



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique

THESE DE DOCTORAT

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

**Spécialité : Hydrobiologie/Macroinvertébrés
aquatiques**

**Diversité des macroinvertébrés aquatiques et
qualité écologique des lacs Buyo et Dohou, dans
le bassin du fleuve Sassandra (Ouest, Côte
d'Ivoire)**

JURY

Président : M. ASSEMIAN N'Guessan Emmanuel, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Co-Directeur : M. BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE, Côte d'Ivoire

Co-Directeur : M. EDIA Oi Edia, Professeur Titulaire, Université Nangui
ABROGOUA, Côte d'Ivoire

Rapporteur : M. KONAN Yao Aristide, Maître de Conférences, Université
Félix HOUPHOUET BOIGNY

Examineur : Mme YOBOUE Ahou Nicole Epse KOUAME, Maître de
Conférences, Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : M. KONAN Koffi Mexmin, Maître de Conférences,
Université Nangui ABROGOUA, Côte d'Ivoire

ANNEE : 2024-2025

N° D'ORDRE :

CANDIDAT

Nom : KOUAME

Prénoms : Affoué Hortense

**Soutenue publiquement
le :12/04/2025**

TABLE DES MATIERES

DEDICACES	vi
REMERCIEMENTS	vii
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	x
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES.....	xii
LISTE DES ANNEXES	xv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : GENERALITES	6
I.1 PRESENTATION DE LA ZONE D’ETUDE	7
I.1.1 Situation géographique	7
I.1.1.1 Présentation du lac Buyo	7
I.1.1.2 Présentation du lac Dohou	8
I.1.2 Climat et végétation	8
I.1.3 Sol et relief	9
I.1.4 Hydrographie.....	9
I.1.5 Régime hydrologique du lac de barrage Buyo	10
I.1.6 Activités et pressions anthropiques	11
I.2 MACROINVERTEBRES AQUATIQUES	12
I.2.1 Définition et composition taxonomique.....	12
1-2-2 Biologie et écologie	12
1-2-2-1 Caractères généraux des macroinvertébrés	12
1-2-2-1-1 Arthropodes	12
1-2-2-1-2 Mollusques aquatiques	14
1-2-2-1-3 Annélides	15
1-2-2-2 Cycles biologiques	15
1-2-2-3 Habitat et écologie	17
1-2-2-4 Groupes trophiques des macroinvertébrés aquatiques	18
I.2.3 Caractéristiques fonctionnelles des macroinvertébrés aquatiques.....	19
I.2.4 Importance écologique des macroinvertébrés	20

I.2.5 Importance des macroinvertébrés dans l'évaluation de la qualité des eaux de surface.....	21
I.2.5.1 Intérêts taxonomiques-----	21
I.2.5.2 Intérêts fonctionnels-----	22
I.2.6 Synthèse des études réalisées sur les macroinvertébrés aquatiques en Côte d'Ivoire.....	22
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	24
II.1 MATERIEL.....	25
II.1.1 Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques dans les lacs Buyo et Dohou.....	25
II.1.2 Matériel d'échantillonnage des macroinvertébrés -----	25
II.1.3 Matériel de laboratoire-----	26
II.2 METHODES	27
II.2.1 Choix et description des stations d'échantillonnage-----	27
II.2.2 Mesure des paramètres physico-chimiques des lacs-----	33
II.2.2.1 Mesures <i>in situ</i> des paramètres physico-chimiques -----	33
II.2.2.2 Prélèvement des échantillons d'eau et analyse en laboratoire -----	33
II.2.2.3 Détermination de l'Indice de Pollution Organique -----	33
II.2.3 Prélèvement des macroinvertébrés-----	34
II.2.3.1 Tri et identification-----	35
II.2.3.2 Caractérisation de la communauté de macroinvertébrés-----	35
II.2.3.2.1 Richesse taxonomique-----	35
II-2-3-2-2 Richesse raréfiée -----	35
II.2.3.2.3 Pourcentage d'occurrence-----	36
II.2.3.2.4 Indice de similarité de Jaccard (Jaccard, 1901). -----	36
II.2.3.2.5 Indice de diversité de Shannon -----	37
II.2.3.2.6 Indice d'équitabilité de Pielou-----	37
II.2.3.2.7 Abondance relative-----	37
II.2.3.2.8 Indice biotique d'Hilsenhoff-----	38
II.2.4 Structure fonctionnelle des macroinvertébrés -----	39
II.2.4.1 Choix des traits bio-écologiques et physiologiques -----	39
II.2.4.2 Mise en place de la base des données de traits fonctionnels -----	41
II.2.4.2.1 Technique du codage flou.....	41

II.2.4.2.2 Distribution des traits	41
II.2.4.3 Richesse fonctionnelle	41
II.2.4.4 Equitabilité fonctionnelle.....	42
II.2.5 Traitements statistiques -----	42
II.2.5.1 Analyses univariées -----	42
II.2.5.2 Analyses multivariées-----	43
II.2.5.2.1 Analyse de classification hiérarchique	43
II.2.5.2.2 Analyse de redondance (RDA).....	43
II.2.5.2.3 Analyse combinée RLQ- Fourth-corner	44
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS	46
III.1. Caractéristiques physico-chimiques des lacs Buyo et Dohou	47
III.1.1 Résultats -----	47
III.1.1.1 Valeurs annuelles des paramètres physico-chimiques mesurés dans les deux lacs -----	47
III.1.1.2 Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Dohou-----	48
III.1.1.3 Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Dohou-----	50
III.1.1.4 Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Buyo-----	52
III.1.1.5 Variations mensuelles des paramètres mesurés dans le lac Buyo -----	54
III.1.1.6 Typologie abiotique des lacs Buyo et Dohou -----	57
III.1.1.6.1 Typologie abiotique des stations du lac Dohou-----	57
III.1.1.6.2 Typologie abiotique des stations du lac Buyo-----	59
III.1.1.7 Qualité physico-chimique des lacs Dohou et Buyo-----	61
III.1.2 Discussion	63
III.2. Composition et structure taxonomique des communautés de macroinvertébrés aquatiques des lacs Dohou et Buyo	65
III.2.1 Résultats -----	65
III.2.1.1 Composition taxinomique-----	65
III.2.1.2 Occurrence des taxons dans les lacs Buyo et Dohou -----	67
III.2.1.3. Variations spatiales et temporelles de la richesse raréfiée dans les lacs Buyo et Dohou-----	73

III.2.1.4. Similitude entre les communautés de macroinvertébrés des stations des différents lacs étudiés-----	75
III.2.1.5 Structure du peuplement de macroinvertébrés des lacs Dohou et Buyo-----	76
III.2.1.5.1 Variations spatio-temporelles de l'indice de diversité de Shannon et de l'Equitabilité des macroinvertébrés du lac Dohou -----	76
III.2.1.5.2 Variations spatio-temporelles de l'indice de diversité de Shannon et de l'Equitabilité des macroinvertébrés du lac Buyo -----	78
III.2.1.6. Variations spatio-temporelles de l'abondance des macroinvertébrés récoltés.....	79
III.2.1.6.1 Variation spatio-temporelle de l'abondance globale.....	79
III.2.1.6.2 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés	81
III.2.1.6.3 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principales familles.....	84
III.2.1.6.4 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principaux taxons.....	87
III.3.2.1.7 Déterminisme environnemental de la distribution des principales familles de macroinvertébrés	90
III 2.1.8 Qualité biologique-----	92
III.2.2 Discussion	93
III.3 Caractéristiques fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés des lacs Dohou et Buyo	96
III.3.1. Résultats-----	96
III.3.1.1. Composition fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés-----	96
III.3. 1 1.1 Distribution des fréquences relatives des modalités des traits fonctionnels des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou	96
III.3.1.1.2 Distribution des fréquences relatives des modalités des traits fonctionnels des communautés de macroinvertébrés du lac Buyo	97
III.3.1.2. Structure fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés des lacs étudiés.....	101
III.3.1.2.1 Variations spatio-temporelles de la diversité fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou.....	101

III.3.1.3 Déterminisme des regroupements de macroinvertébrés suivant leurs traits fonctionnels-----	107
III.3.2 Discussion -----	111
CONCLUSION	114
REFERENCES.....	117
ANNEXES.....	
PUBLICATIONS.....	
RESUME.....	

DEDICACES

A mon oncle feu Professeur KONAN Koffi Félix pour m'avoir initiée à la recherche et son engagement pour cette thèse

A mon oncle KOUASSI LOUKOU pour son soutien financier et sa patience

A ma mère KOUASSI Amoin pour sa patience et les sacrifices consentis

A ma fille KOFFI Klanman Moayé Maelys Nissim pour la joie de vivre qu'elle me donne

REMERCIEMENTS

La présente étude a été réalisée dans le cadre des activités du programme de recherche « Approche écosystémique de l'économie de la pêche à Guéssabo (Région du Haut-Sassandra, Côte d'Ivoire) ». Ce programme a été initié et financé par le Groupe de Recherche en Hydrobiologie et en Ingénierie Ecologique (GRHIE) de l'UFR - Environnement (Université Jean LOROUGNON GUEDE).

Au terme de ce travail, je voudrais remercier très sincèrement les personnes suivantes qui, d'une manière ou d'une autre, ont contribué à l'aboutissement de cette thèse.

Je voudrais remercier, le Professeur ADOHI KROU Viviane, Présidente de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE pour m'avoir permis de réaliser cette thèse au sein de l'institution qu'elle dirige.

Je remercie messieurs les Vice-Présidents de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, Professeur SORO Dogniméton chargé de la Pédagogie et de la Vie universitaire et Professeur KONE Issiaka chargée de la recherche, de l'Innovation technologique et des Relations Extérieures pour le bon environnement académique.

Je tiens à exprimer mes remerciements au Directeur de l'UFR Environnement de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, le Professeur KOUASSI Kouakou Lazare pour avoir accepté mon inscription au sein de l'UFR.

J'adresse également mes remerciements au Professeur KOFFI Béné Jean Claude, Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Ecologie tropicale (BioEcoTrop) pour avoir permis mon intégration au sein dudit laboratoire.

Je suis reconnaissante au Professeur EDIA Oi Edia de l'Université Nangui ABROGOUA et Docteur BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, pour avoir assuré la direction de cette thèse. Je leur dis merci pour leur disponibilité, implication dans la réalisation du mémoire.

J'adresse mes remerciements aux membres du groupe de recherche en hydrobiologie et ingénierie écologique (GRHIE), Docteur YOBOUE Ahou Nicole épouse KOUAME, Docteur KOUAME Kouamé Martin, Docteur KOUAME Kouamé Victor, Docteur DALOGO Dali (Maîtres de Conférences).

J'adresse mes sincères remerciements à toute l'équipe d'hydrobiologie de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, particulièrement, les Professeurs KONE Tidiani, BONY Kochi Yves et ASSEMIAN N. Emmanuel, les Docteurs ADON Marie-Paulette (Maîtres de Conférences) et KONE Mamadou, DJIRIEOULOU Claver (Maître Assistant) et Docteur KOFFI Ahoutou Mathias pour leur précieux soutiens, aides et conseils durant ces années d'étude.

Je tiens à dire un grand merci aux Docteurs ATTOUNGBRE Kouakou Sévérin, KOUAME Kouakou Benoît et ASSI Sonan Romuald pour leur aide sur le terrain et leur contribution à la rédaction de ce mémoire.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance au Docteur TAPE Logboh David pour sa disponibilité et son aide.

A mes compagnons de thèse (Docteur DAGO Guy-Melaine, OUATTARA Moussa, AKACHI Agnès, KOUADIO Kouamé Antoine et AKO Marie-Michael), j'exprime mes sincères remerciements pour leurs soutiens, encouragements et aides dans la réalisation de ce mémoire.

Mes remerciements vont également à l'endroit des Doctorants et Docteurs du Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique de l'Université Nangui ABROGOUA en particulier AKA Narcisse, TANON Aymar et Docteur KONATE Dotchemin pour leur aide dans le traitement de mes données.

J'adresse également mes vifs remerciements à l'ensemble des enseignants de l'UJLoG sans oublier le personnel administratif et technique pour leur appui dans ma formation.

Je voudrais remercier spécialement Docteur KPATA Edith épouse KONAN pour ses conseils et son assistance pendant les bons et mauvais moments.

Je pense également à mes amis KABRAN Delunick, GBALO Melaine et KOUAKOU Vanessa qui m'ont soutenue moralement dans la réalisation de ce travail.

Merci à ma famille qui, depuis mon jeune âge, m'a soutenue et supportée. Merci spécialement à ma mère KOUASSI Amino et à mes oncles KOUASSI Loukou Bertin (qui est plus qu'un père pour moi), KOUASSI Brou Arsène et KOUASSI Yoboué Charles qui ont consenti tant de sacrifices pour mes frères, mes sœurs et moi. Que DIEU vous garde et vous couvre de ses bienfaits.

Je pense à toutes ces nombreuses personnes qui de près ou de loin ont contribué à ce travail et que je n'ai pu citer dans le document.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

Acronyme	Définition
AC	: Analyse de Correspondances
ACH	: Analyse de Classification Hiérarchique
AFNOR	: Association Française de Normalisation
AHS	: Analyse de Hill Smith
CNRS	: Centre National de la Recherche Scientifique
DBO5	: Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours
ECCC	: Environnement et Changement climatique Canada
EF	: Equitabilité fonctionnelle
GPS	: Global Positioning System
GRHIE	: Groupe de Recherche en Hydrobiologie et Ingénierie Ecologique
IPO	: Indice de Pollution Organique
LEBA	: Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique
MDDEFP	: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
RDA	: ReDundancy Analysis
RF	: Richesses Fonctionnelle
SODECI	: Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire
SODEXAM	: Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique
UFR	: Unité de Formation et de Recherche
UJLoG	: Université Jean Lorougnon Guédé
UNA	: Université Nangui ABROGOUA
WWF	: World Wide Fund for Nature

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés aquatiques	20
Tableau II : Coordonnées géographiques et description des 4 sites d'échantillonnage retenus sur le lac de Buyo	29
Tableau III : Coordonnées géographiques et description des 7 sites d'échantillonnage retenus sur le lac de Dohou à Duekoué	31
Tableau IV : Valeurs limites des classes de l'Indice de Pollution Organique	34
Tableau V : Classification du niveau de pollution à partir de l'Indice de Pollution Organique.....	34
Tableau VI : Echelle d'interprétation de l'indice d'Hilsenhoff.....	38
Tableau VII : Traits bioécologiques utilisés dans la présente étude et leurs modalités	39
Tableau VIII : Valeurs annuelles des paramètres physico-chimiques	48
Tableau IX : Résultat du calcul de l'indice de pollution organique des eaux des lacs Dohou et Buyo.....	62
Tableau X : Liste des taxons de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans les deux lacs	68
Tableau XI : Proportions des macroinvertébrés constants, accessoires et accidentels dans les différentes stations des deux lacs.....	73
Tableau XII : Indice de similarité de Jaccard des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou	76
Tableau XIII : Indice de similarité de Jaccard des communautés de macroinvertébrés du lac Buyo.....	76
Tableau XIV : Variation spatiale de l'indice de Hilsenhoff du lac Dohou.	92
Tableau XV : Variation spatiale de l'indice de Hilsenhoff du lac Buyo.	92

 LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude dans le bassin du fleuve Sassandra.....	7
Figure 2 : Diagramme ombrothermique.....	9
Figure 3 : Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de barrage de Buyo	11
Figure 4 : Appareillage de mesures des paramètres physico-chimiques.....	25
Figure 5 : Matériel de collecte, de traitement et de conservation des macroinvertébrés aquatiques sur le terrain.....	26
Figure 6 : Matériel utilisé pour le traitement, des échantillons d'eau et de macroinvertébrés aquatiques au laboratoire.....	27
Figure 7 : Stations d'échantillonnage dans le lac Dohou.....	28
Figure 8 : Stations d'échantillonnage dans le lac Buyo	28
Figure 9 : Vues des sites d'échantillonnage retenus dans le lac de Buyo à Guessabo.....	30
Figure 10 : Vues des sites d'échantillonnage retenus dans le lac Dohou à Duekoué.	32
Figure 11 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> dans le lac Dohou.....	49
Figure 12 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Dohou	49
Figure 13 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> dans le lac Dohou.....	51
Figure 14 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Dohou.....	52
Figure 16 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> dans le lac Buyo.....	53
Figure 16 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Buyo.....	54
Figure 17 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> dans le lac Buyo.....	55
Figure 18 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Buyo.....	56
Figure 19 : Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes de stations sur la base des paramètres physico-chimiques du lac Dohou.	58
Figure 20 : Variations des paramètres physiques et chimiques entre les trois groupes de stations définis par l'ACH mesuré dans le lac Dohou.....	59

Figure 21 : Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes de stations sur la base des paramètres physico-chimiques du lac Buyo.	60
Figure 22 : Variations des paramètres physiques et chimiques entre les deux groupes de stations définis par l'ACH mesurés dans le lac Buyo,	61
Figure 23 : Proportions globales en nombre de taxons des Classes de macroinvertébrés inventoriés dans le lac de Buyo.....	66
Figure 24 : Proportions globales en nombre de taxons des Classes de macroinvertébrés inventoriés dans le lac Dohou	67
Figure 25 : Variation spatiale de la richesse raréfiée dans le lac Dohou	74
Figure 26 : Variation mensuelle de la richesse raréfiée dans le lac Dohou	74
Figure 27 : Variation spatiale de la richesse raréfiée dans le lac Buyo.....	74
Figure 28 : Variation mensuelle de la richesse raréfiée dans le lac Buyo	75
Figure 29 : Variation spatio-temporelles de l'indice de Shannon des macroinvertébrés dans le lac Dohou.	77
Figure 30 : Variation spatio-temporelles de l'équitabilité des macroinvertébrés dans le lac Dohou	77
Figure 31 : Variations spatio-temporelles de l'indice de Shannon des macroinvertébrés dans le lac Buyo....	78
Figure 32 : Variations spatio-temporelles de l'équitabilité des macroinvertébrés dans le lac Buyo.....	79
Figure 33 : Proportion de l'abondance globale des différents groupes taxonomiques des lacs Buyo et Dohou.....	80
Figure 34 : Variation spatiale de l'abondance globale de macroinvertébrés des lacs Buyo et Dohou.....	80
Figure 35 : Variation mensuelle de l'abondance globale de macroinvertébrés des lacs Buyo et Dohou.....	81
Figure 36 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés.....	82
Figure 37 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés.....	83
Figure 38 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principales familles de macroinvertébrés.....	85
Figure 39 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principales familles de macroinvertébrés.....	86

Figure 40 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés.....	88
Figure 41 : Variations spatiale et mensuelle de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés.....	89
Figure 42 : Ordination spatiale de l'analyse de redondance des principales familles de macroinvertébré dans le lac Buyo.....	91
Figure 43 : Ordination de l'analyse de redondance des principales familles de macroinvertébré dans le lac Dohou.....	91
Figure 44 : Distribution des fréquences des modalités des traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou.....	98
Figure 45 : Distribution des fréquences des modalités des traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Buyo.....	100
Figure 46 : Variation spatiale de la richesse fonctionnelle du lac Dohou.....	101
Figure 47 : Variation spatiale de l'équitabilité fonctionnelles du lac Dohou.....	102
Figure 48 : Variation mensuelle de la richesse fonctionnelle dans le lac Dohou.....	103
Figure 49 : Variation mensuelle de l'équitabilité fonctionnelle dans le lac Dohou.....	104
Figure 50 : Variation spatiale de la richesse fonctionnelle du lac Buyo.....	104
Figure 51 : Variation spatiale de l'équitabilité fonctionnelle du lac Buyo.....	105
Figure 52 : Variation mensuelle de la richesse fonctionnelle du lac Buyo.....	106
Figure 53 : Variation mensuelle de l'équitabilité fonctionnelle du lac Buyo.....	106
Figure 54 : Projection des stations d'échantillonnage dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs.....	108
Figure 55 : Projection des variables environnementales dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les lacs.....	109
Figure 56 : Projection des modalités des traits fonctionnels dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs.....	109
Figure 57 : Projection des taxons considérés dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs.....	110
Figure 58 : Analyse de Fourth-corner effectuée avec l'abondance des taxons les traits fonctionnels et les variables environnementales.....	110

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Scores traduisant les affinités des taxons de macroinvertébrés identifiés pour les différentes modalités des cinq traits fonctionnels considérés

Annexe 2 : Publications

INTRODUCTION

Les écosystèmes aquatiques continentaux jouent un rôle déterminant dans la vie de nombreuses espèces végétales et animales (Edia, 2008). Ils renferment un ensemble d'organismes interdépendants qui dépendent également du milieu aquatique pour les éléments nutritifs qui s'y trouvent (l'azote, le phosphore, ...) et l'abri qu'il leur procure. Les étangs, les lacs et les cours d'eau constituent des exemples familiers d'écosystèmes aquatiques (ECCC, 2010). Toutefois, ceux-ci englobent également des zones, telles que des plaines d'inondation et des terres humides, qu'elles soient inondées toute l'année ou seulement pendant certaines périodes (ECCC, 2010). En outre, ils fournissent plusieurs biens et services indispensables à la vie (WWF, 2007). Malheureusement, ces écosystèmes sont exposés à de nombreuses menaces dues essentiellement à des pressions anthropiques tels que l'urbanisation, les activités agricoles, les constructions de barrages hydro-électriques, les rejets industriels, les déversements de déchets domestiques et le lessivage des terres cultivées. Ces activités anthropiques à caractère socio-économique couplées à celles des processus naturels (érosion des sols, précipitation, évaporation, ruissellement des eaux fluviales) accélèrent la dégradation des ressources en eau de surface (Sadat *et al.*, 2011). Elles provoquent des perturbations de l'équilibre naturel, l'accroissement de la charge organique de l'eau et des sédiments. Il s'ensuit alors l'encombrement des hydrosystèmes, avec des problèmes d'eutrophisation, d'asphyxie de l'environnement aquatique, ainsi que les problèmes sanitaires des populations (Adon, 2006). Pour assurer la préservation de ces écosystèmes aquatiques, un contrôle en permanence de leur état de santé, tant au niveau de la qualité de leurs eaux que de la diversité des organismes qui y vivent et de la qualité de leurs biotopes s'avère nécessaire. Diverses techniques physico-chimiques d'analyse permettaient d'évaluer la qualité des eaux autrefois (Reynolds, 1998 ; Naselli-Flores, 2000 ; Thomas *et al.*, 2000). Cependant, les polluants présents dans un écosystème aquatique ne restent pas uniquement dans la colonne d'eau. Ils se distribuent entre les différents compartiments de l'écosystème que sont l'eau, le milieu physique et les organismes vivants (CNRS, 2023). Les analyses physico-chimiques de l'eau ne suffisent donc pas à apprécier la qualité écologique des écosystèmes aquatiques (CNRS, 2023). D'autres moyens ont donc été élaborés comme l'utilisation des organismes vivants pour déterminer la qualité de ces eaux (CNRS, 2023). Ces organismes étant sensibles à une large gamme d'impacts physiques, chimiques et biologiques peuvent théoriquement apporter des réponses précises et graduées aux conséquences de ces perturbations sur le milieu aquatique (Blandin, 1986 ; Rabeni, 2000). Les scientifiques utilisent donc la biosurveillance qui est définie comme l'utilisation systématique de la communauté biotique et de ses réponses pour surveiller la santé écologique d'un écosystème (Szöcs *et al.*, 2012).

Cette surveillance biologique se fait par des biotes aquatiques (bio-indicateurs) tels que le plancton, les macroinvertébrés et les poissons qui fournissent des indications de la santé écologique de l'écosystème (Choi *et al.*, 2011 ; Szöcs *et al.*, 2012 ; Lakew & Moog, 2015). Cette méthode a pour objectif de rechercher des indicateurs fiables dont la présence ou l'absence traduit l'état écologique des écosystèmes aquatiques (Bonada *et al.*, 2007 ; Odume, 2020 ; Ruaro *et al.*, 2020 ; Matomela *et al.*, 2021). À cet égard, les macroinvertébrés constituent les organismes les plus couramment utilisés pour la biosurveillance et l'évaluation de l'état de santé globale des systèmes aquatiques (Diomandé, 2001 ; Adandédjan, 2012 ; Camara *et al.*, 2014 ; Sanogo *et al.*, 2014). L'application étendue des macroinvertébrés dans la biosurveillance est attribuable à leur capacité à vite réagir face à une perturbation (Acharyya & Mitsch, 2001 ; MRC, 2010). Aussi, sont-ils répandus dans les écosystèmes d'eau douce et faciles à collecter et leur identification nécessite une expertise limitée par rapport à d'autres biotes aquatiques (Nelson *et al.*, 2020). Bien que l'utilisation globale des macroinvertébrés pour évaluer les conditions écologiques des eaux ait été un succès au fil des ans, ces approches de biosurveillance ont été généralement basées sur la taxonomie (Dolédec *et al.*, 2011 ; Arimoro *et al.*, 2015 ; Allouko, 2019 ; Gieswein *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019 ; Edegbene, 2020a, 2020b ; Kréssou, 2020 ; Motchié, 2021). Cette approche occulte des impacts écologiquement pertinents sur ces communautés aquatiques (Menezes *et al.*, 2010 ; Pilière *et al.*, 2016). Il est donc pertinent de considérer les traits fonctionnels des communautés de macroinvertébrés dans l'évaluation de la qualité des cours d'eaux. En effet, les traits des macroinvertébrés aquatiques peuvent mieux identifier les caractéristiques biologiques liées au fonctionnement de l'écosystème, et par conséquent permettent le développement d'actions de gestions ciblées (Tapé, 2020). Il a été démontré que la diversité fonctionnelle est la métrique la plus polyvalente puisqu'elle donne une indication non seulement du nombre d'espèces et de la dominance, mais aussi de représenter le fonctionnement d'une communauté dans un habitat donné (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a).

Face aux exigences du développement économique et à la croissance démographique, de nombreux plans d'eau ont été aménagés en milieu continental ivoirien pour la production d'électricité et d'eau potable ainsi que pour le développement d'activités agropastorales (irrigation et élevage). Ces plans d'eau constituent également un énorme potentiel hydrologique et hydro-biologique pouvant contribuer à réduire le déficit en protéine animale d'origine halieutique en Côte d'Ivoire (Kouassi & Konan, 2003 ; Bony, 2007 ; Cecchi, 2007).

Le fleuve Sassandra dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire par exemple, avec la création du barrage hydroélectrique de Buyo en 1980 qui a engendré le lac du même nom qui s'étend jusqu'à Guessabo, et du lac Dohou dans la ville de Duekoué aménagé pour l'approvisionnement en eau potable n'échappe pas à ces pressions. En effet, ces lacs importants du point de vue socio-économique sont influencés par les activités agricoles, la pêche (surexploitation, utilisation de produits toxiques) et diverses autres activités anthropiques (Kouamé *et al.*, 2022). A titre d'exemple, l'urbanisation rapide et anarchique que connaît la ville de Duekoué fait que le lac Dohou qui auparavant était éloigné de la ville se retrouve actuellement en pleine ville (Kouamé *et al.*, 2022). Il est soumis à toutes sortes de perturbations anthropiques (cultures maraichères, garages, ...) et est devenu le réceptacle de différents types de déchets (ordures ménagères, rejets d'eaux usées, ...) (Kouamé *et al.*, 2022). Quant au lac Buyo, dans sa partie amont, il fait face à plusieurs activités humaines avec utilisation de produits chimiques pour la pêche et dans l'exploitation des berges à des fins agricoles (désherbants, insecticides, engrais, ...) en période de basses eaux (Kra, 2016). L'ampleur de ces apports exogènes est susceptible d'affecter considérablement l'intégrité écologique de ces plans d'eau (Horeau *et al.*, 1997). Il s'avère donc impératif de connaître l'état de santé actuel de ces hydrosystèmes.

Bien que des études antérieures aient permis de caractériser les lacs Buyo et Dohou d'un point de vue physico-chimique (Kouamé *et al.*, 2022) ainsi qu'à travers l'analyse du phytoplancton (Attoungbré, 2020), la communauté des macroinvertébrés aquatiques, indicateur clé de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques, reste peu explorée. Une étude portant sur la diversité et la distribution spatiale des macroinvertébrés benthiques dans les zones de frai du lac de Buyo a déjà été menée par Soro *et al.*, 2022, mais cette étude ne visait pas spécifiquement l'évaluation du fonctionnement écologique du plan d'eau. Ainsi, la présente étude a pour objectif général de déterminer la qualité écologique des lacs Dohou et Buyo à travers l'analyse de la communauté des macroinvertébrés aquatiques, dans l'optique d'une gestion durable de ces ressources en eau. Plus spécifiquement, il s'agit de :

- (1) caractériser les lacs à partir des paramètres physico-chimiques ;
- (2) déterminer la composition et la structure de la communauté de macroinvertébrés aquatiques dans les lacs étudiés ;
- (3) analyser les caractéristiques fonctionnelles des macroinvertébrés des lacs.

Ce mémoire, en plus de l'introduction et de la conclusion est structuré en trois parties. La première partie présente les généralités sur le milieu d'étude et sur les macroinvertébrés aquatiques. La

deuxième partie, fait état du matériel et des méthodes utilisés pour réaliser le travail. Enfin, la troisième partie expose les principaux résultats obtenus et leur discussion.

CHAPITRE I : GENERALITES

I.1 PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

I.1.1 Situation géographique

La zone d'étude se trouve dans l'ouest de la Côte d'Ivoire, dans le bassin du fleuve Sassandra couvrant la ville de Duékoué ainsi que la sous-préfecture de Guéssabo-Dibobli. Géographiquement, elle s'étend entre 6,82 et 7,91 de longitude Ouest et entre 6,33 et 7,23 de latitude Nord. Les milieux échantillonnés sont le lac Dohou à Duékoué et le lac Buyo dans la partie nord au niveau de la ville de Guessabo.

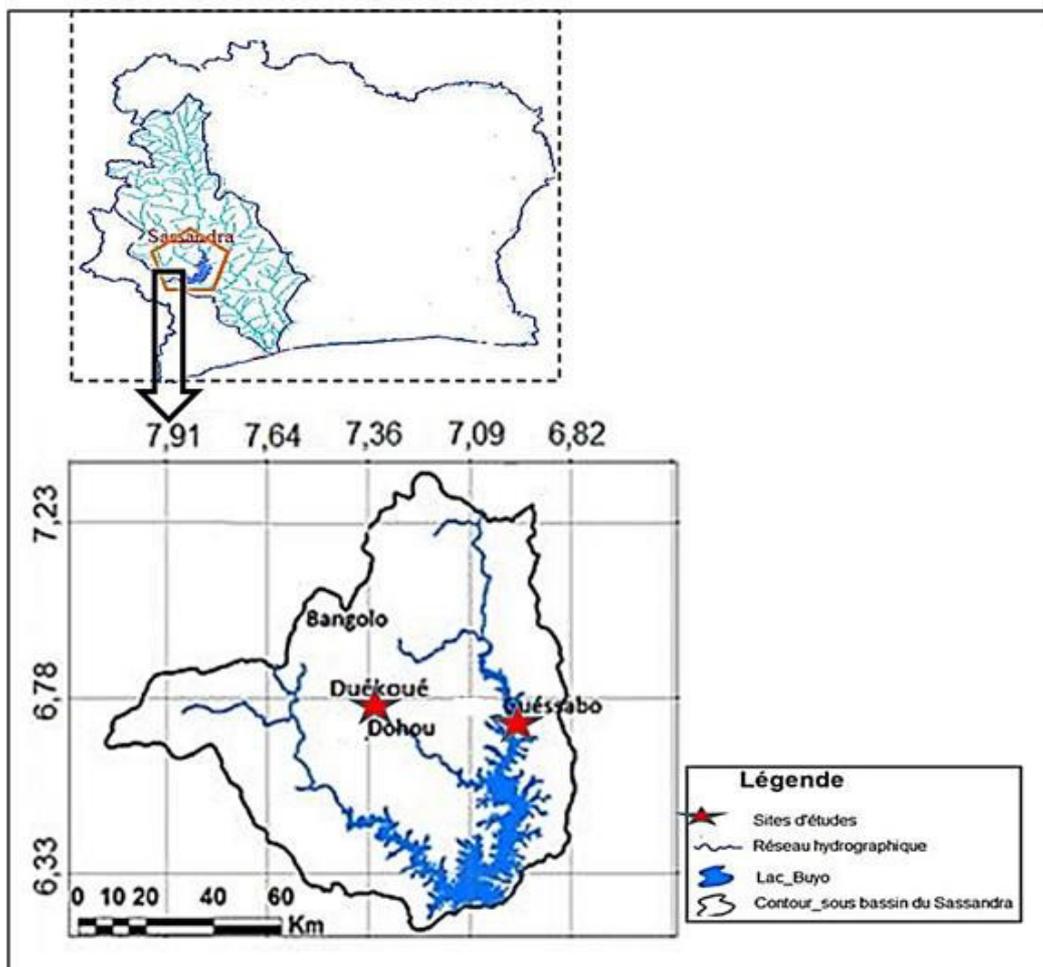


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude dans le bassin du fleuve Sassandra

I.1.1.1 Présentation du lac Buyo

Le lac de barrage de Buyo doit son existence à la construction du barrage hydroélectrique en 1981 sur le cours principal du fleuve Sassandra. Sa superficie moyenne est estimée à 600 km². Ce fleuve est compris entre 6,90 et 7,51 de longitude Ouest et entre 1,23 et 7,05 de latitude Nord couvrant une superficie de 920 km² avec un bassin versant de 75 000 km² (Kouamé *et al.*,

2006). La surface échantillonnée au cours de ce travail dans la zone amont du lac de Buyo est d'environ 17 km². Situé à l'ouest de la Côte d'Ivoire à 3 km de Guéssabo sur l'axe-Daloa-Duékoué, ce secteur est géolocalisé entre 7,004 et 6,969 de longitude ouest et entre 6,717 et 6,779 de latitude nord. Cet hydrosystème est caractérisé par un régime tropical de transition avec des basses eaux de février à avril et en juin et des crues de juillet à janvier observées pendant la période de l'étude.

I.1.1.2 Présentation du lac Dohou

Le lac Dohou est situé dans la ville de Duékoué à 470 km d'Abidjan entre les latitudes 6,965 et 7,748 et les longitudes 7,352 et 8,720, avec une superficie de 1 km². Il constitue une retenue d'eau aménagée pour approvisionner la population de la ville de Duékoué en eau potable. La rivière sur laquelle est aménagée cette retenue d'eau appartient au bassin versant du fleuve Sassandra et au sous bassin fluvial hydrologique du Kô. Les berges et abords du lac Dohou sont occupés par plusieurs activités anthropiques telles que les cultures maraîchères, champs de maïs, plantations d'hévéa, fermes d'élevage de poulets, carrières artisanales de gravier, garages de mécanique automobile et habitations. Le lac Dohou reçoit des déchets drainés par les eaux de ruissellement ainsi que des eaux usées provenant des activités anthropiques à proximité de la ville (Kouamé *et al.*, 2019).

I.1.2 Climat et végétation

Le régime climatique qui règne dans la zone qui abrite les lacs Dohou et Buyo est un climat subéquatorial de type montagneux caractérisé par des précipitations annuelles qui varient entre 100 mm et 400 mm. Ce climat est marqué par une saison de pluie, qui s'étend d'avril à octobre et une saison sèche, allant de novembre à mars (Koli & Brou, 1996) (Figure 2). La température moyenne annuelle oscille autour de 25° C (Brou, 2005). Cette région se caractérise dans l'ensemble, de forêts denses humides marquées par endroits de prairies et de formations végétales de type tropical abritant une grande variété d'essences nobles propices au bois d'œuvre (Brou, 2005). Cette forêt est fortement dégradée à cause des activités anthropiques. 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 rares forêts semi-décidues restantes ainsi que la forêt de montagne sont également soumises à une forte pression, particulièrement en saison sèche, période durant laquelle les populations locales pratiquent une agriculture extensive sur brûlis autour des villages et campements. Dans cette forêt semi-décidue existe plusieurs espèces d'arbre dont on peut citer pêle-mêle l'Iroko (*Chlorophora excelsa*), le Bété (*Mansonia*

altissima), le Samba (*Triplochiton scelroxylon*), le Framiré (*Terminalia alvorensis*) 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 (Kouamé *et al.*, 2019).

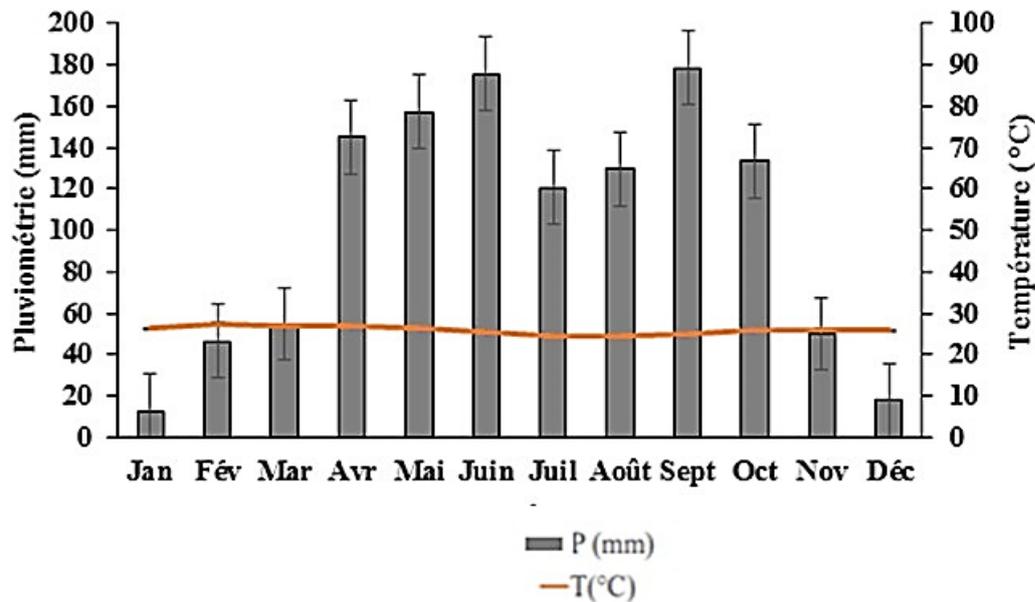


Figure 2 : Diagramme ombrothermique présentant les variations mensuelles des précipitations et de la température moyenne enregistrées sur la période 2007-2016

Source : SODEXAM, station Haut Sassandra.

I.1.3 Sol et relief

Dans la région du Guémon, les sols sont développés sur des roches basiques potentiellement riches en sels minéraux, aussi des sols hydromorphes sont rencontrés dans les bas-fonds (Kouassi *et al.*, 2012). Les sols sont de type ferralitique à fertilité chimique moyenne et constituent un large domaine pour le développement de l'agriculture (Kouassi *et al.*, 2012).

Le relief est assez accidenté et fait partir du massif montagneux de l'ouest du pays, avec une altitude moyenne de 300 m caractérisée par de fortes pentes. Ce relief est caractérisé par des hauts plateaux, des vastes plaines, des bas-fonds très étendus et des chaînes de montagnes.

I.1.4 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 km² dont 62 000 km² 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 la faille 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 (Girard *et al.*, 1970).

I.1.5 Régime hydrologique du lac de barrage Buyo

La retenue d'eau de Buyo a une capacité de 8,4 milliards de m³ à la côte 200, dont 7 milliards de m³ utiles. Le lac Buyo présente un hydrogramme caractérisé par une période des hautes eaux (surfaces maximales inondées de 74200 ha) et une période de basses eaux (surfaces minimales inondées de 31350 ha) (Yapo *et al.*, 2008). Chaque année, le lac se remplit totalement en décembre puis se vide progressivement jusqu'en juin de l'année suivante (Traoré, 1989). Sa superficie moyenne maximale est de 67500 ha ; elle correspond à la côte 196,8 (Aloko, 2001). En période de hautes eaux, le remplissage du lac et des crues du Sassandra et du N'Zo inondent d'importantes surfaces. Cette période correspond à la période où le niveau de l'eau est supérieur au niveau moyen. En-dessous du niveau moyen, l'on parle de basses eaux. Pour la période de cette étude (novembre 2017 à octobre 2018), les hautes eaux ont été observées entre novembre et janvier et entre juillet et octobre. Les basses eaux se situent entre février et juin (Figure 3). La variation du niveau d'eau du lac se matérialise par la mise en évidence d'une zone de marnage dont la surface varie en fonction des régimes hydrologiques du Sassandra et du N'Zo et des régimes pluviométriques (Yapo *et al.*, 2008 ; Girard *et al.*, 1970). La surface moyenne inondée périodiquement est de l'ordre de 50000 ha et la zone de marnage de l'ordre de 42850 ha. En période de basses eaux, le retrait des eaux diminue considérablement la surface du lac qui se réduit pratiquement au seul lit du fleuve.

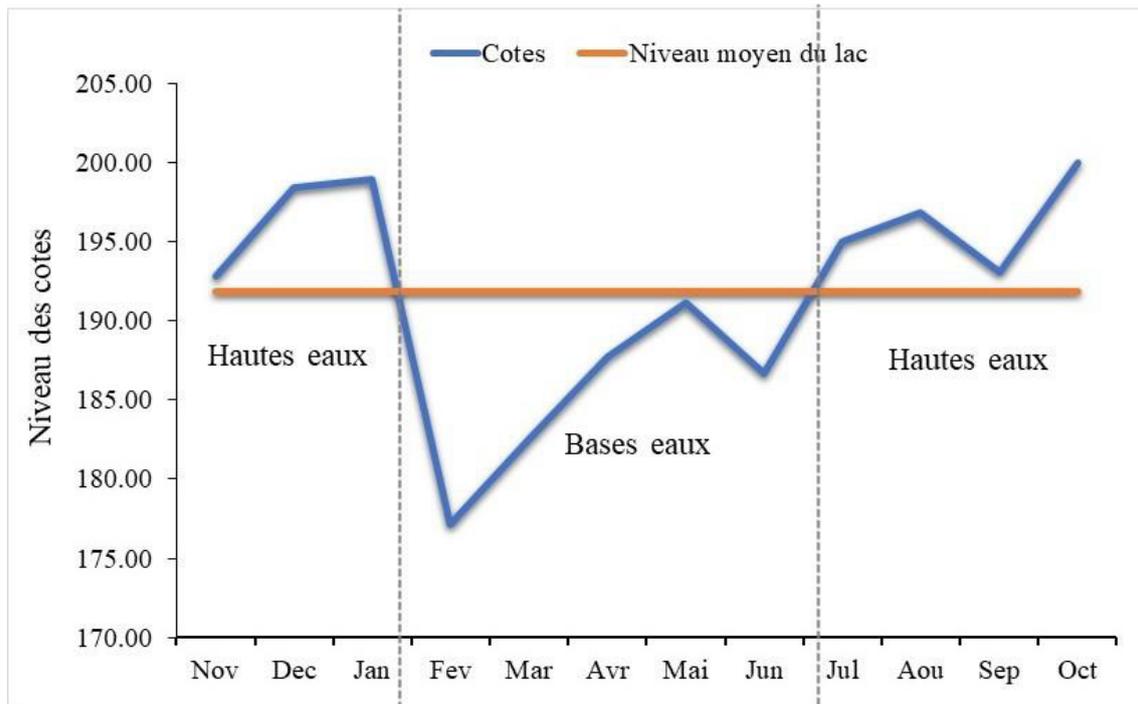


Figure 3 : Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de barrage de Buyo de novembre 2017 à octobre 2018 (Source : Compagnie Ivoirienne d'Electricité de Buyo)

I.1.6 Activités et pressions anthropiques

Les activités économiques reposent essentiellement sur l'agriculture dominée par la culture du café et du cacao, également l'hévéa et le palmier à huile y sont cultivés. Les cultures vivrières sont dominées par le riz, le manioc, la banane plantain et les maraîchers (Sidibe, 2012). Outre ces activités, il existe la pêche et le transport, spécifiquement pour le lac Buyo (Kra, 2016). Les eaux des lacs sont également utilisées pour la baignade et la consommation par la population riveraine.

La pollution d'origine agricole, la pollution domestique ou urbaine et la contamination d'origine naturelle sont les principales pressions qu'un bassin versant peut subir. Au plan agricole, on note l'utilisation d'engrais et de pesticides. A cela s'ajoute des substances naturellement dans les sols, telles que les matières organiques lorsque la teneur est forte. Au niveau domestique, les décharges sauvages d'ordures posent des problèmes de santé aux lacs. La zone d'étude étant dépourvue de toutes stations d'épuration, les eaux polluées sont rejetées directement dans la nature sans traitement. Sur les bords du lac Dohou, existe une petite unité de production d'aliments d'animaux (Kouamé *et al.*, 2019).

I.2 MACROINVERTEBRES AQUATIQUES

I.2.1 Définition et composition taxonomique

Les macroinvertébrés aquatiques sont des organismes aquatiques visibles à l'œil nu, ne possédant pas de colonne vertébrale et qui vivent sur le fond des milieux aquatiques durant tout leur cycle de vie ou une partie de leur cycle (Boissonneault, 2005 ; MDDEFP, 2011). Les macroinvertébrés benthiques représentent un ensemble d'organismes vivant au contact du substrat et dont la taille en fin de développement larvaire est supérieure au millimètre (Mary, 2017). Cette faune comprend deux groupes d'organismes (Mary, 2017), à savoir :

- les organismes dont le développement est strictement aquatique tels que les Oligochètes (vers), les Bivalves, certains Gastéropodes (Mollusques), les Crustacés et quelques Insectes ;
- les organismes dont le développement larvaire se passe en milieu aquatique et la phase adulte en milieu aérien, tels que la majorité des insectes aquatiques.

Les macroinvertébrés aquatiques regroupent principalement les Arthropodes (Insectes, Crustacés et Arachnides), les Mollusques (Gastéropodes, Bivalves) et les Annélides (vers). Les Insectes, groupe taxonomique le plus diversifié, sont composés de larves et de quelques adultes aquatiques. Les principaux ordres sont les suivants : Ephéméroptères, Plécoptères, Odonates, Hémiptères, Lépidoptères, Coléoptères, Trichoptères, Diptères et Mégaloptères (Gagnon & Pedneau, 2006). Ils représentent près de 95% de tous les macroinvertébrés présents dans les eaux lotiques (Lee *et al.*, 2006).

1-2-2 Biologie et écologie

1-2-2-1 Caractères généraux des macroinvertébrés

1-2-2-1-1 Arthropodes

Les Arthropodes du grec arthron « articulation » et podos « pied », aussi appelés « articulés » sont un embranchement d'animaux protostomiens dont le plan d'organisation est caractérisé par un corps segmenté. Ils sont formés de métamères hétéronomes munis chacun d'une paire d'appendices articulés et recouvert d'une cuticule ou d'une carapace rigide, qui constitue leur exosquelette, dans la plupart des cas constitué de chitine. Leur mue permet, en changeant périodiquement leur squelette externe, de grandir en taille (mue de croissance) ou d'acquérir de nouveaux organes, voire de changer de forme (mue de métamorphose). L'embranchement des arthropodes est de très loin celui qui possède le plus d'espèces et le plus d'individus de tout le

règne animal et des eucaryotes (80 % des espèces connues). Les arthropodes renferment les classes des Myriapodes, crustacés, arachnides, insectes, etc (Tachet *et al.*, 2003).

- **Insectes aquatiques**

Les Insectes sont des invertébrés appartenant à l'embranchement des Arthropodes (animaux aux pattes articulées). Le corps d'un Insecte comprend une tête, un thorax et un abdomen :

- la tête porte une paire d'antennes, des yeux (yeux composés et ocelles chez les larves et adultes d'hémimétaboles et chez les adultes d'holométaboles) ou simplement des stemmates chez les larves d'holométaboles ainsi que trois paires de pièces buccales (Kouamé, 2014).

- le thorax est composé de trois segments portant trois paires de pattes (hexapodes) et deux paires d'ailes (tous les Insectes ne sont pas ailés mais tous les invertébrés ailés sont des Insectes).

- l'abdomen comprend en général 11 segments ne portant pas d'appendices articulés sauf chez certaines larves d'hémimétaboles qui possèdent des cerques sur le onzième segment abdominal ainsi que des adultes dont les huitième et neuvième segments abdominaux portent des appendices génitaux (Edia, 2008).

Au niveau des Insectes holométaboles, il existe une nette différence entre la larve et l'adulte. Chez les larves d'holométaboles, de fausses pattes (pseudopodes, pygopodes) ou des bourrelets locomoteurs peuvent se mettre en place au niveau du thorax comme au niveau de l'abdomen, mais ne correspondent pas aux appendices (Tachet *et al.*, 2003).

- **Crustacés**

Les Crustacés sont des invertébrés Arthropodes, le plus souvent aquatique, ayant deux paires d'antennes, des yeux composés, un tégument chitineux plus ou moins imprégné de calcaire, une respiration branchiale et des anneaux (libres ou soudés) portant chacun une paire d'appendices chez la plupart des espèces (Martin & Davis, 2001). Leur corps, généralement recouvert d'une solide carapace, est essentiellement constitué d'éléments répétitifs, les métamères de 19 segments répartis en trois régions ou tagmes : la tête ou céphalon (5 segments), le thorax ou péréion (8 segments) et l'abdomen ou pléon (6 segments) (annexe 4). Parmi les Arthropodes, les Crustacés se caractérisent notamment par :

- au moins cinq paires de pattes ;

- des appendices biramés (la rame externe, ou exopodite, peut disparaître) ;

- deux paires d'antennes (A1 et A2) ;
- une céphalon à 5 métamères (portant les appendices A1, A2, Md, Mx1 et Mx2) (Martin & Davis, 2001).

- **Arachnides**

Les Arachnides sont une classe d'arthropodes chélicérés, souvent insectivores. Ce groupe comprend, entre autres, les araignées, les scorpions et les acariens. Les Acariens (trop petit pour être coupé) ont quatre paires de pattes articulées (sauf la larve encore très jeune qui n'en possède que trois paires). Les Acariens mesurent entre 0,1 et 0,6 mm. Ils ont tous la forme d'une petite boule pas plus grande que la tête d'une épingle. En raison de la fusion des différentes régions du corps, la morphologie des Acariens est unique. Les seules traces visibles de la segmentation d'origine sont les appendices, pièces buccales et pattes. Les pièces buccales, chélicères et pédipalpes, sont souvent fortement modifiées en relation avec l'alimentation correspondante (Peyrusse & Bertrand, 2001).

1-2-2-1-2 Mollusques aquatiques

Selon Lévêque (1980), les Mollusques se distinguent des autres organismes aquatiques par la présence d'une coquille calcaire constituée d'une seule pièce chez les Gastéropodes et de deux pièces articulées chez les Lamellibranches (appelés également Pélécy-podes ou Bivalves). Les Gastéropodes sont des Mollusques qui possédaient primitivement une symétrie bilatérale qui se trouve profondément altérée chez les espèces actuelles. La coquille des Gastéropodes est constituée d'une seule pièce qui sert de protection au corps de l'animal. Leur corps mou, non segmenté, dépourvu d'appendices articulés, se divise en trois grandes régions :

- la tête qui porte une paire de tentacules contractiles à la base desquels se trouvent les yeux. La bouche comprend généralement une mâchoire chitineuse sur la face dorsale et une radula (sorte de langue râpeuse) sur la face ventrale ;

- le pied est un organe musculueux souvent bien développé qui sert à la locomotion (reptation, fouissement) ;

- la masse viscérale enveloppée dans une membrane, le manteau, qui sécrète la coquille. Cette masse viscérale comprend les principaux organes.

Chez les Gastéropodes, on note l'existence d'une cavité palléale formée par un repli du manteau, dans laquelle débouchent l'an-us et l'orifice urinaire. Cette cavité palléale abrite une branchie chez les Prosobran-ches (Lévêque, 1980). Les Pulmonés n'ont pas de branchies mais possèdent une cavité pulmonaire à plafond très vascularisé. Contrairement aux Gastéropodes terrestres, leurs yeux sont placés à la base des tentacules.

Les Bivalves appelés autrefois lamellibranches sont des Mollusques comprimés latéralement ayant conservé leur symétrie bilatérale (Lévêque, 1980). Ils sont dépourvus de tête individualisée, de pharynx, de radula et de glandes salivaires. Leur corps est protégé par une

coquille composée de deux valves indépendantes mais articulées entre elles dorsalement et dans le plan médian au niveau de la charnière par un ligament. La bouche entourée de quatre palpes ciliés s'ouvre directement dans l'œsophage. Ces Mollusques possèdent quatre palpes labiaux et un byssus qui permet la fixation sur les substrats durs. Le pied musculueux est comprimé en forme de languette et permet surtout à l'animal de s'enfouir dans le sédiment. Deux replis du manteau délimitent une cavité palléale à l'intérieur de laquelle sont situées les branchies. Les sexes sont généralement séparés avec souvent un hermaphrodisme successif.

1-2-2-1-3 Annélides

Les Annélides, regroupent l'ensemble des vers annelés. Ils sont métamérisés, c'est-à-dire que leur corps est constitué d'une succession de segments. Ces segments peuvent être identiques : on parle alors de métamérie homonome, ou différents : on parle de métamérie hétéronome. Trois segments ne sont pas considérés comme des métamères (car ils ne possèdent pas de sacs coelomiques), il s'agit du premier (appelé prostomium), du second (peristomium) et du dernier (pygidium). Le prostomium porte les organes sensoriels, le péristomium porte la bouche et le pygidium, l'anus. Les seuls Annélides à ne pas être segmentés sont les échiuriens et les sipunculien (Touzin, 2008). Chaque métamère est composé de deux sacs coelomiques remplis de liquide. Ces cavités jouent le rôle de squelette hydrostatique, protégeant les organes internes des chocs. Elles servent également au transport des hormones, ainsi que des gamètes chez certaines espèces. Certains Annélides ont la particularité de posséder un clitellum, qui est un renflement de certains métamères (ou anneaux) de l'animal sécrétant un cocon muqueux dans lequel sont déposés les œufs. Ce mucus sert de protection hydrique et de réserve nutritive (une sorte d'exo-vitellus) aux embryons (Touzin, 2008).

1-2-2-2 Cycles biologiques

Le cycle biologique des macroinvertébrés est très variable selon le groupe considéré. Chez les Insectes, la reproduction est bisexuelle ou parthénogénétique (reproduction à partir d'un ovule non fécondé) (Zahradnik & Chvala, 1991). Certains partenaires sexuels peuvent se retrouver à l'aide de leurs yeux (Libellules, Ephéméroptères) ou d'un organe auditif (certains Diptères). Chez d'autres groupes comme les Lépidoptères, les deux sexes s'attirent à l'odeur car les femelles sécrètent des phéromones (substances odorantes) que les mâles perçoivent à grande distance. Ainsi, de nombreux Diptères effectuent des mouvements spécifiques leur permettant de retrouver un partenaire de la même espèce. Dierl & Ring (1992) notent que l'œuf constitue le premier stade de développement des Insectes. Ce développement aboutit à la formation d'une larve. Du stade larvaire au stade imaginal, l'insecte subit un ensemble de modifications appelé

métamorphose. Certains Insectes comme les Aptérygotes (sans ailes) ne subissent pas de véritables métamorphoses car leurs larves ne se distinguent guère des imagos : ce sont des amétaboles. En revanche, chez les Ptérygotes (Insectes ailés), l'on distingue deux types de développement (Zahradnik & Chvala, 1991) : les métamorphoses incomplètes (Insectes hémimétaboles) et les métamorphoses complètes (Insectes holométaboles). Les hémimétaboles, encore appelés exoptérygotes, présentent un mode de développement plus primitif et progressif ; les larves ressemblent fortement aux adultes. L'âge adulte et par conséquent la maturité sexuelle sont acquis après la dernière mue (ecdysis) larvaire. Les holométaboles (endoptérygotes) diffèrent des précédents par leur aspect vermiforme, l'absence d'ébauches alaires et par le stade nymphal qui s'intercale entre les stades larvaire et imaginal. Les larves de ce groupe d'Insectes se distinguent nettement des adultes.

Le cycle vital (durée de vie) des Insectes varie de quelques semaines (par exemple, les Diptères Simuliidae) à des années (par exemple, les Plécoptères Perlidae). Sur l'ensemble des 27 ordres d'Insectes décrits, seuls 12 possèdent des représentants ayant au moins une phase de leur développement adaptée à la vie aquatique (Elouard, 1981).

Les Gastéropodes aquatiques, quant à eux, ont un cycle de vie souvent annuel, et la ponte des œufs a lieu en été ou au printemps. Les Bivalves vivent souvent plusieurs années (Mouthon, 1995). Les Bivalves sont soit gonochoriques, soit hermaphrodites, selon les familles concernées (Mouthon & Kuiper, 1987).

Les Acariens sont des animaux sexués ayant un cycle de vie constitué de quatre étapes : l'œuf, le stade larvaire, le stade nymphal et l'adulte. Les œufs éclosent en larves à six pattes, qui muent plusieurs fois avant de passer au stade nymphal. Sous forme de nymphes, les Acariens muent une à trois fois de plus avant de se transformer en adultes à huit pattes. Leur durée de vie est variable. La croissance de l'œuf à l'adulte peut durer plusieurs semaines. Cependant, en conditions optimales, le développement peut se réduire à quelques jours. À l'état adulte, les acariens peuvent vivre plusieurs mois (Peyrusse & Bertrand, 2001).

La reproduction chez les Annélides est sexuée et asexuée. Ils sont généralement hermaphrodites. Lors de l'accouplement, le sperme est transféré d'un individu à l'autre et stocké dans le réceptacle séminal où il est entreposé. La fertilisation des œufs a lieu après accouplement. La durée de vie des Annélides est variable. Des espèces peuvent vivre de quelques semaines à plusieurs mois, rarement plusieurs années en aquariums (Tim, 1982). Par exemple, il est probable que la durée de vie des Oligochètes est moins élevée dans la nature (Tim, 1982).

Quant aux Crustacés, leur développement s'effectue par une série de mues et de métamorphoses déclenchées et contrôlées par des hormones (Klaus, 2001). Il débute avec une larve nageuse caractéristique, la larve nauplius, qui évolue au sein du plancton (chez certaines espèces toutefois, les premières étapes du développement se déroulent dans l'œuf). Le sexe semble être en partie déterminé par des sécrétions hormonales, à l'opposé de ce que l'on observe chez les insectes, pour lesquels le déterminisme du sexe est uniquement lié aux chromosomes. Les crustacés peuvent vivre selon l'espèce de plusieurs mois à des années. Par exemple, les crevettes peuvent vivre jusqu'à 7 ans (Klaus, 2001).

1-2-2-3 Habitat et écologie

Selon le compartiment occupé dans le milieu aquatique, on peut distinguer 2 grands groupes (Pöllabauer & Bargier, 2004) : les macroinvertébrés pélagiques et de surface et les macroinvertébrés benthiques.

