface water resources, particularly in peri-urban areas, are confronted with these pollutions, which causes them to experience episodes of eutrophication, due to nutrient inputs from domestic waste and agriculture. With regard to agricultural pollution, pollutants can lead to contamination of the food chain, difficulties in supplying populations with drinking water and certain threats to biodiversity [10]. These consequences are due to the persistence of certain agrochemicals or their degradation products which, through bioaccumulation and biomagnification, accumulate in the tissues of plants and animals [11]. In addition, the contamination of surface waters by heavy metals is a serious environmental problem because of their potential toxicity to humans and the environment [12]. They are not biodegradable and can bioaccumulate throughout the food chain. The interpretation of water quality datasets for pollution assessment is quite difficult because of the simple elemental concentrations [13]. On the other hand, quality indices have a great deal of leeway in analyzing data sets for better interpretation of pollution [14]. The present study aimed to evaluate the current water quality of Dohou Lake through several physical and chemical analyzes, using water quality indices (WQI), heavy metal pollution (HPI), heavy metals evaluation (HEI) and monitoring of 32 pesticides and metabolites in this lake used for drinking water supply. In addition, the results of the pesticide monitoring program have been incorporated into probabilistic risk assessment exercises for human health.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Area and Physicochemical Analysis

A mesh of the lacustrine water body allowed to select the sampling sites shown in **Figure 1**. Seven water quality monitoring points were set up on Dohou Lake



**Figure 1.** Map of sampling sites of Dohou Lake [15].

used for the production of drinking water with an area of one square kilometer. The study area is Guemon. It is a region with high agricultural production. Water samples were collected just below the surface of the water for analysis of selected parameters. The analysis was performed on several physical, chemical and microbiological parameters. Some parameters such as pH, dissolved oxygen and TDS were measured *in situ* using a multi-parameter HANNA brand, HI 9828 and other chemical and microbiological variables were estimated according to the procedures described by [15].

## 2.2. Heavy Metals Analysis

Seasonal samples of surface water were collected from November 2017 to October 2018. Samples were collected at the same location over the four seasons. The reagent used for sampling and filtration is  $\text{HNO}_3$  pure quality 48%. The objective is to stabilize the solutions at  $\text{pH} = 2$  to minimize precipitation and adsorption on the bottle walls, as required by the standard procedure. The sample bottle is rinsed with a little sample before filling. All samples once taken are stored in a cooler, and within a maximum of 24 hours placed in a refrigerator at  $4^\circ\text{C}$ . The filtration apparatus is cleaned regularly with 1 N HCl and rinsed with water to avoid memory effects on the collected water. The water samples were placed in clean polyethylene bottles. Heavy metal concentrations were determined using atomic absorption spectrometry (Perkin-Elmer, 3300/96, MHS-10) with a specific lamp for each particular metal. The heavy metal concentrations Pb, Cd, Fe, Zn, Mn and Cu were analyzed by flame atomic absorption spectrometry. Arsenic and mercury were determined by atomic absorption spectrometry with hydride/cold vapor generation. Lead was determined by atomic absorption spectrometry in a graphite furnace. The average values of three repetitions were taken for each determination. The quality of the analytical data has been ensured through the implementation of quality assurance and quality control methods in the laboratory, including the use of standard operating procedures, calibration with standards, analysis of blanks reagents, recovery of known additions and replica analysis. All analyzes were performed in triplicate and the results were expressed as an average. In order to minimize the variability among the sample results, we used the same analytical laboratory and this laboratory applied the same method of analysis for each chemical element searched during the study period.

## 2.3. Pesticide Analysis

Before extraction, the samples were filtered under vacuum through a filter paper to remove the particles. Each sample was returned to its original sampling container. The principle of SPE is to allow a volume of 10mL of sample to pass through a plastic cartridge containing octadecyl (C18). Before use, the cartridges were preconditioned with 4 ml of methanol then 4 ml of distilled water. The water samples were loaded onto the cartridges at a rate of  $5 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ . After sample percolating, the cartridges were aerated by pumping air and the retained solutes

were eluted with 5 ml of an ethyl acetate: methanol mixture (10 v/v) followed by 4 ml of hexane, leaving to soak for 30 minutes. The combined eluate was evaporated to dryness and the residue was dissolved in 100  $\mu$ L of ethyl acetate. Once the extraction process is complete, the next step is the analysis consisting of the separation, identification and determination of the isolated substances. In the case of the pesticides in this study, the technique used is that of gas chromatography (GC) coupled with mass spectrometry. For the analysis of the molecules in this study, it was coupled with several types of detectors such as the NPD detector and the mass spectrometer. The apparatus used is a Varian® 431-GC chromatograph (Agilent Technologies, Les Ulis, France) equipped with an automatic sample changer (Varian® CP-8410) coupled to a Varian® 210-MS mass spectrometer operating with a charge trapping analyzer (ion trap). Mass spectrometer was used in full scan mode. The whole is controlled by a computer equipped with software allowing the acquisition and the exploitation of the data. The temperature program applied to the column is as follows: the flow temperature is 70°C then rises to 175°C with a step of 10°C/min, then to 225°C with a step of 5°C/min and finally at 310°C at a rate of 10°C/min. The final temperature of 310°C is maintained for 6 min 50 sec. The injection was done in splitless mode for 30 seconds with an injector temperature of 280°C. A sample volume of 2  $\mu$ L is injected using the autosampler to obtain a good reproducibility of the injection. The mass spectrometer is used in electronic impact (EI) mode where ionization is caused by collisions with electrons at 70 eV; the intensity of the filament was 80  $\mu$ A. The pesticides were identified by comparing the retention times obtained by analyzing a standard mixed working solution at 500 ppb and by interrogating the software's mass spectra library. The pesticide contents contained in the samples are calculated by comparing the areas of the peaks of the products in the sample with the areas obtained with standard solutions of known concentrations. The principle of calculation of the results by the software is given by the Equation (1)

$$C_p = \frac{S_c \times C_e \times V_2 \times V_f \times F}{S_e \times M_e \times V_1} \quad (1)$$

$C_p$ : concentration of active ingredient (mg/L);  $S_c$ : peak area of the sample;  $S_e$ : standard peak area;  $C_e$ : standard concentration (mg/L);  $V_1$ : volume to be purified (l);  $V_2$ : volume after purification (l);  $V_f$ : final volume (l);  $M_e$ : sample volume (l);  $F$ : dilution factor.

#### 2.4. Heavy Metal Pollution Index (HPI) and Heavy Metals Evaluation Index (HEI)

The degree of metallic pollution in the Dohou Lake water samples was evaluated using two methods: the metal pollution index (HPI) and the heavy metals evaluation index (HEI) as reported by [14] and [16]. HPI indicates the quality of water and its suitability for use as drinking water for metals [17]. The Heavy Metal Pollution Index (HPI) method was developed by assigning a rating or weighting ( $W_j$ ) to each selected parameter (Hg, Cd, As, Pb, Cu, Fe, Mn, Zn). The Heavy

Metals Evaluation Index (HEI) provides an overview of the overall water quality for heavy metals and metalloids (Hg, Cd, As, Pb, Cu, Fe, Mn, Zn) [18]. It was calculated by [17] as follows:

$$\text{HPI} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (2)$$

With

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{M_i - I_i}{S_i - I_i} \times 100 \quad \text{and} \quad \text{HEI} = \sum_{i=1}^n H_c / H_{MAC} \quad (3)$$

where  $Q_i$ : sub-index of the  $n$ th parameter,  $W_i$ : unit weighting of the parameter  $i$ ;  $n$ : number of parameters considered.  $M_i$ : measured heavy metal content of the parameter  $i$ ,  $I_i$ : ideal values of the parameter  $i$  and  $S_i$ : standard value of the parameter  $i$ , the sign (-) indicates the numerical differences between the two values, ignoring the algebraic sign.  $H_c$ : measured heavy metal content of parameter  $i$ ,  $H_{mac}$ : maximum permissible concentration of parameter  $i$ .

## 2.5. Water Quality Index

In general, the index is used to assess water quality in relation to its desired status (as defined by the water quality objectives) and to give an idea of the extent to which water quality is affected by human activity. An index is a useful tool to describe the state of the water column, sediments and aquatic life and to assess the suitability of water for use by humans, aquatic life, wildlife.

The WQI is identified by the Canadian Water Quality Index approved by the Canadian Council of Ministers of the Environment [19]. The index has three components: Scope—number of variables that do not meet water quality objectives; frequency—the number of times these goals are not achieved; and amplitude—the sum of objectives has not reached. The index produces a number between 0 (worst water quality) and 100 (best water quality). The classification of WQI scores was illustrated by 5 descriptive categories to simplify the presentation of water quality: poor (0 to 44), marginal (45 to 64), fair (65 to 79), good (80 to 94) and excellent (95 to 100). The WQI was calculated using the Equation (4):

$$\text{QWI} = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \quad (4)$$

where  $F_1$  (Scope) represents the percentage of variables that did not meet their objectives at least once during the reporting period (“failed variables”), relative to the total number of variables measured,

$F_1 = \frac{\text{Number of failed variables}}{\text{Total number of variables}} \times 100$ ;  $F_2$  (Frequency) represents the percentage of individual tests that do not meet the objectives (“failed tests”):

$F_2 = \frac{\text{Number of failed tests}}{\text{Total number of tests}} \times 100$ ,  $F_3$  (Amplitude): The extent (excursion) to which the failed test exceeded the permissible value.

