



UNIVERSITE  
JEAN LOROUGNON GUEDE  
**UFR ENVIRONNEMENT**

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE  
Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et  
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2024-2025

N° D'ORDRE :  
.....

CANDIDAT

Nom : ABO

Prénoms : Kouakou Jean-Baptiste

# THESE DE DOCTORAT

**Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution**

**Spécialité : Hydrobiologie**

**Diversité et éthologie de l'ichtyofaune de la zone littorale  
du lac de barrage de Buyo (Sud-ouest en Côte d'Ivoire)  
par l'utilisation de la vidéosurveillance**

## JURY

**Président : M. BONY Kotchi Yves, Professeur Titulaire, Université Jean  
Lorougnon Guédé, Daloa**

**Directeur : M. ALIKO N'Guessan Gustave, Maître de Conférences,  
Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa**

**Rapporteur : M. CAMARA Adama Idrissa, Maître de Conférences,  
Université Nangui Abrogoua, Abidjan**

**Examineur 1 : M. KOUAME Kouamé Victor, Maître de Conférences,  
Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa**

**Examineur 2 : Mme ABOUA Benié Rose Danielle, Maître de Conférences,  
Université Felix Houphouët-Boigny, Abidjan**

**Soutenue publiquement**

**le : 12 Avril 2025**

**TABLE DES MATIERES**

REMERCIEMENTS.....vi

SIGLES ET ABREVIATIONS.....ix

LISTE DES TABLEAUX.....x

LISTE DES FIGURES.....xii

INTRODUCTION.....1

PARTIE I : GENERALITES .....5

I.1. MILIEU D’ETUDE.....6

I.1.1. Situation géographique .....6

I.1.2. Climat et hydrologie .....6

I.1.3. Géologie et sols .....8

I.1.4. Diversité de la faune ichtyologique.....8

I.1.5. Végétation environnante .....9

I.1.6. Menaces anthropiques sur le lac de Buyo .....10

I.1.6.1. Pollution des eaux.....10

I.1.6.2. Surexploitation des ressources halieutiques.....11

I.2. CONNAISSANCES DES ZONES LITTORALES .....11

I.2.1. Définition et caractéristiques générales .....11

I.2.2. Importance et rôle.....12

I.2.2.1. Diversité biologique .....12

I.2.2.2. Zone d’alimentation.....12

I.2.2.3. Fonction d’habitat.....13

I.2.2.4. Aire de reproduction.....13

I.2.3. Facteurs influençant la structure des peuplements ichtyologiques .....14

I.2.3.1. Facteurs abiotiques .....14

I.2.3.1.1. Régime hydrologique.....14

I.2.3.1.2. Paramètres physico-chimiques .....14

I.2.3.1.3. Paramètres mésologiques .....15

I.2.3.1.4. Phénomène de sédimentation .....15

I.2.3.2. Facteurs biotiques .....16

I.2.3.2.1. Compétitions interspécifiques et intraspécifiques .....16

I.2.3.2.2. Relations prédateurs-proies .....	17
I.2.4. Menaces sur les zones littorales .....	17
I.2.4.1. Eutrophisation .....	17
I.2.4.2. Fluctuation du niveau de l'eau .....	18
I.2.4.3. Introduction d'espèces exotiques .....	18
I.2.4.4. Destruction du couvert végétal et utilisation des terres .....	19
I.2.4.5. Surexploitation des ressources .....	19
I.3. APERÇU SUR LES METHODES D'ETUDE DE LA FAUNE ICHTYOLOGIQUE .....	20
I.3.1. Méthodes directes avec capture des poissons .....	21
I.3.1.1. Usage des engins actifs .....	21
I.3.1.2. Usage des engins passifs .....	21
I.3.2. Méthodes directes sans capture de poissons .....	22
I.3.3. Méthode directe par vidéosurveillance .....	22
I.3.3.1. Origine de la technique de vidéosurveillance .....	22
I.3.3.2. Approches générales et applications .....	23
I.3.3.3. Avantages et inconvénients de la méthode de vidéosurveillance .....	24
I.3.3.4. Travaux réalisés à l'aide de la vidéosurveillance en ichtyologie .....	25
PARTIE II :MATERIEL ET METHODES .....	27
II.1. MATERIEL .....	28
II.1.1. Matériel de prélèvement et de mesure des paramètres physico-chimiques .....	28
II.1.2. Matériel de géolocalisation et de vidéosurveillance .....	28
II.2. METHODES .....	34
II.2.1. Choix et description des stations d'échantillonnage .....	34
II.2.2. Caractérisation environnementale de la zone littorale du lac de barrage de Buyo .....	37
II.2.2.1. Mesure des variables physico-chimiques des eaux .....	38
II.2.2.2. Evaluation de la canopée, du taux de couverture des plantes aquatiques et des débris végétaux .....	38
II.2.2.3. Détermination de la pente de la berge immergée .....	38
II.2.2.4. Echantillonnage et analyse granulométrique du substrat .....	39
II.2.2.5. Détermination de la structure des herbiers .....	40
II.2.3. Caractérisation de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo .....	41
II.2.3.1. Dispositif expérimental de vidéosurveillance .....	41

II.2.3.2. Détermination des conditions optimales d'utilisation du dispositif expérimental .....	42
II.2.3.3. Observation de l'ichtyofaune .....	45
II.2.3.4. Analyse des enregistrements vidéo .....	45
II.2.3.4.1. Identification de l'ichtyofaune .....	46
II.2.3.4.2. Détermination de l'abondance des poissons .....	46
II.2.3.4.3. Détermination de la distance optimale entre la caméra et l'appât .....	46
II.2.3.4.4. Evaluation de l'attractivité des appâts .....	47
II.2.4. Analyse de la structure du peuplement.....	47
II.2.4.1. Richesse spécifique .....	47
II.2.4.2. Fréquence d'occurrence.....	47
II.2.4.3. Indice de diversité de Shannon .....	48
II.2.4.4. Indice d'équitabilité de Pielou (1963) .....	49
II.2.4.5. Abondance relative des poissons .....	49
II.2.4.6. Indice de similarité de Jaccard .....	49
II.2.5. Identification des comportements des poissons .....	50
II.2.6. Traitement statistique des données.....	51
II.2.6.1. Analyses univariés.....	51
II.2.6.2. Analyses multivariés .....	51
II.2.6.2.1. Analyse en Composantes Principales .....	52
II.2.6.2.2. Analyse canonique de correspondance .....	52
<b>PARTIE III: RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>53</b>
<b>III.1. CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DES SITES ETUDIES .....</b>	<b>54</b>
III.1.1. Résultats .....	54
III.1.1.1. Paramètres physico-chimiques des eaux du lac de Buyo .....	54
III.1.1.1.1. Variation spatiale .....	54
III.1.1.1.2. Variation saisonnière.....	56
III.1.1.1.2. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	58
III.1.1.2. Caractéristiques de la canopée, des plantes aquatiques et des débris végétaux .....	60
III.1.1.3. Pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo .....	61
III.1.1.3.1. Variation spatiale .....	61
III.1.1.3.2. Variation saisonnière.....	61
III.1.1.3.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	63
III.1.1.4. Substrat des zones littorales du lac de Buyo .....	63

III.1.1.4.1. Variation spatiale .....	63
III.1.1.4.2. Variation saisonnière .....	64
III.1.1.4.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	64
III.1.1.5. Caractéristiques des herbiers des fonds aquatiques .....	66
III.1.1.5.1. Densité des herbiers .....	66
III.1.1.5.1.1 Variation spatiale .....	66
III.1.1.5.1.2 Variation saisonnière .....	66
III.1.1.5.1.3 Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	66
III.1.1.5.2. Taille des herbiers des fonds de la zone littorale du lac de Buyo .....	68
III.1.1.5.2.1 Variation spatiale .....	68
III.1.1.5.2.2. Variation saisonnière .....	68
III.1.1.5.2.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	68
III.1.1.6. Typologie des habitats littoraux du lac de Buyo .....	70
III.1.2. Discussion .....	72
III.1.3. Conclusion partielle .....	76
 III.2. CONDITIONS OPTIMALES D'UTILISATION DES CAMÉRAS DE SPORTS ÉTANCHES EN ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO .....	 77
III.2.1. Résultats .....	77
III.2.1.1. Distance optimale entre pot d'appât-caméra (D C-A) .....	77
III.2.1.2. Attractivité des appâts proposés .....	79
III.2.1.2.1. Temps d'arrivée des poissons dans le champ de vision des caméras .....	79
III.2.1.2.2. Temps de séjour des poissons dans le champ de vision des caméras .....	80
III.2.1.2.3. Influence du type d'appât sur la diversité des poissons .....	81
III.2.1.2.4. Influence du type d'appât sur l'abondance des poissons .....	85
III.2.1.2.5. Préférence des groupes trophiques pour l'ensemble des appâts .....	86
III.2.2. Discussion .....	86
III.2.3. Conclusion partielle .....	88
 III.3. PEUPLEMENT ICHTYOLOGIQUE DE LA ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO .....	 89
III.3.1. Résultats .....	89
III.3.1.1. Analyse qualitative de l'ichtyofaune.....	89
III.3.1.1.1. Composition taxonomique et distribution des espèces de poissons.....	89

III.3.1.1.2. Indice de similarité de Jaccard .....	89
III.3.1.1.3. Fréquence d’occurrence des espèces de poisson .....	92
III.3.1.1.4. Variations saisonnières de la richesse spécifique .....	94
III.3.1.1.5. Variations de la richesse spécifique en fonction des saisons hydrologiques.....	95
III.3.1.1.6. Analyse de la diversité et du degré d’organisation du peuplement de poissons.....	96
III.3.1.1.6.1. Variation spatiale .....	96
III.3.1.1.6.2. Variation saisonnière .....	98
III.3.1.1.6.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	99
III.3.1.2. Analyse quantitative de l’ichtyofaune .....	101
III.3.1.2.1. Abondance relative des espèces de poissons .....	101
III.3.1.2.2. Variation spatiale .....	102
III.3.1.2.3. Variation saisonnière .....	103
III.3.1.2.4. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	104
III.3.1.3. Influence des variables environnementales sur les espèces .....	106
III.3.2. Discussion .....	108
III.3.3. Conclusion partielle .....	114
 III.4. COMPORTEMENTS DES POISSONS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO .....	 115
III.4.1. Résultats .....	115
III.4.1.1. Inventaire des espèces observées à l’aide de caméras non appâtées .....	115
III.4.1.2. Comportements des poissons dans les habitats littoraux du lac de Buyo .....	117
III.4.1.2.1. Types de comportements adoptés par les poissons .....	117
III.4.1.2.2. Types de comportements adoptés par espèce .....	118
III.4.1.3. Fréquence moyenne des types de comportements réalisés par chaque espèces .....	119
III.4.1.3.1. Fréquence totale des types de comportements.....	119
III.4.1.3.2. Variation spatiale de la fréquence moyenne des types de comportements .....	120
III.4.1.3.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques.....	122
III.4.2. Discussion .....	124
III.4.3. Conclusion partielle .....	126
CONCLUSION.....	127
REFERENCES.....	130
ANNEXES.....	163
PUBLICATIONS.....	173

## **REMERCIEMENTS**

Les travaux présentés dans le présent mémoire ont été réalisés dans le cadre d'un projet de recherche intitulé « Diversité et éthologie de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de barrage de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) par l'utilisation de caméras étanches ». Ce projet a bénéficié d'un appui financier et matériel de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR).

Au terme de ce travail, il nous est particulièrement agréable de remercier toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration du présent document.

Nous disons merci à Madame la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), le Professeur ADOHI KROU Viviane pour avoir autorisé notre inscription dans cette Université.

Nos remerciements vont également à l'endroit du Professeur SORO Dogniméton, Vice-président chargé de la Pédagogie et de la Vie Universitaire et du Professeur KONE Issiaka, Vice-Président en charge de la recherche, de l'Innovation Technologique et des Relations Exterieures pour m'avoir permis de réaliser le présent travail à l'Université Jean Lorougnon Guédé.

Nous exprimons notre gratitude au Directeur de l'UFR de l'Environnement, Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, pour avoir accepté que nous intégrions son Unité de Formation et de Recherche.

Nous exprimons notre reconnaissance au Professeur KOFFI Béné Jean-Claude, Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale (BioEcoTrop), pour nous avoir acceptés dans son laboratoire. Nous sommes reconnaissants pour son dévouement au travail bien fait et ses encouragements.

Nous disons merci au Professeur KONE Tidiani, Directeur général de la recherche et de l'innovation au Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (MESRS), pour la conception du sujet, pour son orientation et aussi pour sa disponibilité et son implication dans les travaux.

Les échantillonnages sur le terrain ont été rendus possibles grâce à l'implication de plusieurs personnes. Ainsi, nous remercions la Direction Zone Sud-Ouest de l'OIPR avec à sa tête le Colonel DIARRASSOUBA Abdoulaye qui nous a apporté des soutiens matériel, logistique et financier. Nous exprimons notre profonde gratitude au Commandant ASSIE Djeyao Roy (chargé d'étude à la Direction de Soubré) et à ses collaborateurs (le Lieutenant

SILUE François et les autres agents de l'OIPR) qui ont assuré notre sécurité et favorisé notre intégration.

Nos remerciements vont à l'endroit de Docteur N'GUESSAN Yao Sylvain qui nous a donné l'amour de la recherche durant le cycle de Master en qualité d'encadreur de recherche.

Nous exprimons nos remerciements à Docteur ALIKO N'Guessan Gustave (Maître de Conférences) pour avoir accepté d'assurer la direction scientifique de ma thèse de doctorat et aussi pour sa disponibilité et son implication dans les travaux.

Nos remerciements vont également à l'endroit des Professeurs GNAKRI Dago et KOUADIO Yatti Justin, pour nous avoir fait confiance et facilité notre insertion au sein de l'Université.

Nous exprimons notre gratitude à l'endroit de Docteur KONAN Yao Aristide (Maître de Conférences à l'UFR-Biosciences de l'Université Félix Houphouët-Boigny) pour ses conseils et sa contribution lors du traitement des données.

Nous exprimons notre reconnaissance à l'endroit des Docteurs DJIRIEOULOU K. Claver, Maître-Assistant, MONNEY Attoubé Ida Maître-Assistante et N'DRI Olga Rosemonde épouse AKA, Maître-Assistante à l'UJLoG qui nous ont été d'un grand soutien aussi bien durant la période des travaux de terrain que lors de la phase de rédaction du mémoire. Qu'ils trouvent ici l'expression de notre profonde gratitude.

Nous tenons à remercier chaleureusement toute l'équipe de recherche en hydrobiologie de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Mes remerciements vont particulièrement à l'endroit des enseignants-chercheurs Dr ASSEMIAN N'Guéssan Emmanuel (Professeur Titulaire), Dr BOUSSOU Koffi Charles (Maître de Conférences), Dr KOUAME Kouamé Martin (Maître de Conférences), Dr KONE Mamadou (Maître-Assistant), qui m'ont également guidé durant ce travail. Leurs conseils avisés, soutiens, disponibilités et encouragements ont contribué fortement à améliorer ce manuscrit.

Nous tenons à remercier les référés Dr CAMARA Adama Idrissa (Maître de conférences à l'Université Nangui Abrogoua d'Abidjan), Professeur BERTE Issiaka (Professeur Titulaire à l'Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan) et Dr KOUAME Kouamé Martin (Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa) qui ont contribué à l'amélioration de ce manuscrit en leur qualité d'instructeur.

Nos remerciements vont également à l'endroit des membres du jury Professeur BONY Kotchi Yves (Président du jury), Docteur KOUAME Kouamé Victor (Examineur), Docteur

ABOUA Benié Rose Danielle (Examineur) et Docteur CAMARA Adama Idrissa (Rapporteur) pour l'évaluation de ce mémoire.

Nous voudrions remercier particulièrement DAGO Guy-Melaine Gballou, AKO Djiproh Marie-Michael et tous les autres doctorants de l'équipe de recherche Hydrobiologie pour leur disponibilité et conseils avisés.

Nous tenons à remercier tous les étudiants de la première promotion de Master de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes particulièrement KOUA Attey Noël, BOKO Brou Bernard, DJENE Laurent, DOSSO Amara et KELY Maley Roger pour leur soutien.

Nous remercions Dr TAHOU Martine Gauze, Directrice du Centre de Recherche en Ecologie (CRE), de nous avoir permis de faire l'analyse de nos sédiments benthiques prélevés dans les zones littorales des stations d'étude. Nous exprimons aussi toute notre reconnaissance à Monsieur KOUASSI Kan Martin, doctorant-stagiaire au CRE, pour m'avoir assisté lors des analyses granulométriques de nos échantillons.

Nous tenons à exprimer notre reconnaissance à Monsieur OBOUMOU Kevin, Directeur de la Compagnie Ivoirienne d'Electricité (CIE) de Buyo ainsi qu'à ses collaborateurs (Messieurs POODA Serge et KANGA Ernest) qui ont bien voulu mettre à notre disposition des données de pluviométrie et de côtes des eaux de la zone de Buyo.

Nous adressons nos chaleureux remerciements à Monsieur KAMAGATE Beman (Capitaine de la police pêche) de la Direction des Pêches et de l'Aquaculture de Buyo pour sa disponibilité.

Nous remercions M. ZEBLI Lago Mauclaire, DOUFFI Yao Jeoffroy, IBO Padré Carolle, COULIBALY Zié Yacouba Yagnou et LOGBO Yves Allonson pour tout leur soutien durant la période doctorale.

A ces remerciements, nous avons le grand plaisir d'associer toute notre famille particulièrement mon père ATCHIAPO Abo, ma mère KOUADIO Affoué, mes frères ABO ABO Louis, ABO Agbou Martial, ABO Yapi Jean-Marius Kevin, ABO Kouadio Alex Junior, ABO Abo Oscar, mes sœurs ABO Cho Faustine, ABO Houssou Albertine, ABO Brou Marie Noellie, ABO Adjoua Stephanie, mon oncle KOUADIO Kouakou Florent et les autres membres de la famille pour leur compréhension, leur dévouement et leur encouragement.



## LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACP	: Analyse en Composantes Principales
AFD	: Analyse Factorielle Discriminante
AFNOR	: Agence Française de Normalisation
BE	: Basses Eaux
CANOCO	: <i>Canonical Community Ordination</i>
CA	: Caméra d'action
C-A	: Caméra appâtée
CIE	: Compagnie Ivoirienne d'Electricité
CRE	: Centre de Recherche en Ecologie
CSRS	: Centre Suisse de Recherche Scientifique
DC-A	: Distance Caméra-appât
FAO	: <i>Food and Agriculture Organization</i>
GIZ	: <i>Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit</i>
GPS	: <i>Global Positioning System</i>
HE	: Hautes Eaux
IFREMER	: Institut Français de Recherche en Mer
KFW	: <i>Kreditanstalt für Wiederaufbau</i>
OD	: Oxygène dissous
OIPR	: Office Ivoirien des Parcs et Réserves
PNT	: Parc National de Taï
RDA	: Analyse de Redondance
SODEXAM	: Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique.
WCF	: <i>Wild Chimpanzee Foundation</i>

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau I : Caractéristiques générales des stations d'échantillonnage retenues pour la collecte des données sur l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) entre janvier et décembre 2020.....35

Tableau II : Valeurs minimales, maximales et médianes des paramètres physico-chimiques mesurés en saison pluvieuse (SP) et en saison sèche (SS) dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) entre janvier et décembre 2020 .....57

Tableau III : Valeurs minimales, maximales et médianes des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo selon les saisons hydrologiques (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....59

Tableau IV : Taux de couverture des plantes aquatiques (%) et du taux des débris végétaux (%) dans les stations d'échantillonnage du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....61

Tableau V : Niveaux de visibilité des poissons à travers les caméras d'action en fonction de la distance caméra-appât et de la profondeur dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.....77

Tableau VI : Liste des espèces de poissons observées à travers le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo sur tous les appâts testés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....82

Tableau VII: Catégories trophiques des espèces de poisson observées à travers le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020 .....84

Tableau VIII: Liste des catégories trophiques observées chez les poissons observés sur les différents appâts utilisés dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020 .....85

Tableau IX: Abondances relatives (%) des groupes trophiques enregistrés sur chaque type d'appât et le témoin dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....86

Tableau X: Liste des espèces de poissons observées dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) par le biais du système de vidéosurveillance de janvier à décembre 2020.....90

Tableau XI: Valeurs des indices de similarité de Jaccard entre les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....92

Tableau XII: Proportion (%) des espèces de poissons constantes, accessoires et accidentelles observées dans les différentes stations d'échantillonnage du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....	93
Tableau XIII: Liste des espèces de poissons constantes, accessoires et accidentelles observées dans les stations d'étude de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....	94
Tableau XIV: Abondance relative (%) des espèces de poissons les mieux représentées pendant les saisons sèches et pluvieuses dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....	104
Tableau XV : Contribution (%) des espèces de poissons les mieux représentées en période des hautes eaux et en période des basses eaux dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....	106
Tableau XVI: Liste des espèces de poissons observés dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) à l'aide de caméras non appâtées pendant la période de janvier à décembre 2020 .....	115
Tableau XVII: Proportion des différents types de comportements réalisés par les poissons dans l'ensemble des stations de janvier à décembre 2020.....	118
Tableau XVIII: Liste des types de comportements réalisés par les poissons dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 .....	118
Tableau XIX: Types de comportements réalisés par espèces dans les zones littorales du lac de Buyo le lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier 2020 à décembre 2020 .....	119

**LISTE DES FIGURES**

Figure 1: Localisation du lac de Buyo au Sud-ouest en Côte d'Ivoire. ....6

Figure 2 : Diagramme ombrothermique (2006 à 2015) de la zone d'étude (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) (SODEXAM in N'Dri, 2020). ....7

Figure 3: Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....8

Figure 4 : Profil des différentes couches écologiques d'un lac. ....12

Figure 5 : Instruments de mesure des paramètres physico-chimiques utilisés pour la caractérisation des eaux de la zone littorale du lac de Buyo. ....29

Figure 6 : Matériel de prélèvement, d'analyse et pesée du substrat utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....30

Figure 7 : GPS de type GARMIN 60 utilisé pour la prise des coordonnées géographiques des différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....31

Figure 8 : Caméra d'action de marque Apexcam et ses accessoires utilisés pour l'étude de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....31

Figure 9 : Support de fixation de la caméra et du pot d'appât utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....32

Figure 10 : Ingrédients utilisés pour la confection des appâts testés pour le suivi de la faune l'ichtyologique de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....33

Figure 11 : Bouchon PVC de diamètre 10 cm utilisé comme pot d'appât au niveau de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....33

Figure 12 : Localisation des stations d'échantillonnage dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....35

Figure 13 : Vue partielle de la station Pk15 sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire). ....36

Figure 14 : Vue partielle de la station Dera sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire). ....36

Figure 15 : Vue partielle de la station Pk28 sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire). ....37

Figure 16 : Vue partielle de la station Beablo sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire) .37

Figure 17 : Mesure de la pente de la berge immergée de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....39

Figure 18 : Schéma du dispositif expérimental de vidéosurveillance utilisé pour l'étude de la faune ichtyologique de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....42

Figure 19 : Schema illustrant les différents dispositifs expérimentaux utilisés pour le test de visibilité des poissons par les caméras. ....43

Figure 20 : Installation manuelle du dispositif de caméra-appâtée dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). .....	44
Figure 21: Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). .....	55
Figure 22 : Variation spatiale de la pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....	62
Figure 23 : Variation saisonnière de la pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). .....	62
Figure 24 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la pente du substrat immergé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	63
Figure 25 : Composition granulométrique des sédiments des stations prospectées dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	64
Figure 26: Variation saisonnière de la composition granulométrique des sédiments des différentes stations prospectées de la zone littorale du lac de Buyo. ....	65
Figure 27 : Proportion des constituants des sédiments obtenus en fonction du niveau d’eau dans les différentes stations d’échantillonnage du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	65
Figure 28 : Variation spatiale de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	66
Figure 29 : Variation saisonnière de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	67
Figure 30 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). ....	67
Figure 31 : Variation spatiale de la taille de l’herbier entre les stations dans le littoral du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	68
Figure 32 : Variation saisonnière de la taille de l’herbier dans les stations pendant les saisons hydrologiques sur le littoral du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). ....	69
Figure 33 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la taille de l’herbier dans les stations pendant les saisons hydrologiques sur le littoral du lac de Buyo (Côte d’Ivoire).....	69
Figure 34 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur la base des variables physico-chimiques des différentes stations d’échantillonnages de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) .....	71
Figure 35 : Photographie du type de visibilité des poissons pour les caméras en fonction de la distance caméra-appât (D C-A) dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020 .....	78

Figure 36 : Schéma du dispositif expérimental montrant la distance optimale entre le pot d'appât et la caméra utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) .....79

Figure 37 : Temps d'arrivée des poissons sur les appâts utilisés pour l'observation des poissons dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....80

Figure 38 : Temps de séjour des poissons sur les appâts utilisés pour l'observation des poissons dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. ....81

Figure 39 : Quelques espèces de poissons observées sur le son de maïs de janvier à décembre 2020 dans les zones littorales du lac de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) .....83

Figure 40 : Abondance relative des poissons observés en fonction de l'appât dans le champ des caméras d'action dans le lac de Buyo de novembre à décembre 2019. ....85

Figure 41 : Captures d'images des espèces de poissons observées dans le champ de vision des caméras déployées dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire).....91

Figure 42 : Contribution (%) des familles de poissons observés dans la richesse taxonomique du peuplement ichtyologique dans les zones littorales du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....92

Figure 43 : Variations saisonnières de la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....95

Figure 44 : Variations de la richesse spécifique dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) selon les saisons hydrologiques de janvier à décembre 2020 . ....96

Figure 45 : Variation spatiale de l'indice de diversité de Shannon ( $H'$ ) du peuplement de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....97

Figure 46 : Variation spatiale de l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des communautés de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....97

Figure 47 : Variation saisonnière de l'indice de diversité de Shannon ( $H'$ ) du peuplement de poissons dans les stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....98

Figure 48 : Variation saisonnière de l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des communautés de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). ....99

Figure 49 : Variation de l'indice de diversité de Shannon ( $H'$ ) du peuplement de poissons en fonction des saisons hydrologiques dans chaque station d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. .... 100

Figure 50 : Variation de l'indice d'équitabilité de Piélou (E) des communautés de poissons en fonction des saisons hydrologiques de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. .... 100

Figure 51: Abondance relative (%) des familles de poissons denombés dans le champ de vision des caméras déployés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020. .... 101

Figure 52 : Abondance relative (%) des espèces de poissons denombés dans le champ de vision des caméras déployées dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020..... 102

Figure 53 : Abondance relative (%) des espèces de poissons dénombés dans le champ de vue des caméras déployées dans la zone littorale des stations d'échantillonnage du lac de Buyo de janvier à décembre 2020. .... 102

Figure 54 : Evolution saisonnière de l'abondance relative (%) des espèces de poissons denombés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de . .... 103

Figure 55 : Abondance relative (%) des poissons rencontrés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) selon les saisons hydrologiques de janvier à décembre 2020. .... 105

Figure 56 : Résultat de l'analyse canonique des correspondances (ACC) montrant les corrélations entre les variables environnementales, les espèces de poissons observées et les stations d'échantillonnage du lac Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 ..... 107

Figure 57 : Images de quelques espèces observées au moyen des caméras non appâtées .... 116

Figure 58 : Proportion des types de comportements observés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). .... 117

Figure 59 : Fréquence moyenne des activités réalisées par espèce dans l'ensemble des habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire)..... 119

Figure 60 : Variation de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèce dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire)..... 121

Figure 61 : Evolution de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèce en fonction des saisons hydrologiques des différents habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) ..... 123

# **INTRODUCTION**

Zones de transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique, les zones littorales sont les zones les plus riches et les plus diversifiées d'un plan d'eau (Brind'Amour, 2005 ; Zohary & Gasith, 2014). Elles hébergent la plus grande partie de la flore et de la faune qui vivent dans un milieu aquatique (Kyle *et al.*, 2014) et constituent un véritable réservoir de biodiversité. Elles sont par ailleurs, des zones d'importantes activités de reproduction, d'alimentation et de refuge pour les nombreuses espèces aquatiques (Crowder & Cooper, 1982 ; Kyle *et al.*, 2014). Les végétaux présents dans le littoral des hydrosystèmes sont essentiels à la vie des plans d'eau, car ils absorbent les substances dissoutes dans l'eau pour fabriquer de la matière organique servant de nourriture aux organismes aquatiques (Beauchamp *et al.*, 1994 ; Zohary & Gasith, 2014). Sans ces végétaux, les organismes aquatiques, notamment les poissons, seraient privés d'une bonne partie de leur nourriture. Toute cette biodiversité forme avec l'habitat physique un système écologique. Si l'équilibre de ce système est perturbé, c'est l'existence même du plan d'eau qui est mise en danger. Ainsi, pour prévenir la dégradation des plans d'eau, il est essentiel de protéger l'intégrité du littoral (Schindler & Scheuerell, 2002 ; Freshwater, 2004 ; Rubinato *et al.*, 2020).

Au cours des dernières décennies, l'Afrique de l'Ouest a connu une augmentation significative de sa population, ce qui a entraîné un accroissement des besoins alimentaires et, par conséquent, une pression plus forte sur les écosystèmes aquatiques en général et les zones littorales (plus accessibles) en particulier. Les exploitations humaines multiples et les nuisances aggravées par les perturbations environnementales associées au changement climatique global sont à l'origine de profonds bouleversements dans la nature et la structure des peuplements de poissons (Jones *et al.*, 2002 ; Onana *et al.*, 2014). Ces facteurs constituent les principales sources de menaces pour la diversité biologique de ces zones en Afrique de l'Ouest (Jones *et al.*, 2002 ; Onana *et al.*, 2014 ; Monney *et al.*, 2016 ; N'Dri, 2020). En effet, les lacs, les rivières et les ruisseaux ont exercé une véritable influence sur les êtres humains. Ceux-ci se sont, d'abord, établis en bordure des plans et des cours d'eau pour des raisons pratiques de transport et pour répondre à des besoins domestiques. Peu à peu, la recherche de quiétude, d'espace et de contact avec la nature s'est ajoutée à ces raisons initiales. Au fil des ans, les zones littorales ont connu divers aménagements (exemple : les plages artificielles) et les eaux usées ont été rejetées dans ces plans d'eau qui connaissent une surexploitation de leurs ressources halieutiques. Dans la plupart des cas, ces actions ont contribué, progressivement, à la détérioration de ces milieux, entraînant, parfois, leur vieillissement prématuré et leur eutrophisation.

Les principales conséquences de l'eutrophisation sont un développement excessif des plantes aquatiques ainsi qu'une dégradation de la qualité de l'eau. Ce phénomène peut entraîner des risques pour la santé humaine et une diminution des services écosystémiques des milieux aquatiques et des zones littorales (Jones *et al.*, 2002).

Le maintien et l'amélioration de la qualité d'un plan d'eau nécessitent de porter une attention soutenue à son littoral. Cela suppose la prévention de leur dégradation ainsi que la conservation de la qualité et de la diversité biologique du milieu. A cet égard, plus de 175 pays dont la Côte d'Ivoire se sont dotés, en 1992 à Rio (Brésil) d'un outil, la Politique de protection du littoral et des plaines inondables, qui vise la protection et la restauration des plans d'eau (Le Pape, 2005). Ainsi, depuis plus d'une décennie, une attention particulière est portée aux effets des pressions anthropiques sur la flore, la faune et sur les processus écologiques en zone littorale des milieux lacustres (Kelly, 2001; Branchu *et al.*, 2005 ; PNUD, 2010). La fonction de ces habitats aquatiques est de plus en plus prise en compte dans la définition des zones sensibles qui font l'objet de mesure particulière de conservation et de restauration (Le Pape, 2005).

En Côte d'Ivoire, le lac de Barrage de Buyo fait face à de nombreuses pressions anthropiques. Les activités anthropiques (pêche et agriculture) ont des conséquences néfastes sur les habitats des poissons, mais aussi sur le stock de poissons, engendrant parfois la disparition de certaines espèces de poissons (N'Dri *et al.*, 2020). En effet, les techniques et les engins de pêche utilisés par certains pêcheurs sont, en grande partie, non réglementaires. Ils détruisent bien souvent les habitats littoraux du lac, prélèvent les géniteurs présents sur les nids et capturent toutes les tailles de poisson. Toutefois, si de nombreuses études ont été effectuées sur le lac de Buyo (Traoré, 1996 ; Kouamé, 2010 ; Goli Bi *et al.*, 2019 ; Kouassi *et al.*, 2019), peu d'investigations ont porté spécifiquement sur les zones littorales de ce lac. Notamment, la partie du lac de Buyo qui intègre le Parc National de Taï alors que, cette dernière est connue pour être une importante zone de reproduction (frayère) des poissons (N'Dri, 2020). D'où la nécessité de suivre la dynamique des poissons dans les zones littorales en vue d'identifier, voire d'anticiper, les possibles dégradations qui peuvent affecter ces dernières. Ces suivis peuvent également permettre d'appréhender les causes inhérentes à ces changements. L'importance patrimoniale et économique du lac de Buyo, justifie à elle seule la mise en place de tels suivis. Les méthodes d'observation traditionnellement utilisées pour le suivi des écosystèmes aquatiques reposent sur des pêches expérimentales. Cette technique extractive est toutefois destructrice, ce qui n'est pas souhaitable dans le cas des zones sensibles ou protégées (Hickford *et al.*, 1995 ; Pelletier, 2003). La technique de

vidéosurveillance constitue une alternative intéressante pour l'étude de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo. Les techniques visuelles fournissent une image assez complète des peuplements ichtyologiques (Pelletier *et al.*, 2006). En effet, l'utilisation couplée des caméras d'actions et des appâts pourrait avoir pour avantage l'observation de plusieurs espèces, d'individus de petite taille qui échappent souvent aux engins de pêche et la réduction de la létalité d'espèces menacées d'extinction (Sheehan *et al.*, 2010 ; Favaro *et al.*, 2012). Ces techniques fournissent aussi des informations sur les habitats des peuplements aquatiques qui pourraient être valorisées comme information de terrain pour des approches cartographiques basées, par exemple sur des données satellitaires ou autres (Armstrong *et al.*, 1992 ; Struthers *et al.*, 2015). En Côte d'Ivoire, l'utilisation de caméras d'action a permis de suivre le comportement reproducteur de *Coptodon zillii*, dans le lac de Buyo (N'Dri *et al.*, 2020).

Vu l'importance des zones littorales dans la survie de l'ichtyofaune, la présente étude a pour objectif général de contribuer à une meilleure connaissance de la faune ichtyologique des zones littorales du lac de Buyo en vue d'une gestion efficace de ces milieux. Il s'agit spécifiquement de :

- (1) caractériser l'environnement abiotique des zones littorales du lac de Buyo ;
- (2) déterminer les conditions optimales d'utilisation du matériel de vidéosurveillance en milieu aquatique ;
- (3) déterminer la diversité et l'abondance des poissons des zones littorales ;
- (4) identifier les comportements des poissons des zones littorales.

Pour atteindre ces objectifs, les hypothèses suivantes ont été formulées :

- le lac de Buyo comporte plusieurs types d'habitats littoraux avec des caractéristiques différentes ;
- les conditions optimales d'utilisation du matériel de vidéosurveillance peuvent contribuer à l'amélioration de l'observation des poissons en milieu aquatique ;
- la diversité et l'abondance des poissons diffèrent selon les habitats ;
- les poissons fréquentent un habitat pour des besoins spécifiques.

Ce mémoire est organisé en trois parties dont la première est une revue bibliographique qui présente le milieu d'étude et des concepts fondamentaux relatives au sujet traité. La seconde partie porte sur le matériel utilisé et les méthodes mises en œuvre pour atteindre les objectifs visés. Les résultats de cette étude et leur interprétation constituent la troisième partie de ce mémoire.

**PARTIE I :**  
**GENERALITES**

## I.1. MILIEU D'ETUDE

La présente étude a été réalisée dans la partie du lac de Buyo qui est adjacente au Parc National de Taï (PNT).

### I.1.1. Situation géographique

Le lac de Buyo est situé au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire (Figure 1). Il est issu de la construction du deuxième grand barrage hydroélectrique de Côte d'Ivoire et est localisé géographiquement entre 06°14' et 07°03' de latitude Nord et 06°54' et 07° 31' de longitude Ouest (Yapo *et al.*, 2008). Créé à la limite du Parc National de Taï en 1980 (Tia & Touré, 2016), le lac de Buyo se situe à 4 km en aval de la confluence du N'Zo et du Sassandra, immergeant approximativement 8400 hectares de forêt (OIPR, 2006). Avec une superficie de 920 km<sup>2</sup>, ce lac a un bassin-versant qui couvre 75 000 km<sup>2</sup> (N'Dri *et al.*, 2020).

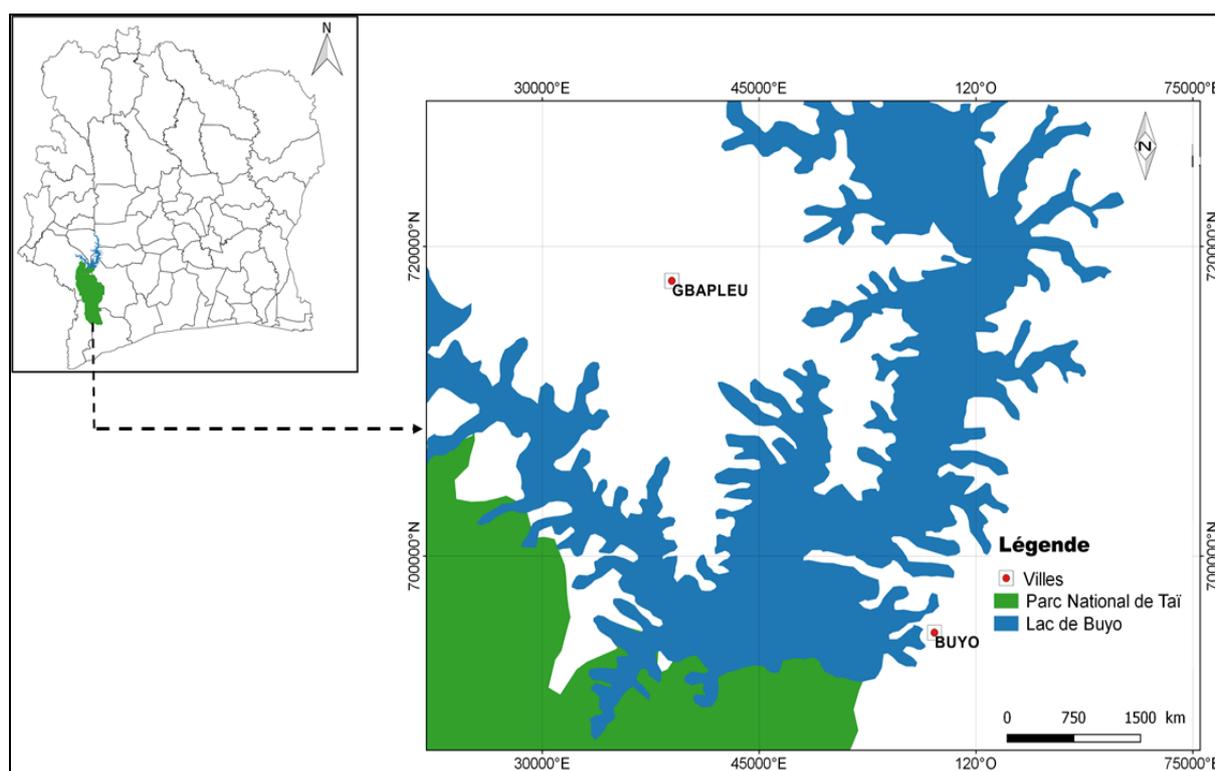


Figure 1: Localisation du lac de Buyo au Sud-ouest en Côte d'Ivoire.

### I.1.2. Climat et hydrologie

La pluviométrie varie de 1700 mm au Nord à 2200 mm au Sud du parc (Van Rompaey, 1994 ; Adou *et al.*, 2005). Les températures sont peu élevées et se situent entre 25 et 27°C, avec une marge de variation de 3°C (Boesch & Boesch, 2000). Les données ombrothermiques montrent une saison sèche (décembre à janvier) et une saison pluvieuse

(février à novembre) (Figure 2). Quant à l'humidité de l'air, elle est très élevée et varie entre 85 % et 90 %, pour atteindre souvent 100% pendant la nuit ou en saison pluvieuse (Boesch & Boesch, 2000). Les chiffres d'évapotranspiration obtenus pour le PNT sont compris entre 1363 et 1465 mm par an, soit 69 % à 73 % des précipitations annuelles. Ce qui permet aux paramètres physiques de la masse d'air (humidité et température) en provenance de l'océan de ne pas trop changer lors de son avancée sur le continent (Monteny, 1987).

Les relevés des cotes de la Direction d'Usine Hydroélectrique (DUH) du Barrage de Buyo révèlent deux saisons hydrologiques. La période des hautes eaux s'étend de septembre à février et celle des basses eaux de mars à août (Figure 3). En période de crue, le lac est rempli et d'importantes surfaces sont inondées. Cette période correspond à la période où le niveau de l'eau est supérieur au niveau moyen, car, en dessous du niveau moyen, l'on parle de basses eaux (Pardé, 1963). 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). La surface moyenne inondée pendant cette période est de l'ordre de 50000 ha et la zone de marnage est de l'ordre de 42850 ha. En période des hautes eaux, le remplissage du lac et la crue du Sassandra et du N'Zo inondent d'importantes surfaces. En période de basses eaux, les eaux diminuent considérablement et la surface du lac se réduit pratiquement au lit du fleuve. L'étiage est marqué par la présence des nids sur toute la berge et l'apparition des troncs inondés pendant la crue.

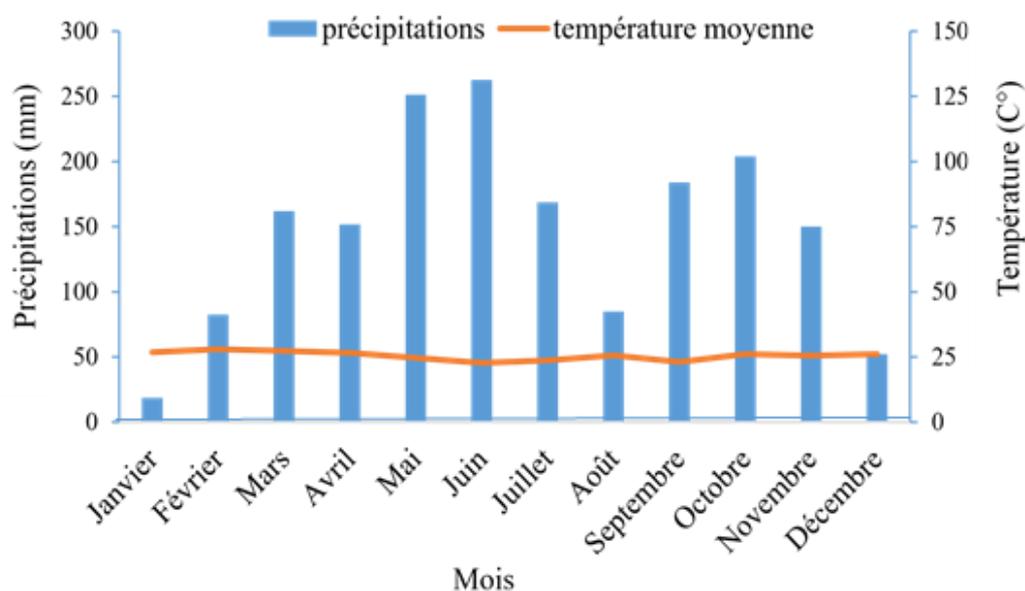


Figure 2 : Diagramme ombrothermique (2006 à 2015) de la zone d'étude (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) (SODEXAM in N'Dri, 2020).

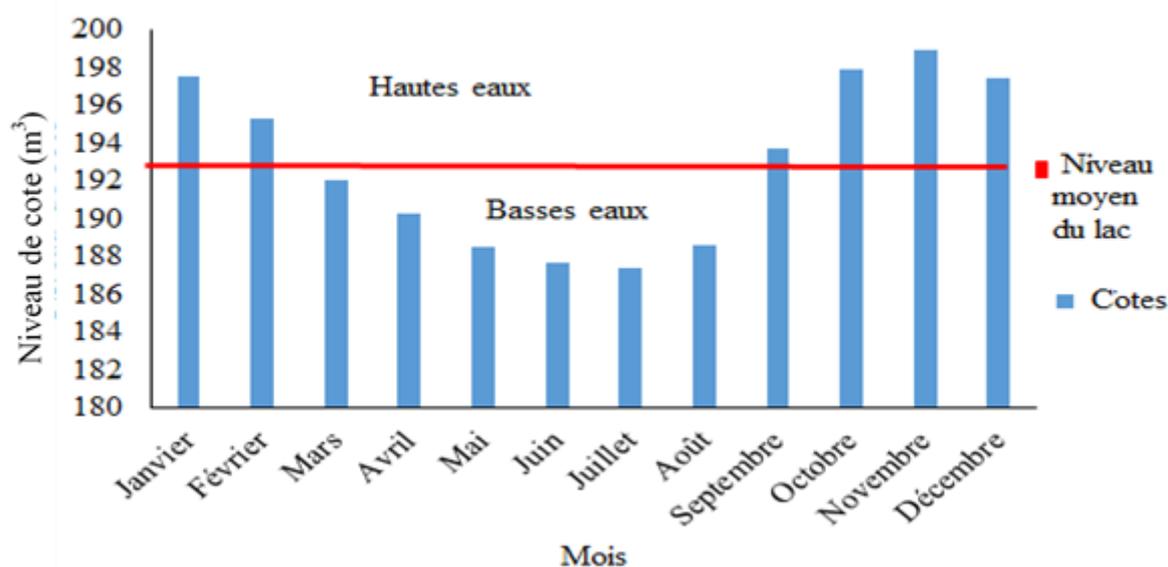


Figure 3: Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 (Source : Compagnie Ivoirienne d'Electricité de Buyo).

### I.1.3. Géologie et sols

Le sud-ouest de la Côte d'Ivoire repose sur des roches éruptives avec, par endroits, une bonne présence de schistes (Bakayoko, 2005). Cette région est une formation métamorphisée par intrusion granitique et montée magmatique. Les roches magmatiques forment une large bande orientée SW-NE (Guillaumet, 1967). La géologie de la région de Buyo est caractérisée par des formations libériennes, birimiennes et granitoïdes associées à l'orogénèse éburnéenne. Ces formations sont composées pour l'essentiel de roches mères granitiques, de méta-sédiments, de schistes et de gneiss (Le Buanec, 1972). Ces formations, sous l'influence d'un climat tropical humide, sont altérées, lessivées sous forêts pour discriminer les différents types de sol de cette région. Ce sont ces sols qui vont être décapés et entraînés dans les milieux récepteurs (N'Go, 2000).

### I.1.4. Diversité de la faune ichtyologique

Dans le lac de Buyo, selon Goli Bi *et al.* (2019), les poissons se répartissent entre 15 familles, 27 genres et 45 espèces. Parmi ces espèces, on distingue 3 espèces estuariennes ou marines (*Sarotherodon galilaeus*, *Sarotherodon melanotheron* et *Pellonula leonensis*) et 2 espèces introduites (*Oreochromis niloticus* et *Heterotis niloticus*). Les principales familles sont, par ordre d'importance numérique, les Cichlidae avec 8 espèces, les Mormyridae avec 7 espèces et les Alestidae avec 6 espèces. Elles sont suivies par les Cyprinidae et les Mochokidae avec chacune 4 espèces, les Clariidae et Clarotidae avec 3 espèces chacune, et les Malapteruridae et Schilbeidae avec 2 espèces chacune. Les autres familles comptent

seulement 1 espèce. Par ailleurs, les travaux de N'Dri *et al.* (2020) indiquent que, dans le lac de Buyo, les Cichlidae, les Cyprinidae, les Mormyridae et les Mochokidae sont les plus représentées.

### I.1.5. Végétation environnante

Le Parc National de Taï (PNT), situé au sud-ouest de la Côte d'Ivoire, est le plus vaste massif forestier d'Afrique de l'Ouest sous stricte protection (OIPR, 2018). Le lac de Buyo bénéficie de cette partie du PNT. Les espèces de végétaux supérieurs (spermatophytes et fougères) du PNT sont au nombre d'environ 1300 espèces dans le Sud-ouest (Guillaumet, 1967). D'un point de vue, phytogéographique, ces espèces de végétaux supérieurs se répartissent de la façon suivante : 7 % sont pantropiques, 13 % se propagent au-delà du secteur guinéo-congolais et 80 % sont endémiques pour le secteur floristique guinéo-congolais. Parmi les 80 %, il existe 10 % d'endémisme strict au niveau de la zone du Cavally (Guillaumet, 1967 ; Aké & Pfeffer, 1975 ; Roth *et al.*, 1979).

Le PNT est essentiellement constitué de forêt dense humide sempervirente qui relève du complexe *Eremospatho-Mabetum* qualifié de forêt subhygrophile (Guillaumet, 1994). En bas de pente, il est donné d'observer des éléments appartenant au complexe *Diospyro-Mapanietum* liés à des sols argileux. Ce sont en particulier les espèces du genre *Mapania* (Cyperaceae) et *Tarrietia* (Sterculiaceae) (Guillaumet, 1994). La forêt du PNT est caractérisée par la présence d'arbres géants de 40 à 60 m de hauteur avec, chez certaines espèces, d'énormes racines contreforts aliformes, comme c'est le cas chez *Piptadeniastrum africanum* (Mimosaceae), *Klainedoxa gabonensis* (Irvingiaceae) ou des racines échasses à leur base, comme chez *Uapaca spp* (Euphorbiaceae). L'espèce rare *Kantou guereensis* (Sapotaceae), arbre sacré des Guérés, fait partie des espèces dites « sassandriennes ». Le terme « sassandrien » a été introduit par Mangenot en 1956, pour désigner les espèces de plantes qui confèrent aux forêts hygrophiles de l'ouest et de l'extrémité sud-est de la Côte d'Ivoire, un faciès particulier (Guillaumet, 1967; Guillaumet & Adjanooun, 1971).

Le couvert végétal du PNT est, dans l'ensemble, bien conservé et les plantations situées dans la partie ouest ont été détruites, celles des autres côtés représentent environ 3 000 ha soit moins de 0,6 % de la superficie totale du Parc ne l'ont pas encore été (Schweter, 2004). La zone de plantations située à l'est a été transformée en Zone d'Occupation Contrôlée (ZOC) avant de planifier sa destruction ; elle représente une menace pour la conservation du PNT (OIPR, 2006).

## I.1.6. Menaces anthropiques sur le lac de Buyo

Depuis la création du barrage hydroélectrique, les atteintes à l'environnement se sont amplifiées (Aloko, 2001). Les usages divers de l'eau pour l'agriculture, la production d'énergie, le transport, les besoins domestiques sont à l'origine de nombreux aménagements des hydrosystèmes. Ces contraintes modifient le bilan hydrologique, mais également les habitats aquatiques de manière directe ou indirecte (Lévêque & Paugy, 2006).

### I.1.6.1. Pollution des eaux

La pollution est l'une des principales menaces du lac de Buyo (Aloko, 2001). En effet, l'utilisation des produits agrochimiques dans l'agriculture détruit les mauvaises herbes, s'attaque aux insectes prédateurs et enfin détruit les champignons (Aloko, 2001). Ces atteintes à l'environnement auront tendance à s'amplifier, car certains agriculteurs traitent souvent le même champ à plusieurs reprises au cours de la même saison, parfois même avec différents produits (Aloko, 2001). En parcourant les plantations, on se rend compte de ces applications abusives. Du fait de leur capacité à se disperser dans l'environnement, certains pesticides (organochlorés) et métaux lourds, constituent une réelle menace pour l'équilibre des différents milieux de vie, notamment le lac et les points d'eau (Karachi, 1996). Des résultats d'analyse indiquent des traces de produits chimiques (DDT, hexachlorocyclohexane, lindane) et de certains métaux toxiques (Cu, Cd, Hg, Zn...) dans le sol et dans les sédiments. Selon Karachi (1996), le ruissellement de l'eau des champs traités aux engrais contribue à l'eutrophisation des eaux de surface et à la lixiviation du nitrate des terres agricoles. L'impact des engrais contenant de l'ammoniac favorise l'acidification du sol. Cependant, les spécialistes conviennent que la pollution des écosystèmes de Buyo est potentielle, car les connaissances en matière d'impact des pesticides restent relativement limitées (Mambo *et al.*, 2001).

Par ailleurs, l'abondance des plantes à la surface du lac et leur décomposition diminuent la quantité d'oxygène dissoute dans l'eau. De plus, la pénétration des rayons du soleil étant bloquée, la photosynthèse ne peut se réaliser normalement (Aloko, 2001). Ainsi, certains taxons de poissons se raréfient dans le lac (*Tilapia*, *Sarotherodon*) (Aloko, 2001). En revanche, certains taxons comme *Sarotherodon* (gueule tordue), *Chrysichthys* (exagérément maigres ou borgnes) apparaissent dans le milieu. Tout se passe comme si la nouvelle biodiversité aquatique, suite à la transformation de l'écosystème fluvial en un écosystème lacustre, semble n'avoir apporté que des éléments négatifs (Aloko, 2001).

### **I.1.6.2. Surexploitation des ressources halieutiques**

Le lac de Buyo fait l'objet d'une surexploitation due à la présence d'une forte communauté de pêcheurs allochtones aguerris aux différentes techniques de pêche (Vanga, 2001 et 2004 ; Goli Bi *et al.*, 2019). Les pêcheurs maliens en constituent la majorité et disposent d'une longue tradition en matière de pêche. Ils possèdent des moyens techniques considérables et bénéficient d'une expérience significative dans ce domaine, ce qui améliore leur efficacité. Un arrêté ministériel n'autorise qu'un quota de 1 000 pêcheurs sur le lac de Buyo ; or aujourd'hui, on dénombre en réalité entre 900 et 2 954 pêcheurs avec une moyenne de 2053 pêcheurs (N'Dri, 2020). De plus, l'espace Buyo est le théâtre de conflits fonciers entre allochtones et autochtones d'une part et entre exploitants des ressources halieutiques et l'Etat d'autre part (Aloko, 2001). En effet, la présence massive des pêcheurs allochtones s'accompagne du non-respect de l'environnement physique et social du lac (Nugent, 1997 ; Golé *et al.*, 2004).

Les engins de pêche utilisés par certains pêcheurs ne sont pas conformes aux normes recommandées et présentent un risque pour l'avenir du lac (N'Dri, 2020). De plus, les allochtones ne saisissent pas l'importance de se conformer aux coutumes socio-économiques des peuples autochtones, telles que la prohibition de pêcher certains jours considérés comme sacrés (Aloko, 2001).

## **I.2. CONNAISSANCES DES ZONES LITTORALES**

### **I.2.1. Définitions et caractéristiques générales**

Les définitions relatives aux zones littorales sont nombreuses et restent difficiles à appréhender (Dauvin *et al.*, 2002). La définition donnée par Le Robert (1991) précise que le littoral est, étymologiquement, « ce qui appartient, qui est relatif à la zone de contact entre la terre et l'eau ». Puis, Wetzel (2001) définit la zone littorale comme étant la région peu profonde et proche du rivage d'un écosystème aquatique en interface, entre la terre et l'eau, qui s'étend jusqu'à la limite inférieure de la zone euphotique, où la lumière atteignant le fond est suffisante pour la croissance des plantes. La zone littorale d'un écosystème aquatique (rivière, lac, mer) peut être également caractérisée par la présence de lumière solaire au niveau des sédiments et par la croissance correspondante de plantes aquatiques partiellement ou totalement immergées (Schindler & Scheuerell, 2002) (Figure 4). Cette variété de sens du terme « littoral » reflète une étroite relation entre nature et société qui évolue au fil du temps. L'étude de la zone littorale d'un milieu est riche et complexe, du fait de sa situation

d'interface, des limites et des discontinuités naturelles et anthropiques qui la caractérisent (Hubert *et al.*, 2015).

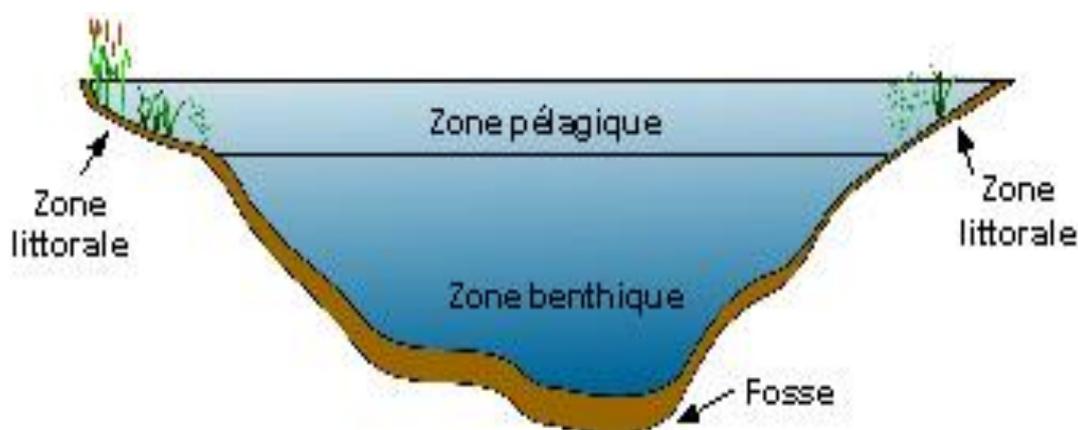


Figure 4 : Profil des différentes couches écologiques d'un lac (Schindler & Scheuerell, 2002).

## I.2.2. Importance et rôle

### I.2.2.1. Diversité biologique

Les zones littorales abritent une importante diversité de micro et macro-organismes (Wetzel, 2001). Le microbiote de la zone littorale comprend des bactéries, des algues, des champignons et de petits invertébrés. Le macrobiote comprend les macroinvertébrés, les poissons, les oiseaux et les plantes submergées, flottantes et émergentes. Ces milieux offrent aux espèces qui y vivent les fonctions essentielles à la vie (la reproduction, l'alimentation...) grâce à la présence de ressources alimentaires variées et à la diversité des habitats (Gafny *et al.*, 1992 ; Schmieder, 2004).

### I.2.2.2. Zone d'alimentation

L'abondance des ressources alimentaires au niveau des zones littorales fournit la base de la chaîne alimentaire pour de nombreux consommateurs, parasites et décomposeurs, à partir desquels vont se nourrir les poissons, les oiseaux, les mammifères, etc. (Wetzel, 1983). La disponibilité des ressources alimentaires au niveau des zones littorales est favorisée par la présence des végétaux aquatiques (macrophytes, arbres, arbustes, périphyton) (Zohary & Ostrovsky, 2011). La décomposition des macrophytes du littoral et des algues qui y vivent contribue à la formation d'un vaste stock de matière organique dissoute et particulaire. La production de cette matière organique et du détritrus associé fournit de la nourriture et un habitat pour le zooplancton, les macroinvertébrés et les vertébrés tels que les poissons et les amphibiens (Wetzel, 2001 ; Winfield *et al.*, 2004). L'observation directe du comportement alimentaire au niveau des zones littorales indique que de nombreuses espèces de poissons

prennent leurs proies directement dans la végétation inondée (Baker & Schmitz, 1971). Une forte productivité associée à une forte variabilité temporelle assure la disponibilité des ressources alimentaires (Saenger, 2002).

### **I.2.2.3. Fonction d'habitat**

La zone littorale des lacs est la zone proche du rivage occupée par des plantes aquatiques, mais elle peut aussi être dépourvue de végétaux. Les plantes aquatiques qui poussent dans cette zone sont connues sous le nom de macrophytes et peuvent être émergées ou submergées (Goldman & Home, 1983). Selon Beauchamp *et al.* (1994), ces macrophytes constituent des habitats essentiels pour différents types d'animaux (invertébrés, poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux de rivage, oiseaux aquatiques et mammifères). La structure et la présence de végétaux font de ces zones des lieux de refuge et de repos pour de nombreuses espèces animales (Marquette *et al.*, 2002). Leur position entre les milieux aquatiques et terrestres leur donne un rôle de transition et d'interface. Par exemple, dans les ripisylves, les racines bordant les cours d'eau jouent le rôle d'abri pour la faune aquatique. Par ailleurs, les zones boisées bordant les cours d'eau servent également de corridor écologique en favorisant les échanges et les déplacements des communautés d'animaux et de végétaux (Bouscasse *et al.*, 2011). De même, le substrat offre des niches qui augmentent avec la taille des "particules": les petites particules comme le sable et le limon fournissent une complexité structurelle, relativement faible, convenant seulement aux petits organismes. Tandis que les particules plus grosses comme les pierres et les blocs rocheux servent de refuge aux petits et aux gros organismes (Gasith & Gafny, 1990).

### **I.2.2.4. Aire de reproduction**

Les caractéristiques environnementales, la disponibilité en ressources alimentaires, la diversité des habitats et des zones d'abri pour la faune constituent des éléments essentiels favorisant la reproduction des organismes vivants dans les zones littorales. Ces zones représentent des habitats de reproduction essentiels pour diverses espèces animales, en particulier les poissons qui utilisent ces environnements pour leur reproduction (N'Dri, 2020). D'autres espèces telles que les soles, les mulots et les anguilles, ainsi que certains mollusques et crustacés, dépendent également des zones côtières pour leur reproduction ou leur développement. De plus, les amphibiens nécessitent à la fois des milieux aquatiques et terrestres pour mener à bien leur processus reproductif (Bouscasse *et al.*, 2011).

### **I.2.3. Facteurs influençant la structure des peuplements ichtyologiques**

#### **I.2.3.1. Facteurs abiotiques**

##### **I.2.3.1.1. Régime hydrologique**

De façon générale, les volumes d'eau entrant et sortant dans un plan d'eau ont tendance à perturber la structure stratifiée de la masse d'eau (Aliko, 2012). Les retenues artificielles ont la particularité de posséder des débits sortants modulables, liés à l'utilisation de la masse d'eau. Cette exploitation provoque des variations du niveau d'eau parfois brusques et importantes appelées marnage (Aliko, 2012). Ce marnage constitue un facteur d'instabilité des berges et limite le développement des macrophytes en zone littorale (Pourriot & Meybeck, 1995; Agence de l'eau, 1999). Son impact sur la faune piscicole peut être résumé en quatre modes principaux (Tra Vade *et al.*, 1985 ; Aliko, 2012):

- suppression de support de ponte des espèces phytophiles ;
- mauvaise protection des juvéniles qui sont ainsi exposés à une forte prédation ;
- inaccessibilité aux frayères ;
- assèchement des pontes.

##### **I.2.3.1.2. Paramètres physico-chimiques**

Dans la plupart des pays africains, les travaux de recherche réalisés sur les cours d'eau ont montré que la distribution des taxons est sous l'influence des variables physico-chimiques de l'eau telles que la température, l'oxygène dissous, le pH et le TDS... (Yao *et al.*, 2005). La température a une influence significative sur la physiologie des êtres vivants et est un facteur déterminant dans le choix des sites de reproduction d'une espèce de poisson (Khellou, 2020). Les stades précoces, tels que les embryons et les larves, présentent une sensibilité particulièrement élevée aux variations thermiques (Delage *et al.*, 2014). Le pH quant à lui, joue un rôle crucial dans la diversité biologique des milieux aquatiques (Simoneau, 2004). En effet, la plupart des organismes aquatiques nécessitent un pH compris entre 6 et 9 pour assurer leur survie (Hade, 2002). Des fluctuations significatives du pH peuvent donc mettre en péril certaines de leurs fonctions vitales, telles que la respiration et la reproduction (Simoneau, 2004 ; Wilby *et al.*, 2014). Par conséquent, les eaux présentant une acidification sont souvent associées à une diminution de la diversité biologique. De plus, l'oxygène dissous fait référence à la quantité d'oxygène présente dans l'eau à une température donnée (Khellou, 2020). Ce paramètre est essentiel à la respiration des organismes aquatiques, qui ont besoin d'une quantité minimale d'oxygène dissous pour survivre (Roy, 2013). Une diminution de l'oxygène dissous peut entraîner des conséquences néfastes pour l'écosystème aquatique, car

une concentration en oxygène dissous plus faible est corrélée à une diminution de la biodiversité (Khellou, 2022).