Parmi les macroinvertébrés benthiques, on distingue (Cheruvilil *et al.*, 2002) : les macroinvertébrés épibenthiques, qui vivent à l'interface entre l'eau et le sédiment tels que les larves d'insectes, les isopodes et les mollusques ; les macroinvertébrés suprabenthiques, qui vivent au contact du sédiment mais qui peuvent aussi devenir pélagiques en se déplaçant dans l'eau (larves de Diptères et crustacés Amphipodes) et les macroinvertébrés endobenthiques, qui sont des organismes fouisseurs tels que les Oligochètes, les Nématodes et les larves de Chironomes.

Dans un lac, la répartition des macroinvertébrés est la suivante : il y a d'abord la zone littorale peu profonde, une zone sublittorale un peu plus profonde et la zone profonde, qui correspond au fond du lac :

- la zone littorale est la plus diversifiée et formée de macroinvertébrés épibenthiques (Gastéropodes, larves d'Ephéméroptères et de Trichoptères) ;
- la zone sublittorale est une zone de changements : de la température, de l'oxygène, de la répartition des algues, c'est donc une zone où la densité de macroinvertébrés se réduit ;
- enfin, la zone profonde est peu diversifiée et regroupe surtout des larves de Chironomes et des Oligochètes de petite taille. Certains organismes effectuent des migrations entre la zone profonde et la zone littorale, la zone profonde étant utilisée comme refuge pour l'hibernation et la zone littorale pour la reproduction. Dans le sédiment, on note une forte activité des organismes fouisseurs notamment des larves de Chironomidae et des Oligochètes (Tessier *et al.*, 2008).

Les macroinvertébrés représentent un maillon essentiel des chaînes trophiques des écosystèmes dulçaquicoles (Bougard, 1988). En effet, ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons et d'oiseaux (Tachet *et al.*, 2006). Certains taxons accomplissent la totalité de leur cycle de vie dans le milieu aquatique alors que d'autres n'y séjournent que durant une phase larvaire comme par exemple chez les Diptères. Ces macroinvertébrés peuvent également se distinguer par leurs exigences écologiques vis-à-vis du mesohabitat. Ainsi, certains seront présents dans les sédiments sur le fond de la cuvette, d'autres vivront en bordure de lac sur divers supports minéraux et végétaux (cailloux, blocs, racines, macrophytes). Généralement, les Insectes n'effectuent pas tout leur cycle de vie dans un seul type d'habitat. Les lieux où ils grandissent, se reproduisent et trouvent leur nourriture sont le plus souvent différents. En effet, selon Elouard (1981), la majorité des Insectes possèdent des phases préimaginales (larvaire et nymphale) franchement aquatiques. C'est le cas des Trichoptères, Odonates, Ephéméroptères, Plécoptères et de la majorité des Nématocères. Certains Insectes de la famille des Sisyridae possèdent des larves aquatiques et des nymphes arboricoles. Par contre, certains Coléoptères sont aquatiques aux stades larvaire et imaginal. D'autres Insectes ne sont pas franchement aquatiques mais plutôt subaquatiques ou simplement hydrophiles. C'est le cas de nombreux Diptères Brachycères, des Collemboles, des Hétéroptères de la famille des Veliidae et de celle des Hygrometridae.

1-2-2-4 Groupes trophiques des macroinvertébrés aquatiques

Les macroinvertébrés aquatiques consomment diverses proies : bactéries, détritus, algues, micro-benthos et macro-benthos. Selon Tachet *et al.* (1987), on peut les classer en 5 groupes trophiques :

- les filtreurs sont des organismes ayant la particularité de pouvoir récolter des éléments organiques ou vivants (plancton) grâce à des dispositifs morphologiques ou comportementaux. Ils filtrent de fines particules en suspension dans l'eau. Ils sont composés des Bivalves, Ostracodes, Diptères. Par exemple, les Bivalves filtrent l'eau à l'aide du battement de nombreux cils des branchies pour retenir les particules (Lévêque, 1980 ; Mouthon, 1982).
- les prédateurs regroupent des Nématodes, Oligochètes, Odonates, Hémiptères, Trichoptères. Ils se nourrissent de zooplancton (Cladocères, Copépodes) ou d'autres macroinvertébrés. Ils peuvent être des broyeurs carnivores qui s'attaquent à des proies vivantes (Plécoptères, Perlidae). D'autres sont des suceurs qui injectent à l'aide de pièces buccales en stylet des enzymes digestives dans la proie. Ils aspirent ainsi les tissus liquéfiés ; c'est le cas de *Atherix ibis* (Diptères.). L'aliment des suceurs peut être d'origine végétale (contenu cellulaire d'algues

filamenteuses) pour certains Hydroptilidae (Trichoptères) et Haliplidae (Coléoptères) ou animale pour certains Diptères (Tabanidae). Chez de nombreux prédateurs, on observe une spécialisation. Cette spécialisation peut être anatomique comme chez les Odonates dont le labium se transforme en organe préhenseur. Elle peut également être d'ordre comportemental ; c'est le cas des larves de Trichoptères qui développent un « filet à plancton » permettant de collecter les organismes planctoniques.

- les détritivores sont des organismes qui se nourrissent de détritus, de cadavres et de matières organiques dissoutes. Ils comprennent des Nématodes, Oligochètes, Ephéméroptères, Trichoptères, Diptères (Chironomidae) ;

- les herbivores se nourrissent principalement de macrophytes et d'algues. Ils regroupent des Ephéméroptères, Coléoptères, Diptères (Chironomidae), Gastéropodes. Les Gastéropodes consomment des végétaux aquatiques grâce à leur radula (langue chitineuse) ;

- les omnivores sont des organismes qui se nourrissent à la fois de débris végétaux et de débris animaux. Ils comprennent des Ephéméroptères, Coléoptères, Diptères (Chironomidae), Gastéropodes.

I.2.3 Caractéristiques fonctionnelles des macroinvertébrés aquatiques

Les "traits" regroupent toutes les caractéristiques mesurables qui définissent la morphologie, la physiologie, le comportement ou les préférences écologiques d'une espèce (Vieira *et al.* 2006, Cadotte *et al.* 2008, Menezes *et al.* 2010). La notion de « trait fonctionnel » fait référence aux caractéristiques d'une espèce susceptible d'influencer les performances d'un individu, autrement dit sa croissance, sa reproduction ou sa survie (McGill *et al.* 2006, Violle *et al.* 2007). C'est l'ensemble des informations qualitatives et quantitatives associées à la biologie des organismes et à leurs relations avec l'environnement. Les traits biologiques caractérisent le cycle de vie, les potentialités de résistance, ou de résilience, la morphologie, la physiologie ou le comportement d'un taxon. Les traits écologiques sont les variables caractérisant les affinités d'un taxon (sensibilité/tolérance) pour certaines caractéristiques de l'habitat, comme sa distribution spatiale (à plusieurs échelles d'observation), ses préférences en matière d'habitat ou encore aux principaux paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau : nutriments, matière organique, salinité, oxygénation, etc. (Archambault *et al.*, 2010). Le tableau I présente les traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques.

Tableau I : Traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés aquatiques

Traits fonctionnels		
Traits biologiques	Traits physiologiques	Traits écologiques
Taille maximale (m)	Respiration	Température
Cycle de vie (durée)		pH
Nombre de génération/an		Degré de trophie
Stade aquatique		Valeur saprobiale
Reproduction (sexuée et asexuée)		Salinité
Dispersion		Zone biogéographique
Forme de résistance		Altitude
Type de nourriture		Distribution longitudinale
Mode d'alimentation		Distribution transversale par rapport au chenal
		Micro habitat
	Mode de locomotion et relation au substrat	
		Courant

Source : Tachet *et al.*, 2010

I.2.4 Importance écologique des macroinvertébrés

Les macroinvertébrés constituent une composante importante du régime alimentaire de plusieurs espèces de poissons, d'insectes et d'amphibiens (Cherifi & Loudiki, 2002 ; Toft *et al.*, 2003 ; Vander Zanden *et al.*, 2004 ; Assémian *et al.*, 2006 ; Tohé *et al.*, 2014). Ainsi, ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique. Par conséquent, les macroinvertébrés jouent un rôle crucial dans la transformation des productions algales et bactériennes hétérotrophes en biomasse animale. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'hydrosystème en équilibre fonctionnel et en bonne santé (Chessman, 1995). Par exemple, les Trichoptères, surtout au stade immature, et les Epheméroptères sont une source importante de nourriture pour de nombreux poissons d'eau douce (Wetzel, 2001). Les macroinvertébrés contrôlent potentiellement la biomasse algale benthique (James *et al.*, 2000), recyclent les débris (Kornijów *et al.*, 1995) et sont des acteurs majeurs dans les transferts de matière et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (Allan, 2004). Leur diversité dépend de la fonctionnalité écologique des bandes riveraines et de la morphologie des plans d'eau. Ainsi, ceux-ci doivent présenter des débits réguliers et des berges naturelles. De ce fait, la diversité sera plus faible dans les zones anthropisées (WWF, 2007). Ils sont également sensibles à la variation de la teneur en oxygène dissous des eaux (Boissonneault, 2005) et à la profondeur (Diomandé *et al.*, 2009). Certains macroinvertébrés comme les

Mollusques sont très sensibles au pH. Leur coquille calcaire se dissout lorsque le milieu devient acide (Noisette, 2013)

I.2.5 Importance des macroinvertébrés dans l'évaluation de la qualité des eaux de surface

I.2.5.1 Intérêts taxonomiques

Les macroinvertébrés aquatiques sont des organismes largement utilisés dans l'évaluation de la qualité des eaux de surfaces, car ils constituent de bons indicateurs des conditions locales des hydrosystèmes (Dickens & Graham, 2002 ; Arimoro *et al.*, 2007 ; Baptista *et al.*, 2007 ; Johnson *et al.*, 2007 ; Couceiro *et al.*, 2012). Ils sont utilisés dans la biosurveillance qui, selon Matthews *et al.* (1982), se définit comme le concept de l'utilisation systématique des réponses des communautés biologiques pour évaluer les perturbations environnementales en vue d'élaborer des programmes de contrôle de qualité de l'environnement. En effet, les communautés biologiques reflètent les conditions du bassin versant parce qu'elles sont sensibles aux changements de nombreux facteurs environnementaux (Karr, 1987). Ainsi, selon Garrec & Van Haluwyn (2002), un bio-indicateur est un relais faisant référence à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction).

Les macroinvertébrés aquatiques forment une communauté diversifiée. Ils sont abondants et présents dans quasiment tous les types d'hydrosystèmes. Ils colonisent tous les types de substrats (Metcalfé, 1989) et sont relativement faciles à récolter et à identifier (Hellawell 1986). Leur échantillonnage, standardisé dans la plupart des méthodes de bioindication nationale en France (norme AFNOR, 2009), est relativement facile à mettre en place et demande peu de matériel coûteux. De plus, l'autoécologie et la sensibilité des macroinvertébrés benthiques aux perturbations du milieu ont beaucoup été étudiées et commencent à être bien connues (Trichet-Arce, 2013). Leur sensibilité variable suivant les taxons polluo-résistantes ou polluo-sensibles aux perturbations présentes en outre un intérêt majeur en bioévaluation (Rosenberg & Resh, 1993). Le cycle de développement des macroinvertébrés est majoritairement de type annuel (Tachet *et al.*, 2010) et leurs capacités de migration sont relativement faibles, souvent limitées à des comportements de dérive (Cook, 1976). De ce fait, les macroinvertébrés sont potentiellement aptes à fournir un enregistrement intégré de la qualité du milieu (Metcalfé, 1989) et à permettre la détection de pollutions de type aigu même lorsque la substance toxique n'est plus détectable par des analyses physico-chimiques classiques. Toutes ces caractéristiques confèrent aux macroinvertébrés leur qualité de bons indicateurs des conditions locales de leur environnement (Metcalfé, 1996 ; Piscart *et al.*, 2006). De nombreux chercheurs ont été amenés

à suggérer des indices biotiques qui évaluent la richesse taxonomique, offrant ainsi une indication de la qualité des eaux de surface (Verneaux & Tuffery, 1967).

I.2.5.2 Intérêts fonctionnels

L'utilisation d'approches basées sur les traits bioécologiques des macroinvertébrés en biosurveillance a montré son efficacité dans plusieurs études (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b, Pollard & Yuan, 2010 ; Statzner & Bêche, 2010). L'approche des traits présente plusieurs avantages par rapport aux approches taxonomiques (Poff *et al.*, 2006 ; Vieira *et al.*, 2006 ; Culp *et al.*, 2011) car elle lie mécaniquement les réponses biotiques aux conditions environnementales, ce qui améliore la sensibilité et le diagnostic des causes de déficience. Les caractéristiques fonctionnelles des organismes varient très peu d'une zone géographique à une autre (Archambault *et al.*, 2010). Ces caractéristiques sont indépendantes de l'effort d'échantillonnage et ne demandent pas plus d'effort d'identification qu'une approche basée uniquement sur la taxonomie. En outre, l'approche "traits bio-écologiques" répond aux facteurs de stress environnementaux spécifiques et a donc un potentiel pour démêler les impacts des facteurs de stress multiples. Les traits bioécologiques permettent d'établir un diagnostic précis sur l'origine de la dégradation du milieu, l'impact des perturbations et des fluctuations naturelles (temporelles et/ou spatiales) de la composition des communautés vivantes (Touron-Poncet, 2014).

I.2.6 Synthèse des études réalisées sur les macroinvertébrés aquatiques en Côte d'Ivoire

De nombreuses recherches ont été menées sur les macroinvertébrés aquatiques en Côte d'Ivoire, couvrant divers aspects de leur écologie et de leur biodiversité.

Lachaise & Lindner (1973) ont étudié certaines familles de Diptères, tandis que Franciscolo (1974) s'est concentré sur les Coléoptères aquatiques. Elouard & Lévêque (1977) ont examiné le rythme nyctéméral d'insectes dans certaines rivières ivoiriennes, suivis par Elouard & Forge (1978), qui ont étudié l'émergence et l'activité de vol de quelques Ephéméroptères. Ensuite, Bilardo & Pederzani (1978) ont également contribué à la recherche sur les Coléoptères aquatiques.

Dans les années 1980, plusieurs études importantes ont été réalisées. Dejoux *et al.* (1981) et Statzner (1982) ont enquêté sur l'entomofaune des eaux douces en Côte d'Ivoire. Statzner (1984) a ensuite approfondi la distribution des Trichoptères dans ces milieux aquatiques.

Le début des années 2000 a vu une expansion des recherches sur les insectes aquatiques. Diomandé (2001) et Diétoa (2002) ont examiné les insectes aquatiques de la rivière Bia. Yao (2006) a exploré la diversité et l'écologie de la macrofaune aquatique dans le bassin de la

Comoé. Bony (2007) s'est concentré sur la biodiversité et l'écologie des mollusques gastéropodes d'eau douce dans les milieux continentaux ivoiriens. Edia (2008) a abordé la diversité taxonomique et la structure des peuplements entomofauniques des rivières côtières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire.

En 2011, Kouadio a mené une étude sur la diversité et la structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans les lagunes ivoiriennes Yapo (2013) a étudié les insectes aquatiques des étangs de quelques fermes piscicoles du sud de la Côte d'Ivoire. Kouamé (2014) a étudié la diversité, la structure et la réponse fonctionnelle des macroinvertébrés dans le lac de Taabo. Djiriéoulou *et al.*, 2017 ont examiné le peuplement de la faune de crevettes de la Forêt des Marais Tanoé-Ehy, tandis que Simmou (2017) a déterminé à la biodiversité des macroinvertébrés et a évalué la qualité des eaux dans des rivières côtières et un complexe lagunaire dans le Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Konaté *et al.*, (2020) ont analysé la configuration et la répartition spatiale des communautés de macroinvertébrés dans la zone inférieure du lac de Kossou. Yapo *et al.*, 2020a et Yapo *et al.*, 2020b ont étudié les insectes des lacs Koko et Nahokobadou au nord de la Côte d'Ivoire. Quelques années plus tard, Soro *et al.*, 2022 se sont focalisé sur la distribution des macroinvertébrés dans les frayères du barrage du lac Buyo.

Les récentes études sur les macroinvertébrés en Côte d'Ivoire s'accroissent plus sur leur utilisation comme outil d'évaluation de la qualité écologique de ces milieux aquatiques. Ces études concernent ceux de Allouko (2019) qui ont exploré la diversité des communautés de macroinvertébrés et contribution de l'évaluation de la qualité des eaux de la lagune Aghien. La diversité et distribution des macroinvertébrés aquatiques dans le lac de barrage de Faé a été explorée par Aka *et al.* (2020). Djené (2020) et Kréssou (2020) se sont penché sur la diversité des macro-invertébrés et leur utilisation dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques urbains de la ville de Daloa et du fleuve Bandama. Les travaux de Tapé (2020) se sont concentrés sur les réponses des macroinvertébrés à la dégradation de la qualité écologique des lacs artificiels urbains à Yamoussoukro. Kamagaté (2021) a mis l'accent sur l'évaluation de la qualité des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally dans le contexte des activités minières. Ceux de Motchié (2021) ont concerné l'évaluation de la qualité des eaux lacustres dans le département de Bongouanou.

CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

II.1 MATERIEL

II.1.1 Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques dans les lacs Buyo et Dohou

La mesure des paramètres physico-chimiques a nécessité l'utilisation des appareils ci-dessous :

- un multi-paramètre portable de marque HANNA-HI9820 qui a servi à mesurer le taux de l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, le taux de solides dissous (TDS) et la température (Figure 4a) ;
- une bouteille hydrologique de type Van Dorn a servi aux prélèvements d'eau destinés au dosage des sels nutritifs (Figure 4b) ;
- un disque de Secchi de 20 cm de diamètre relié à une corde a été utilisé pour la mesure de la transparence de l'eau (Figure 4c) ;

Pour la localisation des sites d'échantillonnage, un appareil GPS (Global Positioning System) a été utilisé pour la détermination des coordonnées géographiques (longitude et latitude) des points de prélèvement (Figure 4d).



Figure 4 : Appareillage utilisé pour les mesures physico-chimiques au cours de cette étude.
a- multi paramètre, b- bouteille hydrologique, c- disque de Secchi, d- GPS

II.1.2 Matériel d'échantillonnage des macroinvertébrés

Les macroinvertébrés ont été récoltés et conservés à l'aide du matériel décrit ci-après :

une benne Van Veen (Figure 5a) en acier inoxydable a été utilisée pour le prélèvement dans le fond de l'eau. Cet engin est constitué de deux mâchoires dont les ouvertures et les fermetures sont assurées par deux barres articulées en X. Ces barres, montées sur les mâchoires, sont reliées à une corde grâce à laquelle les plongées et les remontées de la benne sont effectuées manuellement.

Un filet troubleau de 250 μm de vide de mailles supporté par une manche de 1,5 m de long a servi à l'échantillonnage des macroinvertébrés aquatiques en surface (Figure 5b) ;

Outre ce matériel, un tamis de 0,5 mm de vide de mailles a été utilisé pour le rinçage des échantillons sur le terrain (Figure 5c).

Des boîtes de conserve ont servi pour la conservation des échantillons (Figure 5d)



Figure 5 : Matériel de collecte, de traitement et de conservation des macroinvertébrés aquatiques sur le terrain

a- benne Van Veen, b- filet troubleau, c- tamis, d- boîtes de conserve

II.1.3 Matériel de laboratoire

Pour l'analyse des échantillons au laboratoire, le matériel qui a été utilisé est le suivant :

- un tamis circulaire de 0,5 mm de vide de mailles pour le rinçage des échantillons au laboratoire (Figure 6a) ;

- une loupe binoculaire de marque LEICA EZ4 munie d'une source lumineuse pour l'observation et l'identification des spécimens (Figure 6b) ;
- une pince entomologique pour le tri et la récupération des organismes (Figure 6c) ;
- des piluliers pour la conservation des organismes triés (Figure 6d) ;
- un spectrophotomètre de marque pharma UV-1700/évident de SHIMADZU pour le dosage des sels nutritifs.

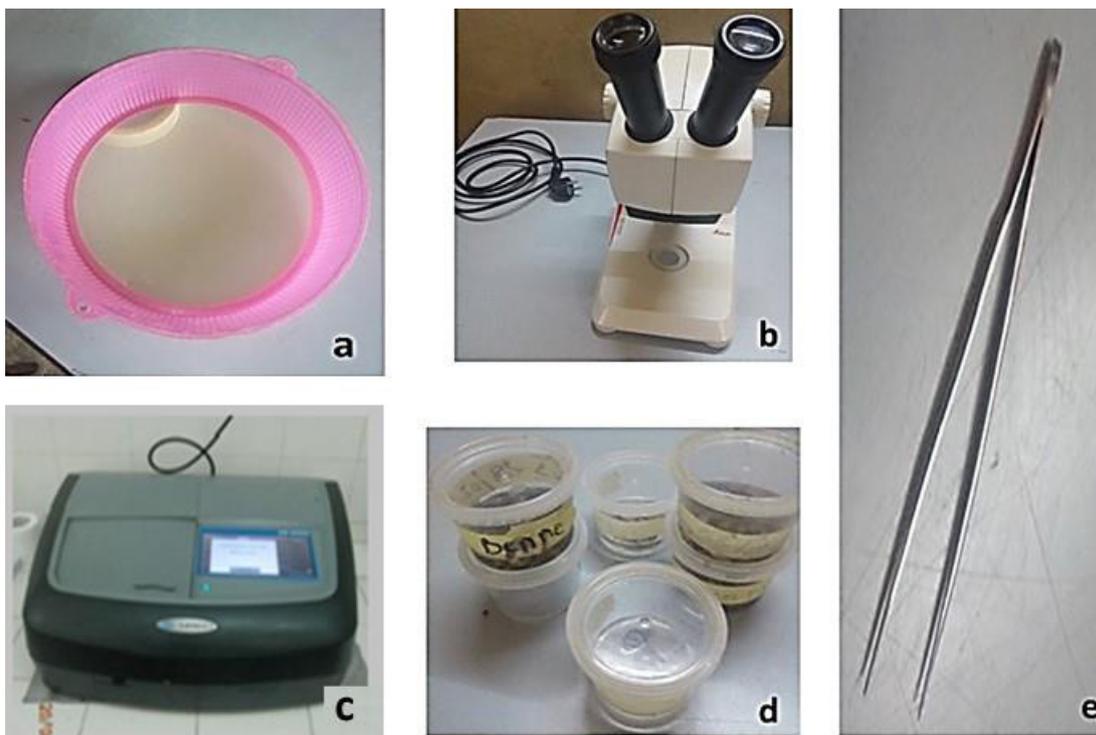


Figure 6 : Matériel utilisé pour le traitement, des échantillons d'eau et de macroinvertébrés aquatiques au laboratoire.

a- tamis, b- loupe binoculaire, c- spectrophotomètre, d- piluliers, e- pince entomologique

II.2 METHODES

II.2.1 Choix et description des stations d'échantillonnage

Cette étude a été effectuée dans la partie nord du lac Buyo située à Guessabo et dans le lac Dohou à Duekoué. Les stations d'échantillonnage ont été choisies en tenant compte de l'accessibilité, de la permanence en eau à toute période de l'année, la diversité des habitats aquatiques (nature du substrat), et des activités anthropiques. Au total, 11 sites d'échantillonnage dont 07 localisées sur le lac Dohou et 04 sur le lac Buyo ont été retenus (Figures 7 et 8). L'échantillonnage a été fait de façon mensuelle de novembre 2017 à octobre 2018. Les caractéristiques de chaque site d'échantillonnage sont décrites dans les tableaux II et III et des aperçus de celles-ci sont présentés par les figures 9 et 10.

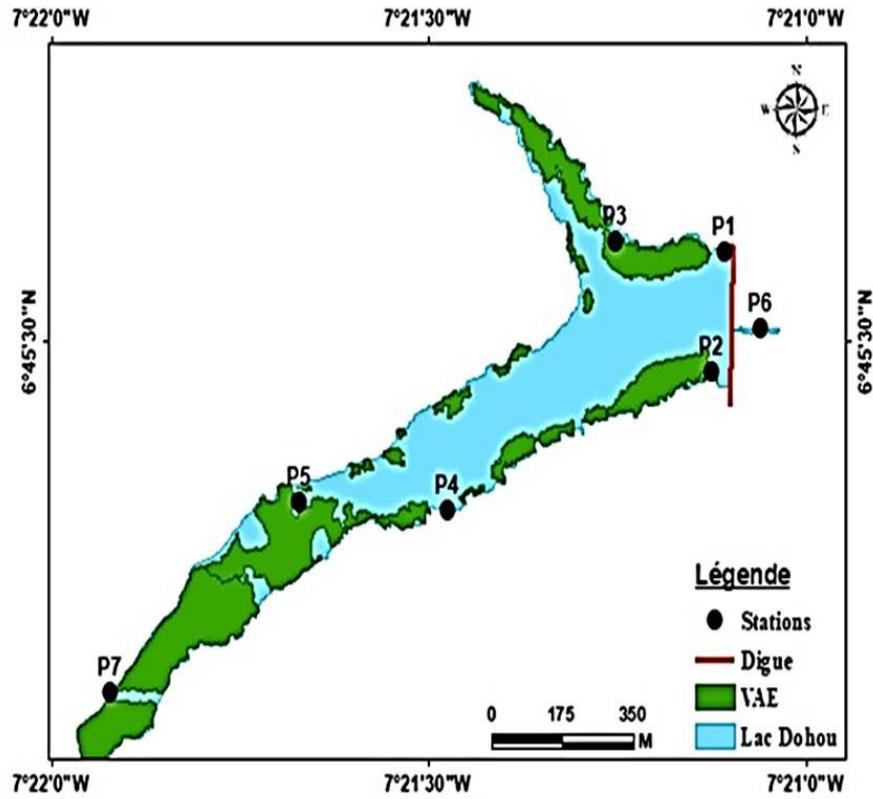


Figure 7 : Stations d'échantillonnage dans le lac Dohou
 P1 – P7 = stations

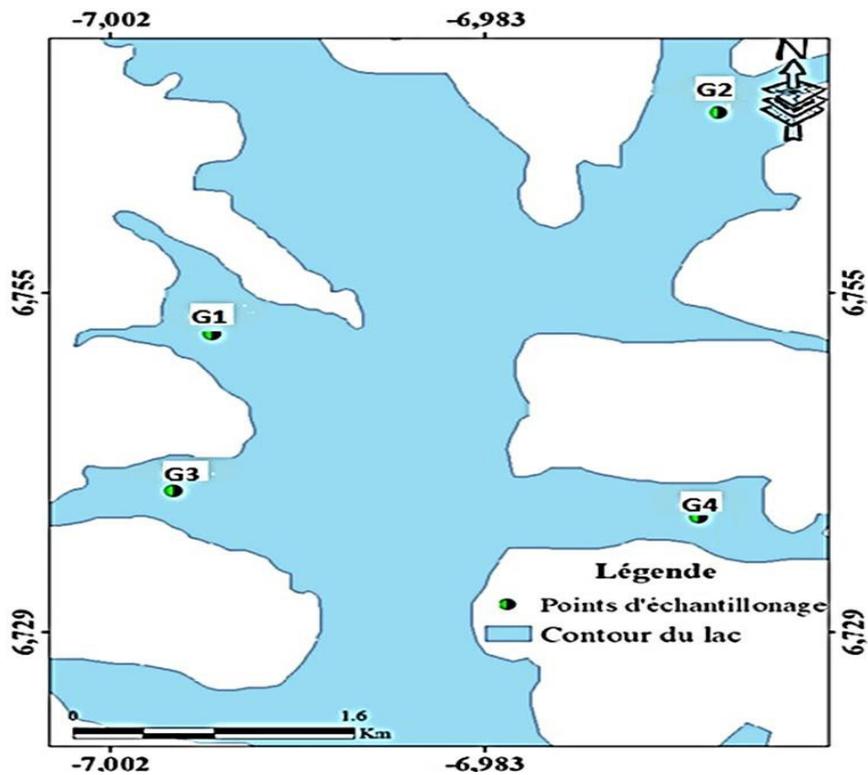


Figure 8 : Stations d'échantillonnage dans le lac Buyo
 G1- G4 = stations

Tableau II : Coordonnées géographiques et description des 4 sites d'échantillonnage retenus sur le lac de Buyo (Ouest, Côte d'Ivoire)

Sites	Codes	Coordonnées géographiques		Description
		Longitude (°W)	Latitude (°N)	
Site 1	G1	-6,997	6,752	Situé sur la rive droite non loin du village Dibobli, les activités rencontrées à proximité sont les : plantations de cacaoyers, plantations d'hévéa, cultures de maïs et cultures d'arachide.
Site 2	G2	-6,971	6,769	Situé sur la rive gauche, les activités développées à proximité sont les : plantations de cacaoyers, plantations d'hévéa, cultures de maïs, rizicultures et bananeraies.
Site 3	G3	-6,999	6,740	Situé au niveau de la rive droite près du village Dibobli, il existe une forte présence de végétaux aquatiques sur cette station, les activités à proximité sont les : plantations cacaoyers et plantations d'hévéa.
Site 4	G4	-6,972	6,738	Ce point situé sur la rive gauche, près du village Guessabo est caractérisé par une présence de végétaux aquatiques, les activités à proximité sont les : plantations de cacaoyers, plantations d'hévéa, cultures de maïs et rizicultures.



Figure 9 : Vues des sites d'échantillonnage retenus dans le lac de Buyo à Guessabo (Côte d'Ivoire).
a- site G1 ; b- site G2 ; c- site G3 et d- site G4.

Tableau III : Coordonnées géographiques et description des 7 sites d'échantillonnage retenus sur le lac de Dohou à Duekoué (Côte d'Ivoire)

Sites	Code	Coordonnées géographiques		Description
		Longitude	Latitude	
Site 1	P1	7°21'6.49"O	6°45'35.63"N	Situé à la rive gauche à proximité de la digue. Présence de végétaux herbacés sur la berge.
Site 2	P 2	7°21'7.53"O	6°45'28.02"N	Situé à la rive droite près de la digue. Présence de végétaux aquatiques principalement des nénuphars à la station de pompage de la SODECI Activité de lavage d'engins (motos, véhicules...) Lieu d'abreuvement des bovins.
Site 3	P 3	7°21'15.19"O	6°45'36.21"N	Situé à la rive gauche. Présence de quelques arbres et de nénuphars quasi-envahissants. Présence d'une carrière artisanale de gravier concassé à proximité.
Site 4	P 4	7°21'28.46"O	6°45'19.46"N	Situé à la rive droite au pied d'un dôme plutonique. Présence de nénuphar quasi envahissants. Présence d'une ferme de poulets.
Site 5	P 5	7°21'40.28"O	6°45'19.96"N	Situé à la rive gauche. Présence d'une petite forêt ripicole
Site 6	P 6	7°21'3.61"O	6°45'30.80"N	Situé au niveau du déversoir de la digue Présence de cultures maraichères, de riziculture, de champ d'hévéa. Zone inondable.
Site 7	P 7	7°21'55.34"O	6°45'8.03"N	Situé en dessous du pont, présence d'une petite forêt ripicole, de végétaux aquatiques herbacés et des macrophytes



Figure 10 : Vues des sites d'échantillonnage retenus dans le lac Dohou à Duekoué (Côte d'Ivoire).

a- site P1 ; b- site P2 ; c- site P3, d- site P4, e- site P5, f- site P6, g- site P7.

II.2.2 Mesure des paramètres physico-chimiques des lacs

II.2.2.1 Mesures *in situ* des paramètres physico-chimiques

La température, le pH, le TDS, la conductivité et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* chaque station à l'aide du multi-paramètre HANNA-HI9820 avant. L'appareil de mesure préalablement calibré est mis d'abord sous tension, les sondes sont ensuite plongées dans l'eau et la sélection de la fonction du paramètre désiré permet d'obtenir la valeur de celui-ci sur l'écran d'affichage.

Concernant la transparence de l'eau, le disque de Secchi a été immergé jusqu'à sa disparition complète. Il est ensuite remonté lentement et la profondeur à laquelle il réapparaît correspond à la mesure de la transparence.

II.2.2.2 Prélèvement des échantillons d'eau et analyse en laboratoire

Pour le dosage des sels nutritifs, des échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille hydrologique et conservés dans des flacons et des verres opaques pour éviter la photodégradation du paramètre DBO5 sensible aux rayons solaires. Ces échantillons ont été conservés au frais dans une glacière à 4°C, puis transportés au laboratoire.

Au laboratoire, la concentration des nutriments (nitrates, nitrites, ammonium et orthophosphates) a été estimée selon les normes standard (respectivement la norme AFNOR ISO 7890-3, ISO 6777.T 90015, T900-23) après filtration des échantillons sur un papier filtre Whatman de porosité 0,45 µm. Le spectrophotomètre de type SHMADZU UV / visible 1700 pharma a été utilisé pour ces analyses.

Quant à la mesure de la DBO5, elle a été effectuée selon la méthode du principe du respiromètre de WARBURG, dans laquelle la respiration de la biomasse est directement mesurée par Oxytop.

II.2.2.3 Détermination de l'Indice de Pollution Organique

L'indice de pollution organique (IPO) a été calculé à partir de la concentration de l'ammonium, des nitrites, de Phosphate et de la DBO5 (Leclercq & Maquet, 1987). Il a consisté à déterminer à partir du quotient de la somme des classes obtenues pour chaque paramètre sur le nombre total de paramètre étudié (Tableau IV). Le niveau de pollution organique correspondant à cette classe est alors obtenu à partir du tableau V.

Tableau IV : Valeurs limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001).

Classes	DBO5 (mg/L)	Ammonium (mg /L)	Nitrites (µg /L)	Phosphates (µg/L)
5	< 2	< 0,1	5	≤15
4	2 – 5	0,1– 0,9	6 – 10	16 – 75
3	5,1 – 10	1 – 2,4	11 – 50	76 – 250
2	10,1 – 15	2,5 – 6	51 – 150	251 – 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

Tableau V : Classification du niveau de pollution à partir de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001)

Moyenne des classe	Niveau de pollution organique
5,0 – 4,6	Pollution organique nulle
4,5 – 4,0	Pollution organique faible
3,9 – 3,0	Pollution organique modérée
2,9 – 2,0	Pollution organique forte
1,9 – 1,0	Pollution organique très forte

II.2.3 Prélèvement des macroinvertébrés

Douze campagnes mensuelles allant de novembre 2017 à octobre 2018 ont été effectuées sur chaque site d'échantillonnage pour la récolte des macroinvertébrés.

L'échantillonnage en surface au filet troubleau a été réalisé selon l'approche méthodologique présentée par Dickens & Graham (2002), Diétoa (2002). Il a consisté à submerger le filet et à le traîner dans la colonne d'eau sur une distance de deux (2) mètres. Le filet est également traîné dans la colonne d'eau et contre le substrat pour déloger et collecter les spécimens pélagiques et inféodés aux végétaux. Le contenu du filet est transvasé dans un récipient à fond blanc pour être trié. Les substrats grossiers sont soigneusement lavés et extraits et le reste de l'échantillon est transféré dans des piluliers et fixé avec de l'alcool 70 %.

Pour le prélèvement du benthos trois coups de benne Van Veen (correspondant à une surface de 0,15 m²) ont été donnés à chaque station de prélèvement. La benne (préalablement armée) a été descendue à un rythme lent et régulier. La corde a été maintenue le plus verticalement possible pour assurer la mise en place et la levée de la benne à un angle plus ou moins droit par

rapport au fond. Dès que les mâchoires touchent le fond, le crochet se désengage. Ensuite, la corde est tirée et les mâchoires se referment automatiquement en emprisonnant le sédiment. A la sortie de l'eau, le contenu de la benne est lavé sur un tamis de vide de maille 0,5 mm. Le refus du tamis a été conservé dans des flacons, puis fixé avec de l'alcool à 70%.

Chaque pilulier d'échantillon a été soigneusement étiqueté (date, site d'échantillonnage) et rangé pour les travaux ultérieurs au laboratoire.

II.2.3.1 Tri et identification

L'analyse des échantillons a été effectuée au laboratoire. Elle a consisté dans un premier temps à passer le contenu de chaque pilulier au tamis de vide de maille égal à 1 mm (Meire *et al.*, 1994 ; Laine, 2003 ; Ysebaert *et al.*, 2003). Ce contenu soigneusement lavé, a permis d'en éliminer les matériaux grossiers et les débris végétaux. Le refus du tamis a été ensuite récupéré puis observé sous la loupe binoculaire pour en extraire les organismes afin de les identifier.

L'identification des organismes a été faite jusqu'au niveau taxonomique le plus bas possible en combinant les clés de détermination de Dejoux *et al.* (1981), Brown (1994), De Moor *et al.* (2003), Tachet *et al.* (2010) et Forcellini *et al.* (2011).

II.2.3.2 Caractérisation de la communauté de macroinvertébrés

II.2.3.2.1 Richesse taxinomique

La richesse taxinomique mesure la diversité la plus élémentaire fondée directement sur le nombre total de taxons dans une station. La richesse taxinomique est également le nombre total des divers groupes taxinomiques auxquels appartiennent les organismes prélevés à une station d'échantillonnage (Aliaume *et al.*, 1990).

II-2-3-2-2 Richesse raréfiée

La richesse raréfiée est le nombre de taxons calculé pour des échantillons ramenés à un nombre d'individus fixe (Grall & Coïc, 2005). Cette méthode présente l'avantage de décrire les changements progressifs s'effectuant dans le temps ou dans l'espace (Pearson & Rosenberg, 1978) en restant indépendants de la taille de l'échantillon. Elle permet d'éliminer tout biais liés aux différences d'abondances entre les échantillons (Heck *et al.*, 1975 ; Edia *et al.*, 2016). Elle se présente comme suit :

$$R(n_0) = \sum_{i=1}^S \left(1 - \binom{N-n_i}{n_0} / \binom{N}{n_0}\right) \quad (1)$$

où : $R(n_0)$ est la richesse raréfiée à une taille d'échantillon fixe n_0 ,

- S est le nombre total de taxons dans l'échantillon,
- N est le nombre total d'individus dans l'échantillon,
- N_i est le nombre d'individus du taxon i.

Cette formule utilise des coefficients binomiaux pour ajuster la probabilité de trouver chaque taxon dans un échantillon de taille n_0 à partir d'un échantillon original de taille N.

Les calculs ont été réalisés en utilisant le package « vegan » (Oksanen *et al.*, 2013) du logiciel R et a permis de déterminer la station ayant la plus grande richesse taxonomique.

II.2.3.2.3 Pourcentage d'occurrence

L'occurrence (F_i) renseigne sur la constance d'une espèce dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance quantitative (Dajoz, 2000). Cet indice s'obtient en effectuant le rapport entre le nombre d'échantillons (p_i) où le taxon i est présent par le nombre total des échantillons (P_i). Il est exprimé en pourcentage selon la formule (2) :

$$F_i = \frac{p_i}{P_i} \times 100 \quad (2)$$

Selon Dajoz (2000), les taxons sont classés en trois groupes distincts suivant la valeur de F.

- les taxons constants ($F \geq 50 \%$) ;
- les taxons accessoires ($25 \% \leq F < 50 \%$) ;
- les taxons accidentels ($F < 25 \%$).

II.2.3.2.4 Indice de similarité de Jaccard (Jaccard, 1901).

La similitude est définie comme le degré de ressemblance entre les communautés biologiques, notamment en fonction du remplacement des taxons ou des changements biotiques le long de gradients environnementaux. L'indice de Jaccard, qui varie de 0 à 1, a été utilisé pour comparer les différentes stations. Il mesure la similarité en tenant compte uniquement des associations positives, c'est-à-dire les taxons partagés entre deux stations. Une valeur de 0 indique l'absence totale de similarité (aucun taxon en commun), tandis qu'une valeur de 1 reflète une identité parfaite (taxons identiques). De manière générale, une valeur supérieure à 0,5 traduit une similarité écologique notable entre les communautés comparées (Jaccard, 1901). Il a pour formule :

$$I = \frac{N_c}{(N_a + N_b - N_c)} \quad (3)$$

N_c : nombre de taxons commun aux stations a et b

N_a et N_b : nombre de taxons présents respectivement aux stations a et b

II.2.3.2.5 Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon (Shannon & Weaver, 1963) a été utilisé pour mettre en évidence la diversité globale du peuplement. Cet indice varie généralement entre 0 et 4,5 (Frontier, 1983). La diversité est grande lorsque l'indice de Shannon Weaver (H') est élevé (Washington, 1984). H' est exprimé en bits par individu et s'obtient à partir de la relation (4).

$$H' = -\sum \left(\frac{n_i}{N} \right) \times \text{Log}_2 \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (4)$$

Où N : somme des effectifs des espèces ; n_i : Effectif de la population de l'espèce i .

II.2.3.2.6 Indice d'équitabilité de Pielou

L'indice de régularité ou d'équitabilité (Pielou, 1969) permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces. Cet indice qui varie entre 0 et 1, traduit la qualité d'organisation d'un peuplement (Amanieu & Lasserre, 1982). E vaut 0 quand un seul taxon domine et 1 quand tous les taxons ont la même abondance.

$$E = \frac{H}{\text{Log}_2 \times S} \quad (5)$$

Où H : indice de Shannon et S : richesse spécifique.

II.2.3.2.7 Abondance relative

L'abondance relative représente le quotient du nombre d'individus du taxon (i) présent par rapport au nombre total d'individus (Ramade, 2003). L'abondance relative traduit l'importance numérique d'un taxon dans une communauté (Grall & Coïc, 2005 ; Yapo, 2013). Elle est aussi bien variable dans l'espace que dans le temps et son expression est la suivante :

$$P_i = n_i / N \quad (6)$$

Où P_i = abondance de l'espèce i ; n_i = nombre d'individus de l'espèce i ; N = nombre total d'individus. Ainsi, l'abondance relative a permis de déterminer les principaux ordres, principales familles et principaux taxons de macroinvertébrés des lacs Dohou et Buyo. Ces ordres, familles ou taxons sont ceux qui représentent au moins 10 % de l'effectif total de macroinvertébrés récoltés à chaque station de prélèvement (Wasson *et al.*, 2002 ; Edia, 2008).

II.2.3.2.8 Indice biotique d'Hilsenhoff

Cet indice est basé sur la tolérance des taxons à l'enrichissement organique et à la pollution. À l'origine, seuls les arthropodes étaient considérés dans le calcul de l'indice HBI. Cependant, Bode *et al.*, (1991) ont inclus d'autres invertébrés, tels que les mollusques et les annélides. Il s'agit d'attribuer des cotes de tolérance, variant sur une échelle de 0 à 10 aux différents taxons (Hilsenhoff, 1987 ; Hilsenhoff, 1988 ; Bode *et al.*, 1996 ; Bode *et al.*, 2002). Les taxons intolérants à la pollution ont des cotes basses alors que ceux considérés comme tolérants à la pollution ont des côtes élevées (Bode *et al.*, 2002). Selon le niveau d'identification atteint, l'indice Hilsenhoff prend différentes appellations :

HBI : indice biotique Hilsenhoff, côte de tolérance au genre : niveau 3

FBI : variante, identification à la famille, côte de tolérance à la famille : niveau 2

FBI_v : variante, identification au niveau 1, côte de tolérance à la famille et autres : niveau 1

Seul les taxons qui ont une côte de tolérance sont inclus dans le calcul. À une station donnée, l'indice Hilsenhoff se calcule comme suit :

$$FBI_v = \frac{\sum X_i t_i}{n} \quad (7)$$

Où x_i = nombre d'individus du ie taxon, t_i = tolérance du ie taxon et n = nombre d'individus composant l'échantillon. Un indice élevé signifie que la communauté est dominée par des organismes tolérants et que l'écosystème est perturbé par un enrichissement organique ou une contamination. Dans notre étude nous avons appliqué cet indice au niveau 1 d'identification (FBIV)

Tableau VI : Echelle d'interprétation de l'indice d'Hilsenhoff (Hilsenhoff, 1988)

Valeurs de l'indice biotique	Qualité de l'eau	Niveau de pollution organique
0,00 - 3,75	Excellente	Sans pollution organique
3,76 - 4,25	Très bonne	Légère pollution organique possible
4,26 - 5,00	Bonne	Pollution organique probable
5,01 - 5,75	Moyenne	Pollution organique assez substantielle
5,76 - 6,50	Précaire	Pollution organique substantielle
6,51 - 7,25	Mauvaise	Pollution organique très substantielle
7,26 - 10,00	Très mauvaise	Pollution organique grave

II.2.4 Structure fonctionnelle des macroinvertébrés

II.2.4.1 Choix des traits bio-écologiques et physiologiques

Les traits choisis dans cette étude font partir des 22 traits bio-écologiques décrits par Tachet *et al.* (2010). Cinq traits ont été sélectionnés pour cette étude, parmi lesquels des traits liés à la morphologie, à la physiologie et au comportement. Ces caractères ont été sélectionnés sur la base de leur lien mécanistique avec la pollution anthropique (enrichissement en nutriments et sédimentation) et la disponibilité des données sur les caractères (Tableau VII). Ces traits ont été codifiés en modalités nominales ou ordinales pour l'ensemble des taxons de macroinvertébrés récoltés en se référant aux travaux de Tomanova *et al.* (2007) et Tachet *et al.* (2010).

Trait 1 : Taille maximale. La taille considérée est celle qui est atteinte au dernier stade en milieu aquatique. Pour ce trait sept modalités ont été définies.

Trait 2 : Cycle vital. Le cycle vital des macroinvertébrés varie de quelques semaines (Diptères du groupe des Simuliidae) à plusieurs décennies (Bivalves du genre Margaritifera) mais, excepté les insectes, cette information reste souvent vague. Pour ce trait deux modalités ont été définies.

Trait 3 : Mode d'alimentation. Le mode d'alimentation est la manière dont les organismes obtiennent leur nourriture. Huit modalités ont été retenues pour ce trait (absorbateurs, mangeurs de sédiments fins, broyeurs, racleurs et brouteurs de substrat, filtreurs, perceurs, prédateurs, parasites).

Trait 4 : Respiration. En raison de la diversité des macroinvertébrés, les modes respiratoires sont très variés (cinq modalités). Cette respiration peut se faire : directement à travers les téguments pour les organismes primitifs ; grâce à des branchies "sanguine" ; grâce à des branchies trachéennes ; grâce à des stigmates ; grâce à un plastron respiratoire.

Trait 5 : Mode de locomotion et relation avec le substrat. Les organismes peuvent être libres ou fixés (même temporairement), huit modalités ont été définies pour ce trait.

Tableau VII : Traits bioécologiques utilisés dans la présente étude et leurs modalités

Traits bioécologiques et physiologiques	Modalités	Codes
Taille maximale	< 2,5 mm	TM1
	2,5-5 mm	TM2
	5-10 mm	TM3

Traits bioécologiques et physiologiques	Modalités	Codes
	10-20 mm 20 - 40 mm 40-80 mm > 80 mm	TM4 TM5 TM6 TM7
Durée du cycle vital	≤ 1 an > 1 an	CV1 CV2
Mode d'alimentation	Absorption à travers les téguments Mangeur de sédiments fins Broyeur Racleur-brouteur Filtreur Perceur Prédateur Parasite	MA1 MA2 MA3 MA4 MA5 MA6 MA7 MA8
Respiration	Tégument Branchies Plastron Stigmates Vésicules hydrostatiques	R1 R2 R3 R4 R5
Mode de locomotion et Relation au substrat	Vol Nageur en surface Nageur en plein eau Rampant Fouisseur Endobenthique Fixation temporaire Fixation permanente	LS1 LS2 LS3 LS4 LS5 LS6 LS7 LS8

II.2.4 2 Mise en place de la base des données de traits fonctionnels

II.2.4.2.1 Technique du codage flou

Le principe du codage flou a consisté à attribuer une note comprise entre 0 et 3 qui traduit une affinité respectivement nulle ou très forte de l'organisme pour la modalité. Il facilite la transcription uniforme d'informations fondamentalement diverses, telles que celles provenant de travaux de natures très variées (Chevenet *et al.*, 1994). Un score de 0 à 3 a été attribué à chaque taxon pour chaque catégorie de caractères de la façon suivante :

- 0 - aucune affinité du taxon pour une modalité donnée ;
- 1 - faible affinité pour une modalité observée ;
- 2 - une affinité importante pour cette catégorie de modalité a été observée ;
- 3 - une affinité élevée pour une modalité.

Cette technique permet de compenser les différents types et niveaux d'information non disponibles pour différents taxons (Chevenet *et al.*, 1994).

II.2.4.2.2 Distribution des traits

Les notes d'affinité des taxons pour chacune des modalités des différents traits considérés sont pondérées par leurs abondances respectives. Ces notes d'affinité pondérées sont sommées sur l'ensemble des taxons identifiés à chaque station ou dans chaque hydrosystème prospecté. Pour chacune des modalités des différents traits, les sommes de notes obtenues sont ensuite exprimées en fréquences relatives par trait (Tachet *et al.*, 2010). La distribution des traits fonctionnels considérés est traduite par l'évolution des fréquences relatives des différentes modalités, obtenues pour chaque milieu.

II.2.4.3 Richesse fonctionnelle

La richesse fonctionnelle (RF) correspond à la part de la gamme du trait représentée dans la communauté par rapport à la gamme connue possible du trait. Elle renseigne sur le volume de l'espace fonctionnel occupé par les espèces composant la communauté (Villeger *et al.*, 2008). L'espace des traits fonctionnels peut être considéré comme une représentation approximative de l'espace des ressources (Fayolle, 2008). Cet indice ne prend pas en compte les différences d'abondance relative, mais simplement l'amplitude des valeurs de traits présentes au sein de la communauté (Fayolle, 2008). Pour cet indice, même si la fréquence est faible, ce qui importe est la présence du trait.

Il se calcule par la formule (7)

$$RF = \frac{SF_{ti}}{R_t} \quad (8)$$

SF_{ti} est l'espace de niche occupé par la communauté i (gamme du trait fonctionnel t dans la communauté i) et R_t la gamme absolue du trait fonctionnel t .

II.2.4.4 Equitabilité fonctionnelle

L'équitabilité fonctionnelle (EF) décrit la régularité de la distribution de traits fonctionnels dans le volume de l'espace fonctionnel en fonction de l'abondance des espèces (Marcon, 2017). Elle correspond à l'uniformité de la distribution des fréquences dans l'espace occupé de la niche. Ce dernier est divisé en un grand nombre de catégories (espèces fonctionnelles), auxquelles un indice d'uniformité est appliqué. Cet indice se calcule par la formule (8).

$$EF = \frac{-\sum \left(\frac{N_i}{N_t} \right) \times \text{Log}_2 \left(\frac{N_i}{N_t} \right)}{\text{Log}_2 \times S} \quad (9)$$

Avec : N_i = Fréquence d'utilisation de la modalité i ;

N_t = Total des fréquences d'utilisation des modalités de l'ensemble des traits considérés ;

S = nombre total de modalités.

II.2.5 Traitements statistiques

II.2.5.1 Analyses univariées

Avant toute analyse statistique, des tests de normalité (test de Shapiro-Wilk) ainsi que des tests d'homogénéité des variances ont été effectués sur les variables afin de vérifier les conditions préalables d'utilisation des tests paramétriques. Pour les données qui ne suivent pas la normalité et l'homogénéité des variances, les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney ont été appliqués. Quant aux paramètres qui suivent la normalité et l'homogénéité, ils ont été soumis au test paramétrique d'ANOVA à 1 facteur.

Les tests non paramétriques tels que le test de Kruskal-Wallis, le test de Mann-Whitney ont été employés pour les comparaisons intra sujets. Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé, dans un premier temps, pour comparer les séries de valeurs de toutes les stations entre elles, ainsi que celles des types d'habitat entre elles et ceci pour chaque paramètre mesuré. Lorsqu'une différence significative est mise en évidence entre les objets considérés (stations ou saisons), une comparaison deux à deux des distributions a permis, dans un deuxième temps, de situer les distributions qui sont responsables de l'hétérogénéité. Cette comparaison deux à deux a été faite à l'aide du test U de Mann-Whitney. Des boîtes à moustaches ou "boxplot" ont par ailleurs

permis de présenter les variations des différents descripteurs (abiotiques et biotiques), leurs valeurs extrêmes et leur médiane. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

II.2.5.2 Analyses multivariées

Les analyses multivariées utilisées sont l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) réalisé avec le logiciel PAST, l'Analyse de Redondance (RDA) qui a été fait avec le logiciel CANOCO 4.5 (Ter Braak, 1986 ; Ter Braak & Smilauer, 2002) et l'analyse combinée RLQ- Fourth-corner réalisée à l'aide du logiciel R 4.0.5 (Ihaka & Gentleman, 1996).

II.2.5.2.1 Analyse de classification hiérarchique

L'Analyse de classification hiérarchique (ACH) vise à rassembler des objets (stations d'échantillonnage par exemple) dans des classes de plus en plus larges en utilisant des mesures de similarité ou de distance. Les résultats sont représentés sous la forme d'un dendrogramme. La distance euclidienne a été employée dans cette analyse de classification ascendante (Williams *et al.*, 1971) et la méthode de Ward a été utilisée comme critère d'agrégation. Cette méthode se distingue de toutes les autres par le fait qu'elle utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre les classes (Ward, 1963). Dans ce travail, l'analyse de classification hiérarchique a été utilisée pour regrouper les stations sur la base de leurs similarités physico-chimiques.

II.2.5.2.2 Analyse de redondance (RDA)

L'analyse de redondance (RDA) est réalisée dans le but de dégager d'éventuelles corrélations entre la distribution des entités écologiques (taxons, espèces) et les variables environnementales (Ter Braak, 1986). A cet effet, une matrice espèces/stations et une matrice variable environnementales/stations sont constituées sur la base des abondances des différentes espèces (Ter Braak, 1986). Les abondances et les valeurs des facteurs environnementaux sont soumises à une transformation logarithmique de type $\log(x+1)$ pour normaliser la distribution de ces données. Les résultats de cette analyse sont présentés sous forme de diagramme où les positions relatives des variables environnementales sont représentées par des flèches. La longueur de la flèche traduit l'importance de la variable environnementale et sa direction indique comment la variable environnementale est corrélée aux divers axes des espèces. Par la suite l'angle entre les flèches montre les corrélations entre les variables et l'emplacement des espèces par rapport aux flèches met en évidence les préférences environnementales de chaque espèce. Dans ce

travail, le RDA a permis de mettre en évidence les principaux facteurs environnementaux influençant la distribution des macroinvertébrés.

II.2.5.2.3 Analyse combinée RLQ- Fourth-corner

La méthode RLQ consiste à effectuer une analyse d'inertie double de deux tableaux (R et Q) liés par un tableau de contingence (L). Les lignes de L correspondent à celles de R et les colonnes de L correspondent aux lignes de Q (Dolédec *et al.*, 1996). Le tableau R présente les variables environnementales mesurées à chaque site d'échantillonnage, le tableau Q décrit les traits fonctionnels de chacun des taxons récoltés. Quant au tableau L, il renseigne sur l'abondance des différents taxons à chaque station. Cette analyse consiste d'abord à effectuer séparément des ordinations sur chaque tableau de données. Ces ordinations visent à comprendre comment les communautés sont organisées, quels sont les gradients environnementaux en présence et quelles sont les fonctions existant au sein des communautés. Ainsi, une analyse de correspondances est exécutée sur le tableau des abondances de taxons, une analyse en composantes principales est effectuée sur les variables environnementales et une analyse de Hill-Smith (Hill & Smith, 1976) sur le tableau des traits fonctionnels. La suite de l'analyse RLQ consiste à combiner les trois ordinations via des techniques de co-inertie (Dray *et al.*, 2003) afin d'identifier les principales corrélations entre les variables environnementales et les traits fonctionnels sur la base de l'abondance des organismes à chaque station. Enfin, la somme des valeurs propres de l'analyse RLQ, est utilisée pour tester la significativité de l'association globale entre les trois tableaux. L'analyse de Fourth-corner permet d'effectuer des tests statistiques sur la significativité des liens entre toutes les combinaisons de traits fonctionnels et de variables environnementales dans une analyse de type corrélation. Ainsi, des relations entre les traits fonctionnels et les variables environnementales peuvent être obtenues. L'analyse relie le tableau R des variables environnementales au tableau Q des traits fonctionnels au moyen du tableau L des abondances des taxons. Cinq hypothèses écologiques différentes testées par permutation ont été décrites par Dray & Legendre (2008). Ces hypothèses ont recommandé une combinaison de tests de permutation pour réduire les erreurs de type I. Ici, l'hypothèse nulle que l'abondance des taxons et les variables environnementales ne sont pas liées, est d'abord testée. L'hypothèse nulle que les abondances et les traits des taxons ne sont pas liés, est ensuite testée. Si les deux tests de permutation sont significatifs, alors l'hypothèse nulle selon laquelle les traits fonctionnels ne sont pas liés aux caractéristiques environnementales est rejetée. Dans cette étude, l'analyse combinée RLQ-Fourth corner a permis d'identifier les principales

corrélations entre les variables environnementales et les traits fonctionnels selon l'abondance des taxons dans les lacs étudiés.

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

* Ce chapitre a fait l'objet des publications scientifiques suivantes :

Kouamé A. H., Kouamé K. M., Djirieoulou K. C., & Boussou K. C. (2021). Organic Pollution Index in the evaluation of the quality of Lake Dohou, a source of drinking water supply in the city of Duekoue (West Côte d'Ivoire). *International Journal of Advanced Research*, 9(12): 30-37.

Kouamé A. H., Attoungbre K. S., Boussou K. C., Kouamé K. M. & Edia O. E. (2022). Structure of the macro invertebrate population of Lake Buyo (Guessabo, west Côte d'Ivoire) *World journal of Advanced Research and Reviews*, 15(02): 682-692.

III.1. Caractéristiques physico-chimiques des lacs Buyo et Dohou

III.1.1 Résultats

III.1.1.1 Valeurs annuelles des paramètres physico-chimiques mesurés dans les deux lacs

Le tableau VIII présente les valeurs annuelles des paramètres physiques et chimiques mesurés dans les deux lacs.

La concentration de l'oxygène dissous varie de 0,90 à 9,40 mg/L, avec une médiane de 5,36 mg/L dans le lac Dohou. En revanche, à Buyo, il a varié de 0,80 à 7,60 avec une médiane de 4,67 mg/L. Concernant le pH, bien que les deux lacs présentent une acidité générale, Dohou affiche une variabilité marquée (4,79-7,23 ; médiane 5,71). À l'opposé, Buyo présente des valeurs similaires mais légèrement plus stables (médiane 5,82). Les deux lacs ont des températures similaires (22-29 °C, médiane 26,08 °C). Toutefois, l'amplitude des variations est plus importante à Dohou.

Pour la conductivité, alors que Dohou montre une grande variabilité (2-279 µS/cm), Buyo se distingue par des valeurs plus homogènes et une plage réduite (5,80-55,00 µS/cm). De même, les solides dissous totaux (TDS) sont très élevés à Dohou (max. 139 mg/L), tandis qu'à Buyo, les valeurs sont plus faibles et stables (max. 29 mg/L). Par ailleurs, les concentrations de nitrites sont extrêmement fluctuantes à Dohou (max. 0,77 mg/L). À l'inverse, Buyo affiche des valeurs beaucoup plus faibles (max. 0,09 mg/L). Les nitrates, eux, varient fortement à Dohou (0,01-37,00 mg/L, médiane 4,76 mg/L). En opposition, Buyo enregistre des concentrations globalement plus faibles (médiane 3,83 mg/L).