The sum of non-compliance of the individual tests is calculated by summing the differences of the individual tests in relation to their objectives and dividing

by the total number of tests (objectives exceeded by not achieved). This variable, called the normalized sum of excursions or nse, is calculated as follows:

$$\text{nse} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}_i}{\text{Total number of tests}}$$

and

$$\text{excursion}_i = \left( \frac{\text{Failed tests}_i}{\text{Guideline value}_j} \right) - 1$$

$F_3$  is then calculated by an asymptotic function that fits the normalized sum of the deviations to objectives (nse) to give a range between 0 and 100.

$$F_3 = \frac{\text{nse}}{\text{nse} \times 0.01 + 0.01}$$

Three sets of guidelines were used to determine if Dohou Lake is suitable for drinking water production according to the French standard FQWS [20], for direct use as source of drinking water WHO [21] and for the protection of aquatic life according to CCME criteria. Water quality was determined by 19 parameters ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , pH, OD, total phosphorus, total nitrogen khjedjal, Hg, Pb, Cd, As, Cu, Fe, Zn, E. coli, enterococci, Aldicarb and Monolinuron), 24 (TDs,  $\text{BOD}_5$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , pH, DO, total phosphorus, total nitrogen khjedjal, Hg, Pb, Cd, As, Cu, Fe, Zn, E. Coli, Enterococci, Aldicarb and Monolinuron) and 21 (TDS,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , pH, OD, Hg, Pb, Cd, As, Cu, Fe, Zn, E coli, enterococci, Aldicarb and Monolinuron) for [19] [20] and [21], respectively.

## 2.6. Risk Assessment for Human Health

The non-carcinogenic risk of the detected pesticides was calculated using a model described by [22] and [23] for adults and children. Oral reference doses were obtained from [23] [24] [25]. Daily drinking water consumption per person depends on physical activity (duration and intensity of exercise), weather conditions and transpiration rate. The different types of surface water treatments have varying levels of effectiveness for pesticide removal from supply water. A study carried out in Switzerland and France established that the average pesticide abatement in their drinking water was 50% for conventional treatment (sand filtration) and 75% for filtration treatment accompanied by ozone [26]. Based on these results, we calculated the different allowances on the median values and the maximum values (Table 4) this study two scenarios were used, the first considering the raw water consumption of the lakes and the second, more realistic, lake water consumption after treatment. The hazard quotient (HQ) was used to calculate the non-carcinogenic hazard for a person consuming water from this resource (Equation (5)) [23] [27]. Pesticides with a high detection frequency and some with an oral reference dose were considered in this work. Other routes of exposure (e.g. skin contact with surface water during shower) have not been considered.

$$HQ = \frac{CDI}{RfDo} \quad (5)$$

where the daily intake (CDI) represents the estimated amount of pesticide ingested per kilogram of body weight; The reference dose (RfDo) is the reference dose of the contaminant (mg/kg/day) orally. The CDI was calculated by the Equation (6) [22],

$$CDI_i = \frac{C \times IRI \times EFi \times EDi}{BW_i \times AT} \quad (6)$$

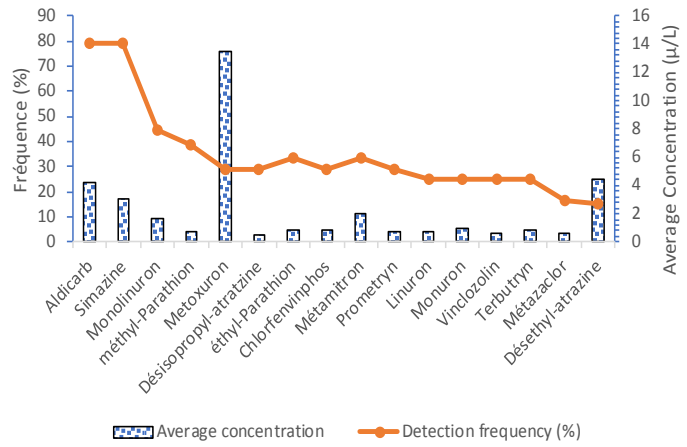
where C represents the measured concentration (mg/L) of each pesticide in the water (median and maximum concentration detected), IRI is the water ingestion rate (1.5 and 2 L/day for each age considered, 6 years for children and 70 years for adults) [28], EFi is the frequency of exposure (350 days/year for both ages), EDi is the exposure duration (6 years for children and 70 years old for adults). BW<sub>i</sub> is the body weight of the exposed person (28 kg for children and 70 kg for adults, AT is the average lifespan (2190 and 25,550 days for children and adults, respectively). When HQ of a pesticide was greater than 1, potential adverse effects were probably due to the compound in question, and if HQ was less than 1, adverse effects were not likely. To estimate the cumulative potential (HQs) of several pesticides, the sum of the hazard quotients for each pesticide was calculated by the Equation (7)

$$HQs = \sum HQ_i \quad (7)$$

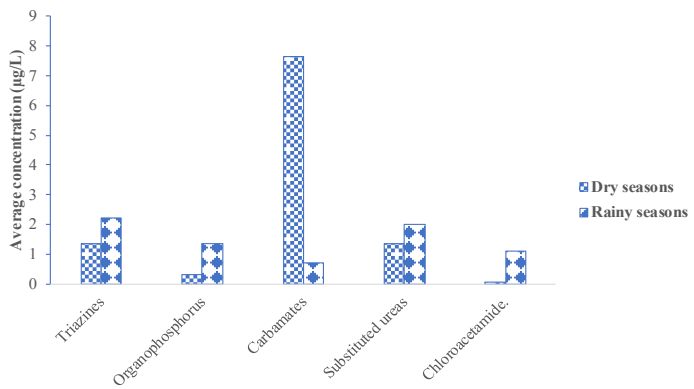
### 3. Results

#### 3.1. Pesticides

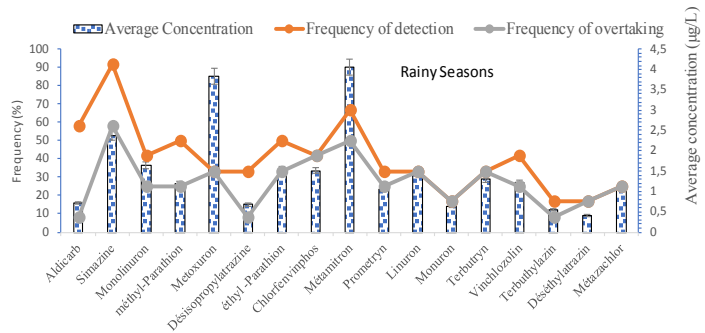
A total of 28 water samples were analyzed for 32 pesticides and their metabolites over a one-year sampling period. Twenty-two pesticides and their metabolite products were detected in the lake. Sixteen herbicides (atrazine, metolachlor, prometryn, diuron, isoproturon, metamitron, metazachlor, simazine, terbutylazine, terbutryn, monolinuron, fenuron, metoxuron, monuron, metobromuron and linuron), six insecticides-acaricides (parathion-methyl, vinchlozoline, parathion-ethyl, Chlorfenvinphos, Chlorpropham and Aldicarb) and two metabolites (atrazine-desethyl, atrazine-deisopropyl) were quantified. During the study period of the 32 different substances investigated, 17 were more or less frequently detected, including 16 at concentrations above 0.1 µg/L and 15 at concentrations above 0.5 µg/L. On average, 6 substances were detected simultaneously in the same samples. In 85% of the samples, the cumulative concentration exceeded 0.5 µg/L. The most frequently quantified substances (frequency > 40%) during the study period were in ascending order, Monolinuron, Simazine and Aldicarb (**Figure 2(a)**). Generally, herbicides were the most frequently detected pesticides and showed higher concentration values. For the insecticides that were detected in 45% of the samples, the main families represented were carbamates (aldicarb) and organophosphorus compounds (parathion-methyl, parathion-ethyl, chlorfenvinphos). The behaviors of the active ingredients may depend to



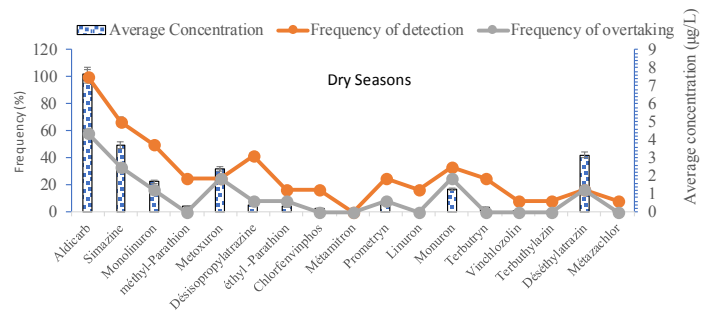
(a)



(b)



(c)



(d)