#### **I.2.3.1.3. Paramètres mésologiques**

De nombreuses études ont montré que les paramètres mésologiques tels que la pente, le substrat, la profondeur, la vitesse, la canopée, les plantes aquatiques et les débris végétaux jouent un rôle important dans la structuration des espèces de poissons (Mary, 1999 ; Pinault *et al.*, 2012 ). Selon Goual (2019), la pente désigne l'inclinaison d'une surface par rapport à son horizontal. Ce paramètre est une caractéristique importante qui affecte la richesse des espèces de poissons (Santoul *et al.*, 2004 ; Quist *et al.*, 2006 ; Camana *et al.*, 2016). Selon Camana *et al.* (2016), la pente représente l'un des critères les plus importants dans la distribution des espèces ichtyologiques et dont la variabilité dans un cours d'eau fournit une plus grande disponibilité de refuges pour les poissons.

Le substrat est l'un des descripteurs de l'hydromorphologie des milieux aquatiques ; il joue un rôle fondamental dans le cycle de vie des différentes espèces (N'Dri, 2020). Il constitue pour de nombreuses espèces de poissons des habitats d'alimentation et de refuge contre les prédateurs et des sites de reproduction (Gillet, 2001). Pour les macrophytes, la nature du substrat conditionne la colonisation des milieux (Mc Glashan, 2000). Dans le cas des invertébrés benthiques, il favorise l'installation de certaines espèces (Biesel *et al.*, 2000). La connaissance du substrat dans un milieu pourrait renseigner sur la préférence des sédiments par les poissons.

Les plantes aquatiques jouent un rôle important dans la structuration des communautés aquatiques (Meerhoff *et al.*, 2003). Ces végétaux sont les principaux producteurs primaires des écosystèmes fluviaux et lacustres, fournissant de la nourriture, un habitat de vieillissement, des lieux de reproduction et de refuges aux invertébrés et aux poissons, maintenant la diversité et la stabilité des assemblages d'organismes aquatiques (Agostinho *et al.*, 2007 ; Thomaz *et al.*, 2008). La canopée fournie par la couverture végétale diminue ainsi la quantité de lumière directe qui irradie sur le cours d'eau, ce qui permet, en plus de rafraîchir l'eau, de contrôler le développement de la végétation aquatique (Delage, 2002).

#### **I.2.3.1.4. Phénomène de sédimentation**

Les effets potentiellement suffocants des sédiments fins peuvent constituer une menace pour les œufs de poisson dans tout environnement de dépôt, en raison de leurs besoins relativement élevés en oxygène. Dans les zones littorales, de nombreuses espèces de poissons réduisent la susceptibilité de leurs œufs à une telle suffocation en utilisant des

macrophytes ou d'autres formes de structures élevées comme substrat de ponte sans sédiments (Lappalainen *et al.*, 2003). Certaines autres espèces, comme le sandre (*Sander lucioperca*) (Lappalainen *et al.*, 2003) investissent des soins parentaux pour s'assurer que leurs œufs sont maintenus exempts de sédiments fins et donc assurés d'un approvisionnement adéquat en oxygène. Néanmoins, la mortalité à ce stade délicat du cycle de vie peut être importante et par la suite catastrophique en termes de biologie globale de la population, avec des effets négatifs sur l'abondance de la population persistant pendant des années ou menant même à une extinction locale (Marschall & Crowder, 1996 ; Rose *et al.*, 1999).

La sédimentation des restes d'algues autochtones est l'une des principales menaces qui pèse sur les œufs incubés dans la zone littorale. Cela peut-être associé à des conditions d'eutrophisation, lorsque la disponibilité de l'oxygène à quelques centimètres au-dessus du substrat de ponte est élevée (Ventling-Schwank & Livingstone, 1994). En outre, un risque élevé peut également résulter d'une sédimentation côtière accrue de matières inorganiques fines allochtones, résultant d'une modification des pratiques d'utilisation des terres, y compris une augmentation des pressions de pâturage, dans le bassin-versant du lac (Bennion *et al.*, 2000). Les travaux de Winfield *et al.* (2004) ont constaté que de telles matières constituaient une menace importante pour la survie des vendaces (*Coregonus vandesius*) frayant dans les eaux côtières du lac Bassenthwaite, au Royaume-Uni.

Enfin, même si les œufs ont été pondus sur des frayères littorales saines, ils peuvent être susceptibles d'être transportés ultérieurement par des mouvements d'eau vers des environnements de dépôt en mer où ils sont susceptibles de subir une mortalité élevée ou totale en raison des sédiments fins (Winfield *et al.*, 2004). Bien que les tempêtes hivernales soient un phénomène naturel, l'augmentation de leur fréquence ou de leur sévérité associée au changement climatique (Chang & Fu, 2002) pourrait avoir de sérieuses implications pour le recrutement futur de certaines populations de poissons de lac.

### **I.2.3.2. Facteurs biotiques**

Ces facteurs se résument aux relations existant au sein de la composante biologique d'un plan d'eau. Leur action sur le peuplement piscicole influence soit le cycle de vie d'une espèce, soit les associations entre plusieurs espèces qui forment les communautés, soit plus généralement la richesse spécifique du peuplement (Pronier, 2000).

#### **I.2.3.2.1. Compétitions interspécifiques et intraspécifiques**

La compétition interspécifique, lorsqu'elle est définie comme la recherche d'une même ressource du milieu par deux ou plusieurs espèces, permet d'appréhender les mécanismes

trophiques au sein de certains assemblages (Nilsson, 1963). Cette compétition interspécifique peut concerner l'habitat (Hayes, 1987). Quant à la compétition intraspécifique, elle dépend principalement de la densité des populations (Persson & Johansson, 1992) et s'exprime entre différentes classes de taille (Persson & Greenberg, 1990). Elle se manifeste par un fractionnement de la ressource (Chappaz *et al.*, 1989). Le degré de carence peut conduire au cannibalisme des adultes sur les juvéniles chez certains poissons (Mehner *et al.*, 1996).

#### **I.2.3.2.2. Relations prédateurs-proies**

Ces relations constituent des mécanismes explicatifs de certains assemblages piscicoles. La prédation peut s'effectuer à différents stades du développement des proies : œufs, juvéniles ou adultes. Au sein des plans d'eau, la prédation est bien plus importante dans les zones littorales que dans la zone pélagique (Lyons & Magnuson, 1987; Chick & McIvor, 1997). Par ailleurs, on peut admettre que l'aspect de contrôle par la prédation permet d'envisager une modification des systèmes aquatiques par biomanipulation (Lazzaro & Lacroix, 1995). Si l'on admet que les poissons prédateurs régulent les communautés, il est plus difficile de quantifier l'impact de la prédation des poissons planctonophages sur la composition du zooplancton et le métabolisme de l'ensemble des espèces planctoniques (Aliko, 2012).

#### **I.2.4. Menaces sur les zones littorales**

Les menaces auxquelles sont confrontées les populations de poissons lacustres sont appréciées et étudiées depuis de nombreuses années. En raison des relations étroites qui existent entre les populations de poissons de la zone littorale et celles des habitats plus vastes situés au large des lacs, toute menace pesant sur un lac dans son ensemble est susceptible d'avoir un impact sur les populations dans les zones littorales (Winfield, 2004). Par conséquent, de nombreuses études ont énuméré les menaces qui pèsent sur les zones littorales, parmi lesquelles une attention particulière sera portée sur cinq menaces majeures qui concernent les populations de poissons de la zone littorale.

##### **I.2.4.1. Eutrophisation**

Dans sa forme la plus avancée, l'eutrophisation peut entraîner une mortalité massive de poissons due à la désoxygénation résultant de la décomposition des algues mortes (Jeppesen *et al.*, 1998). Un dépôt accru et étendu de restes d'algues sur les frayères peut également menacer les populations de poissons du littoral en étouffant les œufs en incubation, ce qui entraîne une forte réduction, voire l'absence de recrutement (Wilkonska & Zuromska, 1982). Ces menaces affectent particulièrement certaines familles, comme les Salmonidae et les

Corégonidae. Cependant, avant de parvenir à des conditions avancées, l'ajout de nutriments dans un lac pourrait produire des changements plus subtils au sein de ses populations de poissons littoraux en perturbant l'équilibre de la compétition spécifique aux conditions environnementales. Dans les lacs européens, un tel effet a été observé avec le déplacement de la perche par le gardon dans les conditions d'eutrophisation croissante, qui trouve son origine dans les capacités compétitives différentes de ces poissons (Persson, 1991). Olin *et al.* (2002) présentent des données d'observation détaillées sur ce phénomène. Ainsi, l'eutrophisation progressive peut entraîner une modification de la structure des abondances des poissons (Persson, 1991).

#### **I.2.4.2. Fluctuation du niveau de l'eau**

La ponte des œufs et leurs incubations réalisées dans un habitat approprié pendant le frai peuvent toutefois être menacées par les variations du niveau d'eau. Les exemples de tels impacts documentés pour les lacs tempérés comprennent une variation insuffisante du niveau d'eau pour permettre au brochet de frayer dans la végétation terrestre inondée (Fortin *et al.* 1982). En revanche, une baisse significative du niveau d'eau peut conduire à l'exposition des œufs, comme cela a été constaté chez le corégone (Winfield *et al.*, 1998). Dans les deux cas, les impacts ont entraîné des réductions du succès du recrutement d'une ampleur suffisante pour avoir des conséquences significatives sur la dynamique des populations des deux espèces. Une variation excessive du niveau d'eau peut également menacer les populations de poissons des lacs en altérant les conditions d'alimentation par la réduction des populations de proies littorales (Heikinheimo-Schmid, 1985), ou en supprimant la structure physique offerte par les macrophytes et en modifiant les équilibres compétitifs.

#### **I.2.4.3. Introduction d'espèces exotiques**

L'introduction intentionnelle ou non de nouvelles espèces dans les systèmes aquatiques est considérée comme l'une des plus grandes menaces environnementales auxquelles sont confrontées les populations de poissons dans le monde (Lowe-McConnell, 1990). Les communautés lacustres sont particulièrement susceptibles d'être perturbées par l'introduction de nouvelles espèces de poissons qui peuvent agir comme des prédateurs, des concurrents ou des dégradateurs environnementaux (Winfield *et al.*, 2004). Par exemple, au Royaume Uni, des espèces de poissons ont été enregistrées pour la première fois dans certains lacs à la suite de leur utilisation par des pêcheurs à la ligne comme appâts vivants lors de la pêche au brochet. Ces dernières ont suscité de nombreuses inquiétudes quant à leur impact sur les communautés de poissons indigènes (Winfield *et al.*, 2004). Même si les poissons ont une

grande mobilité dans un lac, il est possible que tous les habitats soient colonisés dès l'introduction d'une nouvelle espèce. L'expérience a démontré que c'est le secteur littoral qui est initialement colonisé et souvent le seul habitat dominé par ces dernières.

#### **I.2.4.4. Destruction du couvert végétal et utilisation des terres**

La suppression du couvert végétal, au niveau des cours d'eaux situées dans les zones forestières, réduit l'apport en oxygène et en matière organique (apport d'origine rivulaire ou de la canopée de la ripisylve) (Elouard, 2001). Ces apports constituent la nourriture de base des décomposeurs bactériens et des détritivores. L'absence du système fonctionnel (matière organique et décomposeurs) aura des répercussions notables sur toute la chaîne trophique des cours d'eau, aboutissant à la raréfaction d'un certain nombre d'espèces de macro crustacés et de poissons (Elouard, 2001). De plus, la diminution de la quantité de matière organique provenant de la ripisylve et échouant dans le cours d'eau (feuilles, bois morts, insectes, *etc.*) aura également pour conséquence une augmentation d'une à deux unités de pH de l'eau. Ce qui pourrait entraîner la disparition de l'hydrofaune adaptée à ces eaux plus acides. Enfin, l'ensoleillement étant plus fort, on notera une augmentation de la température de l'eau, une diminution de l'oxygène dissous et une prolifération des algues, engendrant parfois une eutrophisation indésirable au bon fonctionnement de l'hydrosystème (Reinthal & Stiassny, 1991).

#### **I.2.4.5. Surexploitation des ressources**

Les activités humaines peuvent provoquer des pertes de biodiversité ou une diminution des effectifs des populations de manière directe (surexploitation) ou indirecte (changement climatique) (Sala *et al.*, 2000). Actuellement, la surpêche représente une menace pour les espèces aquatiques, notamment pour les populations piscicoles. Si les individus d'une espèce sont capturés plus rapidement qu'ils ne peuvent se reproduire, et si la fécondité de l'espèce n'augmente pas, le taux de croissance de la population va décliner. Par ailleurs, si les individus capturés sont les plus productifs, la perte de seulement quelques individus de la population peut avoir un effet démesuré sur le taux de croissance de la population (Stevens *et al.*, 2000). C'est l'exemple des îles hawaïennes où la pêche intensive a entraîné un effondrement du stock de morue (*Gadus morhua*) (Bundy, 2005) et celui des requins (*Triaenodon obesus*, *Carcharhinus amblyrhynchos*, *Carcharhinus galapagensis*) (Friedlander & De Martini, 2002).

La baisse des effectifs d'une population donnée peut entraîner indirectement la chute des effectifs d'autres espèces liées, et ainsi avoir un impact à l'échelle de l'écosystème. C'est

le cas notamment lorsqu'un prédateur voit les effectifs de la population proie chuter. Par exemple, la raréfaction des morues et des raies du Canada a entraîné une diminution du nombre de prédateurs consécutive à une modification du réseau trophique (augmentation de la biomasse des macrocrustacés et de certains poissons zooplanctonophages) (Pin Koh *et al.*, 2004).

Par ailleurs, l'exploitation abusive de certaines espèces peut les conduire à se déplacer en dehors de leur habitat préféré vers un habitat de moindre qualité. Les conséquences du déplacement peuvent être d'autant plus inquiétantes lorsque les espèces sont contraintes de se déplacer vers un habitat fragmenté ou pollué. Cette altération de la distribution spatiale des individus peut entraîner une baisse du taux de survie et/ou du succès de reproduction de l'espèce et ainsi réduire la viabilité de la population (Lévêque & Paugy, 2006).

Les effets de la surpêche peuvent également concerner une modification du substrat des écosystèmes exploités et les peuplements de poissons qui y sont directement associés. En effet, la majorité des engins mobiles pêchant sur le fond racle, gratte la surface et creuse le substrat des écosystèmes (Jennings & Kaisier, 1998 ; Hall-Spencer & Moore, 2000 ; Piet *et al.*, 2000 ; Kaiser *et al.*, 2002). Les chaluts et les dragues, réduisent ou brisent la structure biogénique des communautés des fonds marins, tels que les éponges, les bryozoaires, les colonies de polychètes et les coraux. La dégradation de ces structures d'origine biogène peut entraîner une réduction de la diversité, notamment une diminution des populations de poissons qui utilisent ces structures comme habitat (Kaiser *et al.*, 1999 ; Norse & Watling, 1999 ; Wasseberg *et al.*, 2002).

### **I.3. APERÇU SUR LES METHODES D'ETUDE DE LA FAUNE ICHTYOLOGIQUE**

Les méthodes d'échantillonnage des peuplements ichtyologiques des milieux lacustres (Degiorgi *et al.*, 1993), sont nombreuses et présentent des avantages et des inconvénients. Ces méthodes peuvent-être réparties en deux catégories : méthodes indirectes et méthodes directes.

Les méthodes indirectes sont basées sur l'observation ou le recensement des captures réalisées par les pêcheurs (Rivier, 1996). Les données recueillies auprès des pêcheurs fournissent des informations sur l'importance de l'activité halieutique et sur la mortalité piscicole résultante. Le recueil des données est principalement réalisé à partir de carnets de pêche (Rivier, 1986 ; Nameche & Gerard, 1992), de questionnaires (Murphy, 1954) ou du contrôle des captures par un enquêteur (Robson, 1961 ; Shuter *et al.*, 1987 ; CSP, 1991).

Quant aux méthodes directes, elles regroupent l'ensemble des procédés permettant aux biologistes d'échantillonner, d'observer et de dénombrer les peuplements ichtyologiques. Ces méthodes peuvent-être subdivisées en deux sous-catégories selon qu'elles donnent lieu ou non à la capture des poissons (Rivier, 1996).

### **I.3.1. Méthodes directes avec capture des poissons**

Les méthodes directes avec capture des poissons consistent à récolter tous les poissons présents dans un milieu donné (Diouf, 1994). Ces méthodes de capture reposent sur l'usage d'engins de pêche répartis en deux grandes catégories en fonction de leur mode d'utilisation (Rivier, 1996). Les engins actifs sont manœuvrés par les opérateurs et la capture du poisson est provoquée par le mouvement du dispositif de pêche. A l'inverse, les engins passifs demeurent immobiles et la capture intervient lorsque le poisson, au cours de ses déplacements, vient à la rencontre de l'engin ou pénètre dans ce dernier.

#### **I.3.1.1. Usage des engins actifs**

Les engins actifs sont ceux qui, d'après la définition donnée par Gerdeaux (1985), capturent les poissons non maillés dans une poche de filet. L'absence de maillage permet la survie de la plupart des poissons. Les engins actifs comprennent les sennes et les chaluts. L'emploi des sennes ne peut être envisagé que sur des fonds réguliers (Leopold *et al.*, 1975 ; Dahm, 1980).

Les dispositifs qui permettent la capture des poissons par l'électricité appartiennent également à la catégorie des engins actifs. L'usage de la pêche électrique est limité en milieu lacustre en raison du volume d'eau à prospector et de la décroissance rapide de l'effet attractif avec la profondeur (Hartley, 1980). La pêche électrique ne peut donc être pratiquée que dans les zones de bordure des lacs (Lagler, 1978 ; Rivier, 1996).

#### **I.3.1.2. Usage des engins passifs**

Les engins passifs comprennent les nasses et trappes de capture munies ou démunies de systèmes de guidage et garnies ou non d'appâts. Au cours de leurs déplacements, les poissons pénètrent à l'intérieur de ces engins où ils sont maintenus captifs par le jeu de dispositifs interdisant leur sortie (Leopold *et al.*, 1975 ; Craig, 1980).

Les filets regroupent l'ensemble des engins à l'aide desquels la capture des poissons est obtenue par rétention à l'intérieur d'un réseau de mailles. Il existe une gamme très étendue de filets en fonction des matériaux qui les composent, de leur mode de construction, de l'homogénéité ou l'hétérogénéité de la dimension de leurs mailles, du nombre de nappes de filets qu'ils comprennent, et de leur position dans l'eau (Rivier, 1996). Les filets appartiennent

à la catégorie des engins passifs, car ils sont dans la plupart des cas posés à poste fixe. Il existe toutefois des filets appelés «filets dérivants » qui se déplacent sous l'action des courants et qui s'apparentent de ce fait aux engins actifs. Les filets sont très largement utilisés dans les eaux continentales par les pêcheurs aux engins amateurs et professionnels et par la plupart des biologistes travaillant dans le domaine de l'ichtyologie lacustre (Le Cren *et al.*, 1975 ; Hamley, 1980 ; Barbier, 1985 ; Jensen, 1986).

### **I.3.2. Méthodes directes sans capture de poissons**

Ces méthodes consistent à détecter la présence des poissons par observation directe ou par immersion d'instruments (Rivier, 1996). Les principales méthodes sans capture comprennent les observations en plongée, les méthodes acoustiques et la vidéosurveillance.

L'observation en plongée permet de prospecter en totalité la plupart des cours d'eau et de procéder à un grand nombre d'observations relatives aux poissons (identification, dénombrement, description sommaire de la structure des populations) et aux autres constituants de l'hydrosystème (Helfman, 1983).

L'utilisation des méthodes acoustiques dans les études de peuplements est liée aux progrès des possibilités d'identification des espèces à partir de leurs réponses acoustiques (Diouf, 1994). La méthode acoustique (Stober, 1969 ; Ladich, 1988 ; Dubois & Dziedzic, 1989) est surtout adaptée à l'étude de l'éthologie des poissons et n'a qu'un intérêt limité pour le recensement de leurs populations.

L'observation des poissons par vidéosurveillance est une autre méthode d'approche des peuplements ichtyologiques. Elle est mise en œuvre à l'aide de caméras immergées maniées depuis une embarcation ou par des plongeurs (Smith & Tyler, 1973; Uzmann *et al.*, 1977). Cette méthode d'observation fera l'objet d'une présentation assez développée dans la mesure où c'est celle qui a été utilisée dans cette étude.

### **I.3.3. Méthode directe par vidéosurveillance**

#### **I.3.3.1 Origine de la technique de vidéosurveillance**

L'histoire de la technique remonte aux recherches de Parrish (1989) sur l'emplacement et la nature des principales zones d'alevinage des vivaneaux sur le plateau hawaïen à l'aide de simples systèmes de caméras. Klimley & Brown (1983) ont d'abord utilisé des techniques stéréo-vidéo pour mesurer les requins nageant librement. Pendant ce temps, le " OceanLab " de l'Université d'Aberdeen mettait au point des " atterrisseurs " sous-marins autonomes dotés de systèmes de caméras perfectionnées pour évaluer l'abondance, le comportement et les taux

métaboliques des charognards abyssaux à de grandes profondeurs (Priede *et al.*, 1990 et 1994).

Ces systèmes sont équipés d'unités de caméra vidéo ou d'images fixes avec flash, d'un ordinateur de bord pour le stockage des données et de capteurs de profondeur, de température et de courant. L'utilisation ultérieure de l'enregistrement de télévision en circuit fermé à la surface par Willis & Babcock (2000) a donné lieu à d'autres applications aux espèces récifales peu profondes dans des études comparatives à l'intérieur et à l'extérieur des réserves marines (Westera *et al.*, 2003). Toutes ces équipes ont utilisé des méthodes grossières d'estimation de la longueur, jusqu'à ce que le développement et la mise à l'essai de techniques et de logiciels de stéréo vidéo aient prouvé qu'il était possible d'obtenir des résultats satisfaisants avec des systèmes de caméras bon marché (Harvey & Shortis, 1996).

### **I.3.3.2. Approches générales et applications**

Il y a deux orientations principales d'appât et de caméra :

- les systèmes verticaux à visée descendante utilisent une caméra qui filme une boîte d'appât fixée à une barre d'échelle dans un cadre sur le fond marin (Willis *et al.*, 2000). Cela donne une profondeur de champ fixe et une bonne référence pour les mesures, mais les sujets doivent être identifiés par la vue de leur dos d'en haut et la longueur totale des animaux plus grands ne peut être vue. En effet, les grands requins et les raies ne peuvent pas s'adapter physiquement entre la caméra et l'appât. Une comparaison sur le terrain par Langlois *et al.* (2006) a montré que certaines grandes familles de poissons de récif avaient peur d'entrer dans le champ de vision sous une caméra.
- les systèmes horizontaux d'observation sont utilisés pour filmer les bidons d'appâts posés sur le fond de l'eau (Cappo *et al.*, 2004), en suspension au-dessus du fond (Merritt, 2005), ou en suspension juste sous la surface de l'eau pour échantillonner des espèces pélagiques. La profondeur de champ n'est généralement pas fixée ou mesurée avec de tels systèmes, bien que ce paramètre puisse être fixé avec précision à l'aide de systèmes stéréo vidéo pour identifier et compter les poissons tout autour du point d'appât. Certaines espèces sont très territoriales, si un système vidéo atterrit dans leur domaine vital, elles se déplaceront dans le champ de vision lors de rencontres agonistiques. D'autres, comme certains scaridés herbivores et les chaétodontides corallivores, sont indifférents à l'appât, mais semblent intéressés par l'activité générale autour de celui-ci. Le comportement alimentaire des poissons à la boîte d'appât en incite d'autres à s'approcher (Watson *et al.*, 2005) et il est probable que

certaines grandes carangues prédatrices et sphyraénides sont attirées par la présence de petites espèces proies.

### **I.3.3.3. Avantages et inconvénients de la méthode de vidéosurveillance**

#### **I.3.3.3.1. Avantages de la vidéosurveillance**

Les avantages généraux de la vidéosurveillance se situent dans quatre domaines principaux. Premièrement, les approches vidéo appâtées ne sont pas extractives et ne causent pas de perturbations majeures au substrat et à son épibenthos (Cappo *et al.*, 2006). Cela implique qu'ils peuvent servir à la collecte d'informations sur le nombre et la dimension des animaux qui ont un intérêt spécifique pour la préservation dans les réserves d'eau et les territoires accidentés. Deuxièmement, les gros animaux mobiles qui évitent les plongeurs sous-marins et les engins de pêche extractifs sont inclus dans les échantillons (Cappo & Brown, 1996). Tous les animaux passant dans le champ de vision, en réponse à l'effet d'appât ou non, peuvent être enregistrés (Armstrong *et al.*, 1992). La réplication de l'échantillonnage offerte par plusieurs unités de caméras évite les " faux négatifs " (Tyre *et al.*, 2003) et permet un échantillonnage standardisé à n'importe quelle profondeur, à des heures (6h à 18h) de la journée où la lumière ambiante est suffisante et sur la topographie du fond des eaux. Troisièmement, l'acquisition d'un magnétophone permanent élimine le besoin d'observateurs spécialisés pour effectuer tous les travaux sur le terrain (Cappo *et al.*, 2006). Cette méthode permet des mesures impartiales et reproductibles, la collecte de données normalisées et la formation en association avec des taxonomistes à distance (par imagerie électronique). Elle offre un format remarquablement populaire pour communiquer la science au public. Quatrièmement, cette méthode permet d'observer les poissons dans leur milieu naturel et de décrire leur comportement.

#### **I.3.3.3.2. Inconvénients de la vidéosurveillance**

La plus grande difficulté rencontrée au cours de l'application de la vidéosurveillance dans les milieux aquatiques est imposée par la clarté de l'eau (Cappo *et al.*, 2006). En effet, l'usage des caméras en milieu aquatique est fortement limité par les eaux turbides, ainsi que les eaux profondes, et les enregistrements nocturnes où la lumière ambiante n'est pas suffisante, et l'éclairage artificiel ne peuvent pas convenir (Schmidt & Rzhhanov, 2012). Les études sur l'abondance des poissons et la diversité des communautés qui ont été réalisées sans utiliser d'appareil d'éclairage étaient généralement limitées à la période diurne et aux environnements d'eaux claires et peu profondes (Struthers *et al.*, 2015). Les progrès récents dans le développement de diodes qui émettent de la lumière rouge dans les spectres invisibles

aux poissons marins offrent la promesse d'un éclairage fort et uniforme avec une longue durée de vie des piles pour les déploiements nocturnes utilisant des caméras (Handicams) bon marché (Cappo *et al.*, 2006 ; Struthers *et al.*, 2015). Pour des budgets plus élevés, les systèmes de caméras à faible luminosité offrent des images nettes, des images claires sous lumière naturelle à des profondeurs remarquables (Cappo *et al.*, 2006). Dans les eaux troubles, il est difficile de fournir des images utiles (Cappo *et al.*, 2006 ; Hung *et al.*, 2016). Ces obstacles sont susceptibles de biaiser les données enregistrées par les caméras d'action (CA). Par conséquent, l'usage des caméras exige des conditions idoines et adéquates de l'écosystème aquatique. A cet effet, il faut des CA de qualité supérieure, efficaces, résistants et durables, à un coût relativement élevé.

#### **I.3.3.4. Travaux réalisés à l'aide de la vidéosurveillance en ichtyologie**

Plusieurs chercheurs ont fait recours à la vidéosurveillance dans leurs travaux. A cet effet, une diversité de paramètres relatifs à la biocénose ainsi qu'à son habitat a été étudiée à travers la caméra d'action. Cet appareil a été exploité pour mettre en évidence quelques comportements (interactions coopératives et antagonistes, comportement de reproduction, comportement migratoire, comportement alimentaire) des poissons de mer et d'eau douce (Struthers *et al.*, 2015).

Les travaux de Wilson *et al.* (2014) et ceux de Hammar *et al.* (2013) ont mis en évidence les interactions coopératives et antagonistes entre les poissons nettoyeurs et d'autres membres de l'assemblage d'espèces de poissons sur la Grande Barrière de Corail à partir des CA. De même, Binder *et al.* (2015) ont fait recours aux CA pour étudier le comportement de frai de *Salvelinus namaycush* dans le lac Huron. Dans leur étude, Parrish & Littnan (2013) se sont servis également de cet appareil pour identifier le comportement alimentaire de l'hawaïen phoque moine (*Monchus schauinslandi*).

Au niveau du comportement natatoire, certains chercheurs ont monté une caméra d'action (CA) sur la surface dorsale d'une carpe commune *Cyprinus carpio* afin de mieux comprendre comment cette espèce pourrait migrer à travers une installation de passage du poisson (BFWR, 2014). De plus, Thomson & Heithaus (2014) ont pu monter des CA sur la carapace de tortues vertes *Chelonia mydas* pour étudier les caractéristiques du comportement naturel de nage, l'utilisation de l'habitat et les interactions entre congénères et autres espèces.

D'autres études sur l'abondance, la taille et la répartition des poissons d'eau douce et de mer ont également été effectuées à l'aide de CA (Clarke *et al.*, 2012 ; Letessier *et al.*, 2013 ; Harasti *et al.*, 2014). Par exemple, Letessier *et al.* (2013) ont utilisé des CA pour évaluer l'abondance et les estimations de taille des poissons qui sont passés dans le champ de

vision de l'unité de caméra. Ils ont également utilisé les CA pour enregistrer les assemblages de poissons pélagiques dans les zones marines protégées où d'autres méthodes d'évaluation seraient invasives pour les habitats aquatiques sensibles/protégés. Clarke *et al.* (2012) ont utilisé des CA pour surveiller l'abondance des requins sur des récifs coralliens éloignés dans l'océan Indien. Pour leurs recherches, ils ont utilisé un sac en maille appâté devant le CA, également connu sous le nom de mini-vidéo sous-marine à distance appâtée (CA pour attirer les requins). Harasti *et al.* (2014) ont également utilisé des CA pour documenter la distribution et l'abondance des juvéniles de Black Cod *Epinephelus daemeli* dans les bassins rocheux et les habitats intertidaux. Ils ont déterminé que les CA étaient une méthode efficace pour documenter la distribution et l'abondance de la morue noire.

Par ailleurs, la vidéosurveillance a été employée pour déterminer plusieurs paramètres physiques des écosystèmes aquatiques. Par exemple, Schmidt & Rzhonov (2012) ont utilisé des CA pour cartographier la topographie du fond marin. Heithaus *et al.* (2001) l'ont utilisé pour surveiller l'habitat des requins tigres (*Galeocerdo cunfer*).

Les technologies de caméra d'action se sont également révélées utiles pour étudier les animaux en captivité ou en laboratoire. Johansen *et al.* (2014) ont utilisé des CA pour déterminer comment l'augmentation de la température de l'eau affecterait les mouvements et la réponse de l'activité des poissons sur les récifs coralliens. Dans un autre exemple, Underwood *et al.* (2014) ont utilisé des CA pour documenter les performances de nage (vitesse critique de nage) de six poissons communs en laboratoire pour déterminer s'ils peuvent être utilisés comme substituts pour des espèces similaires qui peuvent être rares ou menacées.

**PARTIE II :**  
**MATERIEL ET METHODES**

## II.1. MATERIEL

### II.1.1. Matériel de prélèvement et de mesure des paramètres physico-chimiques

La mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau a été réalisée à l'aide de différents appareils portatifs. Il s'est agit, notamment, d'un multi paramètres de marque "HIKINS" (Figure 5a) qui a permis de mesurer la température ( $^{\circ}\text{C}$ ), la conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), le taux de solides dissous ( $\text{mg}/\text{L}$ ) et le pH. Un oxymètre de marque AZ 8403 a été utilisé pour la mesure du taux d'oxygène dissous (Figure 5b).

Un disque de Secchi en métal de 20 cm de diamètre, divisé en quatre parties peintes alternativement en noir et en blanc et rattaché à une corde graduée, a été utilisé pour mesurer la transparence de l'eau (Figure 5c). La profondeur de l'eau a été mesurée au moyen d'une corde lestée et graduée. Un ruban-mètre et une corde lestée et graduée ont été utilisés pour mesurer la pente au niveau de chaque station. Le substrat a été prélevé grâce à une benne Van Veen (Figure 6a) et conservé dans des sachets.

L'analyse granulométrique des substrats a été faite à l'aide d'une tamiseuse électrique (Figure 6b) constituée d'une succession de tamis de différentes mailles posés sur un agitateur électrique. Une balance électronique de modèle TOLEDO PB810 (précision  $\pm 0,1 \text{ g}$  ; portée 5000 g) (Figure 6c) a été utilisée pour peser les sédiments.

### II.1.2. Matériel de géolocalisation et de vidéosurveillance

Dans le présent travail, un navigateur GPS 60 (*Global positioning System*) de type GARMIN (Figure 7) a été utilisé pour la détermination des coordonnées géographiques de chaque station d'échantillonnage.

Le matériel de vidéosurveillance est composé de neuf caméras d'action numériques (CA), de neuf supports verticaux sur lesquels sont fixées les caméras et de neuf pots d'appât.

Les caméras utilisées dans cette étude étaient de marque "Apexcam Pro Action" de modèle M80 (Figure 8a), de résolution 4K 50fps avec un champ de vision large et un type de lentille grand angle. Les caméras ont été fournies avec un boîtier étanche (Figure 8b) qui permet d'utiliser la caméra jusqu'à une profondeur d'eau de 40 m. Ces caméras sont équipées de batteries lithium qui leur confèrent une autonomie d'enregistrement pouvant atteindre deux heures, ainsi que de cartes mémoires d'une capacité de 64 gigaoctets.

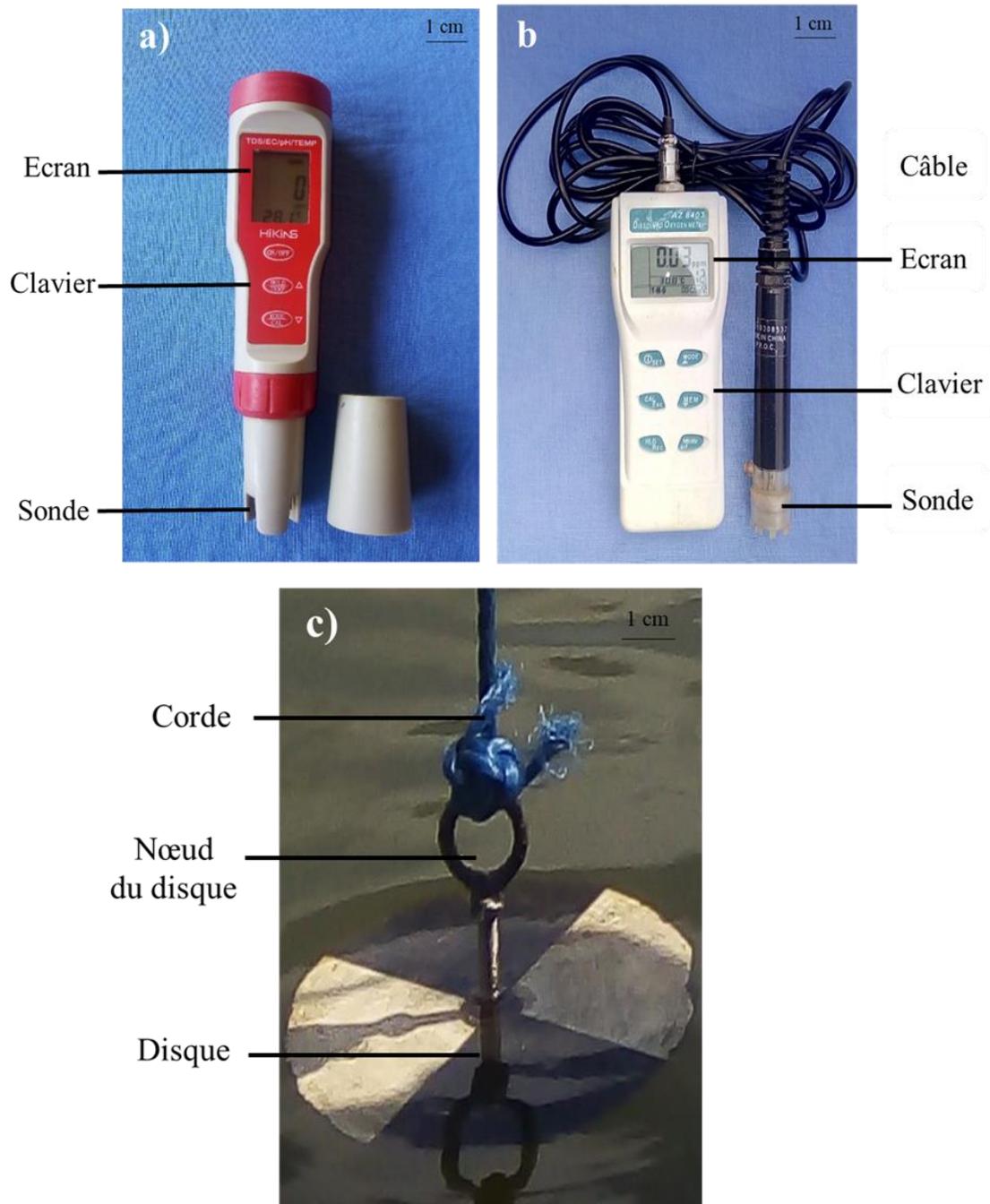


Figure 5 : Instruments de mesure des paramètres physico-chimiques utilisés pour la caractérisation des eaux de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) novembre 2019 janvier à décembre 2020 : a = multiparamètre ; b = oxymètre ; c = disque de secchi ; d= benne de Van Veen.

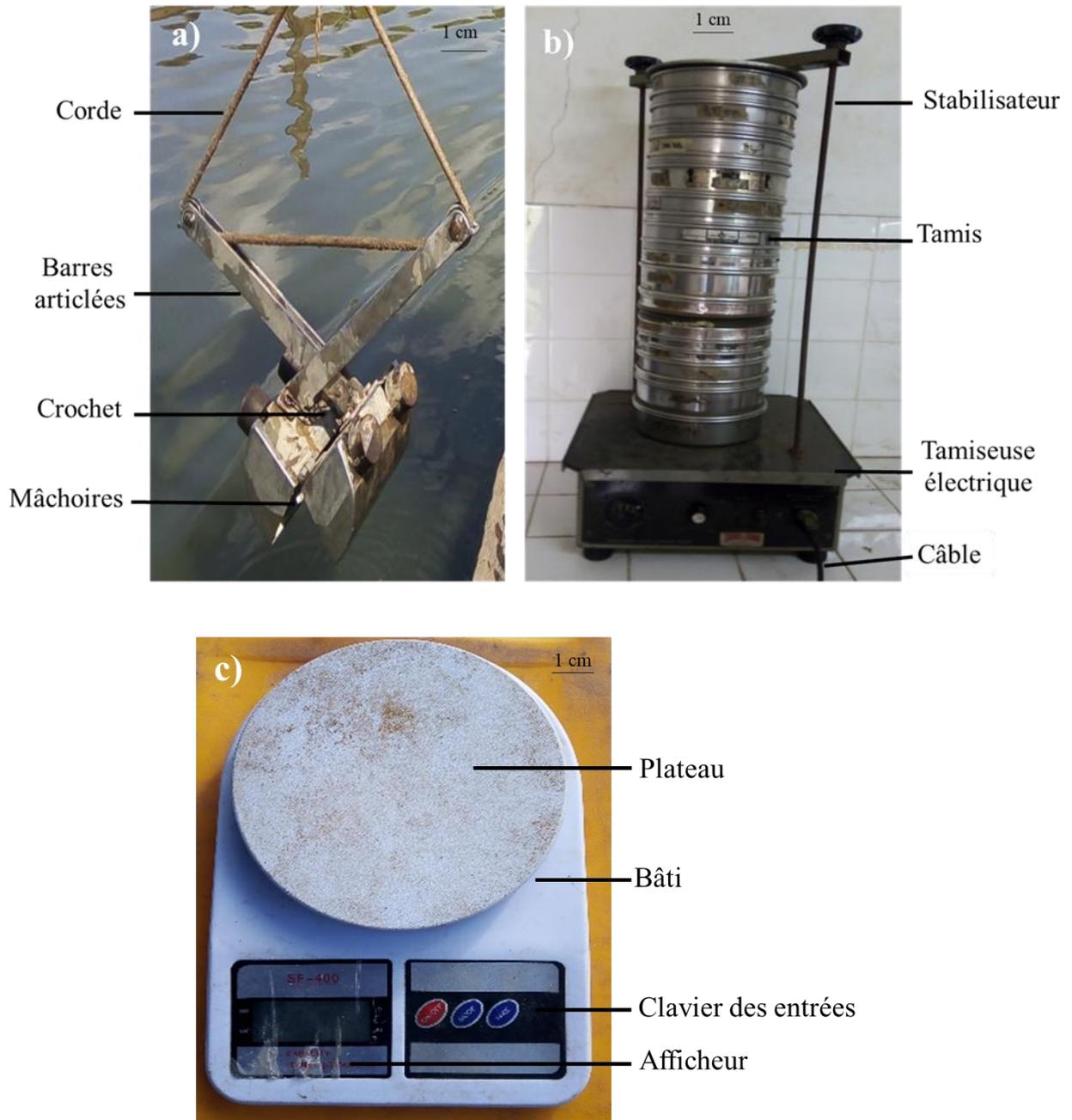


Figure 6 : Matériel de prélèvement, d'analyse et pesée du substrat utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : a = Benne de Van Veen ; b = Tamiseuse électrique ; c = Balance électronique.



Figure 7 : GPS de type GARMIN 60 utilisé pour la prise des coordonnées géographiques des différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

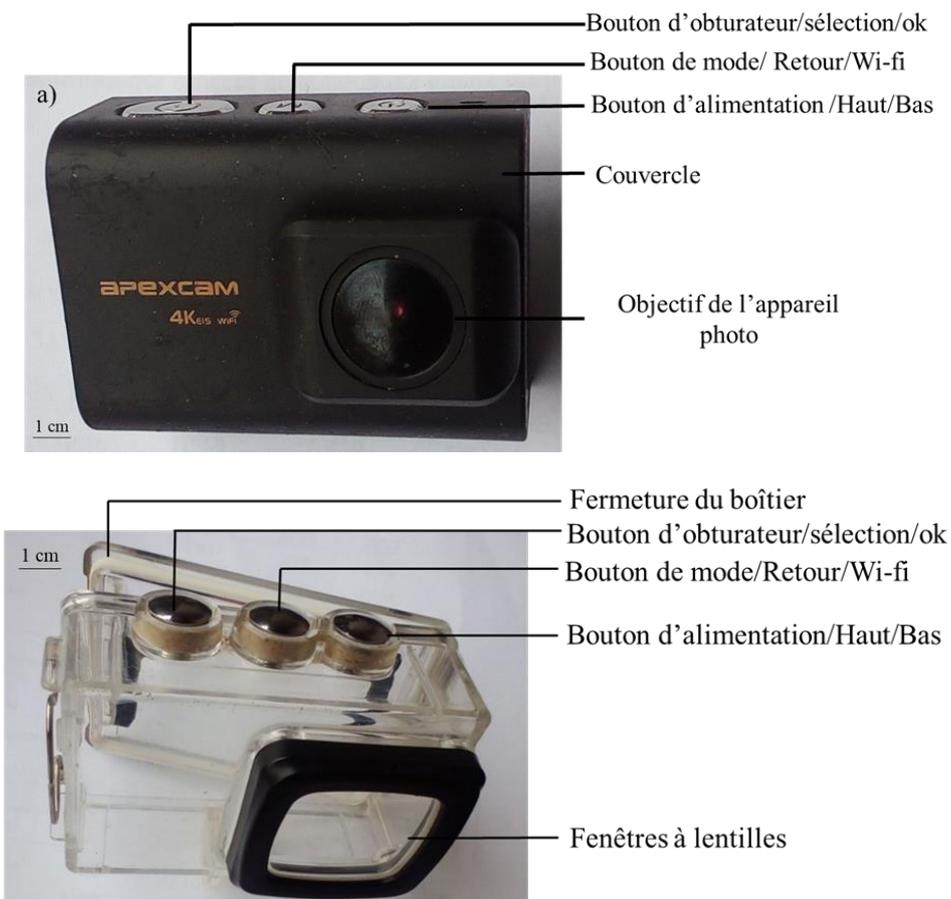


Figure 8 : Caméra d'action de marque Apexcam et ses accessoires utilisés pour l'étude de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : a = Caméra d'action numérique ; b = Boîtier étanche.

Le support de fixation de la caméra a été conçu à partir de fer à béton de diamètre 6 mm et de fer plat 20 peint avec une anti-rouille de couleur gris (Figure 9). Ces supports ont été conçus pour être aussi légers que possible, de sorte qu'ils puissent être soulevés et abaissés facilement en cas de besoin.

Au total, six types d'appât ont été testés : le manioc, le tourteau de palmiste, le son de blé, le son de riz, le son de maïs et le poisson maquereau (*Scomber japonicus*) fumé (Figure 10). Ces appâts ont été disposés dans des pots confectionnés à l'aide de bouchons en PVC (Figure 11) de diamètre 10 cm. Ces pots ont été montés sur la tige métallique en fer à béton de diamètre 6 mm afin de bien maintenir le pot d'appât dans le champ de vision de la caméra immergée.

Les enregistrements vidéo obtenus ont été visualisés à l'aide d'un ordinateur de marque Acer, de puissance appropriée à la technologie Haute Définition (HD). Cet ordinateur possède un processeur Intel Core duo, une mémoire RAM de 4 Go, un système d'exploitation de 64 bits, un processeur x 64 et une mémoire de 500 Go. Les lecteurs VLC et multimédia installés dans l'ordinateur ont été utilisés pour la lecture et l'analyse des séquences vidéo enregistrées sur la carte mémoire des caméras. Des paquets de disques numériques (DVD de 3,14 giga chacun) ont été utilisés pour le stockage des enregistrements vidéo préalablement stockés sur les cartes mémoires SD de la caméra d'action numérique.

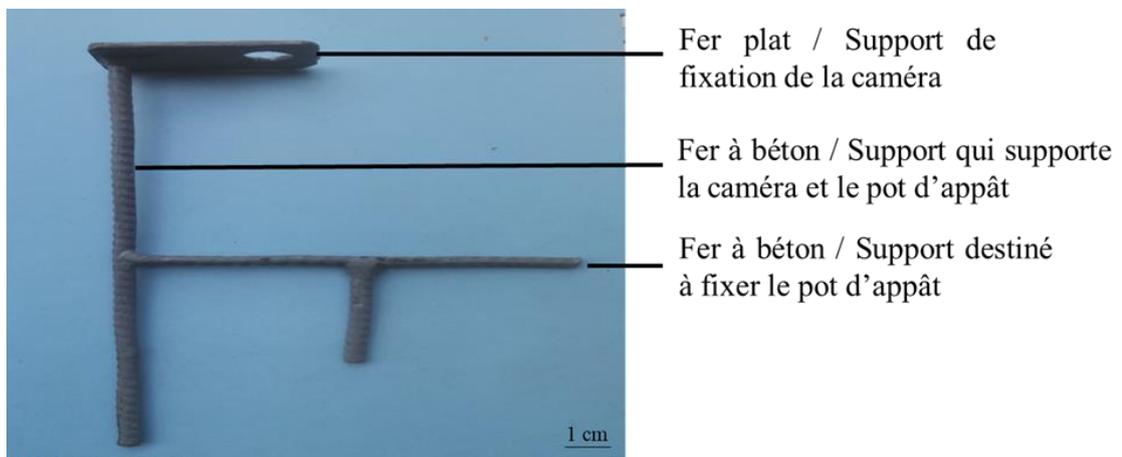


Figure 9 : Support de fixation de la caméra et du pot d'appât utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.



Figure 10 : Ingrédients utilisés pour la confection des appâts testés pour le suivi de la faune ichtyologique de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : a = manioc ; b = tourteau de palmiste ; c = son de blé ; d = son de riz ; e = son de maïs ; f = poissons maquereaux fumés.



Figure 11 : Bouchon PVC de diamètre 10 cm utilisé comme pot d'appât au niveau de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

## II.2. METHODES

### II.2.1 Choix et description des stations d'échantillonnage

La présente étude a été réalisée dans la zone littorale du lac de Buyo qui est adjacente au Parc National de Taï (partie limitée par l'ancien lit de la rivière N'Zo) de janvier à décembre 2020. Le choix de la partie du lac de Buyo située dans le Parc National de Taï réside dans le fait que cette dernière abrite plusieurs zones de frai et une diversité de microhabitats, composés de végétation ripisylve immergée, de sédiment dominé par du sable et du gravier (N'Dri *et al.*, 2020). En plus, le régime lentique de cette partie du fleuve Sassandra peut être bénéfique dans l'observation et dans la qualité des images grâce à une faible variation du volume d'eau et d'une transparence plus élevée. Contrairement à la partie fluviale qui charrie une quantité importante de matières allochtones susceptibles de gêner l'observation par la caméra.

Quatre stations d'échantillonnage ont été retenues en fonction de leur accessibilité en toute période de l'année. Il s'agit des stations Pk15, Pk28, Dera et Beablo (Figure 12). Les coordonnées propres à chaque station d'échantillonnage sont présentées dans le tableau I.

Les stations Pk15 (Figure 13) et Pk28 (Figure 14) sont proches du barrage hydroélectrique. La station Dera (Figure 15) est une zone intermédiaire entre la station Beablo et la station Pk28. La station Beablo est en contact permanent avec la rivière N'Zo et est très éloignée du barrage de Buyo. Les stations de Beablo et Pk28 se distinguent par la présence de souches de bois, de roches ainsi qu'une végétation aquatique peu développée. Lors des périodes d'étiage, la station de Beablo subit un assèchement très rapide, tandis que celle de Pk28 connaît un assèchement rapide. Les stations Dera et Pk15 sont caractérisées par une végétation aquatique abondante ainsi que par des souches de bois. En période d'étiage, la station Dera présente un assèchement modéré, alors que celui de la station Pk15 s'effectue lentement. Ces stations sont situées à proximité immédiate des campements de pêcheurs et font l'objet d'une activité halieutique importante mobilisant divers engins et techniques.

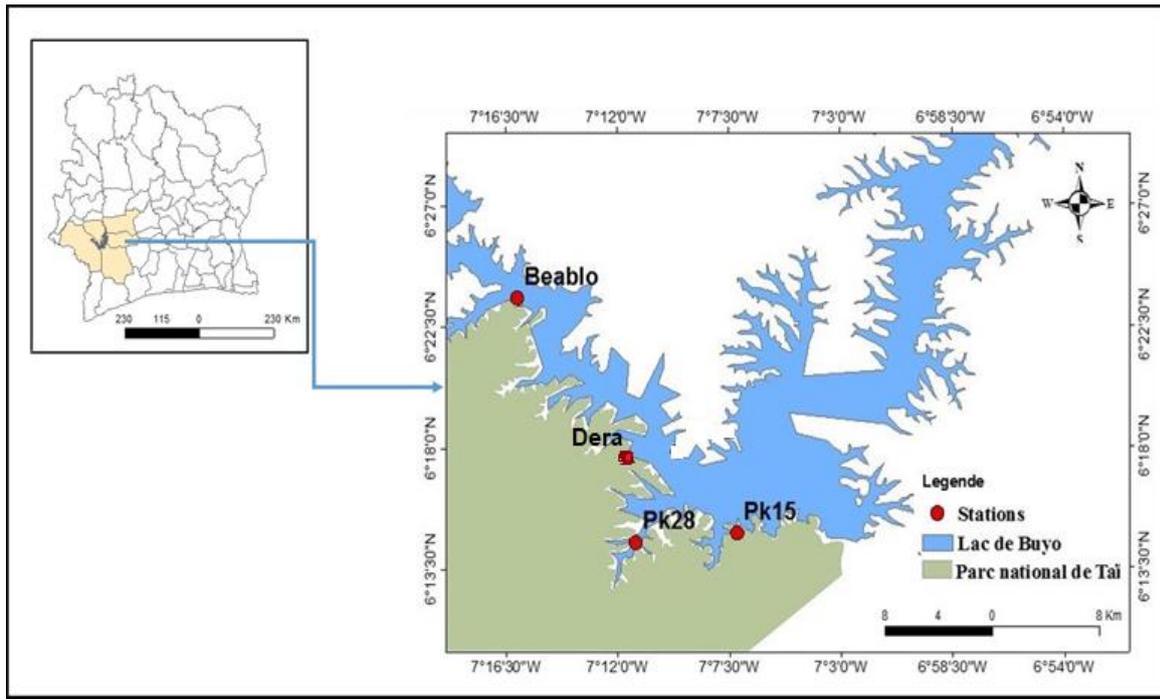


Figure 12 : Localisation des stations d'échantillonnage dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Tableau I : Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage retenues pour la collecte des données sur l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) entre janvier à décembre 2020.

<b>Stations</b>	<b>Coordonnées géographiques</b>
Beablo	06°91'654'' N & 07°06'554'' W
Dera	07°03'599'' N & 06°96'442'' W
Pk28	07°00'490'' N & 06°90'217'' W
Pk15	07°08'031'' N & 06°90'863'' W



Figure 13 : Vue partielle de la station Pk15 sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.



Figure 14 : Vue partielle de la station Dera sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.



Figure 15 : Vue partielle de la station Pk28 sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.



Figure 16 : Vue partielle de la station Beablo sur le lac de Buyo (Sud-ouest, Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### **II.2.2. Caractérisation des paramètres environnementaux de la zone littorale du lac de barrage de Buyo**

Dans la présente étude, deux méthodes ont été utilisées pour caractériser les zones littorales du lac Buyo. La première méthode a consisté à caractériser l'habitat à partir de la mesure des paramètres physico-chimiques du milieu et la deuxième méthode a permis de caractériser l'habitat à partir des variables environnementales décelées via les caméras immergées sur les sites d'échantillonnage (Pelletier *et al.*, 2016). Les données sur la caractérisation de la zone littorale du lac de Buyo ont été recueillies mensuellement. Pour

chaque campagne, deux jours de collecte des données ont réalisés par station. Les données ont été collectées de janvier à décembre 2020.

#### **II.2.2.1. Mesure des variables physico-chimiques des eaux**

Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés in situ entre 7 h et 8 h du matin. D'abord, les appareils de mesure ont été préparés par inertion des batteries et connexion des sondes puis ont été mis sous tension. Ils ont été ensuite calibrés avec les différentes solutions d'étalonnage. Les sondes du multiparamètre et de l'oxymètre ont été plongées dans l'eau ; la valeur du paramètre sélectionné est affichée directement sur l'écran. La valeur de chaque paramètre est notée après qu'elle soit stabilisée. Dans chaque station d'échantillonnage, le pH, la conductivité, le taux de solides dissous, la température et l'oxygène dissous de l'eau ont été mesurées dans les 30 premiers centimètres de profondeur de l'eau entre 7h et 8h. La transparence a été mesurée en centimètre (cm) par immersion totale du disque de Secchi, suivie de sa remontée progressive jusqu'à la visibilité du disque. Quant à la profondeur, elle a été mesurée à l'aide d'une corde lestée et graduée.

#### **II.2.2.2. Evaluation de la canopée, du taux de couverture des plantes aquatiques et des débris végétaux**

La canopée, les plantes aquatiques et les débris de végétaux ont été étudiés afin de montrer leurs influences sur la distribution des poissons. A cet effet, ces paramètres ont été estimés visuellement en pourcentage de couverture du plan d'eau (Arab *et al.*, 2004 ; Rios & Bailey, 2006). Pour évaluer la canopée, le taux d'exposition à l'ensoleillement est apprécié en termes de fermeture ou d'ouverture de la canopée. L'insolation varie selon le degré d'ouverture de la canopée. Elle est faible pour une large couverture végétale du milieu et élevée pour un milieu ouvert. Pour chaque station, son taux est apprécié en pourcentage de couverture du plan d'eau. Il varie de 100 p.c. (site totalement couvert) à 0 p.c. (site totalement ouvert). Pour harmoniser les résultats, quatre niveaux d'évaluation sont suggérés (100 p.c, 75 p.c. 50 p.c. et 0 p.c.) Pour chaque station, son taux est apprécié en pourcentage de couverture du plan d'eau. Cette harmonisation a été faite pour la canopée, les plantes aquatiques et les débris de végétaux.

#### **II.2.2.3. Détermination de la pente de la berge immergée**

La pente a été déterminée en effectuant deux mesures de profondeurs (P1 et P2) au niveau de deux points A et B distants de 8 m (Figure 17). Ces mesures ont été réalisées à l'aide d'un ruban-mètre qui a permis d'obtenir la distance entre le point A (point placé en bordure) et le point B (point placé 8 m du point A). A chaque point, la profondeur a été

déterminée à l'aide d'une corde lestée et graduée. La profondeur 1 est la profondeur la plus faible et la profondeur 2 est la plus élevée. La pente a ensuite été calculée en utilisant la formule (1) suivante (Raventos, 2006) :

$$\text{Pente} = \frac{(\text{Profondeur 2} - \text{Profondeur 1})}{\text{Distance AB}} \times 100 \quad (1)$$

Les valeurs de la pente obtenues en pourcentage sont ensuite converties en degrés pour une classification. Cette conversion a été possible grâce au formulaire de conversion Skitour (consulté le 23 mars 2022) (<https://Skitour.fr>). Ce formulaire permet de convertir une pente (pourcentage) en angle (degré), et inversement. Une fois la valeur en pourcentage est saisie, l'autre valeur en degrés est complétée automatiquement. La pente a été divisée en 3 catégories selon Raventos (2006) :

- pente plate : 0 à 25°
- pente douce : 26 à 60°
- pente raide : > 60°



Figure 17 : Mesure de la pente de la berge immergée de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : AB = distance utilisée pour calculer la pente.

#### II.2.2.4. Echantillonnage et analyse granulométrique du substrat

Dans le présent travail, le substrat a été prélevé en vue d'évaluer son importance dans la distribution des poissons de la zone littorale du lac de Buyo. A cet effet, trois coups de benne ont été effectués par campagne dans chaque station afin d'avoir un échantillon représentatif du substrat. Les échantillons obtenus ont été conservés dans des sachets et

étiquetés pour des analyses granulométriques. Au laboratoire, les substrats préalablement séchés au soleil ont été homogénéisés à la main. Cent grammes (100g) de chaque échantillon de substrat ont été pesés à l'aide d'une balance électronique de précision  $\pm 0,01$  g. Une tamiseuse électrique composée de tamis a permis de fractionner les échantillons en plusieurs classes granulométriques (Bruton & Gophen, 1992 ; Bandara & Amarasinghe, 2017). Le tamisage des échantillons a été réalisé à partir d'une série de 15 tamis de mailles respectives de dimensions 5 - 3,15 - 2 - 1,25 - 0,8 - 0,63 - 0,5 - 0,4 - 0,315 - 0,25 - 0,2 - 0,16 - 0,125 - 0,1 - 0,063 mm disposés sur une tamiseuse électrique.

L'amplitude de vibration appliquée lors du tamisage a été de 1,5 mm durant 10 minutes. Une fois le temps de tamisage achevé, les différentes fractions ont été récupérées en prêtant attention à ne pas forcer le passage de particules au travers des tamis. Chaque particule bloquée au niveau du maillage est comptabilisée dans la classe granulométrique supérieure. La masse du contenu de chaque tamis a été ensuite notée séparément et exprimée en pourcentage de la masse totale initiale. La taille des grains a été divisée en 8 catégories en fonction du diamètre (D) suivant Blott *et al.* (2001) :

- rocher ( $D \geq 64$  mm) ;
- gravier ( $2 \leq D < 64$  mm) ;
- sable très grossier ( $1 \leq D < 2$  mm) ;
- sable grossier ( $0,5 \leq D < 1$  mm) ;
- sable moyen ( $0,25 \leq D < 0,5$  mm) ;
- sable fin ( $0,125 \leq D < 0,25$  mm) ;
- sable très fin ( $0,063 \leq D < 0,125$  mm) ;
- limon - argile ( $D < 0,063$  mm).

#### **II.2.2.5. Détermination de la structure des herbiers**

Pour décrire l'habitat des poissons via la vidéosurveillance, le protocole mis en place par IFREMER sur le programme AMBIO (Pelletier *et al.*, 2016) a été utilisé. Ce protocole est basé sur la méthode dite « paysagère » ou « Medium-Scale Approach » (MSA) (Clua *et al.*, 2006). Cette méthode consiste à identifier et à renseigner toutes les variables environnementales observées dans le champ de vision des caméras. Dans chaque station, les variables environnementales observées sur les différents enregistrements vidéo ont été appréciées en pourcentage. Ainsi, pour chaque unité d'observation, les paramètres utilisés pour caractériser l'habitat des poissons ont été le recouvrement en fonction de la densité de

l'herbier et de la hauteur de l'herbier. Selon Pelletier *et al.* (2016), le recouvrement en fonction de la densité de l'herbier présente deux catégories :

- herbier dense (lorsque le sable est non visible au cours des observations) ;
- herbier clairsemé (< 25 %) (lorsque le sable est visible)

Le recouvrement en fonction de la taille de l'herbier se fait aussi selon deux catégories :

- Herbier court (sommets ou les surfaces de l'herbier sont visibles) ;
- Herbier haut (sommets ou les surfaces de l'herbier ne sont pas visibles).

### **II.2.3. Caractérisation de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo**

#### **II.2.3.1. Dispositif expérimental de vidéosurveillance**

L'observation des poissons dans la zone littorale du lac de Buyo a été effectuée à l'aide d'un dispositif expérimental de vidéosurveillance. Ce dispositif a été élaboré à partir d'un fer à béton de diamètre 6 mm, sur lequel est fixée la caméra, et d'un fer plat de largeur 20 mm, qui supporte le pot d'appât (Figure 18). Le fer à béton, orienté verticalement par rapport au fer plat, mesure 30 cm de long, tandis que le fer plat, permettant le positionnement du pot d'appât dans le champ de vision de la caméra, est fixé horizontalement sur le fer à béton afin que la première partie soutenant la caméra soit éloignée d'au moins 10 cm une fois installée dans l'environnement aquatique. La deuxième partie, située à une distance de 15 cm, est ancrée dans le sol. Sur le fer plat, un autre fer à béton de 10 cm est ajouté pour fixer solidement le dispositif dans le milieu. Un revêtement antirouille gris a été appliqué pour protéger les différents métaux utilisés.

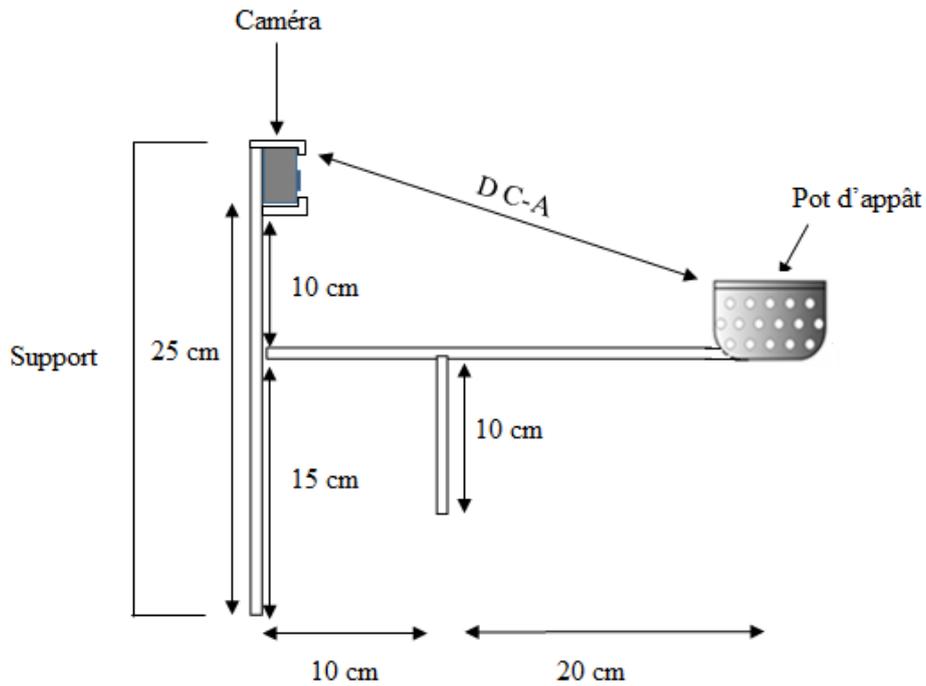


Figure 18 : Schéma du dispositif expérimental de vidéosurveillance utilisé pour l'étude de la faune ichthyologique de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire): D C-A = Distance Caméra-appât.