Concernant l'ammonium, Dohou présente des concentrations modérées (0,04-1,22 mg/L). En comparaison, Buyo montre des valeurs similaires, mais avec un pic plus bas (max. 0,87 mg/L) et une variabilité moindre. Les niveaux de phosphore sont élevés à Dohou (max. 21,22 mg/L) et également notables à Buyo (max. 13,73 mg/L). Quant à la DBO5, elle atteint des niveaux alarmants à Dohou (max. 921 mg/L). En comparaison, Buyo présente des valeurs aussi préoccupantes, mais moins extrêmes (max. 555 mg/L). Enfin, la transparence est faible à Dohou (médiane 0,51 m) et relativement variable, tandis qu'elle est légèrement plus stable à Buyo (médiane 0,54 m).

Tableau VIII : Valeurs annuelles des paramètres physico-chimiques

	Dohou				Buyo			
	Min	Med	Max	Ecartype	Min	Med	Max	Ecartype
Oxygène dissous (mg/L)	0,90	5,36	9,40	3,52	0,80	4,67	7,60	1,83
pH	4,79	5,71	7,23	1,08	4,89	5,82	7,11	0,42
Température (°C)	22,99	26,08	29,52	2,69	22,60	26,08	29,37	2,09
Conductivité (µS/cm)	2,00	22,43	279,00	134,72	5,80	26,08	55,00	13,14
TDS (mg/L)	1,00	11,49	139,00	67,07	4,00	14,15	29,00	7,03
Nitrites (mg/L)	0,00	0,04	0,77	0,38	0,00	0,03	0,09	0,02
Ammonium (mg/L)	0,04	0,25	1,22	0,55	0,05	0,26	0,87	2,62
Nitrates (mg/L)	0,01	4,76	37,00	16,76	0,01	3,83	11,10	0,18
Phosphores (mg/L)	0,01	0,64	21,22	10,46	0,11	1,57	13,73	3,19
DBO5 (mg/L)	42,00	220,81	921,00	395,44	47,00	193,11	555,00	126,09
Transparence (m)	0,06	0,51	0,99	0,44	0,10	0,54	1,80	0,38

III.1.1.2 Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Dohou

La variation des paramètres mesurés *in situ* est présentée par la figure 11.

Les valeurs de la température ont oscillé entre 23,02 °C et 29,52 °C. Quant à la transparence, Les valeurs enregistrées varient de 0,09 m à 0,99 m. Les valeurs extrêmes pour ces deux paramètres sont observées aux stations P7 (plus faibles valeurs) et P3 (plus fortes valeurs).

Le pH est compris entre 4,79 (P2 et P3) et 7,13 (P1). Le taux d'oxygène dissous fluctue entre 0,9 mg/L (P7) et 9,4 mg/L (P1). S'agissant des valeurs de la conductivité, elles ont oscillé entre 2 μ S/cm (P3 et P4) et 120 μ S/cm (P7). Quant aux valeurs du taux de solides dissous (TDS) enregistrées, elles sont comprises entre 1 mg/L (P3) et 60 mg/L (P7). Dans l'ensemble, les paramètres n'ont pas présenté de variation spatiale significative (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$), à l'exception de la transparence qui a varié significativement (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

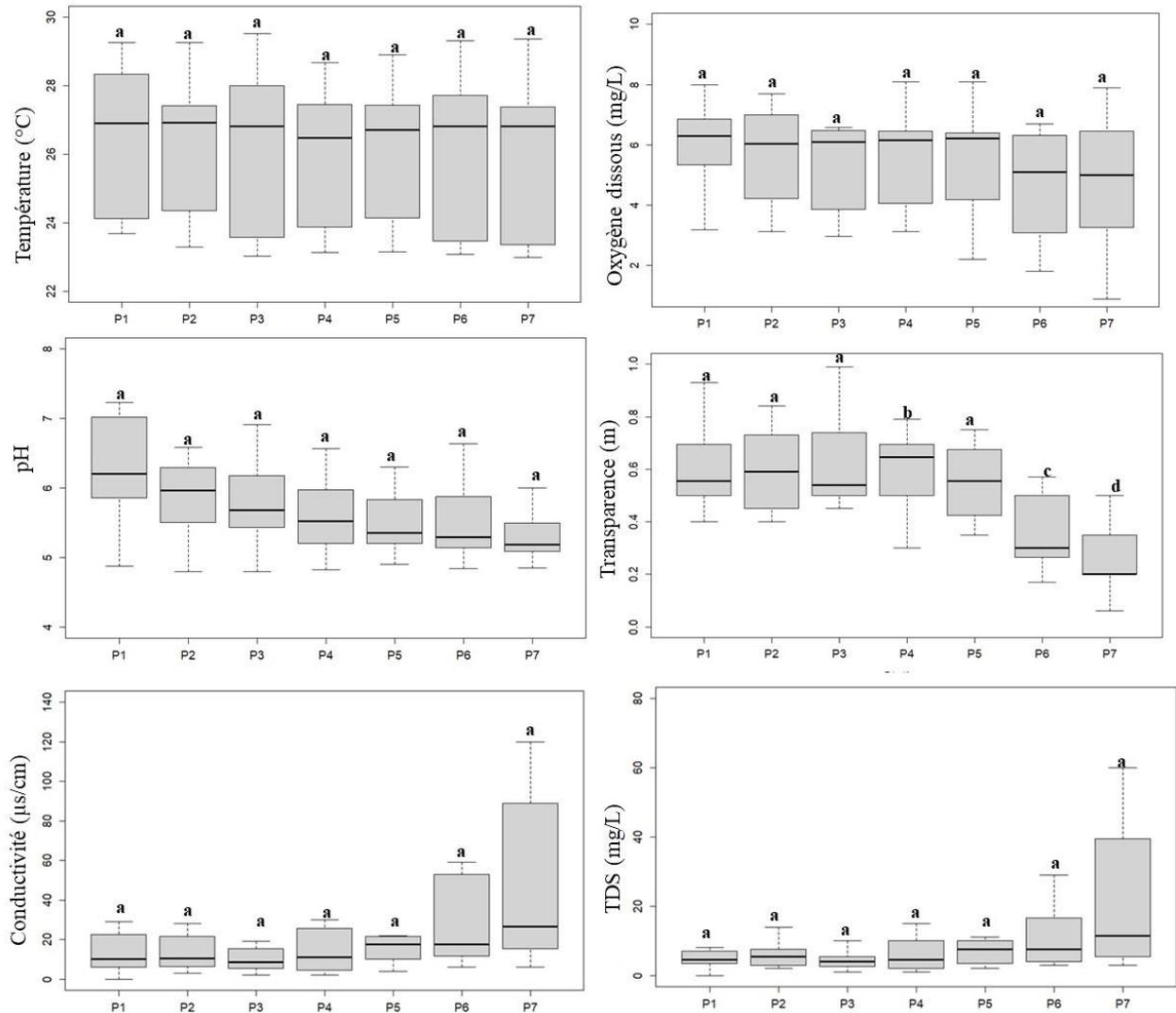


Figure 11 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018 :

P1-P7 = stations ; les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

Concernant la variation des paramètres mesurés au laboratoire, elles sont présentées par la figure 12. La demande biologique en oxygène (DBO5) a varié de 42 mg/L (P7) à 921 mg/L (P6). Les concentrations en nitrites sont comprises entre 0,003 mg/L (P2) et 0,77 mg/L (P7). La

concentration de nitrates a oscillé entre 0,01 mg/L et 18 mg/L. Ces valeurs extrêmes ont été obtenues à P3 (plus forte valeur) et à P7 (plus faible valeur). Pour ce qui est du phosphore, les concentrations se situent entre 0,01 mg/L (P4) et 21,22 mg/L (P6). L'ammonium a varié de 0,042 mg/L (P6) à 1,216 mg/L (P7). Ces paramètres n'ont pas présenté de variation significative d'une station à une autre (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$), excepté la DBO5 où il y a eu une variation significative (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

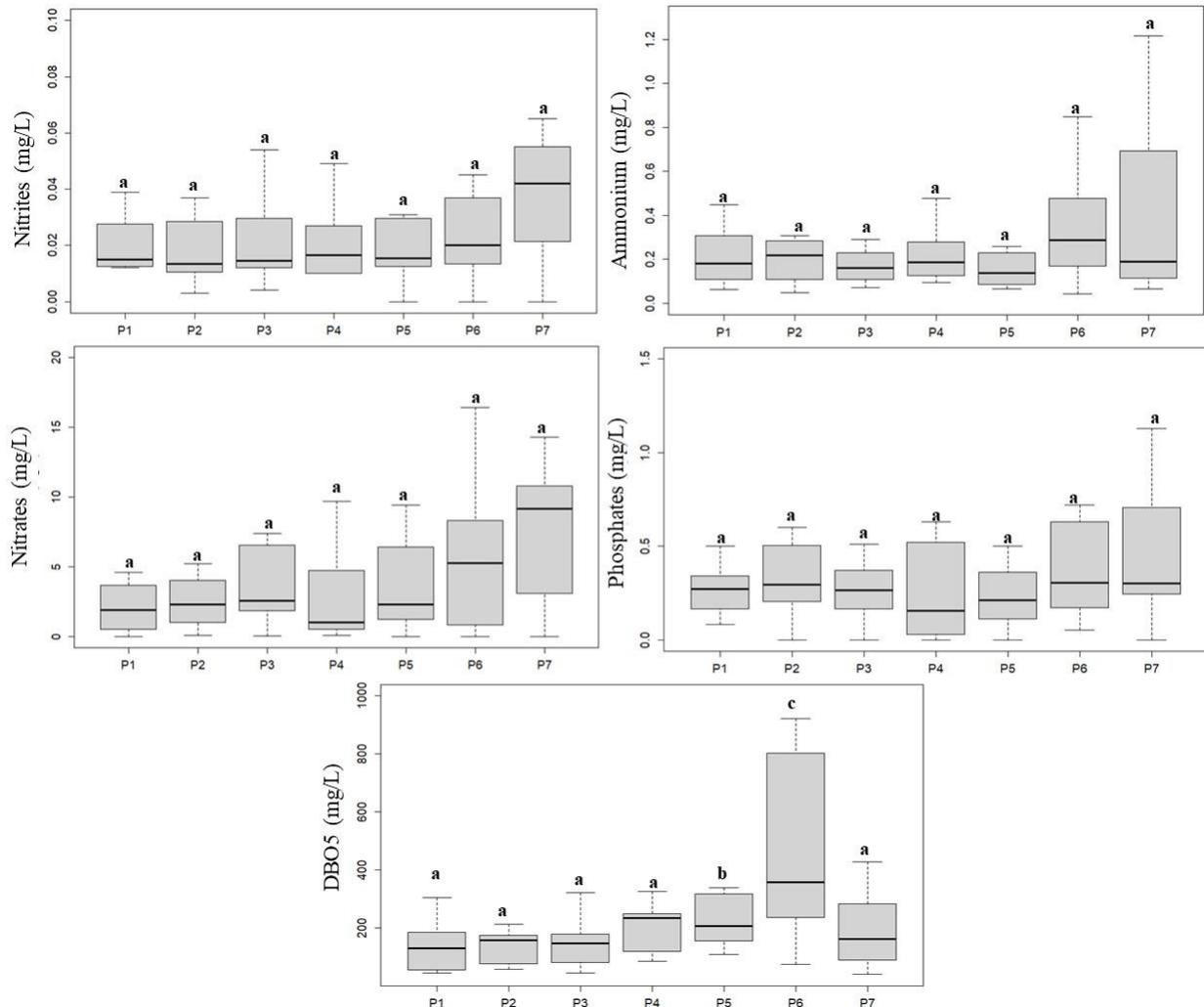


Figure 12 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018 : P1-P7 = stations ; les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

III.1.1.3 Variations mensuelles des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Dohou

La variation mensuelle des valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* est présentée par la figure 13.

Au plan temporel, tous les paramètres ont varié significativement d'un mois à un autre (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$). La valeur moyenne la plus élevée de la température (28,76 °C) est enregistrée pendant le mois de janvier et la plus faible (23,36 °C) pendant le mois de juillet. La conductivité et les solides dissous totaux (TDS) ont enregistré leurs valeurs moyennes les plus élevées au mois de février, avec respectivement 61,14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 32,86 mg/L, tandis que les valeurs les plus faibles ont été observées en septembre, atteignant 7,14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 3,28 mg/L. Le pH a atteint sa valeur moyenne la plus élevée en décembre (6,63) et la plus faible en avril (4,84). À l'inverse, la concentration moyenne en oxygène dissous a été maximale en avril (7,38 mg/L) et minimale en décembre (3,05 mg/L). La transparence de l'eau était élevée en novembre avec 0,65 m et faible en février avec 0,35 m.

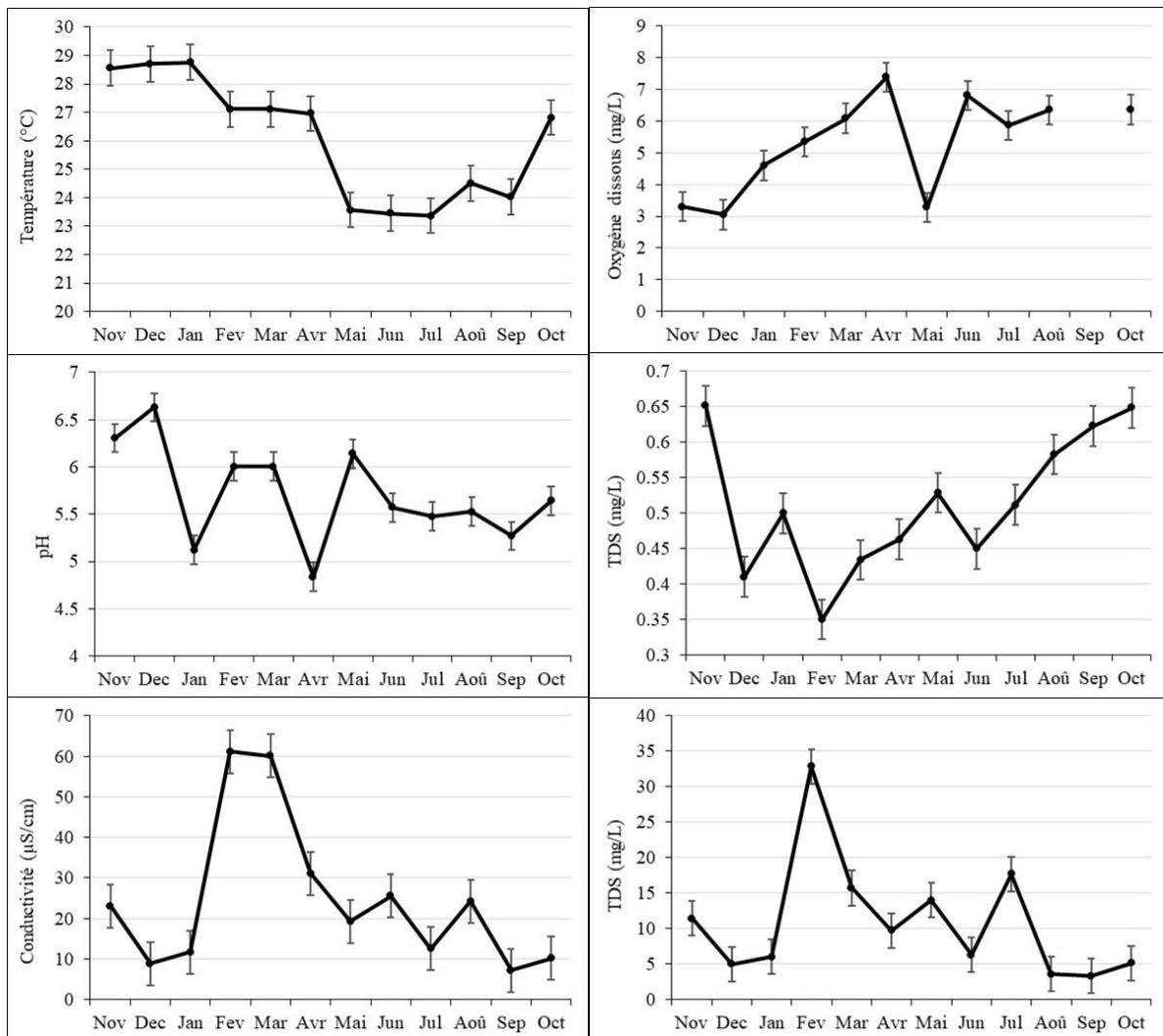


Figure 13 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

La figure 14 présente les variations des valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire. La DBO5 a présenté sa valeur moyenne la plus élevée en avril (300,71 mg/L) et la plus faible en septembre (144,85 mg/L). Les nitrites ont atteint un maximum en janvier (0,12 mg/L) et un minimum en février (0,013 mg/L). Concernant les nitrates, la concentration moyenne la plus élevée a été enregistrée en décembre (10,67 mg/L), tandis que la plus faible l'a été en janvier (0,02 mg/L). L'ammonium a connu un pic en janvier (0,37 mg/L) et une valeur minimale en septembre (0,09 mg/L). Les phosphates ont présenté une valeur moyenne maximale en avril (0,98 mg/L) et minimale en mai (0,16 mg/L).

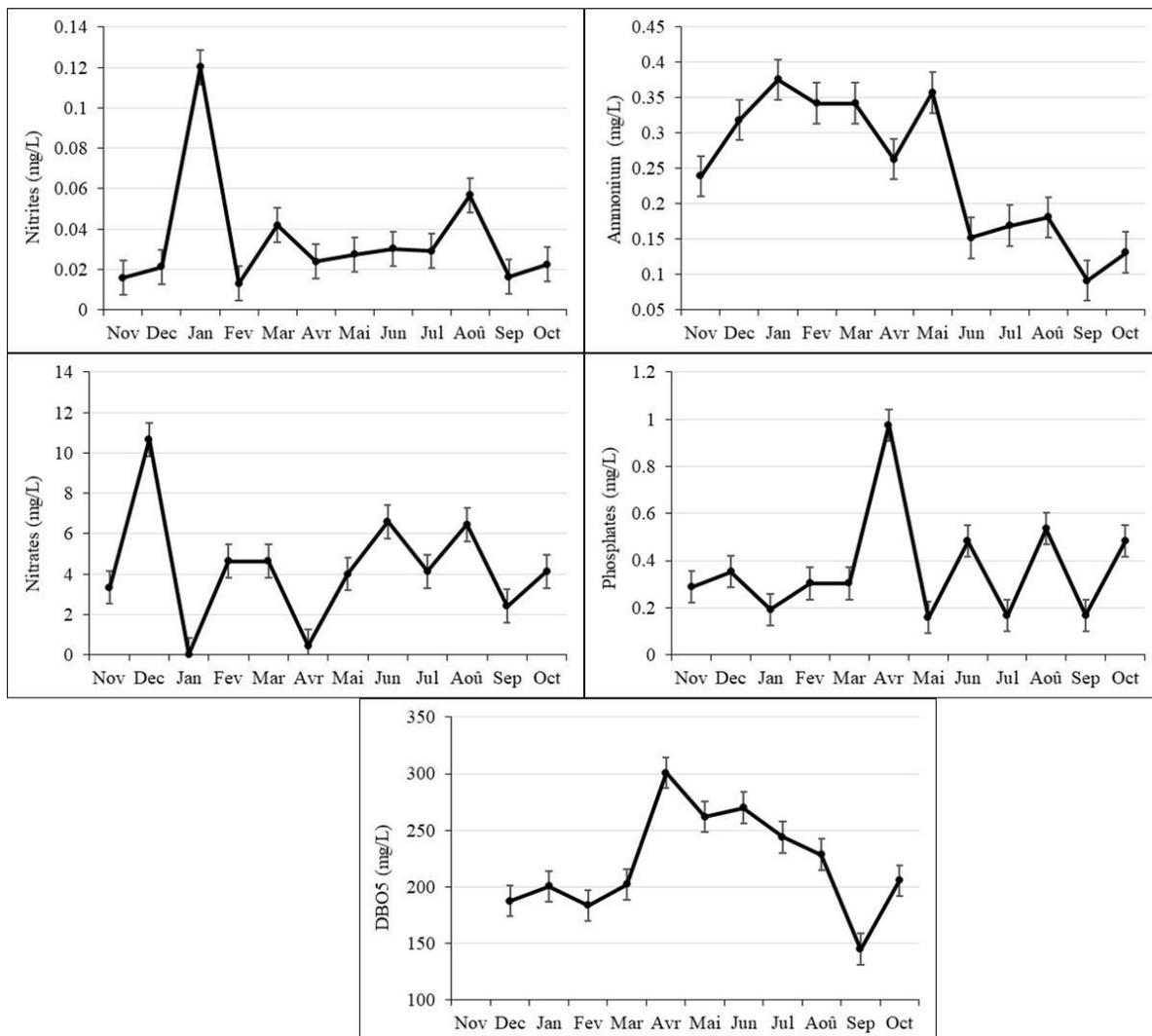


Figure 14 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

III.1.1.4 Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Buyo

Les figures 15 et 16 présentent les variations spatiales des paramètres physico-chimiques dans le lac Buyo. De tous les paramètres mesurés, sauf le pH a varié de manière significative entre

les stations G1 et G3 (test de Mann-Whitney ; $p < 0,05$). La température a varié de 22,6 °C à 29,37 °C, ces valeurs extrêmes ont été enregistrée à G3. Quant à la transparence, les valeurs extrêmes sont observées à G1 (1,80 m plus forte valeur et 0,1 m plus faibles valeurs). Concernant le pH, il a varié de 4,89 (G1) à 6,50 (G4). L'oxygène dissous a fluctué entre 0,8 mg/L et 7,6 mg/L. La plus grande valeur est observée à G3 et la plus petite valeur à G2. Les valeurs de la conductivité quant à elles ont oscillé entre 5,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (G3) et 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (G2). Les taux de solides dissous (TDS) enregistrés sont comprises entre 4 mg/L et 29 mg/L. Les valeurs extrêmes ont été respectivement relevées aux stations G1 (plus faibles valeurs) et G3 (plus fortes valeurs).

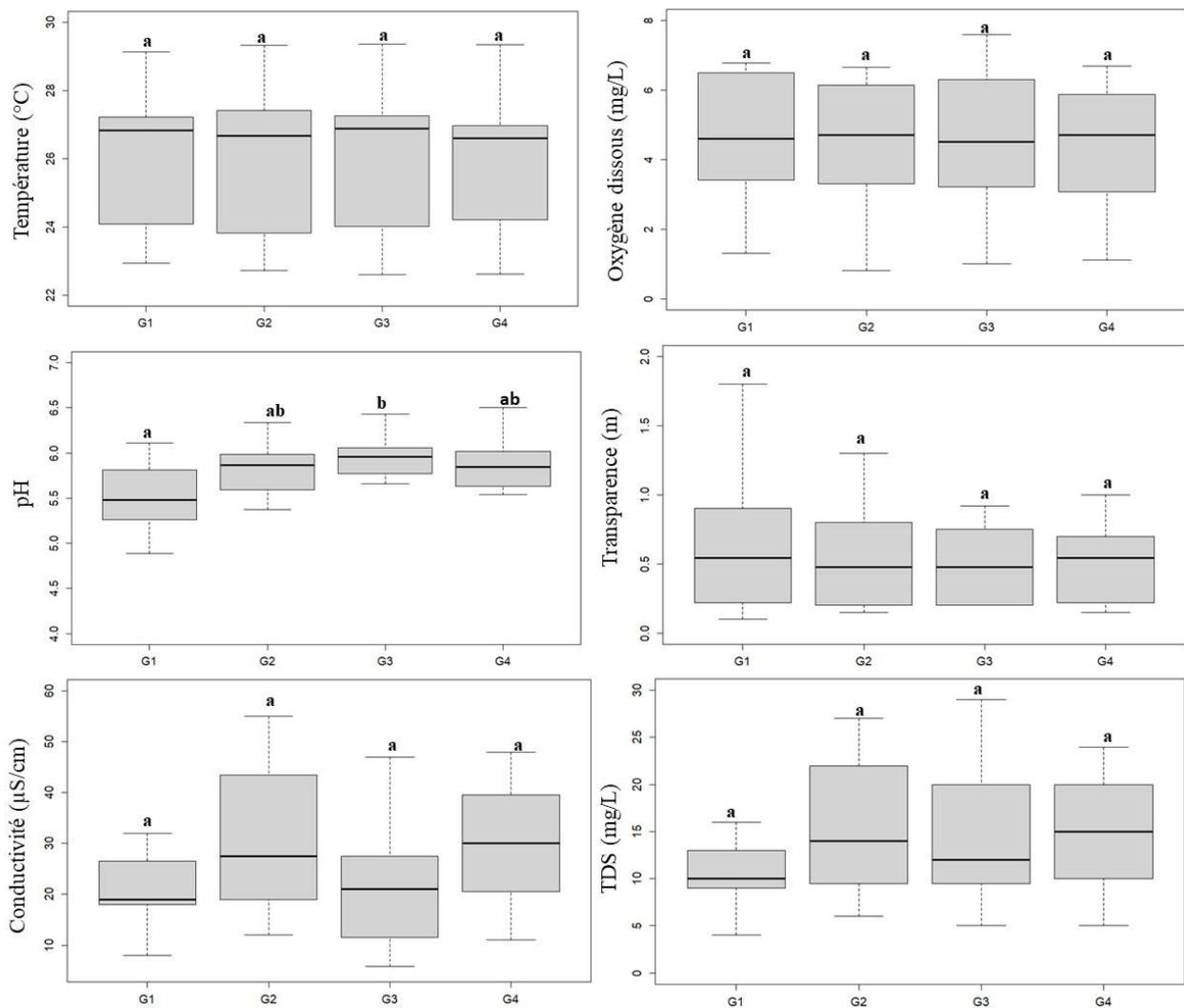


Figure 15 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018 :
 G1-G4 = stations ; les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

La demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO5) a varié de 47 mg/L (G2) à 555 mg/L (G3). Concernant les nitrites, ils ont varié de 0,003 mg/L à 0,085 mg/L. Les valeurs extrêmes ont été enregistré aux stations G3 (forte valeur) et G4 (faible valeur). Quant aux nitrates les valeurs ont oscillé entre 0,01 mg/L (G1 à G4) et 11,1mg/L (G1). Les valeurs du phosphore se situent entre 0,14 mg/L (G1) et 1,86 mg/L (G1). La concentration de l'ammonium a varié de 0,048 mg/L (G3) à 0,872 mg/L (G1). Ces paramètres ne présentent pas de variation significative entre les stations (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$) (Figure 16).

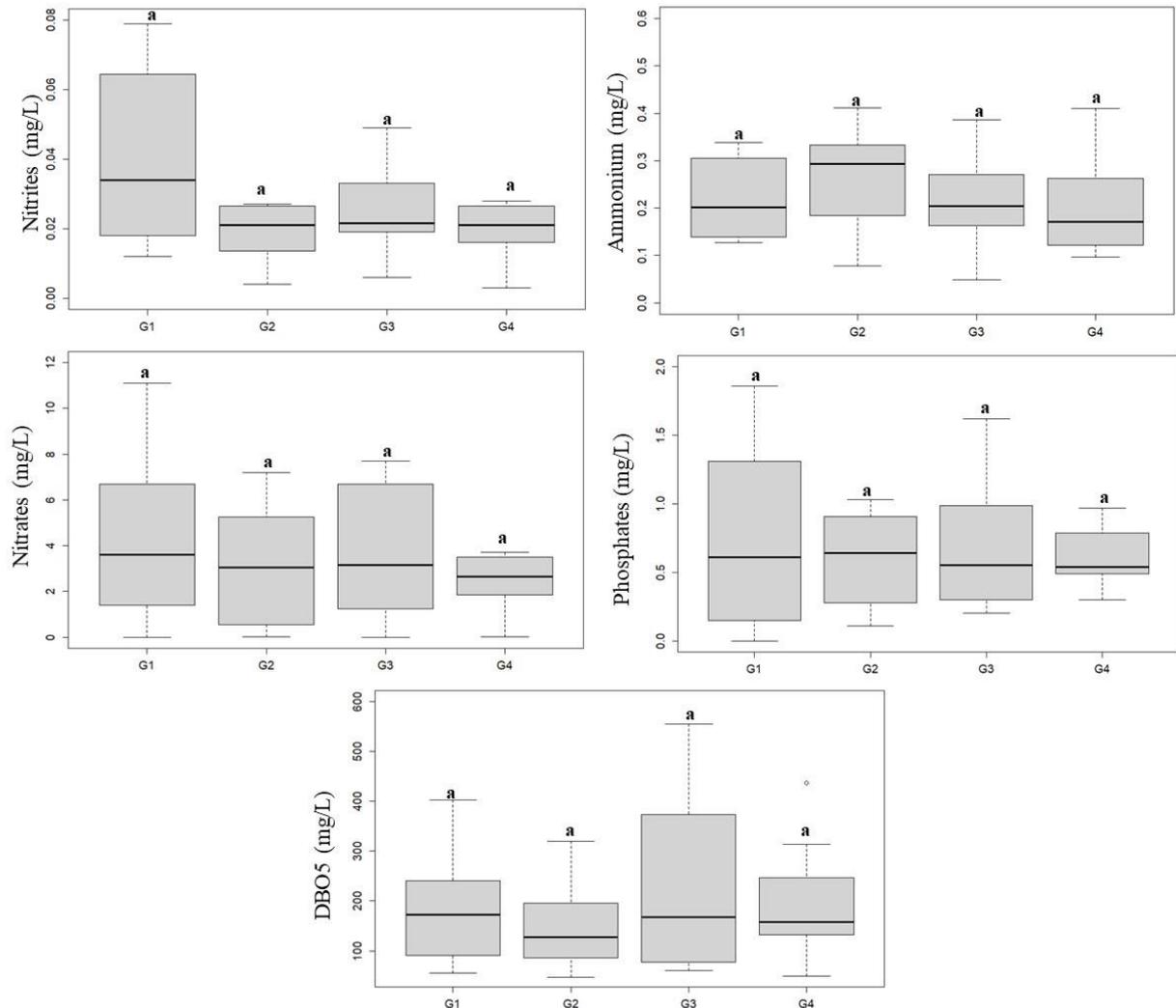


Figure 16 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018 :
 G1-G4 = stations ; les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

III.1.1 5 Variations mensuelles des paramètres mesurés dans le lac Buyo

Les Figures 17 et 18 illustrent les variations mensuelles des valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques mesurés dans le lac Buyo. La température a enregistré sa valeur

moyenne la plus élevée en novembre (29,24 °C) et la plus faible en avril (22,71 °C). Le pH a atteint un maximum de 6,44 en juin et un minimum de 5,44 en avril. Quant à l'oxygène dissous, il a présenté ses plus fortes concentrations moyennes en mars et en avril (6,57 mg/L), tandis que la valeur la plus faible a été observée en mai (1,05 mg/L). La transparence était plus élevée en décembre (1,05 m) et plus faible en mai (0,17 m).

La valeur moyenne la plus élevée de la conductivité a été observée en novembre (49,5 µS/cm) et la plus faible en juillet (12,5 µS/cm). De même, les solides dissous totaux (TDS) ont atteint un maximum en novembre (25 mg/L) et un minimum en août (6 mg/L).

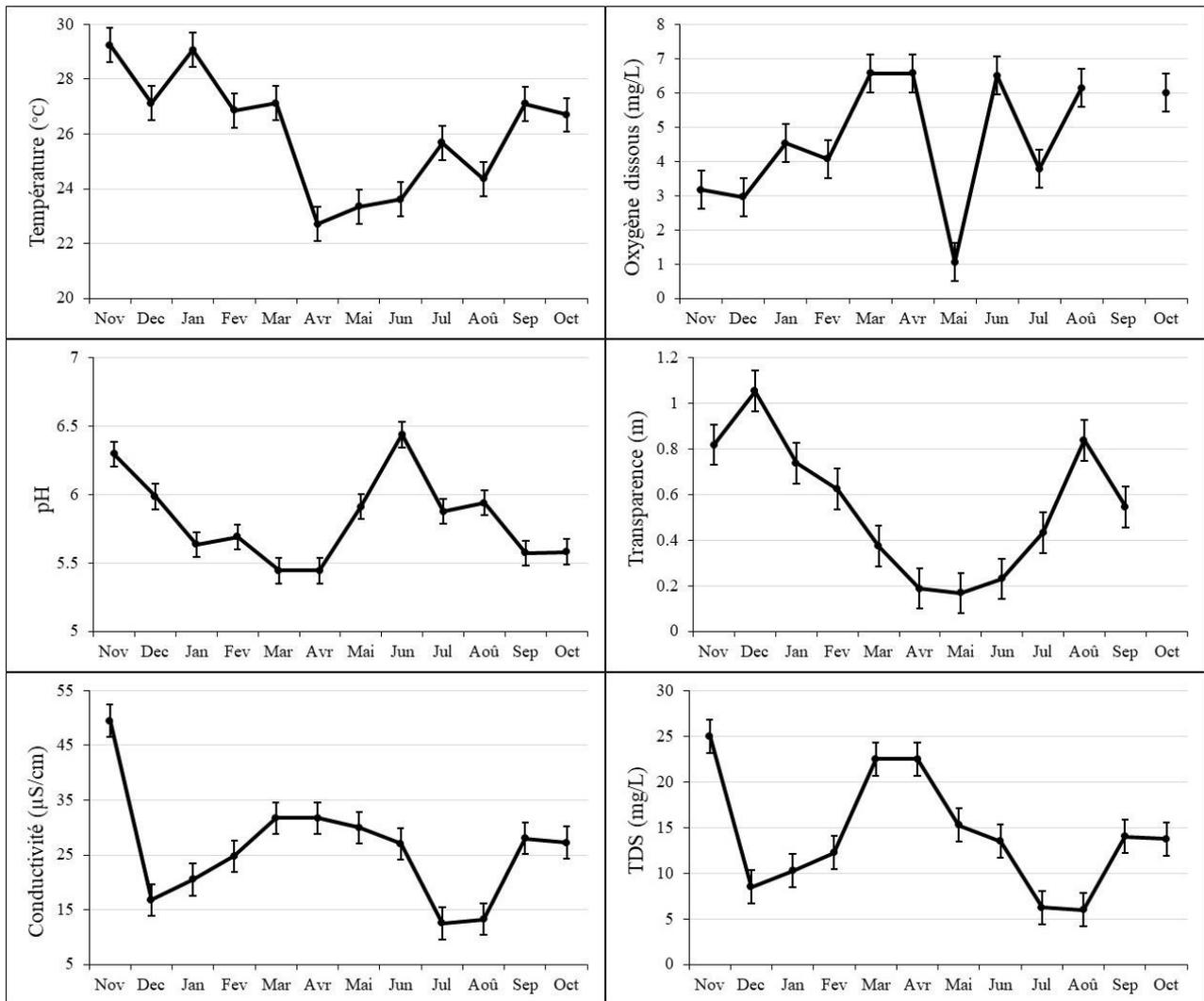


Figure 17 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

Les concentrations moyennes en nitrites et nitrates ont été maximales en août, avec respectivement 0,074 mg/L et 8,13 mg/L, et minimales en décembre (0,0085 mg/L pour les nitrites) et en janvier (0,0075 mg/L pour les nitrates). L'ammonium a présenté une concentration maximale en janvier (0,44 mg/L) et minimale en septembre (0,09 mg/L). Le phosphate a atteint sa concentration moyenne la plus élevée en mai (11,13 mg/L) et la plus faible en janvier (0,01 mg/L). Enfin, la DBO₅ a été plus élevée en avril (347 mg/L) et plus faible en décembre (79,75 mg/L).

On note une variation significative de ces paramètres entre les différents mois (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

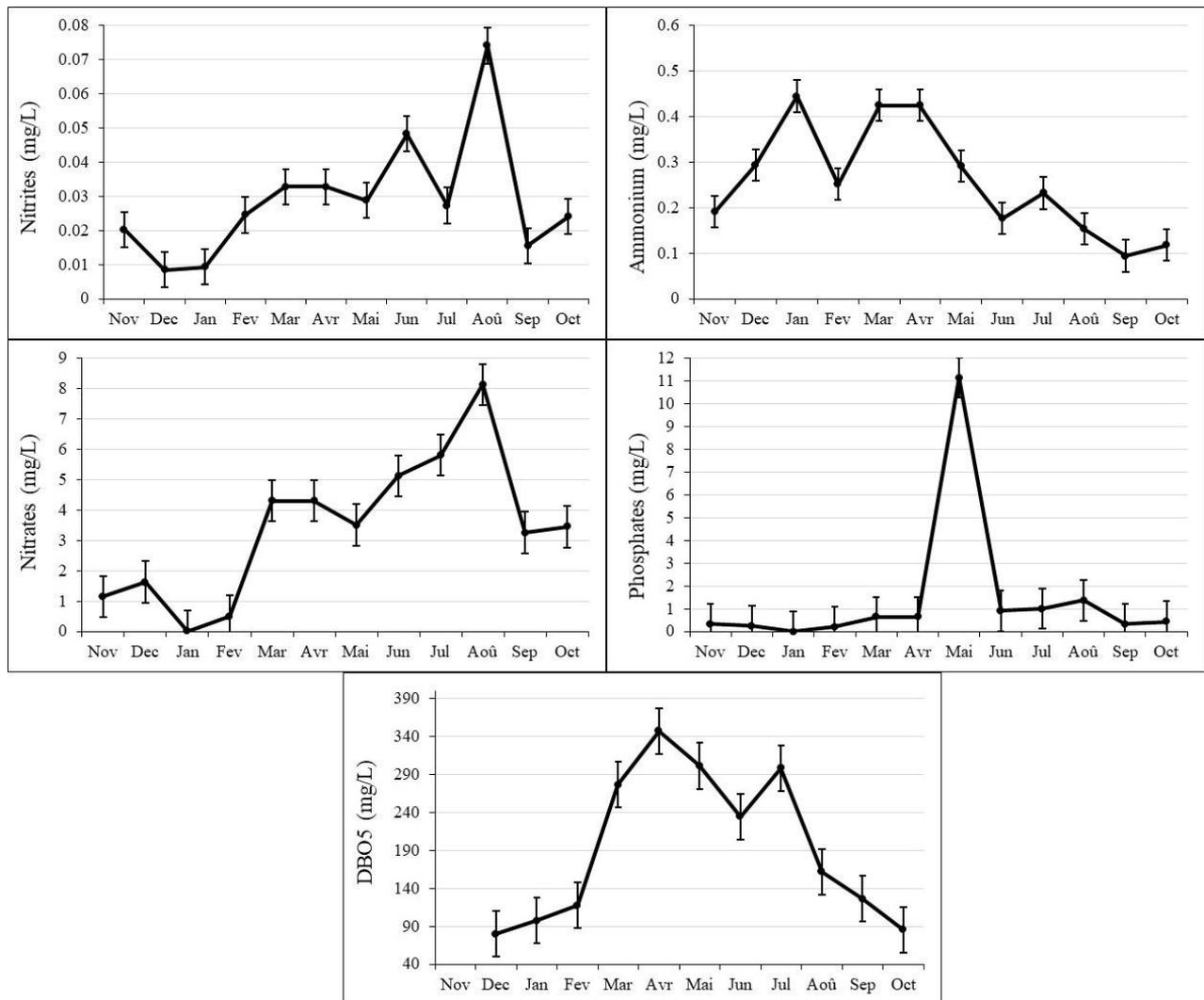


Figure 18 : Variation mensuelle des paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

III.1.1.6 Typologie abiotique des lacs Buyo et Dohou

III.1.1.6.1 Typologie abiotique des stations du lac Dohou

La Figure 19 présente le dendrogramme issu de l'analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique (ACH) des données du lac Dohou.

L'analyse hiérarchique des paramètres physico-chimiques a permis de classer les stations en trois groupes principaux, selon leur similarité au niveau des caractéristiques abiotique. Pour chaque groupe, les données des stations ont été regroupées et synthétisées. Ces résultats sont présentés sous forme de boxplots (Figure 20). Le premier groupe est constitué des échantillons de la station P6, ensuite le deuxième groupe englobe les échantillons des stations P4, P5 et P7 et enfin le troisième groupe rassemble les échantillons des stations P1, P2 et P3. Le groupe I se caractérise par une eau avec des teneurs significativement élevées en DBO5 (76-921 mg/ l). Quant au groupe II, il se différencie des autres par une eau avec une conductivité significativement plus élevée (11,73 - 330 $\mu\text{s}/\text{cm}$) que les deux autres groupes. Concernant le groupe III, il se distingue par des valeurs d'oxygène dissous (3,12 mg/L – 8,20 mg/L) et de pH (4,82 – 6,66) relativement élevé.

La conductivité, la DBO5, l'oxygène dissous et la transparence ont présenté une variation significative entre les groupes (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

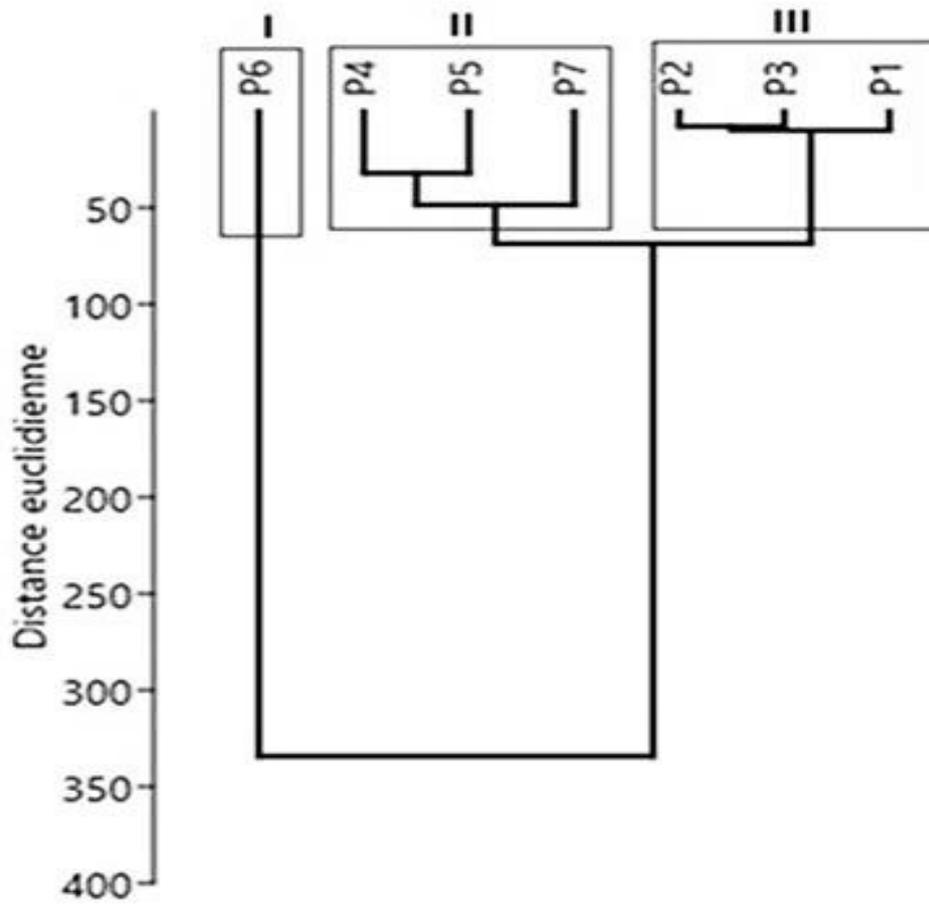


Figure 19 : Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes de stations sur la base des paramètres physico-chimiques du lac Dohou.

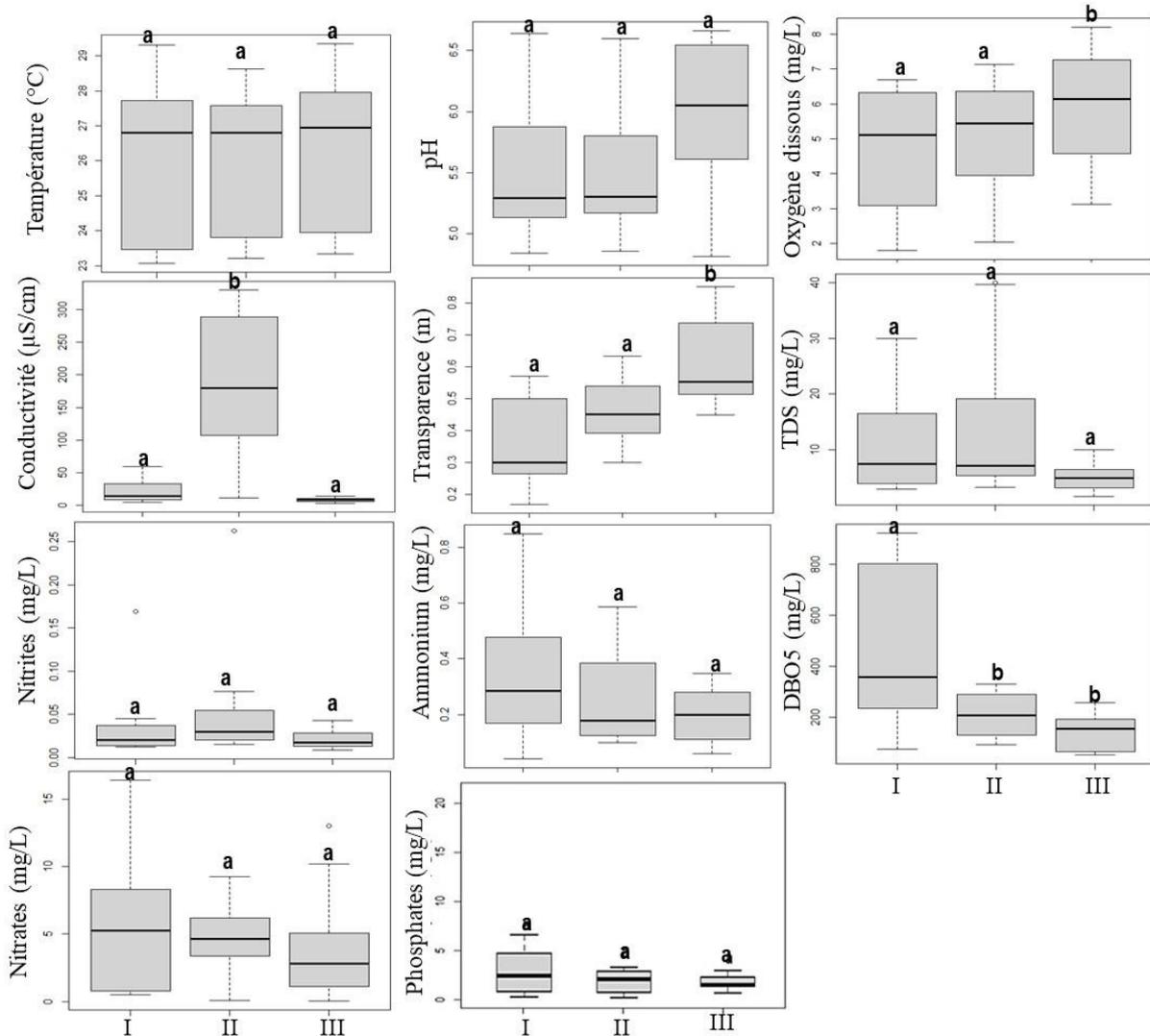


Figure 20 : Variations des paramètres physiques et chimiques entre les trois groupes de stations définis par l'ACH mesuré dans le lac Dohou. les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

III.1.1.6.2 Typologie abiotique des stations du lac Buyo

La figure 21 présente le dendrogramme issu de l'analyse de la Classification Ascendante Hiérarchique (ACH) des données du lac Buyo.

Deux principaux groupes de station, selon leur similarité au niveau des caractéristiques abiotiques ont été observés. Pour chaque groupe, les données des stations ont été regroupées et synthétisées. Ces résultats sont présentés sous forme de boxplots (Figure 22). Le premier groupe est composé des stations G1 et G2 et le deuxième groupe est composé des stations G3 et G4. Les deux groupes se distinguent par des valeurs significativement élevées de la DBO5 (66,5

mg/L – 386,5 mg/L), de la transparence (0,18 m – 0,82 m) et du pH (5,66 – 7,02) au niveau du groupe II (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

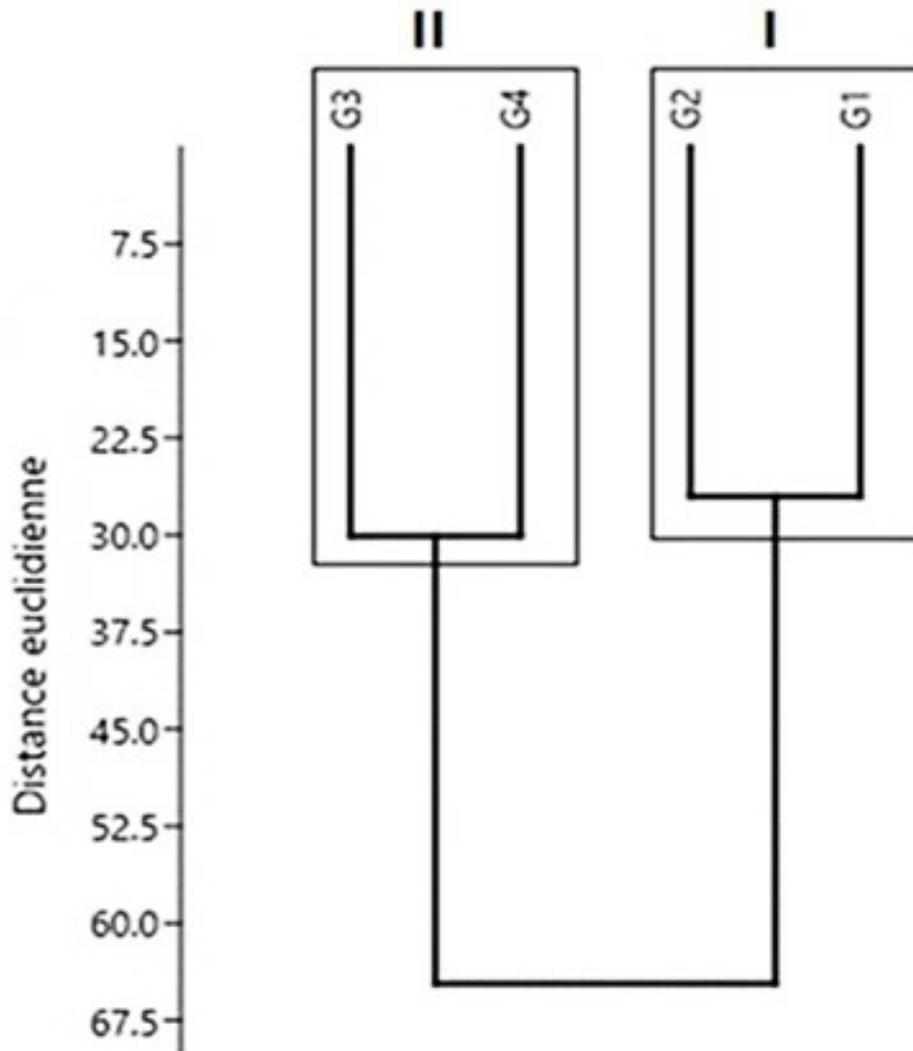


Figure 21 : Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes de stations sur la base des paramètres physico-chimiques du lac Buyo.

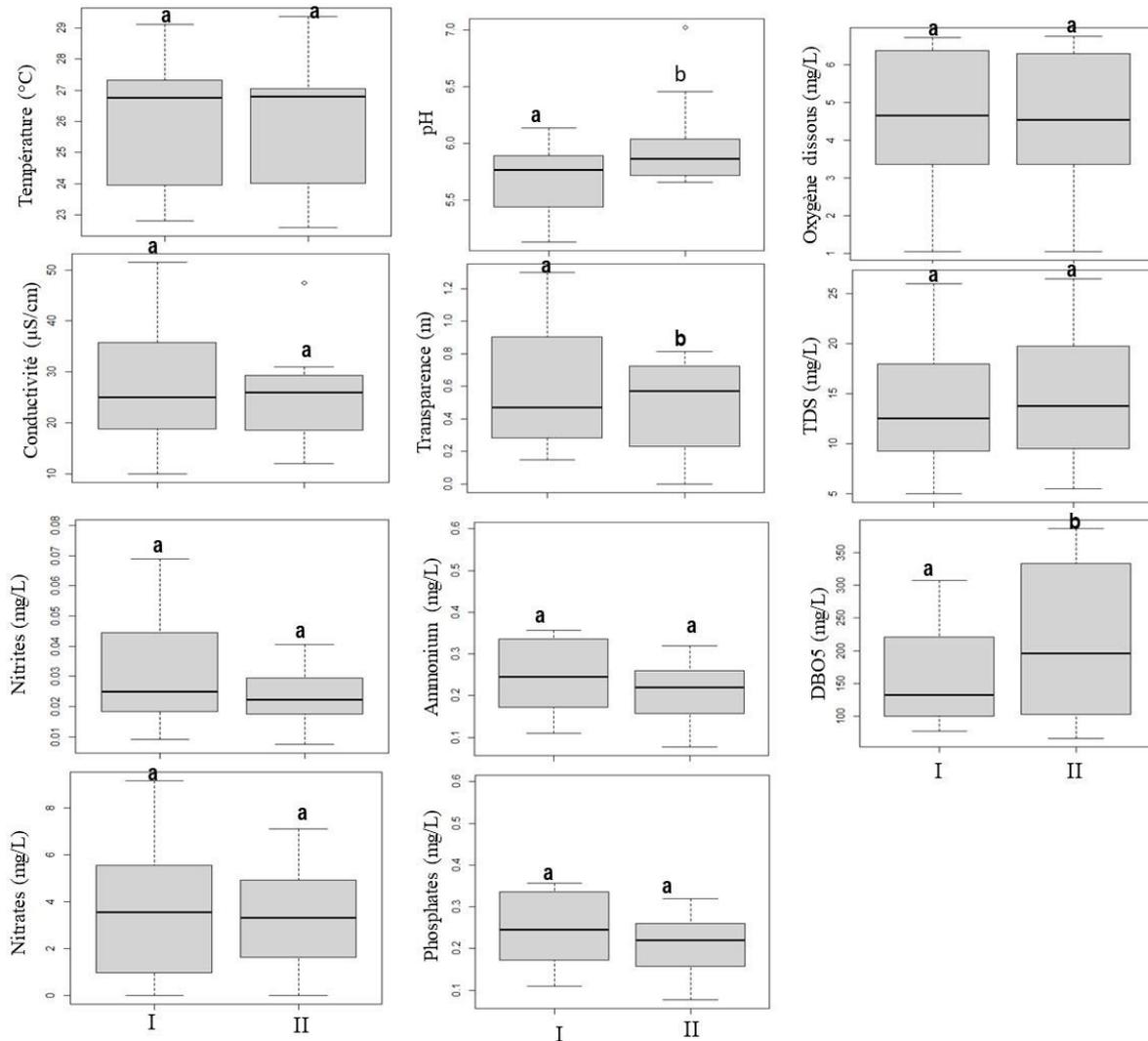


Figure 22 : Variations des paramètres physiques et chimiques entre les deux groupes de stations définis par l'ACH mesurés dans le lac Buyo, les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

III.1.1.7 Qualité physico-chimique des lacs Dohou et Buyo

La qualité physico-chimique a été évaluée à partir de l'indice de pollution organique pour les 132 échantillons relatifs aux onze stations d'échantillonnage sur la période de novembre 2017 à octobre 2018. Ainsi, les moyennes des classes présentées par le tableau IX indiquent un niveau élevé de la pollution organique à toutes les stations dans les deux lacs prospectés.

Tableau IX : Résultat du calcul de l'indice de pollution organique des eaux des lacs Dohou et Buyo étudiés de novembre 2017 à octobre 2018.

Stations	NO ₂ ⁻ (µg/l)	Classe	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Classe	PO ₄ ³⁻ (µg/l)	Classe	DBO5 (mg/L)	Classe	Moyenne des classes	Niveau de pollution organique	
Dohou	P1	22 ± 14,68	3	0,20 ± 0,12	4	438,33 ± 686,72	2	124,58 ± 89,26	1	2,5	Fort
	P2	19 ± 11,54	3	0,2 ± 0,10	4	419,17 ± 456,82	2	135,33 ± 86,56	1	2,5	Fort
	P3	21,25 ± 15,56	3	0,18 ± 0,11	4	260 ± 158,52	2	130 ± 87,74	1	2,5	Fort
	P4	22,66 ± 17,56	3	0,23 ± 0,13	4	248,33 ± 253,80	2	177,25 ± 94,46	1	2,5	Fort
	P5	28,41 ± 34,84	3	0,16 ± 0,08	4	268,33 ± 232,80	2	206,58 ± 104,77	1	2,5	Fort
	P6	34,25 ± 44,33	3	0,35 ± 0,24	4	208,83 ± 6031,32	1	464,58 ± 336,92	1	2,25	Fort
	P7	96,41 ± 213,01	2	0,41 ± 0,44	4	440 ± 326,27	2	178,5 ± 137,08	1	2,25	Fort
Buyo	G1	38,58 ± 24,13	3	0,31 ± 0,27	5	1679,1 ± 3670,72	1	162,75 ± 113,39	1	2,5	Fort
	G2	23,42 ± 16,50	3	0,26 ± 0,10	5	1612,5 ± 3832,12	1	139,58 ± 98,84	2	2,75	Fort
	G3	28,67 ± 20,99	3	0,22 ± 0,10	5	1394, ± 2935,33	1	223,17 ± 183,36	1	2,5	Fort
	G4	24,58 ± 18,12	3	0,24 ± 0,20	5	1065,8 ± 1889,58	1	182,58 ± 119,29	1	2,5	Fort

III.1.2 Discussion

La caractérisation abiotique des deux lacs a montré que les paramètres varient peu d'une station à une autre au cours de la période d'étude. Cette faible variabilité spatiale pourrait s'expliquer par les échanges hydrodynamiques entre les différentes stations d'échantillonnage. En effet, les mouvements d'eau internes, générés par le vent, les apports d'eau ou la morphologie du lac, favorise le brassage et la circulation des masses d'eau, entraînant une homogénéisation des conditions physico-chimiques à travers les stations. Nos résultats sont similaires à ceux observés par Ossey *et al.* (2008) dans lac de Barrage de Buyo, Adon (2013) dans la retenue d'eau d'Adzopé et Salencon & Calmels (1995) dans le Lac de Pareloup en France. Les mesures de température effectuées dans les deux lacs indiquent que les valeurs ont varié de 22,6 °C à 29,52 °C. Ces données concordent avec l'assertion de Lemoalle (1999) selon laquelle en Afrique intertropicale, les températures moyennes sont élevées et le plus souvent supérieures à 20 °C.