**Figure 2.** Mean concentrations, detection frequencies and overtaking of pesticides according to the seasons.

a certain extent on the seasons. Indeed, climatic parameters such as temperature, rain, wind and sunshine play a key role in the fate of pesticides, hence the relevance of the study of seasonal variations in residue levels. Seasonal variations in pesticide detection were observed during the study period (**Figure 2(b)**). Average levels per chemical family were higher in the rainy season than in the dry season except for carbamates in Dohou Lake where concentrations were higher in the dry season (**Figure 2(c)** and **Figure 2(d)**). Average concentrations were relatively higher in the rainy season than in the dry season for the majority of the active ingredients sought except for Aldicarb, Simazine and Monuron. The highest concentrations were measured when the first driest rains occurred shortly after pesticide application in early March. There are very different concentration profiles between the water sampling points. Aldicarb concentrations ranging from undetected to 37.5 µg/L were observed. According to the French standard, compliance with the quality standards for pesticides in surface fresh water intended for the production of drinking water is subject to the following joint verification of two conditions: the concentration of total pesticide residues must be less than 5 µg/L and the concentration of residues per substance must be less than 2 µg/L with the exception of four substances (aldrin, dieldrin, heptachlor and heptachlor epoxide) for which the standard is 0.03 µg/L. Failure to comply with one or both of these conditions will result in non-compliance of the sampling point. The quality standards for surface water intended for drinking water are respected for 2% of the considered water points. Nearly 98% of the sampling points had at least one substance with an average concentration above the corresponding quality standard and 80% did not meet the total concentration standards. On average, three active ingredients were found with higher than standard levels in the samples.

### 3.2. Health Risk Assessment

The result of the various possible abatements calculated with the median and maximal values (µg/L) as well as the oral reference doses are recorded in **Table 1**. The results of the different abatements according to the two types of treatment showed values higher than 0.1µg/L which is the European standard for an active ingredient.

### 3.3. Health Risk Related to Water Consumption

The HQ of the 7 pesticides considered is presented in **Table 2**. The HQ is less than 1, considering the median values and the different abatements. The highest value in this case is  $6.51 \times 10^{-1}$ , which indicates that the lake water is relatively clean for consumption in this case. On the other hand, if we consider the maximum values of the raw water content for the calculation of the HQ, aldicarb, methyl-parathion and ethyl -parathion recorded values of HQ greater than 1 and the highest observed in the lake is for aldicarb in the case of children. Also, after 50% reduction in conventional treatment, aldicarb (1.53) also has the highest HQ value in the sample. These results indicate that aldicarb in the lake



**Table 1.** Results of the various median and extreme reductions in the most highly-pollinated pesticides and their oral reference dose.

Pesticides	Méd	Max	50%	75%	50%	75%	RfDo
			abatement (Méd)	abatement (Méd)	abatement (Max)	abatement (Max)	
<b>Aldicarb</b>	2	37.5	1	0.5	18.75	9.37	0.001
<b>Simazine</b>	2.35	18.2	1.17	0.58	9.1	4.85	0.005
<b>Monolinuron</b>	1.5	12.1	0.75	0.37	6.05	3.02	0.005
<b>Méthyl-Parathion</b>	2	4.31	1	0.5	2.15	1.08	0.00025
<b>Ethyl-Parathion</b>	2.06	4.64	1.05	0.52	2.32	1.16	0.00035
<b>Prometryn</b>	1.6	5	0.8	0.4	2.5	1.25	0.004
<b>Terbutryn</b>	1	4.85	0.5	0.25	2.42	1.22	0.001

Med: median; Max: maximum.

**Table 2.** Non-carcinogenic risk of frequently detected pesticides according to two scenarios.

Pesticides	children		Adult	
	CDI (mg/Kg/l)	HQ	CDI (mg/Kg/l)	HQ
Aldicarb	$1.63 \times 10^{-4a}$	$1.63 \times 10^{-1a}$	$5.48 \times 10^{-5}$	$5.48 \times 10^{-2}$
	$3.05 \times 10^{-3b}$	<b>3.05<sup>b</sup></b>	$1.03 \times 10^{-3}$	<b>1.03</b>
	$8.14 \times 10^{-5c}$	$8.14 \times 10^{-2c}$	$2.74 \times 10^{-5}$	$2.74 \times 10^{-2}$
	$4.07 \times 10^{-5d}$	$4.07 \times 10^{-2d}$	$1.37 \times 10^{-5}$	$1.37 \times 10^{-2}$
	$1.53 \times 10^{-3e}$	<b>1.53<sup>e</sup></b>	$5.14 \times 10^{-4}$	$5.14 \times 10^{-1}$
	$7.63 \times 10^{-4f}$	$7.63 \times 10^{-1f}$	$2.56 \times 10^{-4}$	$2.56 \times 10^{-1}$
Simazine	$1.91 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^{-2}$	$6.44 \times 10^{-5}$	$1.28 \times 10^{-2}$
	$1.48 \times 10^{-3}$	$2.96 \times 10^{-1}$	$4.99 \times 10^{-4}$	$10^{-1}$
	$9.56 \times 10^{-5}$	$1.9 \times 10^{-2}$	$3.22 \times 10^{-5}$	$6.44 \times 10^{-3}$
	$4.72 \times 10^{-5}$	$9.4 \times 10^{-2}$	$1.59 \times 10^{-5}$	$3.18 \times 10^{-3}$
	$7.41 \times 10^{-4}$	$1.48 \times 10^{-1}$	$2.49 \times 10^{-4}$	$4.98 \times 10^{-2}$
	$3.95 \times 10^{-4}$	$7.90 \times 10^{-2}$	$1.33 \times 10^{-4}$	$2.66 \times 10^{-2}$
Monolinuron	$1.22 \times 10^{-4}$	$2.4 \times 10^{-2}$	$4.11 \times 10^{-5}$	$8.22 \times 10^{-3}$
	$9.85 \times 10^{-4}$	$1.97 \times 10^{-1}$	$3.32 \times 10^{-4}$	$6.64 \times 10^{-2}$
	$6 \times 10^{-5}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$2.05 \times 10^{-5}$	$4 \times 10 \times 10^{-3}$
	$3.04 \times 10^{-5}$	$6.060 \times 10^{-3}$	$1.02 \times 10^{-5}$	$2.04 \times 10^{-3}$
	$4.92 \times 10^{-4}$	$9.48 \times 10^{-2}$	$1.66 \times 10^{-4}$	$3.32 \times 10^{-2}$
	$2.43 \times 10^{-4}$	$4.86 \times 10^{-2}$	$8.28 \times 10^{-5}$	$1.65 \times 10^{-2}$
Méthyl-Parathion	$1.63 \times 10^{-4}$	$6.51 \times 10^{-1}$	$5.48 \times 10^{-5}$	$2.19 \times 10^{-1}$
	$3.51 \times 10^{-4}$	<b>1.400</b>	$1.18 \times 10^{-4}$	$4.72 \times 10^{-1}$
	$8.14 \times 10^{-5}$	$3.26 \times 10^{-1}$	$2.74 \times 10^{-5}$	$1 \times 10 \times 10^{-1}$
	$4.07 \times 10^{-5}$	$1.63 \times 10^{-1}$	$1.37 \times 10^{-5}$	$5.48 \times 10^{-2}$
	$1.75 \times 10^{-4}$	$7 \times 10^{-1}$	$5.89 \times 10^{-5}$	$2.35 \times 10^{-1}$
	$8.79 \times 10^{-5}$	$3.51 \times 10^{-1}$	$2.96 \times 10^{-5}$	$1.18 \times 10^{-1}$