### II.2.3.2. Détermination des conditions optimales d'utilisation du dispositif expérimental

Les conditions d'utilisation du dispositif expérimental ont été déterminées lors d'une étude préliminaire au cours de laquelle le test de visibilité des poissons par les caméras et le choix du meilleur appât ont été effectués.

Le test de visibilité des poissons par les caméras a été effectué pour déterminer la distance optimale à laquelle les poissons peuvent être observés dans leur milieu naturel. Cette expérience a impliqué l'utilisation de 4 dispositifs expérimentaux, qui se distinguent par différentes distances entre la caméra et l'appât ( $D C-A = 30, 50, 100$  et  $150$  cm) (Figure 19). Ces dispositifs ont été placés dans un même site présentant les conditions uniformes de transparence des eaux afin d'éviter les biais dans la réalisation de ce test.

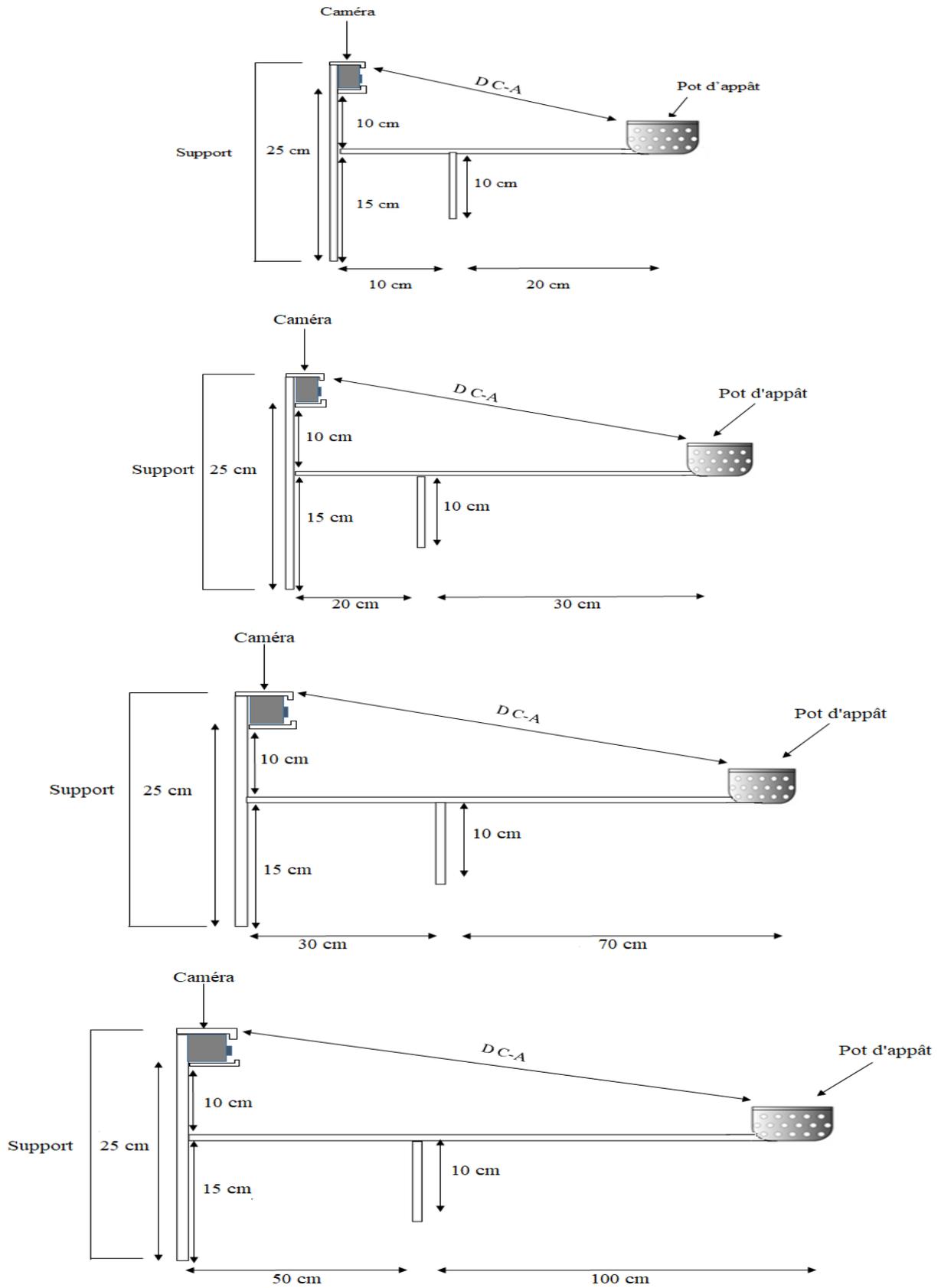


Figure 19 : Schema illustrant les différents dispositifs expérimentaux utilisés pour le test de visibilité des poissons par les caméras.

Les caméras sont positionnées horizontalement (Figure 19) de manière à ce que l'appât soit visible, en vue de faciliter l'identification et le comptage des poissons (Cappo *et al.*, 2004). Chaque pot d'appât a été perforé avant d'être rempli avec 300 g de son de maïs, dans le but d'accélérer la diffusion de son odeur dans le milieu. Cet appât a été préalablement cuit avec un litre d'eau jusqu'à l'obtention d'une pâte odorante et résistante à l'eau.

Le voyant lumineux de chaque caméra a été masqué avec un ruban adhésif noir pour éviter que la lumière clignotante ne modifie le comportement des poissons. Les dispositifs ont été installés manuellement dans chaque station (Figure 20), et les enregistrements vidéo ont duré 30 minutes pour chaque dispositif. Après cette durée, les dispositifs ont été retirés et les appâts sont renouvelés pour un nouvel enregistrement de 30 minutes. Cette série d'enregistrements s'est déroulée entre 7h à 17h30 mn. Ces tests de visibilité ont été réalisés à différentes profondeurs : 50 cm, 75 cm, 1 m, 1,5 m et 2 m. Pour chaque dispositif, huit installations ont été effectuées par jour dans chaque station. Cette étude préliminaire s'est déroulée pendant les mois de novembre et décembre 2019. Pour chaque campagne, deux jours de collecte des données ont été réalisés par station.

A l'issue de ces tests, la distance présentant la meilleure visibilité des poissons a été retenue pour l'étude de l'ichtyofaune des zones littorales du lac de Buyo.

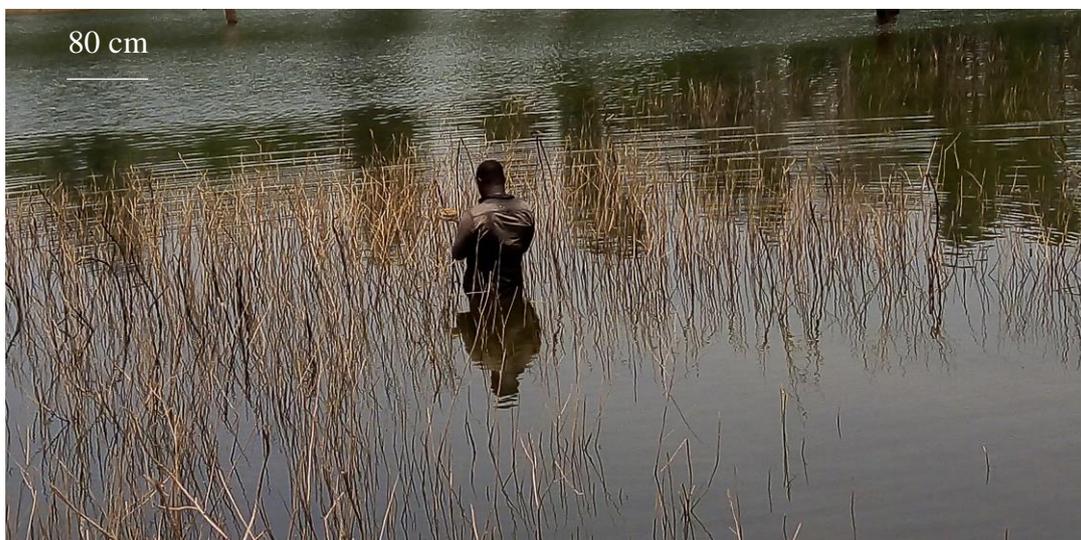


Figure 20 : Installation manuelle du dispositif de caméra-appâtée dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) janvier à décembre 2020.

Concernant le choix du meilleur appât, six types d'appâts ont été utilisées en vue d'évaluer leur capacité à attirer les poissons. Ces appâts ont été choisis en fonction des informations recueillies auprès des pêcheurs et sur la base de la littérature (Langlois *et al.*,

2006). Sept dispositifs expérimentaux ont été utilisés à des profondeurs comprises entre 50 et 75 cm. Parmi ces dispositifs, six ont été appâtés avec les appâts suivants :

- le son de riz (RI) ;
- le son de maïs (MA) ;
- le son de blé (BL) ;
- le tourteau de palmiste (PA) ;
- le manioc broyé (MN) ;
- le poisson broyé (PO).

Chaque dispositif expérimental a été appâté avec un type d'appât, avec une D C-A de 30 cm (distance optimale de visibilité). Le septième dispositif n'a pas été appâté et a servi de témoin. Les sept dispositifs ont été installés manuellement pour un enregistrement d'une durée de 1h30 mn. Après cette durée, les dispositifs ont été retirés, les appâts et les batteries ont été remplacés pour une autre installation. Cette série d'enregistrements s'est réalisée de 7h à 17h30 dans chaque station. Chaque dispositif a été installé quatre fois dans la journée pendant deux jours par campagne pour chaque station. Les sept dispositifs ont été séparés l'un de l'autre d'au moins 20 mètres afin de rendre chacun indépendant (Sheaves *et al.*, 2016).

A l'issue du test d'appât, les appâts présentant les meilleurs résultats ont été utilisés pour évaluer la faune ichthyologique des zones littorales du lac de Buyo.

### **II.2.3.3. Observation de l'ichtyofaune**

L'étude de la faune ichthyologique de la zone littorale du lac de Buyo a été réalisée à l'aide de la vidéosurveillance à travers six exemplaires du dispositif expérimental conçu à cet effet. Parmi ces dispositifs, trois contenaient 300 g du son de riz et les trois autres 300 g du son de maïs. La distance optimale retenue entre les pots d'appât et les caméras était de 30 cm. Les enregistrements ont été effectués mensuellement dans chaque station, de janvier à décembre 2020. Pour chaque campagne, deux jours de collectes de données ont été réalisés par station. Les six dispositifs appâtés ont été installés à chaque série d'enregistrement afin de maximiser l'échantillonnage dans chaque station. Les précautions ainsi que la procédure d'installation et de retrait des dispositifs utilisés durant la phase d'essai ont été maintenues constantes.

### **II.2.3.4. Analyse des enregistrements vidéo**

En laboratoire, les enregistrements vidéo obtenus ont été visualisés à l'aide d'un ordinateur en vue :

- d'identifier les poissons ;

- de déterminer l'abondance des poissons ;
- de déterminer la distance optimale de visibilité des poissons par les caméras ;
- d'évaluer l'attractivité des appâts.

#### **II.2.3.4.1. Identification de l'ichtyofaune**

L'identification des poissons a été faite à l'aide des clés d'identification de Paugy *et al.* (2003 a et b) et les noms des espèces ont été mis à jour dans Fishbase (Froese & Pauly, 2021). Pour les taxons problématiques, l'identification s'est faite au moins au niveau de la famille, si possible au niveau du genre. Les critères comme la coloration du poisson, le nombre ou la forme des taches présentes sur le corps du poisson, l'aspect et les écailles du poisson énoncés dans les clés d'identifications ont été utilisés pour identifier les poissons présents dans le champ de vision des caméras.

#### **II.2.3.4.2. Détermination de l'abondance des poissons**

Pour déterminer l'abondance des poissons, des séquences vidéo à intervalle de 30 secondes ont été visualisées. En effet, le temps d'enregistrement total d'une caméra immergée (1 h 30 mn) a d'abord été séquencé en 15 minutes. Ensuite, chaque séquence de 15 minutes a été subdivisée en intervalles de 30 secondes (soit 30 intervalles de 30 secondes). Pour chaque nombre de poissons dénombré en 30 secondes, une valeur moyenne pour chaque abondance obtenue est calculée pendant 15 minutes. Cette mesure fournit un indice de l'abondance des poissons par des observations répétées des mêmes individus (Stoner *et al.*, 2007). Lorsque les individus étaient trop nombreux dans le champ de vision des caméras, des captures d'images étaient réalisées pour pouvoir dénombrer les individus de poissons présents. Seuls les poissons visibles ont été comptés.

#### **II.2.3.4.3. Détermination de la distance optimale de visibilité des poissons par les caméras**

L'analyse des séquences vidéo pour déterminer la visibilité des poissons par les caméras a été faite à partir d'une échelle de visibilité à trois niveaux : visible ; peu visible et non visible. Le niveau visible a été utilisé lorsque les poissons entrant dans le champ de vision des caméras sont visibles et identifiables. Quant au niveau peu visible, il a été utilisé pour les poissons visibles par les caméras dont l'identification est impossible, et le niveau non visible concerne tous les poissons non visibles ou très peu visibles par les caméras. Les côtes 2, 1 et 0 ont été respectivement attribuées aux niveaux visible, peu visible et non visible (Abo *et al.*, 2022).

#### **II.2.3.4.4. Evaluation de l'attractivité des appâts**

Pour l'évaluation du potentiel des appâts à attirer les poissons, les variables suivantes ont été utilisées :

- (1) Temps d'arrivée des poissons (TA) : le temps d'arrivée correspond au temps écoulé pour la première observation d'un individu donnée dans le champ de vision de la caméra. Ce temps s'exprime en seconde (s).
- (2) Temps de séjour des poissons (TS) : le temps de séjour correspond au temps que mettent les poissons sur les appâts. Ce temps s'exprime en seconde (s).
- (3) Nombre d'espèces : c'est le nombre total d'espèces observé dans le champ de vision des caméras après leur déploiement.
- (4) Abondance des poissons : pour chaque intervalle de 30 secondes, le nombre maximal de poissons vus a été déterminé et une moyenne des poissons dénombrés pour chaque intervalle de 30 secondes a été déterminée pour un enregistrement (Willis & Babcock, 2000 ; Stoner *et al.*, 2008).

A l'issue des différents tests, les appâts les plus efficaces ont été utilisés pour évaluer la diversité et l'abondance des poissons de la zone littorale du lac de Buyo.

#### **II.2.4. Analyse de la structure du peuplement**

Le peuplement ichthyologique observé a été caractérisé à partir de différents types d'indices, notamment, la richesse spécifique, les indices de Shannon et d'équitabilité, le pourcentage d'occurrence, l'abondance relative et l'indice de similarité de Jaccard.

##### **II.2.4.1. Richesse spécifique**

La richesse spécifique ou diversité brute est le nombre total des espèces observées dans un milieu donné ou à un moment donné. Elle est fonction de la complexité de l'habitat. Cet indice constitue un bon indicateur de la capacité d'accueil d'un habitat ou d'une station (Aliaume *et al.*, 1990).

##### **II.2.4.2. Fréquence d'occurrence**

La fréquence ou le pourcentage d'occurrence (F) permet d'obtenir des informations sur la présence continue (constance) d'une espèce dans un milieu donné. C'est le rapport (en pourcentage) entre le nombre d'échantillons ou de campagnes (p) où l'espèce i apparaît et le nombre total d'échantillons ou de campagnes (P) dans un milieu (Dajoz, 2000). Cet indice renseigne sur les préférences d'un milieu ou d'un habitat d'une espèce donnée et donne des informations sur les espèces fréquemment rencontrées dans un hydrosystème, sans aucune

indication sur l'importance quantitative des espèces rencontrées (Lauzanne, 1977 ; Hyslop, 1980). Il se calcule selon la formule (2) suivante :

$$F = \frac{P_i}{P_t} \times 100 \quad (2)$$

Où :  $P_i$  = nombre d'échantillons ou de campagnes où l'espèce  $i$  a été capturée

$P_t$  = nombre total d'échantillons ou de campagnes

Selon la valeur de  $F$  qui varie de 0 à 100, Dajoz (2006) propose la classification suivante :

- espèces constantes : fréquence supérieure ou égale à 50 % ( $F \geq 50\%$ ) ;
- espèces accessoires : fréquence comprise entre 25 et 50 % ( $25\% \leq F < 50\%$ ) ;
- espèces accidentelles : fréquence inférieure à 25 % ( $F < 25\%$ ).

#### II.2.4.3. Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon ( $H'$ ) est l'un des plus connus et des plus utilisés par les spécialistes du fait qu'il soit indépendant de la taille de l'échantillon (Magurran, 1988) et tient plutôt compte de l'abondance relative de chaque espèce (Dajoz, 2006). Toutefois, il néglige les espèces rares. Selon Amanieu & Lassere (1982), l'indice de diversité de Shannon mesure le degré d'organisation d'un peuplement. Il est lié à la probabilité que deux individus retirés au hasard de l'ensemble des individus appartiennent au même groupe taxonomique.

L'indice de diversité de Shannon permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité du milieu d'étude et donc d'observer une évolution au cours du temps.  $H'$  est minimal (= 0), si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce.  $H'$  est également minimal si, dans un peuplement chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui renferme tous les autres individus du peuplement. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale pour toutes les espèces (Dajoz, 2006). En d'autres termes, quand  $H'$  tend vers 0, la diversité est minimale. Elle est maximale quand  $H'$  tend vers l'infini. Cet indice se calcule selon la formule (3) suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \times \log_2 P_i \quad \text{avec} \quad P_i = \frac{n_i}{N_t} \quad (3)$$

Où  $n_i$  = nombre d'individus d'une espèce  $i$  donnée,  $i$  allant de 1 à  $S$  (nombre total d'espèces).

$N_t$  = nombre total d'individus ;

$P_i$  = la probabilité de capture de l'espèce  $i$  ( $i$  variant de 1 à  $S$ ) ;

$S$  le nombre total d'espèces ;

H' est exprimé en unités d'informations par individus ou bits par individu.

#### II.2.4.4. Indice d'équitabilité de Pielou (1969)

L'indice d'équitabilité de Pielou (E) a été mis au point pour rendre compte de l'abondance relative de chaque espèce, de la régularité de la distribution des espèces et de la qualité d'organisation du peuplement dans un écosystème (Hill, 1973). Cet indice peut varier de 0 à 1. Il est maximal quand les espèces ont la même abondance dans le peuplement et il est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement (Dajoz, 2006). Insensible à la richesse spécifique, il est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre saisons d'échantillonnage. En effet, plus un peuplement est équilibré (pas d'espèce largement dominante), plus il est stable. A l'inverse, toute dominance d'une espèce est signe d'un déséquilibre dû à une cause naturelle ou anthropique (Thienemann, 1954). L'équitabilité dérive de l'indice de Shannon et sa formule (4) est la suivante :

$$E = \frac{H'}{\text{Log}_2 R_s} \quad (4)$$

Où : H' = indice de Shannon et R<sub>s</sub>, la richesse spécifique

#### II.2.4.5. Abondance relative des poissons

L'abondance relative représente le quotient du nombre d'individus d'une espèce (i) présent par rapport au nombre total d'individus (Ramade, 2003). L'abondance relative traduit l'importance numérique d'une espèce dans une communauté. Elle est aussi bien variable dans l'espace que dans le temps et sa formule est la suivante :

$$P_i = n_i / N \quad (5)$$

P<sub>i</sub> = abondance de l'espèce i ; n<sub>i</sub> = nombre d'individus de l'espèce i ; N = nombre total d'individus.

#### II.2.4.6. Indice de similarité de Jaccard

La similarité taxonomique entre les stations d'échantillonnage est mise en évidence par l'indice de similarité de Jaccard (J). Il a été calculé à partir de la composition taxonomique des stations afin de comparer l'ensemble des stations étudiées deux à deux (Mary, 1999). Il se calcule selon la formule (6) suivante :

$$J = \frac{S_{a-b}}{S_a + S_b - S_{a-b}} \quad (6)$$

Où  $S_a$  est le nombre total de taxons à la station  $a$ ,  $S_b$  le nombre total de taxons à la station  $b$  et  $S_{a-b}$  le nombre de taxons communs à  $a$  et  $b$ . Il varie de 0 (quand il n'y a pas de taxons communs) à la valeur 1 (lorsque les mêmes taxons existent dans les deux stations).

### II.2.5. Identification des comportements des poissons

Pour étudier le comportement des poissons dans la zone littorale du lac de Buyo, des caméras non appâtées (Munsch *et al.*, 2016 ; Sheaves *et al.*, 2016) ont été utilisées. L'échantillonnage a consisté à déployer trois dispositifs de caméra non appâtée dans chaque station d'échantillonnage pour un enregistrement d'une durée de 1 h 30mn. Dans chaque station, quatre déploiements par dispositif ont été réalisés par jour en raison de deux jours par campagne dans chaque station. La procédure de déploiement et la précaution avant tout déploiement ont été identiques à celles indiquées pour l'étude de la diversité.

Au laboratoire, cette étude a consisté à recenser les différents comportements réalisés par les poissons qui fréquentent les zones littorales observés dans le champ de vision des caméras. Ainsi, les différents comportements observés ont été identifiés à l'aide d'un certain nombre de critères :

Les comportements de reproduction des poissons ont été définis selon les activités énumérées par Gophen (2016) et N'Dri (2020). Ces activités sont :

- (1) la construction des nids ;
- (2) la garde des œufs et des larves ;
- (3) la ponte des œufs ;
- (4) la fécondation des œufs ;
- (5) le regroupement de géniteurs.

Quant aux comportements alimentaires des poissons, ils ont été définis selon les travaux de Sheaves *et al.* (2016) :

- (1) le prélèvement de la nourriture sur les herbiers ;
- (2) le prélèvement sur le fond ;
- (3) le prélèvement sur les débris végétaux ;
- (4) le prélèvement dans la colonne d'eau pour se nourrir.

Les comportements de fuite ou d'évitement ont été définis par les travaux de Munsch *et al.* (2016) et Sheaves *et al.* (2016) :

- (1) l'éloignement des proies en approche des prédateurs ;
- (2) le camouflage des proies en approche des prédateurs.

La fréquence (F) des types de comportements réalisés par espèce est calculée par la formule suivante :

Formule (7) :

$$F = \frac{Nc}{t} \quad (7)$$

Où : Nc = Nombre de fois qu'un comportement se produit

t = Temps de l'observation.

## II.2.6. Traitement statistique des données

Deux types d'analyses statistiques ont été utilisés dans cette étude. Il s'agit d'analyses univariées et d'analyses multivariées.

### II.2.6.1. Analyses univariés

Les analyses univariées ont été réalisées à travers des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney. Ces analyses ont permis d'effectuer des comparaisons statistiques des données abiotiques, biotiques et des indices de diversité calculés. Le choix de ces tests a été déterminé par une analyse de vérification de la normalité des données. Cette analyse a été réalisée à l'aide du test de Shapiro-Wilk (Shapiro *et al.*, 1968) et a été appliquée pour évaluer la distribution des données. A l'issue de ce test, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé lorsque la distribution ne suit pas la loi normale ou que la distribution suit la loi normale, mais à variance inégale. Il s'est avéré que tous les paramètres analysés suivaient une loi non paramétrique. Ainsi, dans le cas d'une comparaison de plus de deux objets, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été appliqué et dans le cas d'une comparaison de deux objets, le test Mann-Whitney a été utilisé.

Ces analyses statistiques ont été réalisées au seuil de significativité de 5 % grâce au logiciel statistique PAST 4.11 (Hammer *et al.*, 2001).

### II.2.6.2. Analyses multivariés

Les analyses multivariées réalisées dans la présente étude ont concerné l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et l'Analyse Canonique de Correspondance (ACC).

### **II.2.6.2.1. Analyse en Composantes Principales**

Elle a permis de caractériser les différentes stations d'échantillonnage à partir des paramètres physico-chimiques et d'identifier les différents types d'habitat en fonction des descripteurs de l'environnement. C'est une technique qui permet de récapituler en deux ou quelques variables synthétiques, les «composantes principales », la majorité de l'information contenue dans les variables initiales (Dufrière, 1992). C'est une méthode statistique factorielle descriptive dont l'objectif est de présenter sous forme de graphique le maximum de l'information contenue dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). Les données à traiter par l'ACP sont stockées dans une matrice. Cette analyse a été réalisée par le programme R version 0.5.

### **II.2.6.2.2. Analyse Canonique de Correspondance**

L'analyse canonique de correspondance (ACC) est réalisée dans le but de dégager d'éventuelles corrélations entre la distribution des entités écologiques (espèces) et les variables environnementales (Ter Braak, 1988). A cet effet, une matrice espèces/stations et une matrice variables environnementales/stations sont constituées sur la base des abondances des différentes espèces. Les abondances et les valeurs des facteurs environnementaux subissent une transformation logarithmique de type  $\log(x+1)$  afin d'obtenir une distribution normale de ces données. L'analyse canonique de correspondance est couplée à des tests de Monte Carlo qui permettent de sélectionner les variables environnementales qui expliquent le mieux la distribution des espèces. 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 ; sa direction indique comment la variable environnementale est corrélée aux divers axes des espèces ; l'angle entre les flèches montre les corrélations entre les variables ; l'emplacement des espèces par rapport aux flèches met en évidence les préférences environnementales de chaque espèce. L'analyse canonique de correspondance (ACC) a été réalisée avec le programme CANOCO version 4.5.

**PARTIE III :**  
**RESULTATS ET DISCUSSION**

### III.1. CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DES SITES ETUDIÉS

#### III.1.1. Résultats

##### III.1.1.1. Paramètres physico-chimiques des eaux du lac de Buyo

###### III.1.1.1.1. Variation spatiale

Sur l'ensemble des stations d'échantillonnage, les températures minimales (26,1 °C) et maximales (33,8 °C) ont été enregistrées respectivement aux stations Dera et Beablo (Figure 21). La valeur médiane de ce paramètre est plus faible (27,65 °C) à la station Dera et plus élevée (30,15 °C) à la station Beablo. La température est significativement plus élevée à la station Beablo que celles des autres stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

Concernant le pH, la valeur minimale (6,47) a été obtenue à la station Dera et la valeur maximale (8,77) a été enregistrée à la station Beablo (Figure 21). Le pH est significativement plus élevé à la station Beablo que dans les autres stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

Pour ce qui est de l'oxygène dissous, les valeurs minimales (2,19 mg/L) et maximales (7,33 mg/L) ont été mesurées respectivement aux stations Beablo et Dera. Le résultat du test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives de ce paramètre entre les stations. L'oxygène dissous est significativement plus élevé à la station Dera par rapport aux stations Beablo et Pk28 (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

Les valeurs extrêmes (minimale = 38  $\mu\text{s/cm}$  ; maximale = 57  $\mu\text{s/cm}$ ) de la conductivité ont été obtenues à la station Dera (Figure 21). Il existe une différence significative entre les stations. La conductivité est significativement plus faible à la station Pk15 par rapport aux autres stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

En ce qui concerne le taux de solides dissous, les valeurs minimales (19 mg/L) et maximales (28 mg/L) ont été obtenues à la station Dera. Le résultat du test statistique de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives de ce paramètre entre les stations. Le taux de solides dissous est significativement plus faible à la station Pk15 par rapport aux autres stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

La profondeur a varié de 34 à 518 cm (Figure 21). Les valeurs maximales (518 cm) et minimales (34 cm) de la profondeur ont été enregistrées à la station Beablo. La profondeur est significativement plus élevée à la station Beablo que celles des stations Dera, Pk28 et Pk15 (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

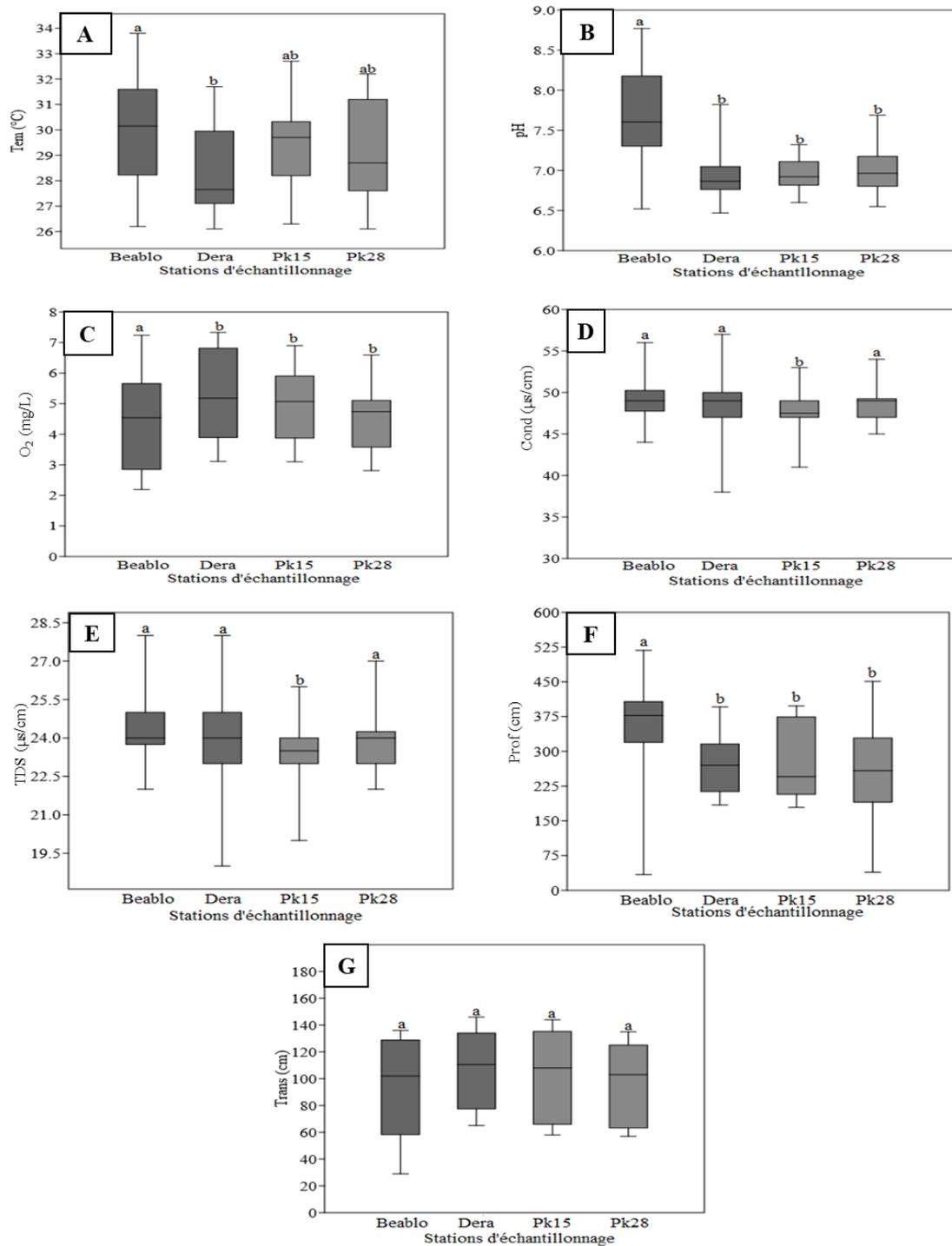


Figure 21: Variations spatiales des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020 : A = Température (°C) ; B = pH ; C = taux d’oxygène dissous (mg/L) ; D = Conductivité ; E = Taux de solides dissous (mg/l) ; F = Profondeur (cm) ; G = Transparence (cm) ; Les valeurs ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test U de Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

Les valeurs de la transparence ont oscillé de 29 à 146,2 cm (Figure 21). La valeur minimale (29 cm) a été obtenue à Beablo et la valeur maximale (146,2 cm) a été enregistrée à la station Dera. Aucune différence significative n'a été constatée entre les valeurs médianes de la transparence enregistrées dans toutes les stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ).

#### **III.1.1.1.2. Variation saisonnière**

De façon générale, tous les paramètres, excepté la température et le pH, sont plus élevés en saison sèche qu'en saison pluvieuse (Tableau II).

En saison sèche, la plus petite valeur de la température (26,1 °C) a été observée à la station Dera et la valeur la plus élevée de la température (32,8 °C), à la station Beablo. En saison pluvieuse, la plus faible valeur de la température (26,1 °C) a été enregistrée à la station Pk28. Quant à la plus forte valeur (33,8 °C), elle a été mesurée à la station Beablo.

Il n'y a pas de différence significative de la température entre les saisons sèches et pluvieuses dans toutes les stations (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

Concernant le pH, la plus petite valeur (6,47) enregistrée en saison sèche a été obtenue à la station Dera et la plus forte valeur (8,41) pendant cette saison a été enregistrée à la station Beablo. En saison pluvieuse, la plus faible valeur (6,57) a été mesurée à la station Pk28 et la plus forte valeur (8,77) a été observée à la station Beablo. Aucune différence significative du pH n'a été observée entre les saisons sèches et pluvieuses (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

En saison sèche, la plus faible valeur de l'oxygène dissous (4,17 mg/L) a été enregistrée à la station Beablo. La valeur la plus élevée en saison sèche (6,59 mg/L) a été obtenue à la station Pk28. En saison pluvieuse, les valeurs extrêmes de l'oxygène dissous (min = 2,19 mg/L; max= 7,89 mg/L) ont été mesurées à la station Beablo. Le résultat du test de Mann-Whitney n'a relevé aucune différence significative de ce paramètre entre les saisons sèches et pluvieuses (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

Quant à la conductivité, en saison sèche, la plus faible valeur (46 µs/cm) a été observée aux stations Pk15 et Pk28 et la valeur la plus forte de la conductivité (52 µs/cm) a été mesurée à la station Beablo. En saison pluvieuse, les valeurs extrêmes de la conductivité (min=38 µs/cm ; max= 57 µs/cm) ont été mesurées à la station Dera. Il n'y a pas de différence significative de la conductivité entre les saisons sèches et pluvieuses (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

Egalement pour le taux de solides dissous, la plus petite valeur (23 mg/L) a été observée dans toutes les stations et la plus grande valeur (26 mg/L) a été enregistrée à la station Beablo.

Tableau II : Valeurs miniales, maximales et médianes des paramètres physico-chimiques mesurés en saison pluvieuse (SP) et en saison sèche (SS) dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) entre janvier et décembre 2020.

Paramètres physico-chimiques		Beablo		Dera		Pk15		Pk28	
		SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP
Température (°C)	Min	27,50	26,20	26,10	26,90	26,40	26,20	27,30	26,10
	Max	32,80	33,80	30,40	31,70	30,60	32,70	31,60	32,20
	Méd	29,75 <sup>a</sup>	31,05 <sup>a</sup>	27,35 <sup>a</sup>	28,65 <sup>a</sup>	29,20 <sup>a</sup>	29,80 <sup>a</sup>	29,10 <sup>a</sup>	29,50 <sup>a</sup>
pH	Min	6,52	7,32	6,47	6,68	6,69	6,6	6,55	6,57
	Max	8,41	8,77	7,24	7,82	7,22	7,32	7,38	7,69
	Méd	7,47 <sup>a</sup>	8,35 <sup>a</sup>	6,98 <sup>a</sup>	7,39 <sup>a</sup>	6,91 <sup>a</sup>	6,93 <sup>a</sup>	7,00 <sup>a</sup>	7,02 <sup>a</sup>
Oxygène dissous (mg/L)	Min	4,17	2,19	4,74	3,11	4,88	3,1	4,59	2,81
	Max	4,98	7,89	6,24	7,33	5,88	6,9	5,34	6,59
	Méd	4,59 <sup>a</sup>	3,91 <sup>a</sup>	5,7 <sup>a</sup>	5,13 <sup>a</sup>	5,02 <sup>a</sup>	5,08 <sup>a</sup>	4,93 <sup>a</sup>	4,35 <sup>a</sup>
Conductivité (µs/cm)	Min	47	48	47	38	46	41	46	45
	Max	52	56	51	57	49	53	51	54
	Méd	49 <sup>a</sup>	49 <sup>a</sup>	48 <sup>a</sup>	49 <sup>a</sup>	47 <sup>a</sup>	48 <sup>a</sup>	48,5 <sup>a</sup>	49 <sup>a</sup>
Taux de solides dissous (mg/L)	Min	23	22	23	19	23	20	23	22
	Max	26	28	25	28	24	26	25	27
	Méd	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>
Transparence (cm)	Min	85	29	98	65	95	58	93	57
	Max	134	136	146	138	144	141	135	132
	Méd	107,5 <sup>a</sup>	94,5 <sup>a</sup>	117 <sup>a</sup>	102,5 <sup>a</sup>	116,5 <sup>a</sup>	95 <sup>a</sup>	110,5 <sup>a</sup>	92 <sup>a</sup>
Profondeur (m)	Min	265	291	269	184	226	179	217	163
	Max	518	410	396	384	398	395	390	451
	Méd	380 <sup>a</sup>	347 <sup>a</sup>	314 <sup>a</sup>	245 <sup>a</sup>	372 <sup>a</sup>	234,5 <sup>a</sup>	316 <sup>a</sup>	229 <sup>a</sup>

SP = Saison pluvieuse ; SS = Saison sèche. Min = Minimum ; Max = Maximum ; Méd = Médianes. Les valeurs medianes ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test U de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ).

En saison pluvieuse, les valeurs extrêmes du taux de solides dissous (min=19 mg/L; max= 28 mg/L) ont obtenues à la station Dera. Il n'y a pas de différence significative de la conductivité entre les saisons sèches et pluvieuses (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

En saison sèche, la plus petite valeur de la transparence (85 cm) a été observée à la station Beablo et la valeur la plus élevée (146 cm) durant cette saison a été enregistrée à la

station Dera. En saison pluvieuse, la plus faible valeur de la transparence (29 cm) à été obtenue à la station Beablo. Quant à la valeur la plus forte de la transparence (141 cm), elle a été enregistrée à la station Pk15. Il n'existe pas de différence significative de la transparence entre les saisons climatiques (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

La plus petite valeur de la profondeur (217 cm) pendant la saison sèche a été obtenue à la station Pk28 et la plus forte valeur (518 cm) durant cette saison a été mesurée à la station Beablo. Pendant la saison pluvieuse, les valeurs extrêmes de la profondeur (min = 163 cm ; max = 451cm) ont été obtenues à la station Pk28. Il n'existe pas de différence significative de la profondeur entre les saisons (Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

### **III.1.1.1.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques**

Hormis l'oxygène dissous, la transparence et la profondeur, les valeurs médianes des autres paramètres sont globalement plus élevées pendant les basses eaux que les hautes eaux (Tableau III).

En période des hautes eaux, la plus petite valeur de la température (26,1 °C) a été observée aux stations Dera et Pk28. Quant à la valeur la plus élevée de la température (33,8 °C), elle a été mesurée à la station Beablo. En période des basses eaux, la plus faible valeur de la température (26,2 °C) a été enregistrée à la station Dera. Quant à la plus forte valeur de la température (32,8 °C), elle a été mesurée à la station Beablo. Il n'y a pas de différence significative de la température entre les saisons des hautes eaux et celles des basses eaux à toutes les stations, excepté à la station Beablo où la température est significativement plus élevée en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ).

Concernant le pH, la plus faible valeur (6,47) en période des hautes eaux a été enregistrée à la station Dera et la plus forte valeur (8,77) a été obtenue à la station Beablo. En période des basses eaux, la plus petite valeur du pH (6,69) a été mesurée à la station Dera et la plus forte valeur (8,41) a été observée à la station Beablo. Les valeurs du pH sont significativement plus élevées en période des basses eaux que celle des hautes eaux dans les stations Beablo et Pk28 (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Cependant, il n'y a pas de différence significative entre les saisons des hautes eaux et celles des basses eaux dans les autres stations.

En période des hautes eaux, la valeur minimale (4,17 mg/L) de l'oxygène dissous a été obtenue à la station Beablo et la valeur maximale (7,33 mg/L) a été enregistrée à la station Dera. En période des basses eaux, la plus petite valeur de l'oxygène dissous (2,19 mg/L) a été observée à la station Beablo. Quant à la valeur la plus élevée de l'oxygène dissous (6,9 mg/L),

elle a été mesurée à la station Pk28. Les valeurs de l’oxygène dissous sont significativement plus élevées en saison des hautes eaux qu’en saison des basses eaux à toutes les stations (test *U* de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ).

Tableau III : Valeurs minimales, maximales et médianes des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations d’échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo selon les saisons hydrologiques (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Paramètres physico-chimiques		Beablo		Dera		Pk15		Pk28	
		HE	BE	HE	BE	HE	BE	HE	BE
Température (°C)	Min	26,2	27,1	26,1	26,2	26,2	26,7	26,1	26,3
	Max	33,8	32,8	31,3	31,7	32,2	32,2	31	32,7
	Méd	29,65 <sup>a</sup>	31 <sup>b</sup>	27,55 <sup>a</sup>	27,85 <sup>a</sup>	28,4 <sup>a</sup>	29,5 <sup>a</sup>	29,2 <sup>a</sup>	29,7 <sup>a</sup>
pH	Min	6,52	7,31	6,47	6,69	6,55	6,91	6,6	6,78
	Max	8,77	8,41	7,82	7,21	7,38	7,69	7,23	7,32
	Méd	7,4 <sup>a</sup>	7,98 <sup>b</sup>	6,85 <sup>a</sup>	6,89 <sup>a</sup>	6,81 <sup>a</sup>	7,11 <sup>a</sup>	6,88 <sup>a</sup>	6,94 <sup>b</sup>
Oxygène dissous (mg/L)	Min	4,17	2,19	4,74	3,11	4,49	2,81	4,88	3,1
	Max	7,24	3,97	7,33	5,19	6,56	4,39	6,9	5,16
	Méd	5,14 <sup>a</sup>	2,6 <sup>b</sup>	6,68 <sup>a</sup>	3,81 <sup>b</sup>	4,97 <sup>a</sup>	3,51 <sup>b</sup>	5,73 <sup>a</sup>	3,8 <sup>b</sup>
Conductivité (µs/cm)	Min	44	46	38	47	46	45	41	45
	Max	52	56	51	57	51	54	51	53
	Méd	49 <sup>a</sup>	49 <sup>a</sup>	47 <sup>a</sup>	50 <sup>b</sup>	48 <sup>a</sup>	50 <sup>b</sup>	47 <sup>a</sup>	48 <sup>a</sup>
Taux de solides dissous (mg/L)	Min	22	23	19	23	23	22	20	22
	Max	26	28	25	28	25	27	25	26
	Méd	24 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	25 <sup>b</sup>	24 <sup>a</sup>	25 <sup>b</sup>	23 <sup>a</sup>	24 <sup>a</sup>
Transparence (cm)	Min	85	29	98	65	93	57	95	58
	Max	136	72	146	84	135	73	144	71
	Méd	128 <sup>a</sup>	51 <sup>b</sup>	132 <sup>a</sup>	75 <sup>b</sup>	121 <sup>a</sup>	60 <sup>b</sup>	131 <sup>a</sup>	64 <sup>b</sup>
Profondeur (m)	Min	265	324	210	184	217	163	226	179
	Max	518	399	396	375	451	223	298	228
	Méd	388 <sup>a</sup>	367 <sup>b</sup>	282 <sup>a</sup>	217 <sup>b</sup>	325 <sup>a</sup>	183 <sup>b</sup>	315 <sup>a</sup>	193 <sup>b</sup>

HE = Hautes eaux ; BE = Basses eaux. Min = Minimum ; Max = Maximum ; Méd = Médianes. Les valeurs medianes ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test *U* de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ).

En ce qui concerne la conductivité, la plus faible valeur (38 µs/cm) obtenue en période des hautes a été observée à la station Dera et la plus forte valeur (52 µs/cm) a été enregistrée à la station Beablo. En période des basses eaux, la plus petite valeur de la conductivité (45

$\mu\text{s/cm}$ ) a été observée dans les stations Pk15 et Pk28. La plus grande valeur de la conductivité (57  $\mu\text{s/cm}$ ) durant cette période a été enregistrée à la station Dera. Les valeurs de la conductivité sont significativement plus élevées en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux aux stations Dera et P15 (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Il n'existe pas de différence significative de la conductivité entre les saisons des hautes eaux et celles des basses eaux aux stations Beablo et Pk28.

Egalement en période des hautes eaux, la plus petite valeur du taux de solides dissous (19 mg/L) a été obtenue à la station Dera et la plus forte valeur (26 mg/L) a été enregistrée à la station Beablo. En période des basses eaux, la plus faible valeur du taux de solides dissous (22 mg/L) a été observée aux stations Pk15 et Pk28. Les valeurs les plus élevées du taux de solides dissous (28 mg/L) ont été mesurées aux stations Beablo et Dera. Les valeurs du taux de solides dissous sont significativement plus élevées en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux aux stations Dera et P15 (Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Il n'existe pas de différence significative du taux de solides dissous entre les saisons des hautes eaux et celles des basses eaux aux stations Beablo et Pk28.

En période des hautes eaux, les valeurs minimale (85 cm) et maximale (146 cm) de la transparence ont été respectivement observées aux stations Beablo et Dera. Egalement en période des basses eaux, les valeurs minimale (29 cm) et maximale (84 cm) de la transparence ont été respectivement observées aux stations Beablo et Dera. Les valeurs de transparence sont significativement plus élevées en saison des hautes eaux qu'en saison des basses eaux à toutes les stations (test  $U$  de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ).

La plus petite valeur de la profondeur (210 cm) en période des hautes eaux a été obtenue à la station Dera et la plus forte valeur (518 cm) durant cette période a été enregistrée à la station Beablo. En période des basses eaux, les valeurs extrêmes de la profondeur (min = 163 cm ; max = 399 cm) ont été respectivement enregistrées aux stations Pk15 et Beablo. Les valeurs de la profondeur sont significativement plus élevées en saison des hautes eaux qu'en saison des basses eaux à toutes les stations (test  $U$  de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ).

### **III.1.1.2. Caractéristiques de la canopée, des plantes aquatiques et des débris végétaux**

Les données relatives à la canopée, au taux de couverture des plantes aquatiques et au taux de débris végétaux, collectées dans les stations d'échantillonnage de l'étude, sont consignées dans le tableau IV. La station Beablo affiche une faible canopée (5 %), tandis que les stations Dera, Pk15 et Pk28 présentent une canopée de 10 %. En ce qui concerne le taux de couverture des plantes aquatiques, il est plus élevé (20 %) dans les stations Dera et Pk15

(Tableau IV). La station Beablo présente le taux le plus bas (10 %) de couverture des plantes aquatiques. En ce qui concerne les débris végétaux, les stations Dera et Pk15 affichent les taux les plus élevés, avec un pourcentage de 20 % chacune. La station Pk28 suit avec un taux de 15 %, alors que la station Beablo présente le taux le plus bas (10 %).

Tableau IV : Taux de couverture des plantes aquatiques (%) et du taux des débris végétaux (%) dans les stations du lac de Buyo de janvier à décembre 2020.

Paramètres mésologiques	Beablo	Dera	Pk15	Pk28
F c (%)	5	10	10	10
Paq (%)	10	20	20	15
Dvég (%)	10	20	15	20

Fc = Taux de fermeture de la canopée ; Paq = Taux de couverture du plan d'eau par plantes aquatiques ; Dvég = Taux de débris végétaux

### III.1.1.3. Pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo

#### III.1.1.3.1. Variation spatiale

Les valeurs minimales (4,61°) et maximales (29,32°) de la pente ont été respectivement enregistrées aux stations Pk15 et Beablo (Figure 22). Il existe des différences significatives de ce paramètre entre les stations. Les valeurs médianes de la pente sont significativement plus élevées à la station Beablo que celles des autres stations (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ).

#### III.1.1.3.2. Variation saisonnière

Les valeurs médianes de la pente sont plus élevées en saison sèche (10,32 à 19,95 °) dans toutes les stations, avec une valeur maximale de 19,95 ° enregistrée à la station Beablo (Figure 23). En saison pluvieuse, la valeur minimale (7,77 °) a été obtenue à la station Pk28. Aucune différence significative de ce paramètre n'a été observée entre les saisons (test de Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

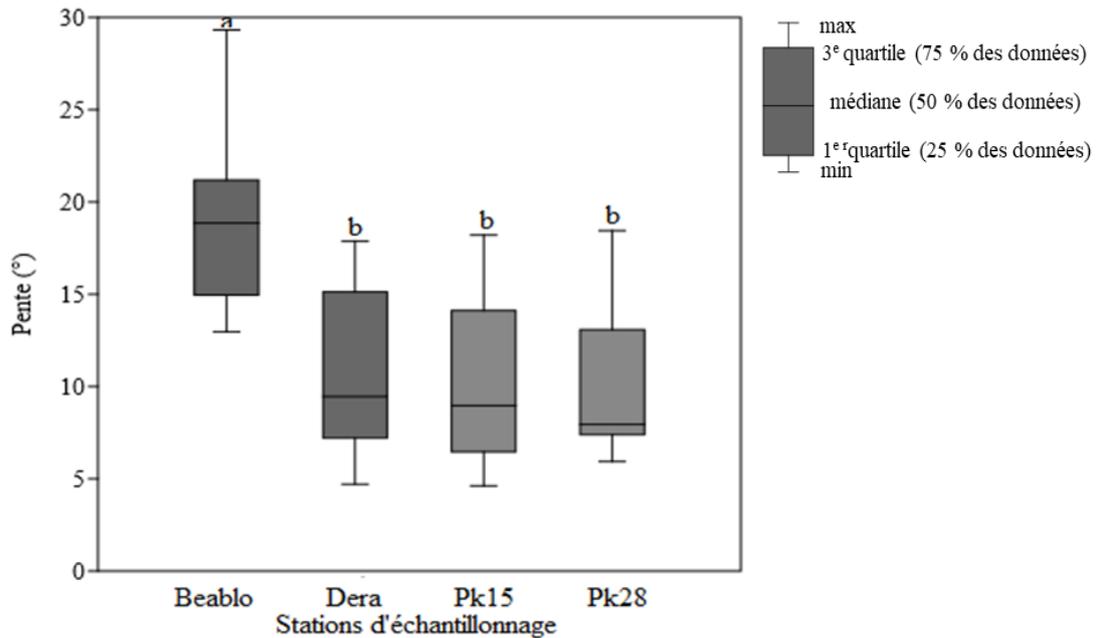


Figure 22 : Variation spatiale de la pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020 : Les valeurs moyennes ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test U de Mann- Whitney ;  $p > 0,05$ ).

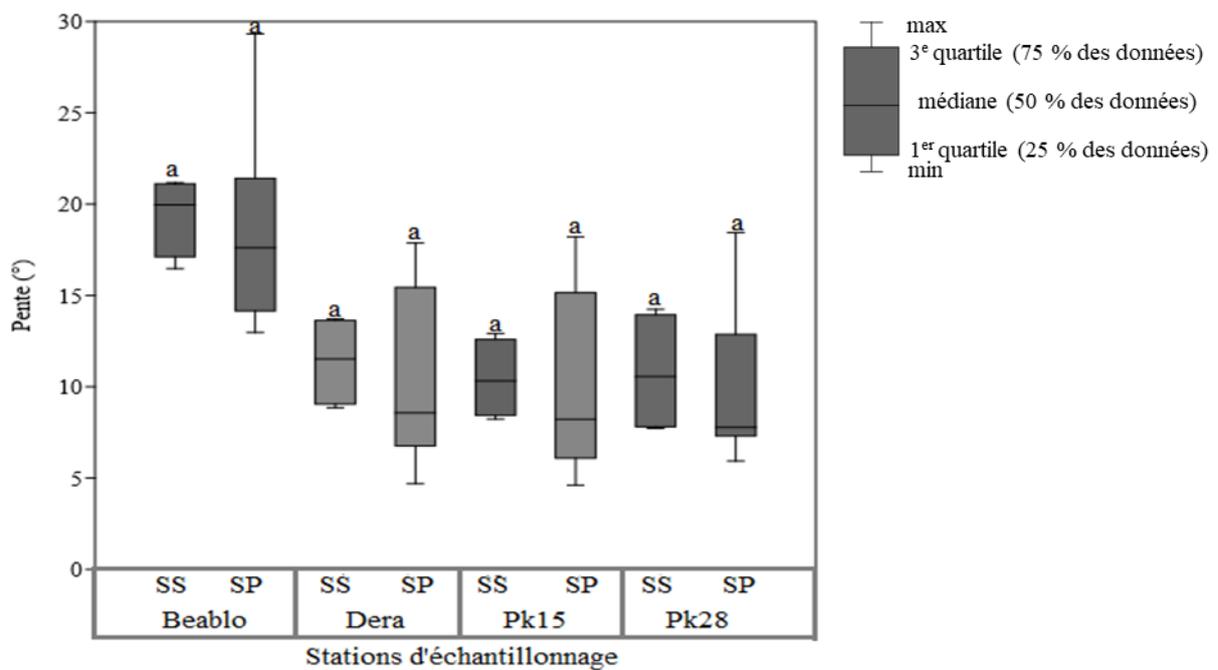


Figure 23 : Variation saisonnière de la pente du substrat immergé de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020 : SP = Saison pluvieuse ; SS = Saison sèche. Les valeurs ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test U de Mann- Whitney ;  $p > 0,05$ ).

### III.1.1.3.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques

Les plus fortes valeurs de la pente ont été obtenues en période des hautes eaux (17,87 à 29,32 °) alors que les plus faibles (4,7 à 12,97 °) ont été enregistrées en période des basses eaux (Figure 24). Les résultats du test de Mann-Whitney ont révélé des différences significatives de la pente entre les saisons hydrologiques (test  $U$  de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Les valeurs médianes de la pente sont significativement plus élevées en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux dans toutes les stations.

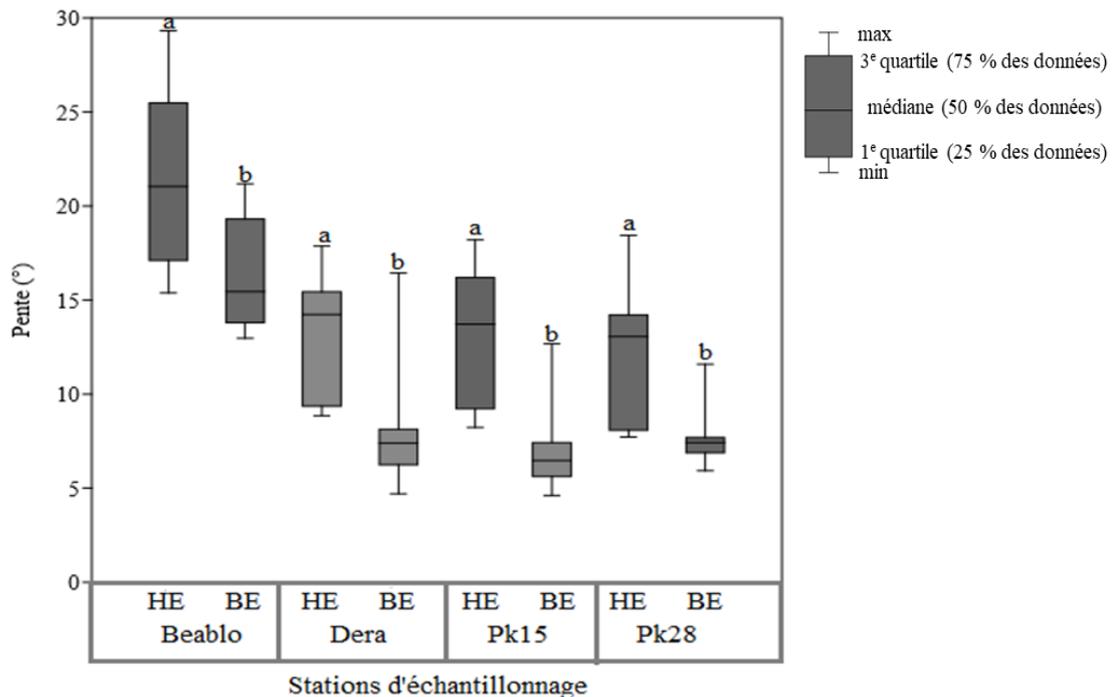


Figure 24 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la pente du substrat immergé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020 : HE = Hautes eaux ; BE = Basses eaux ; Les valeurs ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test  $U$  de Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

### III.1.1.4. Substrat des zones littorales du lac de Buyo

#### III.1.1.4.1. Variation spatiale

L’analyse granulométrique des substrats montre que le sable est dominant dans tous les sites avec une proportion qui passe de 59,91 à 74,82 % respectivement aux stations Dera et Pk15 (Figure 25). Le sable est suivi du gravier dans les stations Dera, Pk15 et Pk28 avec des proportions respectives de 38,56 %, 26,06 % et 23,58 %. Les constituants argiles-limons sont plus élevés à la station Beablo que dans les autres stations, avec une proportion de 17,55 %.

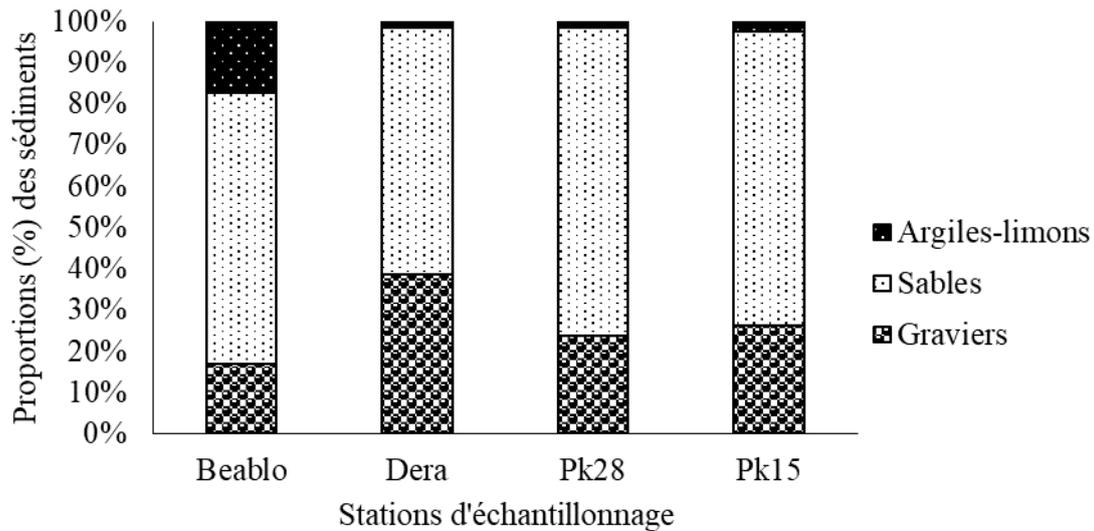


Figure 25 : Composition granulométrique des sédiments des stations prospectées dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d' Ivoire) de janvier à décembre 2020.

#### III.1.1.4.2. Variation saisonnière

La figure 26 présente les variations saisonnières du substrat dans la zone littorale du lac de Buyo. Quelle que soit la saison, le sable est dominant avec des proportions qui varient de 53,77 à 66,09 % en saison sèche et en saison pluvieuse, la proportion passe de 61,93 à 76,5 %. Ensuite vient le gravier qui présente des proportions plus élevées en saison sèche (20,32 à 44,33 %) qu'en saison pluvieuse (15,63 à 36,63 %). Concernant les constituants argiles-limons, ils sont plus élevés à la station Beablo quelle que soit la saison que les autres stations.

#### III.1.1.4.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques

Les proportions du sable sont plus élevées dans toutes les stations quels que soient les niveaux d'eaux (Figure 27). En période des basses eaux, les proportions du sable sont plus élevées (63,03 à 80,65 %) que celles obtenues en période des hautes eaux (55,5 à 71,94 %). Ensuite, vient le gravier dont les proportions sont plus élevées en période des hautes eaux (15,43 à 31,54 %) que celles des proportions obtenues en période des basses eaux (17,09 à 42,75 %). Les proportions des sédiments argiles-limons sont plus élevées dans la station Beablo quelques soit les saisons hydrologiques que celles des autres stations.

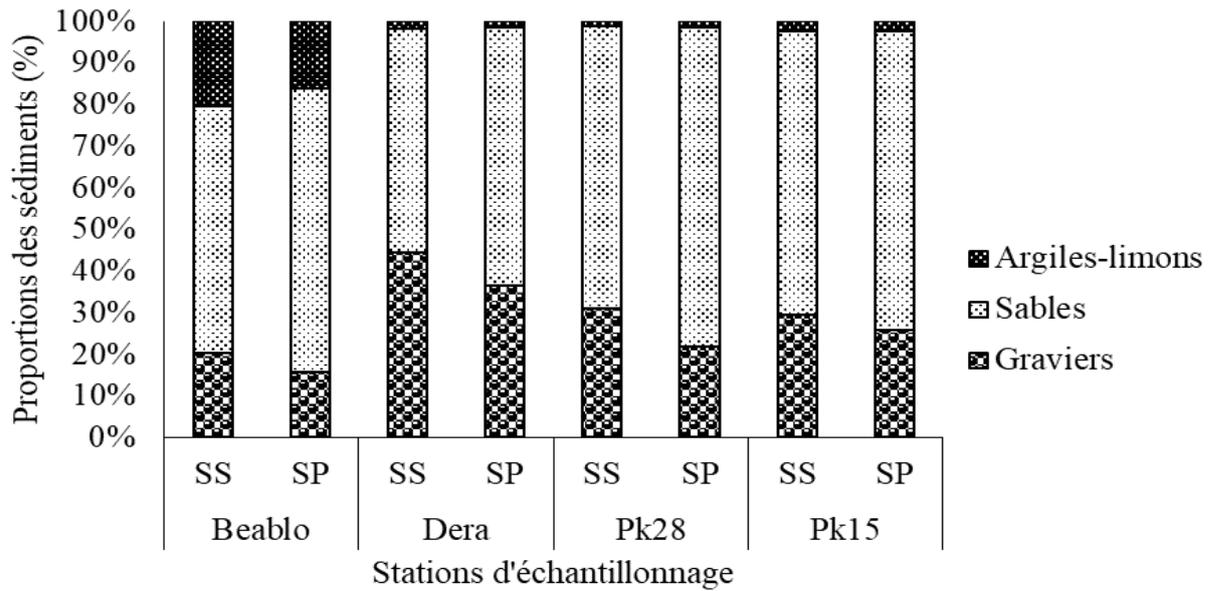


Figure 26: Variation saisonnière de la composition granulométrique des sédiments des différentes stations prospectées de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

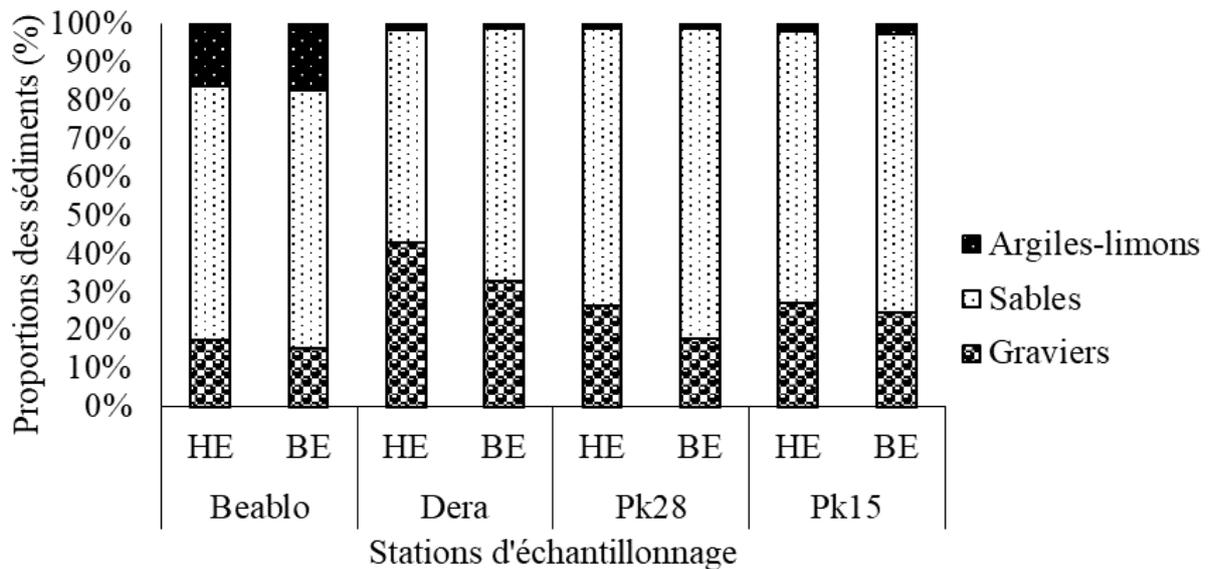


Figure 27 : Proportion des constituants des sédiments obtenus en fonction du niveau d’eau dans les différentes stations d’échantillonnage du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.1.1.5. Caractéristiques des herbiers des fonds aquatiques

#### III.1.1.5.1. Densité des herbiers

##### III.1.1.5.1.1 Variation spatiale

La proportion des herbiers denses est plus élevée dans les stations Pk15 (65,86 %), Dera (64,87 %), Pk8 (62,21 %) et Beablo (54,48 %) que celle des herbiers clairsemés (Figure 28). La proportion la plus petite des herbiers clairsemés a été obtenue à la station Pk15 avec 34,14 % et la proportion la plus élevée a été enregistrée Beablo avec 45,52 %.