Les eaux des lacs Dohou et Buyo restent dans l'ensemble acide avec des valeurs moyennes de pH respectives de 5,71 et 5,81. Toutefois cette acidité est plus marquée dans le lac Dohou. Ce phénomène serait dû à l'importante présence de macrophytes à sa surface. En effet, la forte densité de macrophytes dans le lac Dohou influence directement l'acidité de l'eau. La nuit, ces plantes aquatiques cessent la photosynthèse et respirent, libérant du dioxyde de carbone (CO₂) dans l'eau (Lasm *et al.*, 2008). Ce CO₂ réagit avec l'eau pour former de l'acide carbonique, ce qui entraîne une baisse du pH et donc une augmentation de l'acidité (Konan *et al.*, 2017). De plus, la décomposition de la grande quantité de matière organique issue de ces macrophytes (feuilles, tiges mortes) sous l'action des bactéries libère également des acides organiques dans l'eau, accentuant davantage cette acidité (Korfali & Davies, 2003). L'activité des bactéries entraîne une consommation d'oxygène dissous, ce qui explique les périodes de faible oxygénation (0,80 mg/L – 9,40 mg/L) dans les eaux des lacs Dohou et Buyo.

Sur tous les sites, les transparences moyennes (0,51 m et 0,55 m) de l'eau sont faibles en saison sèche. Dans le lac Dohou, cette faible moyenne enregistrée serait due à la décomposition des macrophytes, qui entraîne une augmentation de la densité des particules en suspension. Au niveau du lac Buyo, la faible valeur moyenne pendant la saison sèche, s'expliquerait par l'arrivée des eaux chargées de solides et de matières en suspension suite à l'ouverture des vannes, ce qui trouble l'eau et réduit sa transparence. Nos résultats sont similaires à ceux d'Adou *et al.*, (2018) sur le lac du barrage d'Ayamé 2 avec des moyennes de transparence inférieures à 1 m.

Les valeurs moyennes de la conductivité des lacs Dohou et Buyo sont élevées en saison sèche et en saison pluvieuse (période de basses eaux) au niveau de Buyo. Cette observation pourrait

s'expliquer par une accumulation d'ions due à une remise en suspension de particules solides sous l'effet de l'évaporation combinée au manque d'apport d'eau en saison sèche. Nos résultats sont en accord avec ceux de Grogga (2012) concernant le lac Taabo, d'Adon *et al.* (2012) pour la retenue d'eau d'Adzopé, et d'Adou *et al.* (2018) pour le lac d'Ayamé 2. La concentration naturelle en nitrates ne dépasse pas 3 mg/l dans les eaux superficielles (Rejsek, 2002). Les résultats obtenus à partir de nos prélèvements indiquent la présence de teneurs allant jusqu'à 18 mg/L au niveau du lac Dohou et 11,1 mg/L dans le lac Buyo. Ces concentrations élevées dans ces lacs pourraient être dues aux activités humaines avoisinantes telles que les cultures maraichères, les fermes et les champs qui accélèrent le processus d'enrichissement de ces eaux en nitrates ainsi qu'aux fertilisations excessives et/ou à des pratiques culturales inadaptées où l'on trouve aussi des rejets d'origine animale provenant des troupeaux (Kouamé *et al.*, 2019). Malgré cette tendance générale mentionnée, la classification hiérarchique a permis de relever quelques différenciations abiotiques au niveau des lacs étudiés. Elle a permis de regrouper les stations en fonction de leur caractéristique physico-chimique. Le groupe I au niveau du lac Dohou est caractérisé par une eau chargée en matière organique et en nutriment avec de faible valeur de transparence, de conductivité et de TDS. En effet, cette station (P6) qui constitue le groupe I est à l'exutoire d'une station d'épuration et est sous l'influence de plusieurs activités anthropiques (culture maraichère, riziculture, champs d'hévéa). Cette station devient alors le réceptacle obligé des eaux de lessivage des terres après épandage d'engrais et les eaux usées domestiques. Ce qui serait à l'origine de l'augmentation des nutriments tels que le nitrate et le phosphate dans l'eau. Cet enrichissement favorise la croissance des plantes aquatiques et conduit finalement à une augmentation de la décomposition des plantes et à un plus grand mouvement de va-et-vient dans le niveau diurne d'oxygène dissous (Lodh *et al.*, 2014, Jen ; 2002). En outre, les paramètres comme la conductivité et le TDS sont étroitement liés à la nature et à la concentration de substances dissoutes du milieu.

Le groupe II se trouve donc avec des eaux plus minéralisées avec des valeurs de conductivité significativement plus élevées que celles obtenues dans les deux autres groupes. Une concentration élevée de DBO5 est observé dans les deux lacs, ce constat pourrait être dû au déversement d'eaux usées directement dans le lac par les populations riveraines. En outre, le niveau d'oxygénation modéré des lacs qui empêcherait la biodégradation de la matière organique accumulée, ce qui entraînerait une augmentation de la DBO5.

Au niveau du lac Buyo, le groupe I qui regroupe les stations G1 et G2 est chargé en ions dissous qui se traduirait par une conductivité élevée dans cette zone. En effet, les activités anthropiques à proximité de ces stations telle que l'agriculture avec l'utilisation de fertilisants et de pesticides

serait à l'origine de la présence de ces ions dans l'eau. En outre la décomposition de la matière organique (les feuilles, les débris végétaux et les organismes morts) pourrait expliquer cette conductivité élevée. Nos résultats sont en accord avec les travaux de Kouamé *et al.*, 2022 qui a mis en relation la forte conductivité et la matière organique dans le lac Dohou.

Les eaux des lacs prospectés ont présenté toutes une pollution organique forte (IPO comprise entre 2,25 et 2,75) durant nos campagnes d'étude de novembre 2017 à octobre 2018. La dégradation de la qualité des eaux de ces lacs serait due aux actions de l'homme (activités agricoles, déchets domestiques et rejets des eaux usées) conjuguées aux facteurs climatiques. Adamou *et al.* (2015) ont indiqué que les changements climatiques et les activités anthropiques demeurent les causes fondamentales de toutes les transformations qui ont entamé l'état des ressources. Au cours du lessivage des terres agricoles très chargées en fertilisants, et des rejets des effluents domestiques, il y a transfert d'importante charge minérale et organique dans les lacs (Taybi *et al.*, 2016 ; Vital *et al.*, 2018). Nos résultats sont en adéquation avec les travaux de Yapou (2002) qui ont montré que, le secteur de Guessabo présente des caractéristiques physico-chimiques moins bonnes dues à une pollution organique.

III.2. Composition et structure taxonomique des communautés de macroinvertébrés aquatiques des lacs Dohou et Buyo

III.2.1 Résultats

III.2.1.1 Composition taxinomique

Sur l'ensemble des deux lacs, cette étude a permis de recenser 106 taxons repartis en 58 familles, 17 ordres et 09 classes (Achètes, Oligochètes, Collembolles, Branchiopodes, Ostracodes, Bivalves, Gastéropodes, Insectes et Arachnides). Les classes des Oligochètes, des Achètes des Ostracodes et des Collembolles sont représentées chacune par un ordre et une famille. Les Arachnides regroupent deux ordres et quatre familles. Les Branchiopodes sont constitués d'un ordre. La classe des bivalves regroupe deux ordres et deux familles. La classe des Gastéropodes renferme trois ordres et cinq familles. Quant aux Insectes, ils regroupent six ordres et 46 familles. La classe des Insectes est plus diversifiée avec un total de 90 taxons.

Au niveau du lac de Buyo, un total de 86 taxons a été récolté. Cette faune est répartie entre 52 familles, 16 ordres et 08 classes (Insectes, Gastéropodes, Bivalves, Branchiopodes, Ostracodes, Achètes Arachnides et Oligochètes) (Tableau X). Les classes des Achètes, des Oligochètes, des Bivalves, des Branchiopodes et des Ostracodes sont respectivement représentées chacune par un taxon. Les Arachnides renferment quatre taxons soit 5 %. Les Gastéropodes se composent

de huit taxons constituant ainsi 8 % de la richesse taxonomique. Quant aux Insectes, ils regroupent 71 taxons soit 81 % de la richesse taxonomique du lac de Buyo constituant ainsi la classe la plus diversifiée (Figure 23). Parmi ces insectes, les Hémiptères (21 taxons) sont les plus diversifiés. Cet ordre est suivi des Coléoptères (20 taxons), des Diptères (15 taxons) et des Odonates (08 taxons). Les Ephéméroptères et les Lépidoptères sont respectivement représentés par quatre, et trois taxons.

Au niveau du lac Dohou, un total de 95 taxons de macroinvertébrés appartenant à 55 familles, 15 ordres et 08 classes qui sont les Insectes, les Gastéropodes, les Achètes, les Collembolés les Branchiopodes, les Ostracodes, les Arachnides et les Oligochètes (Tableau X). La classe des Insectes est la plus diversifiée avec 82 taxons repartis entre 45 familles et 06 ordres. Ils constituent 85 % de la richesse taxonomique globale (Figure 24). Les Gastéropodes représentent quant à eux 6 % de la richesse taxonomique avec 06 taxons repartis entre 04 familles et 03 ordres. La classe des Arachnides avec un total de 04 taxons de 04 familles et 02 ordres représentent 4% de la richesse. Les Achètes, les Collembolés, les Branchiopodes, les Ostracodes et les Oligochètes sont représentés chacun par un seul ordre et un taxon soit 1 % de la richesse taxonomique. Au sein des insectes, les Coléoptères sont les mieux représentés en termes de richesse taxonomique, avec 32 taxons. Cet ordre est suivi de celui des Hémiptères avec 24 taxons. Quant aux Diptères, ils comprennent 17 taxons. Les Odonates, les Ephéméroptères et les Lépidoptères, sont respectivement représentés par 08, 04 et 03 taxons.

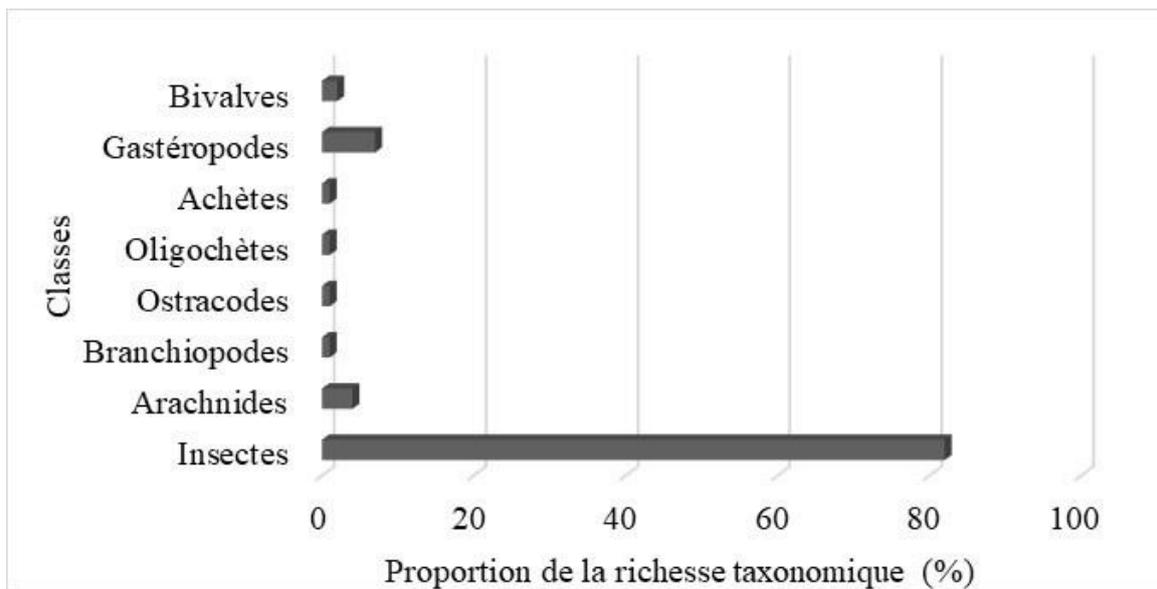


Figure 23 : Proportions globales en nombre de taxons des Classes de macroinvertébrés inventoriées dans le lac de Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

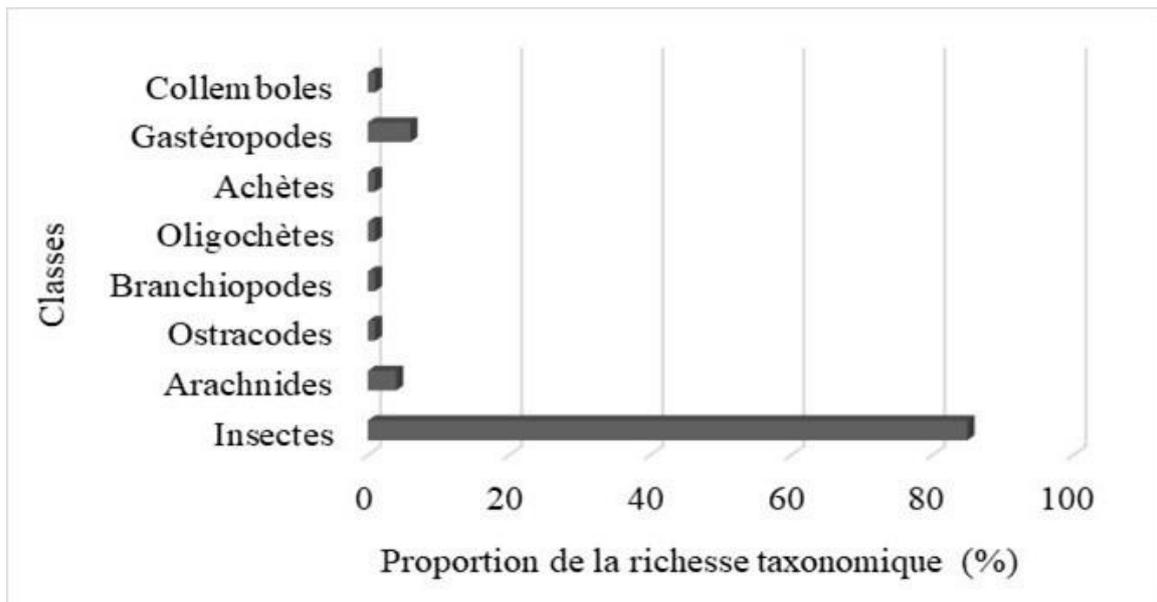


Figure 24 : Proportions globales en nombre de taxons des Classes de macroinvertébrés inventoriées dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

III.2.1.2 Occurrence des taxons dans les lacs Buyo et Dohou

Sur la base de leur fréquence d'occurrence (Tableau X), les taxons récoltés sont regroupés en trois catégories : les taxons constants, les taxons accessoires et les taxons accidentels. Les taxons accidentels dominent la communauté des macroinvertébrés dans les deux lacs à toutes les stations avec 59,14 % des taxons du lac Dohou et 52,75 % des taxons du lac Buyo. Concernant le lac Dohou, une proportion de 9,14 % est enregistrée au niveau des taxons constants. Il s'agit de : *Trochosa spinipalpis*, *Tetragnatha* sp., Pisauridae, Hydrachnidae, *Gabiella* sp., *Afrogyrus* sp., *Melanoides tuberculata*, *Amphiops* sp., *Enochrus* sp., *Chironomus* sp., *Bezzia* sp., *Dasyhelea* sp., *Culex* sp., *Labiobaetis* sp., *Cloeon* sp., *Diplonychus* sp., *Javesella* sp., *Eurymetra* sp., *Mesovelina* sp. et *Pseudagrion* sp.

Au niveau du lac Buyo, la proportion de taxons constants est de 13 %. Il s'agit de : *Trochosa spinipalpis*, *Tetragnatha* sp. Pisauridae, Hydrachnidae, *Gabiella* sp., *Afrogyrus* sp., *Melanoides tuberculata*, *Neochetina* sp., *Chironomus* sp., *Bezzia* sp., *Labiobaetis* sp., *Cloeon* sp., *Caenis* sp., *Appasus* sp., *Diplonychus* sp., *Micronecta* sp., *Ranatra* sp., *Microvelina* sp., *Ceriagrion* sp., *Pseudagrion* sp. et *Trithemis* sp.

De cette analyse de la fréquence d'apparition, six (06) taxons se sont révélés constant à toutes stations. Il s'agit du mollusque *Gabiella* sp. et des insectes *Caenis* sp., *Micronecta scutellaris* (Buyo), *Pseudagrion* sp., *Labiobaetis* sp. (Dohou) et *Chironomus* sp. (constant dans les deux lacs) (Tableau XI).

Tableau X : Liste des taxons de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans les deux lacs (Buyo et Dohou) prospecté de novembre 2017 à octobre 2018.

Classes	Ordres	Familles	Taxons	Codes	DOHOU							BUYO			
					P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	G1	G2	G3	G4
Arachnides	Aranéides	Lycosidae	<i>Trochosa spinipalpis</i>	Trosp	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
		Tetragnathidae	<i>Tetragnatha</i> sp.	Tetrsp	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*
		Pisauridae	Pisauridae	Pisa	**	**	**	**	**	*	*	**	**	*	**
	Trombidiformes	Hydrachnidae	Hydrachnidae	Hydra	**	**	**	**	**	*	*	**	**	**	*
Achètes	Hirudinides	Hirudinidae	<i>Hirudo</i> sp.	Hisp		*						*		*	
Collemboles	Entomobryomorpes	Isotomidae	Isotomidae	Isot	*	*	**	*		*	**				
Branchiopodes	Conchostracés	Ind	Conchostracés	Conc	**	**	**	**	*	*	**	**	**	**	**
Ostracodes	Myodocopides	Cylindroleberididae	Cylindroleberididae	Cyli	*					*	*	*	*		
Oligochètes	Ind	Ind	Oligochètes	Olig	**		**	**		*	**	**	**	*	**
Mesogasteropodes	Bithyniidae	<i>Gabiella</i> sp.	Gasp				*				*	**	**	**	**
		<i>Radix</i> sp.	Rasp						*		**	**	**	*	
		<i>Aplexa waterloti</i>	Apwa									*	*	*	
Gastéropodes	Basommatophores	<i>Afrogyrus</i> sp.	Afsp	*	*		**	*	*	**	**	**	**	**	
		Planorbidae	<i>Bulinus</i> sp.	Busp	*		*		*		*	**		**	
		<i>Gyraulus</i> sp.	Gysp								*	*	**	*	
Bivalves	Cénogastéropodes	Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i>	Metu	**	**	**	**	*		**	**	**	**	
		Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	Spsp	*	*							*		
	Unionoides	Unionidae	<i>Unio</i> sp.	Unsp							*	*	*		

* = taxons accidentels ; ** = taxons accessoires ; *** = taxons constants ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

Tableau X (suite)

Classes	Ordres	Familles	Taxons	Codes	DOHOU							BUYO							
					P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	G1	G2	G3	G4				
Insectes	Coléoptères	Carabidae	Carabidae	Cara							*			*					
			<i>Drypta</i> sp.	Dryp	*	*			*										
		Chrysomelidae	<i>Asamangulia</i> sp.	Asam										*					
			<i>Bagous</i> sp.	Basp										*	*				
		Curculionidae	<i>Neochetina</i> sp.	Nesp	*	**	*	*				*	*	**	**	***	**		
			<i>Agabus</i> sp.	Agsp								*				*	*		
			<i>Bidessus</i> sp.	Bide	*	*	**	**	*				*						
		Dytiscidae	<i>Cybister</i> sp.	Cybis						*									
			<i>Dineutus</i> sp.	Disp											*	*	**		
			<i>Dytiscus</i> sp.	Dysp	*					*			*	*	*	*			
			<i>Hydaticus</i> sp.	Hidsp										*			*		
			<i>Hydrovatus</i> sp.	Hydsp	**		**	*	*				**	*		*	*		
			<i>Hygrotus</i> sp.	Hygsp														*	
			<i>Hyphydrus</i> sp.	Hypsp		*				*	*	*	*	*	*	*	**	**	**
			<i>Ilybius</i> sp.	Ilyb	*														
			<i>Limnius</i> sp.	Liusp			*			*				*		*			
			Elmidae	<i>Macronychus</i> sp.	Macro	*								*					
			<i>Potamodytes</i> sp.	Posp		*	*						*				*		
		Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	Hydra				*	**			*							
		Hydrochidae	<i>Hydrochus</i> sp.	Hyosp			*		*				*		**	*			
			<i>Amphiops</i> sp.	Amsp	*	**	*	**	**	**	*	***	**	*	**	*	*	*	
			<i>Enochrus</i> sp.	Ensp	***	**	**	**	**	**	*	***	**	**	**	**	**	**	
		Hydrophilidae	<i>Hydrobius</i> sp.	Hydro	**	*	*			*		*							
<i>Hydrophilus</i> sp.	Hypi							*							*				
<i>Limnoxenus</i> sp.	Limsp		*	*	*	*	*			*									

* = taxons accidentels ; ** = taxons accessoires ; *** = taxons constants ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

Tableau X (suite)					DOHOU							BUYO					
Classes	Ordres	Familles	Taxons	Codes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	G1	G2	G3	G4		
Insectes	Coléoptères	Limnichidae	<i>Limnichoderus</i> sp.	Liisp					*			*					
		Noteridae	<i>Hydrocanthus</i> sp.	Hydrsp	*	*			*	*	**			**			
		Scirtidae	<i>cyphon</i> sp.	Cysp			*	*	**		*		*	**	*		
		Spercheidae	<i>Spercheus</i> sp.	Spesp			*	*	*		*		*		*		
			<i>Ablabesmyia</i> sp.	Absp	**	*		*		*	*		*	**	**	*	
			<i>Chironomus</i> sp.	Chsp	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
			<i>Cricotopus</i> sp.	Crisp				**					*		*		
			<i>Cryptochironomus</i> sp.	Crysp			*	*					*			*	
			Chironomidae	<i>Nilodorum</i> sp.	Nilo	*	*	**	*	**	*	*					
				Orthoclaadiinae	Orth								*				
			<i>Polypedilum</i> sp.	Posp	**		*	**	**	*	*	*	**	**	***	**	
			<i>Tanypus</i> sp.	Tany	*	*	*	**	*	*	*	**					
		Diptères	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	Besp	***	***	***	**	**	*	***	**	**	**	***	
				<i>Dasyhelea</i> sp.	Dasp	***	*	**	**	**	**	**	***		**	**	**
				<i>Aedes</i> sp.	Aesp		*	*		*		*		*		*	*
				Culicidae	<i>Anopheles</i> sp.	Ansp	**	*	*	**	**		**	*	*	*	
					<i>Culex</i> sp.	Cusp	**	**	**	**	**		***	**	**	**	**
				Ephydriidae	<i>Hydrellia</i> sp.	Hydr		*									*
					<i>Mansonia</i> sp.	Masp											*
				Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	Simu	*		**	*	*		*				
				Sciomyzidae	<i>Sepedon</i> sp.	Sciom		*	*	**				**		*	*
				Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp.	Ersp									*	*	
				Stratiomyidae	<i>Odontomyia</i> sp.	Odsp								**	*	*	*
			Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	Tasp	*				*	*	*	*			*	
	Ephéméroptères		Baetidae	<i>Labiobaetis</i> sp.	Labsp	***	***	***	***	***	***	***	**	**	**	**	

* = taxons accidentels ; ** = taxons accessoires ; *** = taxons constants ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

Tableau X (suite)					DOHOU							BUYO					
Classes	Ordres	Familles	Taxons	Codes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	G1	G2	G3	G4		
Insectes	Ephéméroptères	Baetidae	<i>Cloeon</i> sp.	Cloesp	**	**	**	**	***	*	**	***	**	***	**		
		Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	Caesp	*	*	*	**	**	*	*	***	***	***	***		
		Leptophlebiidae	Leptophlebiidae	Lepto				*									
		Polymitarcyidae	<i>Povilla adusta</i>	Poad	**		*	*	*	*	*	*	*		*		
		Tricorythidae	Tricorythidae	Trico	**	**	*	*	*	*	*	*					
		Aphelocheiridae	Aphelocheiridae	Aphe										*			
			<i>Abedus</i> sp.	Absp	*	*				*	*	*	*	*	*	*	*
			<i>Appasus</i> sp.	Apsp	*		*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	***
			Belostomatidae	<i>Diplonychus</i> sp.	Disp	**		*	**	*	***	***	***	***	**	***	**
				<i>Limnogeton hedenborgi</i>	Lihe	*		*							*	*	*
		Corixidae	<i>Micronecta scutellaris</i>	Misc	*		*	*	**	**	**	**	***	***	***	***	
		Delphacidae	<i>Javesella</i> sp.	Jave	**	**	**	**	***	**	**	**					
			<i>Rhagovelia</i> sp.	Rhago	*	*	**	*	*	*	*	*					
			<i>Eurymetra</i> sp.	Eusp	*	*	*	*	**	***	**	**	**	*	**	**	
		Gerridae	<i>Gerisella</i> sp.	Gesp	*	*	*	*	*	*	*	*		*		*	
		Hémiptères		<i>Limnogonus</i> sp.	Linsp	*		*			*		*	*	*	*	
				<i>Neogerris</i> sp.	Neosp	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	Hydr	*	**	*	**	*	*	*	**			**		
		Leptopodidae	<i>Valleriola</i> sp.	Vasp												*	
		Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	Mesp.	**	**	***	**	**	**	**	***	*	**	**	*	
		Naucoridae	<i>Naucoris</i> sp.	Nasp								**	*	*	**	*	
		Nepidae		<i>Laccotrephes</i> sp.	Lasp	*	*	*	*		*					*	
				<i>Ranatra</i> sp.	Ransp	**	*	**	**	**	**	**	**	**	**	***	**
	Notonectidae		<i>Anisops</i> sp.	Anisp		*	*	*	*	**	**	*	*	*	*		
			<i>Enithares</i> sp.	Enit					*		*						
	Pleidae	<i>Plea pulula</i>	Plpu	**	**	**	*	*	**	**	**	*	*	*	*		

* = taxons accidentels ; ** = taxons accessoires ; *** = taxons constants ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

Tableau X (suite et fin)					DOHOU							BUYO					
Classes	Ordres	Familles	Taxons	Codes	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	G1	G2	G3	G4		
Insectes	Hémiptères	Reduviidae	Reduviidae	Redu	*			*	*		*		*		*		
		Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	Misp	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	***	
	Lépidoptères	Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.	Petsp	*		**	*		*	*	*	*	*		*	
			<i>Ceriagrion</i> sp.	Cesp	*	*	**		**	*	**	**	**	*	***	**	
		Coenagrionidae	<i>Pseudagrion</i> sp.	Pswa	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**	**	*	
	Odonates	Gomphidae	<i>Ictinogomphus</i> sp.	Icsp									*	*	*	*	
			<i>Brachythemis</i> sp.	Brsp	**	**	*	*	**	*	*	**	*	**	*	**	**
		Libellulidae	<i>Crocothemis</i> sp.	Crsp						*				**	*	*	**
			<i>Hemicordulia</i> sp.	Hesp	*		*	*	*	*		*	*	*	*	**	**
			<i>Libellula</i> sp.	Lisp	*	*	*	**	**	**		*	*	*		*	**
			<i>Trithemis</i> sp.	Trsp	**	**	**	**	*	*	**	*	*	***	**	**	*
			<i>Zygonix</i> sp.	Zygo	*			*	*	*	**						
	9	17	58	106		65	54	63	60	66	51	74	67	59	67	66	

* = taxons accidentels ; ** = taxons accessoires ; *** = taxons constants ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

Tableau XI : Proportions des macroinvertébrés constants, accessoires et accidentels dans les différentes stations des deux lacs.

	Dohou								Buyo				
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	Moy	G1	G2	G3	G4	Moy
Taxons constants (%)	13	8	10	8	5	6	14	9,14	15	8	17	12	13
Taxons accessoires (%)	30	30	33	39	36	26	28	31,71	30	38	36	33	34,25
Taxons accidentels (%)	57	62	57	53	59	68	58	59,14	55	54	47	55	52,75

Moy = Moyenne ; P1-P7 = stations du lac Dohou ; G1-G4 = stations du lac Buyo.

III.2.1.3. Variations spatiales et temporelles de la richesse raréfiée dans les lacs Buyo et Dohou

Les figures 25 et 26 illustrent respectivement les variations de la richesse raréfiée entre les stations du lac Dohou et entre les différents mois d'échantillonnage. Cet indice a oscillé entre 1,56 (P2) et 2 (P7). Au niveau temporel la richesse raréfiée a varié de 1,58 (février) à 1,89 (août). La richesse raréfiée n'a pas connu de variation significative au niveau spatial comme temporel dans ce lac (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

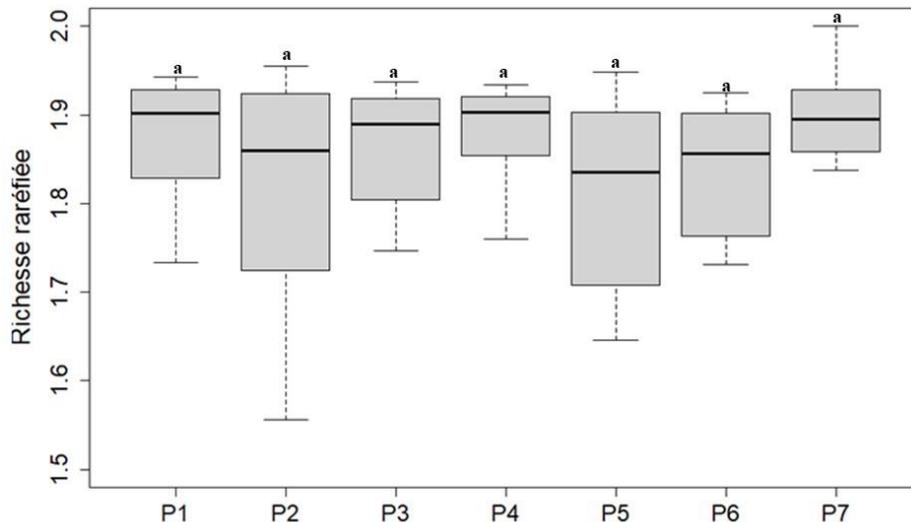


Figure 25 : Variation spatiale de la richesse raréfiée dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

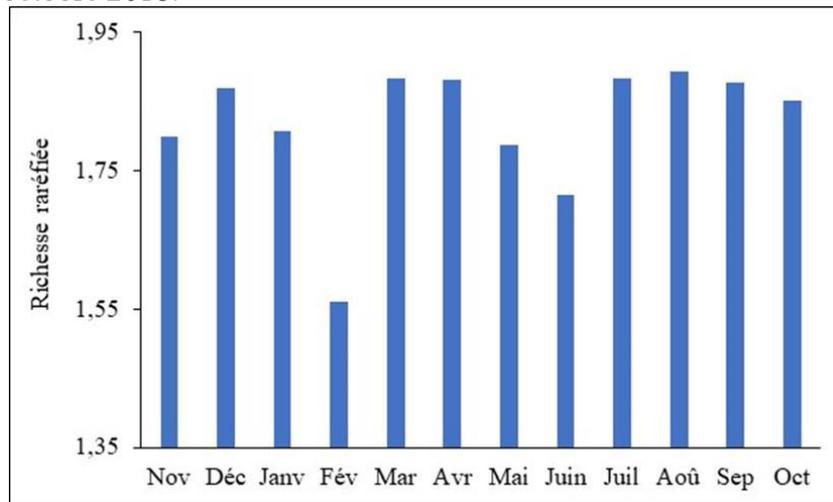


Figure 26 : Variation mensuelle de la richesse raréfiée dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

Les figures 27 et 28 illustrent les variations spatiales et temporelles de la richesse raréfiée au niveau du lac Buyo. La richesse raréfiée a varié de 2,38 (G2) à 8,28 (G4) au niveau des stations et de 3,57 dans le mois de mars à 7,97 dans le mois de novembre. Les résultats du test de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$) montrent qu'il n'existe pas de variation significative entre les différentes stations étudiées et entre les mois.

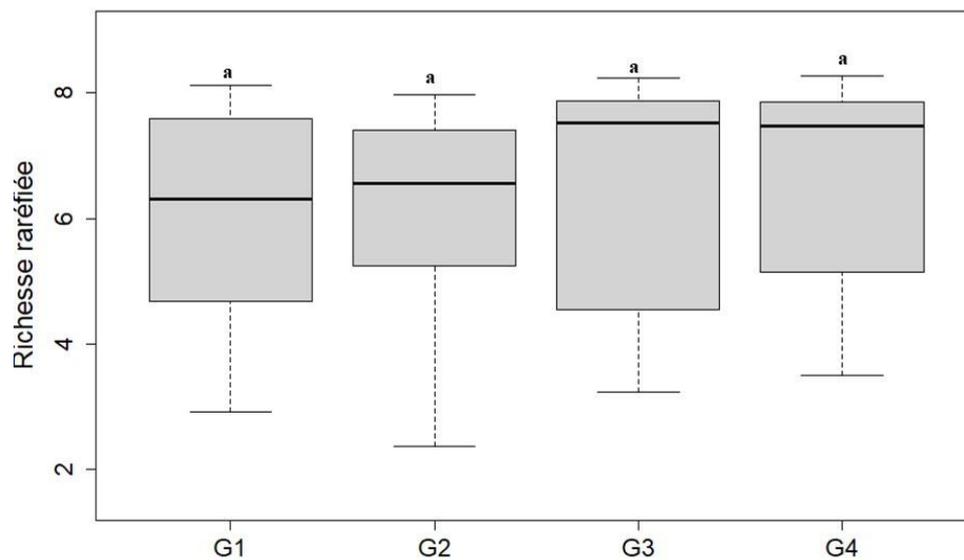


Figure 27 : Variation spatiale de la richesse raréfiée dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

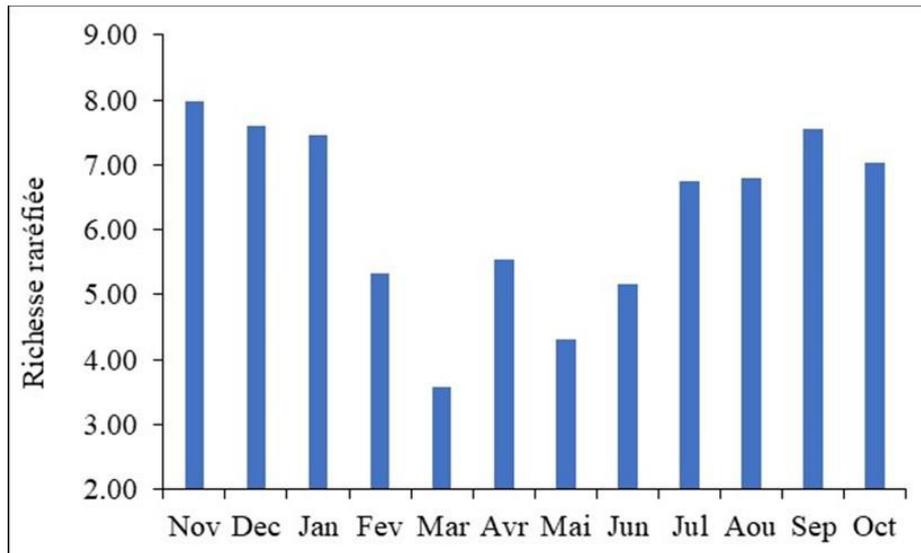


Figure 28 : Variation mensuelle de la richesse raréfiée dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

III.2.1.4. Similitude entre les communautés de macroinvertébrés des stations des différents lacs étudiés

La similitude des communautés de macroinvertébrés entre les différentes stations des lacs étudiés a été évaluée à l'aide de l'indice de similarité de Jaccard (Tableaux XII et XIII). Pour le lac Dohou, cet indice varie de 0,54 à 0,75. La majorité des valeurs est supérieures à 0,60, ce qui indique que les communautés biologiques des stations sont assez similaires. La plus forte similarité a été observée entre les stations P3 et P4, avec un indice de 0,75.

Concernant le lac de Buyo, l'indice de similarité de Jaccard varie entre 0,67 et 0,78. Ces valeurs, toutes supérieures à 0,60, traduisent une forte similarité entre les communautés de macroinvertébrés échantillonnées dans les différentes stations. La similarité maximale a été enregistrée entre les stations G2 et G3, avec un indice de 0,78.

Tableau XII : Indice de similarité de Jaccard des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou prospecté de novembre 2017 à octobre 2018.

Stations	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
P1		0,59	0,70	0,73	0,67	0,72	0,71
P2			0,59	0,60	0,56	0,56	0,54
P3				0,75	0,64	0,60	0,69
P4					0,63	0,66	0,73
P5						0,54	0,70
P6							0,61

Tableau XIII : Indice de similarité de Jaccard des communautés de macroinvertébrés du lac Buyo prospecté de novembre 2017 à octobre 2018.

Stations	G1	G2	G3	G4
G1		0,68	0,78	0,67
G2			0,73	0,67
G3				0,68

III.2.1.5 Structure du peuplement de macroinvertébrés des lacs Dohou et Buyo

III.2.1.5.1 Variations spatio-temporelles de l'indice de diversité de Shannon et de l'Équitabilité des macroinvertébrés du lac Dohou

L'indice de diversité de Shannon aux différentes stations d'étude a varié de 0,38 à 3,03. Cet indice montre une faible variabilité (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) au niveau des stations comme des mois. La plus faible valeur de l'indice de diversité a été observée pendant le mois de novembre à la station P4 tandis que la valeur la plus élevée a été obtenue dans le mois de mars à la stations P5 (Figure 29). La figure 30 illustre la variation de l'équitabilité. Tout comme l'indice de diversité de Shannon, l'équitabilité de Piélou n'a pas montré de variation

significative entre les différents mois et les différentes stations (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Les valeurs de cet indice ont varié de 0,34 à 0,69. La valeur la plus faible a été enregistrée pendant le mois de juin à P3 et la plus forte valeur a été observée dans le mois de novembre à P7.

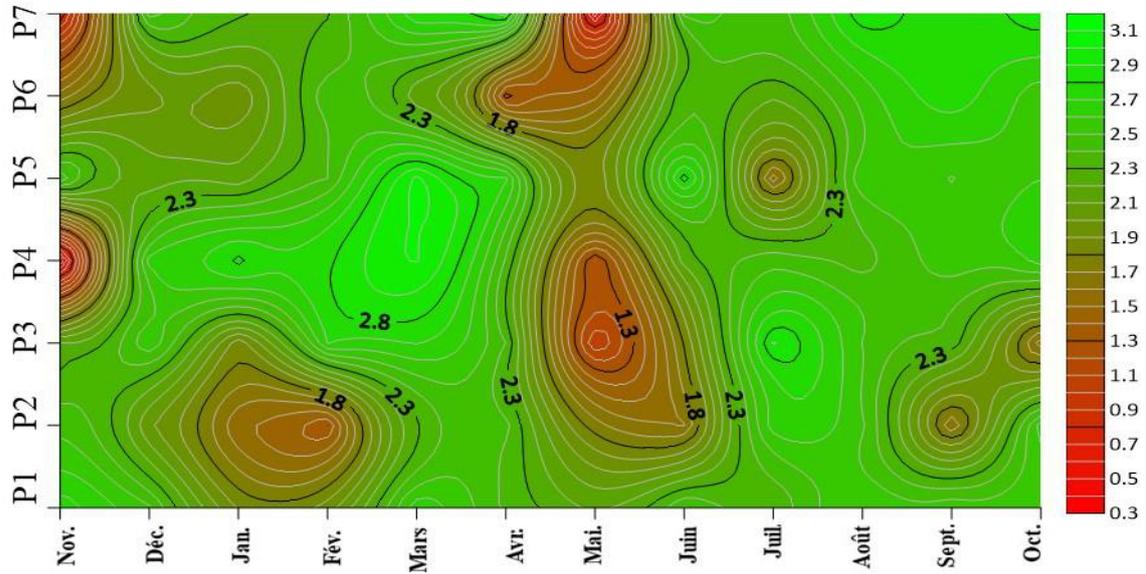


Figure 29 : Variation spatio-temporelles de l'indice de Shannon des macroinvertébrés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018, rouge =faible valeur ; vert = forte valeur.

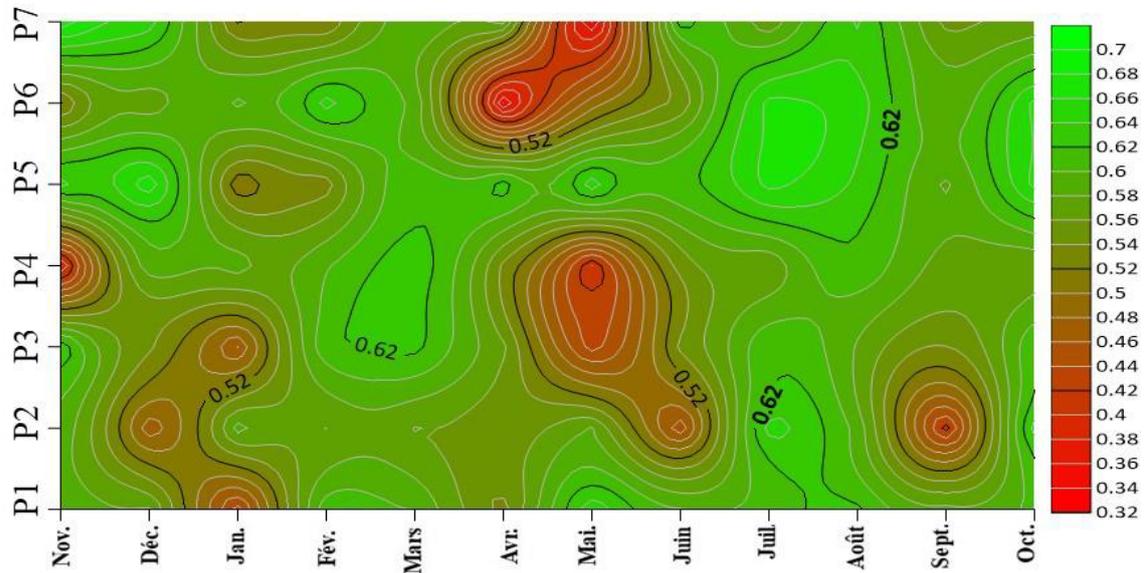


Figure 30 : Variation spatio-temporelles de l'équitabilité des macroinvertébrés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018, rouge =faible valeur ; vert = forte valeur.

III.2.1.5.2 Variations spatio-temporelles de l'indice de diversité de Shannon et de l'Équitabilité des macroinvertébrés du lac Buyo

Les variations spatio-temporelles de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité sont représentées par les figures 31 et 32. Sur l'ensemble des stations, une faible variabilité des valeurs des indices (test de de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) a été observé. L'indice de Shannon a varié de 0,82 à 3,19. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrée pendant les mois de novembre à janvier et les mois d'août à octobre. Tandis que les plus faibles valeurs ont été obtenue pendant les mois de février à juin. Quant à l'équitabilité, elle a oscillé entre 0,33 (G4) et 0,67 (G2). Les valeurs les plus élevées de cet indice sont observées pendant les mois de novembre à janvier et d'août a octobre et les plus faibles pendant les mois de février et mars.

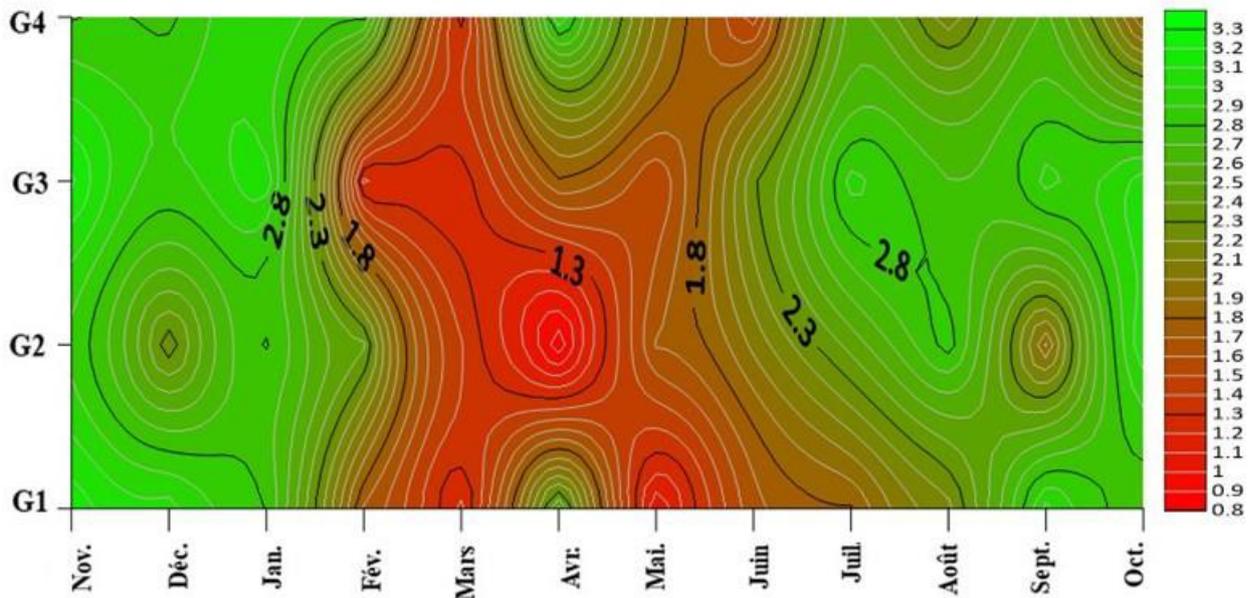


Figure 31 : Variations spatio-temporelles de l'indice de Shannon des macroinvertébrés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018, rouge =faible valeur ; vert = forte valeur.

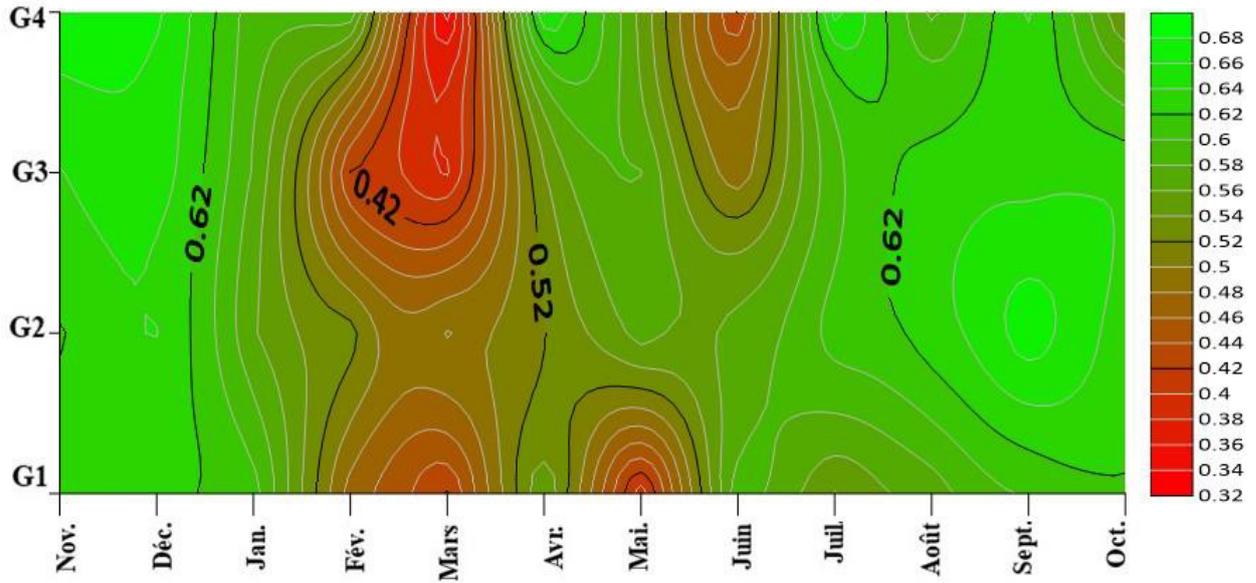


Figure 32 : Variations spatio-temporelles de l'équitabilité des macroinvertébrés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018, rouge =faible valeur ; vert = forte valeur.

III.2.1.6. Variations spatio-temporelles de l'abondance des macroinvertébrés récoltés

III.2.1.6.1 Variation spatio-temporelle de l'abondance globale

Un total de 13128 individus de macroinvertébrés a été récolté au cours de cette étude dans les lacs Dohou et Buyo. Sur cet effectif, les Insectes sont les plus abondants avec 8669 individus soit 66 % de l'abondance globale, ensuite viennent les Gastéropodes avec 2021 individus (15 %) et les Arachnides avec 1631 individus (13%) (Figure 33).

Sur l'ensemble des stations prospectées dans le lac Dohou, 7216 individus de macroinvertébrés aquatiques ont été enregistrés. Les Insectes sont les plus abondants avec 5203 individus soit 72 % de l'abondance, suivis par les Arachnides avec 1120 individus (16 %) et les Gastéropodes avec 494 individus (7 %). Le plus grand nombre d'individus (1274 individus) a été enregistré à la station P7 (Figure 34). Les stations P3 et P4 suivent avec respectivement 1145 et 1123 individus. La plus faible abondance (610 individus) est observée à P6. Au niveau du lac Buyo, il est enregistré un total de 5912 individus dont les Insectes sont les plus dominant avec 3466 individus soit 58 % de l'abondance. Ceux-ci sont suivis par les Gastéropodes avec un total de 1527 individus soit 26 % de l'abondance globale. La plus grande abondance est observée à la station G3 (1731 individus) suivie des stations G1 et G2 avec respectivement 1406 et 1367 individus. La plus faible abondance (1356 individus) est enregistrée de la station G4 (Figure 34). Au niveau des mois, le plus grand nombre d'individus est dans le mois d'octobre avec 2472 individus et le plus faible est obtenu dans le mois de février avec 300 individus (Figure 35).

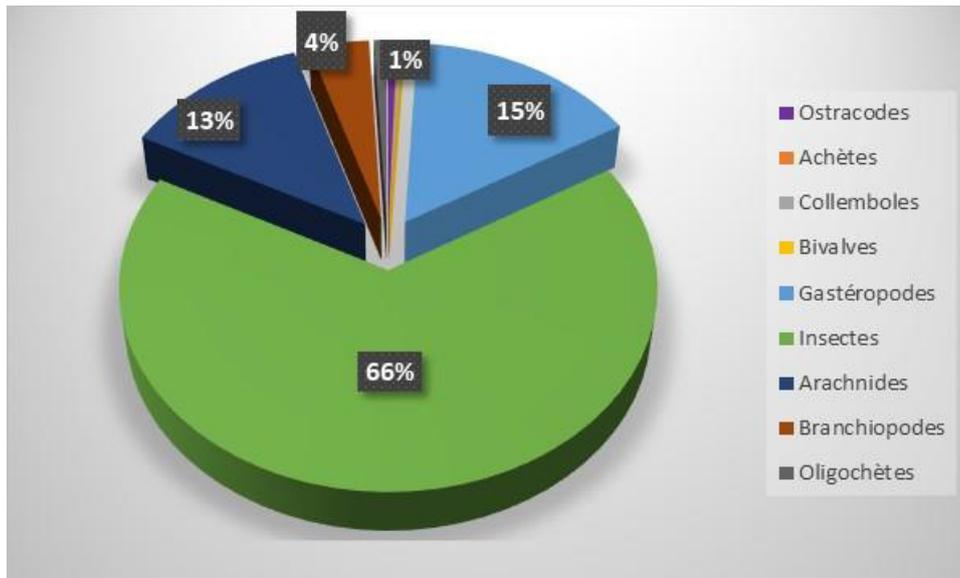


Figure 33 : Proportion de l'abondance globale des différents groupes taxonomiques des lacs Buyo et Dohou.

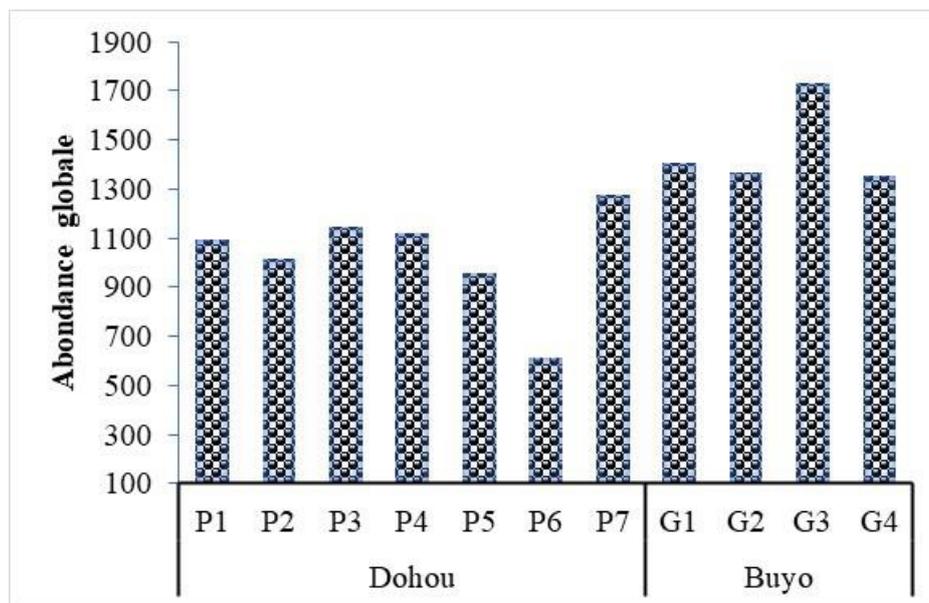


Figure 34 : Variation spatiale de l'abondance globale de macroinvertébrés des lacs Buyo et Dohou.

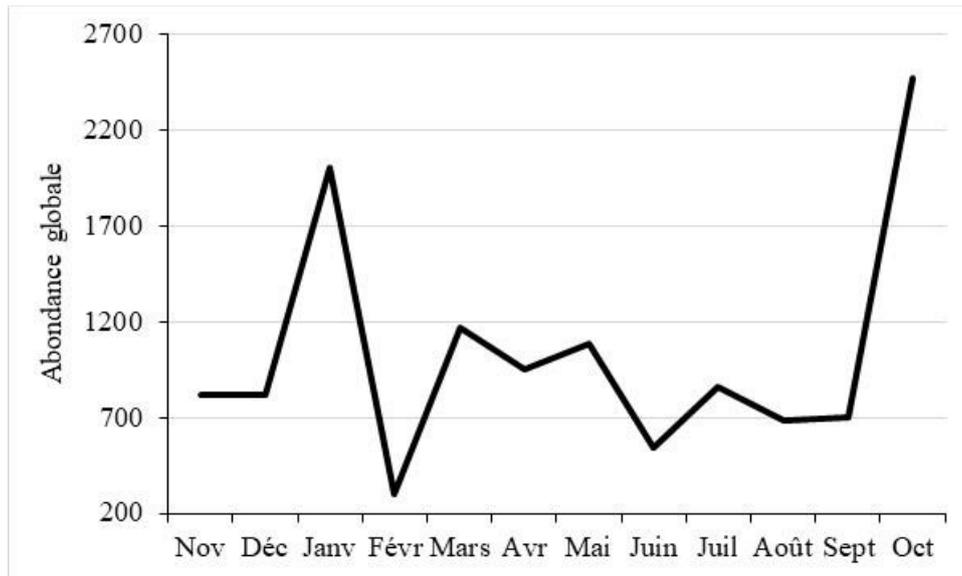


Figure 35 : Variation mensuelle de l'abondance globale de macroinvertébrés des lacs Buyo et Dohou.

III.2.1.6.2 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés

La répartition spatiale et mensuelle des effectifs des principaux ordres est présentée par les figures 36 et 37. Ces ordres sont ceux qui représentent au moins 5 % de l'abondance totale des organismes récoltés. Il s'agit des Araneides (Arachnides), Coléoptères, Hémiptères et Diptères (Insectes) dans le lac Dohou et Mésogasteropodes, des Basommatophores (Gastéropodes), des Ephéméroptères et des Hémiptères (Insectes) au niveau du lac Buyo.

Dans le lac Dohou, l'ordre des Diptères a dominé le peuplement de macroinvertébrés dans les stations P2 et P7. Les Hémiptères ont été plus abondants aux stations P1, P3, P4, P5 et P6. Au niveau temporel, l'ordre des Diptères domine le peuplement pendant les mois de janvier, mars, juin et octobre. L'ordre des Hémiptères est prépondérant aux mois de novembre, décembre, mai et août. Quant à l'ordre des Coléoptères, il domine le peuplement pendant le mois d'avril avec 37,20 % des abondances.

Dans le lac Buyo, l'ordre des Basommatophores est dominant à toutes les stations. Les Mésogastéropodes se trouvent plus abondant à la station G3, tandis que les Hémiptères et Ephéméroptères sont plus abondants aux stations G1 et G3. Au niveau des mois, l'ordre des Hémiptères se montre plus abondant pendant les mois de novembre, avril, août, septembre et octobre. Les Mésogastéropodes et les Basommatophores ont les mêmes nombres d'individus

pendant les mois de janvier, février et mars. Quant aux Ephéméroptères, ils dominent le peuplement de macroinvertébrés récoltés en décembre.