## Continued

	$1.68 \times 10^{-4}$	$4.79 \times 10^{-1}$	$5.60 \times 10^{-5}$	$1.6 \times 10^{-1}$
	$3.78 \times 10^{-4}$	<b>1.080</b>	$1.27 \times 10^{-4}$	$3.63 \times 10^{-1}$
Ethyl-Parathion	$8.55 \times 10^{-5}$	$2.44 \times 10^{-1}$	$2.87 \times 10^{-5}$	$8.20 \times 10^{-2}$
	$4.23 \times 10^{-5}$	$1.20 \times 10^{-1}$	$1.43 \times 10^{-5}$	$4.08 \times 10^{-2}$
	$1.89 \times 10^{-4}$	$5.40 \times 10^{-1}$	$6.35 \times 10^{-5}$	$1.81 \times 10^{-1}$
	$9.44 \times 10^{-5}$	$2.69 \times 10^{-1}$	$3.18 \times 10^{-5}$	$9.08 \times 10^{-2}$
	$1.30 \times 10^{-4}$	$3.2 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-5}$	$1.1 \times 10^{-2}$
Prométryn	$4.07 \times 10^{-4}$	$1.02 \times 10^{-1}$	$1.37 \times 10^{-4}$	$3.4 \times 10^{-2}$
	$6.51 \times 10^{-5}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$2.19 \times 10^{-5}$	$5.47 \times 10^{-3}$
	$3.26 \times 10^{-5}$	$8 \times 10^{-3}$	$1.09 \times 10^{-5}$	$2.72 \times 10^{-3}$
	$2.03 \times 10^{-4}$	$5.07 \times 10^{-2}$	$6.85 \times 10^{-5}$	$1.71 \times 10^{-2}$
	$1.02 \times 10^{-4}$	$2.55 \times 10^{-2}$	$3.42 \times 10^{-5}$	$8.55 \times 10^{-3}$
Terbutryn	$8.14 \times 10^{-5}$	$8.1 \times 10^{-2}$	$2.7 \times 10^{-5}$	$2.7 \times 10^{-2}$
	$3.95 \times 10^{-4}$	$3.95 \times 10^{-1}$	$1.33 \times 10^{-4}$	$1.33 \times 10^{-2}$
	$4.07 \times 10^{-5}$	$4.1 \times 10^{-2}$	$2.74 \times 10^{-5}$	$2.74 \times 10^{-3}$
	$2.03 \times 10^{-5}$	$2.0 \times 10^{-2}$	$1.37 \times 10^{-5}$	$1.37 \times 10^{-2}$
	$1.97 \times 10^{-4}$	$1.97 \times 10^{-1}$	$6.63 \times 10^{-5}$	$6.63 \times 10^{-2}$
	$9.93 \times 10^{-5}$	$9.93 \times 10^{-2}$	$3.34 \times 10^{-5}$	$3.34 \times 10^{-2}$
		<b>1.468<sup>a</sup></b>		<b>0.4928</b>
		<b>6.518<sup>b</sup></b>		<b>2.079</b>
		<b>0.739<sup>c</sup></b>		<b>0.2381</b>
HQs = $\Sigma$ HQi		<b>0.4517<sup>d</sup></b>		<b>0.1309</b>
		<b>3.260<sup>e</sup></b>		<b>1.096</b>
		<b>1.635<sup>f</sup></b>		<b>0.5498</b>

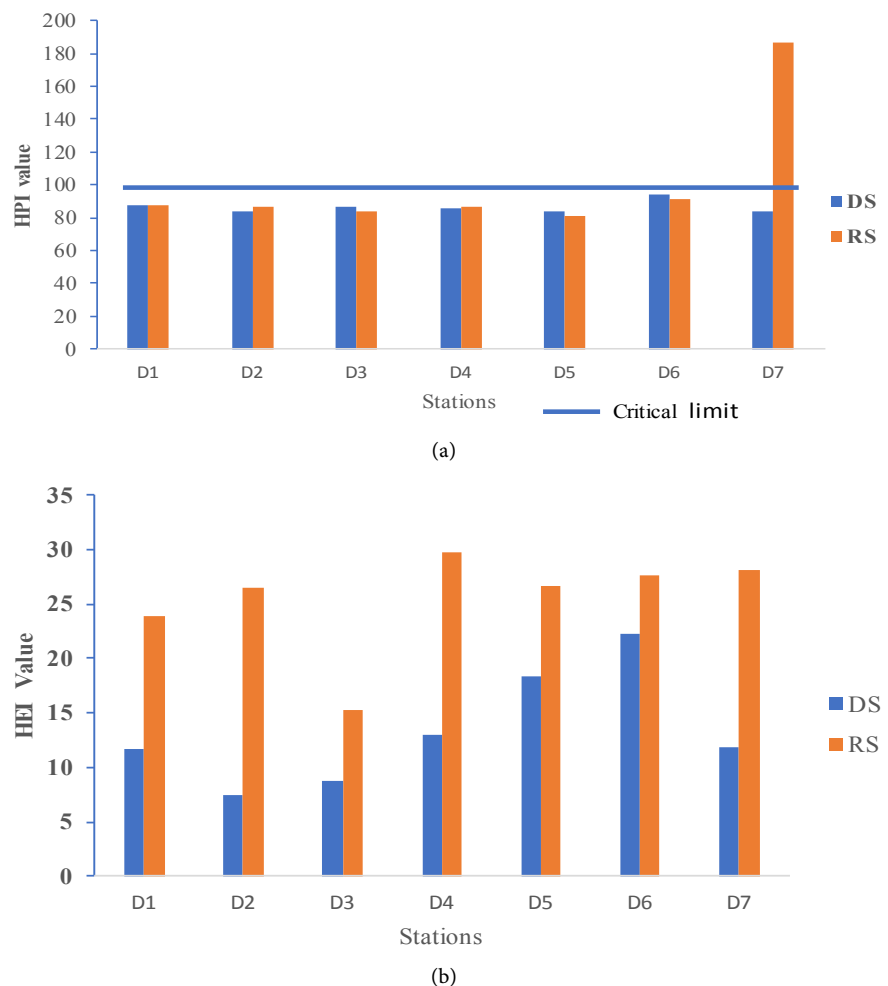
<sup>a</sup>Non-carcinogenic hazard quotient (child, median concentration); <sup>b</sup>Non-carcinogenic hazard quotient (child, extreme concentration); <sup>c</sup>Non-carcinogenic hazard quotient (child, median concentration after 50% abatement); <sup>d</sup>Non-carcinogenic hazard quotient (child, median concentration after 75% abatement); <sup>e</sup>Non-carcinogenic risk quotient (child, extreme concentration after 50% abatement); <sup>f</sup>Non-carcinogenic hazard quotient (child, extreme concentration after 75% abatement).

poses a potential risk to children through the consumption of raw water before and after 50% reduction. On the other hand, the potential risk of exposure through ingestion after a 75% abatement is low. The HQ estimates for each pesticide by ingestion when considering the median value follows the order of methyl parathion > ethyl parathion > aldicarb > Terbutryne > Simazine > prometryn > Monolinuron. Regarding the case of the risk assessment for adults when extreme concentrations are taken into account, only aldicarb has HQ greater than 1 suggesting a risk for this class of person. However, the potential risk is low after at least 50% of abatement for adults. The cumulative risk potentials (HQs) posed by several pesticides after a 50% and 75% reduction are respectively 3260 and 1635 when extreme concentrations are taken into account for children

(Table 2). For adults, only the cumulative risk potential (HQs) posed by several pesticides after 50% abatement is greater than 1. The cumulative risk assessment was calculated using a simplified additive approach by summing the individual HQs posed by each pesticide; the effects of synergistic, antagonistic or other interactions have not been taken into account. The non-cancer risk of children is higher than the potential risk for adults.

### 3.4. Heavy Metals Index

The HPI and HEI values for 28 water samples were calculated and these mean indices of heavy metal pollution per station were shown in Figure 3. The average heavy metal pollution index (HPI) for station 7 (187) was above the value of critical limit 100. No significant spatial variation in water quality was observed as illustrated by the variation of HPI (Figure 3(a)). The heavy metals evaluation index (HEI) is used to discriminate the criteria of the different pollution indices. The HEI criteria for surface water samples are therefore classified as low (HEI < 40), medium (HEI = 40 - 80) and high (HEI > 80). It is observed that surface



**Figure 3.** Spatial and temporal variation in surface water quality index values in the study area. RS: Rainy Season; DS: Dry Season, Guide levels: 100.

water in the study area has a low pollution level for heavy metals. The HEI index reveals a significant seasonal variation ( $p < 0.001$ ) in water quality between the dry season and the rainy season (**Figure 3(b)**). In general, the dry season recorded significantly lower heavy metal concentrations ( $p < 0.05$ ) than in the rainy seasons.

### 3.5. Overall Water Quality Index

The spatial distribution of water quality data is shown in **Table 3** for all parameters studied. The pH of Dohou Lake was generally acidic. The average pH value was below the acceptable standard for drinking water. Dissolved oxygen (DO) is an important parameter in the assessment of water quality for aquatic life and for consumption. Mean values of DO at all monitoring points were within the quality criteria for aquatic fitness and for drinking water production. The lowest mean DO concentration was recorded at Station 7. Biological oxygen demand has a great advantage in estimating organic matter pollution. The average value of  $BOD_5$  is higher than the acceptable standard for drinking water production FQWS. Station 7 recorded the highest average concentration of  $BOD_5$  in the study period. For all forms of nitrogen in Dohou Lake, nitrite has the lowest concentrations. However, some values are beyond the limit required for aquatic fitness. All nitrogen compounds comply with the drinking water quality standard except for total nitrogen. Some values of the different parameters were higher than the recommendations for aquatic life. For forms of phosphorus (orthophosphate and total phosphorus) evaluated in water, the average grade of orthophosphate remained in compliance with both standards (FQWS, WHO). On the other hand, the average total phosphorus content exceeds the permissible concentration for water intended for the production of drinking water and the protection of aquatic life. All forms of nitrogen and orthophosphate measured were correlated ( $r = 0.69 - 0.93$ ,  $n = 48$ ,  $p < 0.01$ ). Microbiological analyzes show the presence of fecal coliform bacteria (*E. coli*) and enterococci in the waters of Dohou Lake (**Table 3**). These bacteria are good indicators of recent faecal contaminations. All sampling points recorded levels above WHO standards and some were well in aquatic life guidelines and some exceeded criteria for drinking water production. The most commonly detected pesticides (aldicarb, simazine and monolinuron) have been incorporated into the overall assessment of water quality. Stations D3 and D4 recorded the highest average levels of pesticides (aldicarb, simazine and monolinuron). The mean concentrations of aldicarb per station in the study period (**Table 3**) range from  $0.65 \pm 0.94 \mu\text{g/L}$  to  $10.39 \pm 18.11 \mu\text{g/L}$  for lake water and exceed the allowable concentration for drinking water production and the protection of aquatic life at certain sampling points. This is the same for simazine and monolinuron pesticides with mean concentrations ranging from  $1.04 \pm 1.29$  to  $6.05 \pm 7.58 \mu\text{g/L}$  and from  $0.35 \pm 0.49$  to  $4.21 \pm 3.4 \mu\text{g/L}$ , respectively. The average concentrations per station of Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Mn and Fe in Dohou Lake ranged respectively by  $0.36 \pm 0.30 - 0.71 \pm 0.39$ ;  $0.05 \pm 0.03 - 0.36 \pm 0.45$ ;  $1.74 \pm 1.83 - 7.52 \pm 3.45$ ;  $0.85 \pm 1.10 - 9.40 \pm 5.34$ ;