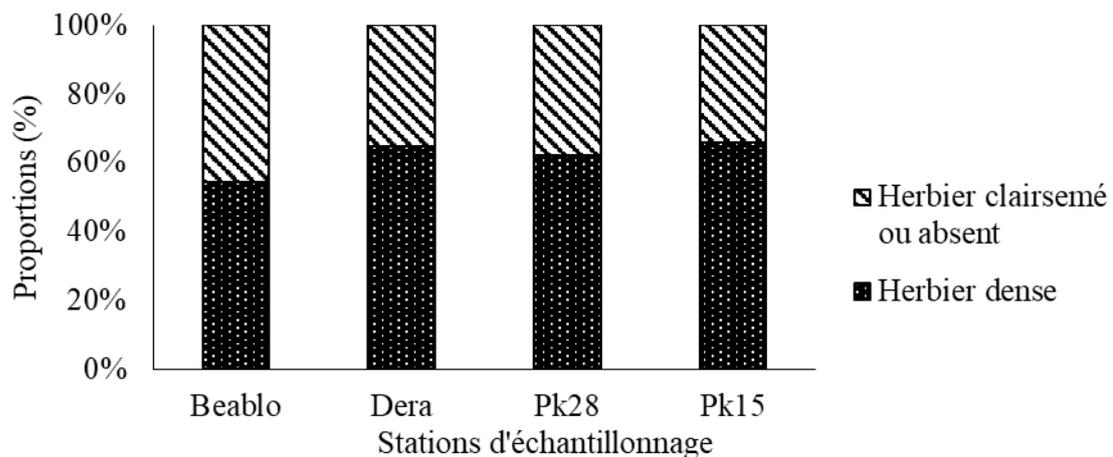


Figure 28 : Variation spatiale de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) entre janvier et décembre 2020.

##### III.1.1.5.1.2 Variation saisonnière

En saison sèche, les proportions des herbiers denses sont plus élevées (56,67 à 69,38 %) dans toutes les stations que celles des herbiers clairsemés (30,62 à 43,34 %). En saison pluvieuse, les proportions des herbiers clairsemés sont plus importantes (50,39 à 62,01 %) dans toutes les stations que celle des herbiers denses (37,99 à 49,61 %) (Figure 29).

##### III.1.1.5.1.3 Variation en fonction des saisons hydrologiques

En période des hautes eaux, les proportions des herbiers denses sont plus élevées (69,11 à 89,52 %) dans toutes les stations que celles des herbiers clairsemés (10,48 à 30,89 %). En période des basses eaux, les proportions des herbiers clairsemés sont plus élevées (70,38 à 76,33 %) dans toutes les stations que celles des herbiers denses (23,67 à 29,62 %) (Figure 30).

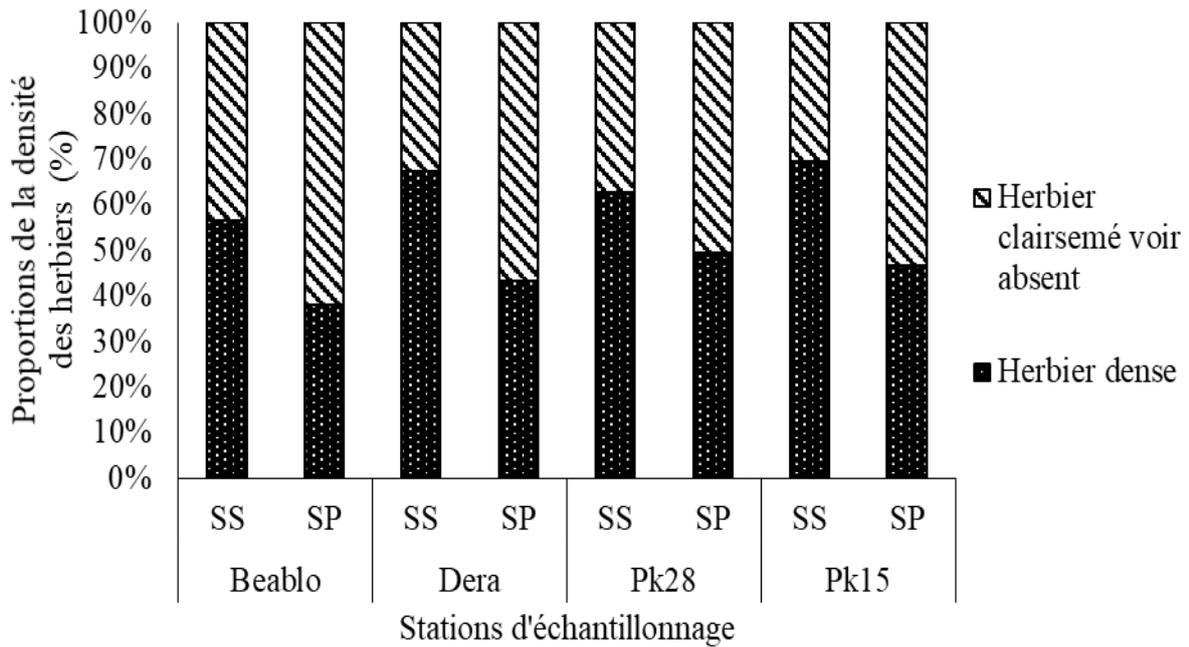


Figure 29 : Variation saisonnière de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

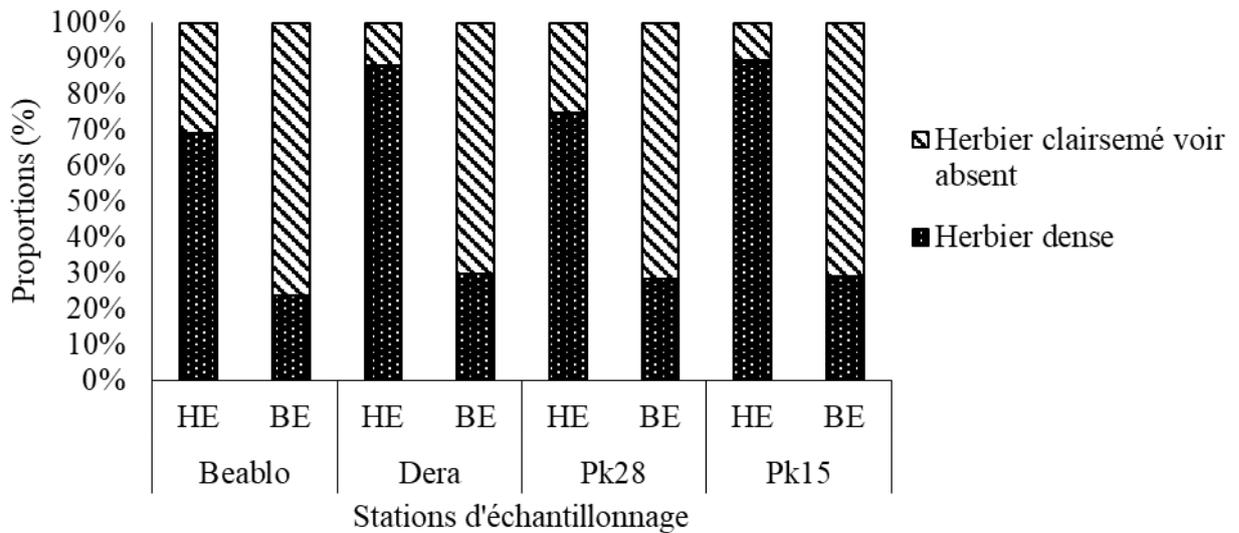


Figure 30 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la densité des herbiers de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.1.1.5.2. Taille des herbiers des fonds de la zone littorale du lac de Buyo

#### III.1.1.5.2.1 Variation spatiale

La figure 31 illustre la variation spatiale de la taille des herbiers. Ainsi, il a été constaté que les herbiers de tailles hautes sont plus élevés et passent de 52,22 à 68,63 % respectivement aux stations Pk28 et Pk15. Alors que les herbiers de tailles courtes sont plus faibles, avec des valeurs allant de 31,37 à 47,78 % dans toutes les stations.

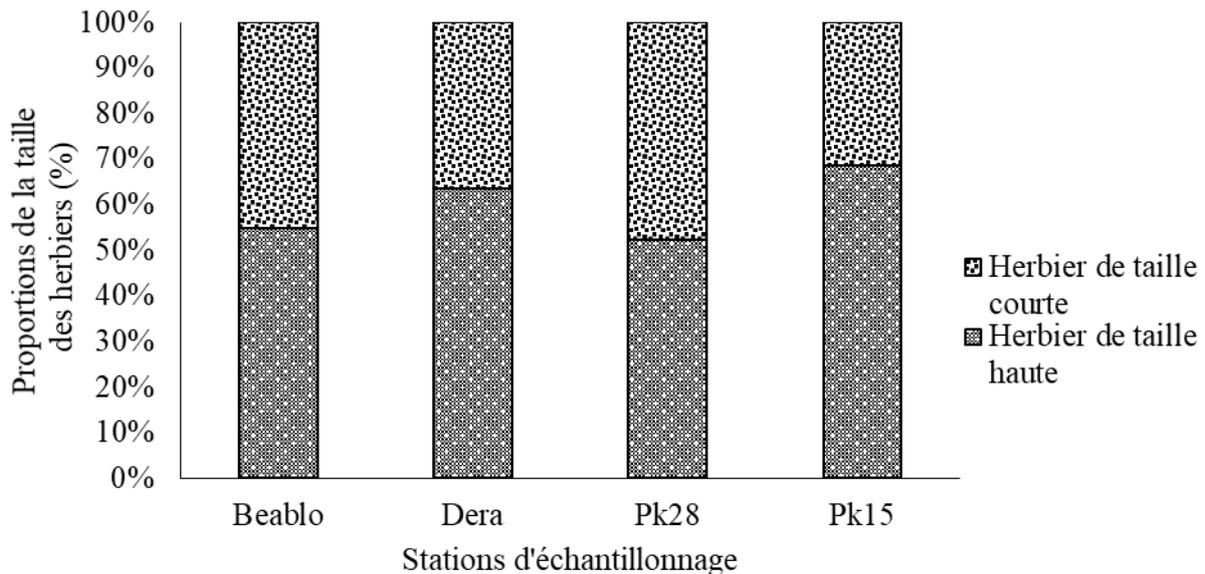


Figure 31 : Variation spatiale de la taille de l'herbier entre les stations dans le littoral du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

#### III.1.1.5.2.2. Variation saisonnière

Les herbiers de tailles hautes sont plus élevés en saison sèche (58,63 à 73,21 %) que les herbiers de tailles courtes (26,79 à 41,37 %). En saison pluvieuse, les herbiers de tailles courtes sont dominants (48,88 à 57,54 %) par rapport aux herbiers de tailles hautes (42,58 à 51,12 %) (Figure 32).

#### III.1.1.5.2.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques

En période des hautes eaux, les herbiers de tailles hautes présentent les fortes valeurs (56,54 à 78,61 %) que celles des herbiers de tailles courtes (21,39 à 43,46 %). Cependant, les herbiers de tailles courtes sont plus élevés en période des basses eaux (66,68 à 75,3 %) que les herbiers de tailles hautes (24,7 à 33,32 %) (Figure 33).

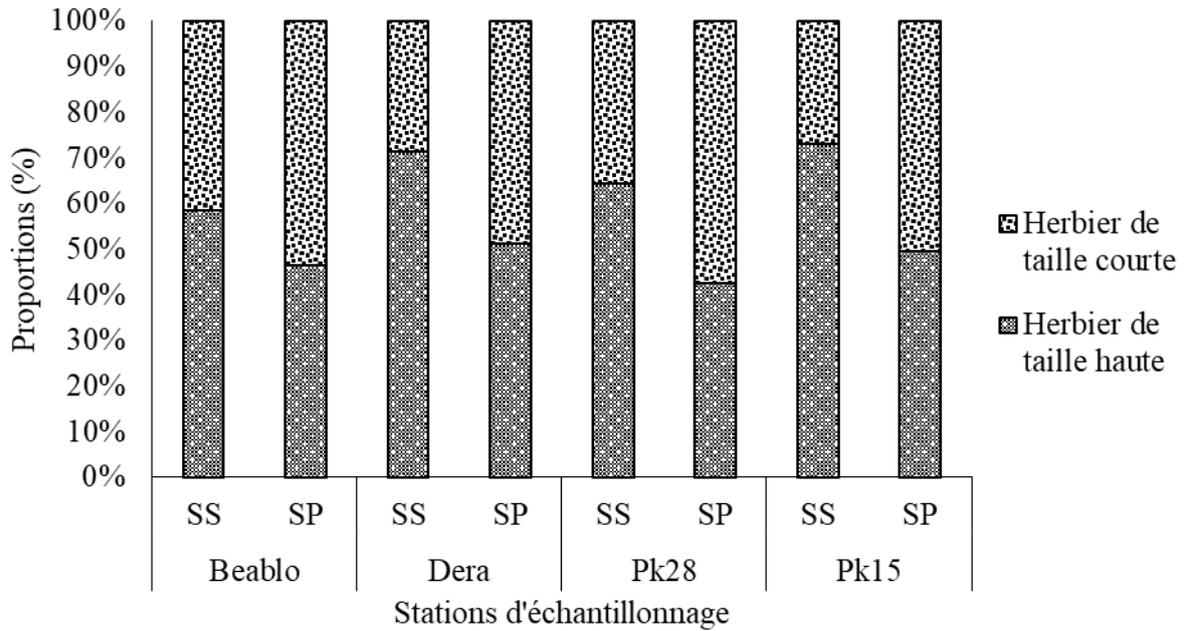


Figure 32 : Variation saisonnière de la taille de l’herbier dans les stations pendant les saisons hydrologiques sur le littoral du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

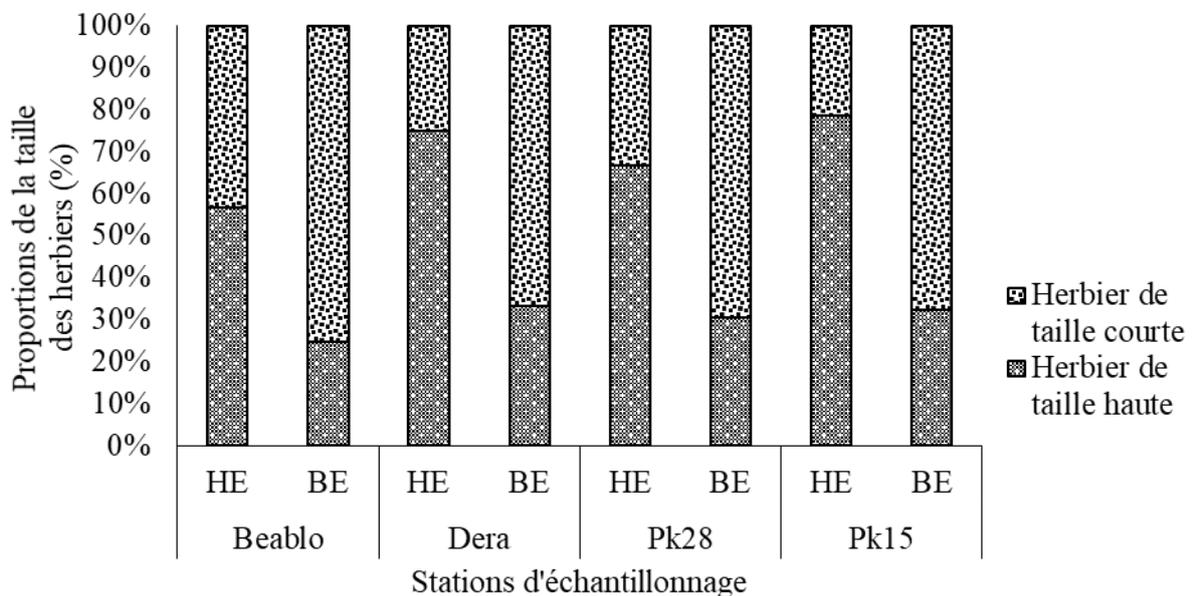


Figure 33 : Variation en fonction des saisons hydrologiques de la taille de l’herbier dans les stations pendant les saisons hydrologiques sur le littoral du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### **III.1.1.6. Typologie des habitats littoraux du lac de Buyo**

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur la base des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations d'étude est présentée par la figure 34. Sur cet ACP, l'axe 1 représente 39,29 % de l'information, et l'axe 2 représente 15,37 % de l'information soit un total de 54,66 % pour les deux axes.

Le cercle de corrélation montre que les variables positivement et fortement corrélées à l'axe 1 sont la transparence, les plantes aquatiques, la canopée, les herbiers denses et les herbiers de taille haute, tandis que les herbiers de taille courte et les herbiers clairsemés sont négativement et fortement corrélés à cet axe (Figure 34 A). L'axe 2 est fortement corrélé au pH, aux substrats argilo-limoneux, à la pente et à la profondeur dans sa partie négative.

L'analyse des graphes indique que les échantillons des différentes stations ne suivent pas de discrimination saisonnière, mais plutôt une discrimination spatiale (figure 34 B). L'ordination selon l'axe 1 permet de distinguer clairement les échantillons provenant des stations Dera, Pk15 et Pk28, qui constituent le groupe I et sont caractérisés de fortes valeurs pour la transparence, les plantes aquatiques, la canopée, les herbiers denses et de taille haute. Sur cet axe, ces stations sont caractérisées par de faibles valeurs pour ce qui est des herbiers clairsemés et de taille courte. En revanche sur l'axe 2, le groupe II regroupe exclusivement les échantillons issus de la station Beablo, lesquels se distinguent par des valeurs élevées du pH, de la pente, de la profondeur ainsi que du substrat argilo-limoneux.

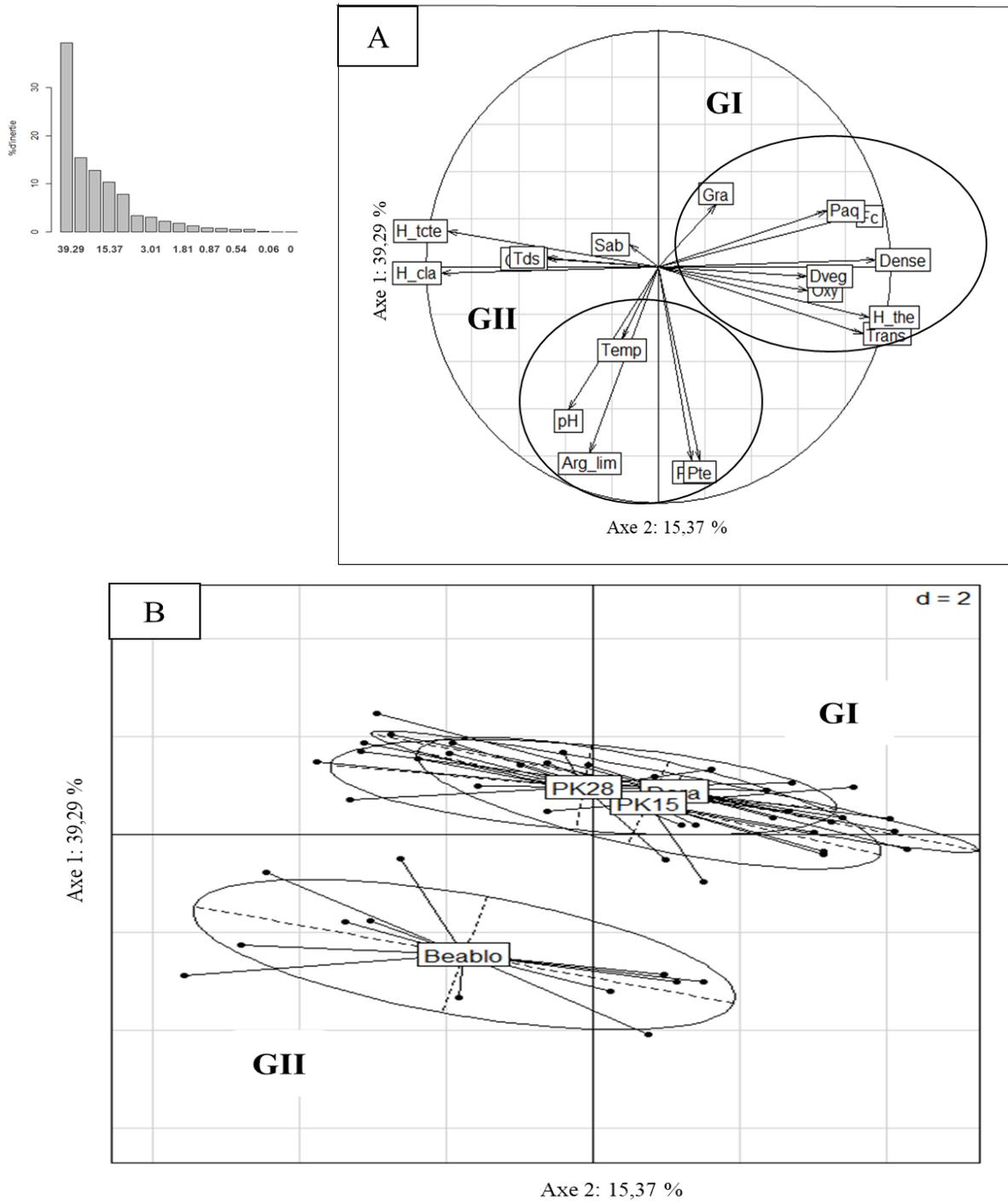


Figure 34 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur la base des variables physico-chimiques des différentes stations d'échantillonnages de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : Temp : température, pH : potentiel d'Hydrogène, Cond : Conductivité, TOD : Taux d'oxygène dissous, Pte : Pente, TDS : taux de solides dissous, Trans : Transparence, Gra : Gravier, Sab : Sables, Arg-lim : Argiles-limons ; herb.den : herbier dense ; herb.c : herbier clairsemé ; herb.ha : herbier de taille haute ; herb.co : herbier de taille courte ; GI : Groupe I ; GII : Groupe II

### **III.1.2. Discussion**

L'analyse spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des différentes stations d'échantillonnage révèle que, dans la zone littorale du lac de Buyo, les paramètres abiotiques mesurés présentent une très grande variabilité entre les stations et en fonction du niveau d'eau. Cependant, seuls le pH et l'oxygène dissous ont varié de façon significative entre les saisons climatiques.

Au niveau spatial, les valeurs de la température des eaux du lac de Buyo sont comprises entre 26,1 et 33,8 °C. Ces valeurs indiquent que les eaux du lac de Buyo sont relativement chaudes. En effet, les différentes stations prospectées ayant des proportions de couverture végétale (fermeture de canopée, plantes aquatiques) relativement faibles, reçoivent plus de rayons solaires ; ce qui pourrait favoriser le réchauffement de l'eau (Konan, 2014). Les températures enregistrées dans les stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo sont similaires avec celles obtenues par Aliko *et al.* (2010) dans le lac de barrage de Taabo et N'Dri (2020) dans le lac de barrage de Buyo. Les valeurs de la température enregistrées par ces auteurs varient entre 25 °C et 33 °C. En tenant compte des saisons hydrologiques, les fortes valeurs de la température sont obtenues en période des basses eaux et les faibles valeurs en période de hautes eaux. Ces fluctuations de la température de l'eau seraient probablement liées à l'influence des facteurs météorologiques et hydrodynamiques que subissent les eaux du littoral du lac de Buyo. En période des hautes eaux, l'eau arrive jusqu'au niveau de la lisière (avec une proportion de couverture végétale passant de 0% en période des basses eaux à 20 % en période des hautes eaux). Cette végétation du Parc National de Taï constituerait une barrière contre le rayonnement solaire, ce qui entraînerait une réduction de la température de l'eau au niveau du littoral. Par contre, en période des basses eaux, l'eau se retire de la végétation et elle est exposée au rayonnement solaire, ce qui expliquerait les fortes températures mesurées en cette période.

Les valeurs du pH (6,93 et 7,70) enregistrées dans le lac de Buyo sont dans la marge indicatrice d'un bon état de l'eau, entre 6 et 9 (Bernard *et al.*, 2016). Les différences observées au niveau des stations peuvent être la résultante des variations des pressions anthropiques sur les hydrosystèmes, notamment, les rejets d'eaux usées domestiques souvent basiques et chargées en particules minérales qui entraîneraient une modification de l'acidité des milieux. Ces valeurs concordent avec celles obtenues par Zinzou *et al.* (2016) (4,1 à 7,5) dans le lac Ouémé au Bénin, par Adou *et al.* (2018) (5,01 à 7,9) dans le lac d'Ayamé 2, et par N'Dri (2020) (5,56 à 6,98) dans le lac de Buyo. Les variations du pH selon les saisons hydrologiques seraient liées au cycle de vie de la matière organique. En effet, la mort d'une

grande partie des plantes aquatiques du lac se produit périodiquement (Koné *et al.*, 2022). Selon Odjohou *et al.* (2020), la diminution du pH pendant la période des hautes eaux pourrait être attribuée à un processus important de décomposition de la matière organique. En effet, la décomposition de la biomasse (macrophytes), par des processus d'oxydation va entraîner l'augmentation de la consommation d'oxygène et rendre le milieu réducteur. Par conséquent, en absence d'une décomposition des plantes aquatiques, le pH des eaux tendrait à augmenter.

Au niveau de l'oxygène dissous, le taux d'oxygène dissous dans le lac de Buyo oscille entre 4,5 et 5,37 mg/L. Ces résultats indiquent une bonne oxygénation des eaux du lac. De plus, les fluctuations spatiales de ce paramètre seraient associées à l'activité photosynthétique des algues et des végétaux aquatiques (CCME, 1999 ; Kamelan, 2014) et à la présence des organismes aquatiques ainsi qu'à la température du milieu (Djene, 2020). En effet, les activités photosynthétiques des algues et des végétaux favorisent l'augmentation de la concentration en oxygène dans le milieu. Cependant, l'oxygène est régulièrement consommé par les organismes benthiques dans les réactions de respiration et de décomposition de la matière organique (Mary, 1999). En outre, la concentration en oxygène dissous dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments (Villeneuve *et al.*, 2006). L'oxygène de l'eau permet le processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène. Cette gamme de variation s'accommode de celles enregistrées dans plusieurs eaux continentales d'Afrique comme le lac de Buyo (Yapo, 2002) et le lac de Taabo (Aliko, 2012) où le taux d'oxygène dissous est compris entre 2 mg/l et 11 mg/l. En fonction des saisons hydrologiques, les valeurs oscillent entre 2,93 en période des basses eaux et 6,33 mg/l en période des hautes eaux. Ces valeurs indiquent une bonne condition d'oxygénation du milieu pendant les périodes des hautes eaux et une mauvaise condition d'oxygénation pendant les périodes des basses eaux (IBGE, 2005). La forte teneur en oxygène observée serait liée à une intense activité bactérienne relative à la dégradation de la matière organique apportée pendant la période de hautes eaux. Par contre, l'accroissement de la température de l'eau en période des basses eaux a pour effet de diminuer la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Villeneuve *et al.*, 2006). Selon IBGE (2005), les valeurs de l'oxygène dissous globalement en dessous de 4 mg/l en période des basses eaux sont menaçantes pour la survie de certaines espèces de poissons. En revanche, les teneurs enregistrées en période des hautes eaux caractérisent des conditions optimales pour la vie aquatique.

Les valeurs de la conductivité du lac oscillent entre 47,15  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 49,35  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le lac de Buyo. Ces valeurs sont toutes inférieures à 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ce qui serait la résultante d'une faible minéralisation globale de l'eau. En effet, Goloma & Symoens (1990) ont établi une échelle du degré de minéralisation des eaux selon laquelle une eau dont la conductivité électrique est inférieure à 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  est faiblement minéralisée. Les valeurs de la conductivité enregistrées sont proches de celles obtenues par Yapo *et al.* (2008) (44,55 à 58,33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) dans le Parc National de la Comoé et par Goli Bi *et al.* (2019) (45,55 à 63,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) dans le lac de Buyo.

Les valeurs de la transparence varient entre 90 et 119,5 cm, traduisant une faible transparence du lac de Buyo en comparaison au lac Ladoga, où les valeurs peuvent excéder 3 mètres (Naumenko, 2008). Cela pourrait s'expliquer par le drainage vers les eaux, d'une concentration accrue de solides et de matières en suspension par les eaux de ruissellement. L'arrivée de solides et de matières en suspension donne des eaux plus troubles, d'où les faibles transparences enregistrées. En outre, l'augmentation de la transparence serait également due à l'absence d'écoulement de l'eau qui défavorise la mise en suspension de particules. Ces observations corroborent celles de N'Dri (2020) dans le même lac de Buyo.

Les valeurs maximales de la profondeur de l'eau ont été obtenues en saison sèche et pendant les périodes des hautes eaux. Par contre, les valeurs minimales ont été obtenues en saison pluvieuse et pendant les périodes des basses eaux. Ce résultat pourrait s'expliquer par une importante entrée et sortie d'eau. En effet, l'augmentation de la profondeur dans un cours serait liée à une entrée importante d'eau provenant soit de la pluviométrie (Ouéda, 2009), soit des affluents extérieurs. Cependant, la diminution serait due à la sortie d'une importante quantité d'eau. En effet, l'ouverture des vannes des barrages de Buyo et Soubré pourrait contribuer de façon considérable à la baisse du niveau de l'eau. Ces résultats sont conformes aux observations faites sur le lac Buyo par N'Dri (2020).

Le substrat est dominé par le sable avec une proportion de 67,88 %, suivi du gravier avec une proportion de 26,27 % et le substrat argilo-limoneux avec une proportion de 5,6 %. Au niveau de la station Beablo, les sédiments argilo-limoneux viennent en seconde importance après le sable. La dominance du sable dans toutes les stations du lac de Buyo serait probablement liée au processus d'altération des roches préexistantes. En effet, le sable se forme à la suite de phénomènes physiques et chimiques auxquels sont soumises les roches (Kouadio, 2014 ; Kouassi, 2021). Selon Kouassi (2021), les roches sont façonnées en blocs, graviers, sables, les limons et les argiles par des processus physiques, favorisés par le climat (variation de température). Dans le processus de formation des sables, l'action physique est

dominante (Kouassi, 2021). Ces éléments sont générés par les eaux de ruissellement sous l'influence de processus physiques (vent, eau) ou chimiques (action dissolvante de l'eau). Au cours du transport, ils vont subir des variations de taille et de morphologie en fonction du moyen et du mode de transport (Foucault & Raoult, 1995 ; Kouassi, 2021). Les particules vont se déposer ou être drainées généralement jusqu'à la mer. C'est ainsi que les sables se retrouvent sur les plages ou dans les lits des cours d'eau.

Les pentes mesurées dans la quasitotalité des stations du lac de Buyo sont plates (< 25 °). Ces résultats pourraient s'expliquer par les fluctuations de l'eau, mais aussi par une hétérogénéité du relief du milieu (Morin *et al.* 1994 ; N'Dri, 2020). En effet, l'entrée massive d'eau dans le milieu augmente la profondeur, et son retrait du milieu entraîne une diminution de la profondeur. Selon Brosse (2003), la pente est étroitement liée à la profondeur. Ces résultats sont conformes aux observations faites par N'Dri (2020) dans le même milieu.

Les plantes aquatiques sont abondantes en période des hautes eaux et quasi inexistantes en période des basses eaux. En effet, en période des basses eaux, les plantes qui poussent sur les berges sont inondées en période des hautes eaux. Cette inondation va créer de façon progressive la mort de ces plantes et, au retrait de l'eau, les plantes mortes seront séchées. Concernant la canopée, le lac de Buyo est un milieu ouvert (Yapo *et al.*, 2008), ce qui est à l'origine de cette faible canopée.

Les résultats montrent également des variations au niveau du recouvrement en fonction de la densité et de la taille des herbiers. Ces variations seraient liées à la nature du substrat de fond et aux activités anthropiques. En effet, le sédiment agit comme un substrat d'ancrage et une source de nutriments pour les plantes enracinées (Anderson & Kalff, 1988 ; Duarte & Kalff, 1990 ; Barko *et al.*, 1991 ; Weisner, 1991 ; Ferreira, 1994 ; Suren & Ormerod, 1998 ; Boedeltje *et al.*, 2001). Cependant, certains types de fonds sont inhospitaliers. Par exemple, le substrat rocheux est impénétrable par les racines, tandis que les galets à texture grossière et l'argile peuvent également fournir peu de microsites d'enracinement, le sable est pauvre en nutriments, les substrats excessivement mous et flocculents ne fournissent pas d'ancrage. Les substrats hautement organiques peuvent être anaérobies et riches en sulfures toxiques, en fer, en manganèse et en composés organiques (Hutchinson, 1975 ; Barko & Smart, 1983 ; Day *et al.*, 1988 ; Keddy, 2000). Le désherbage est une activité fréquente dans les zones littorales du lac de Buyo. Cette pratique pourrait également réduire la quantité d'herbier présente sur les zones littorales. En effet, Lacoul & Freedman (2006) soulignent que l'abondance des plantes dans les milieux aquatiques est affectée par les perturbations anthropiques du bassin-versant comme le désherbage,

l'agriculture à travers l'utilisation des pesticides, la récolte du bois, le stationnement des pirogues, la construction des barrages hydroélectriques.

La variation du recouvrement en fonction de la taille de l'herbier observée au niveau des stations pourrait résulter de la disponibilité de la lumière. En effet, les plantes utilisent la lumière comme source d'énergie pour la photosynthèse. La photosynthèse est un processus utilisé par la plante pour produire de la nourriture pour croître. Selon Middelboe & Markager (1997), plus le taux de photosynthèse est élevé, plus la plante croît rapidement.

Concernant la typologie des habitats, les valeurs de la pente, de la profondeur, du pH et du substrat argilo-limoneux sont plus élevées dans les échantillons groupe II que les échantillons du groupe I. Ce résultat pourrait être attribué à la configuration naturelle de cette zone par rapport aux autres stations. En effet, cette station se distingue par un retrait rapide de l'eau et une faible présence de végétation aquatique. Les valeurs élevées de la pente et de la profondeur semblent être associées aux variations du niveau d'eau. En effet, une entrée massive d'eau dans l'environnement accroît la profondeur, tandis que son retrait entraîne une diminution de celle-ci. Selon Brosse (2003), il existe une forte corrélation entre la pente et la profondeur. Par ailleurs, les valeurs élevées du pH observées dans cette station pourraient être liées à une décomposition réduite des plantes aquatiques. Ainsi, la décomposition de la biomasse (macrophytes) augmente la consommation d'oxygène du milieu et le rend réducteur (Adou *et al.*, 2018). De ce fait, le processus de décomposition peut entraîner une diminution du potentiel hydrogène. Par conséquent, en l'absence de décomposition des plantes aquatiques, le pH des eaux aurait tendance à augmenter (Odjohou *et al.*, 2020).

### **III.1.3. Conclusion partielle**

De cette étude, il apparaît que les eaux du littoral du lac de Buyo sont relativement chaudes, peu minéralisées et oxygénées. La transparence et la profondeur sont plus élevées en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux. La canopée, les plantes aquatiques et les débris végétaux sont relativement faibles. Le substrat est dominé par le sable et la pente de la zone littorale du lac de Buyo est plate. Les herbiers denses et de tailles hautes sont dominants. La typologie des échantillons des différentes stations révèle que les échantillons se discriminent en deux grands groupes en fonction des variables environnementales telles que la température, le pH, la profondeur, le substrat, les herbiers, l'oxygène dissous, la conductivité, le taux de solides dissous et la transparence.

## III.2. CONDITIONS OPTIMALES D'UTILISATION DES CAMÉRAS DE SPORTS ÉTANCHES EN ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO

### III.2.1. Résultats

#### III.2.1.1. Distance optimale entre pot d'appât caméra (D C-A)

Les résultats ont montré que le niveau de visibilité des poissons à l'aide des caméras a varié en fonction de la distance caméra-appât (CA) et de la profondeur des eaux (Tableau V). Pour des distances caméras-appâts (CA) de 30 et 50 cm, la visibilité des poissons est bonne pour des profondeurs allant de 50 à 150 cm. La visibilité des poissons est faible pour des profondeurs de 175 à 200 cm (Tableau V). En revanche, lorsque la distance CA est de 100 cm, la visibilité des poissons est faible à des profondeurs de 50 à 125 cm. Par contre, à des profondeurs de 150 à 200, la visibilité des poissons est très faible. Pour une distance CA de 150 cm, la visibilité des poissons est très faible. Des différences significatives ont été observées entre les distances CA (test *U* de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ). Ces tests ont été réalisés à une transparence moyenne de  $95,33 \pm 3,77$  cm. La figure 35 présente une photographie du type de visibilité des poissons par les caméras.

A la suite de ce test, la distance optimale retenue entre le pot d'appât et la caméra pour l'étude de l'ichtyofaune du lac de Buyo est de 30 cm pour des profondeurs allant de 50 à 150 cm (Figure 36).

Tableau V : Niveaux de visibilité des poissons à travers les caméras d'action en fonction de la distance caméra-appât et de la profondeur dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Profondeur (cm)	Distance CA (cm)			
	30	50	100	150
50	2	2	1	0
75	2	2	1	0
100	2	2	1	0
125	2	2	1	0
150	2	2	0	0
175	1	1	0	0
200	1	1	0	0

CA = caméra-appât ; 2 : bonne visibilité ; 1 : faible visibilité ; 0 : très faible visibilité.

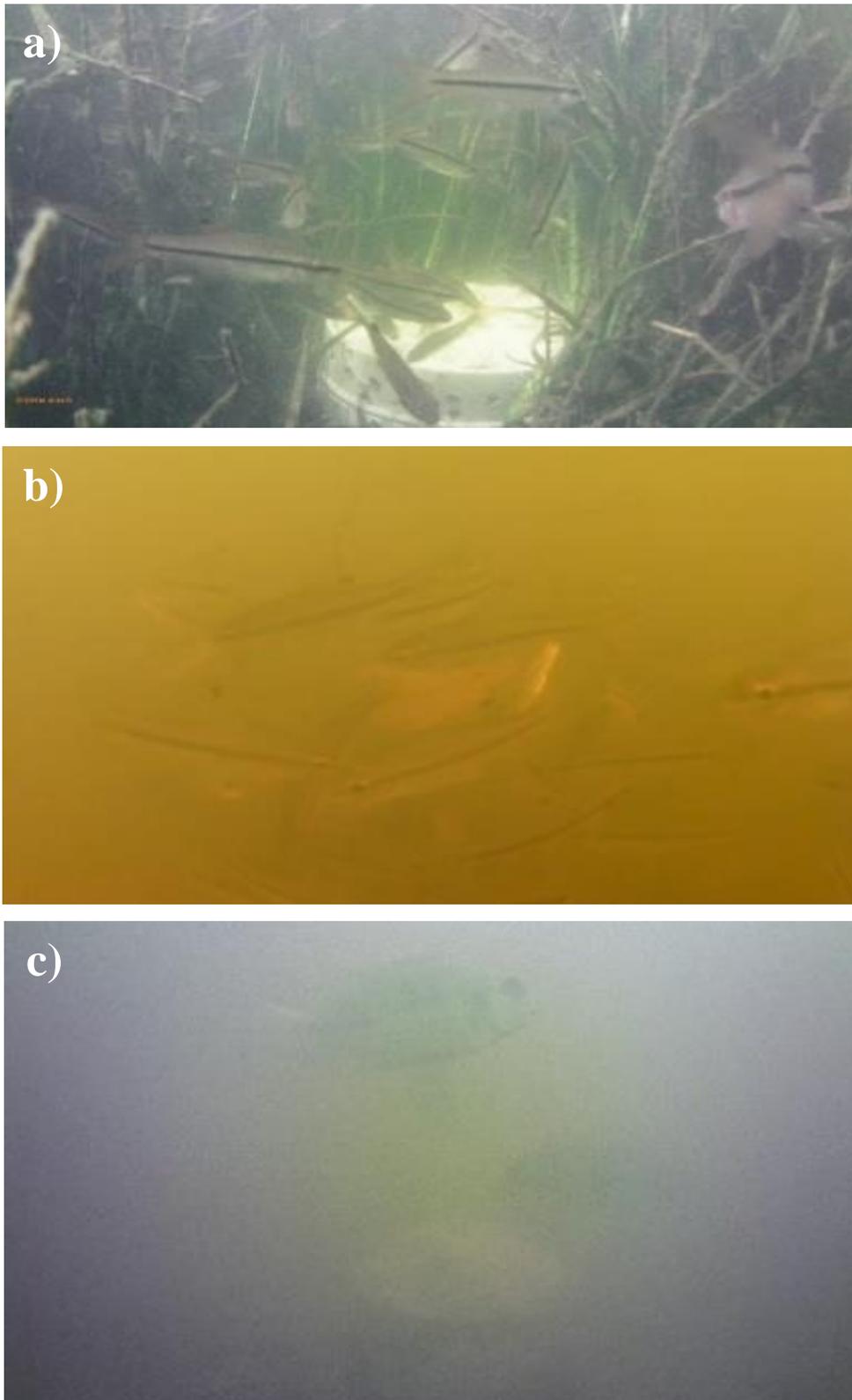


Figure 35 : Photographie du type de visibilité des poissons pour les caméras en fonction de la distance caméra-appât (D C-A) dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020 : a = bonne visibilité des poissons (distance CA = 30 et 75 cm ; profondeur = 75 cm), b = faible visibilité des poissons (distance CA = 100 cm ; profondeur = 75 cm), c= mauvaise visibilité des poissons (distance CA = 150 cm ; profondeur = 75 cm)

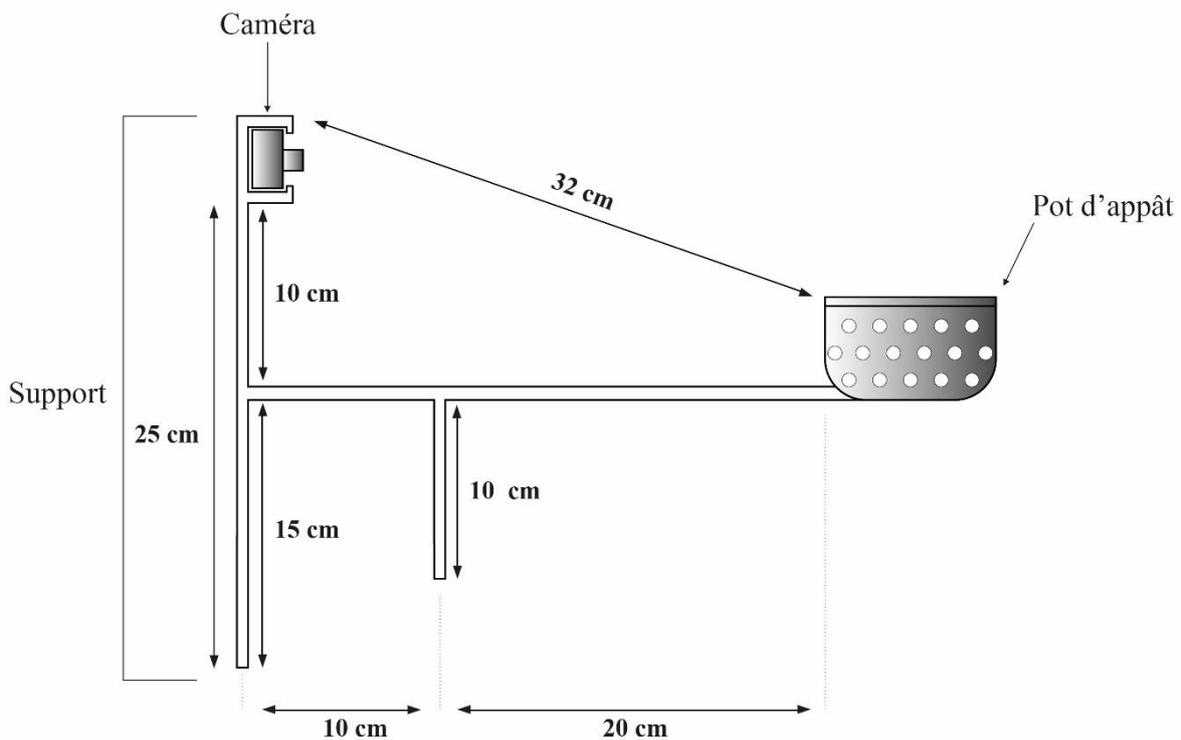


Figure 36 : Schéma du dispositif expérimental montrant la distance optimale entre le pot d'appât et la caméra utilisé dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020

### III.2.1.2. Attractivité des appâts proposés

#### III.2.1.2.1. Temps d'arrivée des poissons dans le champ de vision des caméras

Le temps d'arrivée (TA) des poissons a varié selon les appâts (Figure 37). L'appât qui a attiré le plus rapidement les poissons est le son de maïs avec un temps d'arrivée de 247 s. Ce dernier est suivi par le son de riz (TA = 388 s). Les autres appâts ont enregistré un long temps d'arrivée des poissons que les sons de maïs et de riz. Les poissons sont arrivés tardivement sur le témoin avec un temps d'arrivée de 1273 s. Les résultats de l'analyse statistique révèlent des différences très significatives entre les valeurs médianes du temps d'arrivée obtenues sur les types d'appât et le témoin (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ). Les temps d'arrivées des poissons sur les appâts de son de maïs et de son de riz sont significativement plus faibles que ceux obtenus sur les autres appâts et le témoin.

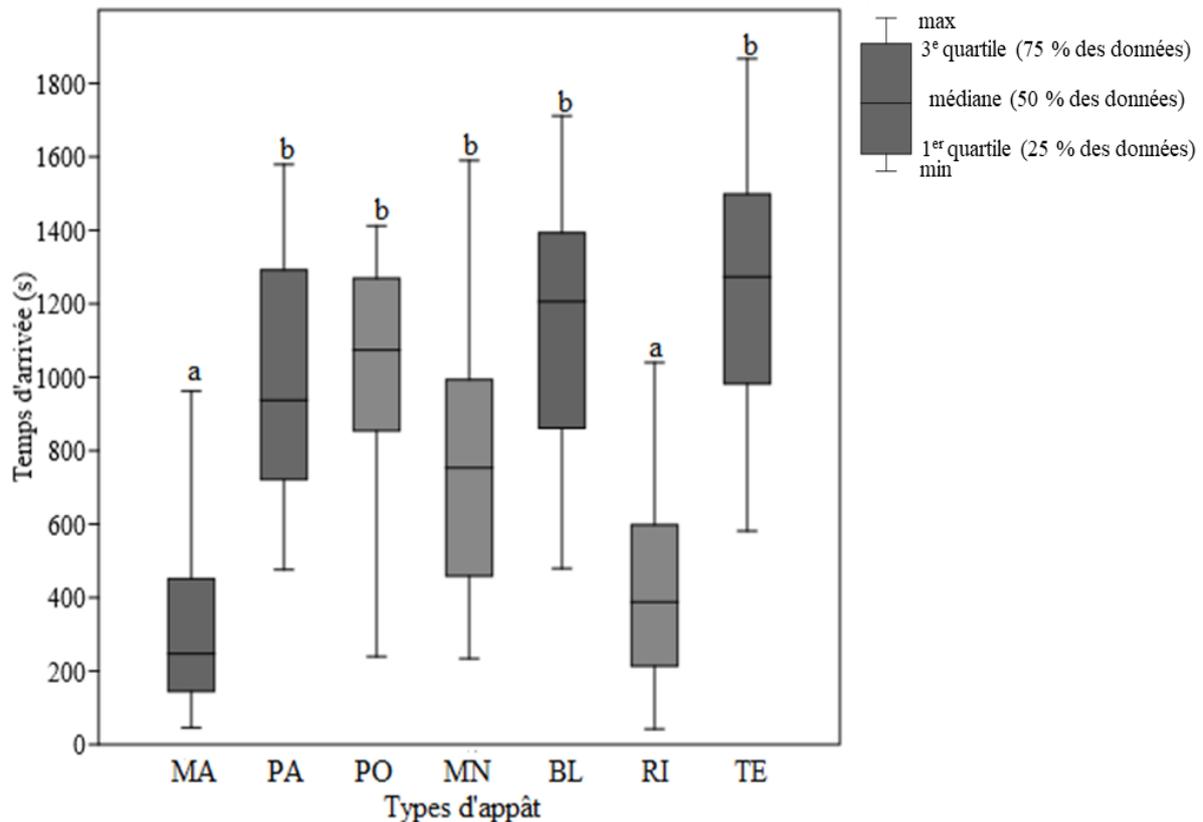


Figure 37 : Temps d'arrivée des poissons sur les appâts utilisés pour l'observation des poissons dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : BL = son de blé ; MA = son de maïs ; MN = pâte de manioc ; PO = poisson fumé broyé ; RI = son de riz ; PA = tourteau de palmiste ; max = valeur maximale ; min = valeur minimale.

### III.2.1.2.2. Temps de séjour des poissons dans le champ de vision des caméras

Le temps de séjour des poissons enregistré sur les appâts a varié d'un appât à un autre (Figure 38). Le son de maïs est l'appât sur lequel les poissons ont passé le temps de séjour le plus long (TS = 2173 s). Cet appât est suivi par le son de riz (TS = 1722 s). Le temps de séjour des poissons sur les autres appâts est assez faible. Le témoin a enregistré le plus court temps de séjour (TS = 112 s) des poissons. Les différences observées entre les valeurs des temps de séjour des poissons sur les types d'appât sont significatives (test de Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ). Les temps de séjours des poissons sur les appâts de son de maïs et de son de riz sont significativement plus élevés que ceux obtenus sur les autres appâts et le témoin.

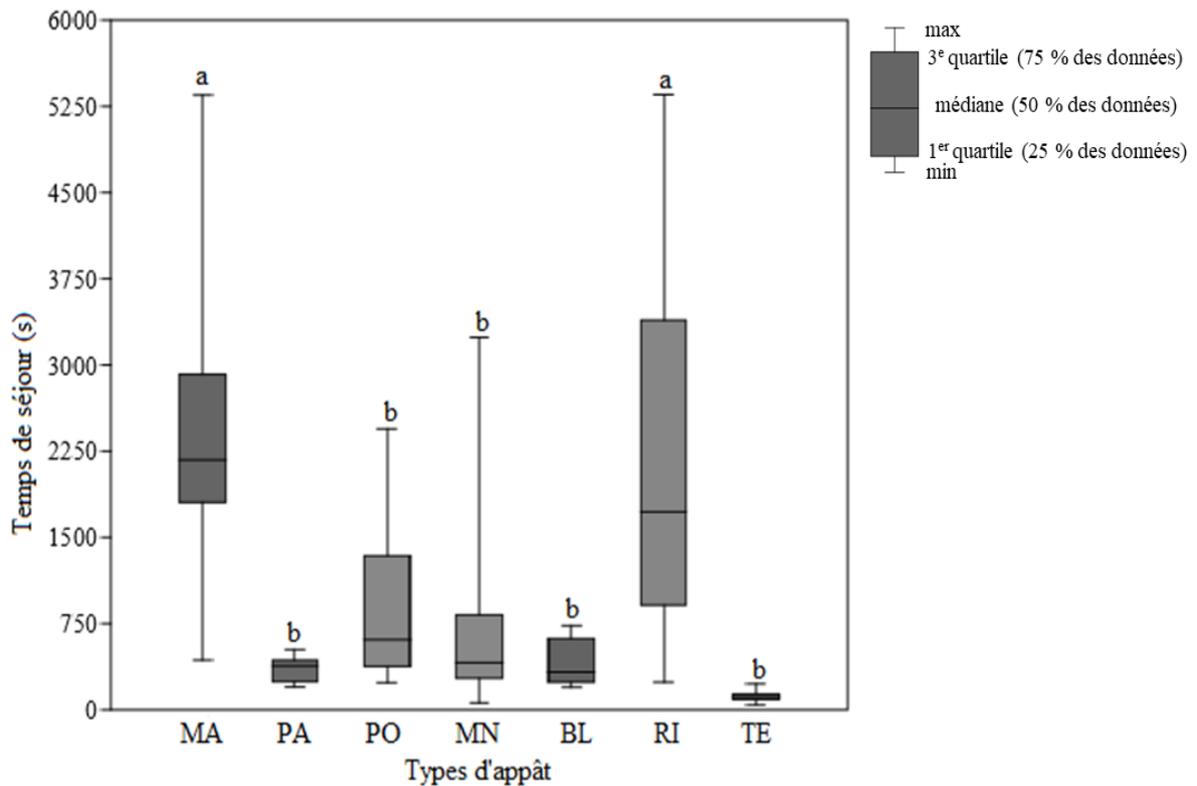


Figure 38 : Temps de séjour des poissons sur les appâts utilisés pour l’observation des poissons dans le lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020 : BL = son de blé ; MA = son de maïs ; MN = pâte de manioc ; PO = poudre de poisson séché ; RI = son de riz ; PA = tourteau de palmiste ; TE = témoin (sans appâts) ; max = valeur maximale ; min = valeur minimale.

### III.2.1.2.3. Influence du type d’appât sur la diversité des poissons

Au total, 14 espèces appartenant à 7 familles et 10 genres ont été identifiées dans toutes les stations sur l’ensemble des appâts (Tableau VI). Le son de maïs est l’appât qui a enregistré le plus grand nombre d’espèces (13 espèces). Ensuite, vient le son de riz (10 espèces). Les autres appâts (manioc, poisson fumé, son de blé et tourteau de palmiste) et le témoin ont enregistré les plus faibles nombres d’espèces (5 à 6 espèces). La figure 39 présente quelques espèces observées avec le son de maïs.

Tableau VI : Liste des espèces de poissons observées à travers le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo sur tous les appâts testés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Familles	Espèces	BL	MA	MN	PO	RI	PA	TE
Clupeidae	<i>Pellonula leonensis</i> (Boulenger, 1916)		+					
Osteoglossidae	<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)		+		+			
Alestidae	<i>Bryconalestes longipinnis</i> (Günther, 1864)	+	+			+	+	
	<i>Brycinus macrolepidotus</i> (Valenciennes, 1850)		+		+	+	+	+
Cyprinidae	<i>Enteromius sublineatus</i> (Daget, 1954)		+		+			+
	<i>Enteromius macrops</i> (Boulenger, 1911)	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Labeo coubie</i> (Rüppell, 1832)	+	+			+		
	<i>Labeo parvus</i> , (Boulenger, 1902)					+		
Claroteidae	<i>Chrysihtys nigrodigitatus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)		+		+	+		
Latidae	<i>Lates niloticus</i> (Linnaeus, 1758)		+					
Cichlidae	<i>Coptodon zillii</i> (Gervais, 1848)	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill, 1862)	+	+	+		+	+	+
	<i>Hemichromis fasciatus</i> (Peters, 1857)		+	+		+		+
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)		+	+		+		
Total	14	5	13	5	6	10	5	6

BL = son de blé ; MA = son de maïs ; MN = pâte de manioc ; PO = poudre de poisson séché ; RI = son de riz ; PA = tourteau de palmiste ; TE = témoin (sans appâts)

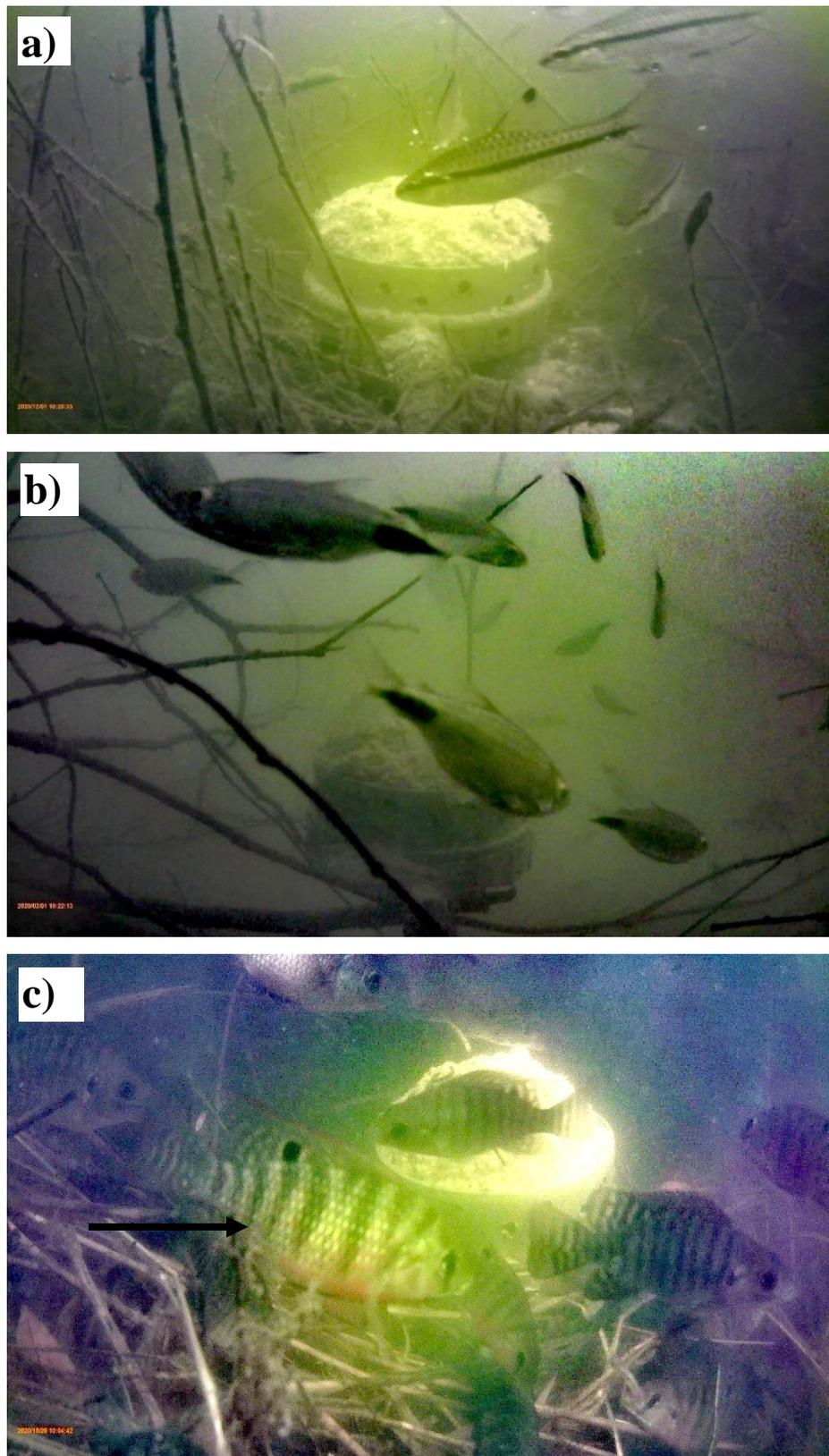


Figure 39 : Quelques espèces de poissons observées sur le son de maïs de janvier à décembre 2020 dans les zones littorales du lac de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) : a : *Enteromius macrops* ; b : *Bryconalestes longipinnis* ; c : *Coptodon zillii*.

Les espèces identifiées ont été classées en six catégories trophiques selon leurs préférences alimentaires : les insectivores (cinq espèces), les omnivores (deux espèces), les planctonivores (trois espèces), les détritivores (deux espèces), les carnivores (une espèce) et les piscivores (une espèce) (Tableau VII).

Les insectivores, les omnivores et les planctonivores ont été observés sur tous les types d'appâts, les détritivores sur trois types d'appât (BL, MA, RI), les carnivores sur trois types d'appâts également (MA, PO, RI) et les piscivores sur un seul type d'appât (MA) (Tableau VII).

Le son de maïs, est l'appât sur lequel le plus grand nombre de groupes trophiques a été observé, avec un total de 6 groupes trophiques (Tableau VIII). Il est suivi du son de riz avec 5 groupes trophiques, du poisson fumé et du son de blé avec 4 groupes trophiques chacun. Les autres appâts (manioc et tourteau de palmiste) et le témoin ont enregistré 3 groupes trophiques chacun (Tableau VIII).

Tableau VII: Catégories trophiques des espèces de poisson observées à travers le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020.

Catégories trophiques	Espèces	Références
Carnivores	<i>Chrysichtys nigrodigitatus</i>	Ouro-Sama <i>et al.</i> 2020
Détritivores	<i>Labeo coubie</i> , <i>Labeo parvus</i>	Olufeaga <i>et al.</i> (2016), Hugueny & Pouilly (1999)
Insectivores	<i>Pellonula leonensis</i> , <i>Heterotis niloticus</i> , <i>Bryconalestes longipinnis</i> , <i>Hemichromis bimaculatus</i> , <i>Hemichromis fasciatus</i>	Kouamé <i>et al.</i> (2006), Kouadio <i>et al.</i> (2019), Dietoa <i>et al.</i> (2007), Balvay (1985)
Omnivores	<i>Brycinus macrolepidotus</i> , <i>Coptodon zillii</i>	Dietoa <i>et al.</i> (2006), Shep <i>et al.</i> (2013)
Piscivores	<i>Lates niloticus</i>	Adebisi, 1981
Planctonivores	<i>Enteromius macrops</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> , <i>Enteromius sublineatus</i>	Cambray (1983), Harbott (1982)

Tableau VIII: Liste des catégories trophiques des poissons observés sur les différents appâts utilisés dans le lac de Buyo de janvier à décembre 2020.