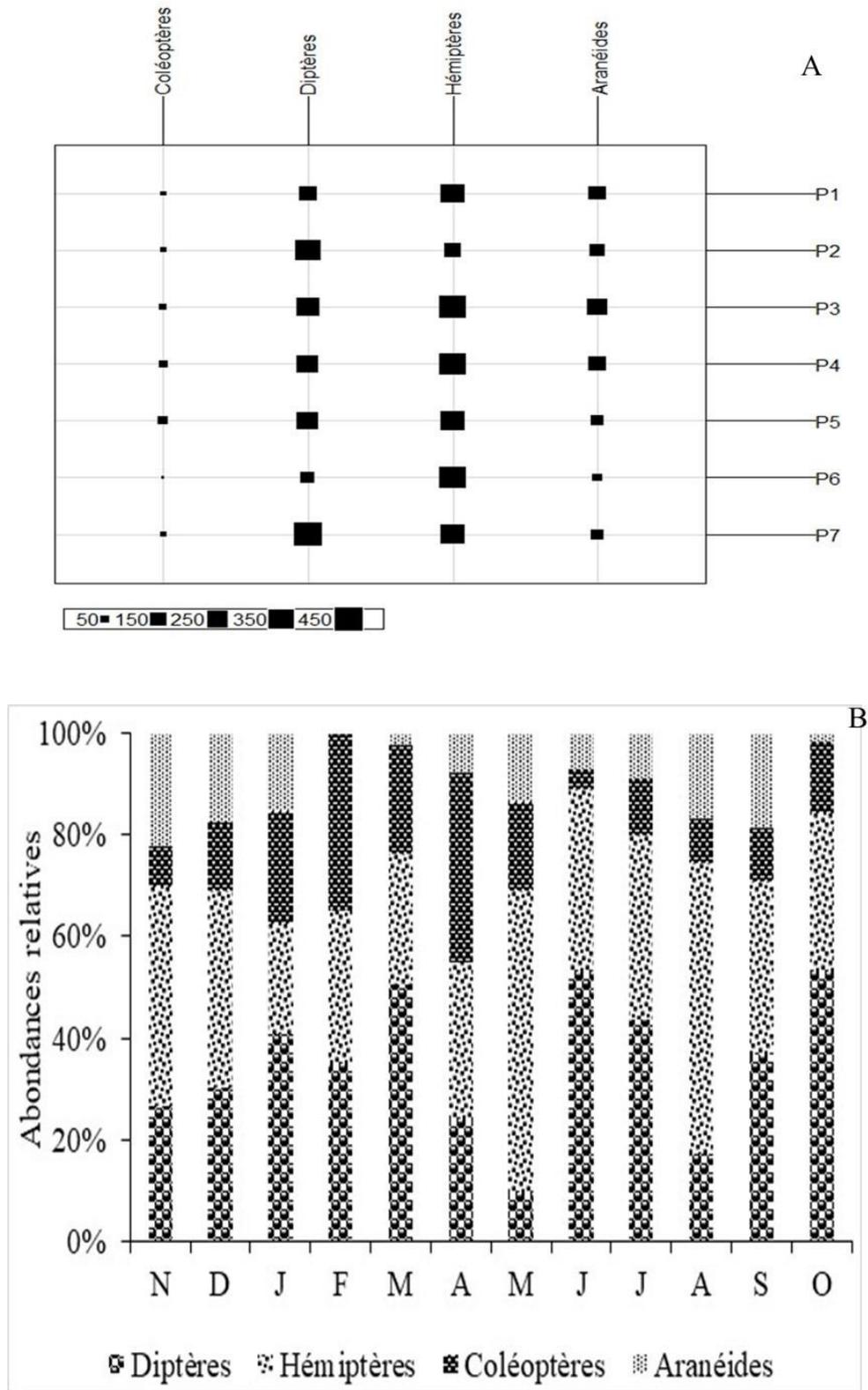


Figure 36 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

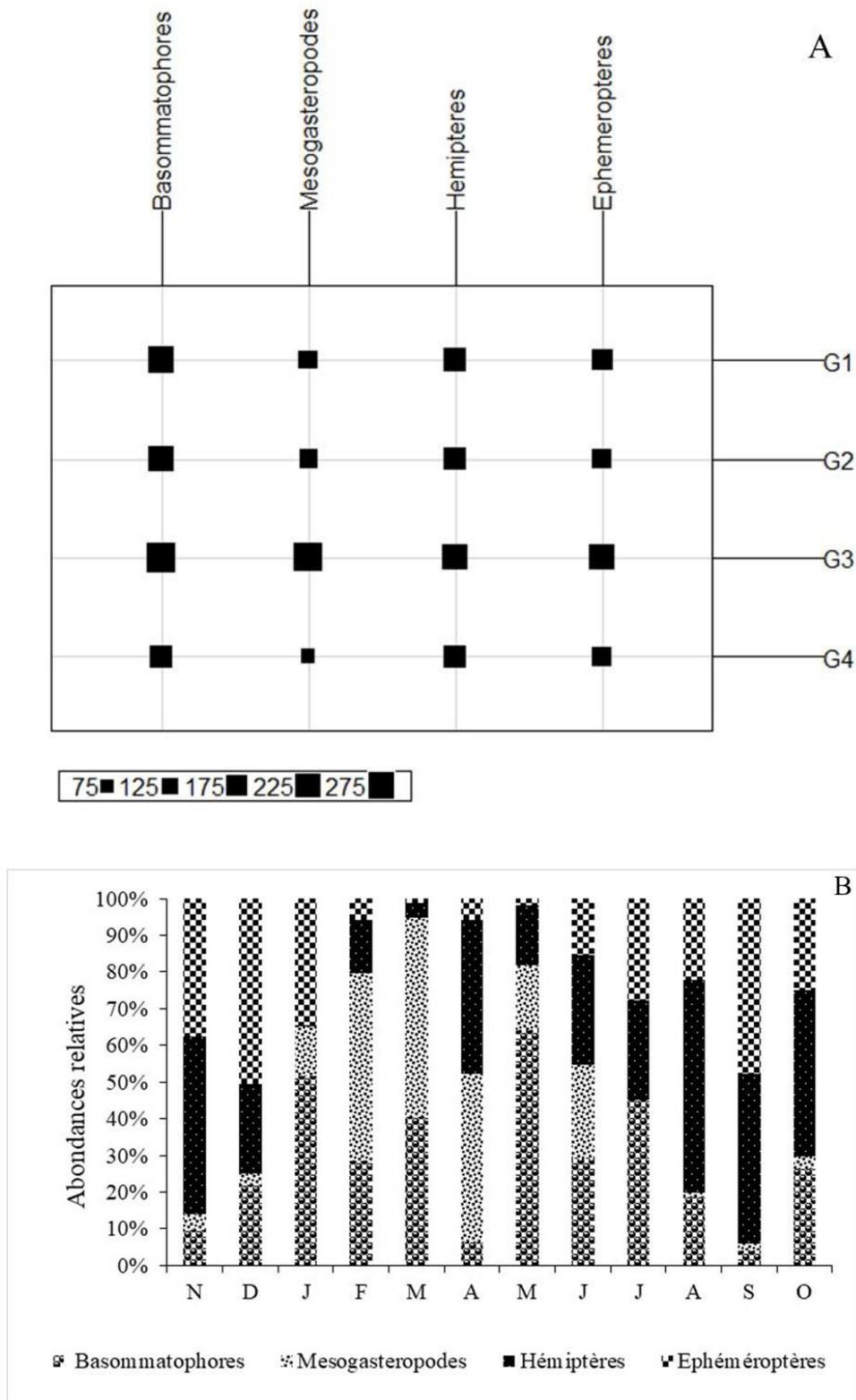


Figure 37 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principaux ordres de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

III.2.1.6.3 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principales familles

Les figures 38 et 39 indiquent les variations des principales familles de macroinvertébrés rencontrées dans les lacs étudiés. Ces familles sont celles qui représentent au moins 5 % de l'effectif total des organismes récoltés. Cinq familles (Baetidae, Chironomidae, Bithyniidae, Planorbidae et Thiaridae) ont été retenues au niveau du lac Buyo et huit familles au niveau du lac Dohou (Thiaridae, Hydrophilidae, Culicidae, Baetidae, Chironomidae, Lycosidae, Ceratopogonidae et Hydrachnidae)

Dans le lac Dohou, la communauté de macroinvertébrés de la station P1 est dominée par la famille des Thiaridae avec 102 individus, suivie des Baetidae (87) et des Chironomidae (82). Les Culicidae sont largement prédominants à P2, avec 244 individus, devançant les Thiaridae (165) et les Hydrachnidae (115). P3 montre une forte présence des Chironomidae (106), suivis des Lycosidae (102) et des Baetidae (86). Quant à la station P4, les Chironomidae dominent également (184 individus), accompagnés des Baetidae (134) et des Lycosidae (57). Concernant la station P5, elle se distingue par l'abondance des Hydrophilidae (109), suivis des Chironomidae (148) et des Baetidae (96). À la station P6, les Chironomidae sont aussi les plus représentés (73), suivis par les Ceratopogonidae (22) et les Baetidae (39). Enfin, la station P7 présente une dominance des Chironomidae avec 179 individus, suivis des Hydrophilidae (170) et des Ceratopogonidae (135)

Au plan temporel, la famille des Baetidae est prédominante (25 %), suivie par les Chironomidae (17,24 %) pendant le mois de novembre. En décembre, les Lycosidae dominent le peuplement (29,95 %), tandis qu'en janvier, la communauté est partagée entre les Chironomidae (27,62 %) et les Lycosidae (25,58 %). Le mois de février est marqué par une dominance des Thiaridae (90 %). En mars, les Ceratopogonidae sont les plus abondants (22,68 %), alors que les Hydrophilidae prennent le dessus en avril (24,43 %) et mai (36,65 %). Le mois de juin est dominé par les Chironomidae (43,45 %), suivis par les Baetidae (31,72 %), une tendance qui se poursuit en juillet (38,84 % pour les Chironomidae). En août, les Lycosidae sont les plus représentés (28,31 %). La famille des Chironomidae reste dominante en septembre (54,49 %), tandis que le mois d'octobre est largement dominé par les Culicidae (29,56 %) et les Hydrachnidae (21,63 %).

Au niveau du lac Buyo, la famille des Chironomidae se révèle plus abondant à toutes les stations. Au plan mensuel, la famille des Bithynidae domine le peuplement du mois de mai avec 58,6 % des abondances. Les Chironomidae sont plus abondants pendant les mois de novembre

(47,4 %), décembre (39,8 %), mars (45,3 %), juin (60,9 %), juillet (31,2 %) et août (50 %). Quant aux Baetidae, elles dominent le peuplement du mois de septembre avec 51,9 % des abondances. Le peuplement du mois de février (46,6 %) et d'avril (76,7 %) dominé par les Thiaridae.

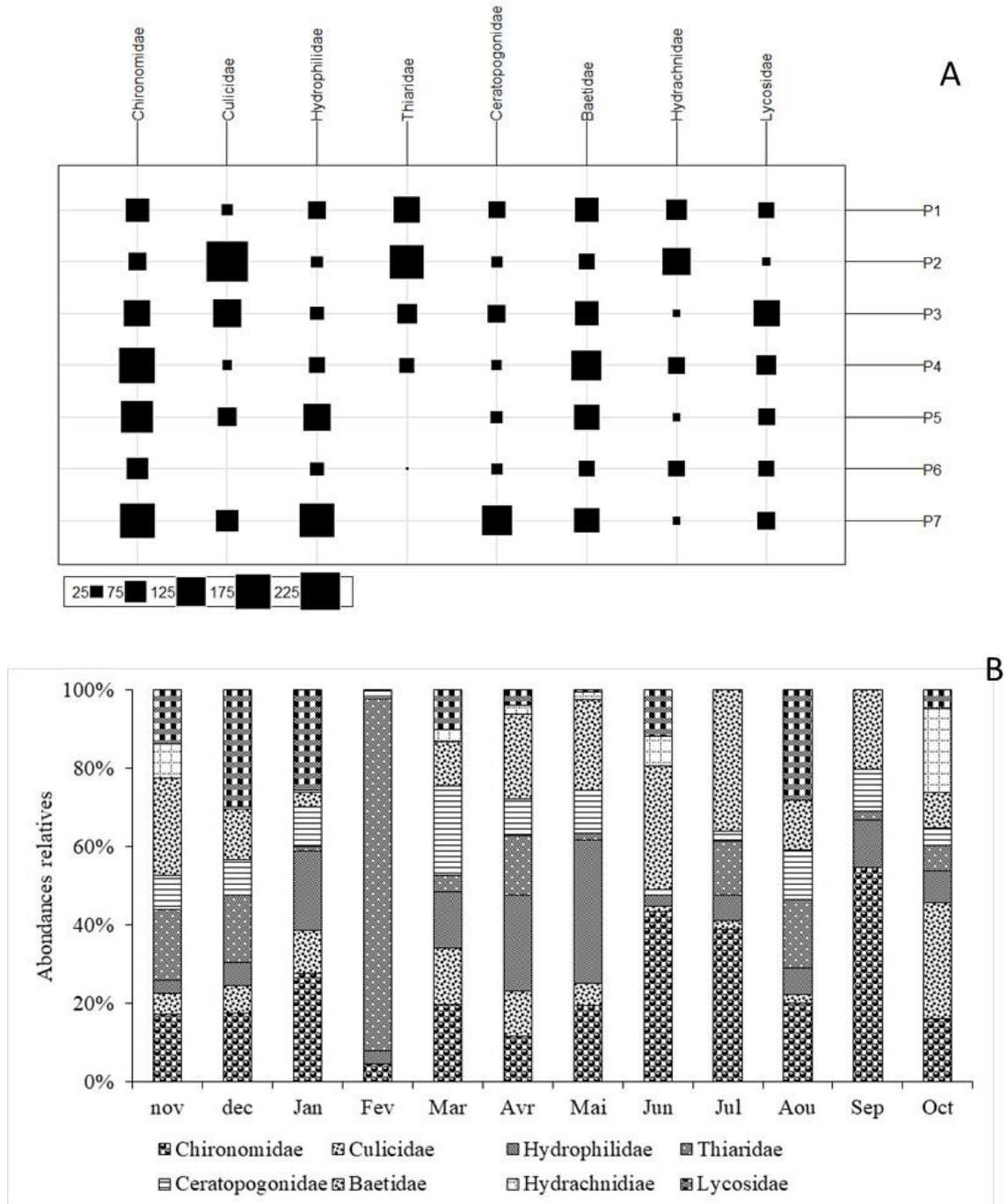


Figure 38 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principales familles de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

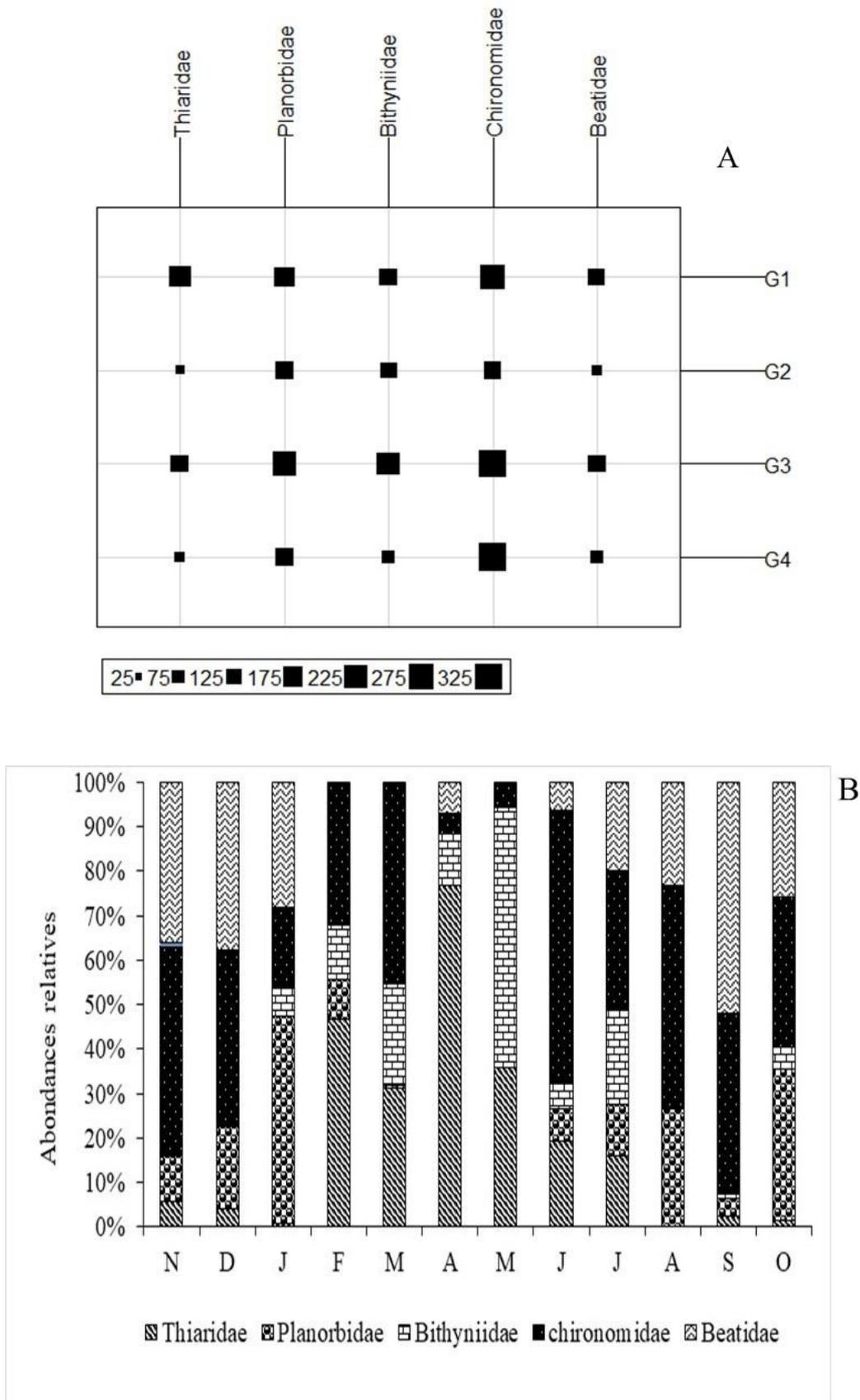


Figure 39 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principales familles de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

III.2.1.6.4 Variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principaux taxons

Les variations spatiales et mensuelles de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés aquatiques identifiés sont illustrées par les figures 40 et 41. Ces taxons sont ceux dont l'abondance représente au moins 5 % de l'abondance totale des organismes récoltés. Il s'agit de *Caenis* sp., *Chironomus* sp., *Gabiella* sp. et *Melanoides tuberculata* dans le lac Buyo et *Melanoides tuberculata*, *Chironomus* sp., *Culex* sp., *Cloeon* sp. et *Trochosa spinipalpis* dans le lac Dohou. Aucune variation significative n'a été observé au plan spatial comme temporel entre les différents taxons, les stations ont donc été combinées pour faire les analyses mensuelles.

Dans le lac Dohou, le taxon *Culex* sp. domine le peuplement de macroinvertébrés de la station P2 avec 201 individus soit 46,96 % de l'abondance relative. Les stations P1 et P2 enregistrent un nombre plus important de l'espèce *Melanoides tuberculata* soit respectivement 102 individus (40,64 %) et 165 individus (38,55 %). Quant à la station P3, elle a enregistré une dominance de l'espèce *Trochosa spinipalpis* avec 106 individus soit 37,06 % de l'abondance relative. Le taxon *Chironomus* sp. est numériquement plus important à la station P7 avec 146 individus (46,2 %). Au plan temporel, l'espèce *Melanoides tuberculata* est plus abondante pendant les mois de novembre (53,85 %) et février (95,29 %). Le peuplement des mois de juin (50 %), juillet (41,03 %) et de septembre (72,83 %) est dominé par l'espèce *Chironomus* sp. Le taxon *Trochosa spinipalpis* domine le peuplement des mois de décembre (58,56 %) et de janvier (67,18 %).

Au niveau du lac Buyo, le taxon *Chironomus* sp. est plus dominant à la station G4 avec 143 individus soit 39,4 % de l'abondance, tandis que *Gabiella* sp. est plus abondant à la station G3 avec 47,5 % et *Melanoides tuberculata* beaucoup plus important à la station G1 avec une dominance de 46,8 %. Au niveau temporel, le taxon *Chironomus* sp. domine le peuplement pendant les mois de novembre (66,7 %), décembre (59,7 %), juillet (66 %), août (83,3 %), septembre (58,3 %) et octobre (61,5 %). Le taxon *Gabiella* sp. quant à lui domine le peuplement des mois de février (50,3 %), mars (44,4 %), avril (79,2 %) et juin (46 %). Le peuplement de macroinvertébrés récolté en mai est dominé par le taxon *Melanoides tuberculata* avec 58,4 %. Le taxon *Caenis* sp. domine à son tour le peuplement du mois de janvier avec 71,4 %.

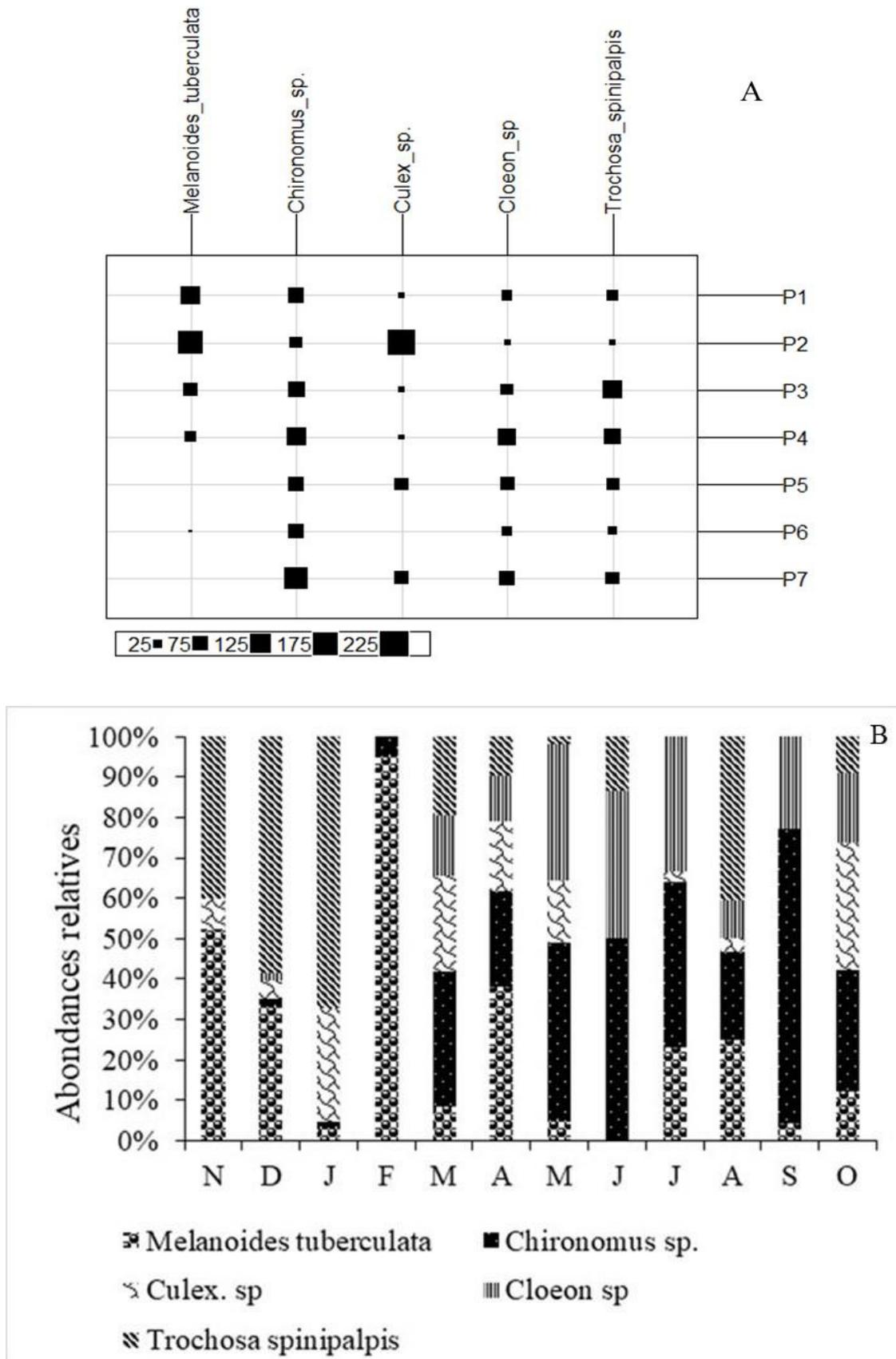


Figure 40 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

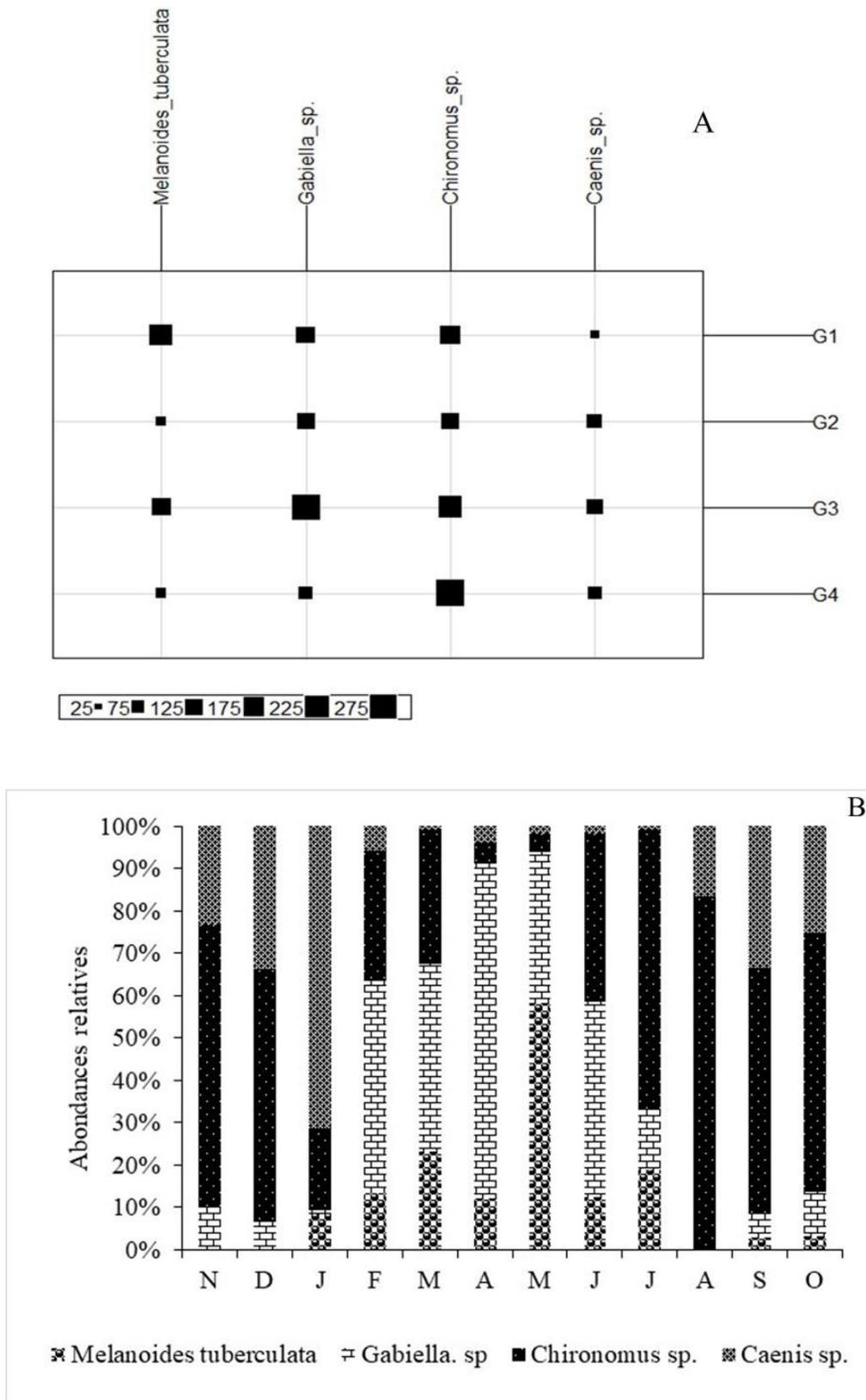


Figure 41 : Variations spatiale (A) et mensuelle (B) de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

III.3.2.1.7 Déterminisme environnemental de la distribution des principales familles de macroinvertébrés

Afin de mettre en évidence l'influence des paramètres environnementaux sur la dynamique des principales familles, des analyses de redondance (RDA) ont été réalisées.

Au niveau du lac Buyo, les deux premiers axes cumulent 89% des informations dont l'axe 1 exprime 73 % et l'axe 2 exprime 16 % des valeurs propres. L'analyse des variables dans le premier plan factoriel a permis de distinguer quatre principaux groupes (Figure 42). Le premier groupe (I) corrélé positivement à l'axe 1, renferme essentiellement les échantillons issus de la station G2, la famille associée à ce groupe est celle des Caenidae. Cette station est caractérisée par de fortes valeurs de conductivité. Le deuxième groupe (II) suivant l'axe 1 qui est composé des échantillons de la station G1 regroupe les familles des Chironomidae, Thiaridae, Beatidae et des Planorbidae. La température, la concentration en oxygène dissous, les nitrites et nitrates y sont élevés. Le troisième groupe (III) suivant l'axe 2, quant à lui, est corrélé par de fortes valeurs de pH est associés aux familles des Bithyniidae et des Coenagrionidae dans les stations G3 et G4.

À l'issue de l'analyse des données recueillies sur le lac Dohou, les axes 1 et 2 expliquent respectivement 56 % et 29 % de la variance, représentant ainsi 85 % de l'information totale. La projection des variables sur le plan factoriel (axes 1 et 2) a permis de distinguer trois groupes écologiques dans le lac Dohou (Figure 43). Le groupe I, associé positivement à l'axe 1, est dominé par la famille des Thiaridae, fortement corrélée à des températures élevées, à une concentration accrue en ammonium et à un pH plus élevé. Le groupe II comprend les Chironomidae, Hydrophilidae et Lycosidae, associées à des concentrations élevées en nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) et à une conductivité élevée. La station P6, quant à elle, se distingue par une forte concentration en phosphates (PO_4^{3-}). Cette charge importante influence négativement la famille des Culicidae.

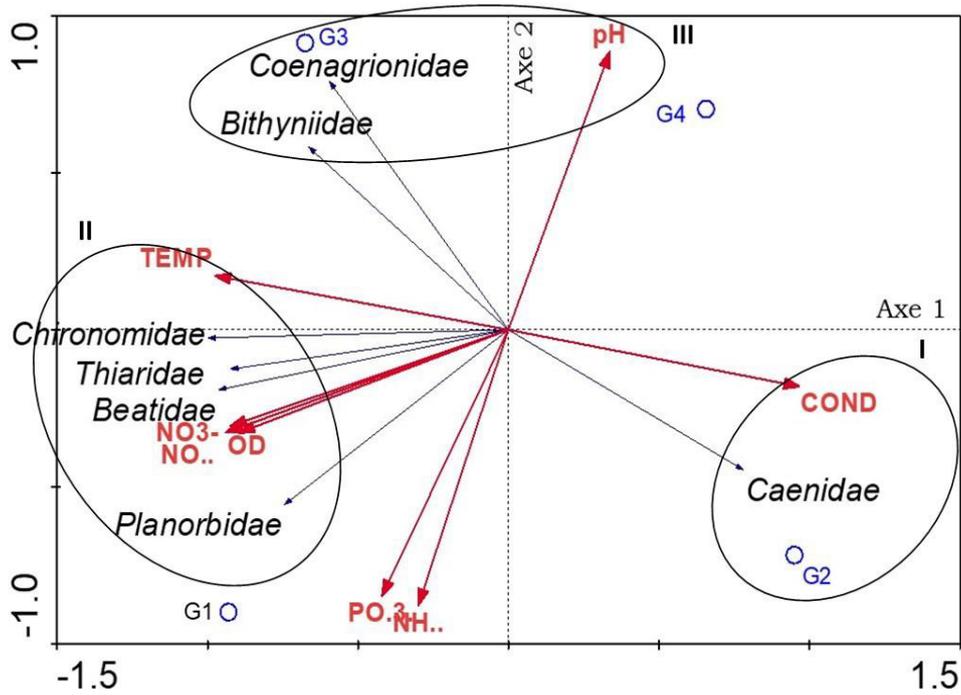


Figure 42 : Ordination spatiale de l'analyse de redondance des principales familles de macroinvertébré dans le lac Buyo

G1 à G4 : numéros des stations, *COND* : Conductivité ; *TEMP* : Température ; *OD* : Oxygène dissous ; *pH* : potentiel d'hydrogène *NO.* : Nitrites ; *NO3-* : Nitrates ; *NH..* : Ammonium ; *PO.3.* : Phosphates.

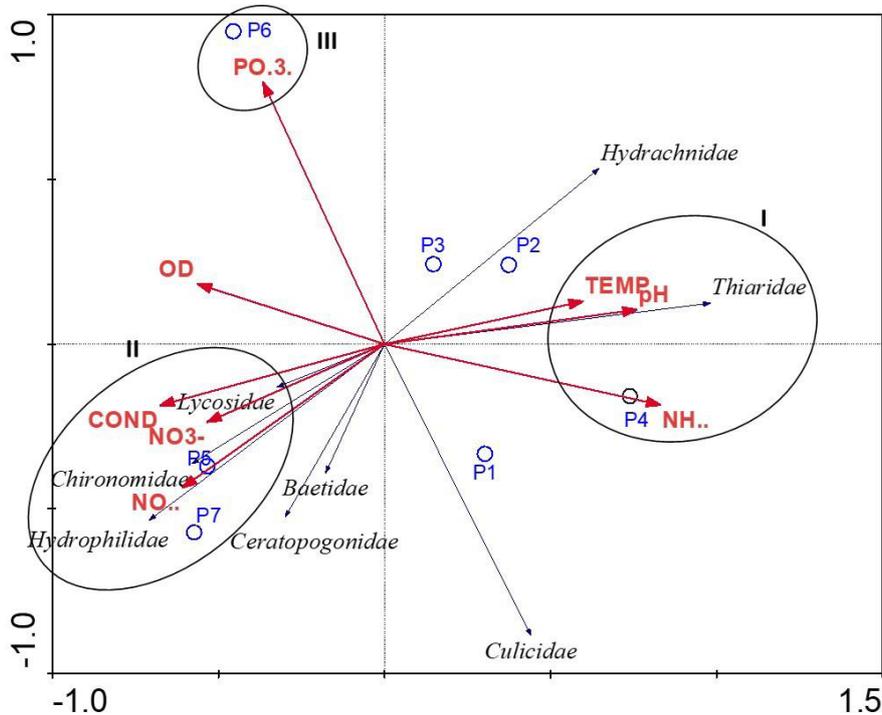


Figure 43 : Ordination de l'analyse de redondance des principales familles de macroinvertébré dans le lac Dohou

P1 à P7 : numéros des stations, *COND* : Conductivité ; *TEMP* : Température ; *OD* : Oxygène dissous ; *pH* : potentiel d'hydrogène *NO..* : Nitrites ; *NO3-* : Nitrates ; *NH..* : Ammonium ; *PO.3.* : Phosphates.

III 2.1.8 Qualité biologique

La qualité biologique des eaux des différents lacs étudiés a été déterminée à l'aide de l'indice biotique d'Hilsenhoff (FBIv). Cet indice a varié de 5,79 (P1) à 6,71 (P6) au niveau du lac Dohou avec une moyenne de 6,28 qui lui conférant ainsi une eau de qualité dite précaire soumise à une pollution organique substantielle (Tableau XIV). Concernant le lac Buyo, l'indice de d'Hilsenhoff (FBIv) a oscillé de 5,83 (G3) à 6,5 (G1) avec une moyenne de 6,2 lui donnant un statut d'une eau précaire soumise à une pollution organique très substantielle (Tableau XV).

Tableau XIV : Variation spatiale de l'indice de Hilsenhoff (FBIv) du lac Dohou.

Stations	Indice FBIv	Qualité de l'eau	Niveau de pollution organique
P1	5,79	Précaire	Pollution organique substantielle
P2	6,57	Mauvaise	Pollution organique très substantielle
P3	6,45	Précaire	Pollution organique substantielle
P4	5,90	Précaire	Pollution organique substantielle
P5	6,13	Précaire	Pollution organique substantielle
P6	6,71	Mauvaise	Pollution organique très substantielle
P7	6,42	Précaire	Pollution organique substantielle
Globale	6,28	Précaire	Pollution organique substantielle

Tableau XV : Variation spatiale de l'indice de Hilsenhoff (FBIv) du lac Buyo.

Stations	Indice FBIv	Qualité de l'eau	Niveau de pollution organique
G1	6,48	Précaire	Pollution organique substantielle
G2	6,5	Précaire	Pollution organique substantielle
G3	5,83	Précaire	Pollution organique substantielle
G4	5,99	Précaire	Pollution organique substantielle
Globale	6,2	Précaire	Pollution organique substantielle

III.2.2 Discussion

L'ensemble des communautés de macroinvertébrés récoltés dans les lacs Dohou et Buyo est constitué de 08 classes : Crustacés, Achètes, Oligochètes, Collemboles, Bivalves, Gastéropodes, Insectes et Arachnides. La richesse taxonomique de cette communauté de macroinvertébrés est majoritairement composée d'insectes qui représentent respectivement 87 % et 81 % de la diversité taxonomique dans les lacs Buyo et Dohou. Les Gastéropodes représentent le second groupe zoologique après les Insectes. La dominance des insectes en termes de taxons serait due à l'ubiquité de ces organismes, du fait de leur grande plasticité écologique. En effet, selon Gagnon & Pedneau (2006), les insectes représentent le groupe taxonomique le plus diversifié parmi les macroinvertébrés aquatiques, et représentent près de 95 % des organismes présents dans le milieu (Lee *et al.*, 2006). La forte représentativité des Insectes, a été signalée par plusieurs travaux dans les hydrosystèmes ivoiriens. Comme par exemple les études de Kouamé (2014) dans le lac de barrage de Taabo, Allouko (2019) dans la lagune Aghien et aussi les travaux de Tapé (2020) dans les lacs urbains de Yamoussoukro. Parmi les insectes récoltés, les Coléoptères, Hémiptères et Diptères sont les ordres les plus diversifiés, suivis des Odonates et Éphéméroptères. La forte diversité des Coléoptères, Hémiptères et Diptères pourrait être expliquée par la présence de plantes aquatiques sur les berges étudiées. En effet, ces plantes jouent un rôle essentiel dans l'écologie des insectes aquatiques. Elles servent de refuge pour les invertébrés phytophages (mollusques, insectes herbivores) et pour les insectes prédateurs qui se nourrissent d'autres invertébrés Allouko (2019). Nos résultats sont similaires à ceux obtenus par Allouko (2019), qui a identifié comme invertébrés dominants les Diptères, Coléoptères et Hémiptères dans la lagune Aghien. De plus, elles favorisent la croissance du périphyton, une source de nourriture essentielle pour les macroinvertébrés. Elles constituent également des abris naturels contre les prédateurs tels que les poissons et les reptiles (Bony, 2007). Le système racinaire des plantes aquatiques, notamment celui de la jacinthe d'eau, représente un habitat particulièrement favorable au développement d'une grande diversité de macroinvertébrés, en particulier les Diptères et Hémiptères. Cette observation est confirmée par Kouamé (2014), qui a démontré que la jacinthe d'eau présente une richesse taxonomique élevée après analyse des communautés de macroinvertébrés selon leurs microhabitats. Par ailleurs, la forte présence de ces ordres pourrait être attribuée aux conditions écologiques favorables des lacs, notamment la présence de plantes aquatiques, des températures élevées et une forte minéralisation de l'eau, comme l'indiquent les valeurs élevées de conductivité. En effet, les Coléoptères, majoritairement herbivores, se

nourrissent activement de myriophylles et autres plantes aquatiques, expliquant ainsi leur forte présence (Allouko, 2019). Quant aux Diptères, leur plasticité écologique élevée leur permet de tolérer les pollutions et de s'adapter aux hausses de température, ce qui favorise leur prolifération dans ces lacs. La famille des Thiaridae est la plus abondante parmi les Gastéropodes, spécialement l'espèce invasive *Melanoïdes tuberculata* (Mesogastropodes : Thiaridae). Cette espèce aurait un avantage sur le plan compétitif sur les autres taxons de mollusques, du fait de sa croissance rapide et de la déplétion des ressources (Pointier, 2001 ; Tapé, 2020). En outre, cette espèce invasive est réputée comme un mollusque se reproduisant par parthénogénèse (Pointier, 2001). Sa présence dans le lac peut avoir des conséquences sur les faunes malacologiques locales (Tapé 2020). Sa présence a un impact sur la fréquence des autres familles qui affichent un nombre très limité d'individus identifiés au cours de cette étude. En effet, l'espèce *Melanoïdes Tuberculata* est reconnue comme un compétiteur très efficace de certains mollusques d'importance médicale ; notamment la famille des Planorbidae (Pointier, 2001). Elle est responsable de la raréfaction et même de la disparition de certains mollusques dans les habitats (Pointier & Jourdane, 2000 ; Pointier *et al.*, 2004).

L'analyse de la composition taxonomique de la communauté de macroinvertébrés récoltés dans les lacs de Buyo et Dohou a présenté une faible variabilité au plan spatial et temporel. Ce qui traduit une homogénéité du peuplement de macroinvertébrés inventoriée dans les deux lacs. Cette relative similarité dans la composition taxonomique est liée à l'homogénéité observée des caractéristiques physico-chimiques qui gouvernent la distribution des organismes dans les lacs. Aussi par l'existence de transferts interbassins du fait de la proximité des bassins versants des lacs étudiés et à la communication hydraulique existant entre ces hydrosystèmes. En effet, ces lacs sont situés dans la même région (Ouest de la Côte d'Ivoire), sous le même climat et appartenant au même bassin hydrologique (Bassin du Sassandra). Ces résultats sont soutenus par les études de Tapé (2020) dans les lacs urbains de Yamoussoukro qui a trouvé 10 taxons communs sur l'ensemble des lacs étudiés. De plus Leigh & Sheldon (2009) et de Obolewski *et al.* (2009) ont montré que la proximité des bassins hydrologiques a une influence majeure sur la structure et la diversité des assemblages de mollusques.

Les résultats concernant la fréquence d'apparition ont révélé la présence régulière de six taxons, à savoir *Gabiella* sp., *Caenis* sp., *Micronrcta scutellaris* (Buyo), *Pseudagrion* sp., *Labiobeatia* sp. (Dohou) et *Chironomus* sp. (Constant dans les deux lacs). Ces observations suggèrent que le taxon *Chironomus* sp. de la famille des Chironomidae est le seul collecté de manière

constante dans les deux lacs étudiés. Merritt & Cummins (1996) notent que la variabilité des conditions dans lesquelles les Chironomidae sont trouvés est plus étendue que celle des autres groupes d'insectes aquatiques, indiquant une résilience et des adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales étendues de ces organismes (Kouamé, 2014). La présence prononcée de cette famille suggère un environnement enrichi en matières organiques, probablement résultant d'activités anthropiques intensives (Carvalho *et al.*, 2006), perturbant ainsi les communautés benthiques et contribuant à la diminution de la richesse spécifique, comme le témoigne la faible présence d'Ephéméroptères et l'absence de Trichoptères, des indicateurs de bonne qualité des eaux (Sanogo *et al.*, 2014).

En ce qui concerne les indices biologiques, aucune variation significative n'a été observée d'une station à l'autre dans les deux lacs. Les stations P7 à Dohou et G3 sur Buyo semblent relativement diversifiées et équilibrées, avec des indices de Shannon et d'équitabilité élevés. Ces stations offrent un environnement plus favorable et stable en raison de leur proximité avec les berges et de la présence abondante de végétaux aquatiques, favorisant ainsi la diversité des macroinvertébrés. Selon Frontier (1983), dans des environnements exceptionnellement diversifiés, l'indice de diversité de Shannon ne dépasse généralement pas 4,5. Par ailleurs, une équitabilité proche de 1 indique un peuplement équilibré et stable, tandis qu'une faible équitabilité (proche de 0) traduit un déséquilibre du peuplement. La répartition des différents groupes taxonomiques de macroinvertébrés est fortement liée aux conditions du milieu, telles que la disponibilité d'aliments, la composition du substrat, l'augmentation de la charge nutritive, la compétition et la prédation. En cas de perturbation du milieu ou de conditions défavorables, les organismes les plus sensibles ont du mal à survivre, ce qui entraîne une diminution au profit des espèces plus résistantes (Moisan & Pelletier, 2008).

Les résultats de l'analyse de redondance montrent que les familles de Chironomidae., Hydrophilidae Thiaridae et Beatidae vivent dans les milieux relativement minéralisés à forte conductivité avec des eaux à forte température. Nos résultats sont en adéquations avec ceux de Hytec-Mary (2010), qui ont montré une corrélation positive entre l'espèce *Melanoïdes tuberculata* de la famille des Thiaridae et les fortes températures de l'eau (températures comprises entre 18 et 32°C). L'analyse de redondance (RDA) a mis aussi en évidence une influence significative et positive des paramètres physico-chimiques tels que la conductivité, le nitrate, le nitrite le phosphate, l'ammonium, le pH, l'oxygène dissous et la température sur la distribution des macroinvertébrés dans les lacs étudiés. Les résultats de cette étude corroborent

ceux de Jacobsen *et al.*, (1997) ; De Marco *et al.*, (2001) et de Kouamé, (2014) qui ont montré une corrélation positive entre la structure des macroinvertébrés et les variables environnementales.

L'indice biotique de Hilsenhoff a montré que les eaux des lacs étudiés sont en général soumises à une pollution organique faisant d'elles des eaux de qualité précaire. Nos résultats corroborent les études de Djéné, (2020) qui ont montré que les eaux des étangs et des lacs de la ville de Daloa avaient en majorité un état d'intégrité biotique dégradé à partir des indices FBI. Cette pollution serait due aux apports importants de matières organiques provenant du lessivage des terres agricoles, des rejets d'ordures ménagères et de la décomposition des végétaux aquatiques. En effet, ces lacs reçoivent d'importante quantité d'eaux d'érosion fortement chargées en matières organiques provenant des rejets urbains et des cultures maraichères utilisant des engrais chimiques sur leur bassin versant. Nos résultats sont similaires à ceux de Sanogo & Kabré (2014) qui ont montré que les pesticides avaient des effets néfastes sur les communautés de macroinvertébrés au niveau des zones d'irrigation et sur la qualité écologique des cours d'eau.

III.3 Caractéristiques fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés des lacs Dohou et Buyo

III.3.1. Résultats

III.3.1.1. Composition fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés

L'analyse de la composition fonctionnelle s'est faite à partir de la base de données des traits fonctionnels des taxons de macroinvertébrés aquatiques identifiés (Annexe 1). Un total de 78 taxons sur 106 a pu être codé pour la constitution de la base de données de 29 modalités de 05 traits.

III.3.1.1.1 Distribution des fréquences relatives des modalités des traits fonctionnels des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou

La distribution des fréquences relatives des modalités des cinq traits fonctionnels considérés chez les macroinvertébrés aquatiques échantillonnés dans le lac Dohou est présentée par la figure 44. Le peuplement de macroinvertébrés dans ce lac est dominé par des organismes caractérisés par une taille maximale comprise entre 5 - 10 mm (TM3) avec des fréquences qui évoluent dans l'intervalle 30,11 % (P6) - 49,85 % (P1) et une durée du cycle de vie inférieur à un an (CV1), intervalle de fréquence comprise entre 50,93 (P1) et 69,15% (P3). Sur l'ensemble des stations, le peuplement est dominé par des organismes rampants (LS4) avec une fréquence

= 19,21 % (P2) et 34,79 % (P5). Cette communauté est également caractérisée par des organismes à respiration aérienne R4 avec des valeurs de fréquence qui varient de 30,92 % (P5) à 41,81 % (P2) sauf les stations P1 et P4 où la respiration se fait respectivement à l'aide des vésicules (R5) et des téguments (R1).

III.3.1.1.2 Distribution des fréquences relatives des modalités des traits fonctionnels des communautés de macroinvertébrés du lac Buyo

Concernant le lac Buyo, la communauté de macroinvertébrés est dominée par des organismes ayant une taille maximale comprise entre 5 et 10 mm (TM3) avec des fréquences qui varient de 34,09 % (G4) à 42,99 % (G3), une durée du cycle vital inférieure à un an (CV1) dont les fréquences se situent entre 50,97 % (G3) et 62,10 % (G4). Le mode d'alimentation des organismes récoltés sur l'ensemble des stations est de type racleurs-broueteurs (MA4) avec des fréquences relatives variant de 23,13 % (G2) à 27,24 % (G3) à l'exception de la station G4 qui est dominée par des organismes mangeur de sédiments fins (MA2), une proportion qui équivaut à 23,05 %. La majorité des macroinvertébrés inventoriés dans ce lac est composée d'organismes à respiration tégumentaire (R1) pour des fréquences relatives de 40,47 % - 46,61 % et branchiale (R2) pour des fréquences qui se situent entre 36,24 % (G4) à 42,51 % (G3). Les stations G1 et G4 sont dominées par des spécimens rampants (LS4) avec des proportions allant de 37,32 % à 41,23 % tandis que G2 et G3 sont dominées par des spécimens qui nagent en pleine eau (LS3) avec des fréquences qui varient de 12,90 % à 15,13 % (Figure 45).

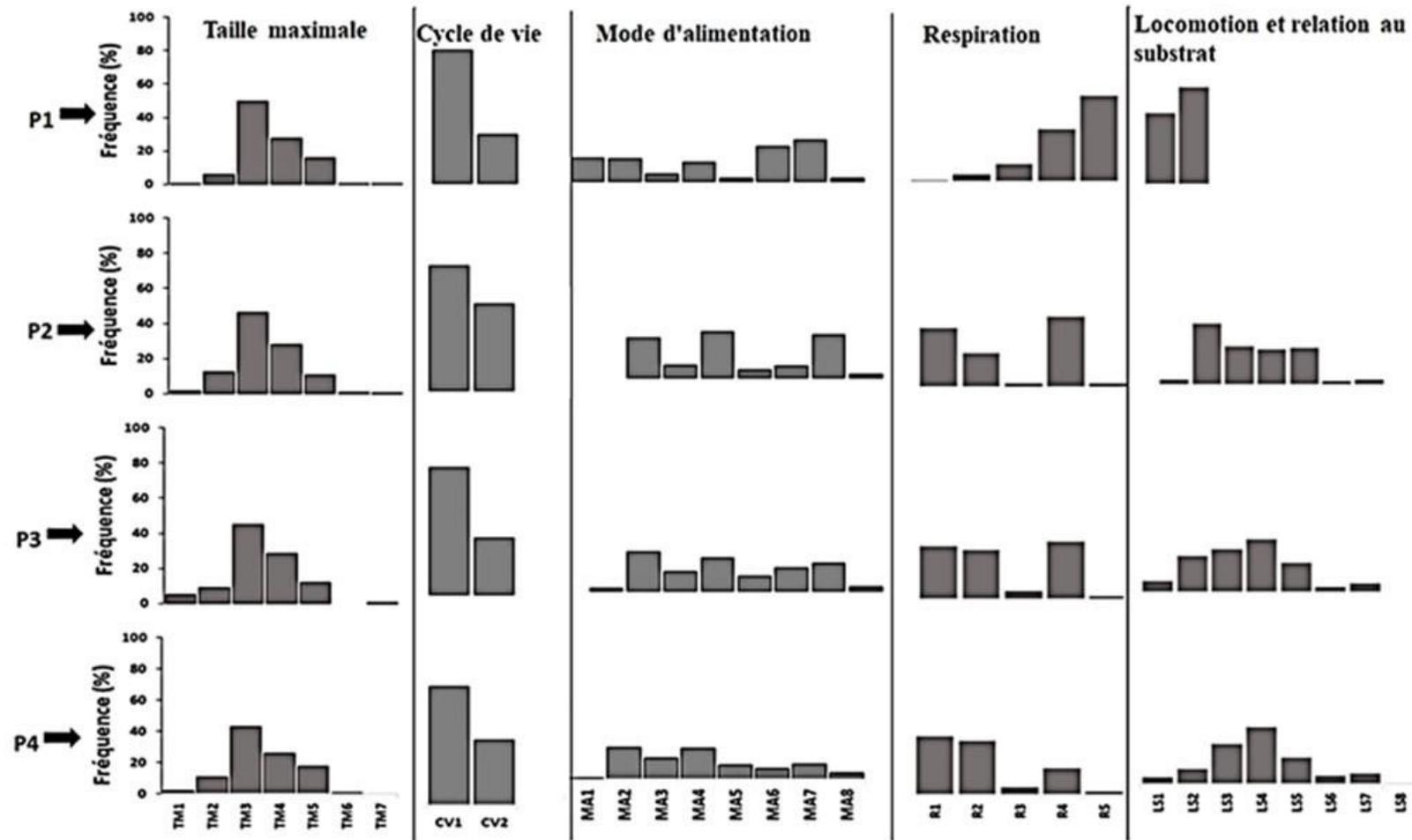


Figure 44 : Distribution des fréquences des modalités des traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018, TM1-LS8 = codes des modalités des traits voir tableau VII.

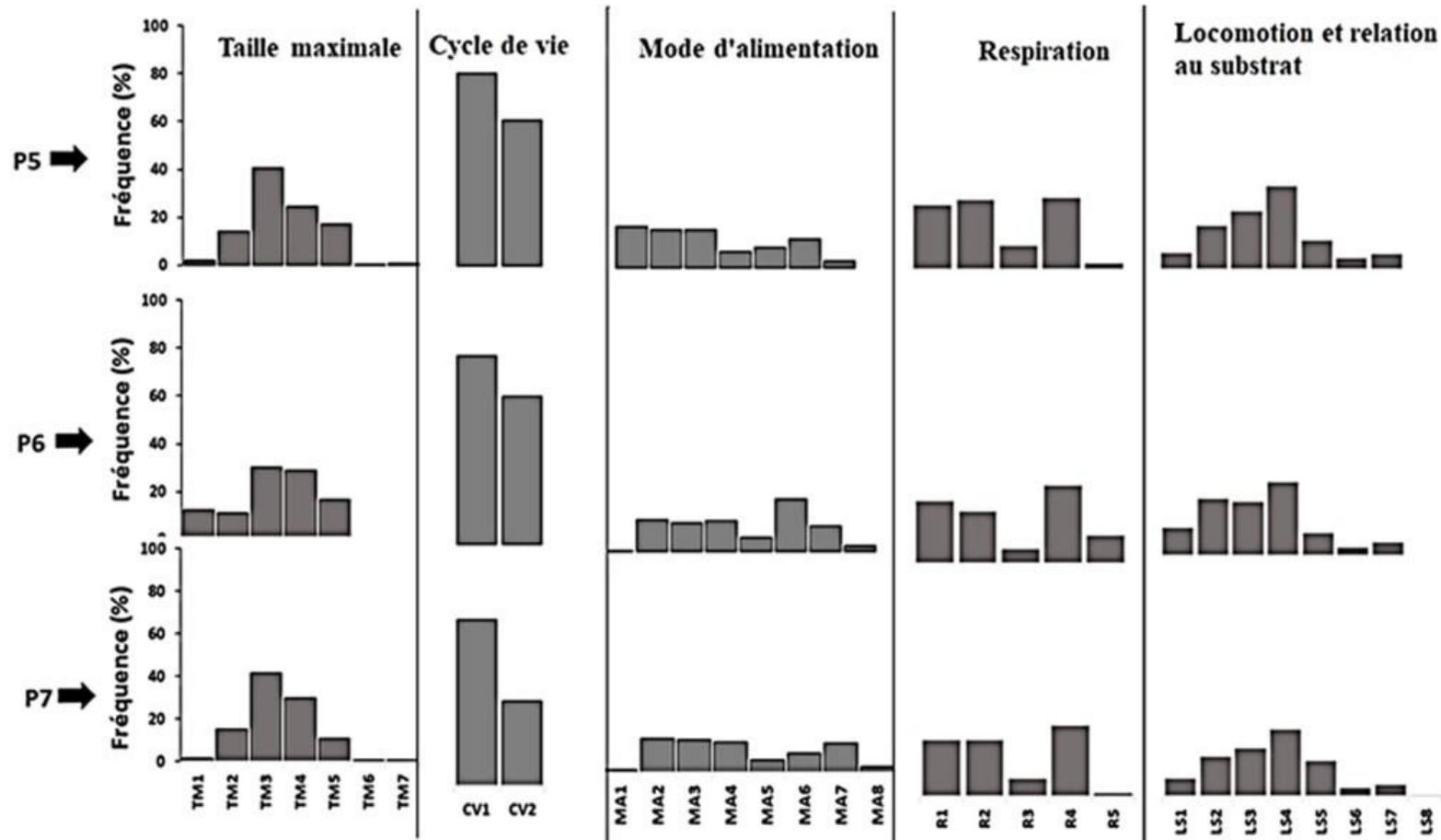


Figure 44 (suite) : Distribution des fréquences des modalités des traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

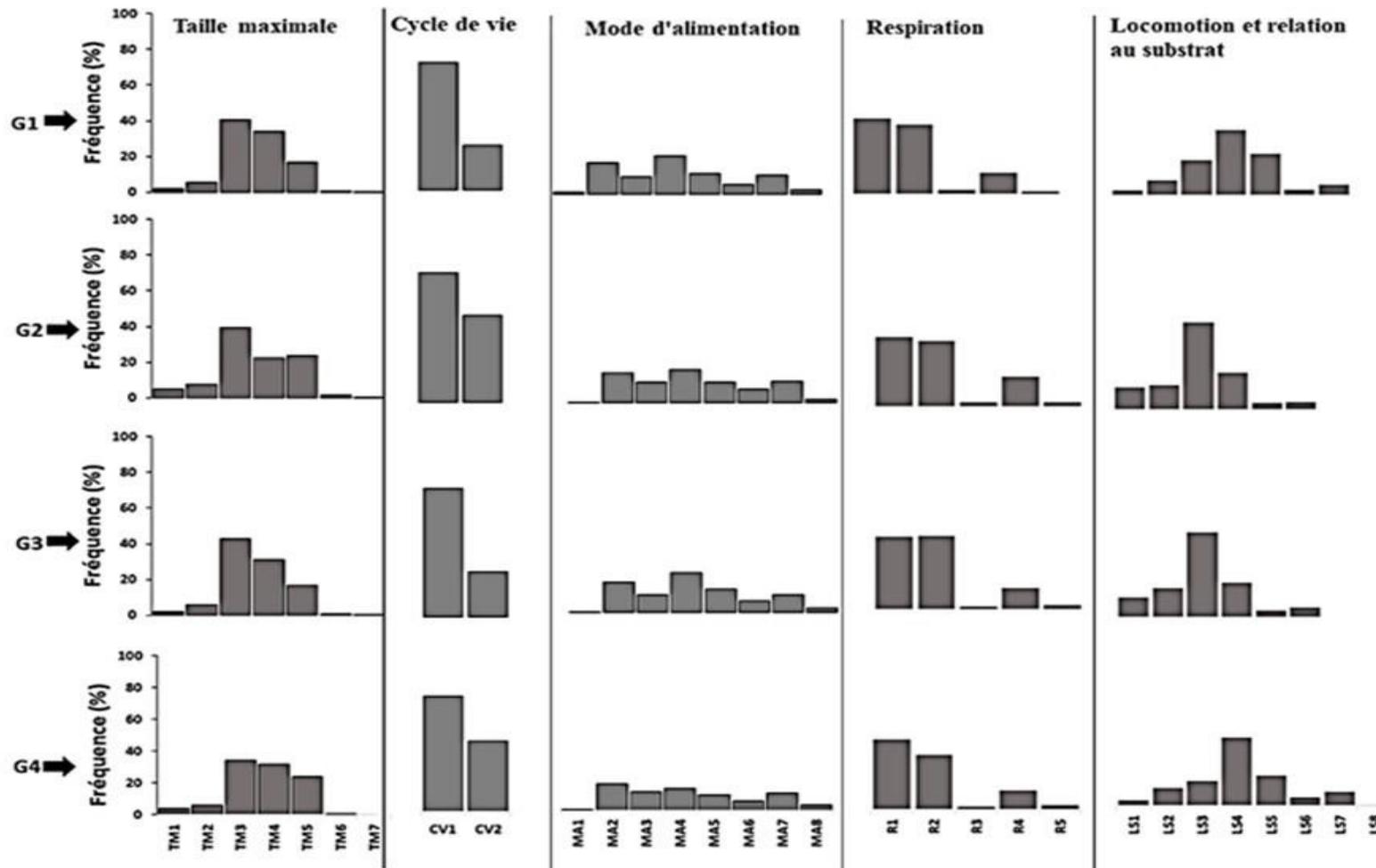


Figure 45 : Distribution des fréquences des modalités des traits fonctionnels des macroinvertébrés aquatiques récoltés dans le lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018 ,
 TM1-LS8 = codes des modalités des traits voir tableau VII.