**Table 3.** Basic statistics of physical, chemical and microbial variables in Dohou Lake.

Variables		Stations							Production drinking water	Drinking water	Aquatic life
		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	FQWS	WHO, 2011	CCME
TDS	Max - Min	29.3 - 17	29 - 16	31.5 - 16.5	33 - 16.7	43 - 16	60 - 16	35 - 17	300	1000	-
	Moy ± SD	22.78 ± 3.61	22.25 ± 3.33	22.87 ± 4.02	23.15 ± 4.45	25.66 ± 6.98	27.42 ± 12.00	26.08 ± 4.77			
pH	Max - Min	7.15 - 4.79	7.31 - 4.79	7.15 - 4.82	7.16 - 4.96	7.43 - 5.05	6.71 - 4.85	6.75 - 4.84	6.5	6.5	6.5
	Moy ± SD	6.19 ± 0.19	6.00 ± 0.72	5.97 ± 0.72	5.8 ± 0.66	5.67 ± 0.76	5.51 ± 0.57	5.65 ± 0.59	8.5	9	9
DO (mg/L)	Max - Min	9 - 4.59	7.70 - 4.66	7.7 - 3.8	7.17 - 4.60	7.8 - 3.6	7.90 - 3.53	6.44 - 2.54	5	5	5
	Moy ± SD	6.28 ± 0.42	6.04 ± 1.03	5.75 ± 1.25	5.88 ± 0.78	5.36 ± 1.16	5.00 ± 1.23	4.95 ± 1.20			
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Max - Min	10 - 3.11	12.92 - 1.84	8.54 - 2.27	16.34 - 4.16	13.6 - 1.6	20.3 - 2.7	17.8 - 16.8	3	5	-
	Moy ± SD	6.35 ± 2.60	5.67 ± 3.25	5.69 ± 2.52	9.53 ± 1.27	7.96 ± 4.08	7.71 ± 5.18	11.72 ± 6.62			
NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	Max - Min	8.83 - 0.34	8.70 - 0.01	10.2 - 0.9	11.33 - 0.43	16 - 0.2	16.40 - 0.80	14.30 - 3.00	50	50	2.9
	Moy ± SD	3.77 ± 2.60	3.53 ± 2.52	3.85 ± 2.80	3.83 ± 3.60	5.85 ± 4.98	7.22 ± 5.69	8.4 ± 3.81			
NO <sub>2</sub> -N (µg/L)	Max - Min	50 - 9	66 - 4	44 - 7.5	47 - 10	92 - 1	77 - 13	69 - 12	100	100	60
	Moy ± SD	23.0 ± 11.9	23.83 ± 18.75	20.80 ± 12.10	20.64 ± 10.60	31.00 ± 25.78	42.25 ± 18.85	28.16 ± 17.63			
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	Max - Min	0.295 - 0.076	0.44 - 0.07	0.28 - 0.04	0.38 - 0.09	0.68 - 0.08	1.22 - 0.07	0.85 - 0.04	4	0.5	0.47
	Moy ± SD	0.201 ± 0.07	0.19 ± 0.10	0.17 ± 0.07	0.19 ± 0.08	0.25 ± 0.19	0.32 ± 0.36	0.33 ± 0.24			
NTK (mg/L)	Max - Min	24.33 - 2.33	39 - 2	30 - 1.5	30.67 - 1	30 - 2	25 - 4	27 - 7	3	-	1
	Moy ± SD	12.36 ± 7.66	15.42 ± 11.90	12.37 ± 9.82	13.08 ± 8.57	15.50 ± 8.60	13.58 ± 7.13	16.33 ± 6.85			
PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	Max - Min	0.60 - 0.04	0.75 - 0.02	0.67 - 0.04	0.57 - 0.04	1.2 - 0.01	1.13 - 0.13	0.77 - 0.05	0.5	0.5	
	Moy ± SD	0.29 ± 0.16	0.31 ± 0.20	0.28 ± 0.18	0.30 ± 0.18	0.42 ± 0.38	0.43 ± 0.28	0.38 ± 0.24			
TP (mg/L)	Max - Min	15.6 - 0.12	0.1 - 31.4	16.45 - 0.16	15.67 - 0.20	22.9 - 0.01	12.1 - 03.71	1.7 - 0.24	0.7	-	0.5
	Moy ± SD	5.38 ± 5.57	5.79 ± 2.57	4.88 ± 1.63	5.05 ± 1.57	6.42 ± 2.24	4.39 ± 4.36	2.87 ± 3.46			
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Max - Min	20.21 - 1.02	42.72 - 0.25	19.57 - 3.76	20.93 - 2.97	28.02 - 2.01	96.24 - 1.87	135.73 - 1.14	250	250	-
	Moy ± SD	10.86 ± 5.86	12.99 ± 11.15	10.55 ± 4.56	10.88 ± 5.60	11.32 ± 7.81	26.49 ± 10.01	34.03 ± 11.26			
Hg (µg/L)	Max - Min	0.94 - 0.11	1.03 - 0.05	0.74 - 0.05	1.04 - 0.14	0.95 - 0.12	0.63 - nd	0.94 - 0.04	1	6	0.1
	Moy ± SD	0.37 ± 0.21	0.62 ± 0.43	0.37 ± 0.29	0.65 ± 0.44	0.71 ± 0.39	0.36 ± 0.30	0.51 ± 0.42			
Pb (µg/L)	Max - Min	7.12 - 0.38	2.21 - 3.28	3.96 - 0.23	4.14 - 0.15	17.05 - 0.53	2.6 - 1.31	1.08 - 1.11	50	10	4
	Moy ± SD	3.46 ± 2.79	2.67 ± 0.44	1.74 ± 1.83	2.31 ± 2.06	7.52 ± 3.45	1.83 ± 0.63	3.72 ± 4.90			
Cd (µg/L)	Max - Min	0.13 - nd	0.08 - nd	0.16 - 0.07	0.32 - 0.07	0.35 - 0.02	1.03 - 0.09	0.09 - 0.04	5	3	0.18
	Moy ± SD	0.07 ± 0.06	0.05 ± 0.03	0.12 ± 0.04	0.20 ± 0.12	0.16 ± 0.15	0.06 ± 0.020	0.36 ± 0.45			
As (µg/L)	Max - Min	10.25 - 0.24	0.07 - 5.03	2.65 - 0.14	18.75 - 0.03	10.34 - 0.23	2.43 - nd	1.98 - 0.06	10	10	50
	Moy ± SD	3.27 ± 2.34	1.86 ± 1.46	1.59 ± 1.26	9.40 ± 5.34	4.89 ± 2.54	0.85 ± 1.10	1.08 ± 0.86			