Catégories trophiques	Appâts utilisés et témoin						
	BL	MA	MN	PO	RI	PA	TE
Carnivores		+		+	+		
Détritivores	+	+			+		
Insectivores	+	+	+	+	+	+	+
Omnivores	+	+	+	+	+	+	+
Piscivores		+					
Planctonivores	+	+	+	+	+	+	+
Total	04	06	03	04	05	03	03

BL : son de blé ; MA : son de maïs ; MN : pâte de manioc ; PO : poisson fumé ; RI : son de riz ; PA : tourteau de palmiste ; TE : témoin (sans appâts)

#### III.2.1.2.4. Influence du type d'appât sur l'abondance des poissons

Au total, 2058 individus ont été dénombrés sur les différents types d'appât et le témoin durant la période d'étude. Le son de maïs est l'appât qui a enregistré la plus grande abondance relative (45,77 %) des poissons observés dans le champ de vision des caméras. Il est suivi du son de riz qui enregistre 26,49 % des individus de poisson (Figure 40). Le manioc, le poisson fumé, le tourteau de palmiste et le son de blé représentent respectivement, 6,70 % ; 5,92 % ; 5,54 % et 5,29 % des poissons recensés dans le champ de vision des caméras. Le témoin (4,37 %) obtient la plus faible abondance relative des poissons observés (Figure 37).

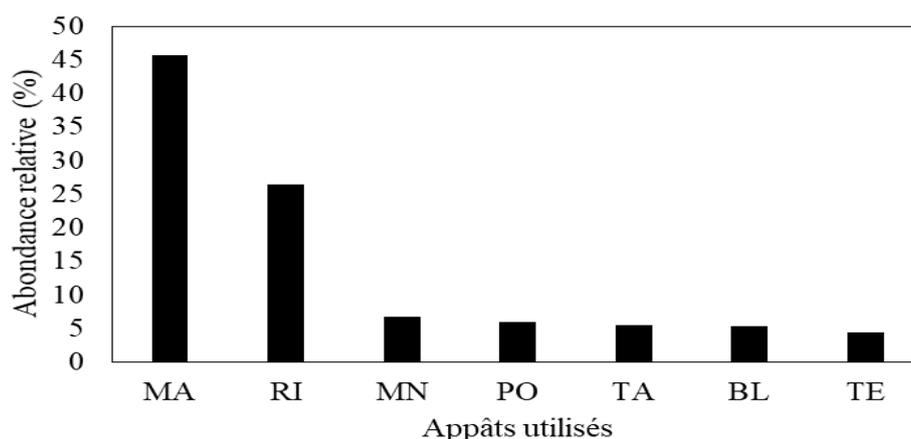


Figure 40 : Abondance relative des poissons observés en fonction de l'appât dans le champ des caméras d'action dans le lac de Buyo de novembre à décembre 2019 : MA = son de maïs ; RI = son de riz ; MN = pâte de manioc ; PO = poisson fumé ; PA = tourteau de palmiste ; BL = son de blé ; TE = témoin (sans appâts).

### III.2.1.2.5. Préférence des groupes trophiques pour l'ensemble des appâts

Le groupe trophique le plus abondant dans la présente étude est représenté par les planctonivores (55,49 %) (Tableau IX). Les plus grands nombres d'individus ont été respectivement observés sur le son de maïs (28,67 %) et le son de riz (10,2 %). Ce groupe est suivi des insectivores avec une abondance de 20,89 % obtenue en grande partie sur le son de maïs (11,58 %) et sur le son de riz (5,88 %). Avec une abondance de 18,27 %, le groupe des omnivores a été plus abondant sur le son de riz (7,87 %). Les carnivores ont enregistré une abondance de 4,14 % répartie entre le son de riz (2,13 %) et le son de maïs (1,75 %) (Tableau IX). Le groupe des détritivores et des piscivores ont obtenu les plus faibles abondances avec respectivement 1,16 % et 0,05 %.

Tableau IX: Abondances relatives (%) des groupes trophiques enregistrés sur chaque type d'appât et le témoin dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Catégories trophique	MA	MN	PO	RI	PA	BL	TE	Total (%)
Carnivores	1,75	0	0,24	2,13	0	0	0	4,14
Détritivores	0,63	0	0	0,43	0	0,09	0	1,16
Insectivores	11,58	0,14	0,09	5,88	1,26	1,94	0,14	20,89
Omnivores	3,06	0,92	1,11	7,87	1,55	0,48	3,06	18,27
Planctonivores	28,67	5,63	4,52	10,2	2,72	2,77	1,02	55,49
Piscivores	0,05	0	0	0	0	0	0	0,05

MA : son de maïs ; MN : manioc ; PO : poisson fumé ; RI : son de riz ; PA : tourteau de palmiste ; BL : son de blé ; TE : témoin (sans appâts)

### III.2.2. Discussion

La présente étude a permis de déterminer la distance optimale entre la caméra et le pot d'appât permettant une meilleure visibilité des poissons. Elle a aussi permis de connaître les appâts qui attirent le plus de poissons dans le lac de Buyo à l'aide des caméras d'action. La distance entre le pot d'appât et la caméra permettant une meilleure visibilité des poissons dans le lac de Buyo est comprise entre 30 et 50 cm. Cette distance de visibilité des poissons par les caméras est relativement faible, ce qui pourrait être lié à l'accumulation de matière en suspension provenant des zones situées en amont du fleuve Sassandra. Cette situation pourrait entraîner une réduction de la pénétration de la lumière dans le milieu. Selon Hung *et al.* (2016), il est difficile, voire impossible pour les caméras vidéo de fournir des images de haute qualité dans les environnements affectés par les fortes concentrations de matière en suspension, de phytoplanctons, etc. Nos résultats sont différents de ceux de Watson *et al.*

(2010) dans les eaux situées au large de la cape Eleuthera dans le Bahamas, de Glassman *et al.* (2022) dans le lac Opinicon au sud-est du Canada et de Stoner *et al.* (2008) dans le lac Kodiak en Alaska. Ces auteurs ont utilisé des distances optimales respectives de 68 cm, de 80 cm et de 120 cm à des profondeurs de plus de 5 mètres. Cette variation des distances optimales observées serait liée aux caractéristiques du milieu. En effet, la transparence enregistrée au cours de la présente étude a une valeur moyenne de 95,35 cm, traduisant ainsi une turbidité élevée du lac de Buyo en comparaison au lac Opinicon situé au sud-est du Canada, où les valeurs de la transparence peuvent excéder 5 mètres (Glassman *et al.*, 2022). Cette étude montre ainsi que les caméras d'action sont performantes pour l'identification des poissons dans le lac de Buyo lorsque la distance caméra-appât est faible (30 cm et 50 cm) pour des profondeurs allant de 50 à 150 cm.

Les résultats des tests réalisés sur les temps d'arrivée et de séjour des poissons dans le champ de vision des caméras indiquent que les sons de maïs et de riz présentent les meilleurs scores (temps d'arrivée et temps de séjour) et les plus grandes richesses spécifiques et abondances relatives.

Les dispositifs appâtés de son de maïs (247 s) et de son de riz (388 s) ont enregistré les plus faibles temps d'arrivée des poissons dans le champ de vision de leur caméra. Ce résultat pourrait être lié à l'odeur dégagée par ces appâts une fois déployée dans l'eau, mais aussi à la capacité des poissons à détecter et à différencier les composés alimentaires de ces appâts dans l'environnement. Selon Løkkeborg *et al.* (2014), l'arrivée des poissons à une source d'odeur dépend du taux de libération des attractifs contenus dans les aliments, du taux de dilution (c'est-à-dire la turbulence) lorsque le panache d'odeur est dispersé par le courant et le seuil de réponse chimiosensorielle des poissons.

Concernant le temps de séjour des poissons sur les appâts, les dispositifs avec le son de maïs (2173 s) et le son de riz ( $1722 \pm 319,59$  s) ont enregistré les plus longs temps de séjour médians des poissons dans leur champ de vision, contrairement aux autres dispositifs appâtés et le témoin qui ont enregistré des temps de séjour médians relativement faibles. Cette situation pourrait s'expliquer par la nature chimique des attractants et des stimulants alimentaires contenus dans ces appâts. En effet, Hara (2011) a signalé que le comportement alimentaire des poissons est stimulé par des substances de faible poids moléculaire et à forte solubilité aqueuse, notamment des acides aminés, des peptides, des prostaglandines, des acides biliaires et des stéroïdes. Pour Kasumyan & Døving (2003), les poissons possèdent un système olfactif qui déclencherait un comportement de recherche alimentaire pour une grande variété d'odeurs. Cependant, le système gustatif semble plus sélectif et fournirait

l'évaluation sensorielle finale. Pour ces auteurs, les odeurs peuvent déclencher la recherche alimentaire, mais le système gustatif peut rejeter l'objet après l'avoir goûté.

Ces tests ont également permis d'observer 14 espèces de poissons sur l'ensemble des appâts. Les dispositifs appâtés de son de maïs et de son de riz ont été plus attractifs avec respectivement 13 et 10 espèces de poissons. En termes d'abondance, les dispositifs appâtés de son de maïs et de son de riz ont enregistré les abondances les plus élevées avec respectivement 45,80 % et 26,49 %. Cependant, les autres appâts ont obtenu en termes de diversité et d'abondance des poissons des valeurs faibles et différentes de celles obtenues sur les sons de maïs et de riz. Ces résultats pourraient s'expliquer par les propriétés olfactives de chaque type d'appât. En effet, l'utilisation d'appât sur les opérations de pêche est un moyen utile pour attirer les poissons ou autres organismes destinés à être capturés (Kantun *et al.*, 2014 ; Tangke *et al.*, 2018). De plus, la préférence d'un appât sur l'autre est souvent observée chez les poissons (Stobart *et al.*, 2007). Par ailleurs, certains facteurs environnementaux pourraient influencer l'abondance des poissons sur les appâts. En effet, les facteurs affectant le nombre de poissons attirés par les engins appâtés comprennent la vitesse du courant, les seuils sensoriels des appâts, la vitesse de nage et la prédation (Løkkeborg *et al.*, 1995).

Tous les groupes observés ont enregistré leurs fortes abondances sur les dispositifs avec le son de maïs et le son de riz. Cependant, des abondances très faibles, voire nulles, de ces groupes ont été observées sur le manioc, le poisson, le son de blé, le tourteau de palmiste et le témoin. Les résultats obtenus résulteraient de la composition nutritionnelle contenue dans les sons de maïs et de riz, qui pourraient correspondre aux besoins nutritionnels essentiellement recherchés par ces groupes.

### **III.2.3. Conclusion partielle**

Les différents tests réalisés dans la présente étude sont essentiels pour l'étude de l'ichtyofaune du lac de Buyo. La distance caméra-appât comprise entre 30 et 50 cm permet de faire des enregistrements de bonne qualité en vue de faciliter l'identification des poissons et leur dénombrement. Concernant les tests de l'attractivité et du temps de séjour de l'ichtyofaune dans le lac de Buyo, le son de maïs et le son de riz représentent les appâts idéaux pour l'étude de l'ichtyofaune en raison des meilleurs temps d'arrivées, de séjours et des fortes diversités et abondances des poissons obtenus au cours de la présente étude.

### III.3. PEUPLEMENT ICTHYOLOGIQUE DE LA ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO

#### III.3.1. Résultats

##### III.3.1.1. Analyse qualitative de l'ichtyofaune

###### III.3.1.1.1. Composition taxonomique et distribution des espèces de poissons

La présente étude a permis d'identifier 18 espèces de poissons réparties en 9 familles et 7 ordres (Tableau X), dans les quatre stations d'échantillonnage. Parmi les espèces identifiées, 2 espèces introduites (*Oreochromis niloticus* et *Heterotis niloticus*) et 1 espèce à affinité estuarienne et/ou marine (*Pellonula leonensis*) ont été observées. La figure 41 présente les captures d'images de quelques espèces de poissons observées par le système de vidéosurveillance.

L'analyse de la composition spécifique montre que les familles les mieux représentées en espèces sont les Cichlidae (5 espèces ; 27,77 %) et les Cyprinidae (4 espèces ; 22,22 %) (Figure 42). Elles sont suivies des Alestidae (3 espèces ; 16,66 %), les autres familles (Clariidae, Claroteidae, Clupeidae, Schilbeidae, Latidae et Osteoglossidae) étant représentées chacune par une seule espèce (5,55 %) par famille.

Les données sur la distribution des poissons au niveau des stations d'échantillonnage montrent que la station Beablo a enregistré la plus grande (15 espèces) richesse spécifique. Elle est suivie par les stations Pk15 (12 espèces), Dera (11 espèces) et Pk28 (9 espèces). (Tableau X).

###### III.3.1.1.2. Indice de similarité de Jaccard

Les valeurs de l'indice de similarité de Jaccard sont comprises entre 0,33 et 0,71 (Tableau XI). La similarité la plus élevée (0,71) a été obtenue entre Beablo et PK15 et la plus faible (0,33) entre Dera et Pk28 (Tableau XI).

L'analyse des données indique que 05 espèces (*Brycinus macrolepidotus*, *Coptodon zillii*, *Enteromius macrops*, *Hemichromis bimaculatus*, *Oreochromis niloticus*) sont communes aux quatre stations. Trois espèces (*Enteromius sublineatus*, *Chrysichtys nigrodigitatus* et *Heterotis niloticus*) ont été observées dans les stations Beablo, Dera et Pk15. Deux espèces (*Pellonula leonensis* et *Labeo parvus*) sont spécifiques à la station Dera. Une espèce (*Bryconalestes longipinnis*) est commune aux stations Beablo, Pk15 et Pk28. Par contre, l'espèce *Lates niloticus* est observée seulement à la station Pk28.

Tableau X: Liste des espèces de poissons observées dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) par le biais du système de vidéosurveillance de janvier à décembre 2020.

Ordres	Familles	Espèces	Beablo	Dera	Pk15	Pk28	F(%)
Characiformes		<i>Bryconalestes longipinnis</i>	+		+	+	75
	Alestidae	<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	+	+	+	100
		<i>Brycinus</i> sp.	+		+		50
Siluriformes	Claroteidae	<i>Chrysichtys nigrodigitatus</i>	+	+	+		75
	Clariidae	<i>Clarias anguilaris</i>	+			+	50
	Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i>	+				25
Cichliformes		<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	100
		<i>Rubricatichromis bimaculatus</i>	+	+	+	+	100
	Cichlidae	<i>Hemichromis fasciatus</i>	+		+	+	75
		<i>Oreochromis niloticus*</i>	+	+	+	+	100
		<i>Sarotherodon melanotheron</i>	+		+		50
Cypriniformes		<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	100
	Cyprinidae	<i>Enteromius sublineatus</i>	+	+	+		75
		<i>Labeo coubie</i>	+	+			50
		<i>Labeo parvus</i>		+			25
Osteoglossiformes		Arapaimidae	<i>Heterotis niloticus*</i>	+	+	+	75
Carangaria/misc	Latidae	<i>Lates niloticus</i>				+	25
Clupeiformes	Dorosomatidae	<i>Pellonula leonensis**</i>		+			25
7	9	18	15	11	12	9	

+ : présence ; \* : espèces introduites ; \*\* : espèces estuariennes ou marines ; F : Fréquence d'occurrence



a) *Hemichromis bimaculatus*



b) *Hemichromis fasciatus*



c) *Enteromius macrops*



d) *Brycinus macrolepidotus*



e) *Heterotis niloticus*



f) *Lates niloticus*



g) *Labeo coubie*



h) *Oreochromis niloticus*

Figure 41 : Captures d'images des espèces de poissons observées dans le champ de vision des caméras déployées dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

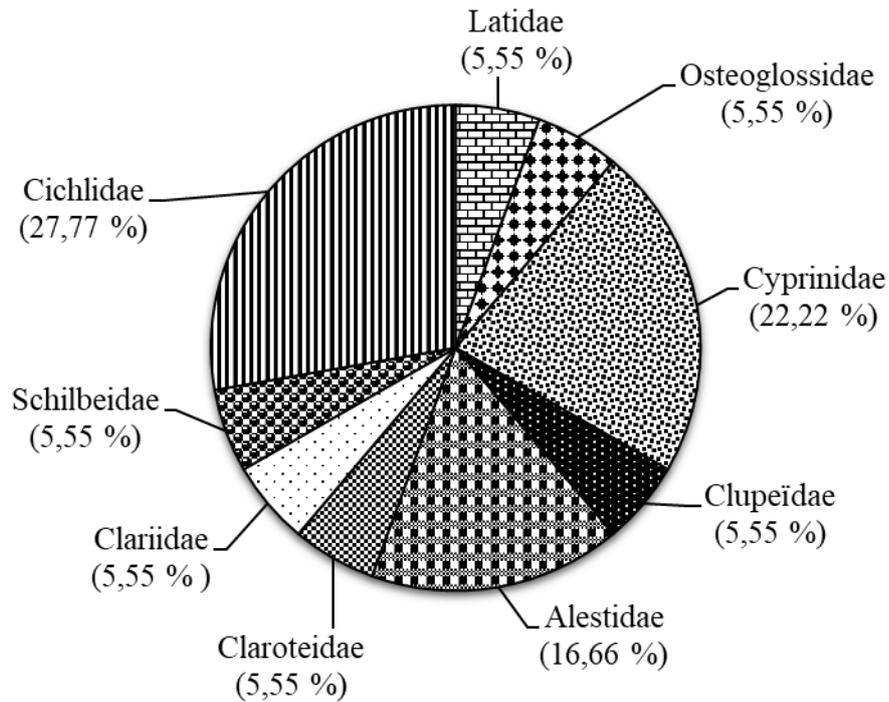


Figure 42 : Contribution (%) des familles de poissons observés dans la richesse taxonomique du peuplement ichthyologique dans les zones littorales du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Tableau XI: Valeurs des indices de similarité de Jaccard entre les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Stations	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
Beablo		0,6	0,57	0,71
Dera			0,33	0,57
Pk28				0,53
Pk15				

### III.3.1.1.3. Fréquence d'occurrence des espèces de poisson

Le tableau XII présente les pourcentages des différentes catégories d'occurrence par station. A la station Beablo, les espèces constantes (46,15 %) sont majoritaires, alors que les espèces accessoires (23,08 %) sont minoritaires. A la station Dera, les espèces accidentelles (45,46 %) et accessoires (36,36 %) dominent la population. A Pk15, les espèces accessoires (45,46 %) sont majoritaires. En revanche, à la station Pk28, on observe une prédominance des espèces constantes (44,44 %) et accessoires (44,44 %).

Tableau XII: Proportion (%) des espèces de poissons constantes, accessoires et accidentelles observées dans les différentes stations d'échantillonnage du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Stations	Espèces constantes (%)	Espèces accessoires (%)	Espèces accidentelles (%)
Beablo	46,15	23,08	30,77
Dera	18,18	36,36	45,46
Pk15	27,27	45,46	27,27
Pk28	44,44	44,44	11,12

L'analyse du pourcentage d'occurrence des espèces montre que deux espèces, *Enteromius macrops* et *Coptodon zillii* sont constantes dans l'ensemble des stations d'échantillonnage du lac de Buyo (Tableau XIII). Par contre, les espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus* et *Brycinus* sp sont constantes seulement à la station Beablo. Les espèces *Clarias anguillaris* et *Hemichromis fasciatus* sont accessoires aux stations Beablo et Pk28. De même, l'espèce *Oreochromis niloticus* est accessoire aux stations Dera, Pk15 et Pk28 et l'espèce *Hemichromis bimaculatus* est accessoire aux stations Beablo et Dera. L'espèce *Lates niloticus* est accidentelle à la station Pk28. Les espèces *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Labeo coubie* et *Enteromius* sp sont accidentelles aux stations Beablo et Dera.

Tableau XIII: Liste des espèces de poissons constantes, accessoires et accidentelles observées dans les stations d'étude de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Stations	F (%)	Espèces constantes	F (%)	Espèces accessoires	F (%)	Espèces accidentelles
Beablo	75	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	37,5	<i>Clarias anguilaris</i>	12,5	<i>Chrysichtys nigrodigitatus</i>
	100	<i>Brycinus macrolepidotus</i>	25	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	12,5	<i>Enteromius sublineatus</i>
	50	<i>Brycinus</i> sp	25	<i>Hemichromis fasciatus</i>	12,5	<i>Heterotis niloticus</i>
	100	<i>Enteromius macrops</i>	37,5	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	12,5	<i>Labeo coubie</i>
	100	<i>Coptodon zillii</i>			12,5	<i>Schilbe mandibularis</i>
	62,5	<i>Oreochromis niloticus</i>				
Dera	100	<i>Coptodon zillii</i>	37,5	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	12,5	<i>Labeo coubie</i>
	100	<i>Enteromius macrops</i>	37,5	<i>Brycinus macrolepidotus</i>	12,5	<i>Labeo parvus</i>
			37,5	<i>Heterotis niloticus</i>	12,5	<i>Chrysichtys nigrodigitatus</i>
			37,5	<i>Oreochromis niloticus</i>	12,5	<i>Pellonula leonensis</i>
					12,5	<i>Enteromius sublineatus</i>
Pk15	100	<i>Coptodon zillii</i>	25	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	12,5	<i>Hemichromis fasciatus</i>
	100	<i>Enteromius macrops</i>	25	<i>Chrysichtys nigrodigitatus</i>	12,5	<i>Heterotis niloticus</i>
			25	<i>Enteromius sublineatus</i>	12,5	<i>Brycinus macrolepidotus</i>
			37,5	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	12,5	<i>Brycinus</i> sp.
			25	<i>Oreochromis niloticus</i>		
			25	<i>Sarotherodon melanotheron</i>		
Pk28	100	<i>Coptodon zillii</i>	37,5	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	12,5	<i>Lates niloticus</i>
	100	<i>Enteromius macrops</i>	25	<i>Clarias anguilaris</i>	12,5	<i>Brycinus macrolepidotus</i>
			25	<i>Hemichromis fasciatus</i>		
			37,5	<i>Hemichromis bimaculatus</i>		
			37,5	<i>Oreochromis niloticus</i>		

#### III.3.1.1.4. Variations saisonnières de la richesse spécifique

Les richesses spécifiques obtenues dans les différentes stations d'échantillonnage sont plus élevées en saison sèche (9 à 12 espèces) que celles enregistrées en saison pluvieuse (6 à 8

espèces) (Figure 43). Les plus fortes richesses spécifiques, quelles que soit les saisons climatiques (SS = 12 espèces ; SP = 8 espèces) ont été obtenues à la station Beablo alors que les plus faibles ont été enregistrées aux stations Dera (SS =10 espèces ; SP = 6 espèces) et Pk28 (SS = 9 espèces ; SP = 6 espèces) (Figure 43).

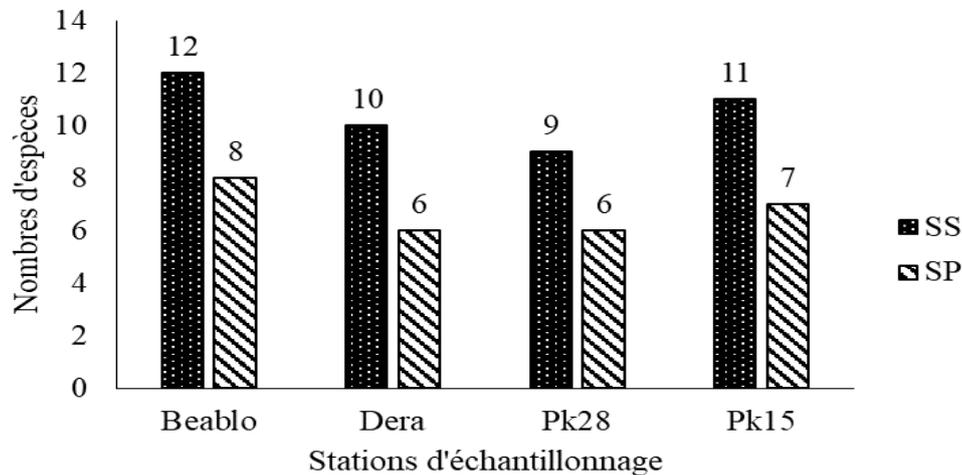


Figure 43 : Variations saisonnières de la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : SS = Saison sèche ; SP = Saison pluvieuse.

#### III.3.1.1.5. Variation de la richesse spécifique en fonction des saisons hydrologiques

Les richesses spécifiques obtenues selon les saisons hydrologiques ont été plus élevées en période des hautes eaux (9 à 14 espèces) que celles enregistrées en période des basses eaux (3 à 5 espèces) dans toutes les stations d'échantillonnage (Figure 44). La station Beablo a enregistré la richesse spécifique la plus élevée (14 espèces) pendant la période des hautes eaux et la plus faible (9 espèces) a été obtenue à la station Pk28 (Figure 44). Par contre, en période des basses eaux, la richesse est plus élevée (5 espèces) à la station Dera et plus faible aux stations Pk28 et Pk15 avec 3 espèces chacune.

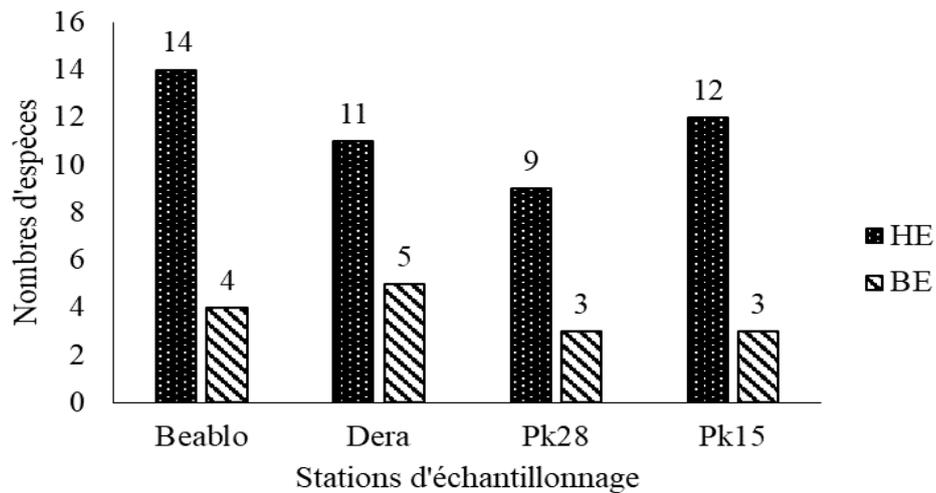


Figure 44 : Variations de la richesse spécifique dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) selon les saisons hydrologiques de janvier à décembre 2020 : HE = Hautes eaux ; BE = Basses eaux.

### III.3.1.1.6. Analyse de la diversité et du degré d'organisation du peuplement de poissons

#### III.3.1.1.6.1. Variation spatiale de l'indice de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Pielou (E)

Les indices de diversité de Shannon ont varié de 0,42 à 1,82 bits/ind (Figure 45). La valeur maximale (1,82 bits/ind) a été obtenue à la station Beablo et la valeur minimale a été enregistrée à la station Dera. Cependant, aucune différence significative n'a été observée entre les valeurs médianes de cet indice dans les différentes stations (Kruskal-Wallis ;  $p > 0,05$ ). Les valeurs médianes de l'indice de Shannon sont de 1,69 bits/ind, 0,96 bits/ind, 0,95 bits/ind et 0,99 bits/ind, respectivement aux stations Beablo, Dera, Pk28 et Pk15.

Concernant les indices d'équitabilité, les valeurs ont varié de 0,38 à 0,99 (Figure 46). La valeur maximale (0,99) a été enregistrée à la station Beablo et la valeur minimale (0,38) a été obtenue à la station Dera. Les valeurs médianes de l'indice d'équitabilité sont de 0,88 bits/ind, 0,74 bits/ind, 0,74 bits/ind et 0,75 bits/ind, respectivement aux stations Beablo, Dera, Pk28 et Pk15. Il existe des différences significatives de ce paramètre entre les stations (Kruskal-Wallis ;  $p < 0,05$ ). Les valeurs médianes de l'indice d'équitabilité sont significativement plus élevées à la station Beablo que dans les autres stations.

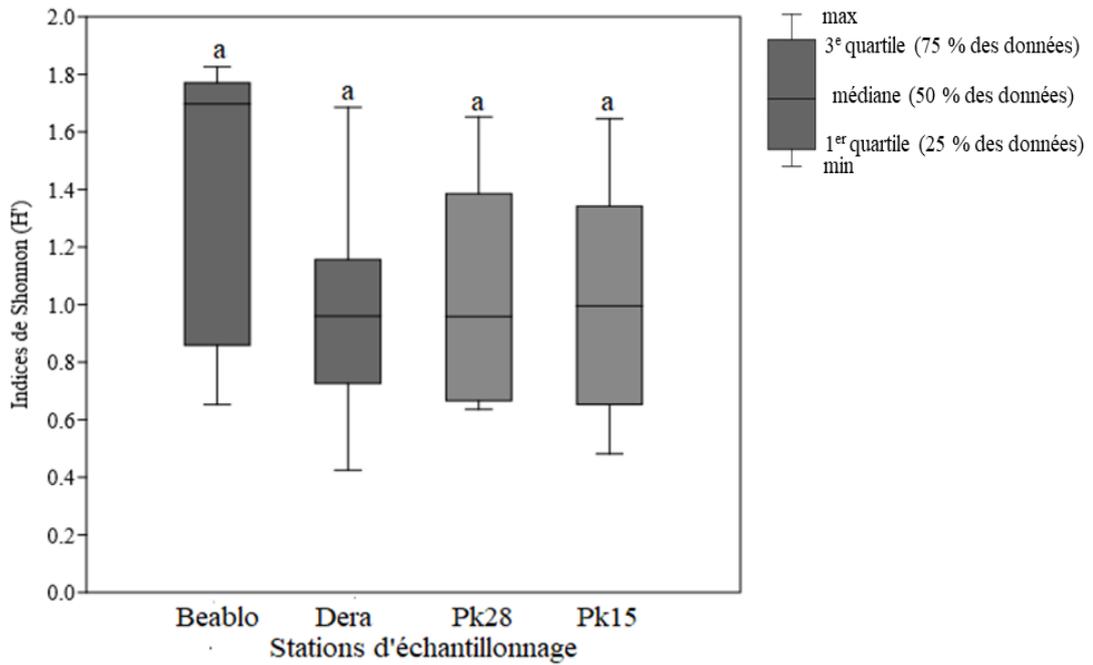


Figure 45 : Variation spatiale de l'indice de diversité de Shannon (H') du peuplement de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

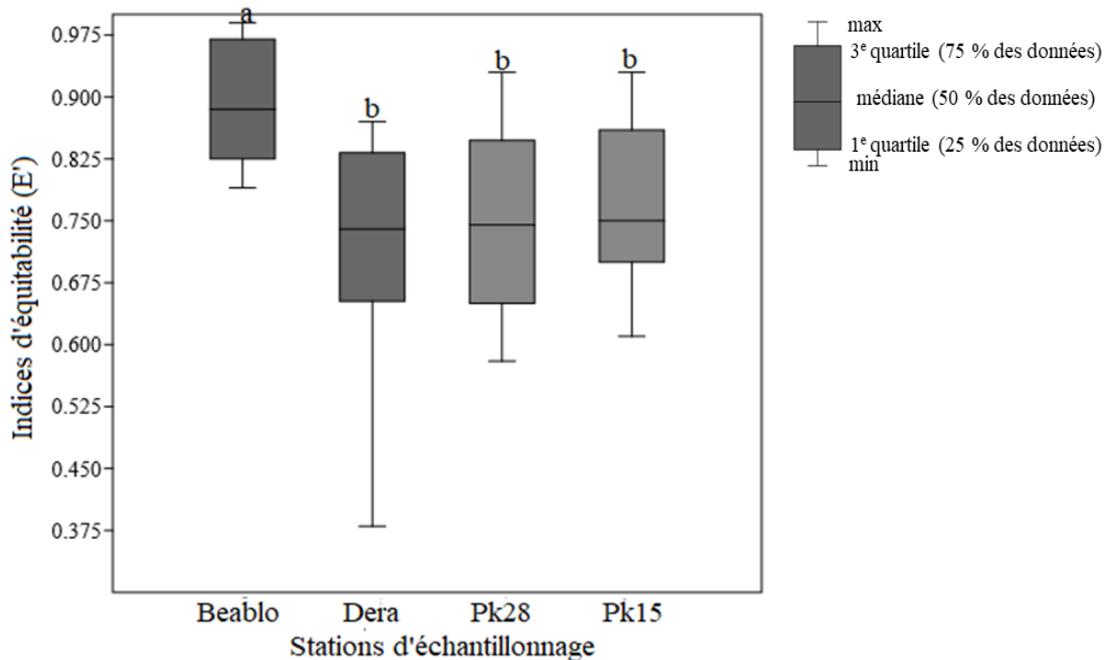


Figure 46 : Variation spatiale de l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des communautés de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.3.1.1.6.2. Variation saisonnière de l'indice de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Pielou (E)

La variation saisonnière des indices de Shannon est présentée à la figure 47. En saison sèche, la valeur la plus faible de l'indice de Shannon (1,16 bits/ind) a été mesurée à la station Dera et la plus grande valeur (1,82 bits/ind) a été enregistrée durant cette période à la station Beablo. En saison pluvieuse, les valeurs extrêmes de l'indice de Shannon (0,42 à 1,77 bits/ind) ont respectivement été mesurées aux stations Dera et Beablo (Figure 47). Le test de comparaison de Mann-Whitney n'a révélé aucune différence significative entre les valeurs de l'indice de Shannon pendant les saisons climatiques ( $p > 0,05$ ).

Concernant les indices d'équitabilité, la plus faible valeur (0,65) a été enregistrée en saison sèche à la station Pk28 et la plus forte valeur (0,85) a été observée à la station Dera pendant cette saison. En saison pluvieuse, la valeur la plus faible (0,38) de ce paramètre a été obtenue à la station Dera et la valeur la plus élevée (0,99) a été enregistrée à la station Beablo (Figure 48). Toutefois, aucune différence significative de l'indice d'équitabilité n'a été observée entre les saisons sèche et pluvieuse (test de Mann-Whitney ;  $p > 0,05$ ).

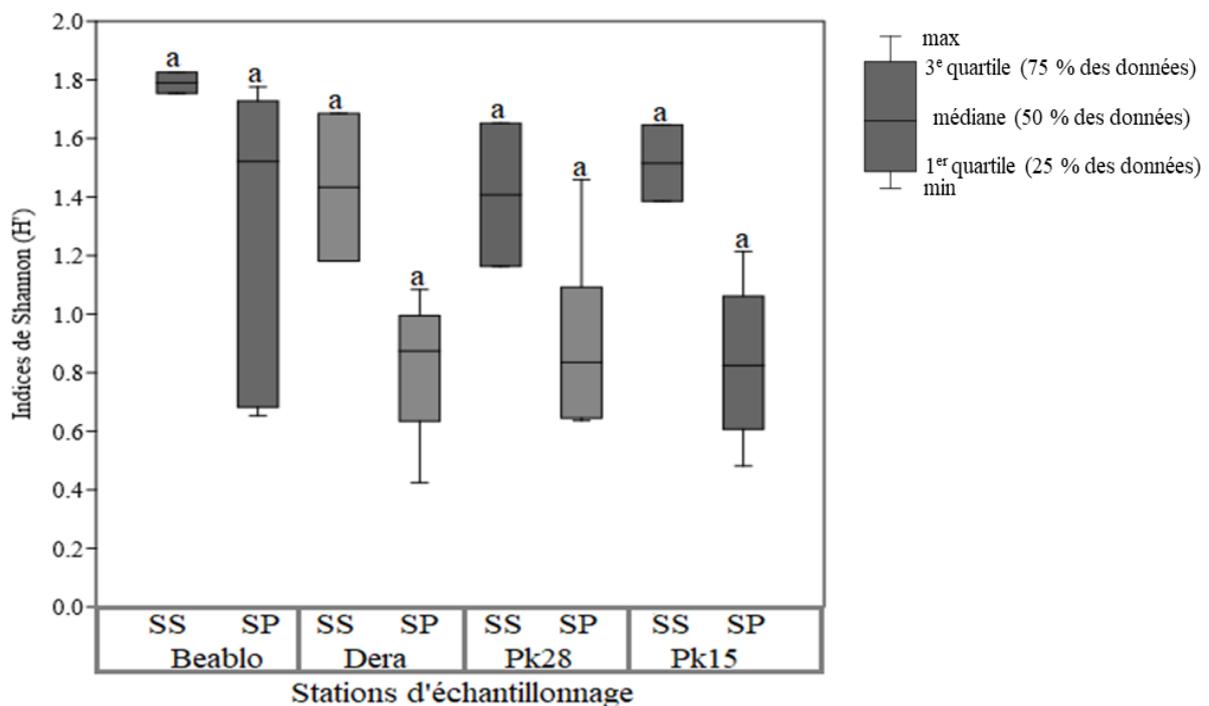


Figure 47 : Variation saisonnière de l'indice de diversité de Shannon (H') du peuplement de poissons dans les stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

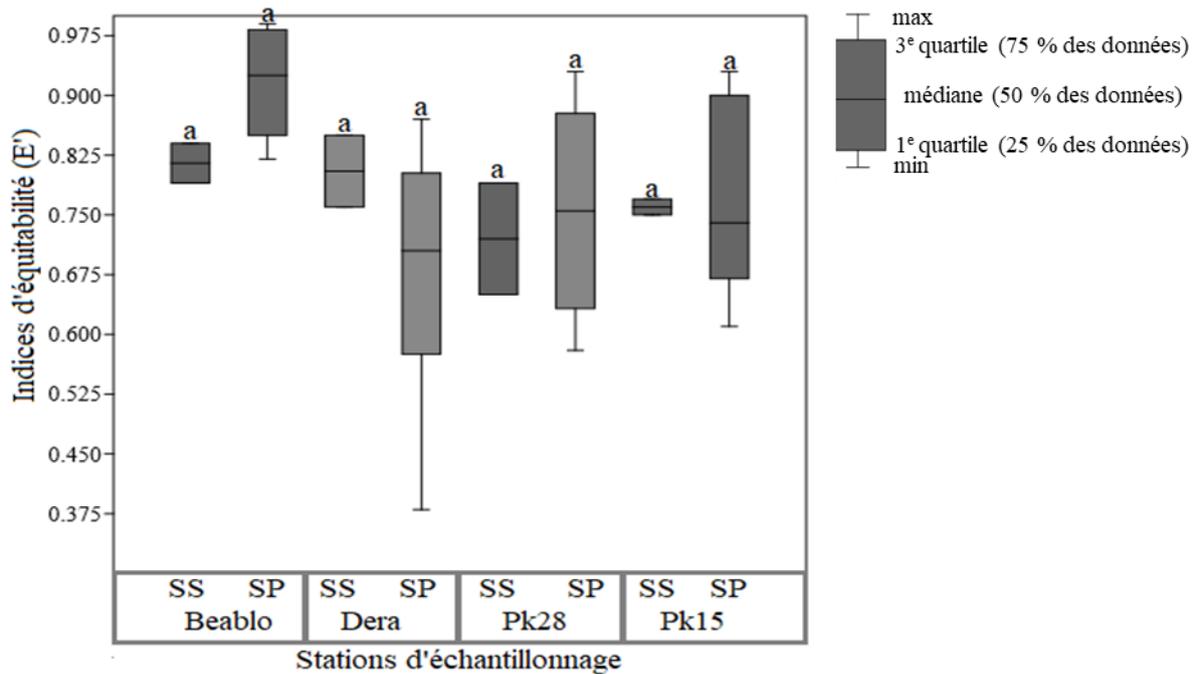


Figure 48 : Variation saisonnière de l'indice d'équitabilité de Piélou (E) des communautés de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.3.1.1.6.3. Variation de l'indice de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Piélou (E) selon les saisons hydrologiques

La variation en fonction des saisons hydrologiques est présentée par la figure 49. La valeur la plus petite de l'indice de Shannon (0,70 bits/ind) a été obtenue à la station Dera et la valeur la plus élevée (1,82 bits/ind) a été enregistrée à la station Beablo durant la période des hautes eaux. En période des basses eaux, la plus faible valeur (0,42 bits/ind) a été obtenue à la station Dera et la valeur la plus élevée (1,35 bits/ind) a été mesurée à la station Beablo (Figure 49). Des différences significatives de l'indice de Shannon ont été observées entre les saisons hydrologiques. Les valeurs des indices de Shannon sont significativement plus élevées pendant la période des hautes eaux que celle des basses eaux dans l'ensemble des stations (Mann-Whitney ;  $p < 0,005$ ).

En ce qui concerne les indices d'équitabilité, lors des hautes eaux, les valeurs extrêmes (0,64 et 0,91) ont respectivement été observées aux stations Dera et Beablo. En revanche, pendant les basses eaux, la plus petite valeur de l'indice d'équitabilité (0,38) a été observée à la station Dera et la plus grande valeur (0,93) a été obtenue à la station Pk15 (Figure 50). Des différences significatives ont été observées entre les périodes des hautes eaux et les périodes des basses eaux à la station Beablo. Les valeurs médianes des indices d'équitabilité sont

significativement plus élevées pendant la période des hautes que celle des basses eaux à la station Beablo (test de Mann-Whitney ;  $p < 0,05$ ).

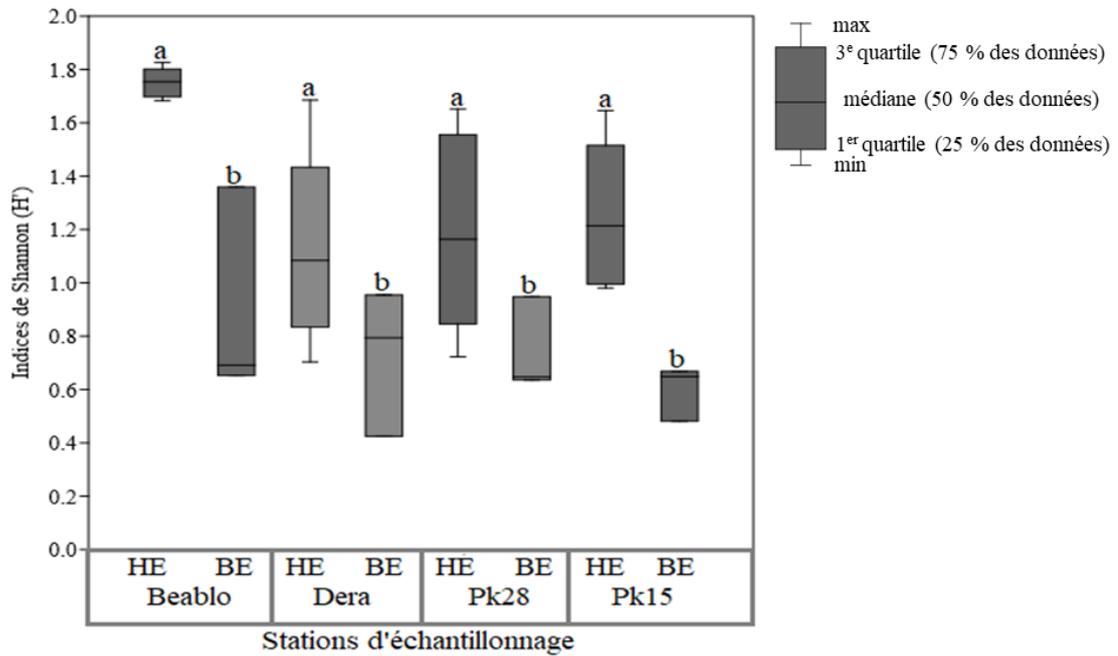


Figure 49 : Variation de l'indice de diversité de Shannon (H') du peuplement de poissons en fonction des saisons hydrologiques dans chaque station d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

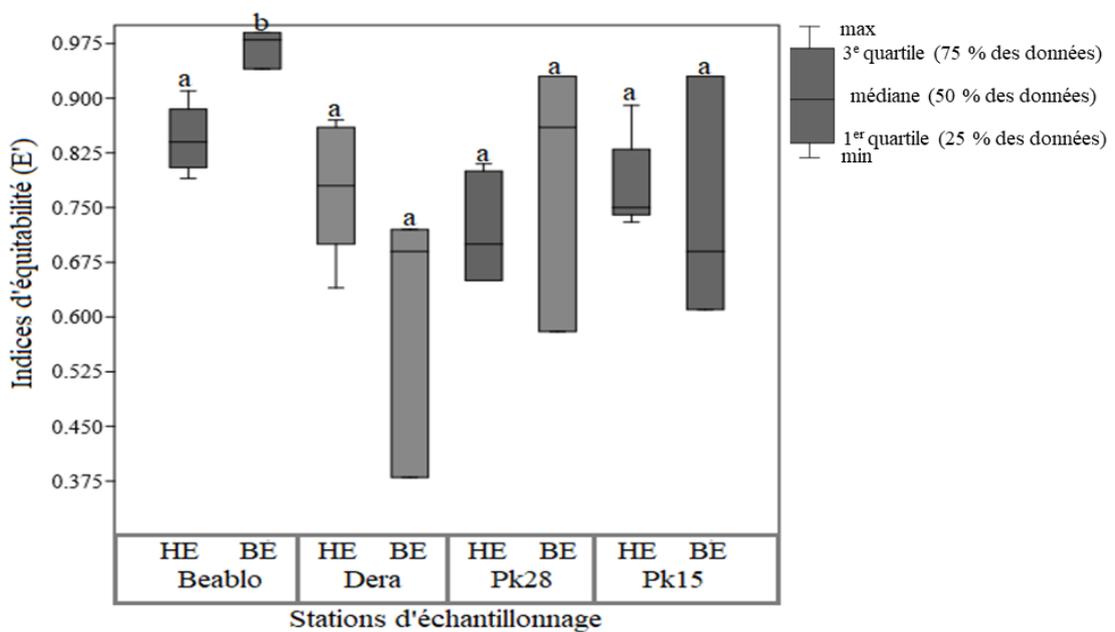


Figure 50 : Variation de l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des communautés de poissons en fonction des saisons hydrologiques de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.3.1.2. Analyse quantitative de l'ichtyofaune

#### III.3.1.2.1. Abondance relative des espèces de poissons

Sur l'ensemble des stations échantillonnées, un total de 6148 spécimens de poissons a été observé. L'analyse des données montre que les familles les plus représentées en termes d'individus sont les Cyprinidae (34,18 %), les Cichlidae (30,77 %) et les Alestidae (28,82 %). Les autres familles (Clariidae, Claroteidae, Clupeidae, Osteoglossidae et Dorosomatidae) regroupent 6,21 % des spécimens dénombrés (Figure 51).

Les espèces qui offrent la plus grande abondance d'individus sont *Enteromius macrops* (2057 individus, soit 33,46 %), *Coptodon zillii* (1387 individus, soit 22,56 %), *Brycinus macrolepidotus* (858 individus, soit 13,95 %), *Bryconalestes longipinnis* (831 individus, soit 13,51 %) et *Oreochromis niloticus* (469 individus, soit 7,63 %) (Figure 52). Les 13 autres espèces cumulées comptent 546 individus, ce qui représente 8,88 % des poissons observés (Figure 52).

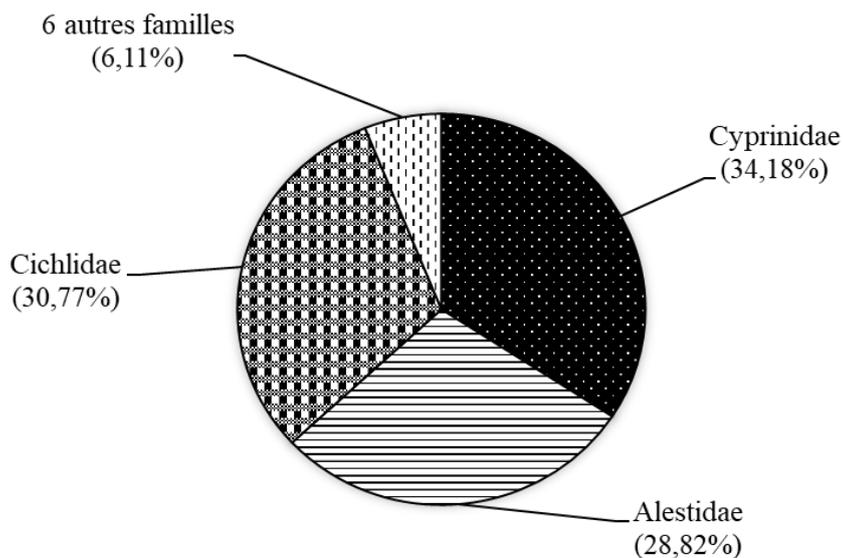


Figure 51: Abondance relative (%) des familles de poissons dénombrés dans le champ de vision des caméras déployés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

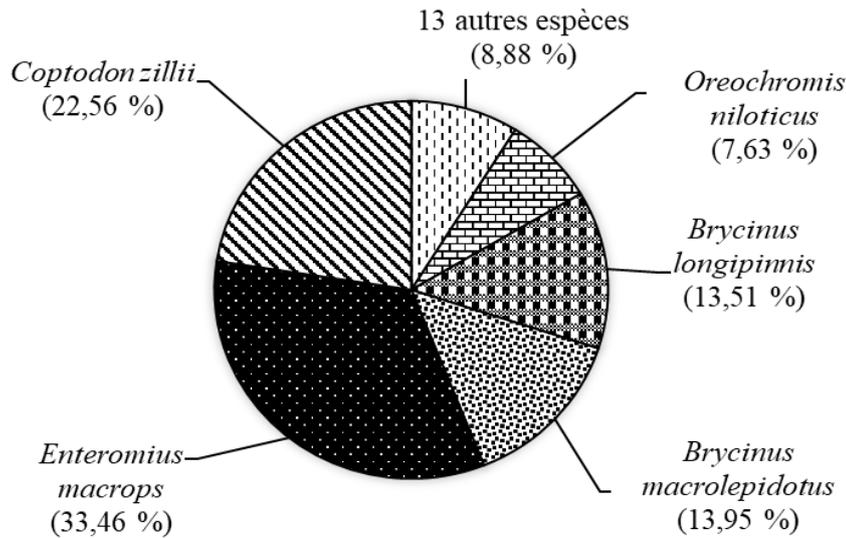


Figure 52 : Abondance relative (%) des espèces de poissons dénombrés dans le champ de vision des caméras déployées dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.3.1.2.2. Variations spatiales de l'abondance absolue des poissons

La station de Beablo enregistre le plus grand nombre d'individus avec un total de 2351 spécimens de poissons (soit 38,24 %). Elle est suivie par la station Pk15 qui comporte 1411 spécimens de poissons représentant 22,95 % de l'effectif total (Figure 53). Les stations Dera et Pk28 ont respectivement enregistré 1243 (soit 20,21 %) et 1143 (soit 18,59 %) spécimens de poissons.

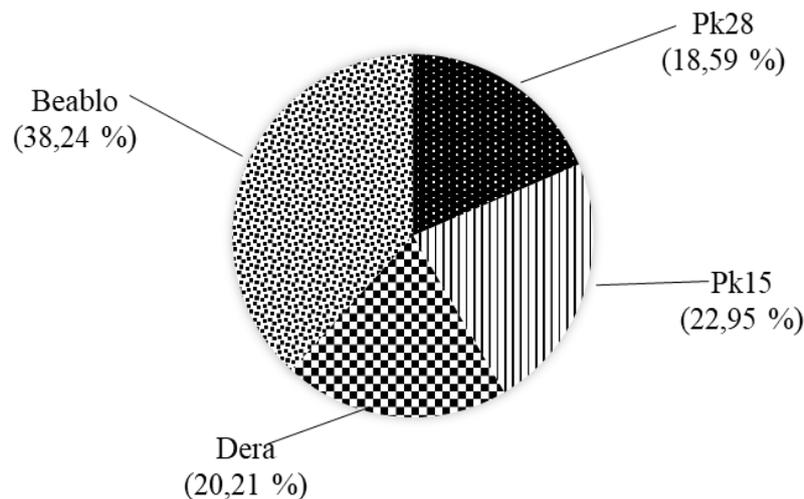


Figure 53 : Abondance relative (%) des espèces de poissons dénombrés dans le champ de vue des caméras déployées dans la zone littorale des stations d'échantillonnage du lac de Buyo de janvier à décembre 2020.

### III.3.1.2.3. Variation saisonnière de l'abondance absolue des poissons

La figure 54 illustre la variation saisonnière de l'abondance relative des poissons dans les différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo. Dans l'ensemble des stations, les abondances relatives des poissons sont plus élevées en saison pluvieuse (58,04 à 66,99 %) et plus faibles en saison sèche (33,01 à 41,95 %). La station Beablo a enregistré les valeurs extrêmes de l'abondance relative des poissons quelle que soit la saison (SP = 66,99 % ; SS = 33,01 %).

A la station Beablo, l'abondance relative des principales espèces de poissons est plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Les espèces les mieux représentées sont *Brycinus macrolepidotus* (20,7 %) et *Bryconalestes longipinnis* (15,39 %) (Tableau XIV). Quant à la station Dera, elle enregistre les plus fortes abondances relatives des poissons également en saison pluvieuse et les espèces les mieux représentées sont *Enteromius macrops* (34,83 %) et *Coptodon zillii* (19,71 %) (Tableau XIV).

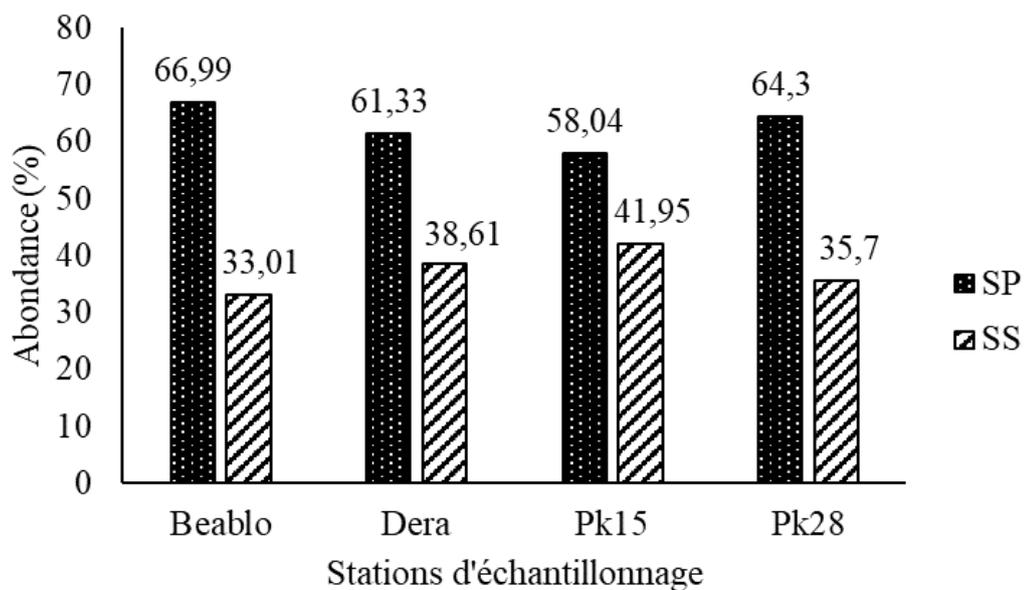


Figure 54 : Evolution saisonnière de l'abondance relative (%) des espèces de poissons dénombrés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020 : SS = Saison Sèche ; SP = Saison Pluvieuse.

Tableau XIV: Abondance relative (%) des espèces de poissons les mieux représentées pendant les saisons sèches et pluvieuses dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Espèces	Saisons	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
<i>Bryconalestes longipinnis</i>	SS	8,63	0	4,63	5,38
	SP	15,39	0	2,27	4,39
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	SS	5,86	5,14	3,93	1,56
	SP	20,7	2,09	3,06	4,39
<i>Coptodon zillii</i>	SS	5,61	12,87	4,28	5,6
	SP	10,33	19,71	18,81	19,98
<i>Enteromius macrops</i>	SS	6,16	11,42	15,22	16,44
	SP	9,14	34,83	37,97	27,5
<i>Oreochromis niloticus</i>	SS	3,7	0	6,03	4,03
	SP	8,03	3,62	1,22	0

Saison sèche = SS ; Saison pluvieuse = SP

La station Pk28 présente les plus fortes abondances relatives des poissons pendant la saison pluvieuse et les plus faibles pendant la saison sèche (Tableau XVI). Les principales espèces observées sont *Enteromius macrops* (37,97 %) et *Coptodon zillii* (18,81 %) (Tableau XIV). En ce qui concerne la station Pk15, l’abondance relative des principales espèces est plus élevée en saison pluvieuse qu’en saison sèche. Les espèces les mieux représentées dans cette station sont *Enteromius macrops* (27,5 %) et *Coptodon zillii* (19,98 %).

#### III.3.1.2.4. Variation de l’abondance absolue des poissons selon les saisons hydrologiques

Dans l’ensemble des stations d’échantillonnage, les abondances relatives des poissons obtenus selon les saisons hydrologiques sont plus élevées pendant la période des hautes eaux (68,06 à 80,9 %) et plus faibles en période des basses eaux (19,1 à 31,94 %) (Figure 55). La station Beablo a obtenu les valeurs extrêmes de l’abondance relative des poissons quelles que soient les saisons hydrologiques (HE = 80,9 % ; BE = 19,1 %) (Figure 55).

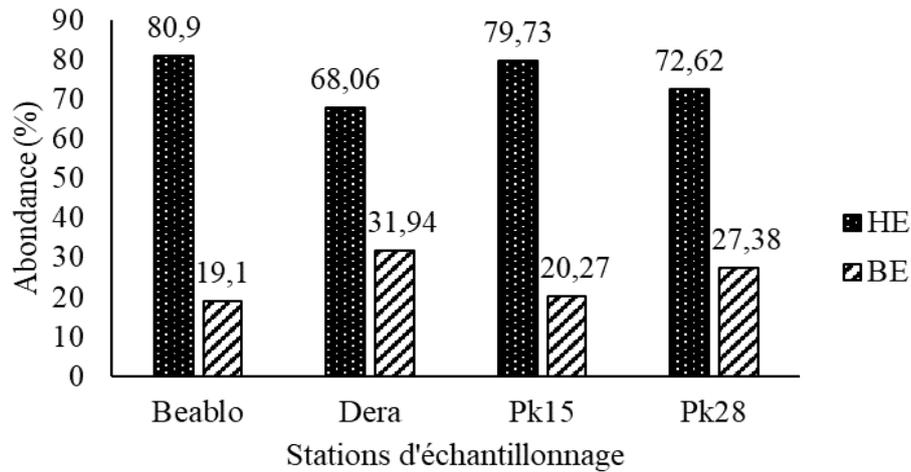


Figure 55 : Abondance relative (%) des poissons rencontrés dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) selon les saisons hydrologiques de janvier à décembre 2020.

A la station Beablo, l'abondance relative des espèces de poissons les mieux représentées est plus élevée pendant la période des hautes eaux et plus faible en période des basses eaux (Tableau XV). Les espèces les mieux représentées sont *Bryconalestes longipinnis* (19,73 %), *Brycinus macrolepidotus* (18,67 %) et *Coptodon zillii* (13,91 %). Concernant la station Dera, elle enregistre les plus fortes abondances relatives des poissons également durant les périodes des hautes eaux et les espèces les mieux représentées sont *Enteromius macrops* (28,07 %) et *Coptodon zillii* (22,76 %) (Tableau XV).

Les espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus*, *Coptodon zillii*, *Enteromius macrops* et *Oreochromis niloticus* ont enregistré les plus grands nombres d'individus en période des hautes eaux et les plus faibles d'individus en période des basses (Tableau XV). La station Pk28 présente les abondances relatives des poissons les mieux représentées pendant la période des hautes eaux et les plus faibles en période des basses eaux. Toutefois, l'espèce la mieux représentée, quelle que soit la saison hydrologique, est *Enteromius macrops* (HE = 33,42 % ; BE = 19,77 %). A la station Pk15, l'abondance relative des principales espèces est plus élevée en période des hautes eaux et plus faibles, en période des basses eaux. *Enteromius macrops* (36,92 %) est l'espèce la mieux représentée (Tableau XV).

Tableau XV : Contribution (%) des espèces de poissons les mieux représentées en période des hautes eaux et en période des basses eaux dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Espèces	Périodes	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
<i>Bryconalestes longipinnis</i>	HE	19,73	0	6,91	13,39
	BE	4,29	0	0	0
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	HE	18,67	5,14	6,99	5,95
	BE	7,27	2,09	0	0
<i>Coptodon zillii</i>	HE	13,91	22,76	12,94	13,11
	BE	2,04	9,81	10,14	12,47
<i>Enteromius macrops</i>	HE	9,81	28,07	33,42	36,92
	BE	5,48	18,18	19,77	7,01
<i>Oreochromis niloticus</i>	HE	11,74	4,36	7,26	4,03
	BE	0	1,04	0	0

### III.3.1.3. Influence des variables environnementales sur les espèces

La distribution de l’abondance des espèces de poissons et des paramètres physico-chimiques ont été mises en évidence à partir d’une analyse canonique de correspondance (Figure 56). L’analyse de la carte factorielle indique que l’axe 1 exprime 36,64 % des informations et l’axe 2 donne 22,80 % des informations. Les axes 1 et 2 expriment 59,44 % de la variance cumulée pour les données relatives à l’abondance des poissons et aux variables environnementales. L’analyse du graphe montre que l’axe 1 sépare les espèces en deux groupes. Le premier groupe situé dans la partie positive de l’axe 1 est composé de : *Hemichromis bimaculatus*, *Enteromius macrops*, *Coptodon zillii*, *Chrysichtys nigrodigitatus*, *Pellonula leoensis* et *Labeo parvus* sont associées positivement aux échantillons des stations Pk15 et Dera (Figure 56). Ces espèces du groupe I sont positivement et fortement corrélées aux herbiers denses, à la transparence, à l’oxygène dissous, à la canopée et aux débris végétaux. Le deuxième groupe situé dans la partie négative de l’axe 1 est composé de : *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus*, *Clarias anguillaris*, *Schilbe mandibularis*, *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherondon melanotheron*. Ces espèces sont associées positivement aux échantillons de la station Beablo et sont positivement et fortement corrélées à la pente, à la profondeur, aux substrats argilo-limoneux, au pH, à la température, aux herbiers clairsemés et aux herbiers de tailles courtes.