III.3.1.2. Structure fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés des lacs étudiés

III.3.1.2.1 Variations spatio-temporelles de la diversité fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés du lac Dohou

a) Variation spatiale

Les variations spatiales de la richesse et de l'équitabilité fonctionnelles sont illustrées par les figures 46 et 47. Ces indices n'ont présenté aucune variation significative entre les stations (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$). La richesse fonctionnelle (RF) a varié de 0,77 à 0,86 à la station P1, de 0,51 à 0,89 à la station P2. Les stations P3, P5 et P6 enregistrent la même gamme de variation de la richesse fonctionnelle (0,51 à 0,86). Quant à la station P4, les valeurs ont oscillé entre 0,63 et 0,89. Les valeurs de l'équitabilité fonctionnelle (EF), quant à elles ont oscillé de 0,55 (P2) à 0,67 (P2, P4 et P5).

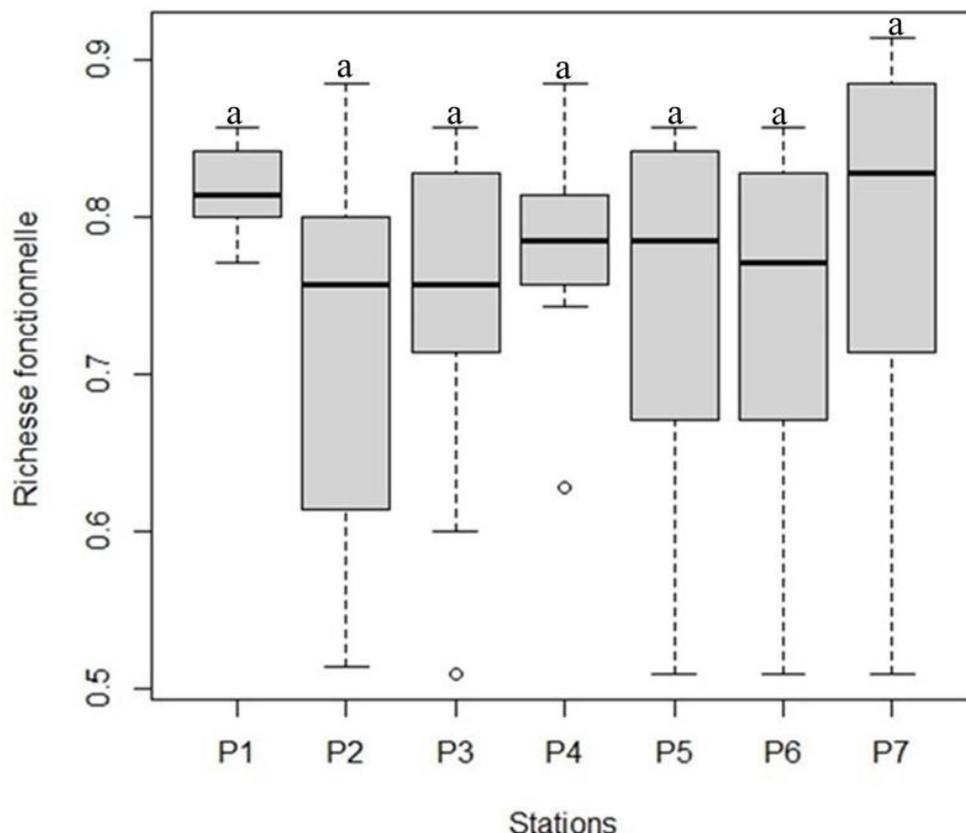


Figure 46 : Variation spatiale de la richesse fonctionnelle du lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Whitney ; $p > 0,05$).

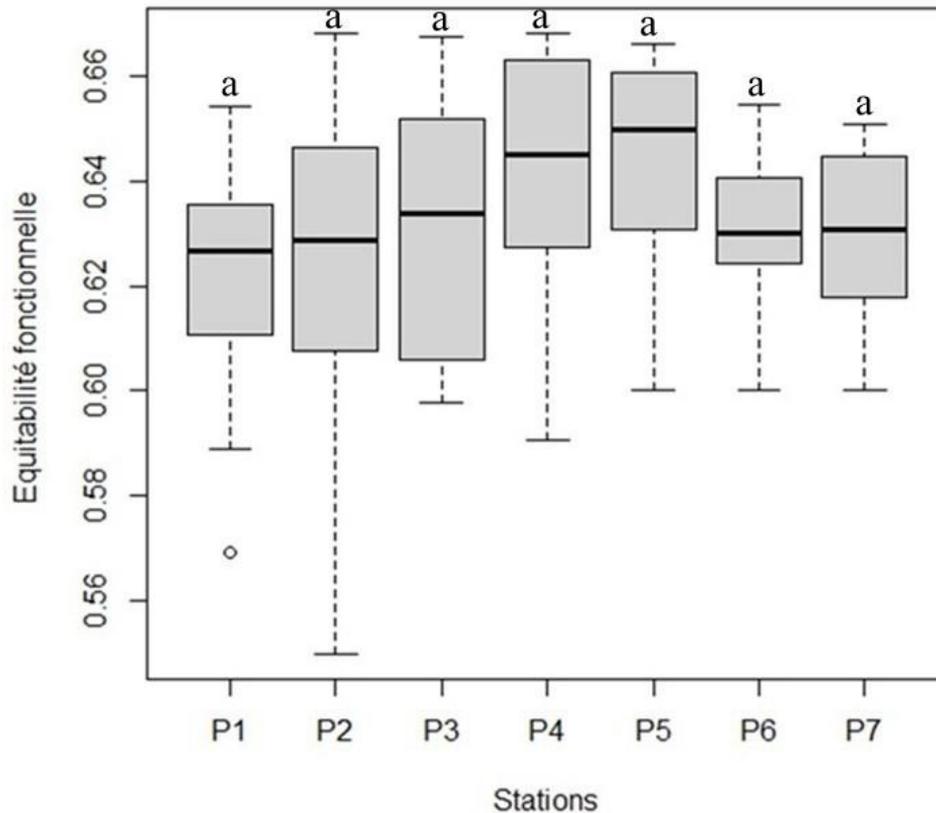


Figure 47 : Variation spatiale de l'équitabilité fonctionnelles du lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

b) Variations mensuelles

Les figures 48 et 49 montrent la variation mensuelle de la richesse fonctionnelle (RF) et l'équitabilité fonctionnelle (EF). Étant donné l'absence de variation spatiale significative, les données ont été regroupées, rendant ainsi une homogénéité des données. La richesse fonctionnelle varie de 0,60 à 0,83 dans le mois de novembre et de 0,71 à 0,80 dans le mois de décembre. Au niveau des mois de janvier et février une variation 0,51 à 0,86 est observée. La gamme de variation de la richesse fonctionnelle se situe entre 0,60 et 0,89 dans le mois de mars et entre 0,69 et 0,91 dans le mois avril. Au niveau du mois de mai et juillet la richesse fonctionnelle évolue de 0,74 à 0,89. Quant aux mois d'août, septembre et octobre, les valeurs se situent entre 0,63 et 0,89. Les valeurs de l'équitabilité fonctionnelle (EF) oscillent de 0,55 dans le mois d'octobre à 0,67 au niveau des mois de novembre, janvier et février. Le test de Kruskal-Wallis a révélé que les indices ne varient pas significativement d'un mois à l'autre ($p > 0,05$)

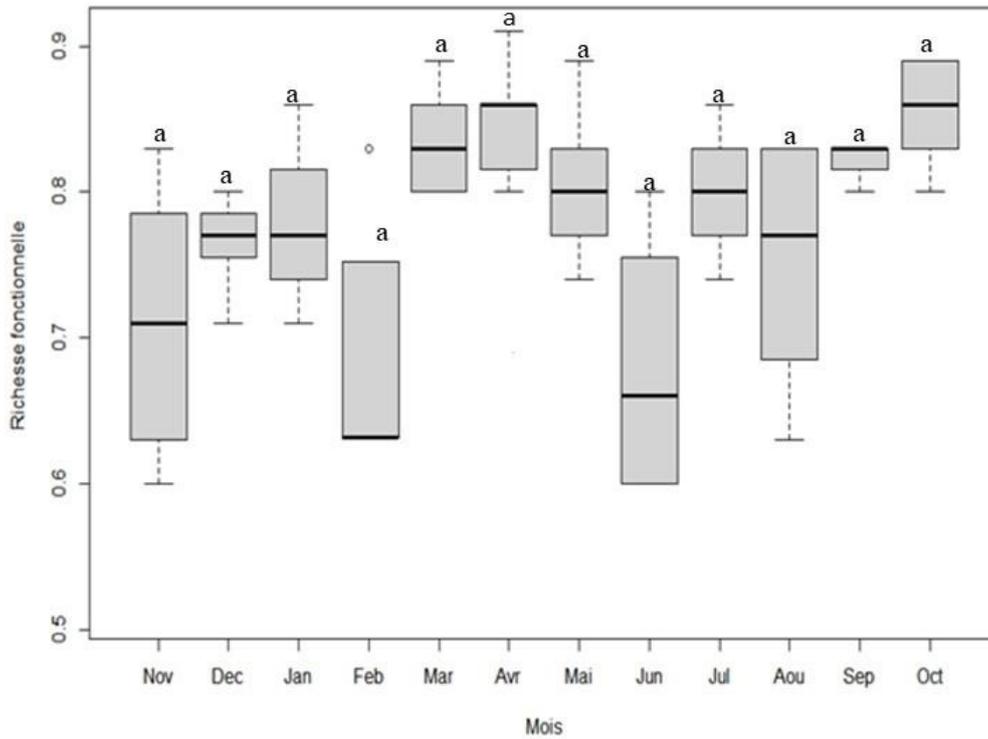


Figure 48 : Variation mensuelle de la richesse fonctionnelle dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Whitney ; $p > 0,05$).

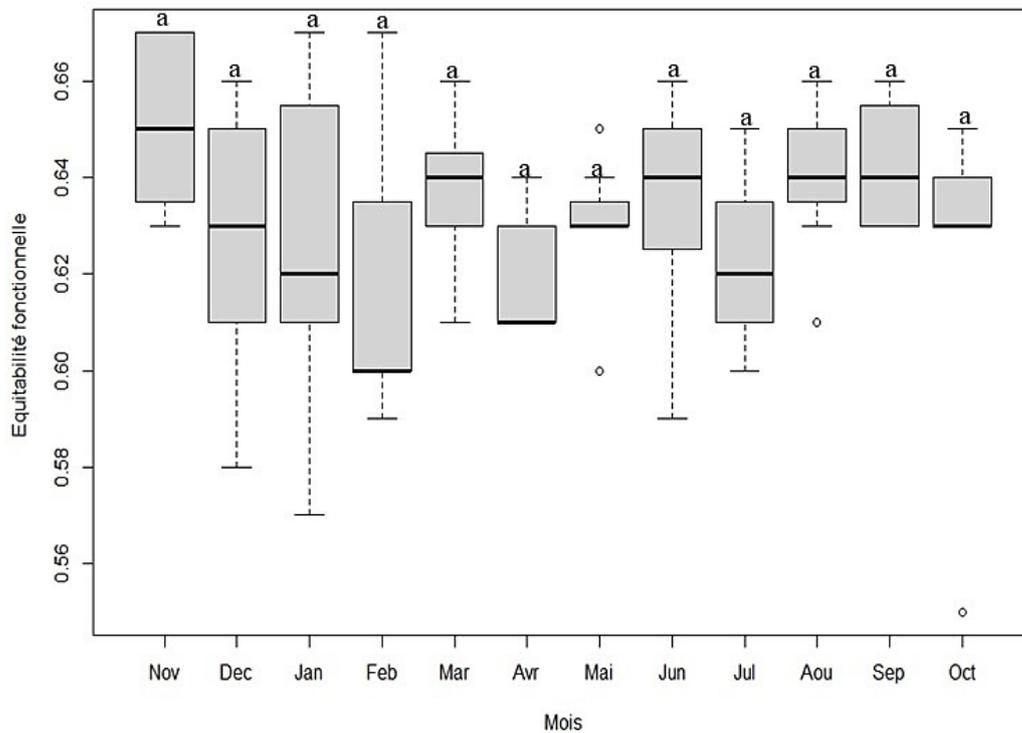


Figure 49 : Variation mensuelle de l'équitabilité fonctionnelle dans le lac Dohou de novembre 2017 à octobre 2018.

III.3.1.2.2 Variations spatio-temporelles de la diversité fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés du lac Buyo

a) Variations spatiales

Concernant le lac Buyo, la richesse fonctionnelle a évolué de 0,70 à 0,86 à la station G1 et de 0,70 à 0,89 à la station G2. Les stations G3 et G4 enregistrent sensiblement les mêmes valeurs. Elles se situent respectivement entre 0,60 et 0,91 et entre 0,60 et 0,90 (Figure 50). La variation de l'équitabilité est relativement faible sur l'ensemble des stations (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$), elle a varié de 0,55 (G1) à 0,67 (G4) (Figure 51).

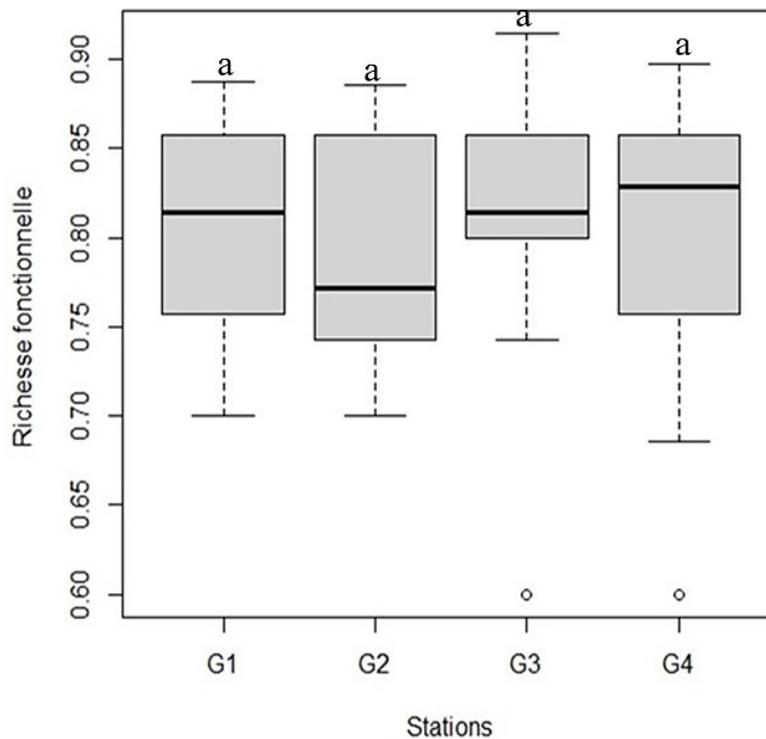


Figure 50 : Variation spatiale de la richesse fonctionnelle du lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

les boites à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

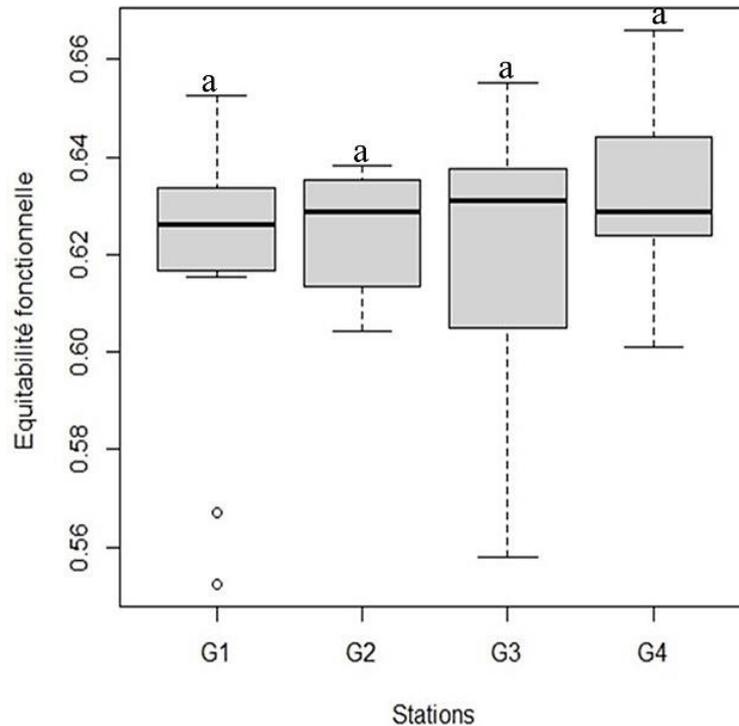


Figure 51 : Variation spatiale de l'équitabilité fonctionnelle du lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

les boites à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

b) Variations mensuelles

Les figures 52 et 53 montrent la variation mensuelle de la richesse fonctionnelle (RF) et de l'équitabilité fonctionnelle (EF) dans le lac de Buyo. Étant donné l'absence de variation spatiale significative, les données ont été regroupées. Les données sont donc homogènes. La plus grande valeur de RF est enregistrée dans le mois de janvier et le mois de juillet tandis que les plus faibles valeurs sont obtenues les mois d'avril et d'octobre. La valeur de ce paramètre reste quasi-constante (0,74) au niveau du mois de mai. Quant à l'équitabilité fonctionnelle, elle a fluctué entre 0,55 (mai) et 0,67 (octobre). Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune variation significative entre les mois ($p > 0,05$).

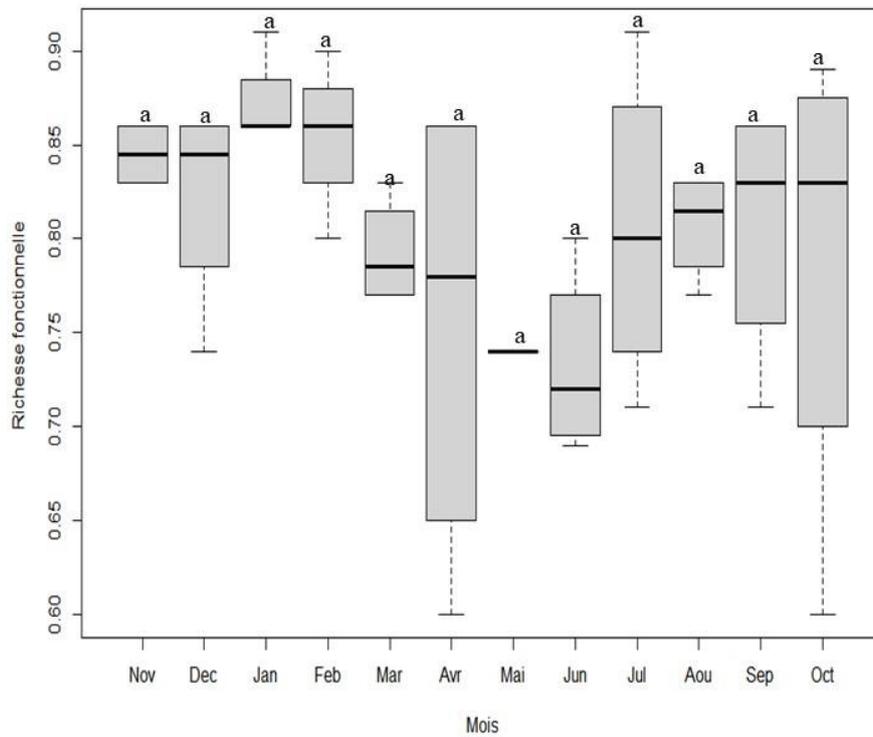


Figure 52 : Variation mensuelle de la richesse fonctionnelle du lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

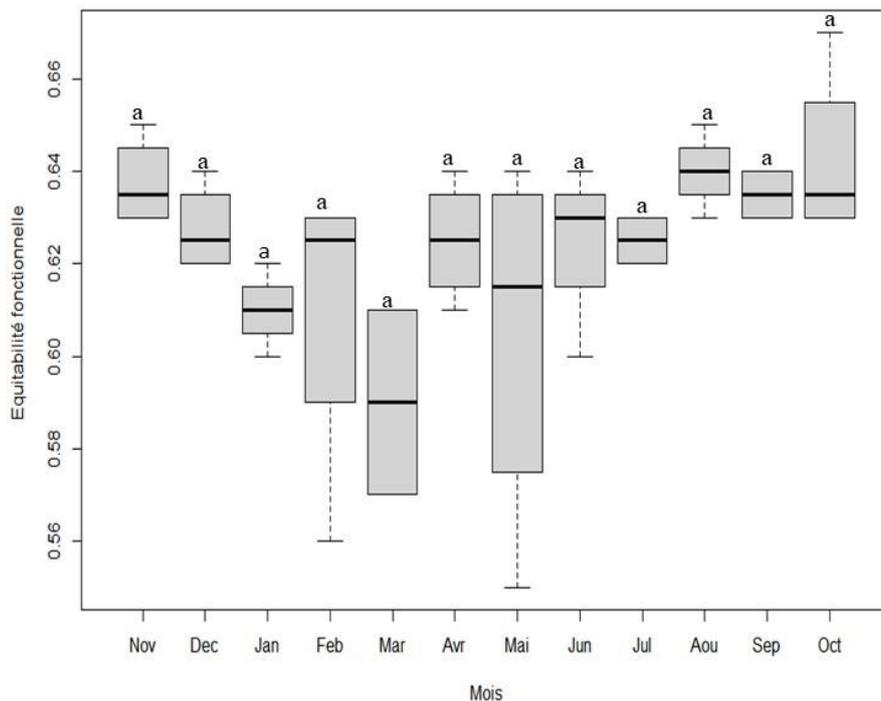


Figure 53 : Variation mensuelle de l'équitabilité fonctionnelle du lac Buyo de novembre 2017 à octobre 2018.

les boîtes à moustache ayant une lettre (a, b, c ou d) en commun ne diffèrent pas significativement (Test de Mann-Withney ; $p > 0,05$).

III.3.1.3 Déterminisme des regroupements de macroinvertébrés suivant leurs traits fonctionnels

Les deux premiers axes de l'analyse RLQ expriment 89,94 % de la variance totale (avec respectivement 67,12 % pour l'axe 1 et de 22,82 % pour l'axe 2) obtenue à partir de la matrice de données croisant les caractéristiques environnementales, l'abondance des taxons et les traits fonctionnels. Cette analyse montre les principaux gradients environnementaux dans les deux premières dimensions de la RLQ. Les stations du lac Dohou sont positionnées sur l'axe 1 du tracé RLQ, tandis que celles du lac Buyo sont positionnées sur le deuxième axe du tracé RLQ (Figure 54). Les nitrates, les nitrites, l'ammonium, la conductivité, le taux de solides dissous et la demande biologique en oxygène sont corrélés positivement à l'axe 1. Ce qui les associe à la station P6. Quant à la température, la transparence et le pH, ils sont corrélés négativement à l'axe 1 et positivement aux autres stations du lac Dohou (Figure 55). Les caractéristiques diagnostiques telles que la petite taille (taille maximale comprise entre 2,5 et 5 mm), la courte durée du cycle vitale (inférieure à un an), le mode de respiration plastron et stigmate, les caractéristiques de mobilité volante et nageant, et un mode d'alimentation de type broyeur et perceur sont positivement corrélées à l'axe 1 (Figure 56). Les taxons qui leur sont associés sont : *Cybister* sp., *Dytiscus* sp., *Bidessus* sp., *Enochrus* sp., *Agabus* sp., *Hydrophilus* sp., *Hydrochus* sp., *Hydrocanthus* sp., *Hydrovatus* sp., *Hirudo* sp., *Hydrophilus* sp., *Ilybius* sp. et *Limnoxenus* sp. (Figure 57). D'autre part, les caractéristiques telles que la durée du cycle de vie supérieure à un an, un mode d'alimentation de type racleur-broyeur et prédateur, une respiration à l'aide des stigmates et des caractéristiques de mobilité rampante sont corrélés négativement à l'axe 1 les taxons qui leur sont associés sont : *Aphexa Waterloti*, *Ceriagrion* sp., *Pseudagrion* sp., *Radix* sp., *Sepedon* sp. *Chironomus* sp. et *Naucoris* sp. L'oxygène dissous est corrélé positivement à l'axe 2 tandis que le phosphate est corrélé négativement à cet axe (Figure 56). Les traits corrélés positivement à l'axe 2 sont ceux des organismes avec une taille maximale comprise entre 5 et 10 millimètres, une respiration Branchiale et des mangeurs de sédiments fins qui nagent en pleine eau (figure 55). *Anopheles* sp., *Labiobaetis* sp., *Bezzia* sp., *Cloeon* sp. et *Mesovelgia* sp. sont les taxons caractéristiques de ces milieux (Figure 57).

Suite à l'analyse du quatrième coin (Fourth-corner) après l'analyse RLQ, pour établir les corrélations entre les variables environnementales et les modalités des différents traits, 29 relations significatives à $\alpha = 0,05$ dont 13 négatives et 16 positives ont été mis en évidence. Les traits les plus significativement liés aux variables environnementales sont le mode de locomotion ou relation au substrat (10 relations significatives) et la respiration avec 09 relations

significatives. Ensuite viennent le mode d'alimentation avec 06 relations significatives, la taille maximale avec 03 relations significatives et la durée du cycle vital avec 01 relation significative (Figure 58).

Il a été révélé que les traits, comme la petite taille corporelle, le mode d'alimentation de type broyeur, filtreur, perceur, les traits respiratoires stigmates et plastrons, les modes de locomotion vol, et rampant présentent des associations positives significatives avec les paramètres environnementaux de la pollution urbaine tels que la DBO5, les nitrates, les nitrites, et la conductivité. Les traits tels que les modes de locomotion nageant en pleine eau et les fouisseurs, la respiration tégumentaire présentent des associations négatives significatives avec la DBO5, le phosphore et les nitrates.

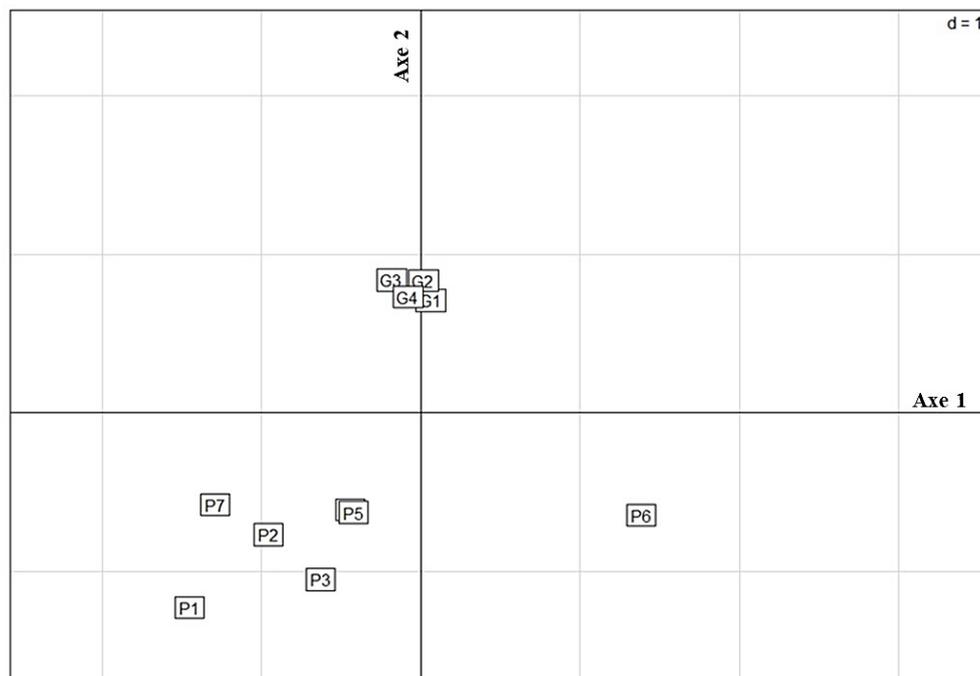


Figure 54 : Projection des stations d'échantillonnage dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs de novembre 2017 à octobre 2018.

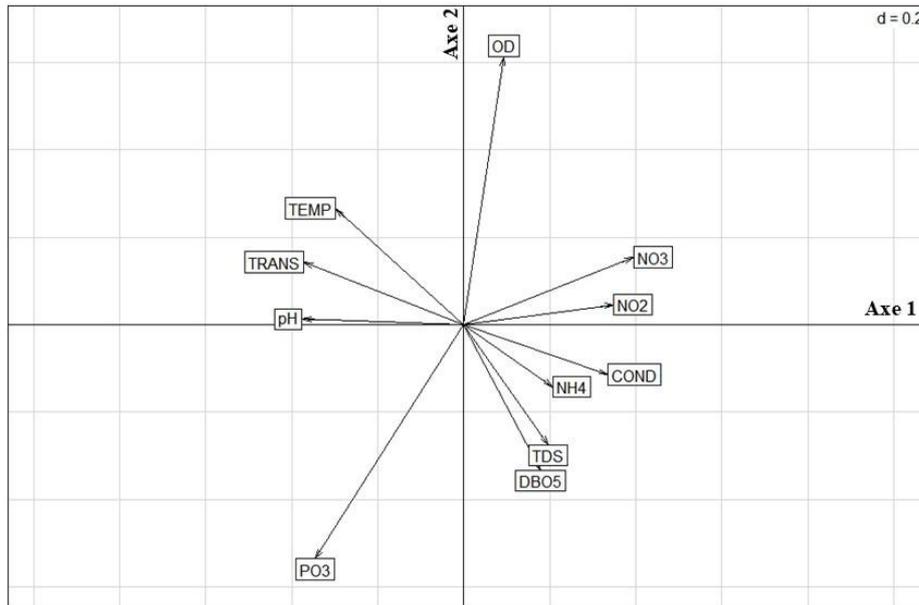


Figure 55 : Projection des variables environnementales dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les lacs de novembre 2017 à octobre 2018,

COND = conductivité ; TEMP = température ; TDS = taux de solide dissout ; TRANS= Transparence ; DBO5= demande biologique en oxygène pendant 05 jours ; NO2= nitrite ; NO3 = nitrate, NH4 = ammonium ; PO3 = phosphate.

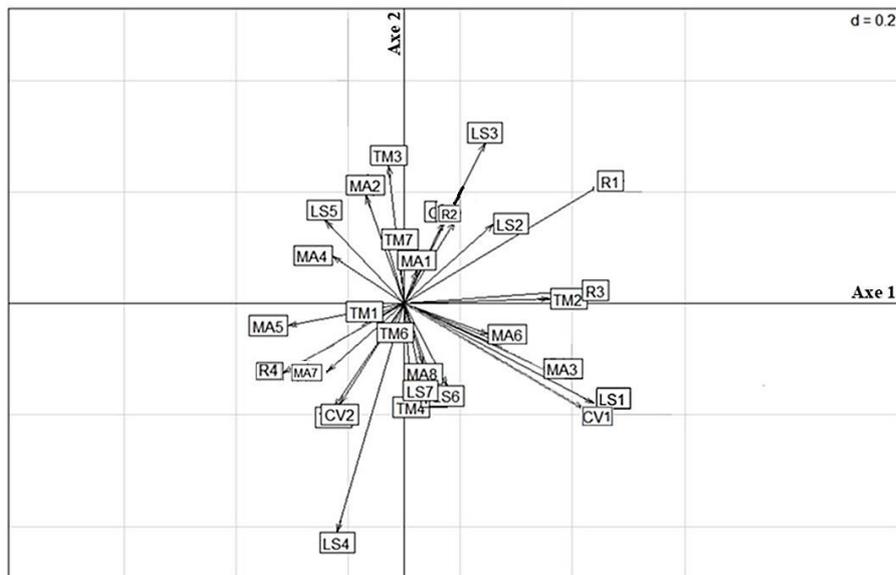


Figure 56 : Projection des modalités des traits fonctionnels dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs de novembre 2017 à octobre 2018,

Pour les codes des modalités voir tableau VII.

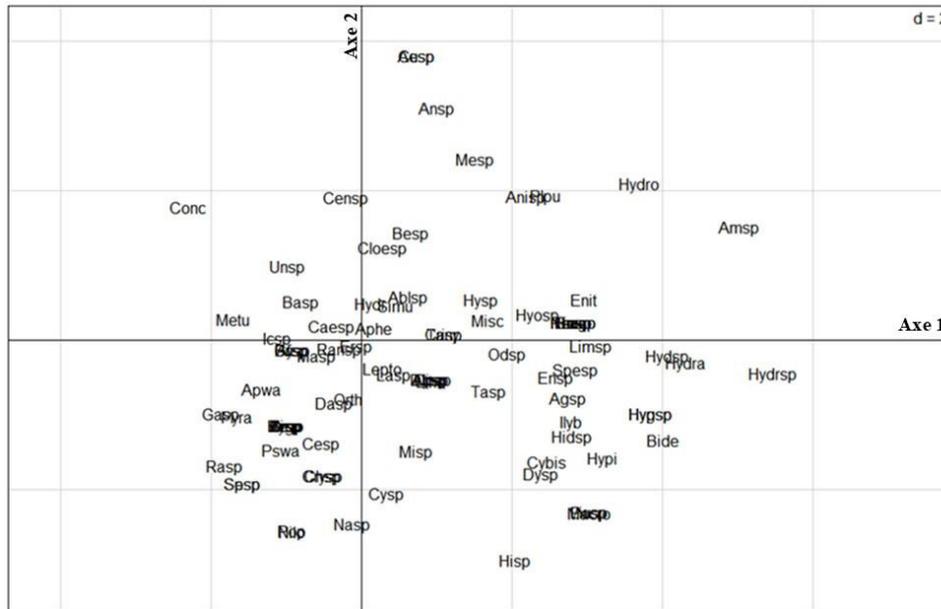


Figure 57 : Projection des taxons considérés dans le diagramme défini par les deux premiers axes de la RLQ des macroinvertébrés échantillonnés dans les deux lacs de novembre 2017 à octobre 2018, Pour les codes des taxons voir tableau IX.

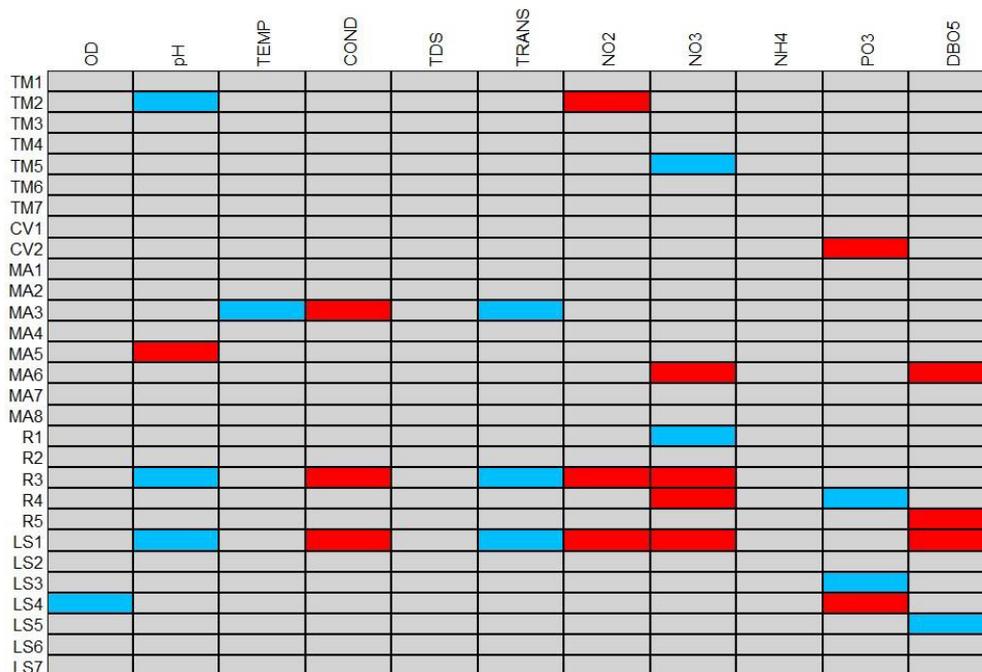


Figure 58 : Analyse de Fourth-corner effectuée avec l’abondance des taxons considérés dans la RLQ des macroinvertébrés de novembre 2017 à octobre 2018, les traits fonctionnels de ces taxons et les variables environnementales relevées à chaque station,

TEMP = température ; TDS = taux de solide dissout ; DBO5 = demande biologique en oxygène pendant 5 jours ; COND = conductivité ; OD = oxygène dissout ; TRANSP = Transparence ; NO2 = nitrite ; NO3= nitrate, NH4 = ammonium ; PO3 = phosphates ; TM1-LS7 = codes des modalités des traits ; case grise = corrélation non significative ; case rouge = corrélation significative positive ; case bleue = corrélation significative négative.

III.3.2 Discussion

La plupart des organismes récoltés présentent une petite taille (5-10 mm), un cycle de vie de courte durée (< 1 an) et un mode d'alimentation varié, ce qui est attribuable aux fortes pressions anthropiques auxquelles ces lacs sont soumis et aux ressources limitées disponibles pour les organismes. Cette adaptation à une petite taille et à un cycle de vie court favorise une meilleure résistance dans des écosystèmes fortement perturbés (Statzner & Bêche, 2010) et offre un avantage pour la recolonisation d'habitats à partir de refuges dans des environnements pollués, renforçant ainsi la résilience à la pollution (Snook & Milner, 2002). Nos résultats corroborent ceux de Tapé (2020) qui ont trouvé des organismes de petites tailles avec un cycle de vie court dans les lacs urbains de Yamoussoukro.

L'analyse des caractéristiques fonctionnelles révèle que la richesse et l'équitabilité fonctionnelles ne varient pas de manière significative entre les stations. Les stations P1, P7, G1 et G4 affichent des indices relativement plus élevés, caractérisées par des micro-habitats diversifiés et plus stables. En revanche, les stations P2, P6, P5 et P3 présentent les valeurs moyennes les plus basses, suggérant une sous-utilisation des ressources potentielles et de l'espace fonctionnel. Une faible richesse fonctionnelle indique que certaines ressources potentiellement disponibles ne sont pas exploitées par la communauté (Petchey, 2003). En termes de tolérances environnementales représentées par le caractère fonctionnel une faible richesse fonctionnelle suggère que certaines conditions environnementales ne sont pas propices à la présence d'espèces adaptées, ce qui limite la capacité de l'écosystème à se protéger contre les effets de l'environnement (Mason *et al.*, 2005). Une régularité fonctionnelle plus faible indique que, bien que certaines parties de l'espace écologique soient occupées par des espèces, elles ne sont pas pleinement utilisées, ce qui peut entraîner une diminution de la productivité des espèces présentes. La justification de cela réside dans la prédominance des taxons de la famille des Chironomidae dans les stations caractérisées par une faible diversité fonctionnelle dans notre zone d'étude.

La RLQ a permis de révéler la différence dans la composition des caractéristiques des assemblages de macroinvertébrés en considérant leurs traits de vie fonctionnel, impactés par différents types de facteurs de stress. En effet, notre étude a permis de regrouper les taxons de macroinvertébrés en fonction de leurs caractéristiques fonctionnelles. La composition des assemblages dans les stations impactées par des facteurs de stress anthropiques sont différents de celle observée sur les stations moins perturbées, ce qui suggère que différents mélanges de caractéristiques répondent à des conditions environnementales spécifiques. Ainsi cette analyse

a révélé que des organismes de taille moyenne et de grande taille étaient associés aux stations du lac Buyo, qui subit moins de pression. Ce résultat est conforme au concept de modèle d'habitat (Townsend & Hildrew, 1994) qui stipule que les organismes possédant de grandes tailles sont associés à des sites moins altérés. Nos résultats corroborent également avec les études de Tapé (2020) sur les lacs urbains à Yamoussoukro soumis à des fortes pressions anthropiques. Il a été affirmé que les organismes de grande taille ont la capacité de se déplacer dans des sites relativement peu perturbés (Castro *et al.*, 2018 ; Edegbene *et al.*, 2020).

En revanche les organismes de petite taille et de courte durée de vie rencontrés dans la station P6 du lac Dohou sont dus aux fortes pressions anthropiques auxquelles sont soumises ces stations. En effet, cette station est soumise à diverses activités anthropiques telles que les activités agricoles, la baignade, les déversements aveugles d'ordures, la défécation, le bain et d'autres activités ménagères. Ces pressions vont entraîner l'apparition des taxons polluo-résistants au profit des taxons polluo-sensibles. Cela se confirme par la présence des organismes fousseurs associés aux sédiments et nutriments produits par ces pratiques agricoles (Karr & Chu, 1999 ; Richards *et al.*, 1997 ; Lamouroux *et al.*, 2004 ; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007).

L'apparition d'organismes fousseurs (les larves de *Caenis* sp. ; *Chironomus* sp.) est liée à une diminution de la disponibilité en oxygène (Chapman *et al.*, 2004) due aux effluents de déchets. En effet, ces organismes fousseurs peuvent survivre dans des sites perturbés car ils font des ouvertures dans le lit des cours d'eau ou s'installent dans une crevasse face à une pollution imminente. Ceci est en accord avec le rapport de Tomanova & Usseglio-Polatera (2007), qui ont indiqué que les fousseurs sont associés à une sédimentation accrue dans un site, et que l'urbanisation est le moteur de la sédimentation occasionnée par le retour des eaux pluviales (Edegbene *et al.*, 2020, 2021). Une absence de macroinvertébrés à respiration branchiale est observée au niveau des stations du lac Dohou ce qui offrirait un caractère perturbé dans ce lac. Ce constat a été prouvé par des études antérieures de Chevenet *et al.* (1994) et Doledec & Statzner (2008), qui ont rapporté que l'abondance relative des organismes respiratoires branchiaux diminue avec la pollution. En effet, les structures délicates des macroinvertébrés telles que les branchies et les filets d'alimentation à filtre sont très vulnérables au colmatage par des particules organiques en cas d'augmentation du niveau de pollution (Akamagwuna *et al.*, 2019 ; Bilotta & Brazier, 2008). Cela peut expliquer pourquoi les respirations branchiales de macroinvertébrés ont présenté de fortes associations négatives avec les stations du lac Dohou. De plus les organismes qui rampent étaient associé aux stations moins perturbées du lac Dohou. En effet la mobilité est un trait important qui permet une augmentation ou une diminution de la

résilience des organismes aux perturbations, car elle peut soit permettre à un organisme de se déplacer vers des refuges, soit face à un écosystème perturbé ou rester dans des zones perturbées (Ladle & Ladle, 1992). Par exemple, les organismes capables de ramper sont sédentaires et ont moins de capacité à se déplacer des sites présentant une sédimentation accrue (Wilkes *et al.*, 2017), ce qui augmente leur vulnérabilité aux perturbations (Akamagwuna *et al.*, 2019).

Les traits les plus fortement corrélés aux variables environnementales à travers l'analyse Fourth Corner étaient le mode de locomotion et la relation au substrat. Cette observation est dû au fait que les variables liées aux eaux des lacs (sans écoulement ou faible écoulement) favoriseraient la présence d'organismes enfouillent dans le substrat (Edegbene *et al.*, 2021). En effet, le faible écoulement des lacs étudiés favorise une prolifération de macrophytes liée à un flux important de nutriments, en relation avec les pratiques agricoles sur les berges des lacs et les rejets domestiques. Cette forte présence de macrophytes est favorable aux organismes brouteurs et broyeurs, auxquels elle fournit une quantité importante de périphyton (Walker *et al.*, 2012). Gayraud *et al.* (2003) ont constaté que les habitudes alimentaires dépendent des activités humaines, notamment la pollution organique et métallique. De plus, d'après Dolédec *et al.*, (2006), les traits liés aux habitudes alimentaires sont liés aux développements agricoles. La taille maximale, le mode d'alimentation et la durée du cycle de vie présentent des corrélations plus faibles avec les paramètres physiques et chimiques. En effet les deux lacs sont dans l'ensemble impactés par les activités anthropiques. Cette situation influencerait les modes de respiration (respiration tégumentaire et branchiale), la taille maximale (prépondérance d'organismes de petite taille) et le cycle de vie (cycle très court) des organismes. Ces résultats sont conformes aux hypothèses de Townsend & Hildrew (1994) selon lesquelles, la taille moyenne des organismes diminue dans les habitats instables. Ils corroborent également les conclusions de Dolédec & Bournard, 1999 et Dolédec *et al.*, 2006 selon lesquelles, les traits liés aux stratégies d'alimentation, à la forme corporelle et à la respiration étaient généralement plus faiblement liés aux perturbations (Dolédec & Bournard, 1999).

CONCLUSION

Cette étude a permis d'évaluer l'état de santé écologique des lacs Buyo et Dohou à travers l'analyse des paramètres physico-chimiques ainsi que la structure taxonomique et fonctionnelle des macroinvertébrés aquatiques. Les paramètres physico-chimiques n'ont pas varié significativement sur le plan spatial mais au niveau des mois, une variation significative a été observée dans les deux lacs. Les eaux des lacs sont acides et relativement chaudes avec des valeurs de température comprises entre 22,6 °C et 29,52 °C. La station P6 du lac Dohou est relativement plus chargée en matières organiques et en nutriments.

L'inventaire des macroinvertébrés aquatiques a permis de recenser 95 taxons au niveau du lac Dohou et 86 taxons à Buyo. Les taxons se répartissent dans les grands groupes zoologiques à savoir : les Insectes, les Gastéropodes, les Achètes, les Collembolés, Bivalves, les Branchiopodes, les Ostracodes, les Arachnides et les Oligochètes. La classe des Insectes est nettement riche en taxons, tandis que les Arachnides, les Branchiopodes, les Ostracodes, les Bivalves, les Oligochètes et les Collembolés sont les groupes les moins représentés. Le peuplement des macroinvertébrés dénombrés dans les deux lacs montre que les Diptères, les Coléoptères et les Hémiptères sont les ordres les mieux représentés en nombre. La répartition de ces communautés de macroinvertébrés a permis d'observer que les stations G3 et P7 hébergent le plus grand nombre de taxons. Parmi les familles enregistrées, celle des Chironomidae est la plus abondante. Cette famille est fortement représentée par le taxon *Chironomus* sp. La composition taxonomique de la communauté de macroinvertébrés récoltés dans le lac de Buyo et Dohou a présenté une faible variabilité aux plans spatial et temporel et donc une homogénéité au niveau des communautés de macroinvertébrés inventoriée dans les deux lacs. Les résultats relatifs à la fréquence d'apparition révèlent la présence de six taxons très réguliers. Ce sont *Gabiella* sp., *Caenis* sp., *Micronecta scutellaris* (Buyo), *Pseudagrion* sp., *Labiobaetis* sp. (Dohou) et *Chironomus* sp. (Seul taxon très régulier et commun aux deux lacs). La communauté de macroinvertébrés est plus diversifiée et mieux équilibrée dans les stations P7 et G3. L'analyse de redondance (RDA) a mis aussi en évidence une influence positive significative entre les variables environnementales telles que la conductivité, le nitrate, le nitrite, le phosphate, l'ammonium, le pH, l'oxygène dissous et la température, et la structure des macroinvertébrés dans les lacs étudiés.

Sur l'ensemble des deux lacs, le peuplement de macroinvertébrés est dominé par des organismes de petite taille avec un cycle de vie relativement court. Cette communauté est majoritairement composée de racleurs-brouteurs et rampant.

L'indice de pollution organique a révélé que les eaux des lacs prospectés présentent un niveau de pollution organique forte. A travers l'indice biotique de Hilsenhoff, l'intégrité biologique selon la communauté de macroinvertébrés est précaire au niveau des deux lacs. La station P6 du lac Dohou enregistre des organismes dit polluo-résistants avec les caractères tels que la très petite taille, la courte durée de vie et enfouille dans le substrat. Tandis que les organismes de taille moyenne et de grande taille étaient associés aux stations du lac Buyo. Le lac Buyo apparaît donc comme le moins perturbé tandis que le lac Dohou se présente comme le plan d'eau le plus dégradé. L'analyse de Fourth-corner a mis en évidence des relations significatives positives comme négatives entre les paramètres physico-chimiques et les modalités de traits fonctionnels. Le mode de locomotion ou relation au substrat et la forme de résistance sont les traits les plus significativement liés aux variables physiques et chimiques. Le mode de respiration, la durée du cycle de vie, le mode d'alimentation et la taille maximale apparaissent comme les caractéristiques fonctionnelles les moins influencées par les variables physiques et chimiques. Nous recommandons aux populations locales de réduire considérablement l'utilisation des pesticides et intrants agricoles comportant des composés organiques.

Aux autorités administratives d'élaborer et faire respecter des lois pour contrôler les activités humaines autour des lacs, comme les déversements de polluants agricoles, industriels et domestiques. Collaborer avec des instituts de recherche pour évaluer périodiquement l'état écologique des lacs.

En perspective, il serait intéressant de développer des modèles prédictifs basés sur la structure fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés pour anticiper les impacts des pressions anthropiques et des changements environnementaux sur la qualité écologique des lacs. Ces modèles pourraient permettre d'affiner les stratégies de gestion et de conservation des écosystèmes aquatiques. En outre une approche de gestion intégrée et participative des bassins versants serait nécessaire pour concilier la préservation écologique de ces lacs avec les usages humains.

REFERENCES

-
- Acharyya S. & Mitsch W.J. (2001). Macroinvertebrate diversity and its ecological implications in two created wetland ecosystems. *In* : The Olentangy River Wetland Research Park at The Ohio State University, Columbus, USA, Annual Report : 65-76.
- Adamou M.M., Alhou B., Nazoumou Y. & Alloke G. (2015). Impacts des facteurs climatiques et anthropiques sur les ressources et la qualité des eaux de la mare de Tabalak. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(3) :1665 -1677.
- Adandédjan D. (2012). Diversité et déterminisme des peuplements de macroinvertébrés benthiques de deux lagunes du Sud- Bénin : la Lagune de Porto-Novo et la Lagune Côtière. Thèse de doctorat, Université d'Abomey-Calavi-Bénin, 261 p.
- Adon M.P. (2006). Etat de trophie de la retenue d'alimentation en eau potable de la ville d'Adzopé (Côte d'Ivoire). Mémoire de DEA, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, 55 p.
- Adon M.P. (2013). Variations spatiale et saisonnière du phytoplancton de la retenue d'eau d'Adzopé. Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 143 p.
- Adon M.P., Ouattara A. & Gourène G. (2012). Limnological characteristics inferred from physical-chemical patterns of a tropical shallow reservoir (Adzopé, Côte d'Ivoire). *Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 3(2): 262 - 270.
- Adou Y.E., Blahoua K.G., Gogbé Z.M. & N'Douba V. (2018). Caractérisation physicochimique des eaux d'un lac situé entre deux barrages hydroélectriques : Ayamé 2 (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Reseach*, 149(4) : 451 - 461.
- AFNOR (2009). Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes, Association française de normalisation, Norme expérimentale T, 90-333.
- Aka E.N., Edia O.E., Doumbia L. & Ouattara A. (2020). Diversity and distribution of aquatic macroinvertebrates in Fae dam lake (south-west of Côte d'Ivoire). *International Journal of Science and Research*, 9(2): 864-875

-
- Akamagwuna F.C., Mensah P.K., Nnadozie C.F. & Odume O.N. (2019). Traits-based responses of ephemeroptera, plecoptera and trichoptera to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa. *River Research and Applications*, 201 : 1–14.
- Aliaume C., Lasserre G. & Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à Thalassia du Grand Cul-de-sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 23 : 231-250.
- Allan J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 35 : 257-284.
- Allouko J.R. (2019). Diversité des communautés de macroinvertébrés et contribution à l'évaluation de la qualité des eaux de la lagune Aghien (Sud-est, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en hydrobiologie, Université Jean Lorougnon Guédé, 205 p.
- Aloko N.J. (2001). L'impact de la création du lac de Buyo sur l'organisation de l'espace Buyo dans le sud-ouest de la Côte d'Ivoire. *Revue CAMES*, 13(03) : 86 - 96.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, 4 : 201-213.
- Archaimbault V., Rosebery J. & Morin S. (2010). Traits biologiques et écologiques, intérêt et perspectives pour la bio-indication des pollutions toxiques. L'évaluation du risque toxique dans les milieux aquatiques. *Revue Science Eaux & Territoires*, 01 : 46-51.
- Arimoro F.O., Ikomi R.B. & Iwegbue C.M.A. (2007). Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators*, 7: 541-552.
- Arimoro F.O., Odume O.N., Uhunoma S.I. & Edegbene A.O. (2015). Anthropogenic impact on water chemistry and benthic macroinvertebrate associated changes in a southern Nigeria stream. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(2) : 1–14.
- Assemian N.E., Kouamé N.G., Tohé B., Gourène G. & Rödel M.O. (2006). The anurans of the Banco National Park, Côte d'Ivoire, a threatened West African rainforest. *Salamandra*, 42 : 41–51.
- Attoungbré K.S. (2020). Caractérisation de la qualité écologique des lacs Dohou (Duékoué) et Buyo (Guéssabo) dans le bassin du Sassandra (Ouest, Côte d'Ivoire) à partir du

- peuplement phytoplanctonique. Thèse de doctorat en hydrobiologie, université Jean Lorougnon Guédé 142 p.
- Baptista D.F., Buss D.F., Egler M., Giovanelli A., Silveira M.P. & Nessimian J.L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1) : 83-94.
- Bilardo A. & Pederzani F. (1978). Récoltes de Coléoptères aquatiques Haliplidae et Dytiscidae dans le Gabon et la Côte d'Ivoire. *Memorie della Societa Entomologica Italiana*, 56 : 96-130.
- Bilotta G.S. & Brazier R.E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42, 2849–2861.
- Blandin P. (1986). Bio-indicateurs et diagnostics des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17 : 215 – 306.
- Bode R.W., Novak M.A. & Abele L.E. (1991). Methods for rapid biological assessment of streams in New York State, Albany (New York). Department of Environmental Conservation, 57 p.
- Bode R.W., Novak M.A. & Abele L.E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York). Department of Environmental Conservation, 89 p.
- Bode R.W., Novak M.A. & Abele L.E. (2002). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York), Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water. Department of Environmental Conservation, 41 p.
- Boissonneault Y. (2005). L'utilisation de l'indice diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires. In OBVRL, caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du Loup (Mauricie), 33 p.
- Bonada N., Rieradevall M. & Prat N. (2007). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589(1) : 91–106.

-
- Bony K.Y. (2007). Biodiversité et écologie des mollusques gastéropodes d'eau douce en milieu continental ivoirien (bassins de l'Agneby, de la Mé et du Banco). Traits d'histoire de vie d'une espèce invasive *Indoplanorbis Exustus* (Deshayes, 1834). Thèse de doctorat en biologie de l'école pratique des hautes études (France) et de l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire), 217 p.
- Bougard L. (1988). Approche écologique des macroinvertébrés dans trois étangs des Épioux. Travail de fin d'études, Faculté des Sciences agronomiques de l'État, Gembloux, 75.
- 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, (Lille France), 226 p.
- Brown D.S. (1994). *Freshwater Snails of Arica and their Medical Importance*. Edition Taylor and Francis Ltd, London, 608 p.
- Cadotte M.W., Cardinale B.J. & Oakley T.H. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 17012– 17017.
- Camara A.I., Diomandé D. & Gourène G. (2014). Impact des eaux usées et de ruissellement sur la biodiversité des macroinvertébrés de la rivière Banco (Parc National du Banco ; Côte d'Ivoire). *Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 2(1) : 58-68.
- Carvalho S., Barata M., Pereira F., Gaspar M.B., da Fonseca L.C. & Pousao-Ferreira P. (2006). Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin*, 52 : 1573-1584.
- Castro D.M.P., Dolédec S. & Callisto M. (2018). La perturbation de la couverture terrestre homogénéise la structure fonctionnelle des insectes aquatiques dans les cours d'eau de la savane néotropicale. *Indicateurs écologiques*, 84 : 573-582.
- Cecchi P. (2007). *L'Eau en Partage. Les Petits Barrages de Côte d'Ivoire*. Collection Latitudes N°23, Edition de l'institut de recherche pour le développement, Paris, 295 p.

- Chapman L.J., Schneider K.R., Apodaca C. & Chapman C.A. (2004). Écologie respiratoire des macroinvertébrés dans un système marécageux d'Afrique de l'Est. *Biotropica* 36 : 572-585.
- Cherifi O. & Loudiki M. (2002). Variation de la structure trophique du lac réservoir oligotrophe Bin El Ouidane (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(1) : 193-208.
- Cheruvilil K.S., Soranno P.A., Madsen J.D., & Roberson M.J. (2002). Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophytes. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2) : 261-277.
- Chessman B.C. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20(1) : 122-129.
- Chevenet F., Dolédec S. & Chessel D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31 : 295-309.
- Choi J. Kumar H. K., Han J. & An K. (2011). The development of a regional multimetric fish model based on biological integrity in lotic ecosystem and some factors influencing the stream health. *Water, Air and Soil Pollution*, 217, 3-24.
- CNRS. (2023). Surveiller l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Dossier scientifique de l'eau. https://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/preservation/06_surveiller.htm (consulté le 03/07/2023).
- Cook S.E.K. (1976). Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution*, 11 : 269-288.
- Couceiro S.R.M., Hamada N., Forsberg B.R., Pimentel T.P. & Luz S.L.B. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18 : 118-125.
- Culp J.M., Armanini D.G., Dunbar M.J., Orlofske J.M., Poff N.L., Pollard A.I., Yates A.G. & Hose G.C. (2011). Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 : 187-197.

-
- Dajoz R. (2000). Précis d'Ecologie. 7ème édition, Dunod, Paris, 615 p.
- De Marco P., Reis A.A., Barcelos M.K. & Barbosa L.M. (2001). Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(1) : 73-80.
- De Moor I.J., Day J.A. & de Moor F.C. (2003). Guide to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 7: Insecta I: Ephemeroptera, Odonata & Plecoptera. Rapport N° TT 207/03 *Water Research Commission, South Africa*, 7 : 45- 258.
- Dejoux C., Elouard J.M., Forge P. & Maslin J.L. (1981). Catalogue Iconographique des Insectes Aquatiques de Côte d'Ivoire. Rapport ORSTOM, Bouaké, 172 p.
- Dickens C.W.S. & Graham P.M. (2002). The South African Scoring System (SASS) Version 5 rapid bioassessment methods for rivers. *African Journal of Aquatic Sciences*, 27 : 1-10.
- Dierl W. & Ring W. (1992). Guide des Insectes : Description, Habitat et Moeurs. Delachaux et Nestlé, Paris, 237 p.
- Diétoa Y.M. (2002). Entomofaune et stratégies alimentaires des poissons du genre *Brycinus* (Characidae) en milieux fluviaux et lacustre (Bassins Bia et Agnéby; Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 261 p.
- Diomandé D. (2001). Macrofaune benthique et stratégies alimentaires de *Synodontis bastiani* et *S. schall* en milieu fluvio-lacustre (Bassins Bia et Agnébi, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 260 p.
- Diomandé D., Bony K.Y., Edia O.E., Konan K.F. & Gourène G. (2009). Diversité des macroinvertébrés benthiques de la rivière Agnéby (Côte d'Ivoire; Afrique de l'Ouest). *European Journal of Scientific Research*, 35(3) : 368-377.
- Djené K.R. (2020). Diversité des macro-invertébrés et leur utilisation dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques urbains de Daloa (centre-Ouest, Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, 207 p.
- Djiriéoulou K.C., Mamadou B., Mexmin K.K., Gervais K.N., Gouli G.B. & Tidiani K. (2017). Peuplement de la faune de crevettes de la Forêt des Marais Tanoé-Ehy (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 112 : 11100-11110.