## Continued

Cu (µg/L)	Max - Min	3.13 - 0.23	3.46 - 1.25	2.23 - 0.99	2.8 - 0.78	3.78 - 2.07	2.34 - 1.50	3.98 - 1.89	50	2000	2
	Moy ± SD	1.63 ± 1.29	2.38 ± 0.90	1.89 ± 0.60	1.70 ± 0.88	2.87 ± 0.78	1.86 ± 0.40	2.81 ± 0.97			
Mn (µg/L)	Max - Min	3.40 - 1.52	2.28 - 1.08	3.20 - 0.99	4.04 - 2.21	5.62 - 2.09	3.34 - 2.08	4.56 - 2.06	-	1000	-
	Moy ± SD	2.65 ± 0.90	1.58 ± 0.58	2.20 ± 1.06	3.49 ± 0.86	3.02 ± 1.73	2.77 ± 0.66	2.93 ± 1.12			
Zn (µg/L)	Max - Min	3.02 - 0.58	0.30 - 2.12	2.24 - 0.85	9.25 - 0.65	4.09 - 0.17	2.14 - 0.54	2.21 - 0.21	5000		30
	Moy ± SD	1.56 ± 1.13	1.08 ± 0.75	1.37 ± 0.60	3.48 ± 4.02	2.46 ± 1.74	1.7 ± 0.76	1.60 ± 0.91			
Fe (µg/L)	Max - Min	4273 - 1032	5432 - 1064	2548 - 995	6621 - 1288	4915 - 1530	6036 - 2298	4906 - 1540	300	200	300
	Moy ± SD	2985 ± 1399.56	2896.25 ± 2172.24	2066.50 ± 721.14	3768.0 ± 2231.2	3351.25 ± 149.90	4663.5 ± 1.78	3235.24 ± 1.55			
E. Coli CFU/100mL	Max - Min	1315 - 960	1000 - 210	160 - 130	370 - 200	550 - 200	1650 - 1180	170 - 120	200	0	400
	Moy ± SD	1282.50 ± 237.96	596.25 ± 394.28	147.50 ± 15.00	282.50 ± 76.75	410.0 ± 148.99	1332.5 ± 218.08	146.25 ± 20.54			
Entérocoques CFU/100mL	Max - Min	1140 - 420	970 - 250	550 - 100	320 - 70	460 - 150	980 - 20	250 - 240	100	0	400
	Moy ± SD	790.00 ± 295.97	502.50 ± 332.60	322.5 ± 195.00	175.00 ± 113.78	247.5 ± 146.6	360.00 ± 64.93	460.00 ± 241.24			
Aldicarbe (µg/L)	Max - Min	13-nd	11.2-nd	37.50 - 0.08	36.5 - 0.8	8.60 - 0.02	2-nd	2-nd	2	0.1	5
	Moy ± SD	6.25 ± 5.56	3.70 ± 5.16	10.39 ± 18.11	9.05 ± 8.12	3.15 ± 3.75	0.90 ± 0.82	0.65 ± 0.94			
Simazine (µg/L)	Max - Min	4-nd	2.35-nd	18.2-nd	16-nd	17-0.01	6.0-0.8	2.87-nd	2	0.1	5
	Moy ± SD	2.71 ± 1.83	1.08 ± 1.26	4.81 ± 4.46	3.56 ± 2.20	6.05 ± 7.58	2.56 ± 2.40	1.04 ± 1.29			
Monolinuron (µg/L)	Max - Min	4-nd	1.4-nd	12.10-nd	11.30-nd	0.9-nd	6.4-nd	8.57-nd	2	0.1	5
	Moy ± SD	1.75 ± 2.06	0.35 ± 0.49	3.03 ± 3.02	4.21 ± 3.4	0.40 ± 0.47	1.60 ± 3.20	2.84 ± 3.90			

Nd: No detected, SD: Standard derivation.

1.63 ± 1.29 - 2.87 ± 0.78; 1.08 ± 0.75 - 3.48 ± 4.02; 1.58 ± 0.58 - 3.49 ± 0.86 and 2985 ± 1399.56 - 4663.5 ± 1.78. Generally, the highest concentrations of heavy metals were found at Station 5. Iron is one of the most common metals in nature. Fe concentrations exceeded the recommendations in most of the samples studied (Table 3). In addition, Hg concentrations in the lake water exceeded the recommended limits for aquatic life at all stations. All sampling points recorded levels of Cd, Pb, Cu and As below WHO standards and some were above guidelines for aquatic life and some exceeded the criteria for drinking water production. The WHO drinking water quality indices and its ability to protect aquatic life (CMME) remained consistently in the poor class (33.74 - 38.71; 32.81 - 42.45, respectively) on all sampling stations (Figure 4) with lower scores than others. Station 5 recorded the lowest score. The index trend for aquatic life and quality according to WHO decreases as one moves away from the dike (D1 to D5). In addition, the quality index for drinking water production recorded the highest values (51.04 - 56.48) that the first mentioned above but remains in the marginal class (Table 4).

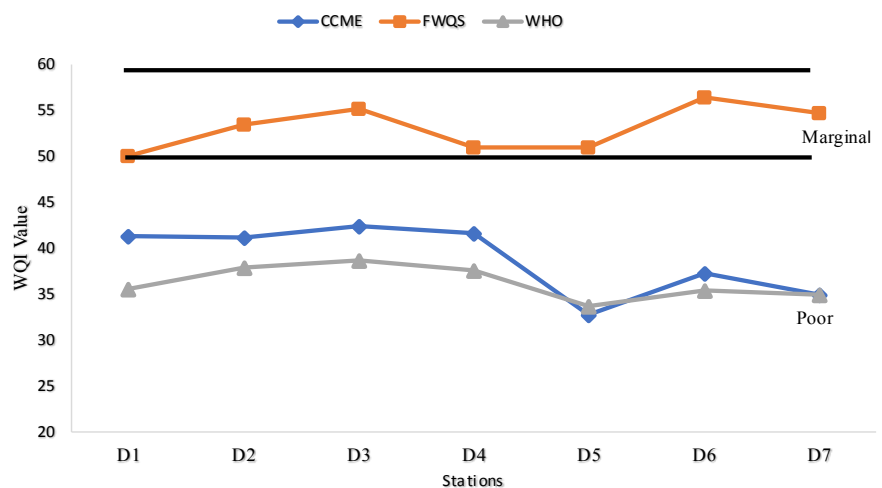
## 4. Discussion

### 4.1. Pesticides

The large variability in pesticide concentrations at Dohou Lake can be partly

**Table 4.** Calculated values of Dohou lake water quality indices.

	Total variable number	Number of failed variables	Numbers of total tests	Number of failed tests	F1	F2	F3	WQI	Class
Use as drinking water									
FWQS, 2017	24	10 - 13	173	49 - 63	41.16 - 50.00	28.32 - 39.63	52.36 - 58.01	51.04 - 56.48	Marginal
WHO, 2011	21	9 - 12	148	26 - 43	42.85 - 57.14	17.56 - 29.05	94.67 - 98.33	33.74 - 38.71	Poor
Use for aquatic life									
CCME	19	12 - 15	144	50 - 68	63.15 - 78.95	34.72 - 47.22	67.38 - 73.46	32.81 - 42.45	Poor

**Figure 4.** Spatial evolution of water quality according to WHO, FWQS and CCME.

explained by variations in the physicochemical characteristics of the environment, which can be very important from one point to another and from one period to another. Season-to-season variation would depend on precipitation that controls soil erosion and suspended solids [29]. In addition to Duékoué, many natural factors favor runoff (very pronounced relief, violent and frequent rainfall events) and contribute to amplifying the potential risk of pesticide transfer to the aquatic environment, due in particular to the very close proximity between cultivated plots and the aquatic environment. Average concentrations were relatively higher in the rainy season than in the dry season for the majority of the active ingredients sought except for aldicarb, simazine and monuron. This may indicate that surface water pollution is not persistent and that the rate of pesticide degradation in the water reservoir can be rapid. Similar results have been reported by several authors [30] [31] who found higher values of aldicarb and simazine in the dry season. In contrast, some pesticides, such as prometryn and monolinuron, were detected at almost constant concentrations for extended periods. This could indicate that these pesticides are likely to persist in surface water and may have a potential risk impact to the aquatic ecosystem. The high solubility (6 g/L at 20°C) of aldicarb, its low affinity for many soils ( $\log K_d < 4$  L/kg) and its popularity with farmers, could explain its frequency of very high

detections observed in this study [32]. Indeed, the cultures made on the edges of the water reservoir are very sensitive to the attacks of several insects and pathogens at this time. Thus, different active ingredients are used alone or in a mixture to control crop pests. Also, the carbamate molecules have a high potential for leaching because of their low adsorption capacity, their intermediate DT50 and their relative solubility in water, hence their relative low rainfall season content in surface water [33]. The highest concentrations were measured when the first driest rains occurred shortly after pesticide application in early March, when field work began with the use of herbicides. Much of the lake's pollution during this period is due to the fact that, during surface water runoff and erosion of soil particles, pesticide residues are transported from agricultural soils to lakes without obscuring the leaf leaching of the soil pesticides by the rain [34]. For simazine, its high dry season content indicates significant use at the site studied during this period. Also, the high content of simazine and monuron in the dry season reflects the fact that water contamination by pesticides is often an irregular phenomenon [35]. In contrast, substituted urea and organophosphorus (mostly) have high retention potential (high  $K_{OC}$ ) and are therefore more transported by runoff. Thus, in case of torrential rain, one can attend a more or less important increase of their concentration because of the very important runoff. Herbicides were the most frequently detected contaminants. This would be related to both the properties of these substances (DT50, solubility in water) and the characteristics of their use which are related to the tonnage marketed, but also to the period of application and the dose of use. The large use of triazines and the similarity of their physicochemical properties such as water solubility, high polarity, low degree of adsorption in soils and high persistence, could be the cause of the frequent occurrence of these chemicals and their metabolites in surface water in rainy seasons. The mixed trend in the evolution of dry season levels is likely due to the influence of chemical structures within the same family. In fact, although no overall ranking could be established for the degree of degradability, it appears that urea and sulfonylurea degrade more rapidly than molecules belonging to other families. The average pesticide levels in a sample are much higher than the guideline value of 0.50  $\mu\text{g/L}$ . This strong presence of phytosanitary products in the waters is explained by the action of rainwater that leaches the substances spread in plantations to the lake. It is also explained by the action of the wind. In fact, during the spraying of the plantations bordering the lake and the tributary river, polluted air laden with pesticide particles ends up in the waters. These pesticide concentrations are likely to pose a quality problem for water intended for human consumption. In all cases, the total concentration of the compounds in each sampling point was greater than 0.5  $\mu\text{g/l}$ , which corresponds to the limit set by the European Union for the presence of pesticide in water drinks [20]. Also, a reduction of 75% on the median value gave results higher than the required standard (0.1  $\mu\text{g/L}$ ). This testifies to the poor quality of the water. The non-carcinogenic risks for adults and children calculated showed a worrying result after a 50% abatement for these two age



groups. On the other hand, after treatment with 75% abatement the potential risk becomes low. It would be justifiable to use a filtration treatment accompanied by ozone treatment. In addition, the cumulative risk (HQs) is greater than unity regardless of the type of treatment which raises fears of potential adverse effects due to long-term pesticide accumulation. Children were at higher risk than adults due to lower Weight [36] [37]. Similar results were reported by [27] and [23] in their study.