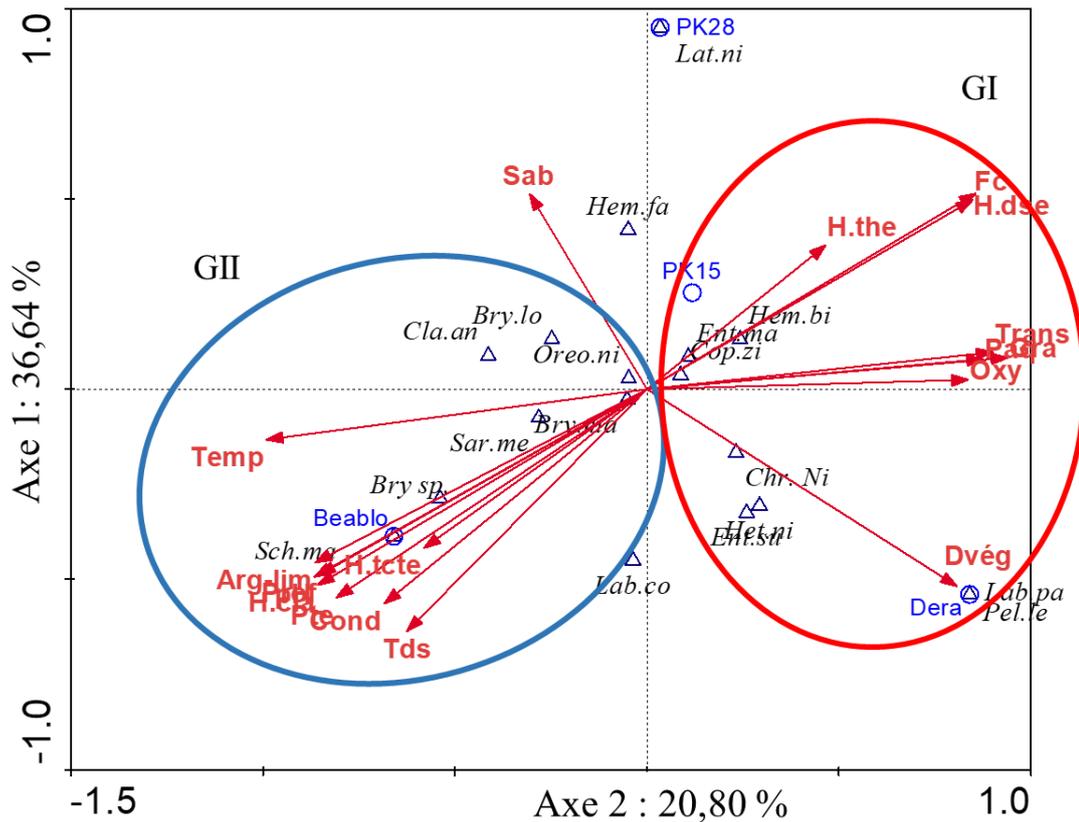


Figure 56 : Résultat de l'analyse canonique des correspondances (ACC) montrant les corrélations entre les variables environnementales, les espèces de poissons observées et les stations d'échantillonnage du lac Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020: Temp = Température ; Prof = Profondeur, pH = potentiel d'hydrogène, Cond = Conductivité ; TDS = Taux des solides dissous ; Transp = Transparence ; Oxy = Oxygène dissous ; Gra = Gravier ; Sab = Sables ; Arg-lim = Argile - limon ; Herb.dse = Herbier dense ; Herb.ha = Herbier de taille haute ; Herb.cte = Herbier de taille courte ; Herb.Clai = Herbier clairsemé ; Dvég = débris végétaux ; Fa = Fermeture de canopée ; Paq = plantes aquatiques ; *Lates niloticus* = *Lat-ni* ; *Hemichromis fasciatus* = *Hem-fa* ; *Enteromius macrops* = *Ent-ma* ; *Hemichromis bimaculatus* = *Hem-bi* ; *Coptodon zillii* = *Cop-zi* ; *Chrysichthys nigrodigitatus* = *Chr-ni* ; *Heterotis niloticus* = *Het-ni* ; *Enteromius sublineatus* = *Ent-su.* ; *Pellonula leonensis* = *Pel-le* ; *Labeo parvus* = *Lab-pa* ; *Labeo coubie* = *Lab-co* ; *Brycinus macrolepidotus* = *Bry-ma* ; *Bryconalestes longipinnis* = *Bry-lo* ; *Brycinus sp.* = *Bry-sp.* ; *Oreochromis niloticus* = *Ore-ni* ; *Clarias anguillaris* = *Cla-an.*

### III.3.2. Discussion

Le déploiement des caméras dans les stations d'échantillonnage a permis d'observer au total 18 espèces de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo. Ce résultat traduit une grande efficacité de la méthode d'échantillonnage de la faune ichtyologique aux caméras appâtées. En effet, les travaux de Cappo *et al.* (2006) et Zarco-Perello & Enriquez (2019) ont indiqué que les caméras appâtées étaient très efficaces pour évaluer la diversité et l'abondance des poissons. Cette richesse spécifique concorde avec celle obtenue par N'Dri (2020) qui a enregistré 17 espèces de poissons dans cette même partie du lac de Buyo. Cependant, contrairement à cet auteur qui a utilisé une méthode extractive, combinant la pêche diurne et nocturne, la présente étude n'a concerné que les enregistrements diurnes. Bien que les enregistrements vidéo effectués aient été réalisés uniquement le jour, la diversité des poissons obtenue pourrait s'expliquer par le fait que l'utilisation d'appât augmente le nombre d'individus et d'espèces à proximité des caméras (Willis *et al.*, 2000 ; Watson *et al.*, 2005 ; Zarco-Perello & Enriquez, 2019 )

Toutefois, les espèces comme *Brycinus macrolepidotus* et *Enteromius sublineatus* observées avec la vidéosurveillance ne figurent pas sur la liste des espèces obtenues par N'Dri (2020). Cela pourrait s'expliquer par le fait que certaines espèces de poissons qui évitent les engins de pêche extractifs sont observées au moyen de la vidéosurveillance (Cappo *et al.*, 2006). C'est le cas, par exemple, des études menées par Stoner *et al.* (2007) dans deux baies situées en Alaska qui ont enregistré divers poissons plats à partir de la vidéosurveillance, mais ceux-ci étaient absents dans les captures effectuées avec des engins de pêche extractifs.

La présente étude révèle que le peuplement ichtyologique des zones littorales du lac de Buyo est dominé par la famille des Cichlidae (5 espèces), des Cyprinidae (4 espèces) et des Alestidae (3 espèces). Cette forte diversité des Cichlidae, des Cyprinidae et des Alestidae au détriment des autres familles (Clariidae, Claroteidae, Clupeidae, Schilbeidae, Osteoglossidae, Latidae) pourrait s'expliquer par la capacité des représentants de ces familles à supporter une gamme variée de conditions environnementales (Lévêque & Paugy, 2006). En effet, ces familles ont un régime alimentaire très varié et développent une grande capacité d'adaptation comportementale dans certains types d'habitats où la nourriture est présente (Lévêque & Agnèse, 2006). Cette abondance des Cichlidae et Cyprinidae a également été observée au moyen de la méthode extractive par N'Dri (2020) dans le même milieu. La composition de l'ichtyofaune de la zone littorale du lac de Buyo ressemble à celle observée dans des lacs africains de même type tels que Ihéma (Rwanda), Kainji (Nigéria), Kangimi (Nigéria), Tiga (Nigéria), Georges (Uganda) et Toho-todougba (Bénin) où ces familles constituent les

composantes importantes de l'ichtyofaune (Gwahaba, 1975; Balogun, 1986 ; Plisnier *et al.*, 1988 ; Adite & Winemiller, 1997 ; Balogun, 2005).

La richesse spécifique et l'abondance des poissons sont plus élevées à la station Beablo et plus faible à la station Pk28. La forte richesse spécifique observée à la station Beablo serait due au contact de cette station avec la rivière N'zo qui enrichirait cette station par les richesses spécifiques de cette dernière. En effet, les travaux de Kantoussan (2007) ont montré que dans les lacs artificiels la richesse spécifique de certaines zones en contact avec les rivières ou les fleuves étaient plus élevés du fait qu'elle bénéficiait de la richesse spécifique de ces milieux environnants.

La richesse spécifique et l'abondance de la faune ichthyologique sont plus importantes pendant les périodes de hautes eaux que celles des basses eaux. Ce résultat pourrait s'expliquer par la variabilité hydrologique de ce milieu qui a des conséquences importantes sur la biologie des espèces et sur la dynamique des peuplements de poissons (Lévêque & Paugy, 2006). En effet, la montée des eaux approvisionne l'écosystème en ressources alimentaires, stimule le comportement de frai et génère des refuges pour les poissons au cours des phases clés du cycle biologique (Reid & Sydenham, 1979 ; Anderson *et al.*, 2021). Par contre, le retrait brusque de l'eau entraîne une perte d'habitat et de nourriture. Des résultats similaires ont été notés dans le lac de Hlan au Bénin par Montchowui *et al.* (2008) et dans le lac de Buyo par N'Dri (2020). Ces auteurs ont utilisé des engins de pêche extractive pour la collecte des données. Par ailleurs, selon Bouchereau (1997), les variations de la richesse spécifique et de l'abondance sont liées soit aux changements comportementaux des individus, qui deviennent plus ou moins vulnérables aux engins de pêche, soit aux migrations des populations. L'hypothèse la plus vraisemblable dans le lac de Buyo serait beaucoup plus liée aux migrations des espèces entre le lac et les rivières associées pendant les périodes de faibles et hautes eaux. Les poissons migreraient des rivières vers le lac de Buyo à la recherche de sites propices pour frayer. Selon Montchowui *et al.* (2008), beaucoup d'espèces arrivent en début de crues au niveau des lacs et retournent une fois que le niveau de l'eau commence à diminuer.

L'analyse du pourcentage d'occurrence montre que les espèces *Coptodon zillii* et *Enteromius macrops* sont constantes à toutes les stations d'échantillonnage. La présence permanente de ces espèces (*Coptodon zillii* et *Enteromius macrops*) dans toutes les stations du lac de Buyo serait favorisée par leur stratégie de reproduction et d'alimentation. En effet, selon N'Dri (2020), la présence permanente des espèces *Coptodon zillii* et *Enteromius macrops* dans la zone littorale du lac de Buyo est liée à leur comportement reproducteur qui

se fait en toute période de l'année. Pour Gophen (2016), les ressources alimentaires des poissons se trouvent au fond des eaux peu profondes, ce qui pourrait favoriser leur présence dans le milieu. D'autres espèces comme *Lates niloticus*, *Hemichromis fasciatus*, *Labeo coubie*, *Labeo parvus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* ont été rencontrées accidentellement dans le milieu par saison et par zone. Leur présence dans le milieu serait liée à des besoins physiologiques du moment (reproduction, nutrition, etc.).

Concernant l'abondance des poissons, un effectif de 6148 spécimens de poissons a été dénombré dans le champ de vision des caméras posées dans la zone littorale du lac de Buyo. Les espèces les plus abondantes en termes d'individus sont, dans l'ordre décroissant, représentées par *Enteromius macrops* (33,46 %), *Coptodon zillii* (22,56 %) *Brycinus macrolepidotus* (13,95 %), *Bryconalestes longipinnis* (13,51 %), *Oreochromis niloticus* (7,63 %) et les autres espèces ont présenté des abondances très faibles. Cette évolution pourrait s'expliquer par le fait que l'espèce *Enteromius macrops*, étant de petite taille, pourrait facilement échapper aux engins de pêche extractive. La structure du peuplement obtenue dans la présente étude est assez différente de celle observée par N'Dri (2020) dans le même lac de Buyo qui a obtenu une proportion de 26,87 % pour *Coptodon zillii*, contre 13 % pour *Enteromius macrops*.

La présente étude enregistre un grand nombre d'espèces et d'individus planctonivores et insectivores, contrairement aux espèces carnivores et piscivores. La forte concentration des espèces planctonivores (*Enteromius macrops*, *Oreochromis niloticus*) et insectivores (*Bryconalestes longipinnis*) au niveau de cette portion du lac indique que ce milieu offre des conditions écologiques favorables (ressources alimentaires et habitats de reproduction) permettant l'établissement de ces espèces. En effet, la zone littorale du lac de Buyo dispose de différents types d'habitats qui pourraient offrir une disponibilité en ressources alimentaires due à la présence de végétation flottante, herbacée et de larves d'insectes et d'ichtyoplancton (N'Dri, 2020). La majorité des espèces de poissons enregistrées sont, selon Bouchereau *et al.* (2000), des espèces ubiquistes occupant tous les endroits du lac où la nourriture est disponible. Elles sont pour la plupart des consommateurs primaires et secondaires. La dominance des consommateurs primaires et secondaires au lac de Buyo indique un fort potentiel de production de poissons confirmant le rôle de zone de refuge et de frayères pour plusieurs espèces de poissons notées par N'Dri *et al.* (2020).

L'organisation du peuplement ichtyologique de la zone littorale du lac Buyo a été analysée par les indices de Shannon et d'équitabilité. Les valeurs de l'indice de Shannon obtenues dans la présente étude varient entre 1,35 (Station Pk28) et 1,8 (Station Beablo). Ces

valeurs indiquent que le peuplement ichthyologique de la zone littorale du lac de Buyo est peu diversifié (Amanieu & Lassere, 1982). Les valeurs d'équitabilité obtenues pour les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo sont relativement importantes et au-dessus de la moyenne. Cela traduit une bonne organisation du peuplement des zones littorales du lac de Buyo. Toutefois, les indices de diversité calculés sur la base de l'abondance sont plus faibles dans la station Pk28. Cela serait lié à la forte pression anthropique exercée dans cette partie.

Au niveau temporel, les valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité montrent que le peuplement est mieux diversifié et équilibré en saison sèche qu'en saison pluvieuse. En fonction des saisons hydrologiques, les valeurs des indices calculés indiquent que le peuplement est plus diversifié en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux. Par contre, le peuplement est plus équilibré en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux dans la quasi-totalité des stations.

Les variables environnementales qui influencent le plus la distribution des peuplements de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo sont la température, le pH, le taux de solides dissous, la conductivité, la profondeur, la transparence, l'oxygène dissous, la pente, la nature du substrat (sable, gravier et argile-limon), le recouvrement en fonction de la densité de l'herbier (dense et clairsemé) et le recouvrement en fonction de la taille de l'herbier (haute et courte). En fonction du type d'habitat, certains poissons ne semblent pas avoir les mêmes réponses aux changements environnementaux que d'autres. En Côte d'Ivoire plusieurs études réalisées sur différents hydrosystèmes ont établi des relations entre espèces et variables environnementales (Da Costa *et al.*, 2000 ; Yao *et al.*, 2005 ; Aboua *et al.*, 2010 et 2012 ; Goli Bi *et al.*, 2019 ; N'Dri, 2020). Chaque paramètre suivi joue de façon directe ou indirecte un rôle important sur la faune ichthyologique des différentes stations visitées.

Dans la présente étude, les espèces : *Enteromius macrops*, *Hemichromis bimaculatus*, *Coptodon zillii*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Heterotis niloticus*, *Enteromius sublineatus*, *Labeo parvus* et *Pellonula leonensis* fréquentent les habitats (Pk15 et Dera) ayant des valeurs élevées de l'herbier dense et de taille haute, de la transparence, du taux d'oxygène et du gravier. Ces paramètres influencent la répartition des espèces dans un milieu (Goli Bi *et al.*, 2019 ; N'Dri, 2020). En effet, les herbiers denses et de tailles hautes jouent un rôle important dans la structuration des écosystèmes aquatiques (Meerhoff *et al.*, 2003). Ils fournissent de la nourriture aux poissons (Lalèyè *et al.*, 2004), augmentent de manière significative la complexité structurelle de l'habitat, modifient potentiellement les processus biotiques et abiotiques, et offrent des abris contre les prédateurs pour les animaux aquatiques, en particulier les poissons (Miranda *et al.*, 2000 ; Phiri *et al.*, 2011). Certaines espèces de

poissons (*Chrysichthys nigrocligitatus*) utilisent également ces macrophytes comme habitats de reproduction (Lalèyé *et al.*, 2004). Un nombre considérable de recherches ont évalué la relation étroite entre les macrophytes et les poissons dans les lacs et certains cours d'eau (Caffrey, 1993 ; Wang *et al.*, 2011). La transparence a aussi une influence sur la repartition des différentes espèces de poissons dans la zone littorale du lac de Buyo. En effet, elle favorise le développement de certaines espèces de poissons. D'après Aboua (2012), la transparence joue un rôle crucial dans le développement des espèces *Coptodon zillii* et *Heterotis niloticus* dans les lacs. Des résultats similaires ont démontré que la transparence influence significativement la repartition des espèces *Coptodon zillii*, *Chrysichthys nigrocligitatus*, *Heterotis niloticus* dans le lac de Buyo (Goli Bi *et al.*, 2019). Selon les recherches menées par Basavaraja *et al.* (2014), l'oxygène dissous se présente comme un indicateur principal et complet de la qualité de l'eau dans les eaux de surface. La baisse du taux d'oxygène dissous a un impact significatif sur la santé de l'environnement aquatique. Selon les travaux de Teugels *et al.* (1998), les espèces du genre *Enteromius* étaient affectées par des taux d'oxygène élevés. N'Dri (2020) a également observé comment l'oxygène dissous influence la distribution de l'espèce *Chrysichthys nigrocligitatus* dans le lac de Buyo. Le gravier joue un rôle important dans la distribution des poissons. Effectivement, Gasith & Gafny (1990) mettent en exergue que les particules plus grosses comme le gravier et les pierres constituent un abri pour les poissons. Les travaux de N'Dri (2020) ont montré que *Coptodon zillii* utilisent en plus du sable, le gravier pour se reproduire dans le lac de Buyo.

Les espèces *Clarias anguillaris*, *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus*, *Oreochromis niloticus*, *Labeo courbie* et le genre *Brycinus* sp sont fortement affectées par des facteurs tels que la température, l'herbier clairsemé, les débris végétaux, le pH, la pente, la profondeur, les sédiments argiles-limons, la conductivité et le taux de solides dissous. Certaines études ont abordé le rôle crucial de la température en tant que facteur de zonation longitudinale des cours d'eau (Illies & Botosaneanu, 1963 ; Stazner & Highler, 1986). La température est l'un des paramètres qui favorise la croissance des poissons (Chikou *et al.*, 2008). En effet, la température favorise le maintien d'une relative fraîcheur des eaux et crée des conditions stables, favorables aux poissons qui y vivent (Byanikiro *et al.*, 2022). Les travaux de Da Costa *et al.* (2000) ont mis en évidence l'influence de la température sur l'abondance et la répartition temporelle des espèces de poissons. Par ailleurs, Jensen (1957) rapporte qu'une diminution de la température, si infime soit-elle, ralentit la croissance chez les poissons. Les débris végétaux favorisent la prolifération de larves d'invertébrés et constituent une source de nourriture pour certains organismes aquatiques, dont les poissons

(Kamelan, 2014 ; Byanikiro *et al.*, 2022). Ils peuvent servir d'habitats ou de refuges à des taxons vulnérables (Kamelan, 2014). Plusieurs travaux ont montré l'influence des débris végétaux sur la distribution des espèces de poissons (Yao, 2006 ; Aboua *et al.*, 2010 ; Kamelan, 2014). Des travaux antérieurs ont montré que le pH influence significativement la distribution des espèces *Brycinus macrolepidotus* et *Clarias anguillaris* dans le lac de Buyo (Goli Bi *et al.*, 2019). Les études de Kamelan dans l'espace Taï montrent que le pH influence la répartition des espèces *Brycinus macrolepidotus*, *Labeo coubie* dans les rivières N'Zè, Moumo et San Pedro-AP. Angermeier & Karr (1983) et Mahon & Portt (1985) ont révélé que la profondeur joue un rôle prépondérant dans la répartition des espèces qui occupent différents niveaux en fonction de leur taille, de leur mode de nutrition ou de leur déplacement. Pour de nombreux autres auteurs, la profondeur serait le facteur clé dans la répartition longitudinale des espèces de poissons (Schlosser, 1982 ; Mahon & Portt, 1985). Les juvéniles ou les individus de petite taille se rencontrent dans les eaux peu profondes. Les travaux de N'Dri (2020) dans le lac de Buyo, ont montré que la profondeur influence significativement la distribution des espèces *Bryconalestes longipinnis* et *Oreochromis niloticus*. La pente peut être un indicateur des conditions d'habitat qui déterminent la richesse et la composition des espèces en filtrant certaines espèces de poissons et en sélectionnant d'autres espèces (Poff, 1997). Camana *et al.* (2016) soulignent que la variabilité de la pente le long du profil peut être considérée comme une mesure de l'hétérogénéité de l'habitat des poissons. Elle influence la richesse en espèce de poissons dans un cours d'eau (Camana *et al.*, 2016). La conductivité et le taux de solides dissous agissent favorablement sur la répartition des espèces de poissons. Selon les travaux de Da Costa *et al.* (2000), la conductivité et le taux de solides dissous apparaissent comme étant les principaux facteurs discriminants des communautés de poissons dans les rivières Agnéby et Bia (Côte d'Ivoire). Dans le lac de barrage d'Ayamé, Kouamélan *et al.* (2005) ont aussi noté l'influence de la conductivité sur la distribution des poissons. De même que ceux d'Aboua (2012), ils ont aussi noté l'influence de la conductivité et du taux de solides dissous sur la distribution des espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Clarias anguillaris* dans le fleuve Bandama. Les sédiments argiles-limons fournissent des sites d'alimentation de plusieurs espèces de poissons. En effet, ces sédiments renferment des éléments nutritifs dont certaines espèces ont besoin pour leur survie (Aboua, 2012). La distribution des espèces *Lates niloticus* et *Hemichromis fasciatus* est principalement influencée par le substrat sableux et l'herbier de taille courte. Ces variables favoriseraient la production d'une importante source de nourriture pour ces prédateurs. En effet, le substrat de sable et l'herbier de taille courte représentent pour de nombreux organismes, dont le poisson, des sites pour l'alimentation, des

habitats pour le frai des poissons et des lieux pour le refuge des poissons (Kamdem Toham & Teugels, 1997 ; Gophen, 2016 ; N'Dri, 2020).

### **III.3.3. Conclusion partielle**

Le peuplement ichtyologique des zones littorales du lac de Buyo a été obtenu à partir de la vidéosurveillance. L'utilisation des caméras appâtées constitue une méthode non destructive qui a permis de faire l'inventaire qualitatif et quantitatif des communautés de poissons tout en les conservant dans leur milieu. Elle a également permis d'enregistrer des espèces de petites tailles. Cette méthode permet d'obtenir un échantillon représentatif des peuplements de poissons des zones littorales. De plus, les vidéos obtenues sont des enregistrements permanents, permettant des analyses comparatives futures et peuvent être utilisées pour des campagnes de sensibilisation du public.

### III.4. COMPORTEMENTS DES POISSONS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC DE BUYO

#### III.4.1. Résultats

##### III.4.1.1. Inventaire des espèces observées à l'aide de caméras non appâtées

La pose de caméras non appâtées dans la zone littorale du lac de Buyo a permis d'observer huit espèces de poissons qui ont fréquenté les zones littorales du lac de Buyo pour réaliser différents types de comportements (Tableau XVI). Ce sont : les espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus*, *Coptodon zillii*, *Enteromius macrops*, *Hemichromis bimaculatus*, *Hemichromis fasciatus*, *Lates niloticus*, *Oreochromis niloticus* (Tableau XVI).

Au niveau des stations Beablo (habitat dominé par un herbier clairsemé, voire absent) et Pk28 (habitat dominé par un herbier de taille courte) quatre espèces de poissons ont été recensées par station (Tableau XVI). Par contre, dans les stations Dera et Pk15 (habitats caractérisés par un herbier dense et de taille haute), cinq espèces de poissons ont été observées par station. La figure 57 présente quelques espèces de poissons observées au moyen des caméras non appâtées.

Tableau XVI: Liste des espèces de poissons observés dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) à l'aide de caméras non appâtées pendant la période de janvier à décembre 2020.

Espèces	Stations			
	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	+	-	-
<i>Bryconalestes longipinnis</i>	+	-	+	-
<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+
<i>Enteromius macrops</i>	-	+	+	+
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	-	-	-	+
<i>Hemichromis fasciatus</i>	-	-	-	+
<i>Lates niloticus</i>	-	+	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+	+
Total	08	4	5	4

+ = présence ; - = absence

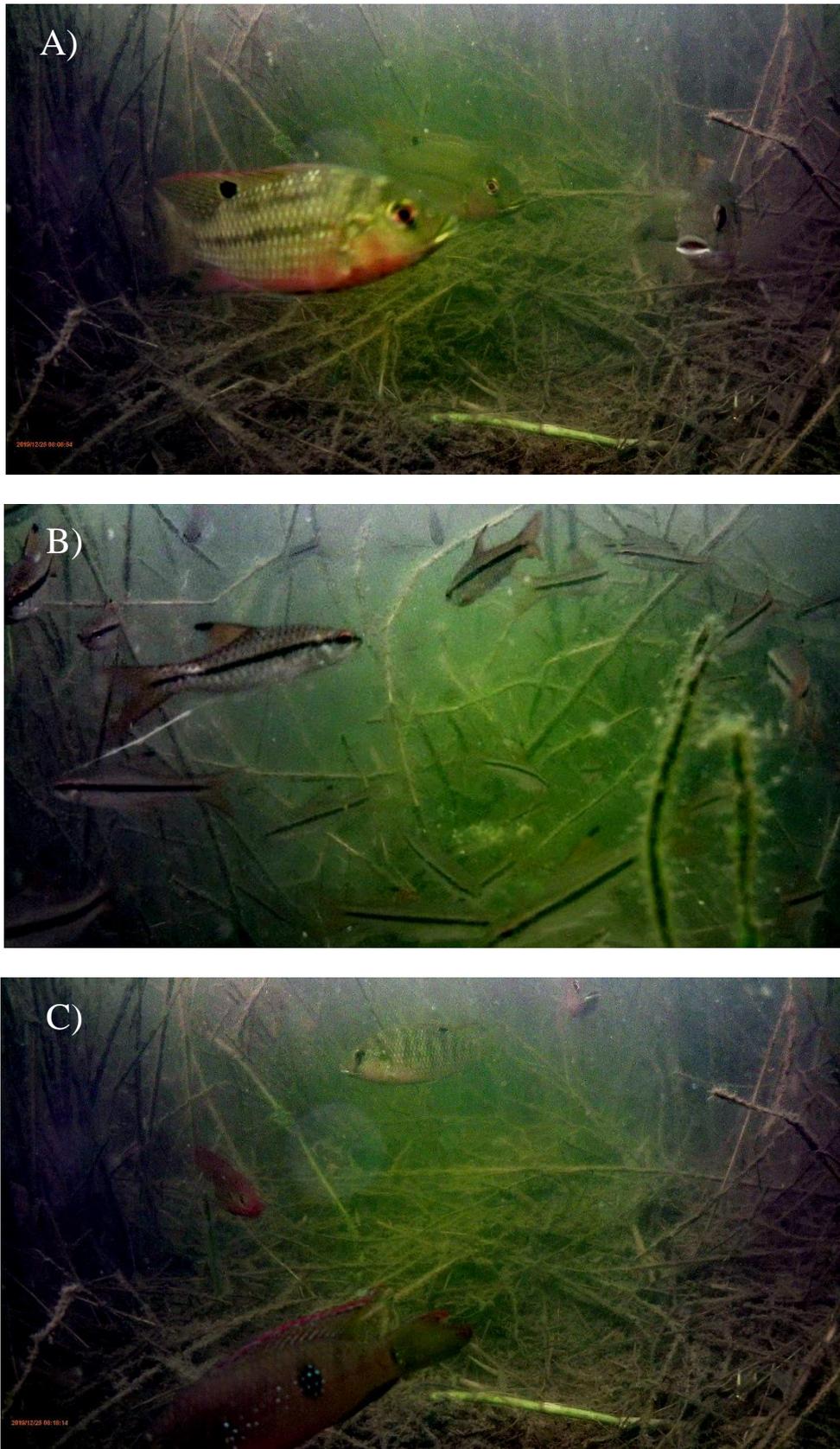


Figure 57 : Images de quelques espèces observées au moyen des caméras non appâtées

A = *Coptodon zillii* ; B = *Enteromius macrops* ; C = *Hemichromis bimaculatus*

### III.4.1.2. Comportements des poissons dans les habitats littoraux du lac de Buyo

#### III.4.1.2.1. Types de comportements adoptés par les poissons

La présente étude a permis d'identifier trois types de comportements réalisés par les poissons dans le champ de vision des caméras déployées (Figure 58). Il s'agit des comportements liés à l'alimentation, à la fuite et à la reproduction. Parmi les comportements observés dans la zone littorale du lac de Buyo, le comportement alimentaire est l'activité la plus observée dans le champ de vision des caméras déployées, avec un taux de 63,81 % sur l'ensemble des comportements réalisés par les poissons dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Figure 58). Ce comportement est suivi du comportement reproducteur qui totalise un taux de 32,23 % (Figure 58). Le comportement de fuite représente 3,94 % des comportements réalisés par les poissons observés dans le champ de vision des caméras déployées dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Figure 58).

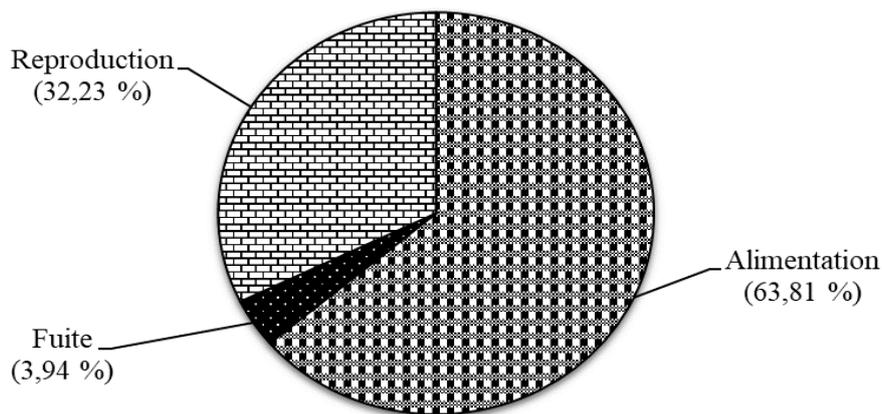


Figure 58 : Proportion des types de comportements observés dans la zone littorale du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Le comportement lié à l'alimentation s'est caractérisé par le prélèvement de la nourriture sur les herbiers, dans la colonne d'eau et sur le substrat (Tableau XVII). Le prélèvement de la nourriture sur les herbiers (62,12 %) a été l'activité alimentaire la plus observée chez les poissons. Concernant la reproduction, elle s'est définie par une garde parentale des œufs et des larves (59,61 %), par la construction des nids (30,57 %) et par la ponte et la fertilisation des œufs (9,82 %). Quant à la fuite, elle s'est traduite par l'éloignement (83,33 %) et le camouflage (16,67 %) des proies en approche des prédateurs.

Le tableau XVIII présente les types de comportement des poissons observés par station. Dans les stations Beablo et Pk28 deux types de comportements (alimentation et reproduction) ont été observés dans chacune des stations. Par contre, dans les stations Dera et

Pk15, trois types de comportements (alimentation, reproduction, fuite et prédation) ont été notés par station.

Tableau XVII: Proportion des différents types de comportements réalisés par les poissons dans l'ensemble des stations de janvier à décembre 2020.

Comportements observés	modalités observées	Proportions (%)
Comportement alimentaire	Prélèvement de nourriture sur les herbiers	62,12
	Prélèvement de nourriture dans la colonne d'eau	12,12
	Prélèvement de nourriture sur le substrat de fond	25,75
Comportement de reproduction	Garde parentale	59,61
	Construction des nids	30,57
	Ponte et fertilisation des œufs	9,82
Comportement de fuite	Eloignement	83,33
	Camouflage	16,67

Tableau XVIII: Liste des types de comportements réalisés par les poissons dans les différentes stations du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

Comportements observés	Stations			
	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
Comportement alimentaire	+	+	+	+
Comportement de fuite	-	+	-	+
Comportement de reproduction	+	+	+	+
Total	03	2	3	2

#### III.4.1.2.2. Types de comportements adoptés par espèce

Les espèces *Brycinus macrolepidotus*, *Hemichromis fasciatus* et *Lates niloticus* ont fréquenté les habitats littoraux du lac de Buyo pour se nourrir. Les espèces *Enteromius macrops*, *Bryconalestes longipinnis* et *Oreochromis niloticus* occupent également ces zones littorales pour s'alimenter et se protéger des prédateurs (Tableau XIX). Par ailleurs, l'espèce *Coptodon zillii* utilise ces habitats tant pour se nourrir que pour se reproduire et échapper aux menaces prédatrices. Quant à l'espèce *Hemichromis bimaculatus*, elle fréquente ces habitats pour se nourrir et se reproduire. Au total, huit espèces ont fréquenté les habitats littoraux du lac de Buyo pour se nourrir, quatre espèces pour s'abriter et deux espèces pour se reproduire (Tableau XIX).

Tableau XIX: Types de comportements réalisés par espèces dans les zones littorales du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier 2020 à décembre 2020.

Espèces	Alimentation	Fuite	Reproduction	Total
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	-	-	1
<i>Bryconamestes longipinnis</i>	+	+	-	2
<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	-	2
<i>Enteromius macrops</i>	+	+	-	2
<i>Hemichromis fasciatus</i>	+	-	-	1
<i>Lates niloticus</i>	+	-	-	1
<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	3
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	+	-	+	2

### III.4.1.3. Fréquence moyenne des types de comportements réalisés par chaque espèces

#### III.4.1.3.1. Fréquence totale des types de comportements

La fréquence totale des types de comportements réalisés par les poissons dans les habitats littoraux du lac de Buyo a révélé que *Coptodon zillii* réalise la plus grande fréquence avec une moyenne de  $5,72 \pm 0,21$  activités / heure (Figure 59). Elle est suivie des espèces *Oreochromis niloticus* ( $2,29 \pm 0,27$  activités / heure), *Enteromius macrops* ( $1,41 \pm 0,12$  activités / heure) et *Brycinus macrolepidotus* ( $0,83 \pm 0,08$  activité / heure). L’espèce *Lates niloticus* enregistre la plus faible fréquence moyenne avec  $0,05 \pm 0,01$  activités / heure.

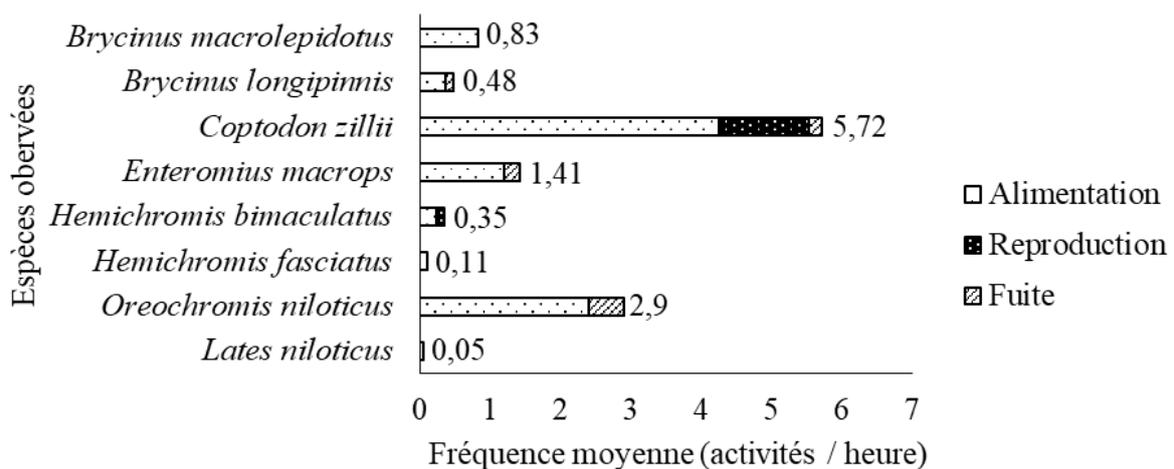


Figure 59 : Fréquence moyenne des activités réalisées par espèce dans l’ensemble des habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### III.4.1.3.2. Variation spatiale de la fréquence moyenne des types de comportements

La figure 60 montre la variation de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèces au niveau des différentes stations d'échantillonnage de la zone littorale du lac de Buyo. Chez *Coptodon zillii*, la fréquence moyenne des types de comportement observés est plus élevée ( $1,55 \pm 0,12$  activités / heure) à la station Dera et plus faible à la station Beablo ( $1,17 \pm 0,09$  activités / heure). Parmi les différents comportements réalisés par cette espèce, l'alimentation est le comportement le plus effectué (53,73 - 56,03%) dans toutes les stations, suivie de la reproduction (43,96 - 46,26 %).

Concernant l'espèce *Oreochromis niloticus*, la fréquence moyenne la plus élevée ( $0,86 \pm 0,17$  activités / heure) a été notée à la station Dera et la plus faible ( $0,55 \pm 0,13$  activités / heure) à la station Beablo. Le comportement alimentaire est l'activité la plus réalisée par cette espèce dans toutes les stations (90,12 - 100 %).

*Enteromius macrops* enregistre la plus grande fréquence moyenne ( $0,58 \pm 0,14$  activités / heure) des types de comportements à la station Pk28 et la plus petite ( $0,19 \pm 0,06$  activités / heure) est obtenue à la station Beablo. Les résultats de cette étude montrent que l'alimentation est l'activité la plus observée chez cette espèce dans la quasi-totalité des stations (64,58 – 100 %). Elle est suivie de la fuite qui a été observée aux stations Pk28 et Pk15 (17,24 – 35,41 %).

Chez *Brycinus macrolepidotus*, la fréquence moyenne des types de comportement est élevée ( $0,61 \pm 0,1$  activités / heure ; 100 %) à la station Beablo. Dans la station Dera, la fréquence moyenne est de  $0,22 \pm 0,03$  activités / heure représentant 100 %. Dans les stations Pk28 et Pk15, cette espèce n'a réalisé aucun comportement.

*Hemichromis fasciatus* enregistre une fréquence moyenne de  $0,11 \pm 0,01$  activités / heure soit 100 % (Figure 60). Le comportement réalisé par cette espèce est l'alimentation et est observé uniquement qu'à la station Pk15. Cependant, dans les autres stations, aucune activité n'a été observée.

En ce qui concerne *Lates niloticus*, le comportement alimentaire a uniquement été observé à la station Dera avec une fréquence moyenne de  $0,05 \pm 0,01$  activités / heure (100 % des activités réalisées).

*Bryconalestes longipinnis*, réalise la plus grande fréquence moyenne ( $0,34 \pm 0,08$  activités / heure) à la station Beablo, suivi de la station Dera avec une fréquence moyenne de  $0,16 \pm 0,03$  activités / heure.

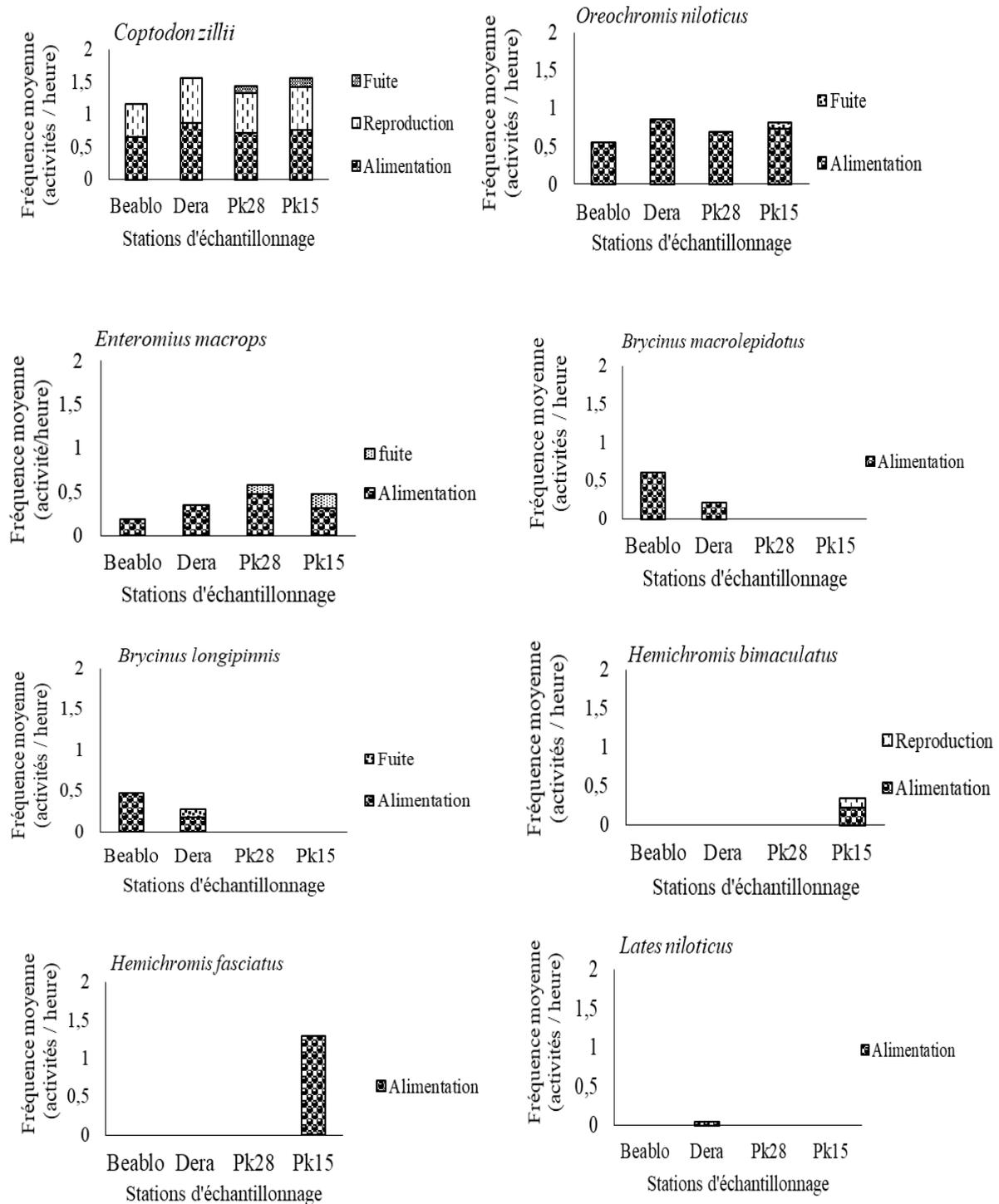


Figure 60 : Variation de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèce dans les différentes stations de la zone littorale du lac de Buyo (Côte d’Ivoire) de janvier 2020 à décembre 2020.

Quant à l’espèce *Hemichromis bimaculatus*, la fréquence moyenne ( $0,33 \pm 0,08$  activités / heure) a été uniquement enregistrée à la station Pk15. Le comportement alimentaire est le plus effectué (66,66 %) par cette espèce, suivi de la reproduction (33,34 %).

### III.4.1.3.3. Variation en fonction des saisons hydrologiques

La variation de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèce en fonction des saisons hydrologiques indique que *Coptodon zillii* réalise plus d'activité pendant la période des basses eaux comparée à celle des hautes eaux (Figure 61). L'alimentation est la principale activité effectuée par cette espèce en période des hautes eaux (63,41 à 79,56 %), tandis qu'en période des basses eaux, c'est la reproduction qui domine (48,33 à 73,91 %).

L'évolution des comportements observés par l'espèce *Oreochromis niloticus* indique qu'elle manifeste une plus grande activité durant les périodes des hautes eaux et moins d'activité pendant les périodes des basses eaux. Dans chaque station, cette espèce se nourrit presque toute l'année et atteint des fréquences moyennes élevées en période des hautes eaux (90,12 à 100 %) (Figure 61). Le comportement de fuite réalisé par cette espèce a été observé en période des hautes eaux uniquement à la station Pk15 (Figure 61).

La fréquence moyenne des types de comportements observés chez *Enteromius macrops* est plus élevée pendant les périodes des hautes eaux par rapport aux périodes des basses eaux (Figure 61). Parmi tous les comportements effectués par cette espèce, l'alimentation est la plus réalisée en période des hautes eaux, avec des valeurs qui passent de 66,33- 82,14 %.

En revanche, on a constaté le comportement de fuite de cette espèce dans les stations Dera et Pk15 pendant les périodes des hautes eaux (Figure 61).

En ce qui concerne l'espèce *Brycinus macrolepidotus*, les observations indiquent que la fréquence moyenne du comportement alimentaire est plus élevée en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux dans les stations Beablo et Dera (100 %) (Figure 61).

*Bryconalestes longipinnis* effectue plus d'activités en période des hautes eaux et peu d'activité en période des basses. L'alimentation est l'activité la plus réalisée par cette espèce, avec des valeurs de fréquence moyenne élevée en période des hautes eaux qu'en période des basses eaux (82,60 -100 %) (Figure 61).

La fréquence moyenne de l'espèce *Hemichromis bimaculatus* est élevée en période des hautes eaux et faible en période des basses eaux (Figure 61). L'alimentation est la plus effectuée durant les périodes hautes (100 %) alors qu'en période des basses eaux, la reproduction est la plus réalisée (100 %) (Figure 61). Les comportements alimentaires des espèces *Hemichromis fasciatus* et *Lates niloticus* ont été observés respectivement dans les stations Pk15 et Dera, pendant la période des hautes eaux (Figure 61).

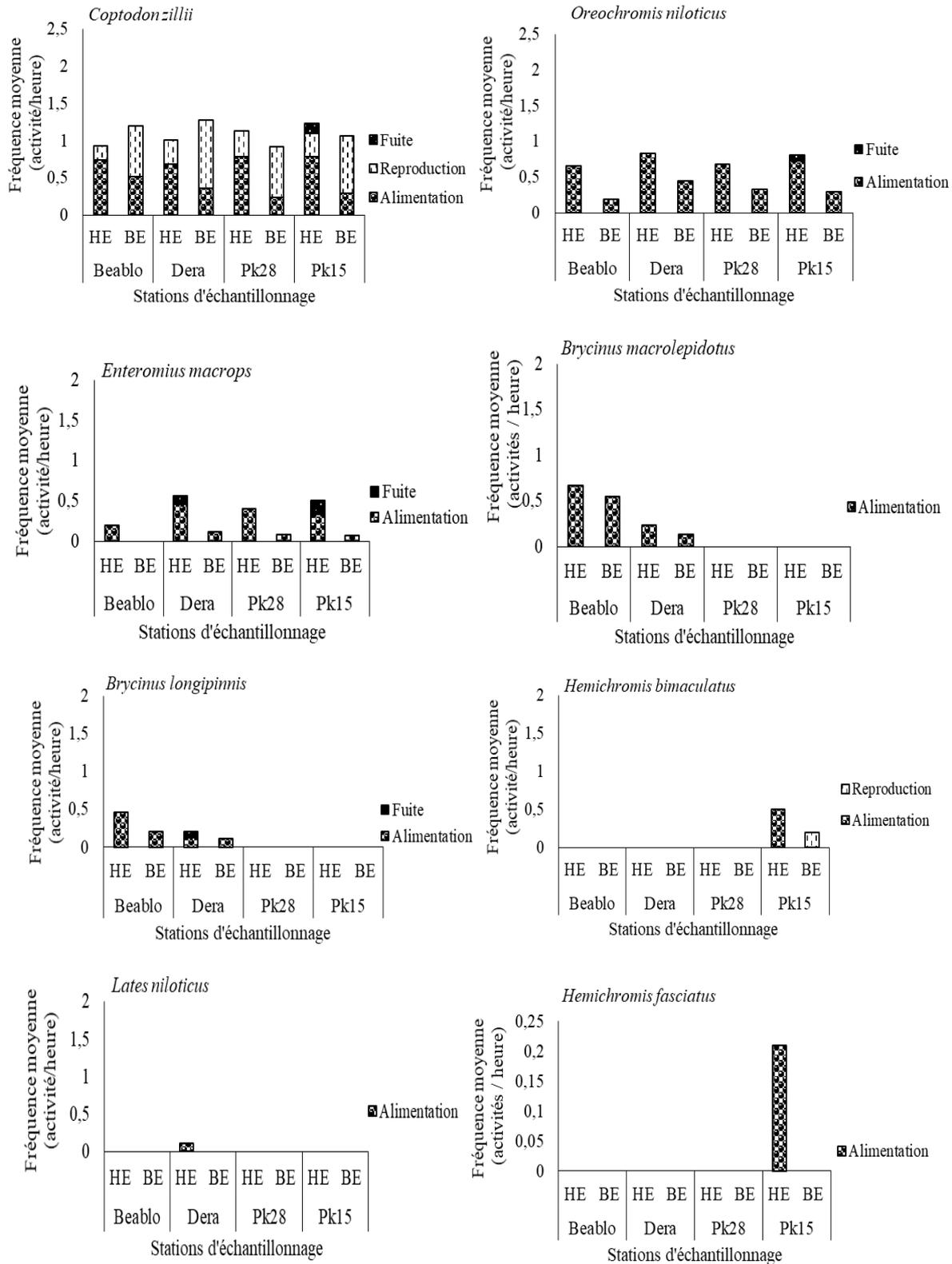


Figure 61 : Evolution de la fréquence moyenne des types de comportements réalisés par espèce en fonction des saisons hydrologiques des différents habitats littoraux du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) de janvier à décembre 2020.

### **III.4.2. Discussion**

La présente étude a permis d'observer huit espèces de poissons sur 18 qui fréquentent les habitats littoraux du lac Buyo pour réaliser leurs besoins. Ce résultat pourrait être attribué au retrait de l'appât sur les dispositifs d'observation déployés. En effet, l'ajout de l'appât sur les dispositifs de vidéosurveillance sous-marine produit une odeur qui attire les poissons dans le champ de vision des caméras, ce qui favorise l'observation de plusieurs espèces (Watson *et al.*, 2005 ; Cappo *et al.*, 2006). Cependant, l'utilisation de caméras sans appât permet d'observer de façon naturelle le comportement des poissons dans leur milieu (Zarco-Perello & Enriquez, 2019). Des résultats similaires ont été observés par Zarco-Perello & Enriquez (2019) dans le Parc national de Pueto Morelos, situé dans la partie la plus septentrionale de la barrière de corail méso-américaine.

La vidéosurveillance des habitats littoraux a permis d'identifier trois types de comportements réalisés par les espèces observées dans le champ de vision des caméras déployées. Les différents comportements réalisés par les poissons qui fréquentent les zones littorales du lac de Buyo sont : l'alimentation, la fuite et la reproduction. Ces résultats seraient liés à la complexité et à l'hétérogénéité des habitats littoraux du lac de Buyo qui offrent des conditions adéquates aux poissons pour réaliser leurs besoins.

Cette étude montre également que le comportement alimentaire (63,81 %) est l'activité la plus observée dans le champ de vision des caméras déployées. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'alimentation est un comportement qui se fait à tous les stades de développement des poissons qui fréquentent les habitats littoraux, alors que la reproduction est réalisée par les individus matures (Lauzanne, 1977 ; Blé *et al.*, 2008). Par ailleurs, ce type de comportement apporte à l'organisme les matériaux et l'énergie indispensables à la réalisation des autres comportements comme le déplacement, la reproduction, la défense du territoire (Winfield, 2004). En outre, cette prédominance du comportement alimentaire pourrait résulter d'une grande disponibilité des ressources alimentaires comme les insectes, le plancton, les feuilles, les fruits etc. au niveau des zones littorales qui représentent une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces de poissons (Konan, 2014 ; Sheaves *et al.*, 2016 ; N'Dri, 2020). Ces observations sont similaires à celles notées par Winfield (2004) dans les zones littorales des milieux lacustres situées au Royaume-Unis et par Sheaves *et al.* (2016) dans une forêt de mangrove située en Australie.

La faible proportion des comportements de fuite (3,94 %) serait liée à la présence de peu de piscivores dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Goli Bi *et al.*, 2019 ; N'Dri, 2020). Par ailleurs, cette faible proportion de la fuite serait liée à la profondeur à laquelle les

enregistrements ont été effectués. Selon de nombreuses études (McIvor & Odum, 1988 ; Ruiz *et al.*, 1993 ; Linehan *et al.*, 2001 ; Baker & Sheaves, 2007), le risque de la prédation dans les habitats aquatiques augmente avec la profondeur.

Les plus grands nombres d'espèces et de types de comportements observés dans les stations Dera et Pk15 seraient probablement liés à la configuration naturelle de ces zones, qui sont caractérisées par la présence d'herbiers denses et de tailles hautes. Ces herbiers offrent un environnement propice à la réalisation de tous les comportements observés, expliquant ainsi la diversité des espèces présentes. En effet, ces types d'habitat dans les zones littorales fournissent comparativement aux autres types d'habitats, plus de ressources alimentaires (Vono & Barbosa, 2001 ; Dembski *et al.*, 2005), stimulent le comportement de frai des poissons (Reid & Sydenham, 1979) et offrent une meilleure protection physique aux poissons qui fréquentent les zones littorales (Grimm, 1981 ; Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004 ; Enriquez & Pantoja-Reyes, 2005). Par conséquent, les comportements visant à modifier le couvert végétal de ces zones auront un impact négatif sur la structure de l'ichtyofaune mais également sur l'intégrité des plans d'eau.

*Coptodon zillii* est observée avec le plus grand nombre de types de comportement et la plus grande fréquence moyenne des activités dans la présente étude. De telles observations peuvent être attribuables à l'abondance élevée de cette espèce dans les habitats littoraux du lac de Buyo (Goli Bi *et al.*, 2019 ; N'Dri, 2020) et à la sédentarisation de cette espèce dans les habitats peu profonds (Gophen, 2016 ; N'Dri, 2020). En effet, les différents habitats visités sont caractérisés par une faible profondeur, contiennent périodiquement des végétaux et sont dominés par le sable, ce qui correspondrait au biotope de prédilection de cette espèce (c'est-à-dire un milieu dans lequel cette espèce retrouve toutes les conditions optimales lui permettant de réaliser ces besoins) (N'Dri, 2020).

Les comportements observés varient d'une espèce à une autre. Les résultats montrent que *Coptodon zillii* et *Hemichromis bimaculatus* se nourrissent plus en période des hautes eaux, et se reproduisent plus en période des basses eaux. Ces résultats sous-entendent que, dans ce milieu, *Coptodon zillii* et *Hemichromis bimaculatus* adoptent une stratégie comportementale adaptative en réponse à des contraintes environnementales particulières, surtout dans ce milieu où les paramètres environnementaux varient fortement en fonction des fluctuations du niveau d'eau. En effet, la montée des eaux approvisionne les habitats littoraux en ressource alimentaire en apportant d'importantes quantités de nutriments à travers la production de phytoplancton qui constitue une source de nourriture pour de nombreuses espèces de poissons (Ploskey, 1985). Cependant, lorsque le niveau d'eau baisse, certains

habitats majeurs (habitats végétalisés) sont perdus et la majorité des habitats qui apparaissent sont composés d'un substrat dominé par le sable, ce qui est adéquat à la construction des nids de ces espèces. Ces résultats sont concordants avec ceux obtenus par N'Dri (2020) dans le même milieu. Par ailleurs, les travaux de Plourde-Lavoie & Sirois (2016) ont montré que la zone littorale à substrat de sable représente le principal habitat de reproduction des poissons.

A l'instar de *Coptodon zillii* et *Hemichromis bimaculatus*, les espèces que sont : *Enteromius macrops*, *Oreochromis niloticus*, *Bryconalestes macrolepidotus*, *Bryconalestes longipinnis* et *Bryconalestes longipinnis* ont enregistré des valeurs élevées de la fréquence moyenne du comportement alimentaire en période des hautes eaux. L'utilisation de ces habitats comme site d'alimentation par les poissons serait liée à la forte disponibilité des ressources alimentaires à cette période. En effet, en période des hautes eaux, l'eau inonde les macrophytes qui se sont développés sur les berges pendant la période des basses eaux. Cette inondation offre aux zones littorales une diversité de microhabitats et de ressources alimentaires pour de nombreux poissons au cours des phases clés de leur cycle biologique (Reid & Sydenham, 1979) alors que le retrait brusque de l'eau entraîne une perte d'habitat et de nourriture. Des résultats similaires ont été obtenus par Castillo-Rivera (2013) dans un estuaire du Mexique. Cet auteur a enregistré une augmentation du rythme d'activité alimentaire durant les périodes des hautes eaux en raison, principalement, d'une plus grande disponibilité de nourriture à cette période. La montée des eaux rendrait ces aliments accessibles aux poissons, ce qui expliquerait la présence de ces espèces dans ce milieu. Ces résultats témoignent de l'importance des habitats littoraux du lac et de la nécessité de les protéger.

#### **III.4.3. Conclusion partielle**

La vidéosurveillance réalisée dans la présente étude a montré que huit espèces de poissons fréquentent les habitats littoraux du lac de Buyo pour se nourrir, s'abriter contre les prédateurs et pour se reproduire. De tous les comportements observés, l'alimentation domine avec 62,70 %. Les plus grands nombres d'espèces et de types de comportements ont été observés dans les stations Pk28 et Pk15. Parmi les espèces observées, *Coptodon zillii* est l'espèce qui réalise le plus de comportements et la plus grande fréquence moyenne des types de comportements observés

# **CONCLUSION**

L'analyse des paramètres physico-chimiques des quatre stations d'échantillonnage révèle que les paramètres abiotiques mesurés présentent une variabilité entre les stations et aussi en fonction du niveau de l'eau. Les eaux du littoral de ce lac sont relativement chaudes et faiblement minéralisées. La mesure du pH et de la profondeur indique des eaux légèrement acides à alcalines et peu profondes. Quant à l'oxygène dissous, il est compris entre 4,50 et 5,37 mg/L traduisant une bonne oxygénation du milieu. Les pentes mesurées dans toutes les stations du lac de Buyo sont plates ( $< 25^\circ$ ). Le substrat du littoral du lac est dominé par le sable (67,88 %). D'une façon générale, les variables environnementales du littoral du lac de Buyo tendent à montrer que les conditions sont propices à la vie aquatique, particulièrement en période de hautes eaux.

La présente étude a permis d'analyser les performances des caméras appâtées dans le lac de Buyo avant la réalisation de l'échantillonnage. Un test de visibilité a permis de constater que le niveau de visibilité des poissons par les caméras varie en fonction de la distance caméra-appât (CA) et de la profondeur. Ainsi, pour des distances CA de 30 et 50 cm, les poissons sont visibles à des profondeurs comprises entre 50 et 150 cm. Le test d'attractivité de l'appât a, quant à lui, montré que les sons de maïs et de riz ont attiré plus de poissons que les quatre autres appâts testés (45,80 %).

L'étude du peuplement par la méthode de la vidéosurveillance a permis de recenser 18 espèces de poissons réparties en 13 genres, 9 familles et 7 ordres dans l'ensemble des stations identifiées. Parmi les espèces identifiées, deux espèces sont introduites (*Oreochromis niloticus* et *Heterotis niloticus*) et une espèce a une affinité estuarienne et/ou marine (*Pellonula leonensis*). Les familles les plus diversifiées sont représentées par les Cichlidae avec 5 espèces, soit 27,77 %, les Cyprinidae (4 espèces, soit 22,22 %) et les Alestidae avec 3 espèces représentant 16,66 %. La station Beablo se distingue par une diversité élevée.

L'analyse du pourcentage d'occurrence des espèces montre que deux espèces, *Enteromius macrops* et *Coptodon zillii* sont constantes dans l'ensemble des stations d'échantillonnage du lac de Buyo. Par contre, les espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus* et *Brycinus* sp sont constantes seulement à la station Beablo.

En ce qui concerne les variations spatio-temporelles de la structure du peuplement, il apparaît que la richesse spécifique et l'abondance ne varient pas d'une station à une autre et d'une saison hydrologique à l'autre. Toutefois, ces paramètres ont enregistré des variations importantes en fonction de la fluctuation du niveau des eaux, avec des valeurs élevées en périodes de hautes eaux. Globalement, les valeurs élevées de ces paramètres pendant les

périodes de hautes eaux semblent refléter les conditions favorables à la vie que suggéraient les conclusions de l'analyse des variables environnementales.

L'analyse de l'organisation spatio-temporelle du peuplement a montré une faible variabilité des descripteurs tels que les indices de Shannon et d'équitabilité. Ce qui traduit une certaine stabilité de la communauté piscicole du lac de Buyo. L'étude quantitative indique que les familles des Cyprinidae, des Cichlidae et des Alestidae sont les plus abondantes. Au niveau des espèces c'est *Enteromius macrops* et *Coptodon zillii* qui dominent.

Certains paramètres physico-chimiques mesurés que sont la température, le pH, le taux de solides dissous, la conductivité, la profondeur, la transparence, l'oxygène dissous, la pente et la nature du substrat (sable, gravier et argile +limon) influencent fortement la distribution des espèces de poissons dans le littoral du lac de Buyo. D'autres paramètres, à savoir certains descripteurs de l'habitat tels que le recouvrement en fonction de la densité de l'herbier (dense, clairsemé, très faible) et le recouvrement en fonction de la taille de l'herbier (haute et courte), les débris végétaux et les roches influencent également la distribution des espèces.

Du point de vue comportemental, les enregistrements ont montré que huit espèces de poissons fréquentent les habitats littoraux du lac de Buyo pour se nourrir, s'abriter contre les prédateurs et pour se reproduire. Parmi ces comportements identifiés, l'alimentation est la plus observée dans le champ de vision des caméras déployées. Les plus grands nombres d'espèces et de types de comportements ont été observés dans les stations Pk28 et Pk15. Parmi les espèces observées, *Coptodon zillii* est l'espèce qui réalise le plus de comportements et la plus grande fréquence moyenne des types de comportements observés. Nos observations ont montré que les comportements observés varient d'une espèce à une autre. Les espèces *Coptodon zillii* et *Hemichromis bimaculatus* se nourrissent plus en période des hautes eaux et se reproduisent plus en période des basses eaux. En outre, toutes les espèces qui se nourrissent dans ce milieu s'alimentent plus en période des hautes eaux. Les résultats de cette étude sont particulièrement importants pour les chercheurs, car la méthode d'échantillonnage utilisée a permis d'obtenir un échantillon représentatif des peuplements de poissons des zones littorales.

### **Recommandations**

En fonction du niveau d'eau, les zones littorales sont utilisées par les poissons pour des raisons spécifiques. Ainsi, en période des hautes eaux, elles offrent aux poissons différents types d'habitats propices à leur alimentation, à leur reproduction et des abris contre les prédateurs.

Par conséquent, il est important de mettre en place des programmes de formations sur l'importance des zones littorales et d'encadrer l'ensemble des activités anthropiques exercées

sur ces zones. C'est pourquoi nous recommandons aux autorités compétentes de protéger les zones littorales du lac de Buyo. En outre, faudrait-il interdire le désherbage des zones littorales pendant la montée des eaux afin de conserver la structure des différents types d'habitats qui existent dans cette partie du lac.

En période des basses eaux, les zones littorales des stations échantillonnées sont plus utilisées pour la reproduction. En conséquence, durant cette période, la pêche dans ces territoires devrait être prohibée, car la zone littorale est parfois le seul moyen de préserver le potentiel de reproduction d'une ressource halieutique, un prérequis crucial pour son exploitation durable.

Il faut également associer la population riveraine dans la gestion et le contrôle des zones littorales du lac de Buyo et aussi développer des micro-projets, selon les besoins des populations de la zone périphérique du parc, pour diversifier les activités des populations qui ont pour principale activité la pêche.

### **Perspectives**

Les habitats littoraux du lac de Buyo jouent un rôle important dans le cycle de vie de plusieurs espèces de poissons. L'utilisation des caméras comme méthode d'échantillonnage dans la présente étude a permis d'identifier 18 espèces de poissons dans les zones littorales du lac de Buyo. En vue de connaître les espèces qui fréquentent cette zone, il apparaît important de faire des échantillonnages de jour comme de nuit afin d'établir une base de données sur les poissons qui occupent les zones littorales pendant les périodes nocturnes.

La présente étude révèle que les poissons utilisent les habitats littoraux de lac de Buyo pour des raisons spécifiques, à savoir : se nourrir, se reproduire et s'abriter contre les prédateurs. Des études similaires pourraient être envisagées dans les zones pélagiques afin d'identifier les espèces qui utilisent ces zones et de connaître le modèle d'utilisation de ces zones par les poissons. La connaissance du réseau trophique des poissons pourrait permettre également de connaître les différentes espèces qui colonisent les zones littorales.

**REFERENCES**

- Abo KJ-B, Konan YA, Monney AI, N'Dri OR. & Koné T. (2022). Utilisation de caméras appâtées pour le suivi de la faune ichtyologique du Lac de Buyo (Bassin du Sassandra, Côte d'Ivoire). *REB-PASRES*, 6(2) : 47-58.
- Aboua B.R.D., N'zikonan G., Kouamelan P.E., Berte S. & Bamba M. (2010). Organisation spatiale du peuplement de poissons dans le Bandama. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(5) : 1480-1493.
- Aboua B.R.D. (2012). Développement d'un indice d'intégrité biotique piscicole pour la préservation de la biodiversité du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat (Hydrobiologie), Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 227 p.
- Adite A. & Winemiller K.O. (1997). Trophic ecology and ecomorphology of fish assemblages in coastal lakes of Benin, West Africa. *Ecoscience*, 4(1) : 6-23.
- Adou C.Y., Blom E.C., Dengueadhé K.T.S., Van Rompaey R.S.R.R., N'guessan E.K., Wittebolle G. & Bongers F. (2005). Diversité floristique et végétation dans le Parc National de Taï, Côte d'Ivoire. Abidjan, Tropenbos- Cote d'Ivoire Série 5, 92 p.
- Adou Y.E., Blahoua K.G., Gogbé Z.M. & N'Douba V. (2018). Caractérisation Physico-Chimique des eaux d'un lac Situé Entre deux Barrages Hydroélectriques : Lac d'Ayamé 2 (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 149(4) : 451-461.
- Agence de l'eau. (1999). Projet de loi de Finances, Imprimerie Nationale. (Editions), Paris (France), 89 p.
- Agostinho A.A., Thomaz S.M., Gomes L.C. & Baltar S. (2007). Influence of the Macrophyte *Eichhornia azurea* on Fish Assemblage of the Upper Parana River Floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology*, 41(4) : 611- 619.
- Aké A.L. & Pfeffer P. (1975). Etude d'aménagement touristique du Parc National de Taï. Tome 2: Inventaire de la flore et de la faune. BDPA, Paris (France), pp 58.
- 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(3) : 231-250.
- Aliko N.G, Da Costa K.S., Konan K.F., Ouattara A. & Gourène G. (2010). Fish diversity along the longitudinal gradient in a man-made lake of West Africa, Taabo hydroelectric reservoir, Ivory Coast. *Ribarstvo*, 68(2) : 47-60.