-
- Dolédec S., & Statzner B. (2008). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: An assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, 53 : 617–634.
- Dolédec S., Chessel D., Ter Braak C.J.F. & Champely S. (1996). Matching species traits to environmental variables : a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistic*, 3 : 143-166.
- Dolédec S., Phillips N. & Scarsbrook M. (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *International Journal of Limnology*, 25 : 44-60.
- Dolédec S., Phillips N. & Townsend C.R. (2011). Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale : trait and taxonomic measures compared in New Zealand Rivers. *Freshwater Biology*, 56 : 1670-1688.
- Dolédec S., Statzner B. & Bournard M. (1999). Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human impacted river. *Freshwater Biology*, 42 : 737–758.
- Dolédec S., Statzner B., Bournard M. (1999). Caractéristiques des espèces pour une future biosurveillance à travers les écorégions : modèles le long d'une rivière touchée par l'homme. *Freshwater Biology*, 42 : 737-758.
- Dray S. & Legendre P. (2008). Testing the species traits–environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, 89(12) : 3400-3412.
- Dray S., Chessel D., & Thioulouse J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84 : 3078-3089.
- ECCC. (2010). <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-aperçu/gestion/integree-bassins-versants/ecosystemes-aquatiques.html> consulté le 15/03/2021).
- Edegbene A.O. (2020a). Potential menace posed by invasive grass and water quality deterioration on macroinvertebrates structural distribution in a dam in North- Western Nigeria. *Water Science*, 34(1) : 75–84.

-
- Edegbene A.O. (2020b). Developing macroinvertebrate trait and taxonomically-based approaches for biomonitoring wadeable riverine systems in the Niger Delta, Nigeria. Ph.D. thesis, Rhodes University, Grahamstown, South Africa. 281 p.
- Edegbene A.O., Arimoro F.O. & Odume O.N. (2020). Exploring the distribution patterns of macroinvertebrate signature traits and ecological preferences and their responses to urban and agricultural pollution in selected rivers in the Niger Delta ecoregion, Nigeria. *Aquatic Ecology*, 54(2), 553-573. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09759-9>.
- Edegbene A.O., Odume, O.N., Arimoro F.O. & Keke U. N. (2021). Identification et classification des traits de signature des macroinvertébrés indicateurs et des préférences écologiques le long du gradient de pollution urbaine dans le delta du Niger. *Environmental Pollution*, 281, 117076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117076>.
- Edia O.E. (2008). Diversité taxonomique et structure des peuplements de l'entomofaune des rivières côtières Soumié, Eholié, Ehania, Noé (Sud-est, Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat en écologie et aménagement des écosystèmes aquatiques, Université d'Abobo-Adjamé, 152 p.
- Edia O.E., Emmanuel C., Konan K.M. & Gattolliat J.L. (2016). Diversité, distribution et exigences d'habitat des communautés d'insectes aquatiques dans les cours d'eau tropicaux de montagne (sud-est de la Guinée, Afrique de l'Ouest). *International journal of limnology*, 52 : 285-300.
- Elouard J.M. & Forge P. (1978). Emergence et activité de vol nocturne de quelques espèces d'Ephéméroptères de Côte d'Ivoire. Cahiers ORSTOM, *Série Hydrobiologie*, 12 : 187-195.
- Elouard J.M. & Lévêque C. (1977). Rythme nyctéméral de dérive des insectes et des poissons dans les rivières de Côte d'Ivoire. Cahiers ORSTOM, *Série Hydrobiologie*, 11 : 179-183.
- Elouard J.M. (1981). Diptères : caractères généraux, clés systématiques et familles peu importantes. In : Flore et Faune Aquatiques de l'Afrique Sahelosoudanienne. Edition Durand J. R. & Lévêque C, Tome II, Paris : 553-567.

- Fayolle A. (2008). Structure des communautés de plantes herbacées sur les grands causses : stratégies fonctionnelles des espèces et interactions interspécifiques Thèse de doctorat, centre international d'études supérieures en sciences agronomiques de Montpellier (France), 278 p.
- Forcellini M., Mathieu C. & Merigoux S. (2011). Atlas des Macroinvertébrés des eaux douces de l'île de la Réunion. Office de l'eau de la réunion-CNRS, 137 p.
- Franciscolo M. (1974). Dytiscidae e Gyrinidae raccolti al parco nazionale la comoe (Costa d'Avorio) dal Prf. Pavan. Memorie della Societa Entomologica Italiana, 106 : 166-170.
- Frontier S. (1983). Stratégies d'Échantillonnage en Écologie. Éditions Masson, Paris, 494 p.
- Gagnon E. & Pedneau J. (2006). Surveillance Volontaire Benthos, guide du volontaire, programme de surveillance volontaire des petits cours d'eau. CVRB, Québec, Canada, 25 p.
- Garrec J.P. & Van haluwyn C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air, Tec et Doc, Paris, 117 p.
- Gayraud S., Statzner B., Bady P., Haybachp A., Schöll F., Usseglio-Polatera P. & Bacchi M. (2003). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers : an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48 : 2045-2064.
- Gieswein A., Hering D. & Lorens A.W. (2019). Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment*, 652 : 1290– 1301.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebeuf P. (1970). Aperçu sur les régimes hydrologiques. In : Avenard J.M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet E., Adjanohoun E. & Perraud A., (Eds), Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire, ORSTOM, Paris, France : 109-155.
- 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.

-
- Grall J. & Coïc N. (2005). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rebut, 48, 90 p.
- Groga N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Unité de recherche Ecologie Fonctionnelle et Environnement, Université de Toulouse, (Toulouse, France), 224 p.
- Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologica Electronica*, 4(1) : 1 - 9.
- Heck K.L., Vanbelle G. & Simberloff D. (1975). Calcul explicite de la mesure de la diversité de la raréfaction et détermination de la taille suffisante de l'échantillon. *Ecology*, 56 : 1459-1461.
- Hellawell, J.M. (1986). Biological Indicators. In: Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Pollution Monitoring Series, 546 p.
- Hill M.O. & Smith A.J.E. (1976). Principal component analysis of taxonomic data with multi-state discrete characters. *Taxon*, 25 : 249-255.
- Hilsenhoff W.L. (1987). Un indice biotique amélioré de la pollution organique des cours d'eau. *Entomol des Grands Lacs*. 20 :31-39.
- Hilsenhoff W.L. (1988). Évaluation rapide sur le terrain de la pollution organique avec un indice biotique au niveau familial. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1) : 65-68.
- Horeau V., Cerdan P.H. & Champeau A. (1997). La mise en eau du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane) : ses conséquences sur les peuplements d'invertébrés aquatiques et sur la nourriture des poissons. *Hydroécologie Appliquée*, 9(1-2) : 213-240.
- Hytec-Mary N. (2010). Etude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie : Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres.
- Ihaka R. & Gentleman R. (1996). R : a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5 : 299-314.

- Jaccard P. (1901). Distribution comparée de la flore alpine dans quelques régions des Alpes occidentales et orientales. *Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles*, 37 : 241–272.
- Jacobsen D., Schultz R. & Encalada A. (1997). Structure and diversity of stream macroinvertebrates assemblages: the effect of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38 : 247-261.
- James M.R., Hawes I. & Weatherhead M. (2000). Effects of settled sediments on grazerperiphyton-macrophyte interactions in the littoral zone of a large oligotrophic lake. *Freshwater Biology*, 44 : 311-326.
- Jen O. (2002). The perceived Environmental Impact of Car Washing. Ramsey-Washington Metro Watershed District, 9 pp.
- Johnson R.K., Furse M.T., Hering D. & Sandin L. (2007). “Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes”, *Freshwater Biology*, 52(5) : 939-958.
- Kamagaté El Adj I. (2021). Diversité et dynamique des macroinvertébrés benthiques : outil d'évaluation de la qualité des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally sous influence d'activités minières (Ouest, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en hydrobiologie, Université Jean Lorougnon Guédé, 240 p.
- Karr J.R. & Chu E.W. (1999). Restoring life in running waters : better biological monitoring. *Island Press*, Washington, 286 p.
- Karr J.R. (1987). Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*, 112 : 249-256.
- Klaus A. (2001). The biology of Decapod crustacean larvae. *Balkema publishers*, 14 : 14-20.
- Koli B.Z. & Brou Y.T (1996). Le climat. Atlas de l'ouest de la Côte d'Ivoire. Institut de Géographie tropicale, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 16 - 17.
- Konan K.S., Kouakou 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 - 12052.

- Konaté D., Camara A.I., Edia O.E. & Ouattara A. (2020). Macroinvertebrate community structure and spatial distribution in the lower section of Kossou Lake (Côte d'Ivoire). *International Journal of Tropical Insect Science*, 41(7) : 1 - 14.
- Korfali I.S. & Davies E.B. (2003). A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 - 1999. *Environmental Geochemistry and health*, 25(1): 41 - 50.
- Kornijów R., Gulati R.D. & Ozimek T. (1995). Food preference of freshwater invertebrates : comparing fresh and decomposed angiosperm and filamentous alga. *Freshwater Biology*, 33 : 205-212.
- Kouamé K.B., Konan K.S., Attoungbre K.S., Konan K.F., Boussou K.C. & 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.
- Kouamé K.M. (2014). Diversité, structure et réponse fonctionnelle des macroinvertébrés à l'invasion du lac de Taabo par la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883. Thèse de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire), 143 p.
- Kouamé K.M., Ouattara A., Dietoa Y.M. & Gourène G. (2006). Aliment du Clupeidae *Pellonula leonensis* dans le lac de barrage Buyo (Côte d'Ivoire). *International Journal of ichthyology*, 30(2) : 145 - 150.
- Kouassi C.N. & Konan A. (2003) : Les pêches amplifiées : Contribution de la Côte-d'Ivoire. Rapport général de l'atelier international sur l'amplification des ressources halieutiques à travers la gestion participative : leçons et perspectives. Bobo-Dioulasso Janvier 2003 : 112-117.
- Kouassi M.A., Ahoussi E.K., Koffi B.Y., Ake Y.A. & Biemi J. (2012). Caractérisation hydrogéochimique des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duékoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(1) : 504 - 518.

- Kra K.S. (2016). Le 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*, 1 : 37-45.
- Kressou A. (2020). Diversité, structure des communautés de macroinvertébrés aquatiques et état d'intégrité écologique des milieux aquatiques de la Réserve de Faune et de Flore du Haut-Bandama (Centre-nord, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en hydrobiologie, Université Jean Lorougnon Guédé, 208 p.
- Lachaise D. & Lindner E. (1973). Les Diptères des savanes tropicales préforestières de Lamto. I. Notes écologiques sur les Stratiomyiidae de Lamto et description d'une espèce nouvelle, *Odontomyia magnifica*. *Annales de la Société Entomologique de France*, 9 : 593-608.
- Ladle M. & Ladle R.J. (1992). Life history patterns of river invertebrates. *Hydrobiologia*, 248 : 31-37.
- Laine A.O. (2003). Distribution of soft-bottom macrofauna in the deep open Baltic Sea in relation to environmental variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57 : 87-97.
- Lakew A. & Moog O. (2015). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for assessing the ecological status of streams and rivers in central and southeast high lands of Ethiopia. *Hydrobiologia*, 751 : 229-242.
- Lamouroux N., Dole'dec S. & Gayraud S. (2004). Caractéristiques biologiques des communautés de macroinvertébrés des cours d'eau : effets des microhabitats, de la portée et des filtres des bassins. *Journal of the North American Benthological Society* 23 : 449-466.
- Lasm T., Yao K.T., Oga M.S., Kouame K.F., Jourda P., Kouadio K.E. & Baka D. (2008). Analysis of the physico-chemical characteristics of groundwater in proterozoic land region of the Tiassale area (Southern Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 20(3): 526-543.
- Leclercq L. & Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. *Cahier de Biologie Marine*, 28: 303-310.

- Lee S.J., Park J.H. & Ro T.H. (2006). Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho River. *Entomological Research*, 36 : 98-106.
- Leigh C. & Sheldon F. (2009). Hydrological connectivity drives patterns of macroinvertebrate biodiversity in flood plain rivers of the Australian wet/dry tropics. *Freshwater Biology*, 54(3) : 549-571.
- Lemoalle J. (1999). La diversité des milieux aquatiques. In : Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme. Lévêque C., Paugy D. (Eds.). Editions de l'IRD, Paris : 11-30.
- Lévêque C. (1980). Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahelosoudanienne, In Aquatic animals, Edition IRD, Paris : 18-73.
- Lodh R., Paul R., Karmakar B. & Das M.K. (2014). Physico-chemical studies of water quality with special reference to the ancient lakes of the city of Udaipur, India Tripura State Pollution Control Board, Parivesh Bhawan, Gurkha Basti, Agartala, Tripura (West), Inde 799006 *International Journal of Scientific and Research Publications*, 4(6) : 2250-3153.
- Marcon E. (2017). Mesures de la Biodiversité. Latex, Paris, 276 p.
- Martin J.W. & Davis G.E. (2001). An updated classification of the recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County, Sciences serie, 39, 132 p.
- Mary N. (2017). Les macro-invertébrés benthiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Guide d'identification. Version révisée 2017. DAVAR Nouvelle-Calédonie, OEIL, CNRT. 182 p.
- Mason N.W.H., Mouillot D., Lee W.G. & Wilson J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity, *Oikos* 111: 112-118.
- Matomela N.H., Chakona A. & Kadye W.T. (2021). Comparative assessment of macroinvertebrate communities within three Afromontane headwater streams influenced by different land use patterns. *Ecological Indicators*, 129 : 107-972.

-
- Matthews R.A., Buikema Jr.A.L., Cairns Jr.J. & Rodgers Jr.J.H. (1982). Biological monitoring. Part IIA. Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research*, 16 : 129-139.
- Mcgill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4) : 178-185.
- MDDEFP. (2011). Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, cours d'eau peu profonds à substrat meuble, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p.
- Meire P.M., Seys J., Buijss J. & Coosen J. (1994). Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier. *Hydrobiologia*, 282(283) : 157-182.
- Menezes S., Baird D.J. & Soares A.M.V.M. (2010). Beyond taxonomy: A review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47(4) : 711-719.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, IA, USA, 862 p.
- Metcalf J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60 : 101-139.
- Metcalf J.L. (1996). Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: The Rivers Handbook. *Hydrological and ecological principles*, 1 : 144-170.
- Moisan J. & Pelletier L. (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 86 p.
- Motchié F.E. (2021). Structure et peuplement des macroinvertébrés benthiques de trois hydrosystèmes d'intérêt communautaire dans un contexte d'aménagement du territoire : évaluation de la qualité des eaux des lacs Sokotè, Kaby et Ehuikro dans le

- département de Bongouanou (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 140p.
- Mouthon J. & Kuiper J.G.J. (1987). Inventaire des Sphaeriidae de France. SFF, Paris. 60 p.
- Mouthon J. (1995). Les Mollusques dulcicoles du Bassin de la Loire ; premier inventaire et caractéristiques des peuplements du fleuve. *Vertigo* n°5, Bulletin de l'association Française pour l'étude des Mollusques continentaux : 3–12.
- MRC. (2010). Biomonitoring Methods for the Lower Mekong Basin. Vientiane, 65 p.
- Naselli-Flores L. (2000). Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424 : 1 - 11.
- Nelson G., Vanschoenwinkel B., Dube T. & Nicholas K. (2020). Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. *Limnologica*, 82 : 125-780.
- Noisette F. (2013). Impacts de l'acidification des océans sur les organismes benthiques calcifiants des milieux côtiers tempérés. Thèse de doctorat, Université Pierre-et-Marie Curie, Paris, France, 301 p.
- Obolewski K., Glińska-Lewczuk K. & Kobus S. (2009). Effect of hydrological connectivity on the molluscan community structure in oxbow lakes of the Ayna River. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(4) : 75-88.
- Odume O.N. (2020). Searching for urban pollution signature and sensitive macroinvertebrate traits and ecological preferences in a river in the Eastern Cape of South Africa. *Ecological Indicators*, 108 :105-759.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B. & Wagner H. (2013). *Vegan : Community Ecology Package*. Paquet R version 2.0.
- Ossey B.Y., Mambo V., Abiba S.T. & Houenou P.V. (2008). Etude analytique des caractéristiques chimiques d'un lac Eutrophe en milieu tropical : la conductivité comme indicateur de trophie du lac Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 25 : 87 - 108.

- Pearson T.H. & Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 16 : 230-306.
- Petchey, O.L. (2003) Integrating Methods That Investigate How Complementarily Influences Ecosystem Functioning. *Oikos*, 101 : 323-330.
- Peyrusse V. & Bertrand M. (2001). Les Acariens aquatiques de France. *Insectes*, 123, 4 :3-6
- Pielou E.C. (1969). An introduction to mathematical ecology. Wiley Intersciences, New York, 285 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
- Pilière A.F.H., Verberk W.C.E., Grawe M., Breure A.M., Dyer S.D., Posthuma L., De zwart D., Huijbregts M.A.J. & Schipper A.M. (2016). On the importance of trait interrelationships for understanding environmental responses of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 61 : 181–194.
- Piscart C., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.C. & Beisel J.N. (2006). The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 166 : 185-198.
- Poff L.N., Olden J.D., Vieira N.K. M., Finn D.S., Simmons M.P. & Kondratieff B.C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 : 730-755.
- Pointier J.P. & Jourdane J. (2000). Biological control of the snail hosts of schistosomiasis in areas of low transmission: the example of the Caribbeanarea. *Acta Tropica*, 77 : 53-60.
- Pointier J.P. (2001). Invading freshwater snails and biological control in Martinique Island, French West Indies. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, 96 : 67-74.

- Pointier J.P., Facon B., Jarne P. & David P. (2004). Les thiaridés, des Gastéropodes envahisseurs des eaux douces tropicales. *Xenophora*, 104 : 14-20.
- Pöllabauer C. & Bargier N. (2004). Rapport d'Etude de suivi de l'impact d'un site pilote d'extraction minière sur la faune aquatique de la doline de l'usine pilote, du Creek de la Baie Nord et du Déversoir. Bureau d'étude Erbio, 66 p.
- Pollard A.I. & Yuan L.L. (2010). Assessing the consistency of response metrics of the invertebrate benthos : a comparison of trait- and identity-based measures. *Freshwater Biology*, 55 : 120-142.
- Rabeni C. F. (2000). "Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological of stream". *Hydrobiologia*, 423 : 245 - 256.
- Ramade F. (2003). Elément d'écologie In : Ecologie fondamentale. Edition Dunos, Paris : 21-90.
- Rejsek F. (2002). Analyse des eaux, Aspects réglementaire et techniques. Série : Sciences et techniques de l'environnement. Paris, 360 p.
- Reynolds C.S. (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, 11(26) : 369 - 370.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.B. & Host G.E. (1997). Catchment and reachscale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, 37 : 219-230.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, 488 p.
- Ruaro R., Gubiani E.A., Hughes R.M. & Mormul R.P. (2020). Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators*, 110 : 105 – 862.
- Sadat A.W., Essan B.Z.N., Sorho S., Bernard P. (2011). Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un système lacustre tropical : cas des lacs de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 38 : 2573 – 2585.
- Salencon M.J. & Calmels P. (1995). Etude de la dynamique des masses d'eau du Lac de Pareloup par traçages. *Hydroécologie appliquée*, 6(1-2) : 19-58.

- Sanogo S., Kabré A. & Cecci P. (2014). Inventaire et distribution spatio-temporelle des macroinvertébrés bioindicateurs de trois plans d'eau du bassin de la Volta au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences.*, 8(3) : 1005-1029.
- Sanogo S.T.J. & Kabre A. (2014). Dynamique de structuration spatio-temporelle des populations de familles de macroinvertébrés dans un continuum lac de barrage–effluent-fleuve, Volta Burkina Faso, *Journal of Applied Biosciences*, 78 : 6630 – 6645.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1963). The mathematical theory of communication. Urbana University Press, Illinois, 127 p.
- Sidibe F. (2012). Gestion durable des systemes d'assainissement des dechets solides et liquides du quartier Nazareth pour la protection du bas fond de N'zo à Guiglo dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Mémoire de Master en Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, (Ouagadougou, Burkina Faso), 33 p.
- Simmou Y.J. (2017). Biodiversité des macroinvertébrés benthiques et évaluation de la qualité des eaux de quatre rivières côtières et d'un complexe lagunaire au Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 182 p.
- Snook D.L. & Milner A.M. (2002). Biological traits of macroinvertebrates and hydraulic conditions in a glacier-bed catchment (French Pyrénées). *Archives d'Hydrobiologie*, 153 : 245-271.
- Soro M., Iridjé B.M, Mamadou B., Konan N.G. & Koné T. (2022). Benthic macroinvertebrates in fish spawning grounds, diversity and spatial distribution, buyo lake dam (côte d'ivoire). *International Journal of Zoology and Applied Biosciences*, 7(5) : 12-19.
- Statzner B. & Bêche L.A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1): 80-119.
- Statzner B. (1982). Population dynamics of Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera) in the N'zi River (Ivory Coast) a temporary stream party treated with insecticide Chlorophoxim. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 15 : 157-176.
- Statzner B. (1984). Keys to adult and immature Hydropsychidae in Ivory Coast (West Africa) with notes on their taxonomy and distribution (Insects : Trichoptera). *Spixiana*, 7 : 23-50.

- Szöcs E., Keford B.J. & Schäfer R.B. (2012). Is there an interaction of the effects of salinity and pesticides on the community structure of macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 437 : 121-126.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P. (2006). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. Cnrs (Eds), Paris, 587 p.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2010). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie, nouvelle édition revue et augmentée. Paris, CNRS Éditions, 607 p.
- Tachet H., Richoux P., Bourneaux M. & Usseglio-Polatera P. (2003). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. Cnrs (Eds), 587 p.
- Tapé L.D. (2020). Réponses des macroinvertébrés aquatiques à la dégradation de la qualité écologique des lacs artificiels urbains (Yamoussoukro, Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Nangui Abrogoua, 186 p.
- Taybi A.F., Mabrouki Y., Berrahou A. & Chaabane K. (2016). Évolution spatiotemporelle des paramètres physico-chimiques de la Moulouya. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(1) : 272-284.
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002). CANOCO Reference manuel and canoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, 351 p.
- Ter Braak C.J.F. (1986). The analysis of vegetation environment relationship by canonical correspondance analysis. *Vegetation*, 69 : 69-77.
- Tessier C., Cattaneo A., PinelAlloul B., Hudon C., & Borcard D. (2008). Invertebrate communities and epiphytic biomass associated with metaphyton and emergent and submerged macrophytes in a large berger. *Aquatic Sciences*, 70(1) : 10-20.
- Thomas S., Cecchi P., Corbin D. & Lemoalle J. (2000). The different primary producers in a small African tropical reservoir during a drought: temporal changes and interactions. *Freshwater Biology*, 45 : 43-56.

- Tim T. (1982). Potential age of the aquatic Oligochaeta. In: Processing 2nd International Symposium Aquatic Oligochaeta Biology, 21–24 September 1982, Pallanza, Italy, 21–24.
- Toft J.D., Simenstad C.A., Cordell J.R. & Grimaldo L.F. (2003). The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrate assemblages, and fish diets. *Estuaries*, 26 : 746-758.
- Tohé B., Kouamé N.G., Assemian N.E, Gourène G. & Rödel M.O. (2014). Dietary strategies of the giant swamp frog *Hoplobatrachus occipitalis* in degraded areas of Banco National Park (Ivory Coast). *International Journal of Research and Review*, 3 (2): 34-46.
- Tomanova S. & Usseglio-Polatera P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams : Relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology*, 170 : 243-255.
- Tomanova S., Tedesco P., Campero M., Van Damme P., Moya N. & Oberdorff T. (2007). Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams : A test of the River Continuum Concept. *Archiv für Hydrobiologie*, 170 : 233-241.
- Touron-Poncet H. (2014). Biodiversité des communautés d’invertébrés benthiques des rivières de la Guadeloupe et réponses aux perturbations anthropiques. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse III, (France) 243 p.
- Touzin D. (2008). Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l’eau des rivières au Québec. Mémoire de fin d’étude, faculté des sciences de l’agriculture et de l’alimentation, Université Laval, 41 p.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. (1994). Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31 : 265-275.
- Traoré K. (1989). Caractéristique bio-écologique du peuplement ichthyologique du lac de Buyo. Rapport de Recherche, Institut d’Écologie Tropicale (IET), Côte d’Ivoire, 182 p.

- Trichet-Arce.E. (2013). Intérêt des traits fonctionnels des communautés macrobenthiques dans le diagnostic dynamique de récupération biotique d'un cours d'eau suite à des actions de restauration. Thèse de doctorat, Université de Lorraine (France) ; 322 p.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. & Tachet H. (2000a). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43 : 175 -205.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. & Tachet H. (2000b). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species trait databases ? *Hydrobiologia*, 423 : 153-162.
- Vander Zanden M.J., Wilson K.A., Casselman J.M. & Yan N.D. (2004). Species introductions and their impacts in North American Shield lakes. In : Boreal Shield watersheds : lake trout ecosystems in a changing environment. CRC Press Company, BR : London : 239-264.
- Verneaux J. & Tuffery G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biologiques. Annuaire des Sciences de l'Université de Besançon. (Zoologie), 3 : 79-90 p.
- Vieira N.K.M., Poff N.L., Carlisle D.M., Moulton II S.R., Koski M.L. & Kondratieff B.C. (2006). A database of Lotic Invertebrate Traits of the North America : U.S. Geological Survey Data Series 187p.
- Villéger S., Mason N.W. & Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89 (8) : 2290-2301.
- Violle C., Navas M., Vile D., Kazakou E. & Fortunel C. (2007). Que le concept de trait soit fonctionnel. *Oikos*, 116 : 882-892.
- Vital S.N.C., Robert N. & Benoît N.M. (2018). Pollution De L'eau De Consommation Humaine Et Risques Sanitaires A Court Terme : Cas Du Bassin Versant De La Menoua (Ouest-Cameroun). *European Scientific Journal*, 14(3) : 96-117.

- Walker P.D., Wijnhovenb S. & Van-der Velde G. (2012). Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botanic*, 12 : 1345-1351.
- Wang L., Gao Y., Ha B.P., Fan H. & Yang H. (2019). The impacts of agriculture on macroinvertebrate communities: From structural changes to functional changes in Asia's cold region streams. *Science of the Total Environment*, 676, 155–164.
- Ward J.H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, 58 : 236 p.
- Washington H.G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18 : 653-694.
- Wasson J.B., Chandesris A., Pella H., Blanc L., Villeneuve B. & Mengin N. (2002). Déterminations des valeurs de référence de l'I.B.G.N. et propositions des valeurs limites du « Bon Etat ». Document de travail. CEMAGREF Groupement de Lyon, 82 p.
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press. San Diego, California, USA, 1006 p.
- Wilkes M.A., Mckenzie M., Murphy J.F. & Chadd R.P. (2017). Assessing the Mechanistic Basis for Fine Sediment biomonitoring: Inconsistencies among the literature, traits and indices. *River Research and Applications*, 33(10) : 1618-1629.
- Williams W.T., Lance G.N., Dale M.B. & Clifford H.T. (1971). Controversy concerning the criteria for taxonomic strategies. *Computer Journal*, 14(2) : 157-162.
- WWF. (2007). Macroinvertébrés les habitants du fond de la rivière : importance des macroinvertébrés dans les cours d'eau. Factsheet Macroinvertébrés, Riverwatch WWF for a living planet, Suisse, 4 p.
- Yao S.S. (2006). Etude de la diversité biologique et de l'écologie alimentaire de l'ichtyofaune d'un hydrosystème ouest africain : cas du bassin de la Comoé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université de Cocody-Abidjan (Abidjan, Côte d'Ivoire), 280 p.

- Yapo M.L. (2013). Diversité et dynamique des populations d'insectes des étangs de fermes piscicoles de la Côte d'Ivoire : Cas des Insectes des étangs de Layo, Banco, Azaguié, Anyama I et Anyama II. Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 162 p.
- Yapo M.L., Boua D.P. Koné, K.N. & Diomandé D. (2020a). Assessment of aquatic insect species composition, abundance and diversity within two dam lake in Korhogo: Koko and Natiokobadara (Northern Côte d'Ivoire). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 8(5): 282-288.
- Yapo M.L., Boua D.P. Koné, K.N. & Diomandé D. (2020b). Diversity and distribution of aquatic Insects in Koko and Natiokobadara dam lakes in Korhogo (North Côte d'Ivoire). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 8(6): 15-22.
- Yapo O.B. (2002). Contribution à l'évaluation de l'état de trophie du lac de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire): Etude analytique et statistique des paramètres physico-chimiques et biologiques, Thèse unique de doctorat en sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 221 p.
- Yapo O.B., Mambo V., Sanogo T.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 de la Société Ouest Africaine de Chimie*, 25 : 87-108.
- Ysebaert T., Herman P.M.J., Meire P., Craeymeersch J., Verbeek H. & Heip C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 335-355.
- Zahradnik J. & Chvala M. (1991). La Grande Encyclopédie des Insectes. Collection Grund, Paris, 511 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Scores traduisant les affinités des taxons de macroinvertébrés identifiés pour les différentes modalités des cinq traits fonctionnels considérés : TM1 à LS8 = codes des modalités (cf. Tableau VII, p. 32)

Modalités	Codes	TRAITS FONCTIONNELS															LOCOMOTION & RELATION AU SUBSTRAT														
		TAILLE MAXIMALE (mm)						CYCLE VITAL (an)		MODE D'ALIMENTATION								RESPIRATION													
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7	CV1	CV2	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6	MA7	MA8	R1	R2	R3	R4	R5	LS1	LS2	LS3	LS4	LS5	LS6	LS7	LS8
<i>Abedus</i> sp.	Absp	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i> sp.	Ablsp	0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	1	0	2	5	0	0	0
<i>Aedes</i> . Sp	Aesp	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Afrogyrus</i> sp.	Afsp	0	0	3	0	0	0	0	3	1	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Agabus</i> sp.	Agsp	0	0	3	2	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0	0	0
<i>Amphiops</i> sp.	Amsp	0	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	4	0	1	2	3	0	0	0	0	0
<i>Anisops</i> sp.	Anisp	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	2	0	4	0	0	0	0	0
<i>Anopheles</i> sp.	Ansp	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	2	0	1	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	4	1	0	0	0	0	0
<i>Appas</i> sp.	Apsp	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0	0	0
<i>Bagous</i> sp.	Basp	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bezzia</i> sp.	Besp	0	0	1	3	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	1	3	1	3	0	0	0
<i>Bidessus</i> sp.	Bide	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	1	0	0
<i>Brachythemis</i> sp.	Brsp	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	2	4	1	0	0	0
<i>Bulinus</i> sp.	Busp	0	0	3	0	0	0	0	3	1	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Caenis</i> sp.	Caesp	0	2	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5	1	1	0	0
<i>Labiobaetis</i> sp.	Censp	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	2	0	3	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0
<i>Ceriagrion</i> . Sp.	Cesp	0	0	0	3	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> sp.	Chsp	0	0	1	3	2	0	0	3	0	0	3	2	1	2	0	1	1	3	1	0	0	0	0	0	1	3	2	1	2	0
<i>Cloeon</i> sp.	Cloesp	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	2	1	3	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
Conchostracés	Conc	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0
<i>Cricotopus</i> . sp.	Crisp	0	1	3	2	0	0	0	3	0	0	3	2	1	2	0	1	1	1	3	1	0	0	0	0	3	2	1	1	0	0
<i>Crocothemis</i> sp.	Crsp	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	2	4	1	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i> . sp.	Crysp	0	0	1	3	2	0	0	3	0	0	3	2	1	2	0	1	1	3	1	0	0	0	0	0	1	3	2	1	2	0
<i>Culex</i> . sp.	Cusp	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Cybister</i> sp.	Cybis	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0	0	0
<i>Cyphon</i> sp.	Cysp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Dasyhelea</i> sp.	Dasp	0	0	1	3	0	0	0	3	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0

Annexes

Modalités	Codes	TRAITS FONCTIONNELS															LOCOMOTION & RELATION AU SUBSTRAT													
		TAILLE MAXIMALE (mm)						CYCLE VITAL (an)		MODE D'ALIMENTATION								RESPIRATION												
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7	CV1	CV2	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6	MA7	MA8	R1	R2	R3	R4	R5	LS1	LS2	LS3	LS4	LS5	LS6	LS7
<i>Dineutus</i> sp.	Disp	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0	0	0
<i>Dytiscus</i> sp.	Dysp	0	0	0	0	3	1	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0	0
<i>Enithares</i> sp.	Enit	0	0	0	3	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	3	1	0	1	0	1	3	0	2	2	4	0	0	0	0
<i>Enochrus</i> sp.	Ensp	0	1	3	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	1	3	0	1	0	0	3	3	0	0
<i>Eurymetra</i> sp.	Eusp	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	4	0	0	0	0	0
<i>Gabiella</i> sp.	Gasp	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2			1	3	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0
<i>Gerisella</i> sp.	Gesp	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	4	0	0	0	0	0
<i>Hemicordulia</i> sp.	Hesp	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	2	4	1	0	0
<i>Hirudo</i> sp.	Hisp	0	0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2
<i>Hydraena</i> sp.	Hydra	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	2	0	1	0	3	3	0	0	0
<i>Hydrellia</i> sp.	Hydr	0	1	3	3	0	0	0	3	0	0	1	3	3	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	2	3	0	0	0
<i>Hydrobius</i> sp.	Hydro	0	0	3	1	0	0	1	3	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	1	3	0	1	0	3	3	0	0	0	0
<i>Hydrocanthus</i> sp.	Hydrsp	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	3	0	0	3	0	1	0	3	0	3	0	0	0
<i>Hydrochus</i> sp.	Hyosp	0	0	3	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	3	3	0	0	0	0
<i>Hydrometra</i> sp.	Hysp	0	0	1	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	1	0	4	2	0	0	0	0
<i>Hydrophilus</i> sp.	Hypi	0	0	0	0	2	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	1	0	2	3	0	1	0	3	3	0	0	0	0
<i>Hydrovatus</i> sp.	Hydsp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Hyphydrus</i> sp.	Hypsp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0	0
<i>Ilybius</i> sp.	Ilyb	0	0	2	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0	0
<i>Laccotrephes</i> sp.	Lasp	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	3	0	0	0	1	4	0	0	0
Leptophlebiidae	Lepto	0	0	3	1	0	0	0	3	0	0	3	1	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	2	4	0	1	0
<i>Libellula</i> sp.	Lisp	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	0	2	4	1	0	0
<i>Limnius</i> sp.	Liusp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	4	0	1	0	0
<i>Limnogeton</i> sp.	Lihe	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0	0
<i>Limnogonus</i> sp.	Linsp	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	4	0	0	0	0	0
<i>Limnoxenus</i> sp.	Limsp	0	0	3	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	1	0	1	0	1	3	0	1	0	3	3	0	0	0
<i>Macronychus</i> sp.	Macro	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	4	0	1	0	0
<i>Melanoides tuberculata</i>	Metu	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0
<i>Mesovelia</i> sp.	Mesp	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	1	4	0	1	0	0	0	0
<i>Micronecta scutellaris</i>	Misc	3	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	2	0	3	0	0	1	0	1	1	0	0	0	3	2	0	0	0

Annexes

Modalités	Codes	TRAITS FONCTIONNELS															LOCOMOTION & RELATION AU SUBSTRAT												
		TAILLE MAXIMALE (mm)						CYCLE VITAL (an)		MODE D'ALIMENTATION								RESPIRATION											
		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7	CV1	CV2	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6	MA7	MA8	R1	R2	R3	R4	R5	LS1	LS2	LS3	LS4	LS5	LS6
<i>Microvelia</i> sp.	Misp	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	1	4	0	0	0	0	0	0
<i>Naucoris</i> sp.	Nasp	0	0	0	3	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	1	2	0	0	0	3	0	0	0
<i>Neogerris</i> sp.	Neosp	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	4	0	0	0	0	0
<i>Nilodorum</i> sp.	Nilo	0	0	1	3	2	0	0	0	3	0	3	2	1	2	0	1	1	3	1	0	0	0	0	1	3	2	1	2
Oligochètes	Olig	0	3	3	0	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Orthoclaidiinae	Orth	0	1	3	1	0	0	0	3	0	0	1	0	3	1	0	0	0	3	1	0	0	0	0	1	3	1	2	1
<i>Plea Pulula</i>	Pipu	1	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i> sp.	Posp	0	0	1	3	2	0	0	0	3	0	3	2	1	2	0	1	1	3	1	0	0	0	0	1	3	2	1	2
<i>Potamodytes</i> sp.	Posp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	4	0	1
<i>Pseudagrion</i> sp.	Pswa	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	2	4	1	0	0
Pyralidae	Pyra	0	0	0	3	3	0	0	0	1	0	2	1	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	3	2	0	3
<i>Radix</i> sp.	Rasp	0	0	0	1	3	0	0	2	3	0	0	1	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0
<i>Ranatra</i> sp.	Ransp	0	0	0	0	3	0	0	2	2	0	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	3	0	0	1	4	0	0	0
<i>Rhagovelia</i> sp.	Rhago	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0	3	4	0	0	0	0
<i>Sepedon</i> sp.	Seps	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	2	1	3	0	0	0	0	0	1	4	0	0
<i>Simulium</i> sp.	Simu	0	2	3	0	0	0	0	3	1	0	0	0	1	3	0	0	0	3	1	0	3	0	0	2	0	0	4	0
<i>Spercheus</i> sp.	Spesp	0	0	3	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	1	3	0	1	0	3	3	0	0
<i>Tabanus</i> sp.	Tasp	0	0	2	2	1	1	0	2	1	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	3	0	0	0
<i>Tanypus</i> sp.	Tany	0	1	3	2	0	0	0	3	0	0	3	2	1	2	0	1	1	1	3	1	0	0	0	3	2	1	1	0
<i>Trithemis</i> Sp.	Trsp	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	2	4	1	0	0
<i>Zygonix</i> sp.	Zygo	0	0	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	2	4	1	0	0
Aphelocheiridae	Aphe	0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	1	1	0	0	2	3	3	0	0
<i>Aphexa Waterloti</i>	Apwa	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	1	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0
Aphelocheiridae	Apsp	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0
<i>Diplonychus</i> sp.	Disp	0	0	0.5	1.5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	1.5	0	1	4	0	2	0	0
<i>Eristalis</i> sp.	Ersp	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	3	1	0	2	0	0	0	0	1	0	3	0	0	1	0	2	3	0
<i>Gyraulus</i> sp.	Gysp	0	0	3	0	0	0	0	3	1	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0
<i>Hidaticus</i> sp.	Hidsp	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0
<i>Hygrotus</i> sp.	Hygsp	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	3	3	0	0
<i>Ictinogomphus</i> sp.	Icsp	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Mansonia</i> sp.	Masp	0	1	3	2	0	0	0	3	0	0	1	1	3	3	1	0	1	3	1	0	0	0	0	0	3	2	1	1
<i>Odontomyia</i> sp.	Odsp	0	0	0	3	0	0	0	3	1	0	2	3	1	0	0	1	0	1	0	0	3	0	0	1	0	0	1	0

Annexes

		TRAITS FONCTIONNELS																LOCOMOTION & RELATION AU SUBSTRAT														
		TAILLE MAXIMALE (mm)							CYCLE VITAL (an)		MODE D'ALIMENTATION								RESPIRATION					LS1	LS2	LS3	LS4	LS5	LS6	LS7	LS8	
Modalités		TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7	CV1	CV2	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6	MA7	MA8	R1	R2	R3	R4	R5	LS1	LS2	LS3	LS4	LS5	LS6	LS7	LS8	
Taxons	Codes																															
<i>Sepedon</i> sp.	Seps	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	2	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0
<i>Unio</i> sp.	Unsp	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	1	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	

Annexe 2 :

PUBLICATIONS

Kouamé A. H., Kouamé K. M., Djirieoulou K. C., & Boussou K. C. (2021). Organic Pollution Index in the evaluation of the quality of Lake Dohou, a source of drinking water supply in the city of Duekoue (West Côte d'Ivoire). *International Journal of Advanced Research*, 9(12): 30-37.

Kouamé A. H., Attoungbre K. S., Boussou K. C., Kouamé K. M. & Edia O. E. (2022). Structure of the macro invertebrate population of Lake Buyo (Guessabo, west Côte d'Ivoire) *World journal of Advanced Research and Reviews*, 15(02): 682-692.

PUBLICATION 1

Kouamé A. H., Kouamé K. M., Djirieoulou K. C., & Boussou K. C. (2021). Organic Pollution Index in the evaluation of the quality of Lake Dohou, a source of drinking water supply in the city of Duekoue (West Côte d'Ivoire). *International Journal of Advanced Research*, 9(12): 30-37.

 <p>ISSN NO. 2320-5407</p>	<p>Journal Homepage: -www.journalijar.com</p> <p>INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED RESEARCH (IJAR)</p> <p>Article DOI:10.21474/IJAR01/13872 DOI URL: http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/13872</p>	 <p>INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED RESEARCH (IJAR) ISSN 2320-5407 Journal Homepage: http://www.journalijar.com Journal DOI:10.21474/IJAR01</p>
---	--	---

RESEARCH ARTICLE

ORGANIC POLLUTION INDEX IN THE EVALUATION OF THE QUALITY OF LAKE DOHOU, A SOURCE OF DRINKING WATER SUPPLY IN THE CITY OF DUEKOUE (WEST CÔTE D'IVOIRE)

Kouame Affoué Hortense, Kouame Kouamé Martin, Djiricoulou Kémomadjèhi Claver and Boussou Koffi Charles

Laboratory of Biodiversity and Tropical Ecology, UFR Environnement, Jean LorougnonGuédé University, Côte d'Ivoire.

Manuscript Info

Manuscript History

Received: 05 October 2021

Final Accepted: 10 November 2021

Published: December 2021

Key words:-

Organic Pollution, Lake Dohou, Côte d'Ivoire

Abstract

The abiotic typology of the different sampling stations based on physico-chemical parameters and the assessment of the nutrient load and the relative contributions of the different nutrient sources to this surface water were analysed. Five physical and chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, transparency, pH and conductivity) were measured in situ at each sampling campaign in Lake Dohou over a period of one year, once a month at seven (7) selected stations. Water samples were taken for subsequent determination of dissolved solids, biological oxygen demand for 5 days and nutrient salts (nitrite, nitrate, phosphate, ammonium). The physico-chemical characterisation revealed weakly mineralised water with average conductivities varying from $12.38 \pm 16.33 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ to $39.63 \pm 45.28 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ with high temperatures in the dry season. A hierarchical ascending classification (HAC) was used to group the stations into 3 groups. Group I (stations 6), due to its exposure to domestic discharges and leaching from agricultural land, is heavily loaded with organic matter and nutrients. The values of the pollution index express a high organic pollution at all the sampling stations. The water of Lake Dohou is highly loaded with organic matter and receives a very high amount of pollutant from the environment.

Copy Right, IJAR, 2021,. All rights reserved.

Introduction:-

Continental aquatic ecosystems include different types of water bodies existing in their natural state (rivers, lakes, swamps, etc.) but also those created by man (reservoirs, rice fields, irrigation channels, etc.). These ecosystems are home to a large number of aquatic species, or species dependent on these environments, both animal and plant, which play an essential role in their functioning (Edia, 2008). Unfortunately, these ecosystems are exposed to many threats due mainly to anthropic pressure (Lévêque and paugy, 1999 ; Adjagodo et al., 2016) and climate change.

Indeed, many African countries have experienced tremendous population growth in recent years, accompanied by a sudden acceleration in urbanization and land use for industrial and agricultural purposes. All this has led to a huge increase in the discharge of a wide range of pollutants into receiving water bodies and has had undesirable effects on the various components of the aquatic environment and on fisheries (Saad et al., 1990). Organic residues mineralize in receiving water bodies and the resulting nutrients stimulate plant production, resulting in eutrophication according

to Dejoux et al., 1981. Excessive production of organic matter leads to an accumulation of "sludge", and the mineralization process consumes all the dissolved oxygen present in the water column, which causes fish kills. This is why it is said that organic pollutants are oxygen demanding wastes (Saad et al., 1990).

Lake Dohou, used in Duékoué by the Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) as the main source of drinking water for the urban population and surrounding villages, is not immune to the problems listed. Formerly remote from the city, it is currently generating multiple and complex disturbances that have a direct or indirect, long or short term influence on the quality of the environment and public health (Ahoussiet al., 2008). To better apprehend the current quality of this lake and to minimize the risks of pollution and human exposure of this one, the evaluation of the quality of this water body thus proves necessary and imperative.

This study therefore proposes to evaluate the nutrient load and the relative contributions of the various sources of nutrients to this surface water for the implementation of pollution control measures aimed at preventing or slowing down its eutrophication. The main objective is to make a typology of the different sampling stations and to calculate the organic pollution index (IPO).

Materials And Methods:-

Study area

Located in the west of Côte d'Ivoire, 470 km from Abidjan, between latitudes $6^{\circ}45'0773$ and $6^{\circ}45'3591$ N and longitudes $7^{\circ}21'06.25$ and $7^{\circ}21'4931$ W, the town of Duekoué is the capital of the Guémon region. It is bordered to the north by the departments of Kouibly and Bangolo, to the south by the sub-prefecture of Buyo, to the east by the town of Guéssabo and to the west by the department of Guiglo. With an area of about 1 km², Lake Dohou is an artificial water reservoir created to supply the population of the town of Duekoué with drinking water. The banks of the lake are occupied by several anthropogenic activities which are among others agriculture, chicken farms, artisanal gravel quarries, auto mechanical garages and receives waste drained by runoff as well as wastewater from these anthropogenic activities in the vicinity of the city (Kouamé et al., 2019). Lake Dohou belongs to the Sassandra River basin. The climatic regime prevailing in our study area is a sub-equatorial mountainous type climate characterized by annual rainfall that varies between 100 mm and 400 mm. This climate is marked by a rainy season, which extends from April to October and a dry season, which covers the period from November to March (Koli&Brou, 1996). The average annual temperature oscillates around 25° C (Brou, 2005).

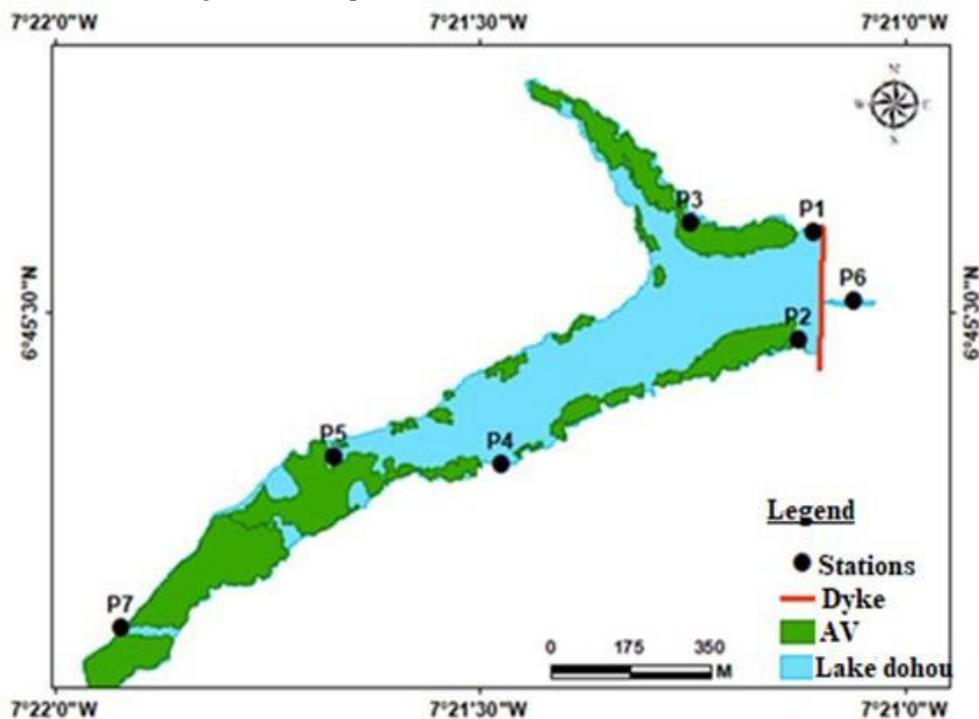


Figure 1:- Map of the study area showing the sampling stations (P1 to P7) selected on Lake Dohou in Duekoué (Côte d'Ivoire).

Sampling technique

The sampling stations were selected considering accessibility, permanence in water at any time of the year and anthropogenic activities. The frequency of sampling was monthly for one year from November 2017 to October 2018. For this purpose, seven stations were selected (Figure 1). The physico-chemical parameters of the water (temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, TDS and transparency) were measured in situ between 6 a.m. and 7 a.m. at each site using the HANNA-HI9820 multi-parameter. For water temperature, pH, conductivity and dissolved oxygen, the previously calibrated measuring device was first switched on, the probes were then immersed in the water and the selection of the desired parameter function gave the value on the display. The Secchi disk was immersed in water until it disappeared completely. It is then slowly raised and the depth at which it reappears corresponds to the transparency. For the determination of nutrient salts, water samples were taken using a VAN DORN type hydrological bottle and kept in amber bottles and glasses to avoid photo degradation of the BOD5 parameter sensitive to solar radiation. These samples were kept cool in a cooler at a temperature of $\pm 4^\circ\text{C}$ and then transported to the laboratory. In the laboratory, the determination of nutrients (nitrates, nitrites, ammonium and orthophosphates) was estimated according to standard norms (respectively AFNOR ISO 7890-3, ISO 6777.T 90015, T900-23) after filtration of the samples on Whatman filter paper with a porosity of 0.45 μm . The spectrophotometer (SHMADZU UV / visible 1700 pharma) was used for these analyses. The BOD5 measurement was carried out according to the WARBURG respirometer principle, in which the biomass respiration is directly measured by Oxytop.

Data analysis

An ascending hierarchical clustering (ACH) was performed to group the sampling stations according to their environmental similarity. Variations in physical and chemical parameters between groups were evaluated using the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests. The normality of the data was checked by the Shapiro test ($P < 0.05$ at each group) before performing the comparison test. Analyses were performed using the open source software R 4.0 and PAST 3.4.

The organic pollution index (IPO) was calculated from ammonium, nitrite, phosphate and biological oxygen demand (BOD5) data according to Leclercq and Maquet (1987). The principle is to divide the values of the polluting elements into 05 classes, to determine from its own measurements the number of the class corresponding to each parameter, then to calculate the value of the indicator for each parameter and to calculate the average of the classes. This average makes it possible to determine the level of organic pollution (Table 1).

Table I:- Grid of organic pollution index classes (Leclercq, 2001).

Classes	BOD5 (mg/l)	NH4+ (mg/l)	NO2-($\mu\text{g/l}$)	PO43- ($\mu\text{g/l}$)	Class average	Organic pollution
5	< 2	< 0,1	≤ 5	≤ 15	4,6 - 5,0	None
4	2,1 - 5	0,1 - 0,9	6 - 10	16 - 75	4,0 - 4,5	Low
3	5,1 - 10	1 - 2,4	11 - 50	76 - 250	3,0 - 3,9	Moderate
2	10,1 - 15	2,5 - 6	51 - 150	251 - 900	2,0 - 2,9	Strong
1	> 15	> 6	> 150	> 900	1,0 - 1,9	Very strong

Results:-

Abiotic typology of the stations

The ascending hierarchical classification (ACH) allowed to group the stations into three groups according to their abiotic similarity. The physico-chemical parameters do not show significant variation (Kruskal-Wallis test ; $p > 0.05$) between the different groups except for conductivity, transparency and BOD5 (Kruskal-Wallis test ; $p < 0.05$). Group I consists of the samples from station P6, which are characterized by water with relatively higher BOD5 (76-921 mg/l), Ammonium (0.042-0.849 mg/l) and Nitrate (0.8-16.4 mg/l) contents and lower transparency (0.17- 0,57 m) than those observed in group II and group III. Concerning group II, it consists of the samples of stations P4, P5 and P7. This group differs from the others by a higher conductivity water (11,73 - 330 $\mu\text{S/cm}$). Group III is made up of samples from stations P1, P2 and P3. These stations are characterized by a well oxygenated water with a relatively high pH and a clearer transparency.

Organic pollution from Lake Dohou stations

After the calculation of the organic pollution index IPO using the annual average values of the pollution indicator parameters (NO₂⁻, BOD₅, NH₄⁺ and PO₄³⁻), the water quality class is determined for the 84 samples related to the seven sampling stations over the period from November 2017 to October 2018. Thus, the values of OPI varied from 2.25 to 2.5 expressing a strong organic pollution index at all the surveyed stations (Table II).

Table II:- Result of the calculation of the organic pollution index of Lake Dohou waters studied from November 2017 to October 2018.

	NO ₂ ⁻ (µg/l)	Class	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Class	PO ₄ ³⁻ (µg/l)	Class	BOD ₅ (mg/L)	Class	Class average	Organic pollution level
P1	22 ± 14,68	3	0,20±0,2	4	438,33±686,72	2	124,58±89,6	1	2,5	strong
P2	19 ± 11,54	3	0,2± 0,10	4	419,17±456,82	2	135,33±86,6	1	2,5	strong
P3	21,25±15,56	3	0,18±0,1	4	260± 158,52	2	130 ± 87,74	1	2,5	strong
P4	22,66±17,56	3	0,23±0,3	4	248,33±253,80	2	177,25 ± 94,46	1	2,5	strong
P5	28,41±34,84	3	0,16±0,8	4	268,33±232,80	2	206,58 ± 104,77	1	2,5	strong
P6	34,25±44,33	3	0,35±0,4	4	208,83±603,32	1	464,58 ± 336,92	1	2,25	strong
P7	96,41±213	2	0,41±0,44	4	440± 326,27	2	178,5 ± 137,08	1	2,25	strong

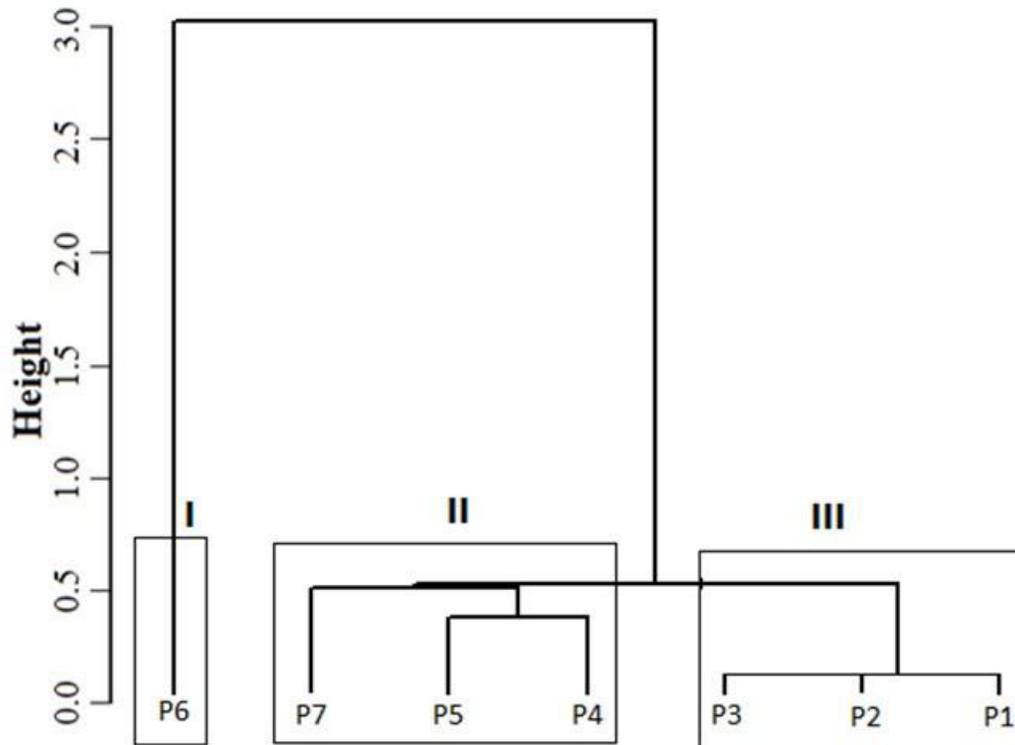
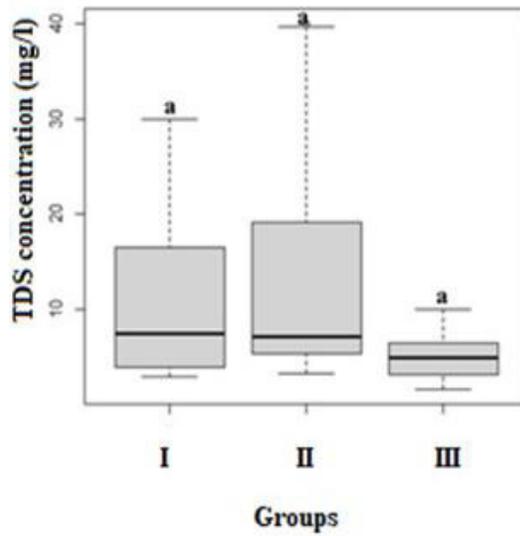
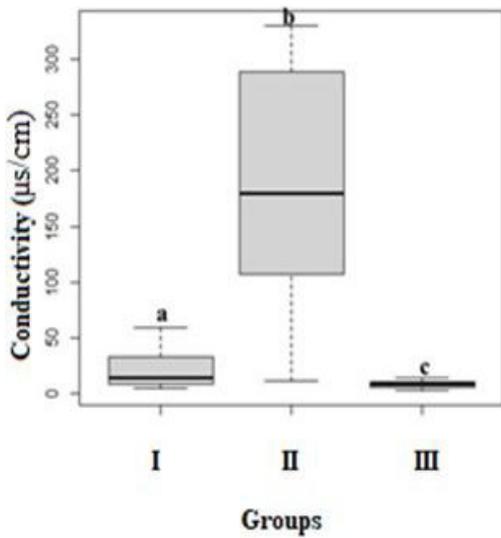
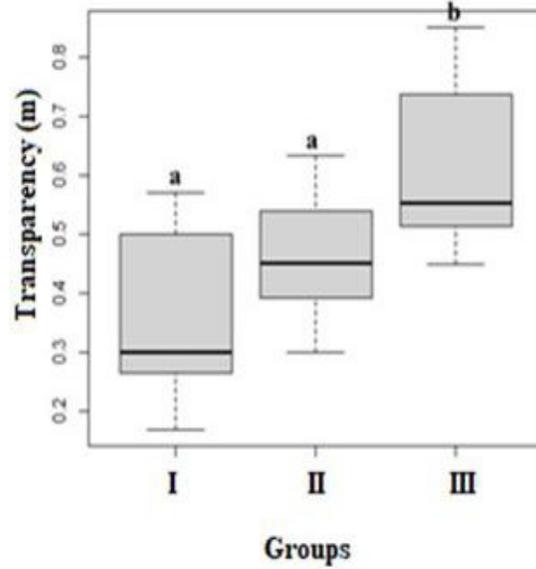
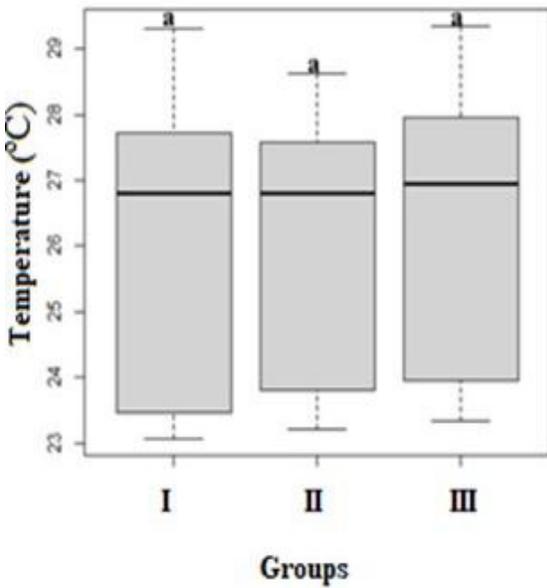
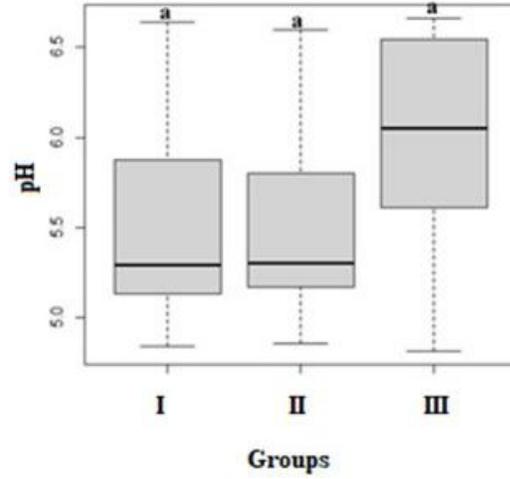
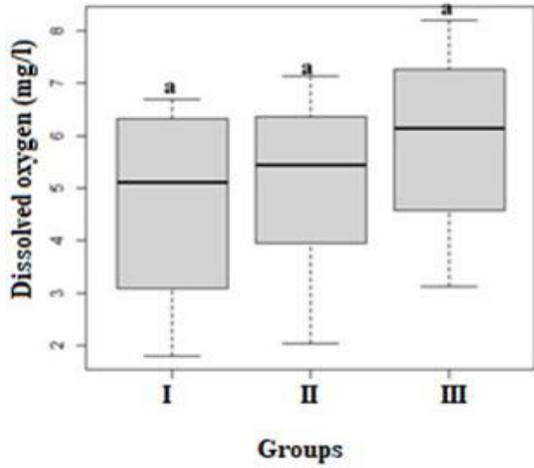


Figure 2:- Hierarchical classification of sampling stations defined on the Lake Dohou from the values of the physical and chemical parameters: I, II and III = group.