#### **4.2. Heavy Metals Index**

The waters of Dohou Lake have a low level of pollution related to heavy metals. HEI values showed significant seasonal variation, while HPI values did not show any significant variation. The difference in trace element levels observed between stations may be due to the nature of the releases at these stations. Stations 5 and 7 that are more subject to human influence have high concentrations [15]. Station 5 receives a portion of wastewater from Duékoué town and discharges from the activities of auto mechanics. The heavy loads in metallic elements are recorded in rainy season as illustrated by the seasonal variation of HEI values. Similar findings are obtained from the recent studies conducted in various regions of the world [14] [38]. The concentrations recorded during the dry season are mainly due to the input of sewage from the lakeside houses and the resuspension of the particulate material due to the release of sediments which would enrich the water column with metallic elements. Indeed, these metal pollutants pass into the water column when conditions are favorable, thus causing adverse effects on water quality and aquatic life. These high levels of metallic elements raise the problem of the bioavailability of these elements.

#### **4.3. Overall Water Quality Index**

The average pH is lower than WHO standards for drinking water, the drinking water production guideline (FWQS) and the protection of aquatic life (CMME). PH values between 6.5 and 8.5 generally indicate good quality water [39]. Therefore, this resource isn't good quality because the efficiency of chlorine disinfection is minimized when the pH is outside this range [40]. The DO depends on many factors, including inorganic matter, temperature, turbulence and water velocity. The lowest mean DO concentration was recorded at Station 7. This situation is attributable to the position of this station, which is the spillway of the water treatment plant. Indeed, this open and shallower station allows more heat exchange with the atmosphere because a warmer water decreases the dissolved oxygen in saturation, leading to a lower content of DO. In addition to reducing DO saturation, a higher water temperature increases BOD<sub>5</sub> by accelerating the decomposition of organic matter which could explain the high BOD<sub>5</sub> content at this station. Notably, all BOD<sub>5</sub> values were not in compliance with drinking water guidelines. The high organic matter content could be attributed to the presence of greater forest cover and slash-and-burn agriculture that promotes organic carbon input to surface water on the watershed [41]. The decomposition of

organic matter causes a large consumption of dissolved oxygen and is accompanied by a deoxygenation of the waters of Lake Dohou hence the low levels of DO recorded. It should be noted that the concentrations of nitrogen and phosphorus compounds in the lake depend mainly on the sources of pollution and the different chemical reactions that could be attributed to the processes of denitrification, nitrification, biogenic assimilation and burial in sediments. Some nutrient values are beyond the limit required for aquatic fitness, and this fluctuation reflects the influx of anthropogenic effluents into Dohou Lake. All these variations result in changes in biodiversity and disturbances of phytoplankton biomass. Microbiological analyzes show the presence of fecal coliform bacteria (*E. coli*) and enterococci in Dohou Lake waters above the required standards indicating an anthropogenic influence. This indicates that water is contaminated by fecal contamination and should not be consumed without treatment [42]. All sampling points recorded levels of Cd, Pb, Cu and As below the WHO standards and some were above guideline for aquatic life (CMME) and sometimes exceeded the criteria for water drinking production. The metallic trace elements come mainly from the erosion of rocks, soils and sediments where they are present in their natural state. Most of them come from artisanal quarrying activities on the banks of the watercourse and wastewater. Their anthropic origins are numerous. They are derived from the leaching of plant protection products and fertilizers used in plantations. Indeed, the content of metals in water bodies depends on many factors such as weathering, climate, soil type, pH, redox potential and dilution capacity. Fe concentrations exceeded the guidelines in most of the samples studied and Hg concentrations in the lake water exceeded the aquatic guideline limits at all stations. Our results corroborate those of [43] who also found grades exceeding the recommendations. Activities in the study area could explain this state of affairs. In fact, the lake reviews the urban waste and on its borders are stored the carcasses of abandoned cars. In addition, crops located in the watershed influence the quality of its water by leaching plant protection products and fertilizers that contain trace metal elements. The effect of iron on aquatic organisms is primarily indirect; Fe contamination affects species diversity and abundance of benthic fish and invertebrates [44]. Also, Fe is classified as a secondary contaminant of drinking water but it can cause an unpleasant taste, smell, corrosion or staining problems [43]. Lake WQI results show no significant spatial variation ( $p > 0.05$ ), reflecting near constant water quality due to the small size of the watercourse. The few fluctuations observed would be attributable to the combination of natural and human activities. The three indices show that the water quality of Dohou Lake is deteriorating. Contaminants, mainly pesticides, microbiological parameters and organic matter have an impact on water quality and have reduced its self-purification capacity and have also affected the water quality of the lake for many purposes.

## 5. Conclusion

This study consisted of assessing the current water quality of Dohou Lake used

for water production through several physico-chemical, microbiological and micropollutant analyses using water quality indices. Based on the possible water treatment abatement results for pesticides, a human health risk assessment was conducted for adults and children. Seasonal variations in measured pesticide and heavy metal concentrations were observed in the lake and remained low during the dry season. Total metal concentrations and environmental indices (HPI and HEI) indicated that lake water samples were weakly contaminated by metals. The various quality indices (WQI) calculated indicate that the water quality of the lake is deteriorating and has increased overall from 56 (marginal) to 32 (Poor), where the low values of all WQIs have been recorded at the same station 5. The main contributors to the reduction of the self-cleaning capacity of the lake were pesticides, organic matter and microbiological parameters. Estimates of cumulative risk quotient (HQs) after abatement for frequently identified pesticides were above acceptable risk values. The inclusion of microbiological parameter data and pesticides in the WQI revealed the exact quality of the lake. Therefore, the inclusion of these water parameters is paramount to having a complete form of unbiased data. The situation deserves the attention of policy makers and requires taking a number of measures to rationalize the use of plant protection products and thus limit the risks of exposure.

### Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

### References

- [1] Ministère de l'Agriculture et des Ressources Animales (MINAGRA), Direction des Statistiques, de la Documentation et de l'Informatique (DSDI), 2001-Recensement National de l'Agriculture. Abidjan, Côte d'Ivoire, 57 p.
- [2] Chapagain, T. and Raizada, M.N. (2017) Agronomic Challenges and Opportunities for Smallholder Terrace Agriculture in Developing Countries. *Frontiers in Plant Science*, **8**, 331. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00331>
- [3] Antle, J.M., Basso, B., Conant, R.T., Godfray, H.C.J., Jones, J.W., Herrero, M. and Wheeler, T.R. (2017) Towards a New Generation of Agricultural System Data, Models and Knowledge Products: Design and Improvement. *Agricultural Systems*, **155**, 255-268. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.10.002>
- [4] Adu-Kumi, S., Kawano, M., Shiki, Y., Yeboah, P.O., Carboo, D., Pwamang, J. and Morita, M. (2010) Organochlorine Pesticides (OCPs), Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyls (dl-PCBs), Polychlorinated Dibenzop-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDD/Fs) in Edible Fish from Lake Volta, Lake Bosumtwi and Weija Lake in Ghana. *Chemosphere*, **81**, 675-684. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.018>
- [5] FAO (2011) La pratique de la gestion durable des terres. Directives et bonnes pratiques pour l'Afrique subsaharienne. FAO, Rome, 249 p.
- [6] Dziuban, E.J., Liang, J.L., Craun, G.F., Hill, V. and Yu, P.A. (2006) Surveillance for Waterborne Disease and Outbreaks Associated with Recreational Water, United States, 2003-2004. *MMWR Surveillance Summaries*, **55**, 1-30.
- [7] El Mostafa, H. (2006) Effet des rejets liquides domestiques et industriels sur la qua-

lité des eaux souterraines au nord de la ville de Settât (Maroc). *Bulletin de l'institut scientifique, Rabat (Maroc), Section sciences de la vie*, No. 28, 61-71.