- Aliko N.G. (2012). Peuplement ichtyologique du lac de barrage de Taabo (bassin du Bandama, Côte d'Ivoire) : diversité taxonomique, structure des populations et production exploitée. Thèse de Doctorat (Hydrobiologie), Université Nangui Abrogoua (Abobo-adjamé, Côte d'Ivoire), 153 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*, 3(02): 86 - 96.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, 3: 201-213.
- Armstrong J.D., Bagley P.M. & Priede I.G. (1992). Photographic and acoustic tracking observations of the behaviour of the grenadier *Coryphaenoides (Nematonurus) armatus*, the eel *Synaphobranchus bathybius*, and other abyssal demersal fish in the North Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 112: 535-544.
- Anderson M.R. & Kalff J. (1988). Submerged aquatic macrophytes biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshwater Biology*, 19: 115-121.
- Anderson Y.K., Aristide K.Y., Mamadou B., Gervais N.K., & Tidiani K., (2021). Impact des aménagements hydroélectriques sur le peuplement des poissons du lac de barrage de Buyo et de la zone périphérique (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 17(40): 273-296.
- Angermeier P.L. & Karr J.R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117-135.
- Arab A., Lek S., Lounaci A. & Park Y.S. (2004). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 40 :317-327.
- Bakayoko A. (2005). Influence de la fragmentation forestière sur la composition floristique et la structure végétale dans le sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 258 p.
- Baker C.D. & Schmitz E.H. (1971). Food habits of adult gizzard and threadfin shad in two Ozark reservoirs In: G.E. Hall editor] Reservoir fisheries and limnology. Special Publication 8, *American Fisheries Society*, Washington, D.C, (Etats-unis), p 3-11.
- Baker R. & Sheaves M. (2007) Shallow-water refuge paradigm: conflicting evidence from tethering experiments in a tropical estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 349: 13–22.

- Balogun J.K. (1986). Fish distribution in Kainji Lake, Nigeria. *Journal of fish biology*, 29(4): 489-498.
- Balogun J.K. (2005). Fish distribution in a small domestic water supply reservoir: A case study of Kangimi Reservoir, Kaduna, Nigeria. *Journal Applied Sciences Environnement*, 9(1): 832-837.
- Bandara N.S.K.V. & Amarasinghe U.S. (2017). Factors Related to Nesting Sites of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758; Cichlidae) in Irrigation Reservoirs, Sri Lanka. *Asian fisheries science*, 30: 319–335.
- Barbier B. (1985). Les techniques de capture. Engins passifs : les filets maillants. In Gerdeaux D. & Billard R. (Editions.). *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*. INRA, Paris, (France), p 81-90.
- Barko J.W. & Smart R.M. (1983). Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology*. 71: 161-175.
- Barko J.W., Gunnison D. & Carpenter S.R. (1991). Sediment interacters with submerged macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41: 41-65.
- Basavaraja D., Narayana J., Kiran B.R. & Puttaiah E.T. (2014). Fish diversity and abundance in relation to water quality of Anjanapura reservoir, Karnataka, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 3: 747-757.
- Beauchamp D.A., Byron E.R. & Wurtsbauch W.A. (1994). Summer habitat use by littoral-zone fishes in Lake Tahoe and effects of shoreline structures. *North American Journal of Fisheries Management*, 14:385-394.
- Bennion H., Monteirh D. & Appelby P. (2000). Temporal and geographical variation in lake trophic status in the English Lake District: evidence from (sub) fossil diatoms and aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*. 45 : 394-412.
- Bernard C., Humbert J.F., Montuelle B., Quiblier C., & Troussellier M. (2016). Paramètres pour la surveillance des cyanobactéries & cyanotoxines et notion d'indicateurs, Université de Daloa, Formation université de Daloa, Programme Wasaf/ AFD, Institut Pasteur, Côte d'Ivoire, p 380-443.
- Biesel J.N., Usseglio-Polatera P. & Moreteau J.C. (2000). The spatial Heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422: 163-171.
- Binder T.R., Thompson H. T., Muir A. M., Riley S. C., Marsden J. E., Bronte C. R. & Krueger C. C. (2015). New insight into the spawning behavior of Lake Trout,

- Salvelinus namaycush, from a recovering population in the Laurentian Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes*, 98: 173-181.
- BFWR (Biotactic Fisheries and Wildlife Research). (2014). Carp Cam. Disponible: [biotactic.com/bravo/archive/CarpCam/carpcam.htm](http://biotactic.com/bravo/archive/CarpCam/carpcam.htm).
- Blé M.C., Alla Y.L. & Kervarec F. (2008). Régimes alimentaires de trois principales espèces piscicoles élevées en Côte d'Ivoire. *Fiche technique et Documents de Vulgarisation* : 10-14.
- Blott S.J., Pye K. & Gradistat A. (2001). Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237-1248.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & Groenendael J.M.V. (2001). Constructed shallow zones along navigation canals: vegetation establishment and change in relation to environmental characteristics. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 453-471.
- Boesch C. & Boesch A.H. (2000). The Chimpanzees of the Tai Forest: Behavioural Ecology and Evolution. Oxford University Press, 326 p.
- Bouchereau J.L. (1997). Biodiversity of tactics used by three Gobiidae (Pisces, Teleostei): *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770), *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838), *Gobius niger* (Linnæus, 1758), to survive in a Mediterranean lagoon environment. *Oceanological Studies*, 2(3): 153-170.
- Bouchereau J.L., Durel J.S., Guelorget O. & Rey-Nau L.L. (2000). L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paralique marocain : la lagune de Nador. *Marine Life*, 10 : 69-76.
- Bouscasse H., Defrance P., Duprez C., Strosser P., Beley Y. & Morardet S. (2011). Evaluation économique des services rendus par les zones humides. Enseignements méthodologiques de monétarisation. Rapport technique, 220 p.
- Branchu P., Bergonzini L., Benedetti Ambrosi J-P. & Klerkx J. (2005). Sensibilité à la pollution méthanique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi). *Revue des Sciences de l'eau*, 18 : 161-180.
- Brind'Amour A. (2005). Arbre de régression multivariable : application à une communauté de poissons littoraux d'un lac du Bouclier canadien. Comptes rendus des 12 èmes rencontres de la Société Francophone de Classification, Quebec (Canada). 5 p.

- Brosse L. (2003). Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde : Relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. Thèse de doctorat Université Paul Sabatier, 258p.
- Bruton M.N. & Gophen M. (1992). The effect of environmental factors on the nesting and courtship behaviour of *Tilapia zillii* in Lake Kinneret (Israel). *Hydrobiologia*, 239: 171-178.
- Bundy A. (2005). Structure and functioning of the eastern Scotian Shelf ecosystem before and after the collapse of groundfish stocks in early 1990s. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1453-1473.
- Byanikiro R.M., Busanga A.K. & Micha J-C. (2022). Ecologie et Répartition Spatiale des Peuplements des Siluriformes dans deux Rivières Forestières Yoko et Biaro (Province Tshopo, Fleuve Congo, R.D. Congo). *European Scientific Journal (ESJ)*, 18(30) : 114-141.
- Caffrey J.M. (1993). Aquatic Plant Management in Relation to Irish Recreational Fisheries Development. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 162-168.
- Camana M., Dala-Corte R.B. & Becker F.G. (2016). Relation between species richness and stream slope in riffle fish assemblages is dependent on spatial scale. *Environmental Biology of Fishes*, 99: 1-13.
- Cambray J.A. (1983). The feeding habits of minnows of the genus *Barbus* (Pisces, Cyprinidae) in Africa, with special reference to *Barbus anoplus* Weber. *Journal. Limnological Society of southern Africa*, 9(1): 12-22.
- Cappo M. & Brown I. (1996). Evaluation of sampling methods for reef fish populations of commercial and recreational interest. CRC Reef Research Centre, *Technical Report N°6*, Townsville, CRC Reef Research Centre, 72 p.
- Cappo M., Speare P., & De'ath, G. (2004). Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302: 123–152.
- Cappo M., Harvey E. & Shortis M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques - an overview. *Australian Society for Fish Biology*, 123: 101-114.
- Castillo-Rivera M. (2013). Influence of rainfall pattern in the seasonal variation of fish abundance in a tropical estuary with restricted marine communication. *Journal of Water Resource and Protection*, 5: 311-319.

- CCME. (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique, 7 p.
- Chang E.K.M. & Fu Y.F. (2002): Interdecadal variations in Northern Hemisphere winter storm track intensity. *Journal of Climate*, 15: 642-658.
- Chappaz R., Brun G. & Olivari G. (1989). Contribution à l'étude du régime alimentaire, de la croissance et de la fécondité de la perche (*Perca ! Juviatilis L.*) dans un lac oligotrophe de région tempérée. *Sciences de l'eau*, 2 : 95-107.
- Chick J.H. & McIvor C.C. (1997). Habitat selection by three littoral zone fishes: Effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. *Ecology of Freshwater Fish*, 61: 27-35.
- Chikou A., Lalèyè P.A., Raemakers V., Vandewalle P. & Philippart J-C. (2008). Etude de l'âge et de la croissance chez *Clarias gariepinus* (Pisces, Clariidae) dans le delta de l'Ouémé au Bénin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 2(2) : 157-167.
- Clarke C., Lea J. & Ormond R. (2012). Comparative abundance of reef sharks in the western Indian Ocean. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, Cairns (Australia), p 9-13.
- Clua E., Legendre P., Vigliola L., Magron F., Kulbicki M., Sarramegna S., Labrosse P. & Galzin R. (2006) - Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 333: 219-230.
- Cocheret de la Morinière E., Nagelkerken I., Van Der Meij H. & Van der Velde G. (2004). What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Marines Biology*, 144: 139-145.
- Craig J.F. (1980). Sampling with traps. In T.BACKIEL & Welcomme R.L. (Eds). Guidelines for sampling fish in inland Waters. FAO. EIFAC. *Technical paper*, 33:55-70.
- Crowder L.B. & Cooper W.E. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63 : 1802-1813.
- CSP (1991). Etude piscicole et halieutique des lacs du Carlite. Département des Pyrénées Orientales. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche, annexes, 16 p.
- Da Costa K.S., Gourène G., Tito De Morais L. & Thys van den Audenaerde D.F.E. (2000). Caractérisation des peuplements ichtyologiques de deux fleuves côtiers ouest

- africains soumis à des aménagements hydroagricoles et hydroélectriques. *Vie et milieu*, 50 : 65-77.
- Dahm E. (1980). Sampling with active gear. In: Guidelines for sampling fish in inland waters FAO. *EIFAC Technical Paper* N°33. Backtel T. & Welcomme R.L. (Editions), Rome (Italy), p 71-89.
- Dajoz R. (2006). Précis d'Ecologie. Ecologie fondamentale et appliquée 7ème édition, Dunod, Paris (France), 615 p.
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., Capet Y., Deboudt P.H., Desroy N., Dewarumez J.M., Dubrulle J.B., Ghezali M., Guillaumont B., Le Pennec N., Lozachmeur O., Meur-Ferec C., Ruz M.H., Mesnard A.H., Pouille X. & Videment L. (2002). Gestion intégrée des zones côtières : *outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel. Patrimoine Naturel*, n° 57, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris (France), 346 p.
- Day R.T., Keddy P.A., Mc Neill J. & Carleton T. (1988). Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology*, 69 : 1044 -1054.
- Degiorgi F., Gubillard J., Grandmottet J.P. & Gerdeaux D. (1993). Les techniques d'étude de l'ichtyofaune lacustre utilisées en France : bilan et perspectives. *Hydroecologie Appliquée*, 5: 27-42.
- Delage V. (2002). La végétation en bordure des cours d'eau : Rôle et méthodes de gestion. Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska (COGEBY). Saint-Hyacinthe, 28 p.
- Delage N., Cachot J., Rochard E., Fraty R. & Jatteau P. (2014). Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. *Journal of Applied Ichthyology*, 30 : 1195-1202.
- Dembski S. (2005). Stratégies d'occupation spatiale en milieu lacustre. Thèse de Doctorat, Université de Metz, (France), 241 p.
- Dietoa Y.M., Da Costa K.S. & Gourène G. (2006). Ecologie alimentaire de *Brycinus macrolepidotus* (Pisces ; Alestidae) dans le bassin de la Bia (Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, 18 (2) : 125-134.
- Dietoa Y.M., Gourène G. & Ouattara A. (2007). Habitudes alimentaires de *Bryconalestes longipinnis* dans le complexe fluvio-lacustre de la Bia, Côte d'Ivoire. *Belgian Journal of Zoology*, 137 (1) : 3-9.
- Diouf (1994). Techniques d'échantillonnage des peuplements de poissons, 18p.

- Djene K.L. (2020). Diversité des macroinvertébrés et leur utilisation dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques urbains de daloa (centre-ouest, côte d'ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa, 175p.
- Duarte C.M. & Kalff J. (1990). Patterns in the submerged macrophytes biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 357-363.
- Dubois J.A. & Dziedzic A. (1989). L'acoustique passive appliquée à l'étude du comportement des corégones (*Coregonus sp. et C. lavaretus*) durant la reproduction en milieu naturel. *Revue des sciences de l'eau*, 2: 847-858.
- Dufrêne M. (1992). Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Thèse de Doctorat, Université Catholique de Louvain, Belgique, 194 p.
- Elouard J.M. (2001). Valeur, Erosion et Avenir de la Biodiversité Aquatique. In : Biodiversité et Biotypologie des eaux Continentales de Madagascar. Laboratoire de recherche sur les Systèmes Aquatiques et leur Environnement, CNRE : IRD. Elouard J.M. & Gibon F.M. (Editions), (France), p 339-357.
- Enríquez S. & Pantoja-Reyes N.I. (2005). Form-function analysis of the effect of canopy morphology on leaf self-shading in the seagrass *Talassia testudinum*. *Oecologia* 145: 235-243.
- Favaro B., Lichota C., Cote I.M. & Duff S.D. (2012). TrapCam: an inexpensive camera system for studying deep-water animals. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 39-46.
- Ferreira T.M. (1994). Aquatic and marginal vegetation of the River Divor and its relation to land use. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25 : 2309–2315.
- Fortin R., Dumont P., Fournier H., Cadieux C. & Villeneuve D. (1982): Reproduction et force des classes d'age du Grand Brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut Richelieu et la baie Missisquoi. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 227-240.
- Foucault A. & Raoult J.F. (1995). Dictionnaire de Géologie. Editions Dunod, 375 p.
- Freshwater S. (2004). Guide to Lake Protection and Management, 2nd edition. *Minnesota Pollution Control Agency. Excelsior, Minnesota*. 27 p.
- Friedlander A.M. & De Martini E.E. (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian Islands; the effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 224: 1-30.

- Froese R. & Pauly D. (2021). FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- Gafny S., Gasith A. & Goren M. (1992). Effect of water level fluctuation on shore spawning of *Mirogrex terraesanctae* (Steinitz) (Cyprinidae) in Lake Kinneret, Israel. *Journal of Fish Biology*, 41: 863-871.
- Gasith A. & Gafny S. (1990) Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone. In: Tilzer MM, Serruya C (Edition) Large lakes: ecological structure and function. Springer, Berlin, (Allemagne), p 156-171.
- Gerdeaux D. (1985). Techniques d'échantillonnage. Les engins actifs : chaluts et sennes In : Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. D. Gerdeaux & Billard R. (Editions.). ESTRA, Paris (France), p 91-105.
- Gillet C. (2001) Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In: Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles INRA. Gerdeaux D. (Editions), Paris (France), p 241-282.
- Glassman D.M., Chhor A., Vermaire J.C., Bennett J.R., & Cooke S.J. (2022). Does bait type and bait container configuration influence the performance of remote underwater video systems in temperate freshwater lakes for assessing fish community structure? *Hydrobiologia*, 849(9) : 1-14.
- Golé-Bi G., Kouassi J.D. & Sérikpa D. (2004). Contribution socio-économique de la pêche artisanale en Côte d'Ivoire. FAO, Rapport d'étude, DFID/PMEDP: 105 p.
- Goldman C.R. & Home A. (1983). Limnology. McGraw-Hill Book Co. (Editions), New York (Etats-unis), 464 p.
- Goli Bi B.E.P., Kamelan T.M., Kien K.B., Berté S. & Kouamélan E.P.(2019). The spatiotemporal Dynamics of the fish assemblage of the man-made Lake Buyo (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 11(3): 72-85.
- Goloma S. & Symoens J.J. (1990). Caractéristiques physiques et chimiques de quelques cours d'eau de Kisangani (Zaïre). *Bulletin des Séances Académie Royale, Sc. Outre-Mer*, 35: 145-157.
- Gophen M. (2016). Study on the biology of *Tilapia zillii* (Gervais, 1948) in Lake Kinneret (Israel). *Open Journal of Ecology*, 6: 167-175.

- Goual W. (2019). Analyse de l'influence de la chronologie des travaux et des terrassements sur la stabilité des rives de barrage en terre. Mémoire de Master, Université Abou Bekr Belkaid- Tlemcen, 93p.
- Grimm M.P. (1981). The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands with special reference to factors influencing pike biomass. *Fisheries Management*, 12: 61-77.
- Guillaumet J.L. (1967). Recherche sur la végétation et la flore de la région du Bas Cavally (Côte d'Ivoire). Mémoire ORSTOM n°20, ORSTOM, Paris, 259 p.
- Guillaumet J.L. & Adjanooun E. (1971). La végétation *in* : Le milieu naturel de côte d'ivoire. Mémoire orstom. Avenard J.M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.L., Adjanooun E. & Perraud A. (Editions), Paris (France), 50: 161-262.
- Guillaumet J.L. (1994). La flore *in* : Le Parc national de Tai, Côte d'Ivoire I. Synthèse des connaissances. Tropenbos Série 8, Tropenbos. Riezebos E. P. Vooren A. P. & Guillaumet J. L (Eds.), Wageningen (Hollande), pp 68-73.
- Gwahaba J.J. (1975). The distribution, population density and biomass of fish in an equatorial lake, Lake Georges, Uganda. *Proceedings of the Royal Society*, London, 190: 393-414.
- Hade A. (2002). Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Éditions Fides, 360 p.
- Hall-Spencer J.M. & Moore P.G. (2000). Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1407-1415.
- Hammar L., Andersson S., Eggertsen L., Haglund J., Gullström M., Ehnberg J. & Molander S. (2013). Hydrokinetic turbine effects on fish swimming behaviour. *PLoS One*, 8: 84-141.
- 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.
- Hamley J.M. (1980). Sampling with gillnets.. In T. BACKJEL & R.L. WELCOMME (Eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. *Technical Paper*, 33: 37-53.
- Hara T.J. (2011). Smell, taste and chemical sensing. In: Encyclopedia of fish physiology: from genom to environment, vol 1. *Academic Press/Elsevier*. Farrell A.P. (Editions.) London (Angleterre)/ Amsterdam (Hollande), p 183-235.

- Harasti D., Gallen C., Malcolm H., Tegart P. & Hughes G. (2014). Where are the little ones: distribution and abundance of the threatened Serranid *Epinephelus daemeli* (Günther, 1876) intertidal habitats in New South Wales, Australia? *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 1007-1015.
- Harbott B.J. (1982). Studies on the feeding activities of *Sarotherodon niloticus* L. in Lake Turkana ». In HOPSON A.J., éd. : Lake Turkana. A report of the findings of the Lake Turkana Project 1972-1975. London, Overseas Development Administration, pp 1357-1368.
- Hartley W.G. (1980). The use of electrical fishing for estimating stocks of freshwater fish. p. 91-95. In Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. *EIFAC Technical Paper* 33. T. Backtel & Welcomme R.L. (Editions), Rome (Italy), pp 176.
- Harvey E.S. & Shortis M. R. (1996). A system for stereo-video measurement of sub-tidal organisms. *Journal of the Marine Technology Society*, 29 : 10-22.
- Hayes J.W. (1987). Competition for spawning space between brown (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in a Jake inlet tributary, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 40-47.
- Heikinheimo-Schmid O. (1985). The food of whitefish (*Coregonus lavaretus*) in: two neighbouring lakes, one regulated and the other natural. In: Habitat modification and freshwater fisheries. ALABASTER J. S. (Editions), London (Angleterre), pp 186-194.
- Heithaus M.R., Marshall G.J., Buhleier B.M. & Dill L.M. (2001). Employing Crittercam to study habitat use and behavior of large sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 20:307-310.
- Helfman G.S. (1983). Underwater methods. In Fisheries techniques. *American Fisheries Society*, Bethesda. Nielsen L. A. & Johnson D.L. (Editions.), Maryland (Etats-unis), p 349-369.
- Hickford M.J.H. & Schiel, D.R. (1995). Catch vs count: effects of gill-netting on reef fish populations in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 188: 215-232.
- Hill M.O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- Hubert A., Ragueneau O., Sansjofre P. & Tréguier A.M. (2015). “Exploration de controverses socio-scientifiques en sciences de la mer et du littoral: une unité d’enseignement

- interdisciplinaire associant doctorants et étudiants de Master,” in Actes du VIII colloque Questions de Pédagogie dans l’Enseignement Supérieur Brest (France) : 509-519.
- Hugueny B. & Pouilly M. (1999). Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 54(6):1310-1325.
- Hung C-C., Tsao S-C., Huang K-H., Jang J-P., Chang H-K. & Dobbs F.C. (2016). A highly sensitive underwater video system for use in turbid aquaculture ponds. *Sciences Report*, 6: 31810; doi: 10.1038/srep31810.
- Hutchinson G.E. (1975). A treatise on Limnology: III. Limnological botany. John Wiley & Sons, Inc. New York, 660 p.
- Hyslop E.J. (1980). Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- IBGE (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l’Environnement. Observatoire des Données de l’Environnement, 16 p.
- Illies J. & Botosaneanu L. (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 12: 1-57.
- Jennings S. & Kaiser M.J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34:201-352.
- Jensen K.W. (1957). Determination of age and growth of *Tilapia nilotica* (L), *Tilapia galileaus* (Act.), *Tilapia. zillii* (Gerv.) and *Lates niloticus* C. et V. by means of their scales. *Kongelige Norske Videnskaders Selskabs skrifter*. 30(24): 150-157.
- Jensen J.W. (1986). Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *Journal of Fish Biology*, 28: 637-646.
- Jeppesen E., Sondergaard M., Jensen J.P., Mortensen E., Hansen A.M. & Jorgensen T. (1998): Cascading trophic interactions from fish to bacteria and nutrients after reduced sewage loading: An 18-year study of a shallow hypertrophic lake. *Ecosystems*, 1: 250-267.
- Johansen J.L., Messmer V., Coker D.J., Hoey A.S. & Pratchett M.S. (2014). Increasing ocean temperatures reduce activity patterns of a large commercially important coral reef fish. *Global Change Biology*, 20:1067-1074.

- Jones R.F., Baltz D.M. & Allen R.L. (2002). Patterns of resource use by fishes and macroinvertebrates in Barataria Bay, Louisiana. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 271-289.
- Kaiser M.J., Cheney K., Spence F.E., Edwards D.B. & Radford K. (1999). Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure VII. The effects of trawling disturbance on the fauna associated with the tubeheads of serpulid worms. *Fisheries Research*, 40: 195-205.
- Kaiser M.J., Collie J.S., Hall S.J., Jennings S. & Poiner I.R. (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136.
- Kamelan T.M. (2014). Peuplement ichthyologique de quelques hydrosystèmes de l'espace Taï (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 156 p.
- Kamdem Toham A. & Teugels G.G. (1997). Patterns of microhabitat use among fourteen fishes of the Lower Ntem River Basin (Cameroon). *Aquatic Living Resources*, 10 (5): 289-298.
- Kantoussan J. (2007). Impacts de la pression de pêche sur l'organisation des peuplements de poissons : Application aux retenues artificielles de Sélingué et de Manantali, Mali, Afrique de l'Ouest. Thèse de Doctorat, Agrocampus Rennes, 195 p.
- Kantun W., Harianti. & Harijo S. (2014). Respon Ikan Demersal Dengan Jenis Umpan Berbed a Terhadap Hasil Tangkapan Pada Perikanan Rawai Dasar (Demersal Fish Response with Different Bait Types of The Catch on The Basic Longline Fishery). *Balik Diwa Journal*, 5: 30-35.
- Kasumyan A.O. & Døving K.B. (2003). Taste preferences in fishes. *Fish Fish*, 4 : 289-347.
- Karachi H. (1996). Evaluation des teneurs en pesticides organochlorés dans le lac de Buyo à travers les matrices eaux-sédiments et poissons. Mémoire de DEA, Université d'Abobo Adjame (Abidjan, Côte d'Ivoire), 50 p.
- Keddy P.A. (2000). Wetland Ecology: Principles and Conservation. Cambridge University Press, 14 p.
- Kelly W. (2001). Lac Tanganyika : Résultats et constats tirés de l'initiative de conservation du PNUD/GEF (Raf/92/G32) qui a eu lieu au Burundi, en République Démocratique du Congo, en Tanzanie et en Zambie. Projet sur la Biodiversité du Lac Tanganyika, 155 p.

- Khellou M. (2020). Etude physico-chimique et biologique des eaux des lacs de Megarine (Rgion Oued Righ) W.Ouargla. Thèse de Doctorat, universié Badji Mokhtar-Annaba, 188 p.
- Kamélan T.M (2014). Peuplement ichtyologique de quelques hydrosystèmes de l'espace Taï (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny, 276p.
- Klimley A.P. & Brown S.T. (1983). Stereophotography for the field biologist: measurement of lengths and three-dimensional positions of free-swimming sharks. *Marine Biology*, 74: 175-185.
- Kouadio A.N., Konan Y.A., Yao S.S., Gogbé Z.M. & Gooré Bi G. (2019). Food and feeding habits of *Hemichromis fasciatus* Peters, 1857 and *Heterotis niloticus* (Cuvier, 1829) in Lake Ehuikro (Côte d'Ivoire). *International Journal Biology Chemical Science*, 13(7): 3039-3052.
- Kouadio K.C. (2014). Elaboration et caractérisation des blocs d'argile stabilisée au ciment (CIMARG) : Influence de l'apport de dégraissant sur les caractéristiques physiques et mécaniques des blocs. Thèse de Doctorat, Géomatériaux, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 189 p
- Konan Y.A. (2014). Diversité de l'ichtyofaune et caractéristiques bioécologiques de *Clarias buettikoferi* Steindachner, 1984 et *Thysochromis ansorgii* (Boulenger, 1901) dans la forêt des marais Tanoe-Ehy (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Université Félix Houphouët Boigny, 216 p.
- Kouamé K.A. (2010). Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 219 p.
- Kouamé M.K., Ouattara A., Dietoa M.Y. & Gourène G. (2006). Alimentation du Clupeidae *Pellonula leonensis* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). *Cybium*, 30(2): 145-150.
- Kouamélan E.P. (1999). L'effet du lac de barrage Ayamé (Côte d'Ivoire) sur la distribution et l'écologie alimentaire des poissons Mormyridae (Teleostei, Osteoglossiformes). Thèse de Doctorat, Katholieke Universiteit Leuven, Belgique, 221 p.
- Kouassi K.H.D., Kamélan T.M., Berté S. & Kouamélan E.P. (2019). Paramètres de reproduction de *Synodontis koensis* Pellegrin, 1933 (Siluriformes, Mochokidae) dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 132: 13461-13474.

- Kouassi K.P. (2021). Etude des sables argileux du sud de la côte d'ivoire utilisés en techniques routières : influence des traitements aux mélanges chaux et ciment. Thèse de Doctorat de l'institut national polytechnique Félix Houphouët Boigny, 166p.
- Ladich F. (1988). Sound production by the gudgeon {*Gobio gobio* L.) a common *European freshwater fish* (Cyprinidae, Teleostei). *Journal Fisheries Biology*, 32: 707-715.
- Kyle L.W., Micheal S. A., Robert N.M.A. & Michael D.N. (2014). Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. *Marine and Freshwater Research*, 66: 10-22.
- Lacoul P. & Freedman B. (2006). Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84 : 3-16.
- Lagler K.F. (1978). Capture, sampling and examination of fishes. In *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. IBP. Handbook n°3. Blackwell scientific publications. T. Bagenal (Editions.), Oxford (Angleterre), pp 7-47.
- Langlois T.J., Chabanet P., Pelletier D. & Harvey E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *Secrétariat de la Communauté du Pacifique Fisheries Newsletter*, 118 : 53- 56.
- Lappalainen J., Dorner U. & Wysujack K. (2003): Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* L.) - a review. *Ecology Freshwater Fish*, 12 : 95-106.
- Lauzanne L. (1977). Aspects qualitatifs et quantitatifs de l'alimentation des poissons du lac Tchad. Thèse de Doctorat, Université Paris VI (France), 284 p.
- Lalèyè P., Chikou A., Philippart J.C., Teugels G.G. & Vandewalle P. (2004). Étude de la diversité ichthyologique du bassin du fleuve Ouémé au Bénin (Afrique de l'Ouest). *Cybium*, 28(4): 329- 339.
- Lazzaro X. & Lacroix G. (1995). Impact des poissons sur les communautés aquatiques. In : *Limnologie générale*, Masson. Pourriot R. & Meybeck, M. (Editions) Paris (France), p 648-686.
- Le Buanec B. (1972). Les principaux sols de la Côte d'Ivoire et leurs aptitudes culturales. *Annales de l'Univeristé d'Abidjan* (c) : 17-26.
- Le Cren E.D., Bagenal T.B. & Kipling C. (1975). Expériences with fish sampling methods in Windermere. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichthyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. *FAO. EIFAC Technical Paper*, 2 (1) : 58-65.

- Le Pape O. (2005). Les habitats halieutiques essentiels en milieu côtier : Les identifier, comprendre leur fonctionnement et suivre leur qualité pour mieux gérer et pérenniser les ressources marines exploitées. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches présenté le 21 mars 2005 devant l'Université de Bretagne Occidentale. 80 p.
- Leopold M., Korulczyk T., Nowak W. & Swierzowska L. (1975). Effectiveness of catches from various types of trap nets for the estimation of fish populations in polish lakes. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. *EIFAC Technical Paper*, 2: 519-531.
- Le Robert P. (1991). Dictionnaire des noms propres, Paris, Éditions, 1952 p.
- Letessier T.B.J.J., Meeuwig M., Gollock L., Groves P.J., Bouchet L.C. & Koldewey H.J. (2013). Assessing pelagic fish populations: the application of demersal video techniques to the mid-water environment. *Méthodes en océanographie*, 8:41-55.
- Lévêque C. & Agnès J.F. (2006). La diversité des poissons africains : l'héritage de l'évolution. In : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D.) Edition IRD, Paris (France), p 89-103.
- Lévêque C. & Paugy D. (2006). Les caractéristiques générales de la faune ichtyologique. In: Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D.), Edition. IRD, Paris (France), p 45-56.
- Linehan J.E., Gregory R.S. & Schneider D.C. (2001). Predation risk of age-0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 263 : 25-44.
- Løkkeborg S., Olla B.L., Pearson H. & Davis M.W. (1995). Behavioural responses of sablefish, *Anoplopoma fimbria*, to bait odour. *Journal of Fish Biology*, 46: 142-155.
- Løkkeborg S., Siikavuopio S.I., Humborstad O.B., Utne-Palm A.C. & Ferte K. (2014). More efficient longline fisheries: fish feeding behaviour, bait characteristics and development of alternative baits. *Revue Fish Biology Fisheries*, 24: 985-100.
- Lowe-McConnell R.H. (1990): Summary address: rare fish, problems, progress and prospects for conservation. *Journal Fisheries of Biology*, 37: 263-269.

- Lyons J. & Magnuson J.J. (1987). Effects of walleye predation on the population dynamics of small littoral-zone fishes in a northern Wisconsin Lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(1): 29-39.
- Magurran A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press (New Jersey), 179 p.
- Mahon R. & Portt C. B. (1985). Local size related segregation of fishes in streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 103: 267-271.
- Mambo V., Tidou A.S., Yapo O.B. & Houenou P. (2001). Evaluation de l'état trophique du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) : aspects physico-chimiques et biologiques. *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 11: 95-134.
- Marschall E.A. & Crowder L.B. (1996). Assessing population responses to multiple anthropogenic effects: A case study with brook trout. *Ecological Applications*, 6: 152-167.
- Marquette C.M., Koranteng K.E., Overa R. & Bortei-Doku A.E. (2002). Small-scale fisheries, population dynamics and resource use in Africa: The case of Moree, Ghana. *Ambio*, 31(4) : 324-336.
- Mary N. (1999). Caractérisations physico-chimiques et biologiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macro-invertébrés benthiques. Thèse de doctorat, Université Française du Pacifique, 181 p.
- Meerhoff M., Mazzeo N., Moss B., & Rodriguez-Gallego L. (2003). The structuring Role of Free-Floating versus Submerged Plants in a Shallow Subtropical Lake. *Aquatic Ecology*, 37(4): 377-391.
- Mehner T., Schultz H., Baver D., Herbst R., Voigt H. & Benndorf J. (1996). Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici*, 33(3-4) : 353-361.
- Merritt D. (2005). Conception, mise à l'essai et développement d'une station d'appât entièrement automatisée à caméra stéréovideo pour la surveillance de l'écosystème des espèces de poissons de fond. Thèse de maîtrise ès sciences. Université d'Hawaii, Ingénierie des océans et des ressources, 174 p.
- Mc Glashan J.D.H.D.J. (2000). Managing lakeshore erosion: Impact of bank protection on Loch Lomond. *Scottish Geographical Journal*, 116: 213-219.

- McIvor C.C. & Odum W.E (1988) Food, predation risk, and microhabitat selection in a marsh fish assemblage. *Ecology*, 69: 1341–1351.
- Middelboe A.L. & Markager S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37: 553–568.
- Miranda L.E., Driscoll M.P. & Allen M.S. (2000). Transient physicochemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plant stands. *Freshwater Biology*, 44: 617-628.
- Monney I.A., Ouattara I.N., Etilé R.Nd, Aka M.N., Bamba M. & Koné T. (2016). Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *Journal of Applied Biosciences*, 98 : 9344-9353.
- Monteny B.A. (1987). Contribution à l'étude des interactions végétation-atmosphère en milieu tropical humide : importance du rôle du système forestier dans le recyclage des eaux de pluie. Thèse de Doctorat, Université Paris-Sud, Orsay, France, 156 p.
- Montchowui E., Chikou A., Kogbeto M.J. & Lalèyè P. (2008). Biodiversité et structure des communautés de poissons du lac Hlan au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 2(2): 196-206.
- Morin J., Boudreau P. & Leclerc M. (1994). Réhabilitation de l'écosystème du Saint-Laurent lac Saint-François : les bases de la modélisation hydrodynamique. Rapport de recherche, 412 p.
- Munsch S.H., Cordell J.R. & Toft J.D. (2016). Fine-scale habitat use and behavior of a nearshore fish community: nursery functions, predation avoidance, and spatiotemporal habitat partitioning. *Marine Ecology Progress Series*, 557: 1-15.
- Murphy L.W. (1954). Two-year creel census of the Little Salmon River, Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society*, 85: 200-206.
- Nameche T. & Gerard P. (1992). Aperçu de la valeur halieutique des lacs de Robertville et de Butgenbach. Ministère de la région wallone. Station de recherches forestières. Travaux Série D, 57 : 20 p.
- Naumenko M.A. (2008). Seasonality and trends in the Secchi disk transparency of Lake Ladoga. *Hydrobiologia*, 599: 59-65.
- N'Dri O.R. (2020). Identification et caractérisation des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, 183p.

- N'Dri O.R., Konan Y.A., Monney A.I. & Koné T. (2020). Inventaire spécifique et caractéristiques de quelques frayères du lac de Buyo dans le Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 145 : 14902-14913.
- N'Go Yao A. (2000). Contribution à l'étude de l'érosion des sols du bassin versant du Sassandra (Région de Buyo) : analyse des facteurs et essai d'évaluation des risques par télédétection et des systèmes d'information géographique. Thèse 3ème Cycle de l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)
- Nilsson N.A. (1963). Interaction between trout and char in Scandinavia. *Transactions of the American Fisheries Society*, 92: 276-285.
- Norse E. & Watling L. (1999). Impacts of mobile fishing gears: the biodiversity perspective. *American Fisheries Society Symposium*, 22 : 31-40.
- Nugent G.C. (1997). Côte d'Ivoire : Assistance en matière de législation portant sur les pêches continentales. Rapport sur l'Aménagement des pêches continentales. F.A.O., Programme de Coopération Technique. TCP/IVC/4553, 86 p.
- Odjohou E., Amani M., Soro G. & Monde T.S. (2022). Caractérisation physico-chimique des eaux d'un système lacustre du cordon littoral ivoirien : cas du lac Labion. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14 (5) : 1878 – 1892.
- OIPR. (2006). Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc National de Taï. OIPR, Abidjan, 99 p.
- OIPR. (2018). Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc National de Taï. OIPR, Abidjan, 141 p.
- Olin M., Rask M., Ruuhijarvi J., Kurkilathi M., Alaopas P. & Ylonen O. (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60: 593-612.
- Olufeaga S.O., Okomoda V.T. & Benny. (2016). Some Aspects of the Biology of *Labeo coubie* Ruppell, 1832 and *Labeo senegalensis* Valenciennes, 1842 from Lower River Benue. *Journal of Fisheries Sciences*, 10(2): 49-54.
- Onana F.M., Zébazé T.S.H., Nyamsi T.N.L., Domche T.H.B. & Ngassam P. (2014). Distribution spatio-temporelle du zooplancton en relation avec les facteurs abiotiques dans un hydrosystème urbain : le ruisseau Kondi (Douala, Cameroun). *Journal of Applied Biosciences*, 82: 7326 - 7338.

- Ouéda A. (2009). Zooplancton et alimentation des poissons des lacs artificiels de Bagré et Loumbila (Burkina Faso). Thèse de Doctorat, Université d'Ouagadougou (Burkina Faso), 156 p.
- Ouro-Sama K., Afiademanyo K.M., Solitoke H.D., Tanouayi G., Badassan T.E.-E., Ahoudi H. & Gnandi K. (2020). Diet and Food Consumption of the African Catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* Lacépède (1803) (Siluriformes: Claroteidae), from the Hydrosystem Lake Togo-Lagoon of Aného (South of Togo). *Journal of Environmental Protection*, 11: 954-976.
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003a). Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome I. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 457 p.
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003b). Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome II. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 815 p.
- Pardé M. (1963). Fleuves et rivières. Armand-Colin, Paris (France), 224 p.
- Parrish F.A. (1989). Identification of habitat of juvenile snappers in Hawaii. *Fishery Bulletin*, 87: 1001-1005.
- Parrish F.A. & Littnan C.L. (2013). Changing perspectives in Hawaiian monk seal research using animal-borne imaging. *Marine Technology Society Journal*, 41: 30-34.
- Pelletier D., Verdoit M. & Bellail R. (2003). Are commercial logbook and scientific CPUE data useful for characterizing the spatial and seasonal distribution of exploited populations? The case of the Celtic Sea whiting. *Aquatic Living Resources*, 16(6) : 467-485.
- Pelletier D., Claudet J., Roussel S & Rey V.H. (2006). Spatial management of inshore areas: Theory and practice. *Vie et Milieu*, 56(4) : 301-305.
- Pelletier D., Carpentier L., Roman W. & Bockel T. (2016). La vidéo rotative autonome pour l'observation des habitats et de la macrofaune côtiers. Guide méthodologique des systèmes STAVIRO et MICADO. Rapport AMBIO/A/1. IFREMER Nouméa. 89 p.
- Persson L. & Greenberg L. A., (1990). Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos*, 59: 97-106.

- Persson L. (1991). Interspecific interactions. In: Cyprinid Fishes - Systematics, *Biology and Exploitation*. Winfield I.J. & Nelson J.S. (Editions.), London (Angleterre), p 530-551.
- Persson L. & Johansson L. (1992). On competition and temporal variation in temperate freshwater fish populations. *Netherlands Journal of Zoology*, 42 (2- 3): 304-322.
- Pielou E. C. (1969). An introduction to mathematical ecology. Wiley Intersciences, New York, 285 p.
- Piet G.J., Rijnsdorp A.D., Bergman M.J.N., Van Santbrink J.W., Craeymeersch J. & Buijs J. (2000). A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea. *ICES journal of Marine Science*, 57:1332-1339.
- Pin Koh L., Dunn R.R., Soshi N.S., Colwell R.K., Proctor H.C. & Smith V.S. (2004). Species Coextinction and the biodiversity crisis. *Science*, 305: 1632-1634.
- Pinault M., Chabanet P., Loiseau N. & Duville P. (2012). Influence des facteurs mésologiques sur la structure spatiale des peuplements ichthyologiques marins non récifaux de l'île de La Réunion. Conférence : Rencontres de l'Ichtyologie en France (RIF 2012) At: Fiat Jean Monnet, 30 rue Cabanis, Paris 75014.
- Pinot J.P. (1994). Manipulations sédimentologiques courantes. M.W. TURGAL.07. SEDI Edition de février 1994, 118 p.
- Philippeau G. (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales? Service des Etudes Statistiques ITCF, 63 p.
- Phiri C., Chakona A. & Day J.A. (2011). Aquatic Insects Associated with Two morphologically different submerged macrophytes, *Lagarosiphon ilicifotus* and *Vallisneria aethiopica*, in small Fishes Ponds. *Aquatic Ecology*, 45 : 405-416.
- Plisnier P.D., Micha, J. C. & Frank V. (1988). Biologie et exploitation des poissons du lac Ihema (Bassin Akagera, Rwanda). Presses Universitaires de Namur, 212 p.
- Ploskey G.R. (1985). Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the US and Canada. *FAO Fisheries Technical Paper*, (258) : 35 p.
- Plourde-Lavoie P. & Siroi P. (2016). Revue et synthèse de la littérature scientifique sur la reproduction et les habitats des poissons fourrages de la zone littorale du lac Saint-Jean. Rapport de recherche sur les espèces aquatiques exploitées. Québec (Canada), 139 p.

- PNUD (2010). Lac Tanganyika : des menaces réelles. Disponible sur [http://www.bi.undp.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=165%3Alactanganyika-des-menaces-reelles](http://www.bi.undp.org/index.php?option=com_content&view=article&id=165%3Alactanganyika-des-menaces-reelles) & Itemid=206 (Consulté le 6 octobre 2011).
- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 73 : 391-409.
- Pourriot R. & Meybeck M. (1995). Zonation physique, chimique et écologique dans les lacs. In: *Limnologie générale*. Pourriot. R. & Meybeck, M., (Editions) Paris (France), p 404-410.
- Priede I.G., Smith, K L. & Armstrong, J.D. (1990). Foraging behaviour of abyssal grenadier fish: inferences from acoustic tagging and tracking in the North Pacific. *Ocean. Deep-Sea Research*, 37: 81-101.
- Priede I.G, Bagley P.M., Smith A., Creasey S. & Merrett N.R. (1994). Scavenging deep demersal fishes of the Porcupine Seabight, north-east Atlantic: observations by baited camera, trap and trawl. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74, 481-498
- Pronier O. (2000). Analyse des peuplements ichthyologiques des plans d'eau française et perspective de gestion piscicoles. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse (France), 181p.
- Quist M.C., Hubert W.A. & Rahel F.J. (2006). Évaluation simultanée des poissons et de l'habitat dans les cours d'eau chauds du Wyoming. *Fisheries Manage Ecology*, 13:9-20.
- Ramade F. (2003). Elément d'écologie : Ecologie fondamentale. Dunos édition, Paris (France), 190 p.
- Raventos N. (2006). Nest site characteristics and nesting success of the five-spotted wrasse *Symphodus roissali* in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 68: 305-309.
- Reid G.M. & Sydenham H. (1979). A checklist of Lower Benue River fishes and an ichthyogeographical review of the Benue River (West Africa). *Journal of Natural History*, 13: 41-67.
- Reinthal P.N. & Stiassny M.L.J. (1991). The freshwater fishes of Madagascar: a study of an endangered fauna with recommendations for a conservation strategy. *Conservation Biology*, 5(2) : 231-243.

- Rios S.L. & Bailey R.C. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553 : 153-160.
- Rivier B. (1986). Suivi halieutique de la retenue de Serre-Ponçon. Synthèse des résultats obtenus au cours des campagnes de pêche à la traine 1984 et 1985. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Ministère de l'Environnement (DPN), 92 p.
- Rivier B. (1996). Méthodes d'échantillonnage ichtyologique des lacs d'altitude. Editions CEMAGREF, 134 p.
- Robson D.S. (1961). On the statistical theory of a roving creel census of fisherman. *Biométries*, 17: 415-437.
- Rose K.A., Rutherford E.S., McDermot D.S., Forney J.L. & Mills E.L. (1999): Individual-based model of yellow perch and walleye populations in Oneida Lake. *Ecology Monographs*, 69: 127-154.
- Roth H.H., Mülhenberg M., Röben P. & Steinhauer B. (1979). Etat actuel des parcs nationaux de la Comoé et de Taï ainsi que la réserve d'Azagny et propositions visant à leur conservation et à leur développement aux fins de promotion du tourisme. Abidjan, Côte d'Ivoire, FGU KRONBERG, 4 : 164 p.
- Roy M. (2013). Teneur en oxygène dissous du lac Memphrémagog, saison estivale, Memphrémagog Conservation Inc. (MCI), 50 p
- Rubinato M., Heyworth J. & Hart J. (2020). Protecting Coastlines from Flooding in a Changing Climate: A Preliminary Experimental Study to Investigate a Sustainable Approach. *Water*, 12(9) : 2471; <https://doi.org/10.3390/w12092471>.
- Ruiz G.M., Hines A.H. & Posey M.H. (1993). Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. *Marines Ecology Progress Series*, 99: 1-16.
- Saenger P. (2002). Mangrove ecology, silviculture and conservation. Lismore University, Australia, 360 p.
- Sala O.E., Chapin E.S., Armesto J.J., Berlow E., Blonomfield J. & Dirzo R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Sánchez-Vázquez F.J., Yamamoto T., Akiyama T., Madrid J.A. & Tabata M. (1999). Macronutrient self-selection through demand feeders in rainbow trout. *Physiology Behaviour*, 66: 45-51.
- Santoul F., Soulard A., Figuerola J., Céréghino R. & Mastrorillo S. (2004). Environmental factors influencing local fish species richness and differences between

- hydroregions in South Western France. *International Review of Hydrobiology*, 89: 79-87.
- Schlosser I.J. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52: 395-414.
- Schmieder K. (2004). European lake shores in danger concepts for a sustainable development. *Limnologica*, 34: 3-14.
- Schmidt V.E. & Rzhanov Y. (2012). Measurement of micro-bathymetry with a GOPRO underwater stereo camera pair. Proceedings of the 2012 Oceans MTS/IEEE Symposia, Hampton Roads, Virginia, p 1-6.
- Schindler D.E. & Scheuerell M.D. (2002): Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98: 177-189.
- Schweter M. (2004). Interprétation des Images Satellites Spot 2004 : Suivi de la surface de forêt du Parc national de Taï. *Coopération Technique Allemande (GTZ)*, Abidjan, 16 p.
- Shapiro S. S., Wilk M. B. & Chen H. J. (1968). A comparative study of various tests of normality. *Journal of the American Statistical Association*, 63: 1343- 1372
- Sheaves M., Johnston R. & Baker R. (2016). Use of mangroves by fish: new insights from in forest videos. *Marine Ecology Progress Series*, 549: 167-182.
- Sheehan E.V., Coleman R.A., Attrill M.J. & Thompson R.C. (2010). A quantitative assessment of the response of mobile estuarine fauna to crabtiles during tidal immersion using remote underwater video cameras. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 387: 68-74.
- Shep H., Konan K.M., Ouattara M., Ouattara A. & Gourène G. (2013). Comparative analysis of diet of two sympatric species of Tilapia in Ayamé man-made lake (Côte d'Ivoire). *Livestock Research for Rural Development*, 25: 1-7.
- Simoneau M. (2004). Qualité des eaux du lac Memphrémagog, 1996-2002, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0265, rapport no QE/149, 17 p.
- Shuter B.J., Matuszek J.E. & Regeer H.A. (1987). Optimal use of creel survey data in assessing population behaviour: Lake Oponego Lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), 1936-83. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44 (Suppl. 2): 229-238.

- Smith C.L. & Tyler J.C. (1973). Population ecology of a Bahamian suprabenthic shore fish assemblage. *American Museum Novitates*, 25(28): 1-38.
- Stazner B. & Highler B. (1986). Stream hydraulics as major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K & Walker P.A. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems, *ICES Journal of Marine Science*, 57: 476-494.
- Stobart B., García-Charton J.A., Espejo C., E. Rochel, Goñi R., Reñones O., Herrero A., Crechriou R., Polti S., Marcos C., Planes S. & Pérez-Ruzafa A. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 158–174.
- Stober Q.J. (1969). Underwater noise spectra, fish sounds and response to low frequencies of cutthroat trout (*Salmo clarki*) with référence to orientation and homing in Yellowstone Lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 98: 652-663.
- Stoner A.W. Laurel B. J & Hurst T. P. (2007). Using a baited camera to assess relative abundance of juvenile Pacific cod: Field and laboratory trials. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 354: 202 - 211.
- Stoner A.W., Ryer C.H., Parker S.J., Auster P.J. & Wakefield W.W. (2008). Evaluating the role of fish behavior in surveys conducted with underwater vehicles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1230-1243.
- Struthers D.P., Danylchuk A.J., Wilson A.D.M. & Cooke S.J. (2015). Action Cameras: Bringing Aquatic and Fisheries Research into View. *Fisheries*, 40(10): 502-512.
- Suren A.M. & Ormerod S.J. (1998). Aquatic bryophytes in Himalayan streams: testing a distribution model in a highly heterogeneous environment. *Freshwater Biology*, 40: 697-716.
- Tangke U., Deni S. & Aunaka A. (2018). The Influence of Using Bait Types to the Number and Composition of Fishing Traps Catch in South Ternate Waters. *Earth and Environmental Science*, 175 : 1755-1315.
- Teugels G.G., Lévêque C., Paugy D. & Traoré K. (1998). Etat des connaissances sur la faune ichtyologique des bassins côtiers de Côte d'Ivoire et de l'ouest du Ghana. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 21(3): 221-237.

- Ter Braak C.J.F. (1988). Partial canonical correspondence analysis. In: Classification and related methods of data analysis. Bock H. H., (Eds.). North Holland (Amsterdam), pp 551- 558.
- Tia L. & Touré M. (2016). Construction du barrage hydro-électrique de Buyo et marginalisation des minorités du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, 1 : 1-11.
- Thomaz S.M., Dibble E.D., Evangelista L.R., Higuti J. & Bini L.M. (2008). Influence of Aquatic Macrophyte Habitat Complexity on Invertebrate Abundance and Richness in Tropical Lagoons, *Freshwater Biology*, 53 (2):358-367.
- Tra Vade J., Enderle M. J. & Gras R., (1985). Retenues artificielles : gestion hydraulique et ressources piscicoles. In: Colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles, Aups, 15-16 novembre 1983. (Editions), Gerdeaux D. & Billard R. Paris (France), p 15-37.
- Thienemann A. (1954). Ein drittes biozonotisches grundprinzip. *Archiv für Hydrobiologie*, 49: 412-422.
- Thomson J. A. & Heithaus M.R. (2014). Animal-borne video reveals seasonal activity patterns of green sea turtles and the importance of accounting for capture stress in short-term biologging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 450:15-20.
- Traoré K. (1996). Etat des connaissances sur les pêcheries continentales ivoiriennes. (Rapport de consultation Avril 1996). Projet F.A.O. TCP/ IVC/ 4553, 135 p.
- Tyre A.J., Tenhumberg B., Field S. A., Niejalke D., Parris K. & Possingham H. P. (2003). Améliorer la précision et réduire les biais dans les enquêtes biologiques : estimation des taux d'erreurs faussement négatifs. *Ecological Applications*, 13: 1790-1880.
- Underwood Z. E., Myrick C.A. & Compton R.I. (2014). Performance de natation comparée de cinq espèces de *Catostomus* et du méné à queue ronde. *North American Journal of Fisheries Management*, 34:753-763.
- Uzmann J.R., Cooper R.A., Theroux R.B. & Wigley R.L. (1977). Synoptic comparison of three sampling techniques for estimating abundance and distribution of selected megafauna: submersible vs. camera sled vs. otter trawl. *Marine Fishery Review*, 39: 11-19.

- Vanga A.F. (2001). Conséquences socio-économiques de la gestion des ressources naturelles : cas des pêcheries dans les lacs d'Ayamé et de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse : de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, 196 p.
- Vanga A.F. (2004). Conséquences socio-économiques de l'expulsion des pêcheurs étrangers en Côte d'Ivoire : lacs d'Ayamé et de Buyo. *Revue Européenne des Migrations Internationales*, 20 (1) : 197-205.
- Van Rompaey R.S.A.R. (1994). Le climat. In: Le Parc national de Taï, Côte d'Ivoire. Synthèse des connaissances *Tropenbos Serie 8*. Riezebos E. P., Vooren E. P. & Guillaumet J. L. (Eds.), Wageningen (Pays-Bas), pp 42-50.
- Ventling-Schwank A.R. & Livingstone D.M. (1994): Transport and burial as a cause of Whitefish (*Coregonus sp.*) egg mortality in a eutrophic lake. *Canada Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1908-1919.
- Villeneuve V., Legare S., Painchaud J. & Vincent W. (2006). Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière. *Revue des Sciences de l'eau*, 19 (4) : 259-2274.
- Vono V. & Barbosa.F.A.R. (2001). Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 371-379.
- Wang J.Q., Song X.F., Lui F.X., Zou G.Y., Fu Z.S., Lui C.E., Lui Y.Q., Pan Q. & Sun Z.D. (2011). Fish Assemblage Status in Longyanhe River System, Tributary of Zhihugang, Taibu Basin. *Journal of lake science*, 23: 982-990.
- Wasseberg T.J., Dews G. & Cook S.D. (2002). The impact of fish trawls on megabenthos (sponges) on the north-west shelf of Australia. *Fisheries Research*, 58: 141-151.
- Watson D.L., Harvey E., Anderson M.J. & Kendrick G.A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148: 415-425.
- Watson D.L., Harvey E.S., Fitzpatrick B.M., Langlois T.J. & Shedrawi G. (2010). Assessing reef fish assemblage structure: how do different stereo-video techniques compare? *Marines biology*, 157: 1237-1250.
- Weisner S.E.B. (1991). Within lake pattern in depth penetration of emergent vegetation. *Freshwater Biology*, 26: 133-142.
- Westera M., Lavery P. & Hyndes G. (2003). Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 294:145-168.
- Wetzel R.G. (1983). *Limnology*. Saunders, (First Edition) New York (Etats-unis), 767 p.

- Wetzel R.G. (2001) Limnology: lake and river ecosystems. *Academic* (Third Edition), London (Angleterre), 1006 p.
- Wilby R. L., Johnson M. F. & Toone, J. A. (2014). Nocturnal river water temperatures: Spatial and temporal variations. *Science of The Total Environment*, 482-483, 157–173.
- Willis T.J. & Babcock R. C. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef FSH. *Marine and Freshwater Research*, 518: 755-763.
- Willis T.J, Millar R.B. & Babcock RC. (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 198: 249-260.
- Wilson A.D., Krause J., Herbert-Read J. E. & Ward A. J. (2014). The personality behind cheating: behavioural types and the feeding ecology of cleaner fish. *Ethology*, 120:1-9.
- Winfield I.J., Flechtcher J. M. & Cubby P. R. (1998): The impact on the whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) of reservoir operations at Haweswater, U.K. *Advances in Limnology*, 50: 185-195.
- Winfield I.J., Fletcher J. M. & James J. B. (2004): Conservation ecology of the vendace (*Coregonus albula*) in Bassenthwaite Lake and Derwent Water, U.K. *Annales Zoologici Fennici*, 41: 155-164.
- Winfield I.J. (2004). Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica*. 34: 124-131.
- Wilkonska H. & Zuromska H. (1982): Effect of environmental factors and egg quality on the mortality of spawn in *Coregonus albula* (L.) and *Coregonus lavaretus* (L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 29: 123-157.
- Yapo O.B. (2002). Contribution à l'évaluation de l'état trophique du lac de Buyo (Sud- Ouest de la Côte d'Ivoire) : étude analytique et statistique des paramètres physico-chimiques et biologiques. Thèse de Doctorat de l'Université (Hydrobiologie) d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 276 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.
- Yapo O.B., Mambo V., Seka A., Ohou M.J.A., Konan F., Gouzile V., Tidou A.S., Kouame K.V. & Houenou P. (2010). Evaluation de la qualité des eaux de puits à usage domestique dans les quartiers défavorisés de quatre communes d'Abidjan (Côte d'Ivoire) : Koumassi, Marcory, Port-Bouet et Treichville. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(2) : 289-307.
- Yao S.S., Kouarnélan F.P., Koné T., N'Douba V., Gooré BI G. Ollevier F. & Thys Van Den Audenaerde D.F.I. (2005). Fish communities along environmental gradients within the Comoé River basin, Côte d'Ivoire. *African Journal of Aquatic Science*, 30(2) : 185-194.
- 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 Comoe (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat. Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 280 p.
- Zarco-Perello S. & Enríquez. (2019). Remote underwater video reveals higher fish diversity and abundance in seagrass meadows, and habitat differences in trophic interactions. *Scientific Reports*, 9: 65-96.
- Zinzou H.L., Attingli A.H., Gnohossou P., Adandedjan D. & Lalèyè P. (2016). Caractéristiques physico-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Ouémé au Bénin. *Journal of Applied Bioscience*, 97: 9163-9173.
- Zohary T. & Gasith A. (2014). The littoral zone. *Aquatic Ecology*, 6: 517-532.
- Zohary T, Ostrovsky I (2011) Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lake. *Inland Waters*, 1 : 47-59.

# **ANNEXES**

Annexe 1 : Photographie de quelques espèces de poissons observés par vidéosurveillance



*Enteromius macrops*



*Hemichromis bimaculatus*

Annexe 1 : suite

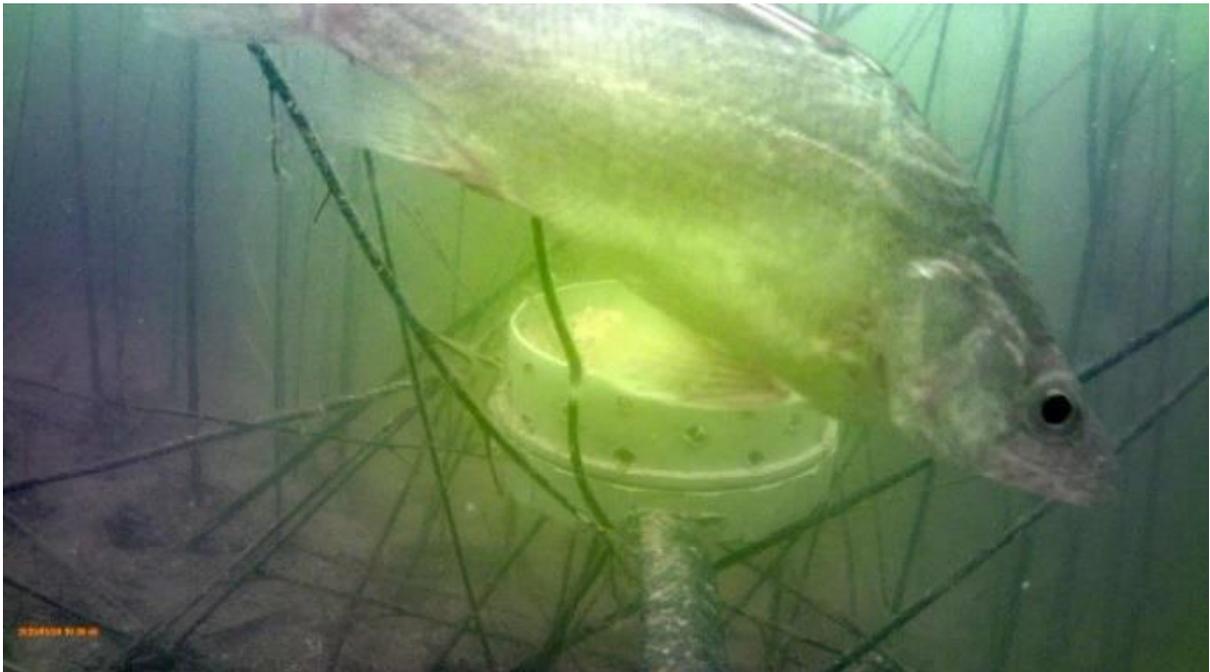


*Hemichromis fasciatus*



*Bryconalestes macrolepidotus*

Annexe 1 : suite



*Lates niloticus*

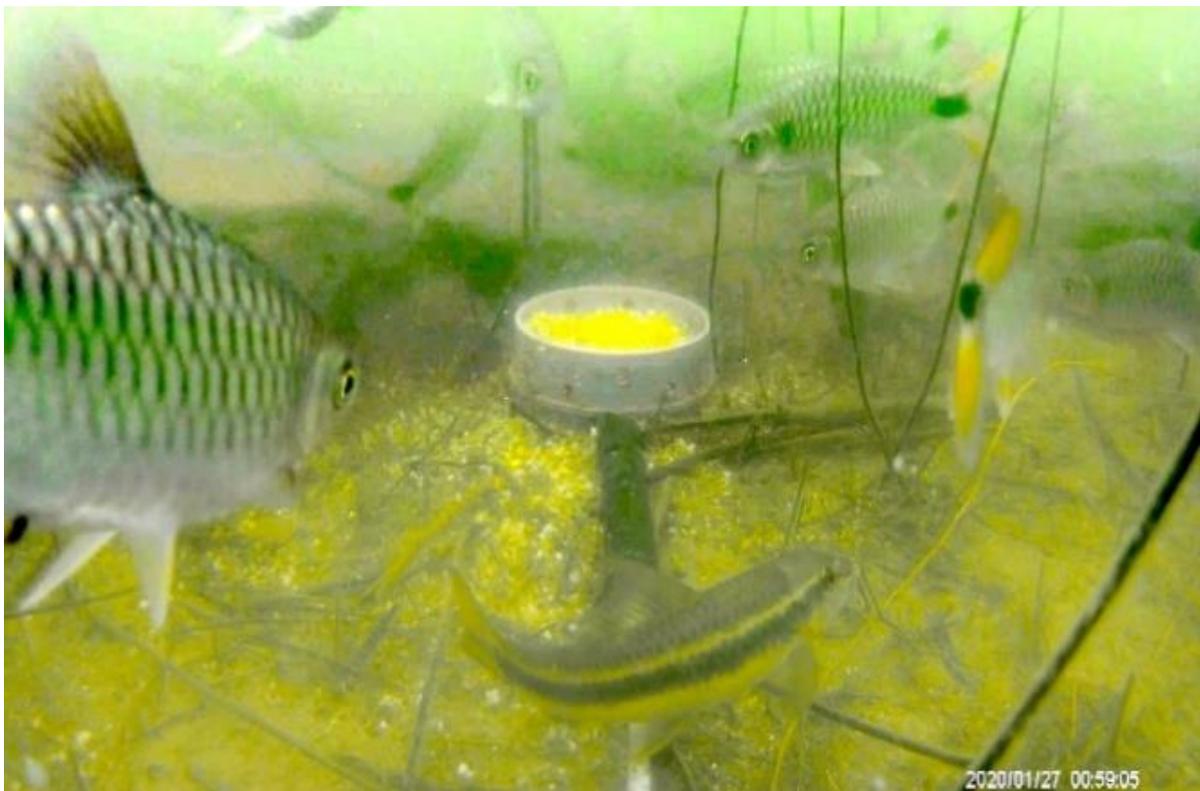


*Heterotis niloticus*

Annexe 1 : suite



*Oreochromis niloticus*



*Labeo parvus*

Annexe 1 : suite



*Bryconalestes longipinnis* et *Enteromius sublineatus*

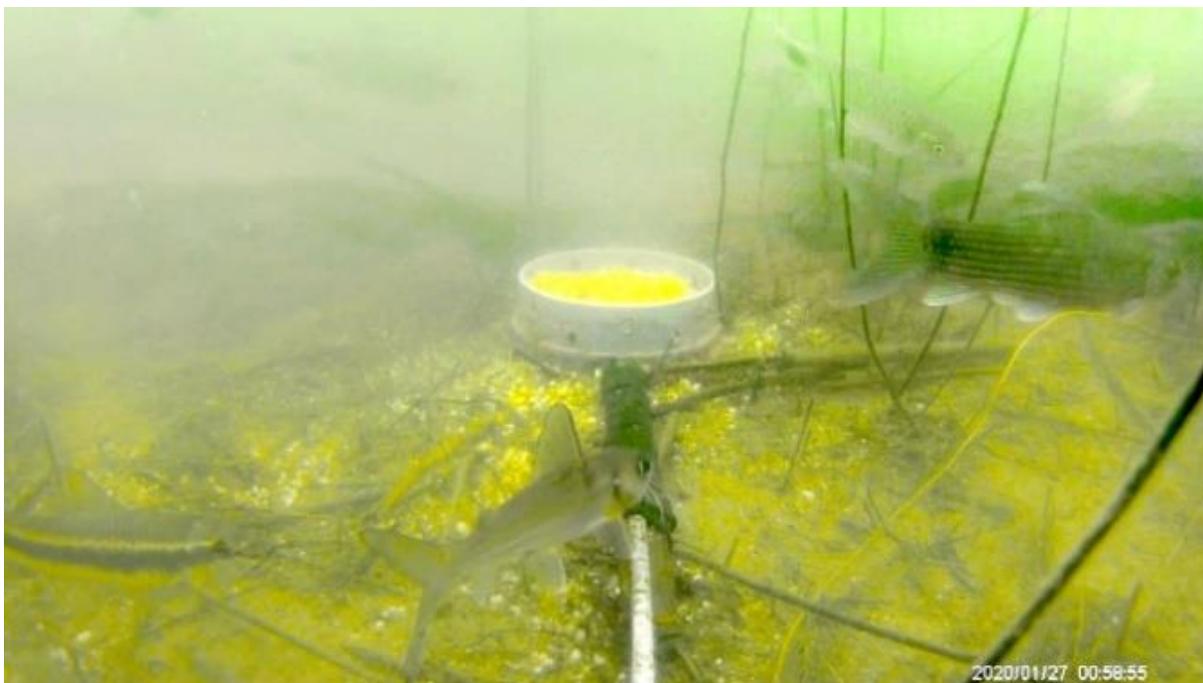


*Coptodon zillii*

Annexe 1 : suite



*Brycinus sp*



*Chrysichtys nigrodigitatus*

# **PUBLICATIONS**

# Utilisation de caméras appâtées pour le suivi de la faune ichthyologique du Lac de Buyo (Bassin du Sassandra, Côte d'Ivoire)

Using of baited cameras to monitor fish fauna of Lake Buyo (Sassandra basin, Côte d'Ivoire)

Abo KJB • Konan YA • Monney AI • N'Dri OR • Koné T

Received: 05 August 2020 / Accepted: 17 March 2021 / Published online: 1 March 2022  
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2021

**Résumé** La vidéosurveillance aquatique est de plus en plus utilisée dans les processus de gestion des pêcheries en raison de ses nombreux avantages. Le présent travail a permis de tester l'efficacité des caméras d'action appâtées dans l'évaluation de la richesse spécifique et de l'abondance des poissons du lac de Buyo. Le test de visibilité des caméras a consisté à faire varier la distance caméra-appâts (CA) à différentes profondeurs. Pour évaluer l'attractivité des appâts, un dispositif en blocs randomisés comprenant six caméras avec des appâts et une caméra non appâtée ont été utilisés. Les résultats ont montré un niveau optimal de visibilité des caméras pour une distance CA maximale de 50 cm et une transparence supérieure à 80 cm. Le temps d'arrivée des poissons sur les appâts a varié entre 5 min 44 s et 20 min 4 s et le temps de séjour sur les appâts a été plus long sur le son de maïs (40 min 49 s) et le son de riz (35 min 15s) contre 15 min au maximum pour les autres appâts. Les différences observées sont significatives ( $p < 0,05$ ). Au total, 14 espèces de poissons appartenant à 6 catégories trophiques ont été identifiées. *Enteromius macrops* (Boulenger, 1911) et *Brycinus longipinnis* (Günther, 1864), respectivement planctonivores et insectivores, sont les plus abondants. Nos données montrent que les sons de maïs et de riz sont les appâts les plus attractifs. En outre, l'efficacité des caméras d'action dépend de la distance CA et de la profondeur de l'eau.