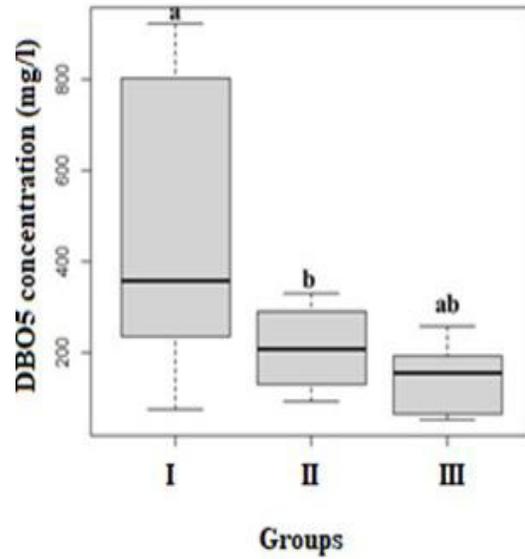


Figure 3:- Box-plots showing the differences in physico-chemical parameters between groups (I-III). Different letters on the box plots indicate significant differences between them (Mann-Withney test, P < 0.05).

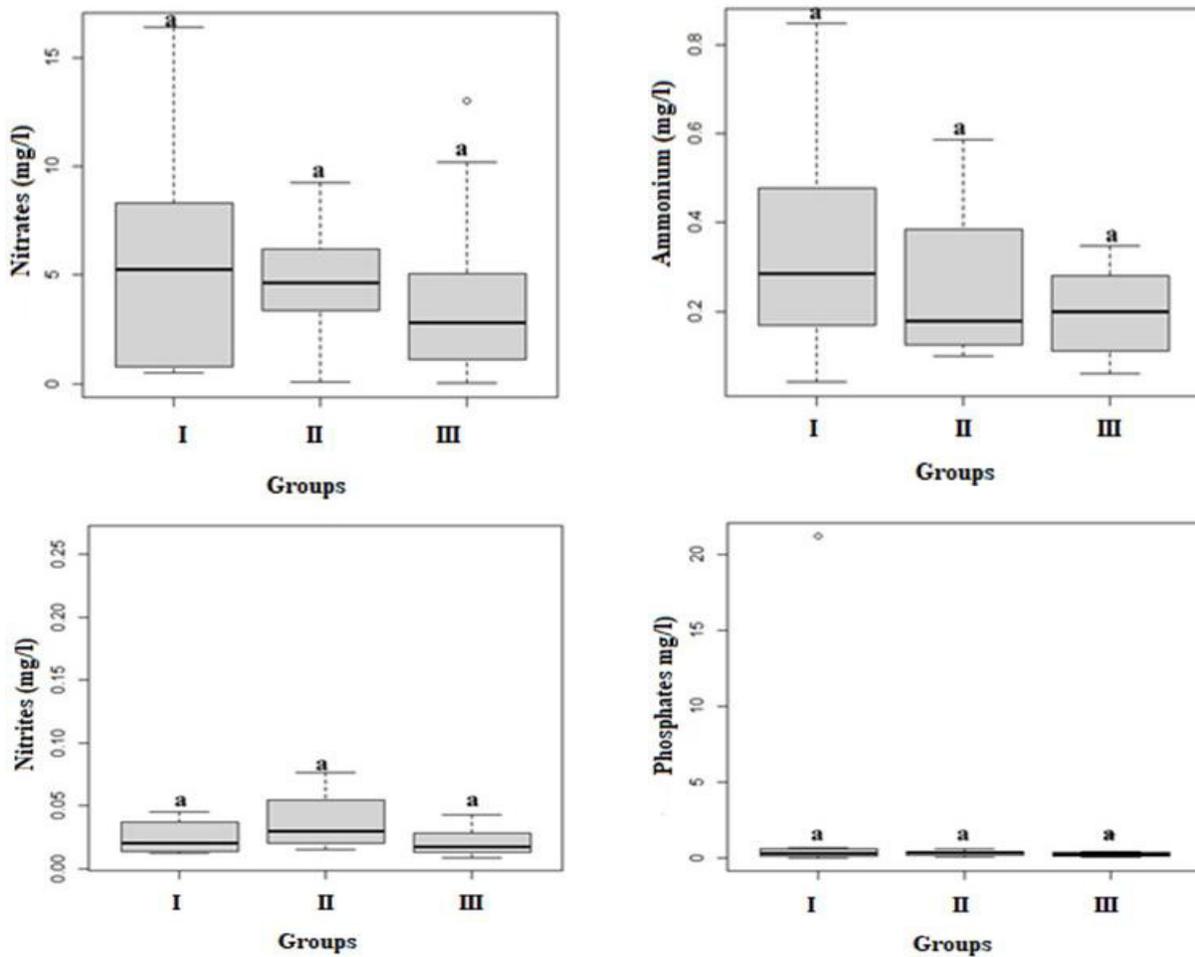


Figure 4:- Box-plots showing differences in nutrient concentrations between groups (I-III). Different letters on the boxes indicate significant differences between them (Mann-Withney test, P < 0.05).

Discussion:-

The abiotic differentiation from the hierarchical classification allowed to group the stations into three (03) groups. Group I was characterized by a water loaded in organic matter and nutrients with low values of transparency, conductivity and TDS. Indeed, this station is the outlet of the wastewater treatment plant and is under the influence of several anthropic activities (market gardening, rice cultivation, rubber field...). Land leaching after fertilizer application and domestic sewage would increase nutrients such as nitrate and phosphate in the water, which promotes the growth of aquatic plants and ultimately leads to increased plant decomposition and greater back and forth movement in the diurnal dissolved oxygen level (Lodh, 2014, Jen, 2002). Moreover, parameters like conductivity and TDS are closely related to the nature and concentration of dissolved substances in the medium. Thus, a low conductivity for a stream is also synonymous with low mineralization of salts present in the medium. (Ben Moussa et al., 2012). Group II is therefore found with more mineralized waters with significantly higher conductivity values than those obtained in the other two groups. The state of pollution of the waters of Lake Dohou, calculated from the organic pollution index IPO, shows that the seven (07) stations present a strong organic pollution (IPO between 2.25 and 2.5) during our study campaigns from November 2017 to October 2018). The degradation of the quality of the waters of this lake is due to human actions (agricultural activities, domestic waste and wastewater discharges) combined with climatic factors. Adamou et al, 2015 indicates that climate change and anthropogenic activities remain the fundamental causes of all the transformations that have affected the state of the resources. During the leaching of agricultural lands highly loaded with fertilizers, and discharges of domestic effluents, there is transfer of important mineral and organic load into the lake (Taybiet al., 2016; Vital et al., 2018).

Conclusion:-

The monitoring of the organic pollution index (OPI) during this study shows that the water of Lake Dohou in Duekoué town is highly loaded with organic matter and receives a very high amount of pollutants from the environment. It is therefore necessary to take monitoring measures to reduce and control nutrient inputs to avoid possible eutrophication.

References:-

1. Adamou, M. M., Alhou, B., Nazoumou, Y. and Alloke, G. (2015). Impacts of climatic and anthropogenic factors on the resources and water quality of Tabalak pond. *Int. J. Biol. Chem. Sci*, 9 (3) (2015)1665 -1677. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v9i3.45>
2. Adjagodo, A., Tchibozo, M. A. D., Kèlomè, N.C. and Lawani, R. (2016). Pollutant fluxes related to anthropogenic activities, risks on surface water resources and trophic chain around the world: a literature review. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(3): 1459-1472
3. Ahoussi, K. E., Soro, N., Soro, G., Lasm, T., Oga, M.S. and Zadé, S. (2008). Groundwater pollution in African biggest towns: Case of the town of Abidjan (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 20(2): 302-316
4. Ben Moussa, A., Chahlaoui, A., Rour, El H. (2012). Assessment of physicochemical pollution of Oued Khoumane waters (Moulay Idriss Zerhoun, Morocco). *International Journal of Biological and Chemical Science* 6(6): 7096-7111.
5. Brou, Y.T. (2005). Climate, socio-economic changes and landscapes in Côte d'Ivoire. Dissertation for the Habilitation à Diriger des Recherches, University of Sciences and Technologies of Lille, (Lille, France), 226 p.
6. Dejoux, C., Elouard, J. M., Forge, P. and Maslin, J. L. (1981). *Catalogue Iconographique des Insectes Aquatiques de Côte d'Ivoire*. Report ORSTOM, Bouaké : 28 - 175
7. Edia, O.E. (2008). Taxonomic diversity and population structure of the entomofauna of the coastal rivers Soumié, Eholié, Ehania, Noé (South-East, Côte d'Ivoire). PhD thesis, University of Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire), 152 p.
8. Jen, O. (2002). The perceived Environmental Impact of Car Washing. Ramsey-Washington Metro Watershed District, 9pp.
9. Koli, B.Z. and Brou, Y.T. (1996). Le climat In: Atlas de l'ouest de la Côte d'Ivoire. Institute of Tropical Geography, Abidjan (Côte d'Ivoire): 16-17.
10. Kouamé, K.B., Konan, K.S., 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.

11. Leclercq, L. and Maquet, B. (1987). Two new chemical and diatomic indices of running water quality. Application to the Samson and its tributaries (Belgian Meuse basin). Comparison with other chemical, biocenotic and diatomic indices. Inst. roy. Se. nat. Belg. working paper, 38, 113 p
12. Leclercq, L. (2001). Interest and limits of water quality estimation methods. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgium, 100 p.
13. Lodh, R., Paul, R., Karmakar, B. and Das, M.K. (2014). Physico-chemical studies of water quality with special reference to ancient lakes of Udaipur city, Tripura, India Tripura State Pollution Control Board (TSPCB), Parivesh Bhawan, Gurkha Basti, Agartala, Tripura (West), India - 799006 International Journal of Scientific and Research Publications, Volume 4, Issue 6, June 2014 ISSN 2250-3153 9P
14. Paugy, D. and Levêque, C. (1999). Food regimes and food webs. In: Les poissons des eaux continentales africaines: Diversité, écologie et utilisation par l'homme. IRD, Paris, 167-190
15. Saad, M.A.H., Amuzu, A.T., Biney, C., Calamari, D., Imevbore, A.M., Naeve, H. and Ochumba, P.B.O. (1994). Organic loads from domestic and industrial sources. In: Review of pollution in the African aquatic environment. FAO Rapp. Fisheries, (437):7-32
16. Taybi, A.F., Mabrouki, Y., Berrahou, A. and Chaabane, K. (2016). Spatiotemporal evolution of physicochemical parameters of the Moulouya River. Journal of Materials and Environmental Science, 7 (1) (pp. 272-284).
17. Vital, S. N. C., Robert, N. and Benoit, N. M. (2018). Pollution De L'eau De Consommation Humaine Et Risques Sanitaires A Court Terme : Cas Du Bassin Versant De La Menoua (Ouest-Cameroun). European Scientific Journal, ESJ, 14(3), 96-117. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n3p96>.

PUBLICATION : 2

Kouamé A. H., Attoungbre K. S., Boussou K. C., Kouamé K. M. & Edia O. E. (2022). Structure of the macro invertebrate population of Lake Buyo (Guessabo, west Côte d'Ivoire) *World journal of Advanced Research and Reviews*, 15(02): 682-692.

Structure of the macro invertebrate population of Lake Buyo (Guessabo, west Côte d'Ivoire)

Hortense Affoue KOUAME ^{1,*}, Severin Kouakou ATTOUNGBRE ¹, Charles Koffi BOUSSOU ¹, Martin Kouame KOUAME ¹ and Edia Oi EDIA ²

¹ *Laboratory of Biology and Tropical Ecology, Jean Lorougnon Guédé University, Daloa (Côte d'Ivoire).*

² *Laboratory of Environment and Aquatic Biology, Nangui Abrogoua University, Abidjan (Côte d'Ivoire).*

World Journal of Advanced Research and Reviews, 2022, 15(02), 682–692

Publication history: Received on 22 July 2022; revised on 27 August 2022; accepted on 29 August 2022

Article DOI: <https://doi.org/10.30574/wjarr.2022.15.2.0859>

Abstract

This study focused on the macroinvertebrate population in the upstream waters of Lake Buyo. Data collection was carried out in 4 stations (G1 to G4) from November 2017 to October 2018. Sampling involved both physical-chemical parameters and macro invertebrates. Physical and chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity) were measured in situ using a multi-parameter at each sampling campaign. Water samples were taken for the subsequent determination of nutrient salts (nitrate, phosphate, ammonium). Macro invertebrates were collected using a dip net and a sediment bucket. The physico-chemical characterization of Guessabo Bay showed that the abiotic parameters vary little from one station to another. The inventory of macro invertebrates in the water body yielded 98 taxa divided into 59 families, 16 orders and 07 classes belonging to insects, gastropods, bivalves, crustaceans, Arachnids and Oligochaetes. Insects were found to be the most diverse class, followed by the class of molluscs. The values of Shannon Weiner's diversity index and Pielou's equitability showed that the aquatic macroinvertebrate population of the lake is more or less diverse and balanced, which reflects good water quality. Jaccard's similarity index reveals a high degree of similarity between G1 and G3. The distribution of aquatic macro invertebrates in this lake is positively influenced by the environmental variable conductivity, nitrate, phosphate, ammonium, pH, dissolved oxygen and temperature.

Keywords: Macro invertebrates; Structure; Buyo Lake; Côte d'Ivoire

1. Introduction

Inland water ecosystems play a key role in the lives of many plant and animal species, including humans, and are interdependent with the surrounding environment [1]. They provide goods and services worth billions of dollars annually. Unfortunately, these ecosystems are exposed to numerous threats, mainly due to anthropogenic pressure. The hydrosystems of Côte d'Ivoire are not immune to this growing anthropogenic pressure. Indeed, for several years now, many water bodies have been developed in the Ivorian continental environment for the production of electricity and drinking water as well as for the development of agro-pastoral activities (irrigation and livestock breeding). These water bodies also constitute an enormous hydrological and hydrobiological potential that can contribute to reducing the deficit in animal protein of halieutic origin in Côte d'Ivoire [2, 3 and 4].

This is the case of the Sassandra River in western Côte d'Ivoire with the creation of the Buyo hydroelectric dam in 1980. The reservoir of the same name created by the dam has accentuated fishing activities, with the locality of Guessabo being the main landing site for catches in the Haut-Sassandra region. The intensity of anthropic activities (fishing,

* Corresponding author: Hortense Affoue KOUAME

Laboratory of Biodiversity and Tropical Ecology, UFR Environment, Jean Lorougnon Guédé University, Côte d'Ivoire.

transport. agriculture. etc.) in this area is likely to disturb both the physico-chemical quality of the environment and the fauna component [5]. Thus. to better understand this state of affairs on the one hand. and on the other hand to fill the lack of information on macro invertebrates in order to propose an effective management. our study proposes as an objective. to know the population of macro invertebrates of the lake of Buyo at the level of the zone of Guessabo. Indeed. macro invertebrates represent an essential link in the trophic chains of freshwater ecosystems [6]. and are an important source of food for many species of fish. amphibians and birds [7, 8]. Moreover. macro invertebrates are recognised as good biological indicators of the health of aquatic ecosystems and can be used to develop biomonitoring tools for surface waters [9, 10, 1, 11].

2. Material and methods

2.1. Study area

Located in the west of Côte d'Ivoire ($6^{\circ} 44' N$. $6^{\circ} 59' W$) on the Daloa - Duékoué axis. the subprefecture of Guessabo (Zoukougbeu department) is part of the Haut-Sassandra region. It is also a cross-border area between the regions of Haut Sassandra. Guémon and Tonkpi. This locality is located in the upstream zone of the Buyo hydroelectric dam lake built on the Sassandra River and put into service in 1980 and covers an area of 17 km². The climate in this locality is tropical and humid with two seasons. A rainy season from April to October and a dry season from November to March with an annual rainfall of about 2000 mm [12]. The sampling stations were chosen taking into account accessibility. permanence of water at all times of the year. diversity of aquatic habitats (stones. plant debris. branches and roots. etc.) and the surrounding environment. Thus. four sampling points (G1- G4) were selected on the lake.

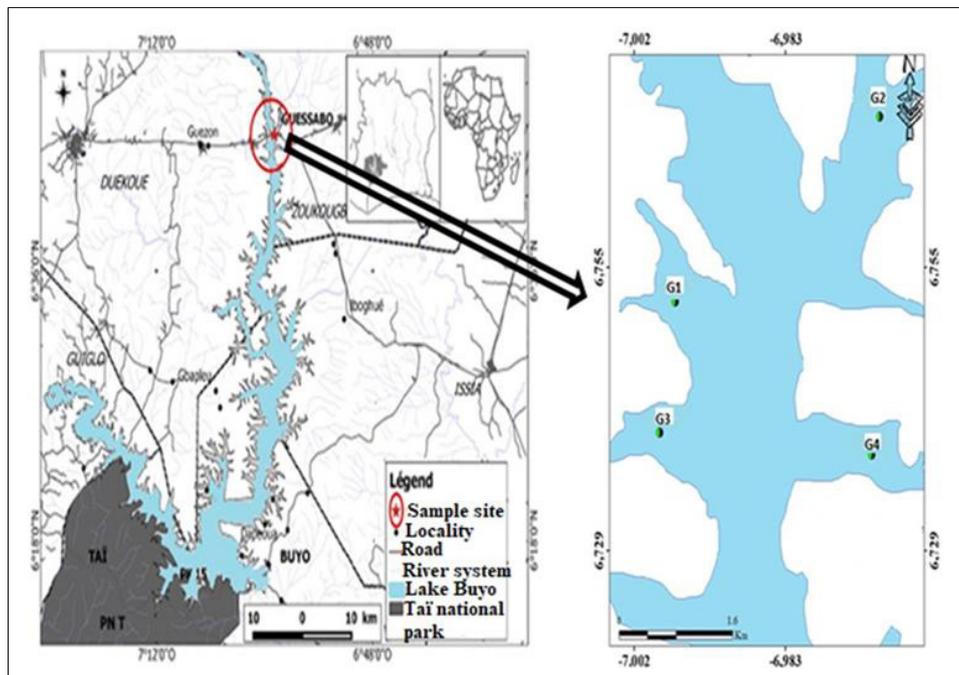


Figure 1 Location of the study area and location of the sampling station

2.2. Measurement of physico-chemical parameters

The main parameters (pH. temperature. conductivity. dissolved oxygen) were measured in situ at each station using a HANNA multi-parameter. In addition. water samples were taken and kept cool ($\pm 4^{\circ} C$) in a cooler and then transported to the laboratory to measure the concentration of ions including phosphates (PO_4^{3-}), nitrates (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+). Their determination was estimated according to standard norms (respectively AFNOR ISO 7890-3. ISO 6777.T 90015. T900-23) after filtration of the samples on Whatman filter paper with a porosity of 0.45 μm . The spectrophotometer (SHMADZU UV / visible 1700 pharma) was used for these analyses.

2.3. Sampling and identification of macro invertebrates

Aquatic macro invertebrates were collected monthly at each sampling station from November 2017 to October 2018. Sampling was done using a haze net (mesh size: 250 μm) and a Van veen type sediment bucket. Macro invertebrates

from the native vegetation covering the lake shore and those living in the water column were collected using the mist net. The Van Veen bucket was used to sample macro invertebrates in the sediment. On leaving the water, the contents of the bucket and the net were washed through a 1 mm vacuum sieve. The sieve reject was stored in bottles and then fixed with 70% alcohol. The two samples (1 net and 1 per bucket) from each point and each campaign were pooled for analysis in the laboratory. In the laboratory, the samples were observed using a binocular magnifying glass. Specimens were sorted and identified to the lowest possible taxonomic level using a series of identification keys [13, 14, 15, 16, 17, 18 and 19].

2.4. Data analysis

Macroinvertebrate structure was described by taxonomic composition, rarefied richness, Shannon-Weiner index, Pielou regularity index, frequency of occurrence and Jaccard's similarity index (used to assess the similarity of macroinvertebrate communities between stations). Taxon richness was rarefied to eliminate any bias related to differences in abundance between samples [20, 21, 22]. Calculations were made using the lowest abundance (2 individuals for this study) found at all stations as the target number of individuals [23]. The frequency of occurrence (FO) was calculated at all sampling stations. The FO is the percentage of samples in which each taxon is present. It was calculated according to Dajoz (2000) [24] to give some information on the number of taxa frequently encountered in each station without any indication of their quantitative importance [25, 26].

The normality of the data was checked using the Shapiro test before conducting comparative analyses, and variations in physico-chemical parameters and diversity indices between stations were assessed using the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests given that the distribution of the data follows an abnormal distribution ($P > 0.05$)

A redundancy analysis (RDA) was performed to highlight the relationships between macroinvertebrate distribution and environmental variables. Macroinvertebrate taxa representing at least twenty-five percent of the occurrences were selected for this analysis.

Analyses were performed using the R, 4.0 and Canoco 4.5 software packages.

3. Results

3.1. Physico-chemical parameters of the water

The variations of the environmental variables measured in the stations of the lake are illustrated in Table 1. The parameters studied did not vary significantly except for pH, which showed a significant variation between the stations studied. The variation in dissolved oxygen was between 0.8 mg/L (G2) and 7.6 mg/L (G3). Temperature ranged from 22.6 °C (G2) to 29.37 °C (G3). Conductivity varied between 8 µS/cm (G1) and 55 µS/cm (G2). The pH values varied from 4.89 (G1) to 7.11 (G4). Phosphorus, nitrate and ammonium values ranged from 0.11 mg/L (G2) to 13.73 mg/L (G2), from 0.01 mg/L (G1) to 11.1 mg/L (G1) and from 0.048 mg/L (G3) to 0.872 mg/L (G1) respectively.

Table 1 Environmental variables measured at sampling stations in Lake Buyo (Côte d'Ivoire)

Parameters	G1			G2			G3			G4		
	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max
Dissolved oxygen (mg/L)	1.3	4.6	6.79	0.8	4.7	6.65	1	4.51	7.6	1.1	4.7	6.7
Temperature (°C)	22.93	26.84	29.14	22.71	26.68	29.33	22.6	26.9	29.37	22.6	26.6	29.4
pH	4.89	5.48	6.11	5.37	5.865	6.34	5.66	5.96	6.93	5.54	5.845	7.11
Conductivity (µS/cm)	8	19	53	12	27.5	55	5.8	21	47	11	30	48
Nitrates (mg/L)	0.01	3.6	11.1	0.01	3.05	7.2	0.6	3.15	7.7	0.01	2.65	6.8
Ammonium (mg/L)	0.127	0.202	0.872	0.078	0.293	0.412	0.048	0.2	0.386	0.1	0.172	0.82
Phosphates (mg/L)	0.14	0.61	13.19	0.11	0.64	13.73	0.2	0.55	10.6	0.3	0.54	7.01

Min = minimum; Med = median; Max = maximum; G1-G4: sampling stations

3.2. Taxonomic composition

This study enabled 98 taxa to be recorded. divided into 59 families. 16 orders and 7 classes (Insects. Gastropods. Bivalves. Crustaceans. Arachnids and Oligochaetes) (Table 2). The Insects class grouped together 81 taxa. or 82% of the taxonomic richness of Lake Buyo. thus constituting the most diversified class. In this class. Hemiptera (25 taxa) are the best represented. followed by Coleoptera (24 taxa). Diptera (15 taxa) and Odonata (08 taxa). Ephemeroptera. Orthoptera and Lepidoptera are represented by 04. 02 and 03 taxa respectively. The class of Gastropods is composed of 08 taxa. or 8% of the taxonomic wealth. and the class of Arachnids. 4 taxa. or 4% of the latter. The classes of Achaetes. Oligochaetes and Bivalves are each represented by one taxon and the Crustacea class by two taxons.

The taxa collected at the different stations are grouped into three categories: constant taxa (***). accessory taxa (**). and accidental taxa (*). Accidental taxa dominated the macroinvertebrate community with a percentage of 55%. The proportion of constant taxa is estimated at 17% and that of accessory taxa is 38% (Table II).

Table 2 List of aquatic macroinvertebrate taxa collected in Lake Buyo surveyed from November 2017 to October 2018

Classes	Orders	Family	Taxa	Code	G1	G2	G3	G4
Crustacea	Conchostracans		Conchostracans	Conc	**	**	**	**
	Ostracods		Ostracods	Ostr	*	*		
Oligochaeta			Oligochaeta	Olig	**	**	*	**
Purchase	Hirudinidae	Hirudinidae	<i>Hirudo</i> sp.	Hisp	*		*	
Gastropods	Sorbeoconches	Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i>	Metu	**	**	***	**
		Physidae	<i>Aphexa Waterloti</i>	Apwa		*	*	*
		Planorbidae	<i>Afrogyrus</i> . sp.	Afsp	**	**	**	**
			<i>Gyraulus</i> sp.	Gysp	*	*	**	*
			<i>Bulinus</i> sp.	Busp	**		**	
	Lymnaeidae	<i>Radix</i> sp.	Rasp	**	**	**	*	
Mesogasteropods	Bithyniidae	<i>Gabiella</i> sp.	Gasp	***	***	***	***	
Bivalves	Veneroides	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	Spsp			*	
	Unionoides	Unionidae	<i>Unio</i> sp.	Unsp	*	*	*	
Insects	Diptera	Chironomidae	<i>Cryptochironomus</i> sp.	Crysp	*			*
			<i>Chironomus</i> sp.	Chsp	***	***	*	***
			<i>Cricotopus</i> sp.	Crisp		*	*	
			<i>Polypedilum</i> sp.	Posp	**	**	***	**
		Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i> sp.	Dasp		**	**	**
			<i>Bezzia</i> sp.	Besp	**	**	**	***
			<i>Eristalis</i> sp.	Ersp		*	*	
		Culicidae	<i>Aedes</i> sp.	Aesp	*		*	*
			<i>Anopheles</i> sp.	Ansp	*	*	*	
			<i>Culex</i> sp.	Cusp	**	**	**	**
			<i>Mansonia</i> sp.	Masp				*
Tanyptodinae	<i>Ablabesmyia</i> sp.	Absp	*	**	**	*		

Classes	Orders	Family	Taxa	Code	G1	G2	G3	G4	
		Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	Tasp	*			*	
		Stratiomuidae	<i>Odontomyia</i> sp.	Odsp	**	*	*	*	
		Sciomyzidae	<i>Sepedon</i> sp.	Sciom	**		*	*	
	Odonata	Gomphidae	<i>Ictinogomphus</i> sp.	Icsp	*	*	*	*	
		Coenagrionidae	<i>Ceriagrion</i> sp.	Cesp	**	*	***	**	
			<i>Pseudagrion</i> sp.	Pswa	***	**	***	***	
		Libellulidae		<i>Trithemis</i> sp.	Trsp	***	**	**	*
				<i>Brachythemis</i> sp.	Brsp	**	*	**	**
				<i>Hemicordulia</i> sp.	Hesp	*	*	**	**
				<i>Crocothemis</i> sp.	Crsp	**	*	*	**
		<i>Libellula</i> sp.	Lisp	*		*	**		
	Hemiptera	Belostomatidae		<i>Limnogeton hedenborgi</i>	Lihe		*	*	*
				<i>Diplonychus</i> sp.	Disp	***	**	***	**
				<i>Appasus</i> sp.	Apsp	**	**	**	***
				<i>Abedus</i> sp.	Absp	*	*	*	*
		Corixidae	<i>Micronecta scutellavis</i>	Misc	***	***	***	**	
		Nepidae	<i>Laccotrephes</i> sp.	Lasp				*	
		Aphelocheiridae	Aphelocheiridae	Aphe	*				
		Aphrophoridae	<i>Aphrodes</i> sp.	Aphsp	*	*	**	*	
		Reduviidae	Reduviidae	Redu		*		*	
		Cydnidae	<i>Sehirus</i> sp.	Sehsp	*		*		
		Leptopodidae	<i>Valleriola</i> sp.	Vasp				*	
		Pentatomidae	<i>Dolycoris</i> sp.	Dosp				*	
		Naucoridae	<i>Naucoris</i> sp.	Nasp	*	*	**	*	
			<i>Hydrometra</i> sp.	Hydr			**		
		Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	Misp	**	**	**	***	
		Notonectidae	<i>Anisops</i> sp.	Anisp	*	*	*	*	
		Gerridae		<i>Eurymetra</i> sp.	Eusp	**	*	**	**
				<i>Gerisella</i> sp.	Gesp		*		*
				<i>Neogerris</i> sp.	Neosp	*	*	*	*
			<i>Limnogonus</i> sp.	Linsp	*	*	*	*	
Pleidae	<i>Plea Pulula</i>	Plpu	*	*	*	*			
Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	Mevi	*	**	**	*			
Ranatridae	<i>Ranatra</i> sp.	Ransp	**	**	***	**			
Coleoptera	Dytixidae	<i>Dineutus</i> sp.	Disp		*	*	**		

Classes	Orders	Family	Taxa	Code	G1	G2	G3	G4	
			<i>Bidessus</i> sp.	Bide					
			<i>Hyphydrus</i> sp.	Hypsp	*	*	**	**	
			<i>Hygrotus</i> sp.	Hygsp				*	
			<i>Hydaticus</i> sp.	Hidsp	*			*	
			<i>Hydrovatus</i> sp.	Hydsp	*		*	*	
			<i>Dytiscus</i> sp.	Dysp	*	*			
		Noteridae	<i>Hydrocanthus</i> sp.	Hydrsp				**	
		Lampyridae	Lampyridae	Lamp			*		
		Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp.	Ensp	**	**	**	**	
			<i>Amphiops</i> sp.	Amsp	**	*	**	*	
			<i>Hydrophilus</i> sp.	Hypi				*	
		Carabidae	Carabidae	Cara			*		
		Colymbenidae	<i>Agabus</i> sp.	Agsp				*	*
		Limnichidae	<i>Limnichoderus</i> sp.	Liisp	*				
		Scirtidae	<i>cyphon</i> sp.	Cysp	*	**	*		
		coccinellidae	<i>Harmonia axyridis</i>	Harax					*
			coccinellidae	Cocc	*			*	
			<i>Chilocorus</i> sp.	Chil					
		Curculionidae	<i>Neochetina</i> sp.	Nesp	**	**	***	**	
			<i>Bagous</i> sp.	Basp	*				
		Hydrochidae	<i>Hydrochus</i> sp.	Hyosp	*		**	*	
		Spercheidae	<i>Spercheus</i> sp.	Spesp	*		*		
		Staphylinidae	<i>Paederus</i> sp.	Pasp			*	*	
		Elmidae	<i>Potamodytes</i> sp.	Posp				*	
			<i>Limnius</i> sp.	Liusp	*		*		
		Ephemeroptera	Caenidae	Caenis sp.	Caesp	***	***	***	***
			Polymitarcyidae	<i>Povilla adusta</i>	Poad	*		*	
			Beatidae	<i>Cloeon</i> sp.	Cloesp	***	**	***	**
				<i>Centroptilum</i> sp.	Censp	***	**	**	**
		Orthoptera	Acrididae	<i>Acrida</i> sp.	Acsp	*	*	*	*
			Gryllidae	<i>Acheta</i> sp.	Achsp	*		*	
		Lepidoptera	Geométridae	Geométridae	Geom				*
Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.		Petsp	*	*		*		
Pyralidae	Pyralidae		Pyra	*		*	*		
Arachnida	Trombidiforme	Hydrachnidiae	Hydrachnidiae	Hydra	**	***	**	***	

Classes	Orders	Family	Taxa	Code	G1	G2	G3	G4
	Araneids	Lycosidae	<i>Trochosa spinipalpis</i>	Trosp	***	**	***	***
		Tetragnathidae	<i>Tetragnatha</i> sp.	Tetrsp	**	**	**	*
		Pisauridae	<i>Pisauridae</i>	Pisa	***	**	***	**
				98	72	62	74	73

* = accidental taxa; ** = incidental taxa; *** = constant taxa

3.3. Macro invertebrate structure in the lake stations

Figure 2 shows the variation of the different biological indices between stations. The rarefied richness varied between 2.92 and 8.12 at station G1. At station G2, this index varied from 2.38 to 7.98. The values of the rarefied richness are between 3.23 and 8.24 at station G3 and between 3.50 and 8.28 at station G4. Stations G3, G4 recorded the highest values of rarefied richness and station G2 the lowest value. This richness did not vary significantly between the stations studied (Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$). As for the Shannon diversity index, the values fluctuated between 0.82 and 3.22 from station G2 to station G3. This index shows low variability (Mann-Whitney test, $p > 0.05$). Like the Shannon diversity index (Mann-Whitney test, $p > 0.05$) and rarefied richness (Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$), equitability shows a fairly low intra-lake variation (Mann-Whitney test, $p > 0.05$). This variation is between 0.33 (G1) and 0.67 (G2).

Jaccard's similarity index varies between 0.65 (G1-G2-G4) and 0.79 (G1-G3). (Table x).

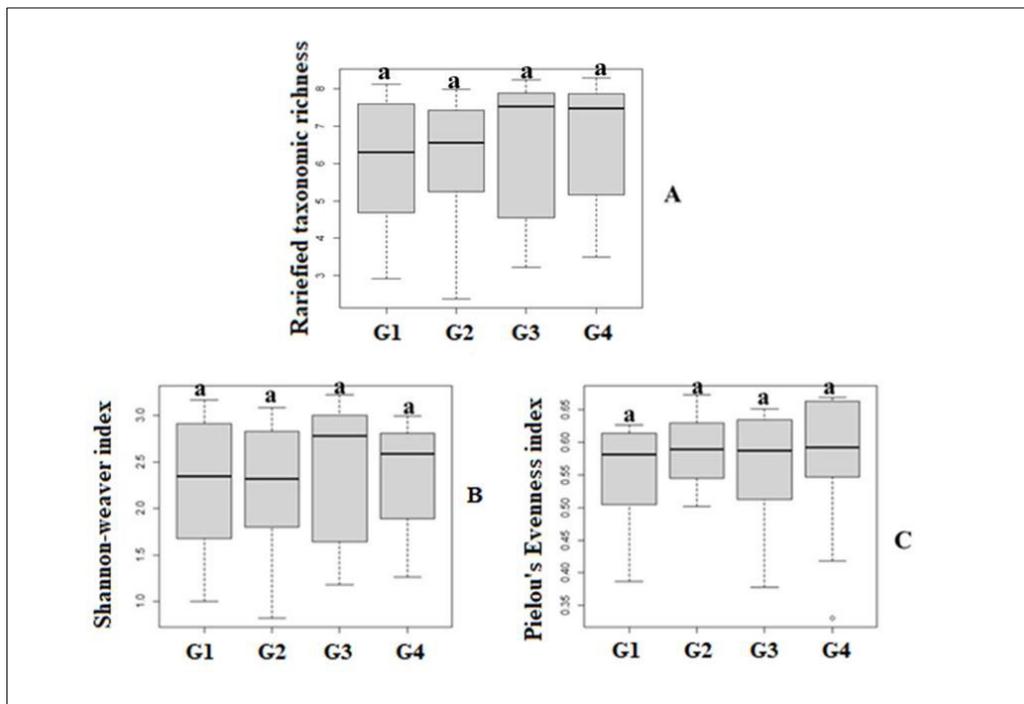


Figure 2 Variations in rarefied richness (A), Shannon diversity (B) and Piélué equitability (C) in Lake Buyo (Côte d'Ivoire)

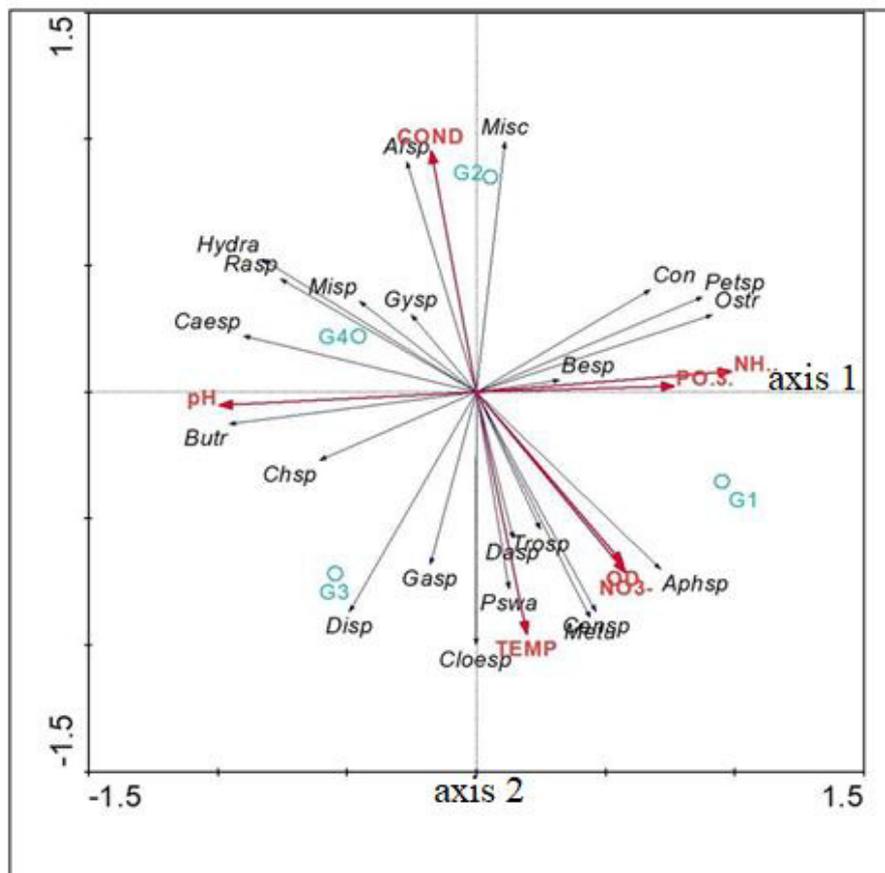
Table 3 Jaccard's similarity index of macroinvertebrate communities in Lake Buyo (Côte d'Ivoire)

Stations	G1	G2	G3	G4
G1		0.66	0.79	0.65
G2			0.70	0.65
G3				0.66
G4				

3.4. Influence of abiotic parameters on macroinvertebrate communities

Redundancy analysis (RDA) showed that the first two axes express 86% of the total variance. The first axis, which expresses 58% of the total inertia, is positively correlated with phosphate, ammonium, nitrite, nitrate and dissolved oxygen. On the other hand, pH is negatively correlated with this axis. The second axis, which accounts for 28% of the total inertia, is strongly and positively correlated with conductivity and negatively correlated with temperature. On axis 1 a positive association is observed between *Bezzia* sp. Ostracodes, *Petrophila* sp. and phosphate and ammonium while *Bulinus Tropicus*, *Chironomus* sp. are positively associated with pH.

On axis 2 *Micronecta scutellavis*, *Afrogyrus* sp. are positively associated with conductivity. In the same positive part of this axis *Cloeon* sp., *Pseudagrion wallani* and *Dasyhelea* sp. are positively associated with temperature. There is also a strong positive correlation between dissolved oxygen, nitrates and *melanoides tuberculata*, *Aphrodes* sp., *Centroptilum* sp. and *Trochosa spinipalpis*.



Disp = *Diplonychus* sp.; Gasp = *Gabiella* sp.; Cloesp = *Cloeon* sp.; Metu = *Melanoides tuberculata*; Censp = *Centroptilum* sp.; Aphsp = *Aphrodes* sp.; Dasp = *Dasyhelea* sp.; Trosp = *Trochosa spinipalpis*; Chsp = *Chironomus* sp.; Pswa = *Pseudagrion wallani*; Butr = *Bulinus Tropicus*; Besp = *Bezzia* sp. Ostr = Ostracodes; Petsp = *Petrophila* sp.; Con = Conchostracans; Hydra = Hydrachnidiae; Rasp = *Radix* sp.; Misc = *Micronecta scutellavis*; Misp = *Microvelia* sp.; Gysp = *Gyraulus* sp.; Afsp = *Afrogyrus* sp.; Caesp = *Caenis* sp.; COND = Conductivity; NO3- = Nitrates; PO3= Phosphates; NH. = Ammonium; TEMP = Temperature; DO = Dissolved oxygen; pH = Hydrogen potential. G1 to G4 = Sampling stations.

Figure 3 RDA ordination of dominant macroinvertebrate taxa and environmental parameters (November 2017 to October 2018) upstream of Lake Buyo (Côte d'Ivoire)

4. Discussion

The abiotic characterization of the lake showed that the parameters vary little from one station to another over the study period. This low spatial variability could be explained by the exchanges between the different sampling stations. Indeed, these exchanges would favour a constant communication between the stations, thus leading to their relative homogeneity from the physico-chemical point of view, as mentioned by [27]. The temperature measurements carried out in the lake indicate that the values varied from 22.6°C to 29.52°C. These data are consistent with Lemoalle's (1999) [28] assertion that in intertropical Africa, average temperatures are high and mostly above 20 °C.

The waters of Lake Buyo are relatively acidic (median pH value around 5.50). This acidity is linked to the production of CO₂ under the action of biological activities and rainfall [29]. Indeed, the hydration of CO₂ produces carbonic acid whose ionization releases H ions⁺ which contribute to the acidity of the water [12].

The macroinvertebrate inventory identified 98 taxa belonging to 59 families, 16 orders and 07 classes. Insects constitute the most diverse class with 82% of the taxonomic richness. These results corroborate several studies that [30, 31, 32, 33, 34]. According to (2006) [35], insects are the most diverse taxonomic group among aquatic macro invertebrates and for [36], nearly 95% of the organisms present in the environment are insects. This class represents one of the most important groups of freshwater invertebrates, particularly because of their diversity [9].

The Shannon Weiner diversity index values ranged from 0.82 (G2) to 3.22 (G3). These results show that the aquatic macroinvertebrate population of the lake is more or less diverse, which could reflect the more or less stable conditions. The Pielou regularity index obtained varies between 0.33 (G1) and 0.67 (G2). These results show that the distribution of macroinvertebrate taxa is balanced in Lake Buyo. According to [37] and [38, 39], habitat stability and biotic interactions could be important factors in the structure of macroinvertebrate communities. Macroinvertebrate communities were found to be much larger in stable sites compared to unstable sites. Our results are in line with these observations. Regarding rarefied richness, it shows that in the absence of any bias in the samples, G3 and G4 are the richest in taxa and therefore the least impacted. Jaccard's similarity index reveals a strong similarity between G1 and G3. This similarity between these two sites is explained by their proximity, which subjects them to almost identical conditions [40].

Redundancy analysis shows that environmental variables such as conductivity, nitrate, phosphate, ammonium, pH, dissolved oxygen and temperature significantly influence macroinvertebrate structure in Lake Buyo in a positive way. The results of this study corroborate those of other studies that have shown a positive correlation between macroinvertebrate structure and environmental variables. Indeed, macroinvertebrate densities are related to environmental parameters. In a similar study [41], found the highest densities associated with high values of temperature, pH and conductivity.

5. Conclusion

This work has enabled an initial characterization of the macroinvertebrate population in the waters upstream of Lake Buyo, comprising 98 taxa belonging to insects, gastropods, bivalves, crustaceans, arachnids and oligochaetes. The macroinvertebrate community of this lake is dominated by insects. The distribution of aquatic macro invertebrates in this lake is positively influenced by the environmental variable conductivity, nitrates, phosphate, ammonium, pH, dissolved oxygen and temperature. The combination of the different indices studied revealed that the waters of Lake Buyo have a good ecological status.

Compliance with ethical standards

Acknowledgments

we would like to thank the hydrobiology and ecological engineering research group / Jean Lorougnon Guédé university for funding this study and all the anonymous individuals who helped us during our research work.

Disclosure of conflict of interest

The authors declare they have no competing interest.

References

- [1] Edia OE. Taxonomic diversity and population structure of the entomofauna of the coastal rivers Soumié, Eholié, Ehania, Noé (South-East, Ivory Coast). PhD thesis. University of Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire). 2008.
- [2] Kouassi CN. and Konan A. Les pêches amplifiées : Contribution de la Côte-d'Ivoire. General report of the international workshop on the amplification of fisheries resources through participatory management: lessons and perspectives. Bobo-Dioulasso January 2003: 112-117.

- [3] Bony KY. Biodiversity and ecology of freshwater gastropod molluscs in continental Côte d'Ivoire (Agneby, Mé and Banco basins). Life history traits of an invasive species *Indoplanorbis Exustus* (Deshayes, 1834). PhD thesis. University of Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire). 2007.
- [4] Cecchi P. Sharing Water. Les Petits Barrages de Côte d'Ivoire. Collection Latitudes N°23. Edition de l'institut de recherche pour le développement. Paris. (2007). 295 p.
- [5] Horeau V. Cerdan Ph. and Champeau A. The impoundment of the Petit-Saut hydroelectric dam (Guyana): its consequences on aquatic invertebrate populations and fish food. *Applied Hydroecology*. (1997) 9(1-2): 213-240.
- [6] Bougard L. Ecological approach to macro invertebrates in three ponds of Epioux (1988).
- [7] Minshall GW. Responses of stream benthic macro invertebrates to fire. *Forest Ecology and Management*. (2003) 178: 155-161.
- [8] Tachet H. Richoux P. Bourneau M. and Usseglio-Polatera P. *Freshwater invertebrates: systematics. biology. ecology*. Editions CNRS. Paris. France. 2003. 587.
- [9] Clarke RT. Furse MT. Gunn RJM. Winder JM. and Wright JF. Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. *Freshwater Biology* 2002. 47: 1735-1751.
- [10] Dickens C.W.S. and Graham P.M. The South African Scoring System (SASS) Version 5 rapid bioassessment methods for rivers. *African Journal of Aquatic Sciences*. 2002. 27: 1-10.
- [11] Konan KF. Bony KY. Adon MP. and Potgieter J. Hydrobiological study of the Bandama Basin in Yaoure Gold Project's area of influence (Yaoure Gold Project. Côte d'Ivoire). Study report - Amara Mining Côte d'Ivoire SARL. AMEC Foster Wheeler. 2D Consulting Afrique. 2015.
- [12] Kouamé KB. Konan KS. Attoungbre KS. Konan KF. Boussou KC. and Kouamé KM. Qualitative assessment and typology of the water resource used for the production 2019.
- [13] Dejoux C. Elouard JM. Forge P. and Maslin JL. *Catalogue Iconographique des Insectes Aquatiques de Côte d'Ivoire*. ORSTOM report. Bouaké. 1981. 172p.
- [14] de Moor IJ. Day JA. and de Moor FC. *Guide to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa 2003. Volume 7: Insecta I: Ephemeroptera, Odonata and Plecoptera*. Report No. TT 207/03 Water
- [15] Mary N. *Benthic macro invertebrates of New Caledonian rivers. Identification guide. Revised version 2017*. DAVAR New Caledonia. OEIL. CNRT. 182 p.
- [16] Stals R. and De Moor IJ. *Guides to the freshwater invertebrates of southern Africa. Coleoptera*. Report N TT 320/07 Water Research Commission. South Africa. 2007. 10. 263.
- [17] Moisan J. *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec*. Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2010 ISBN: 978-2-550-58416-2. 82 p.
- [18] Tachet H. Richoux P. Bournaud M. and Usseglio-Polatera P. *Freshwater invertebrates: systematics. biology. ecology. new revised and expanded edition*. Paris. CNRS Éditions. 2010 p. 607.
- [19] Forcellini M. Mathieu C. and Merigoux S. *Atlas of freshwater macro invertebrates of Reunion Island*. Office de l'eau de la réunion-CNRS. 2011. 137p.
- [20] Heck. K L. Vanbelle. G. and Simberloff. D. Explicit calculation of the rarefaction diversity measure and determination of sufficient sample size. *Ecology*. 1975. 56. 1459-1461.
- [21] Edia O E. Emmanuel. C. Konan. K. M. and Gattolliat. J L. Diversity, distribution and habitat requirements of aquatic insect communities in tropical mountain streams (southeastern Guinea, West Africa). *International Journal of Limnology*. 2016. 52. 285-300.
- [22] Tapé L.D. Responses of aquatic macro invertebrates to the degradation of the ecological quality of urban artificial lakes (Yamoussoukro, Ivory Coast). PhD thesis. Nangui abrogoua University (Ivory Coast). 2020. 186p.
- [23] Oksanen J. Blanchet F. G. Kindt. R. Legendre P. Minchin P. R. O'Hara R. B. Wagner H. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0. 2013.
- [24] Dajoz R. *Précis d'Ecologie*. Edition Dunod. Paris. 2000. pp. 373-390
- [25] Lauzanne L. Food regimes and trophic relationships of fishes in Lake Chad. *Cahier de l'ORSTOM, série Hydrobiologie*. 1976. 10. 267-310.

- [26] Hyslop EJ. Stomach contents analysis. a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*. 1980. 17. 411-429.
- [27] Salencon MJ. and Calmels P. Study of the dynamics of the water masses of the Lac de Pareloup by tracing. *Hydroécologie appliquée*. 1994. 6 (1-2): 19-58
- [28] Lemoalle's J. The diversity of aquatic environments. In: *Les poissons des eaux continentales africaines: diversité. écologie. utilisation par l'homme*. Lévêque C. Paugy D. (Eds.). Editions de l'IRD. Paris: 1999. 11-30
- [29] Lasm T. Yao K T. Oga M S. Kouame K F. Jourda P. Kouadio K E. and Baka D. Analysis of the physico-chemical characteristics of groundwater in proterozoic land region of the Tiassale area (Southern Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*. 2008. 20 (3): 526-543.
- [30] WCMC (World Conservation Monitoring Centre). *Global Biodiversity. Status of the Earth's living resources*. Chapman and Hall. London. 1992. 585 p.
- [31] Alhou B. Micha J.C. Dodo A. and Awais A. Study of the physicochemical and biological quality of the Niger River waters in Niamey. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 2009. 3: 240-254.
- [32] Mboye B. Contribution to the characterization of Macroinvertebrate populations in order to establish the feasibility of indicators for monitoring environmental disturbance in two aquatic ecosystems around Libreville. Master II thesis. Faculty of Sciences. University of Montpellier 2. France. 2009. 23 p.
- [33] Mboye B. Inventory of the Wanga plain. Rapport de mission. Libreville. 2012. 12 p.
- [34] Mboye B. Preliminary study of the Ivindo basin. Mission report. Libreville. 2014. 16p.
- [35] Gagnon E. and Pedneau J. *Surveillance Volontaire (SurVol) Benthos. guide du volontaire. programme de surveillance volontaire des petits cours d'eau*. CVRB. Quebec. Canada. 2006. 25 p.
- [36] Lee SJ. Park JH. and Ro TH. Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho River. *Entomological Research*. 2006 36: 98-106.
- [37] Death R.G. Spatial patterns in benthic invertebrate community structure: Products of habitat stability or are they habitat specific? *Freshwater Biology*. 1995. 33. 455-467.
- [38] Massolou AM. Ecological diagnosis of forest streams through the characterization of benthic macro invertebrates in the Mondah classified forest. End of cycle dissertation for the Diplôme d'ingénieur de conception des Eaux et Forêts. Ecole Nationale des Eaux et Forêts. 2008. 56 p.
- [39] Massolou A.M. Use of macroinvertebrate bioecological traits as complementary tools to the Normalised Global Biological Index for the assessment of pollution risks in aquatic ecosystems. Master II Recherche Université de Montpellier 2. France. 2010. 77 p.
- [40] Kra KM. Camara AI. Edia OE. and Konan KM. Qualitative analysis of aquatic macro invertebrates in lower Comoe river (Ivory Coast). *international Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 2018. 6(2): 472481
- [41] De Marco P. Reis AA. Barcelos MK. and Barbosa LM. Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 2001. 36(1): 73-80.

RESUME

Cette étude qui s'inscrit dans le programme de recherche « approche écosystémique de l'économie de la pêche à Guessabo », a eu pour objectif d'évaluer la qualité écologique des lacs de Buyo et de Dohou à travers l'organisation taxonomique et fonctionnelle des macroinvertébrés aquatiques. La collecte des données qui s'est effectuée une fois par mois de novembre 2017 à octobre 2018 a aussi bien concerné les paramètres physico-chimiques que les macroinvertébrés. Les macroinvertébrés ont été collectés à l'aide de deux engins : l'échantillonnage au filet troubleau et l'échantillonnage avec la benne à sédiment. Les paramètres physico-chimiques ont été déterminés à l'aide d'un multi-paramètre. Cinq traits ont été codifiés pour l'ensemble des macroinvertébrés récoltés, par la technique du codage flou pour l'analyse des traits fonctionnels. L'analyse des paramètres environnementaux a montré que les eaux de ces lacs sont acides et relativement chaudes. Les eaux de ces lacs ont un niveau de pollution organique forte. Au total, 106 taxons répartis entre 58 familles, 17 ordres et 09 classes appartenant aux Insectes, Gastéropodes, Bivalves, Branchiopodes, Ostracodes, Achètes, Arachnides, Collembolés et Oligochètes. La classe des insectes est la plus diversifiée suivie de la classe des Gastéropodes. Les valeurs des différents indices biologiques montrent que le peuplement de macroinvertébrés aquatiques des lacs est relativement diversifié et équilibré aux stations P7 et G3. La distribution des macroinvertébrés aquatiques est influencée positivement par les variables environnementales que sont la conductivité, le nitrate, le phosphate l'ammonium, le pH, l'oxygène dissous et la température. L'indice biotique de Hilsenhoff a montré que les eaux du lac Buyo et Dohou sont d'une qualité précaire. L'étude de la structure fonctionnelle a montré que la majorité des organismes de macroinvertébrés récoltés sont de petite taille avec un cycle de vie court. Ces organismes ont des respirations aériennes, tégumentaires et branchiales. Cette communauté de macroinvertébrés est dominée par des spécimens racleurs-brouteurs. Le lac Buyo apparaît comme le moins perturbé tandis que le lac Dohou se présente comme le plan d'eau le plus dégradé.

Mots clés : Macroinvertébrés, diversité, lac Dohou, lac Buyo, qualité écologique, Bassin du Sassandra, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

This study, part of the “ecosystem approach to the fishing economy in Guessabo” research program, aimed to assess the ecological quality of Buyo and Dohou lakes through the taxonomic and functional organization of aquatic macroinvertebrates. Data collection, which took place once a month from November 2017 to October 2018, covered both physico-chemical parameters and macroinvertebrates. Macroinvertebrates were collected using two methods: sampling with a dip net and sampling with a sediment bucket. Physico-chemical parameters were determined using a multi-parameter. Five traits were coded for all the macroinvertebrates collected, using the fuzzy coding technique for the analysis of functional traits. Analysis of the environmental parameters showed that the waters of these lakes are acidic and relatively warm. The waters of these lakes have a high level of organic pollution. A total of 106 taxa in 58 families, 17 orders and 09 classes belonging to Insects, Gastropods, Bivalves, Crustaceans, Achaetes, Arachnids Branchiopods, Ostracods Collembola and Oligochaetes. The insect class is the most diverse, followed by the gastropod class. The values of the various biological indices show that the aquatic macroinvertebrate population of the lakes is relatively diverse and balanced at stations P7 and G3. The distribution of aquatic macroinvertebrates is positively influenced by the environmental variables conductivity, nitrate, phosphate, ammonium, pH, dissolved oxygen and temperature. The Hilsenhoff biotic index showed that the water quality of Lake Buyo and Lake Dohou is precarious. The study of functional structure showed that the majority of macroinvertebrate organisms collected are small with a short life cycle. These organisms have aerial, integumentary and gill respirations. This macroinvertebrate community is dominated by scraper-burrower specimens. Lake Buyo appears to be the least disturbed, while Lake Dohou is the most degraded.

Key words: Macroinvertebrates, diversity, Lake Dohou, lake Buyo, ecological quality, Sassandra River Basin, Côte d'Ivoire