- [8] Julie, W. (2008) Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides : A l'échelle du bassin versant. *Planète et Univers [Physics]*. Institut National Polytechnique de Lorraine-UMR Nancy-Université-INRA Agromonie et Environnement Nancy-Colmar, 198 p.
- [9] Stehle, S. and Schulz, R. (2015) Agricultural Insecticides Threaten Surface Waters at the Global Scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **112**, 5750-5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>
- [10] Aljer, L. (2017) Biodiversity Is Key for More Variety for Better Society. *Biodiversity International Journal*, **1**, 1-4. <https://doi.org/10.15406/bij.2017.01.00002>
- [11] Aljer, L. (2018) Exploratory Study of Xanthine Dehydrogenase (XD) Accumulation in Chicks' Organs: XD Natures and Its Inhibitory Activities. *Journal of Advances in Biology*, **11**, 2269-2276. <https://doi.org/10.24297/jab.v11i0.7825>
- [12] Dapam, I.L., Ibrahim, E.G. and Dodo, J.D. (2018) Heavy Metal Speciation Study of Water and Bottom Sediments from River Wujam in Chip District of Pankshin Local Government Area, Plateau State, Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*, **4**, 242-245. <https://doi.org/10.30799/jespr.119.18040102>
- [13] Nimic, D.A. and Moore, J.N. (1991) Prediction of Water-Soluble Metal Concentrations in Fluvially Deposited Tailings Sediments, Upper Clark Fork Valley, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry*, **6**, 635-646. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(91\)90074-Y](https://doi.org/10.1016/0883-2927(91)90074-Y)
- [14] Bhuiyan, M.A.H., Bodrud-Doza, M., Towfiqul Islam, A.R., Rakib, M., Safiur Rahman, M.A.M. and Ramanathan, A.L. (2016) Assessment of Groundwater Quality of Lakshimpur District of Bangladesh Using Water Quality Indices, Geostatistical Methods, and Multivariate Analysis. *Environmental Earth Sciences*, **75**, 1020. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5823-y>
- [15] Kouamé, K.B., Konan, K., Attoungbre, K.S., Konan, K.F., Boussou, K.C. and Kouamé, K.M. (2019) Qualitative Assessment and Typology of the Water Resource Used for the Production of Drinking Water in Duékoué, Western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, **7**, 212-231. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.75017>
- [16] Belkhiri, L., Ammar, T. and Lotfi, M. (2018) Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater: A Case Study of the South of Setif Area, East Algeria. <https://doi.org/10.5772/intechopen.75734>
- [17] Prasad, B. and Jaiprakash, K.C. (1999) Evaluation of Heavy Metals in Ground Water near Mining Area and Development of Heavy Metal Pollution Index. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **34**, 91-102. <https://doi.org/10.1080/10934529909376825>
- [18] Edet, A.E. and 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*, **5**, 295-304. <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de>
- [19] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2001) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- [20] FWQS (French Drinking Water Production Quality Standards) (2017) Ministry of Health and Solidarities. Decree of 04/08/2017 Amending Several Decrees Relating to

Water and Reference Quality of Raw Water and Water for Consumption Number R.1321-38 to R.1321-41.

- [21] WHO (World Health Organization) (2011) Guidelines for Drinking Water Quality. 4th Edition, WHO, Geneva, 564 p.
- [22] Hu, Y., Qi, S., Zhang, J., Tan, L., Zhang, J., Wang, Y. and Yuan, D. (2011) Assessment of Organochlorine Pesticides Contamination in Underground Rivers in Chongqing, Southwest China. *Journal of Geochemical Exploration*, **111**, 47-55. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.07.006>
- [23] Papadakis, N.E., Vryzas, Z., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., Makris, C.K. and Papadopoulou-Mourkidou, E. (2015) A Pesticide Monitoring Survey in Rivers and Lakes of Northern Greece and Its Human and Ecotoxicological Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **116**, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.033>
- [24] IRIS (Integrated Risk Information System) US Environmental Protection Agency, 2010 Cincinnati, OH. <http://www.epa.gov/iris>
- [25] USEPA (2010) Regional Screening Level (RSL) Tapwater Supporting Table. [https://epa-prgs.ornl.gov/chemicals/download/master\\_sl\\_table\\_run\\_JUN2011.pdf](https://epa-prgs.ornl.gov/chemicals/download/master_sl_table_run_JUN2011.pdf)
- [26] Edder, P., Orteilli, D. and Ramseier, S. (2006) Métaux et micropolluants organiques. Rapports de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2005, 65-87.
- [27] Shi, W., Zhang, F.X., Zhang, X.W., Su, G.Y., Wei, S., Liu, H.L., Cheng, S.P. and Yu, H.X. (2011) Identification of Trace Organic Pollutants in Freshwater Sources in Eastern China and Estimation of Their Associated Human Health Risks. *Ecotoxicology*, **20**, 1099-1106. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0671-8>
- [28] Tanouayi, G., Gnandi, K., Ahoudi, H. and Ouro-Sama, K (2015) Contamination métallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone minière d'exploitation des phosphates de hahotie-kpogame (sud-togo): Cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal*, **2**, 25-40.
- [29] Singh, L., Choudhary, S.K. and Singh, P.K. (2011) Organochlorine and Organophosphorus Pesticide Residues in Water of River Ganga at Bhagalpur, Bihar, India. *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, **1**, 77-84.
- [30] Gnonsoro, U.P., Yao, K.M., Yao, B.L., Kouassi, N.L.B., Dembele, A., Metongo, S.B., Kouassi, A.M. and Trokourey, A. (2016) Aldicarbe et crimidine dans les eaux et les sédiments aux alentours de la décharge municipale d'Akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire): Niveaux et fréquences de contamination. *The International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **10**, 400-411. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i1.30>
- [31] Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V.L., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., López, M.J., de Alda Barceló, D. and Barbosa I.R. (2009) Risk Assessment of Representative and Priority Pesticides, in Surface Water of the Alqueva Reservoir (South of Portugal) Using on-Line Solid Phase Extraction-Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Environment International*, **35**, 545-551. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.09.015>
- [32] Weber, J.B., Wilkerson, G.G. and Reinhardt, C.F. (2004) Calculating Pesticide Sorption Coefficients (Kd) Using Selected Soil Properties. *Chemosphere*, **55**, 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.049>
- [33] Amadou, D. (2013) Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar. Thèse de doctorat de l'Université du Littoral Côte d'Opale, Sénégal, 241 p.

- [34] Cruzeiro, C., Rocha, E., Pardal, M.A. and Rocha, M.J. (2016) Seasonal-Spatial Survey of Pesticides in the Most Significant Estuary of the Iberian Peninsula—The Tagus River Estuary. *Journal of Cleaner Production*, 1-27. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.005>
- [35] Volodymyr, I.L., Tetiana, M.M., Viktor, H. and Janet, M.S. (2018) Pesticide Toxicity: A Mechanistic Approach. *EXCLI Journal*, **17**, 1101-1136.
- [36] Ghasemidehkordi, B., Malekirad, A.A., Nazem, H., Fazilati, M., Salavati, H., Shariatifar, N. and Khaneghah, A.M. (2018) Concentration of Lead and Mercury in Collected Vegetables and Herbs from Markazi Province, Iran: Non-Carcinogenic Risk Assessment. *Food and Chemical Toxicology*, **113**, 204-210. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.01.048>
- [37] Heshmati, A., Ghadimi, S., Mousavi Khaneghah, A.J., Barba, F.M., Lorenzo, J., Nazemi, F. and Fakhri, Y. (2018) Risk Assessment of Benzene in Food Samples of Iran's Market. *Food and Chemical Toxicology*, **114**, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.02.043>
- [38] Lekkas, T., Kolokythas, G., Nikolaou, A., Kostopoulou, M., Kotrikla, A., Gatidou, G., Nikolaos, S., Thomaidis, Golfinopoulos, S., Makri, C., Babos, B., Vagi, M., Stasinakis, A., Petsas, A. and Demetris, F. (2004) Evaluation of the Pollution of the Surface Waters of Greece from the Priority Compounds of List II, 76/464/EEC Directive, and Other Toxic Compounds. *Environment International*, **30**, 995-1007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.04.001>
- [39] Friedl, G., Teodoru, C. and Wehrli, B. (2004) Is the Iron Gating I Reservoir on the Danube River a Sink for Dissolved Silica? *Biogeochemistry*, **68**, 21-32. <https://doi.org/10.1023/B: BIOG.0000025738.67183.c0>
- [40] Gala-Gorchev, H. (1996) Chlorine in Water Disinfection. *Pure and Applied Chemistry*, **68**, 1731-1735. <https://doi.org/10.1351/pac199668091731>
- [41] Brunet, F., Dubois, K., Veizer, J., Nkoue Ndong, G.R., Ndam Ngoupayou, J.R., Boeglin, J.L. and Probst, J.L. (2009) Terrestrial and Fluvial Carbon in Tropical Watershed: Nyong Basin, Cameroon. *Chemical Geology*, **265**, 563-572. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2009.05.020>
- [42] Olasoji, S.O., Oyewole, N.O., Bayode. A. and Joshua, N.E. (2019) Water Quality Assessment of Surface and Groundwater Sources Using a Water Quality Index Method: A Case Study of a Peri-Urban Town in Southwest, Nigeria. *Environments*, **6**, 23. <https://doi.org/10.3390/environments6020023>
- [43] Amaal, M.A.-S., Mohamed, H.A. and Mohamed, E.G. (2017) Indices of Water Quality and Metal Pollution of Nile River, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **43**, 21-29. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.12.006>
- [44] Vuori, K. (1995) Direct and Indirect Effects of Iron on River Ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, **32**, 317-329.