**Mots clés :** Vidéosurveillance, Visibilité, Attractivité des appâts, Transparence de l'eau, Richesse spécifique, Abondance.

**Abstract** Aquatic video monitoring is increasingly used in fisheries management processes because of their many advantages. The present work tested the effectiveness of baited cameras in assessing the species richness and fish abundance from Lake Buyo. The camera visibility test was used to vary the distance between the camera and the bait pot (CA distance) at different depths. To assess the attractiveness of the baits, a randomized block device comprising seven experimental devices of which six contained cameras with baits and an unbaited camera were used. The results showed an optimal level of cameras visibility for a maximum CA distance of 0.50 m and a transparency greater than 0.80 m. The arrival time of fish species on the baits is ranged from 5 min 44 s and 20 min 4 s. Fish residence time near baits was longer with corn bran (40 min 49 s) and rice bran (35 min 15s) than other baits. The observed differences were significant ( $p < 0.05$ ). A total of 14 Fish species belonging to 6 trophic categories were identified in Lake Buyo. *Enteromius macrops* (Boulenger, 1911) and *Brycinus longipinnis* (Günther, 1864) respectively planktonivorous and insectivorous were the most abundant. Our study data shows that corn and rice bran are the most attractive baits. This study showed that cameras efficiency depends on CA distance and water transparency.

**Key words :** Video monitoring, Visibility, Bait attractiveness, Water transparency, Specific richness, Abundance.

## Introduction

L'observation des poissons dans de nombreux systèmes aquatiques est essentielle dans les processus de conservation des espèces et de gestion des pêcheries, mais elle est souvent limitée en raison de la complexité de leurs habitats. Le système BUV (*Baited Underwater Video*) ou système de vidéo sous-marine appâté permet de résoudre bon nombre de problèmes associés à l'échantillonnage et offre la possibilité de recueillir des données précises dans les habitats aquatiques (Willis et Babcock, 2000 ; Cappo *et al.*, 2007). Cette méthode non extractive et moins perturbatrice permet d'obtenir des données importantes sur les interactions écologiques et le comportement des poissons (Costa *et al.*, 2006 ; Kimball et Able, 2012).

Le choix du secteur du lac de barrage de Buyo situé dans le Parc National de Taï pour l'expérimentation des caméras d'action réside dans le fait que cette partie abrite plusieurs zones de frai et donc une diversité de microhabitants. Ceux-ci sont composés de ripisylve, de plantes aquatiques et de sédiments dominés par du sable et des graviers (N'Dri *et al.*, 2020). En plus, le régime lentique de cette partie du fleuve Sassandra peut être bénéfique pour l'observation et la qualité des images ; cela, en raison de la faible variation du volume de l'eau et une transparence plus élevée, contrairement à la partie fluviale qui charrie une quantité importante de matières allochtones susceptible de gêner l'observation par la caméra.

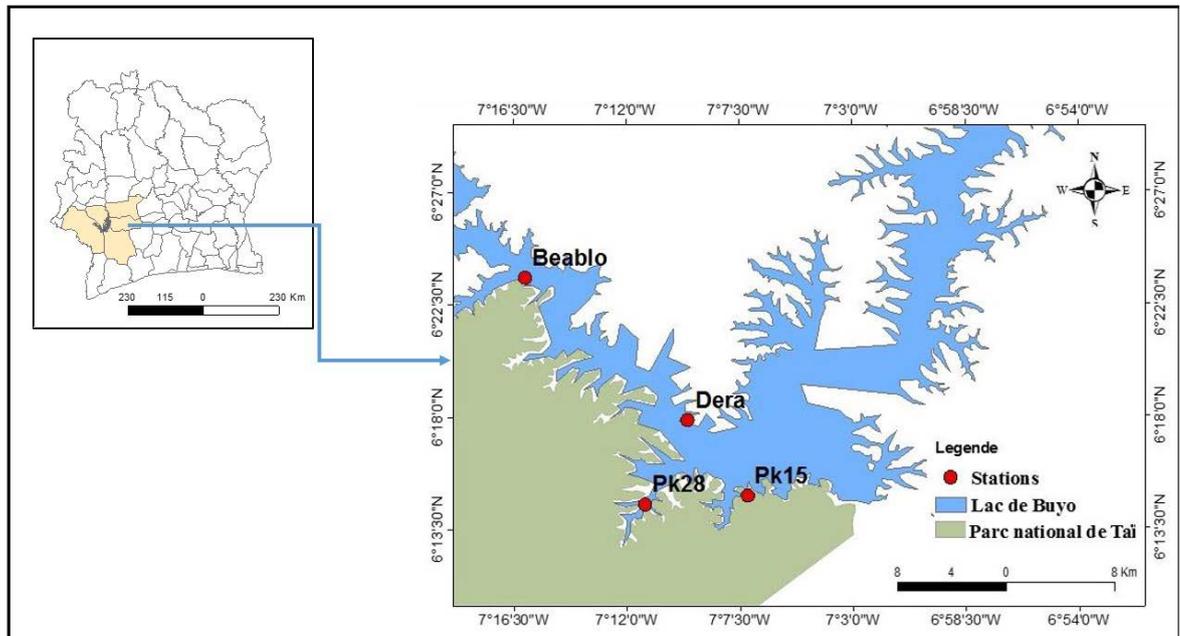
## Matériel et Méthodes

### Milieu d'étude

Le lac de barrage de Buyo est situé au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire, entre 06°14' et 07°03' de latitude Nord et 06°54' et 07°31' de longitude Ouest (Figure 1). Il résulte de la construction d'un barrage hydroélectrique sur le fleuve Sassandra, à 4 Km en aval de la confluence avec la rivière N'Zo, à la limite du Parc National de Taï, noyant près de 8400 hectares de forêts (OIPR, 2006). Ce lac couvre une superficie de 920 km<sup>2</sup> avec un bassin versant de 75000 km<sup>2</sup>. Quatre stations d'expérimentation ont été sélectionnées dans la partie du lac

La méthode d'observation à l'aide de caméras appâtées est beaucoup utilisée dans les eaux marines très profondes ou difficiles d'accès pour l'observation de diverses espèces de vertébrés et d'invertébrés par rapport aux eaux continentales (Stoner *et al.*, 2008 ; Wilson *et al.*, 2014). Dans le lac de Buyo, l'utilisation de caméras d'action non appâtées a permis d'identifier une espèce de poisson, *Coptodon zillii*, qui fraie dans des nids creusés dans le sédiment près des berges (N'Dri, 2020). Par ailleurs, l'utilisation couplée des caméras d'actions et des appâts pourrait avoir pour avantage l'observation de plusieurs espèces, d'individus de petites tailles qui échappent souvent aux engins de pêche. Cette technique d'observation permet également de réduire la mortalité liée à la pêche. Ce qui devrait contribuer à protéger les espèces menacées d'extinction (Sheehan *et al.*, 2010 ; Favaro *et al.*, 2012). De plus, tous les animaux passant à travers le champ de vision, en réponse ou non à l'effet de l'appât, peuvent être enregistrés (Armstrong *et al.*, 1992). Ainsi, la présente étude vise à tester l'efficacité des caméras d'action appâtées dans l'évaluation de la richesse spécifique et l'abondance des poissons du lac de Buyo. Les résultats de cette recherche peuvent être complémentaires aux méthodes traditionnelles d'échantillonnage utilisées dans les programmes de surveillance des peuplements ichtyologiques et d'évaluation des stocks.

adjacente au Parc National de Taï en fonction de leur accessibilité : *station 1* - PK15 (07°08'031"N et 06°90'863"W), *station 2* - PK28 (07°00'490"N et 06°90'217"W) ; *station 3* - Dera (07°03'599"N et 06°96'442"W) et *station 4* - Beablo (06°91'654" N et 07°06'554" W). Ces stations sont caractérisées par la présence de végétation sur les rives, un substrat dominé par du sable, du gravier, des bois morts et des débris végétaux. La profondeur des eaux varie entre 2 et 5 m et la canopée est estimée à 10% (N'Dri *et al.*, 2020).



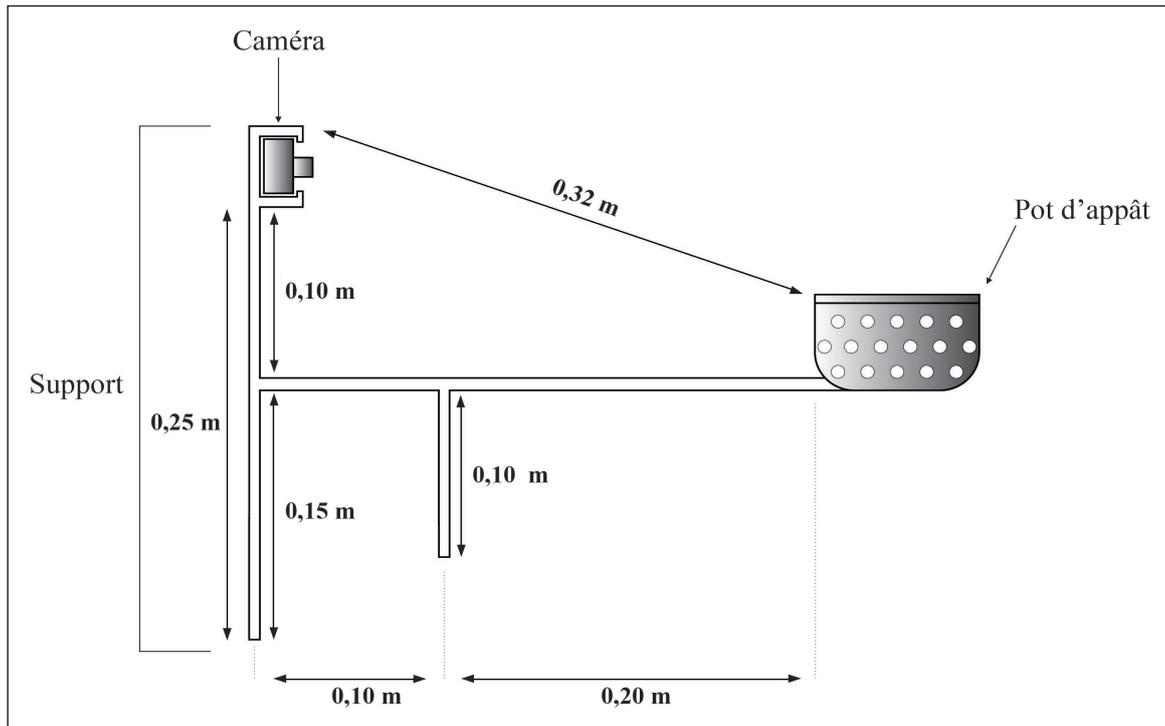
**Figure 1 :** Stations d'expérimentation dans le lac de Buyo (Côte d'Ivoire).

### Collectes des données

#### *Tests de visibilité des caméras et de transparence de l'eau*

La présente étude a été menée entre décembre 2019 et janvier 2020. Le test de visibilité des caméras a été réalisé à l'aide de 4 dispositifs expérimentaux séparés l'un de l'autre d'au moins 20 m (Sheaves *et al.*, 2016). Chaque dispositif est constitué d'une caméra aquatique (Marque APEXAM ; modèle M80 ; nombre de pixel 20 MP ; résolution 4K ; type de lentille grand angle) et un pot à appât, montés sur le même support. Chaque caméra est placée horizontalement de sorte que l'appât soit dans le champ de vision, facilitant l'identification et le comptage des poissons (Cappo *et al.*, 2004) (Figure 2). Chaque pot a été perforé avant d'être appâté avec une quantité de 300 g d'aliment, afin d'accélérer la libération de l'odeur de l'aliment dans le milieu.

Le voyant de chaque caméra a été fermé avec un ruban adhésif noir pour éviter que la lumière clignotante modifie le comportement des poissons. Le déploiement du dispositif a été effectué manuellement et les enregistrements vidéo ont duré 1h30min. Entre les enregistrements, le dispositif est retiré, afin de remplacer les appâts. Le test a consisté à évaluer la visibilité des caméras à différentes distances entre caméras et pots à appâts (distance CA) : 0,30, 0,50, 1,0 et 1,50 m pour évaluer la visibilité des caméras. Les enregistrements ont été effectués à des profondeurs de 0,25, 0,50, 0,75, 1,0, 1,25, 1,50, 1,75 et 2,0 m entre 8h et 17h. Dans chaque station, la transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi.



**Figure 2 :** Dispositif expérimental de caméra appâtée pour l'évaluation de la visibilité des poissons

### Test d'attractivité des appâts

Pour l'évaluation de l'attractivité des appâts, 7 dispositifs expérimentaux installés à des profondeurs variant entre 0,50 et 0,75 m ont été utilisés. Parmi ces dispositifs, 6 ont été appâtés avec 6 types d'appâts, notamment : le son de riz (RI), le son de maïs (MA), le son de blé (BL), le tourteau de palmiste (PA), le manioc broyé (MN), la poudre de poisson séché (PO). Ces appâts ont été précuits séparément avec un litre d'eau jusqu'à l'obtention d'une patte à forte odeur et capable de résister à l'eau. Chaque dispositif expérimental a été appâté avec 300 g d'aliment. La distance entre la caméra et le pot à appât (distance CA) était de 0,3 m, distance optimale obtenue par le test de visibilité pour des images de qualité. Le septième dispositif constitué de la caméra non appâtée a servi de témoin. Dans chaque station, 5 essais ont été réalisés pour chaque type d'appâts.

### Analyse des données

Au laboratoire, les séquences vidéo enregistrées ont été visionnées à l'ordinateur. Les poissons observés dans les vidéos ont été identifiés à l'aide des clés de Paugy *et al.* (2003 a et b) et les noms des espèces ont été mis à jour à partir de la base de données Fishbase (Froese et Pauly, 2021). Pour déterminer la visibilité des caméras, l'échelle de niveau suivante a été utilisée : bonne (possible identification de l'espèce), faible (poissons visibles mais identification impossible) et très faible (poissons invisibles ou

très peu visibles). Des côtes de 2, 1 et 0 ont été respectivement attribuées à l'échelle « bonne », « faible » et « très faible ». Les données du test de visibilité ont été indiquées par deux valeurs de transparence, inférieure ou égale à 0,80 m et supérieure à 0,80 m. Les espèces inventoriées ont été classées en catégories trophiques sur la base des résultats des travaux antérieurs.

Pour l'évaluation de l'attractivité des appâts, les variables suivantes ont été utilisées : le temps d'arrivée (TA) du premier individu dans le champ de vision de la caméra, le temps de séjour (TS) des poissons sur l'appât, le nombre d'espèces (NE) et le nombre maximum d'individus présents sur l'appât (MaxN) ou l'abondance (Willis et Babcock, 2000 ; Stoner *et al.* 2008). Les enregistrements de 1h 30 min séquencés en 15 min ont été subdivisés en intervalles de 30 s (30 intervalles de 30 s). Cette méthode a fourni un nombre maximum d'individus (MaxN) non biaisé par des observations répétées des mêmes individus pendant 5 min. Les données ont été obtenues par unité d'expérience dans chaque station.

Le test de Kruskal-Wallis (KW) a été utilisé pour comparer le niveau de visibilité entre les distances CA, le temps d'arrivée et le temps de séjour des poissons sur les appâts, la richesse spécifique et l'abondance des espèces pour chaque type d'appât. Le test de Mann-Whitney (MW) a servi à connaître le niveau de significativité entre les paramètres utilisés. Les données obtenues ont été traitées à l'aide du logiciel PAST 3.14 (Hammer *et al.*, 2001).

## Résultats

### Transparence de l'eau

La transparence la plus faible a été obtenue à Beablo (0,41 m) et la plus forte a été obtenue à Dera (1,29 m) (Tableau 1). La médiane (1,09 m) et la moyenne (1,11±0,13 m) les plus élevées ont été mesurées à Dera et les plus faibles (0,81 et 0,85±0,17 m respectivement) à PK28. La comparaison de ce paramètre entre les stations a indiqué des différences significatives (KW,  $p=0,035$ ) et ces différences se situent entre Dera et PK28 (MW,  $p=0,011$ ).

**Tableau 1 :** Valeurs de la transparence en centimètres mesurées dans le lac de Buyo de décembre 2019 à janvier 2020.

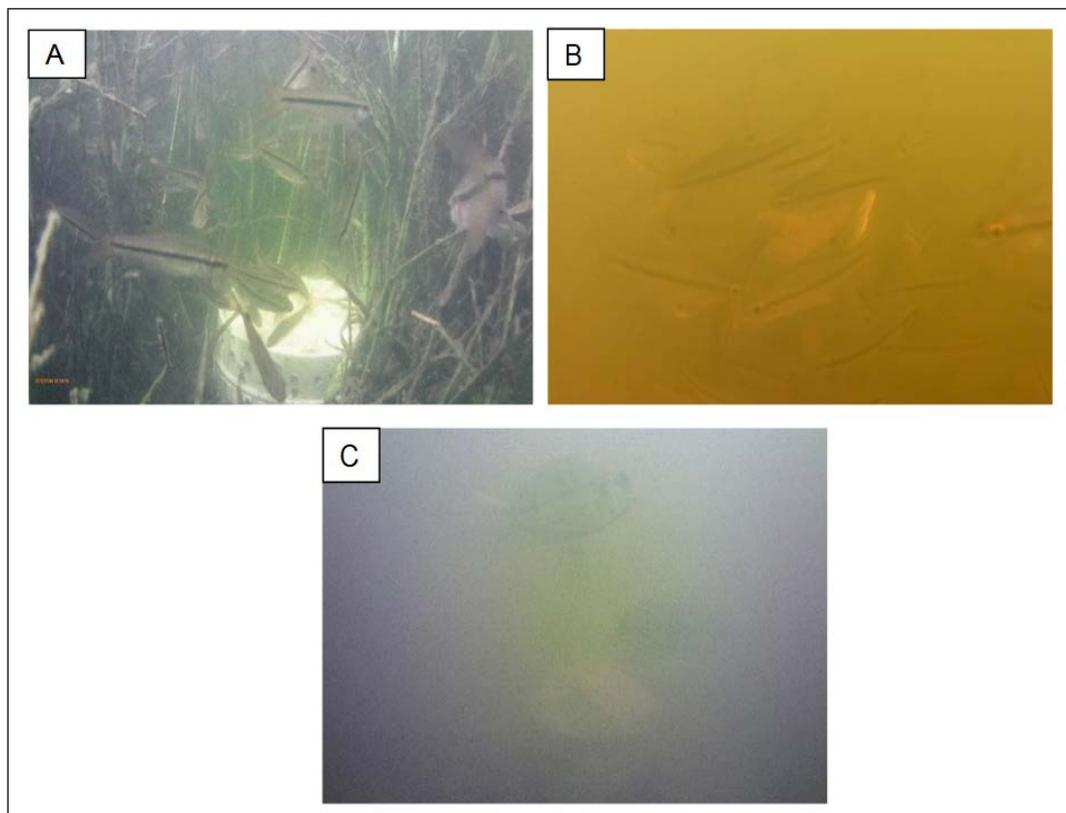
Variabes	Beablo	Dera	PK15	PK28
Min-Max	0,41-1,21	0,93-1,29	0,82-1,19	0,63-1,12
Moyennes	0,84±0,32	1,11±0,13	1,01±0,14	0,85±0,17
Médianes	0,90	1,09	1,01	0,81

*Min = minimum ; Max = maximum*

### Visibilité des caméras

La visibilité des poissons par les caméras a varié en fonction de la distance caméra-appât, de la profondeur et de la transparence (Figure 3). Lorsque la transparence de l'eau est inférieure ou égale à 0,80 m, pour une distance CA de 0,30 et 0,50 m, les poissons sont visibles à des profondeurs de 0,50 à 0,75 m, peu visible de 1,0 à 1,25 m et invisible de 1,50 à 2,0 m (Tableau 2). Pour une distance CA de 1,0 m, les poissons sont peu visibles à 0,50 m de profondeur et invisibles de 0,75 à 2,0 m. Pour une distance CA de 1,50 m, les poissons sont invisibles.

À une transparence de l'eau supérieure à 0,80 m et pour des distances CA de 0,30 et 0,50 m, les poissons sont visibles à des profondeurs de 0,50 à 1,75 m, et peu visibles de 1,75 à 2,0 m (Tableau 2). Par contre, lorsque la distance CA est de 1,0 m, les poissons sont peu visibles de 0,50 m à 1,50 m de profondeur, et invisibles de 1,75 m à 2,0 m de profondeur. Pour une distance CA de 1,50 m, les poissons sont invisibles. Les paires de comparaison du niveau de visibilité en fonction de la transparence ont montré des différences significatives pour les distances CA de 30, 50 et 100 cm (MW,  $p<0,05$ ).



**Figure 3 :** Visibilité des poissons par les caméras dans le lac de Buyo

*A = bonne ; B = faible ; C = très faible.*

**Tableau 2 :** Niveau de visibilité des caméras d'action en fonction de la distance caméra-appât et de la profondeur

Profondeur (m)	Transparence ≤ 0,80 m				Transparence > 0,80 m			
	Distance CA (m)				Distance CA (m)			
	0,3	0,5	1,0	1,5	0,3	0,5	1,0	1,5
0,50	2	2	1	0	2	2	1	0
0,75	2	2	0	0	2	2	1	0
1,00	1	1	0	0	2	2	1	0
1,25	1	1	0	0	2	2	1	0
1,50	0	0	0	0	2	2	1	0
1,75	0	0	0	0	2	2	0	0
2,00	0	0	0	0	1	1	0	0

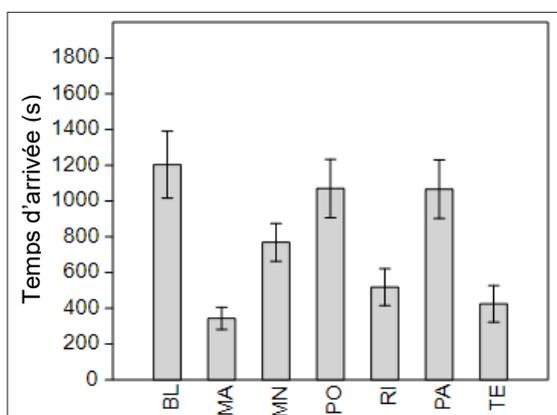
CA = caméra-appât ; 2 : bonne ; 1 : faible ; 0 : très faible.

### Attractivité des appâts

Les résultats du test d'attractivité des appâts ont été obtenus à partir des dispositifs placés à des profondeurs comprises entre 0,5 et 0,75 m quelle que soit la valeur de la transparence.

### Temps d'arrivée et temps de séjour

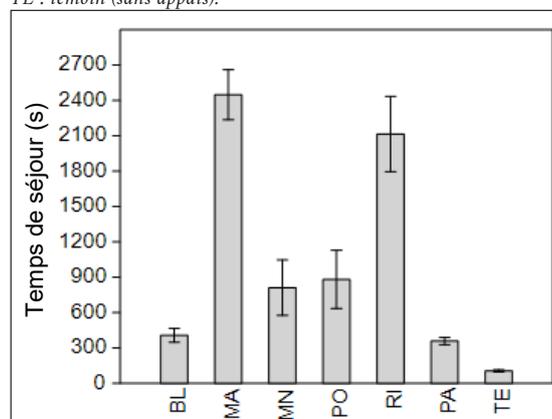
Le temps d'arrivée (TA) des poissons a varié d'un appât à l'autre (Figure 4). Les valeurs moyennes les plus élevées sont observées sur le son de blé (1204 s ou 20 min 04 s), la poudre de poisson séché (1071 s ou 17 min 51 s) et le tourteau de palmiste (1066 s ou 17 min 46 s) et les plus faibles, chez le son de maïs (344s ou 5 min 44 s) et le témoin (425 s ou 7 min 05 s). Quant au temps de séjour des poissons près des appâts, les valeurs moyennes ont affiché un temps de séjour plus long pour le maïs (2449 s ou 40 min 49 s) (Figure 5) et le riz (2115 s ou 35 min 15 s) et plus faibles pour le palmiste (359 s ou 5 min 59 s) et le témoin (107 s ou 1 min 47s). Les comparaisons du temps d'arrivée et de séjour ont montré des différences significatives entre les appâts (KW,  $p < 0,05$ ).



**Figure 4 :** Variation des temps d'arrivée (en secondes) des poissons en fonction des appâts. Les box indiquent les valeurs moyennes et l'écart-type.

BL : son de blé ; MA : son de maïs ; MN : pâte de manioc ; PO : poudre de poisson séché ; RI : son de riz ; PA : tourteau de palmiste ;

TE : témoin (sans appâts).



**Figure 5 :** Variation des temps de séjour (en secondes) des poissons en fonction des appâts. Les box indiquent les valeurs moyennes et l'écart-type.

BL : son de blé ; MA : son de maïs ; MN : pâte de manioc ; PO : poudre de poisson séché ; RI : son de riz ; PA : tourteau de palmiste ; TE : témoin (sans appâts).

### Espèces inventoriées et abondance relative

Quatorze (14) espèces appartenant à 7 familles et 10 genres ont été identifiées sur l'ensemble des stations d'étude identifiées dans le secteur du lac de Buyo adjacent au parc national de Taï (Figure 6 ; Tableau 3).

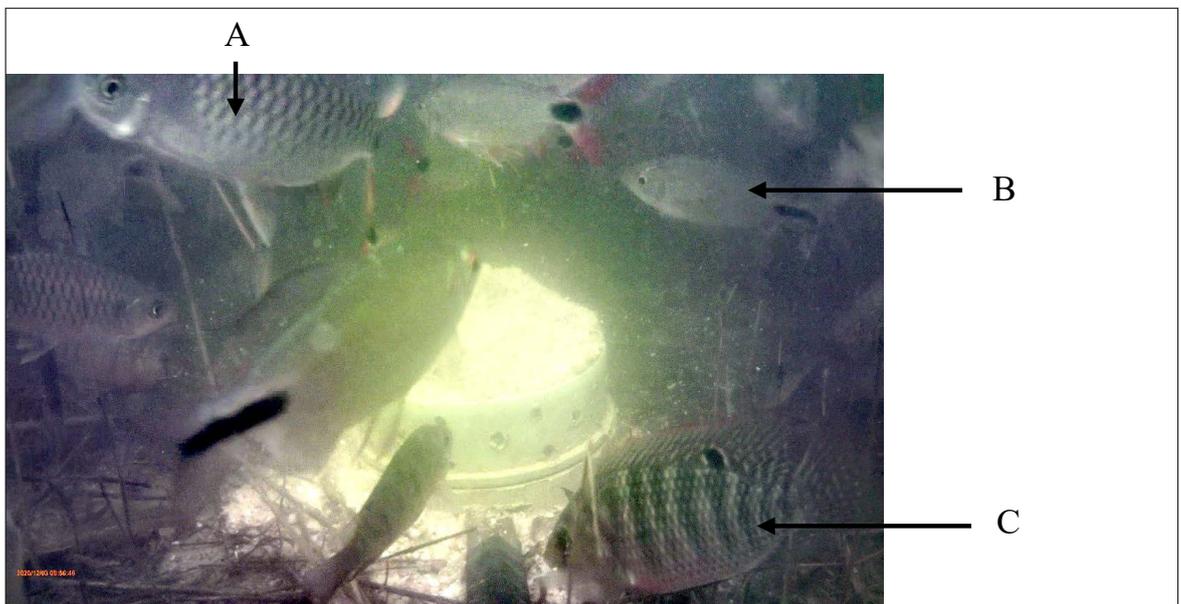
Au total, 2061 individus ont été dénombrés sur les différents types d'appât et le témoin durant la période d'étude. Parmi eux, *Enteromius macrops* (Boulenger, 1911) présente l'abondance la plus élevée (51,87%) suivi de *Brycinus longipinnis* (Günther, 1864) (17,03%) et *Coptodon zillii* (Gervais, 1848) (10,43%) tandis que les 4 espèces *Heterotis niloticus* (Cuvier, 1829), *Pellonula leonensis* Boulenger, 1916, *Labeo parvus* Boulenger, 1902 et *Lates niloticus* (Linnaeus, 1758) ont une abondance très faible (0,10%, 0,10%, 0,05%, 0,05% respectivement) (Figure 7). Des différences significatives ont été notées dans l'abondance totale des différentes espèces (KW,  $p = 0,000$ ).

Les espèces identifiées ont été classées en 5 catégories trophiques selon leurs préférences alimentaires : les insectivores (5 espèces), les omnivores, planctonivores et détritivores (2 espèces chacun), les carnivores et piscivores (une espèce chacun) (Tableau 4). Les insectivores, les omnivores et les planctonivores ont été observés sur tous les types d'appâts, les détritivores sur trois types d'appâts (BL, MA, RI), l'espèce carnivore (sur 3 types d'appâts MA, PO, RI) et l'espèce piscivore, sur un seul type d'appât, le maïs.

Le plus grand nombre d'espèces a été observé sur le son de maïs (Tableau 3) (13 espèces soit 92,9%) suivi du son de riz (10 espèces ; 71,4%). Le tourteau de palmiste, le manioc et le son de blé ont enregistré chacun le plus faible nombre d'espèces (5 espèces ;

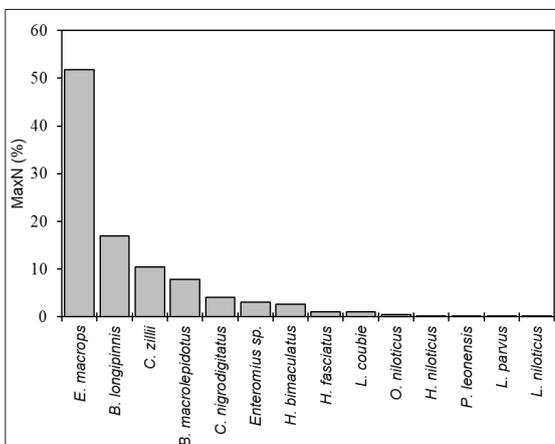
35,7%). Pour ce qui concerne le témoin, 6 espèces ont été enregistrées (42,9%). La comparaison du nombre d'espèces entre les différents appâts a indiqué une différence significative (KW ;  $p=0,010$ ). Les couples de comparaison suivantes MA-BL, MA-MN, MA-PO, MA-PA et MA-TE ont montré des différences significatives (MW,  $p<0,05$ ).

L'abondance des individus en fonction des appâts est présentée à la figure 8. Le son de maïs a présenté la plus grande abondance (45,80%) suivi du riz (26,49%) tandis que l'abondance était plus faible au niveau du son de blé (5,29%) et du témoin (4,37%) et les différences observées ont été significatives (KW,  $p=0,007$ ).

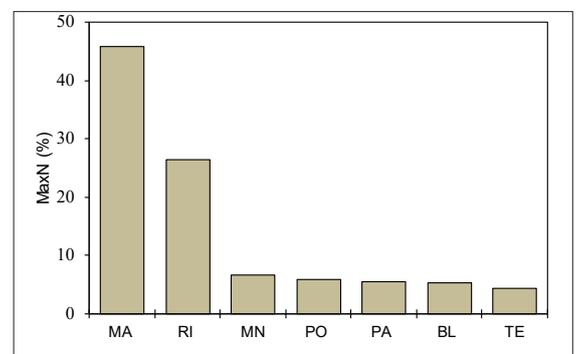


**Figure 6 :** Quelques espèces de poissons observées sur le son de maïs

A : *Brycinus macrolepidotus* ; B : *Brycinus longipinnis* ; C : *Oreochromis niloticus*.



**Figure 7 :** Abondance relative des espèces de poissons observées par les caméras d'action dans le lac de Buyo.



**Figure 8 :** Abondance relative des poissons observés par appât par les caméras d'action dans le lac de Buyo.

MA : son de maïs ; RI : son de riz ; MN : pâte de manioc ; PO : poudre de poisson séché ; PA : tourteau de palmiste ; BL : son de blé ; TE : témoin (sans appâts).

**Tableau 3 :** Liste des espèces de poissons observées par le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo.

Familles/Espèces	BL	MA	MN	PO	RI	PA	TE
<b>Clupeidae</b>							
<i>Pellonula leonensis</i> Boulenger, 1916		+					
<b>Osteoglossidae</b>							
<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)		+		+			
<b>Alestidae</b>							
<i>Brycinus longipinnis</i> (Günther, 1864)	+	+			+	+	
<i>Brycinus macrolepidotus</i> Valenciennes, 1850		+		+	+	+	+
<b>Cyprinidae</b>							
<i>Enteromius</i> sp.		+		+			+
<i>Enteromius macrops</i> (Boulenger, 1911)	+	+	+	+	+	+	+
<i>Labeo coubie</i> Rüppell, 1832	+	+			+		
<i>Labeo parvus</i> Boulenger, 1902					+		
<b>Claroteidae</b>							
<i>Chrysichthys auratus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)		+		+	+		
<b>Latidae</b>							
<i>Lates niloticus</i> (Linnaeus, 1758)		+					
<b>Cichlidae</b>							
<i>Coptodon zillii</i> (Gervais, 1848)	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hemichromis bimaculatus</i> Gill, 1862	+	+	+		+	+	+
<i>Hemichromis fasciatus</i> Peters, 1857		+	+		+		+
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)		+	+		+		
<b>TOTAL</b>	5	13	5	6	10	5	6
<b>POURCENTAGE</b>	35,7	92,9	35,7	42,9	71,4	35,7	42,9

BL : son de blé ; MA : son de maïs ; MN : pâte de manioc ; PO : poudre de poisson séché ; RI : son de riz ; PA : tourteau de palmiste ; TE : témoin (sans appâts).

**Tableau 4 :** Catégories trophiques des différentes espèces observées par le système de vidéosurveillance dans le lac de Buyo.

Catégories trophiques	Espèces	Références
Insectivore	<i>Pellonula leonensis</i> , <i>Heterotis niloticus</i> , <i>Brycinus longipinnis</i> , <i>Hemichromis bimaculatus</i> , <i>Hemichromis fasciatus</i>	Kouamé et al. (2006), Kouadio et al. (2019), Dietoa et al. (2007), Blay (1985)
Omnivore	<i>Brycinus macrolepidotus</i> , <i>Coptodon zilli</i>	Dietoa et al. (2006), Shep et al. (2013)
Planctonivore	<i>Enteromius macrops</i> , <i>Oreochromis niloticus</i>	Cambray (1983), Harbott (1982)
Détritivore	<i>Labeo coubie</i> , <i>Labeo parvus</i>	Olufeaga et al. (2016), Hugueny et Pouilly (1999)
Carnivore	<i>Chrysichthys nigroditatus</i>	Ouro-Sama et al. (2020)
Piscivore	<i>Lates niloticus</i>	Adebisi (1981)

## Discussion

La présente étude a permis d'analyser les performances des caméras d'action pour l'étude du peuplement ichtyologique du lac de Buyo. Des différences de visibilité ont été observées en fonction de la transparence de l'eau. Les caméras ont une visibilité plus élevée lorsque la transparence est supérieure à 0,80 m et la distance CA, inférieure ou égale à 0,50 m. En effet, ce paramètre est étroitement lié à de nombreux facteurs environnementaux, tels que la chlorophylle-a, la biomasse phytoplanctonique, les matières en suspension et l'état nutritionnel du milieu (Kemp *et al.*, 2005 ; Kukushkin, 2014 ; Kim *et al.*, 2015). Dans cette étude, les valeurs moyennes de transparence les plus élevées ont été obtenues à la station Dera (1,1 m), traduisant une faible transparence du lac de Buyo en comparaison au lac Ladoga (Russie), où les valeurs peuvent excéder 3 m (Naumenko, 2008). Cela peut être lié à l'accumulation de matières organiques provenant des zones situées en amont du fleuve Sassandra ; ce qui réduit la pénétration de la lumière dans le milieu. Cette étude montre ainsi, que les caméras d'action sont performantes pour l'identification des poissons dans les eaux continentales à transparence supérieure à 0,8 m et lorsque la distance Caméra-Appât est faible.

La méthode de vidéosurveillance a permis d'identifier 14 espèces de poissons dans le lac de Buyo qui ont eu une préférence pour certains types d'appâts. En effet, le maïs et le riz ont enregistré, respectivement, 13 et 10 espèces. Ce constat est certainement lié aux propriétés olfactives de chaque appât. La préférence d'un appât sur l'autre est souvent observée chez les poissons (Stobart *et al.*, 2007). De même, des essais d'appâts utilisant la sardine, le maquereau, le mullet et la crevette ont suggéré, que la sardine et le maquereau étaient de meilleurs appâts pour attirer les Serranidés (*Plectropomus laevis* (Lacepède, 1801), *Epinephelus merra* Bloch, 1793) et les Léthrinidés (*Lethrinus atkinsoni* Seale, 1910, *L. genivittatus* Valenciennes, 1830) (Langlois *et al.*, 2006). Les travaux de Langlois *et al.* (2006) ayant utilisé un dispositif appâté pour l'observation des poissons, ont identifié 14 espèces de poissons dans une réserve marine tandis que les travaux de Stobart *et al.* (2007) ont indiqué 51 espèces dans la Méditerranée. Ces variations peuvent être liées à plusieurs facteurs environnementaux. En effet, les facteurs affectant le nombre de poissons attirés par les engins appâtés comprennent la vitesse du courant, les seuils sensoriels des appâts, la vitesse de nage et la prédation (Løkkeborg *et al.*, 1995, Collins *et al.*, 2002). Dans le cas des espèces d'eaux peu profondes, des facteurs tels que la vision,

peuvent jouer un rôle important dans la détection des appâts, indépendamment de l'effet du panache d'odeur (Bailey et Priede, 2002).

Les dispositifs appâtés ont enregistré une abondance plus élevée de poissons comparativement au témoin ; ce qui suggère que les appâts ont une influence sur l'attractivité des poissons. Les espèces *Enteromius macrops* et *Brycinus longipinnis* ont obtenu la réponse la plus attrayante aux appâts en termes d'abondance. Les différences d'abondance pourraient être liées aux interactions entre les espèces. En effet, la présence de poissons prédateurs et la compétition alimentaire peuvent influencer l'abondance d'une espèce sur l'autre (Willis *et al.*, 2000). Les espèces telles que *Pellonula leonensis*, *Oreochromis niloticus* ont eu une abondance très faible, ce qui n'est pas lié à leur rareté dans le milieu (N'Dri *et al.*, 2020), mais probablement à leur faible capacité de détecter les odeurs et la présence de leurs prédateurs (Fermon et Bigorne, 2006). Dans la présente étude, un grand nombre d'espèces et d'individus planctoniques et insectivores ont été observés, contrairement aux espèces carnivores et piscivores. Cela peut être dû aux habitudes alimentaires de ces espèces, qui consomment pour la plupart de petites particules de nourritures propagées dans la colonne d'eau contrairement aux carnivores qui consomment des proies plus grandes (Lauzanne, 1988 ; Paugy et Lévêque, 2006). En effet, les trous perforés au niveau des pots à appâts sont susceptibles de diffuser de petites particules alimentaires dans le milieu aquatique.

Nos données ont montré, par ailleurs, que les poissons ont eu un temps moyen de séjour plus long sur le maïs (49 min 49 s) et le riz (35 min 15 s) comparativement aux autres appâts. Cela pourrait s'expliquer par la nature chimique des attractants et des stimulants contenus dans ces aliments, comme indiqué par Hara *et al.* (2011). Le temps moyen d'arrivée le plus élevé a été de 20 min 04 s et permet de suggérer qu'un temps de déploiement de 20 min suffit pour une étude où l'observation des espèces est le but principal. Par contre, pour une étude de la richesse spécifique, de la densité et de la diversité, il faudra tenir compte du temps de séjour des espèces sur les appâts, ce qui permettra d'obtenir les différentes métriques et avoir des données fiables. Un temps d'arrivée (TA) de 25 à 30 min a été indiqué chez *Pagrus auratus* (Forster, 1801) en Nouvelle-Zélande (Willis et Bacchcock, 2000) et un TA de 23 min chez des poissons tropicaux australiens (Cappo *et al.*, 2004).

Les caméras d'action ont permis de recenser 14 espèces de poissons dans le lac de Buyo alors que l'usage des engins de capture (filets et nasses) a indiqué la présence de 32 espèces (N'Dri *et al.*, 2020). Plusieurs raisons peuvent justifier cette différence. En effet, dans le cas des inventaires classiques, l'échantillonnage a eu lieu sur un plus large éventail d'habitats et dans les zones profondes prenant en compte les espèces benthiques et pélagiques, alors que cette étude s'est limitée aux zones peu profondes près des berges. De plus, la collecte des données a eu lieu en toutes saisons alors que la présente étude, par vidéosurveillance, s'est limitée à la période des basses eaux. Par ailleurs, l'exclusion compétitive

de certaines espèces par d'autres participants à l'appât a probablement influencé l'arrivée d'autres espèces de poissons comme déjà indiquée par d'autres auteurs (Willis et Babcock, 2000 ; Bailey et Priede, 2002). En effet, la présence du piscivore *Lates niloticus* aurait contribué à la réduction de l'attractivité des espèces proies. En raison des arguments ci-dessus, l'utilisation de caméras de vidéosurveillance doit tenir compte des paramètres liés à l'habitat, aux saisons hydrologiques et la compétition interspécifique pour l'obtention de données reflétant la diversité globale des milieux aquatiques. Cette méthode peut donc être considérée comme une meilleure alternative aux méthodes traditionnelles d'échantillonnage.

## Conclusion

Cette étude a indiqué un nombre relativement élevé d'espèces et d'individus dans une courte période, et a montré que l'efficacité des caméras testées est fortement dépendante de la transparence et de la profondeur de l'eau. En effet, cette technique d'observation peut contribuer à évaluer rapidement

la richesse spécifique et les comportements des communautés ichtyologiques des eaux superficielles. Toutefois, l'utilisation d'un dispositif couplé à 2 caméras vidéo peut permettre d'obtenir des informations précises sur la taille des poissons et analyser la dynamique des populations des espèces.

## Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce à l'appui logistique de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) qui a fourni les caméras utilisées dans cette étude. Les auteurs remercient également M.

DAGO Guy-Melaine Gbalou, doctorant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon-Guédé (Côte d'Ivoire), pour sa contribution à la collecte des données sur le terrain.

## Références bibliographiques

- Adebisi AA. 1981.** Analyses of the stomach contents of the piscivorous fishes of the Upper Ogun River in Nigeria. *Hydrobiologia*, 79(2) : 167-177.
- Armstrong JD, Bagley PM, Priede IG. 1992.** Photographic and acoustic tracking observations of the behaviour of the grenadier *Coryphaenoides (Nematonurus) armatus*, the eel *Synphobranchus bathybius*, and other abyssal demersal fish in the North Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 112 : 535-544.
- Bailey DM, Priede IG. 2002.** Predicting fish behaviour in response to abyssal food falls. *Marine Biology*, 141 : 831-840.
- Cambray JA. 1983.** The feeding habits of minnows of the genus *Barbus* (Pisces, Cyprinidae) in Africa, with special reference to *Barbus anoplus* Weber. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*, 9(1) : 12-22.
- Cappo M, Harvey E, Shortis M. 2007.** Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. *Cuttingedge Technologies in Fish and Fisheries Science*, 1 : 101-114.

- Cappo M, Speare P, De'ath G. 2004.** Comparison of Baited Remote Underwater Video Stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302 : 123-152.
- Collins MA, Yau C, Guilfoyle F, Bagley P, Everson I, Priede IG, Agnew D. 2002.** Assessment of stone crab (Lithodidae) density on the South Georgia slope using baited video cameras. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : 370-379.
- Costa C, Loy A, Cataudella S, Davis D, Scardi M. 2006.** Extracting fish size using dual underwater cameras. *Aquacultural Engineering*, 35 : 218-227.
- Dietoa YM, Da Costa KS, Gourène G. 2006.** Ecologie alimentaire de *Brycinus macrolepidotus* (Pisces ; Alestidae) dans le bassin de la Bia (Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, 18 (2) : 125-134.
- Dietoa YM, Gourène G, Ouattara A. 2007.** Habitudes alimentaires de *Brycinus longipinnis* dans le complexe fluvio-lacustre de la Bia, Côte d'Ivoire. *Belgian Journal of Zoology*, 137 (1) : 3-9.
- Favaro B, Lichota C, Cote IM, Duff SD. 2012.** TrapCam: an inexpensive camera system for studying deep-water animals. *Methods in Ecology and Evolution*, 3 : 39-46.
- Fermon Y., Bigorne R., 2006.** L'éthologie. In : Lévêque C., Paugy D. (Eds). Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme. IRD Éditions, Paris, 225-252.
- Froese R, Pauly D. 2021.** FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001.** PAST : Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1) : 1-9.
- Hara TJ. 2011.** Smell, taste and chemical sensing. In: Farrell AP (Ed.). Encyclopedia of fish physiology: from genom to environment, Vol 1. Academic Press/Elsevier, London/ Amsterdam, 183-235.
- Harbott BJ. 1982.** Studies on the feeding activities of *Sarotherodon niloticus* L. in Lake Turkana. In : Hopson AJ (Ed.) Lake Turkana. A report of the findings of the Lake Turkana Project 1972-1975. London, Overseas Development Administration, 1357-1368.
- Hugueny B, Pouilly M. 1999.** Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 54(6) : 1310-1325.
- Kemp WM, Boynton WR, Adolf JE, Boesch DF, Boicourt WC, Brush GS, Cornwell JC, Fisher TR, Glibert PM, Hagy JD. 2005.** Eutrophication of Chesapeake Bay: Historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303 : 1-29.
- Kim SH, Yang CS, Ouchi K. 2015.** Spatio-Temporal patterns of Secchi depth in the waters around the Korean Peninsula using MODIS data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164 : 172-182.
- Kimball ME, Able KW. 2012.** Tidal migrations of intertidal salt marsh creek nekton examined with underwater video. *Northeastern Naturalist*, 19: 475-486.
- Kouadio AN, Konan YA, Yao SS, Gogbé ZM, Gooré Bi G. 2019.** Food and feeding habits of *Hemichromis fasciatus* Peters, 1857 and *Heterotis niloticus* (Cuvier, 1829) in Lake Ehuikro (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(7) : 3039-3052.
- Kouamé MK, Ouattara A, Dietoa MY, Gourène G. 2006.** Alimentation du Clupeidae *Pellonula leonensis* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). *Cybium*, 30(2) : 145-150.
- Kukushkin AS. 2014.** Long-Term seasonal variability of water transparency in the surface layer of the deep part of the Black Sea. *Russian Meteorology and Hydrology*, 39 : 178-186.
- Langlois T, Chabanet P, Pelletier D, Harvey E. 2006.** Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *SPC Fisheries Newsletter*, 118 : 53-57.
- Lauzanne L. 1988.** Les habitudes alimentaires des poissons d'eau douce africains. In : Lévêque C, Bruton MN, Sentongo GW (Eds). Biologie et écologie des Poissons d'Eau Douce Africains, Éditions ORSTOM, Paris, 221-242.
- Løkkeborg S, Olla BL, Pearson H, Davis MW. 1995.** Behavioural responses of sablefish, *Anoplopoma fimbria*, to bait odour. *Journal of Fish Biology*, 46 : 142-155.
- N'Dri OR. 2020.** Identification et caractérisation des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire, 154p.

- N'dri OR, Konan YA, Monney AI, Koné T. 2020.** Inventaire spécifique et caractéristiques de quelques frayères du lac de Buyo dans le Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 145 : 14902-14913.
- Naumenko MA. 2008.** Seasonality and trends in the Secchi disk transparency of Lake Ladoga. *Hydrobiologia*, 599 : 59-65.
- OIPR. 2006.** Plan d'aménagement et la gestion du parc National de Taï, 99 p.
- Olufeagba SO, Okomoda VT, Benny. 2016.** Some Aspects of the Biology of *Labeo Coubie* Ruppell, 1832 and *Labeo senegalensis* Valenciennes, 1842 from Lower River Benue. *Journal of Fisheries Sciences.com*, 10(2) : 49-54.
- Ouro-Sama K, Afiademanyo KM, Solitoke HD, Tanouayi G, Badassan TEE, Ahoudi H, Gnandi K. 2020.** Diet and Food Consumption of the African Catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* Lacépède (1803) (Siluriformes: Claroteidae), from the Hydrosystem Lake Togo-Lagoon of Aného (South of Togo). *Journal of Environmental Protection*, 11 : 954-976.
- Paugy D, Lévêque C. 2006.** Régimes alimentaires et réseaux trophiques. In : Lévêque C, Paugy D. (Eds). Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme. IRD Éditions, Paris, 191-216.
- Paugy D, Lévêque C, Teugels GG. 2003a.** Poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, édition complète. Tome I. Édition IRD-MNHN-MRAC, Paris, Turvuren, 457 p.
- Paugy D, Lévêque C, Teugels GG. 2003b.** Poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, édition complète. Tome II. Édition IRD-MNHN-MRAC, Paris, Turvuren, 815 p.
- Sheaves M., Johnston R., Baker R. 2016.** Use of mangroves by fish : new insights from in forest videos. *Marine Ecology Progress Series*, 549 : 167-182.
- Sheehan EV, Coleman RA, Attrill MJ, Thompson RC. 2010.** A quantitative assessment of the response of mobile estuarine fauna to crab-tiles during tidal immersion using remote underwater video cameras. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 387 : 68-74.
- Shep H, Konan KM, Ouattara M, Ouattara A, Gourène G. 2013.** Comparative analysis of diet of two sympatric species of Tilapia in Ayamé man-made Lake (Côte d'Ivoire). *Livestock Research for Rural Development*, 25 : 1-7.
- Stobart B, García-Charton J, Espejo C, Rochel E, Goñi R, Reñones O, Herrero A, Crech'hriou R, Polti S, Marcos C, Planes S, Perez-Ruzafa A. 2007.** A baited underwater video technique to assess shallow water Mediterranean fish assemblages : methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345 : 158-174.
- Stoner AW, Laurel BJ, Hurst TP. 2008.** Using a baited camera to assess relative abundance of juvenile Pacific cod: Field and laboratory trials. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 354 : 202-211.
- Watson DL, Harvey E, Anderson MJ, Kendrick GA. 2005.** A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148 : 415-425.
- Willis TJ, Millar RB, Babcock RC. 2000.** Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 198 : 249-260.
- Wilson KL, Allen MS, Ahrens RNM, Netherland MD. 2014.** Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. *Marine and Freshwater Research*, 66 (1) : 10-22.



## Spatial and seasonal variation of ichthyofauna in the littoral zone of Lake Buyo (South-west Côte d'Ivoire) using video surveillance

Abo Kouakou Jean-Baptiste\*, Monney Attoubé Ida, Aliko N'Guessan Gustave, N'Dri Olga Rosemonde, Koné Tidiani

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

Article published on July 08, 2024

**Key words:** Baited camera, Diversity, Fish abundance, Lake Buyo, Ivory Coast

### Abstract

Video surveillance techniques are increasingly being used for aquatic research purposes because they are non-extractive and cause less disturbance to fish habitats. The aim is to use video surveillance as a sampling method to inventory fish in the littoral zones of Lake Buyo. Six baited cameras were used to sample the fish. Analysis of the video recordings enabled 18 species of fish to be identified, divided into 13 genera, 9 families and 7 orders. The best represented families were the Cyprinidae with 2102 individuals, the Cichlidae (1892 individuals) and the Alestidae (1772 individuals). *Enteromius macrops* (2057 individuals), *Coptodon zillii* (1387 individuals), *Brycinus macrolepidotus* (858 individuals), *Brycinus longipinnis* (831 individuals) and *Oreochromis niloticus* (469 individuals) were the most abundant species. Depending on the hydrological season, significant differences in species richness were observed between high water and low water seasons at all the stations. Analysis of the structure of the fish assemblages revealed a environment was more diverse and stable during periods of high water than during periods of low water. The use of video surveillance as a sampling method thus represents a important alternative for the collection of ichthyological data.

\*Corresponding Author: Abo Kouakou Jean-Baptiste ✉ [abokouakoujeanbaptiste@gmail.com](mailto:abokouakoujeanbaptiste@gmail.com)

## Introduction

As transition zones between terrestrial and aquatic environments, littoral zones represent the most heterogeneous, diverse and productive physical environment in lakes (Brind'Amour, 2005; Zohary and Gasith, 2014). The complexity and diversity of nearshore habitats provide more food resources for fish, stimulate spawning behaviour and generate refuges for many nearshore aquatic species (Schmieder, 2004 ; Kyle *et al.*, 2014).

Unfortunately, these ecosystems are subject to numerous anthropogenic pressures that considerably alter their role in the renewal of fish stocks. These pressures are mainly linked to intensive fishing, the use of chemical substances in agriculture, the destruction of forests and the reduction in the surface area or quality of habitats (Jones, 2002 ; Onana *et al.*, 2014 ; Monney *et al.*, 2016).

In Côte d'Ivoire, the Buyo dam lake is no exception to these pressures. Anthropogenic activities (fishing and agriculture) have harmful consequences for fish habitats and fish stocks, sometimes leading to the disappearance of fish species (N'Dri *et al.*, 2020). The fishing techniques and gear used by some fishermen are largely unregulated and very often considerably destroy the lake's coastal habitats, remove spawners from nests and catch all sizes of fish. Excessive variations in water level also threaten the lake's fish populations by altering feeding conditions through the reduction in prey populations (Anderson *et al.*, 2021), or by eliminating fish spawning sites (N'Dri, 2020).

However, although numerous studies have been carried out on Lake Buyo (Kouamé, 2010; Goli Bi *et al.*, 2019; Kouassi *et al.*, 2019), few investigations have focused specifically on the littoral zones of this lake, in particular the zone incorporating the Taï National Park, even though the latter is known to be an important spawning ground for fish (N'Dri, 2020). Hence the need to monitor the dynamics of fish in coastal areas in order to identify and even anticipate possible degradation that could affect them. Such monitoring can also help to understand the causes inherent in these changes. The

heritage and economic importance of Lake Buyo in Côte d'Ivoire alone justifies the introduction of such monitoring. The observation methods traditionally used to monitor aquatic ecosystems are based on experimental fishing. However, this extractive technique is destructive, which is undesirable in sensitive or protected areas (Pelletier, 2003 ; Kimball and Able, 2012; Sheaves *et al.*, 2016).

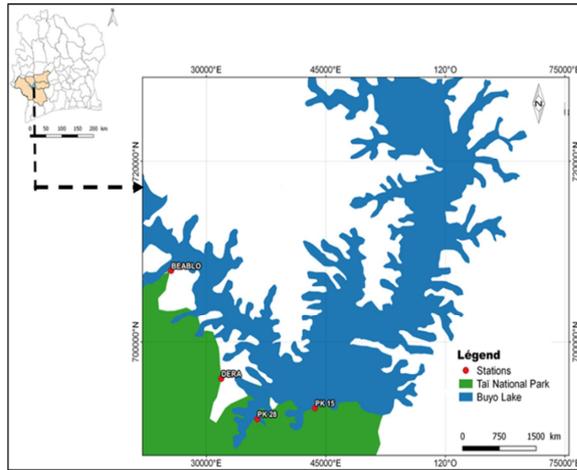
In this context, video surveillance is an interesting alternative, although it is still relatively little used for monitoring aquatic ecosystems (Pelletier *et al.*, 2006 ; Favaro *et al.*, 2012). Visual techniques have largely proved their worth and provide a fairly complete picture of fish populations. The general aim of this study is to use video surveillance to determine the composition of the ichthyofauna at different time and space scales in the littoral zone of Lake Buyo with a view to efficient management. Specifically, the aim is to determine the diversity and abundance of fish that frequent the littoral habitats of Lake Buyo.

## Materials and methods

### Study area

Located in the southwest of Côte d'Ivoire, Lake Buyo (1°14'-7°034 N, 6°54'-7°31'W) is the result of the construction of a hydroelectric dam on the Sassandra River, drowning approximately 8,400 hectares of forest (OIPR, 2006). It has an area of 920 km<sup>2</sup> and a watershed of 75,000 km<sup>2</sup>. The hydrological conditions of Lake Buyo during the year 2020 are marked by a season of high water (HW) (September to February 2020) and a season of low water (LW) (March to August 2020). Four sampling stations located in the coastal zone of Lake Buyo (Fig. 1), in the integral part of Taï National Park, were visited during 12 campaigns (January to December 2020). These stations were selected based on their accessibility and common characteristics. Station PK15 is closer to the hydroelectric dam and is subject to slow drying during low flow seasons. On the other hand, station PK28, less close to the hydroelectric dam than station Pk15, is characterized by rapid drying during low water periods. The Dera station is an intermediate zone between the Pk28 station and the Beablo station and is subject to slight drying out during low water seasons. As

for the Beablo station, it is located in an overflow zone of the Sassandra River and is characterized by very rapid drying during low water seasons.

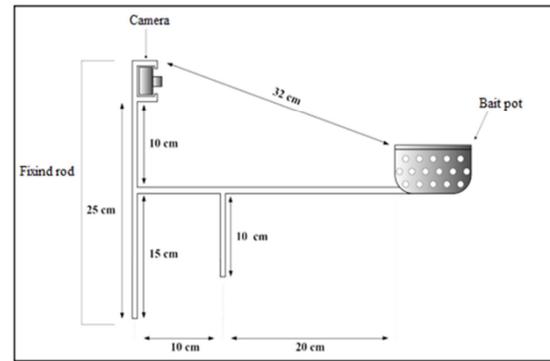


**Fig. 1.** Location of Lake Buyo sampling stations

#### Data collection

##### Sampling fish using baited cameras

The study of fish diversity and abundance in Lake Buyo was carried out using six baited devices separated from each other by at least 20 metres (Sheaves *et al.*, 2016). Each device consisted of an Apexcam Pro EIS Action model M 80 camera (supplied with a waterproof protective box and fitted with a 64 Gigabyte memory card), a bait pot and metal supports of the same type to which the camera and pot were attached. On each support, the cameras were placed horizontally (Fig. 2) so that the bait was in the camera's field of vision, making it easier to identify and count the fish (Cappo *et al.*, 2004). Each pot was perforated before being baited with 300g of food to accelerate the release of the odour into the environment. Of these devices, three contained rice bran and the other three contained maize bran. The optimum distance chosen between the camera and the bait pot was 30 cm (Abo *et al.*, 2021) (optimum distance obtained after the visibility test for good quality images). The choice of these baits and of this optimal distance was based on the results obtained after the bait test and the fish visibility test by the cameras (Abo *et al.*, 2021). The food was pre-cooked with a litre of water until a strong-smelling, water-resistant paw was obtained. A series of 1h30 recordings was made from 7am to 5.30pm.



**Fig. 2.** Diagram of the experimental baited camera system used to sample fish in Lake Buyo

##### Analysis of video sequences

In the laboratory, the video sequences were viewed on a computer using players (Gom Player and VLC). These players are capable of low-speed playback and image optimisation (contrast, brightness and colour saturation) to make it easier to identify and count the fish. Fish were identified using the identification keys of Paugy *et al.* (2003 a and b) and species names were updated in Fishbase (Froese and Pauly, 2021). When it was not possible to identify the individual clearly, identification was made at least at family level, and if possible at genus level. The total recording time of an underwater camera (1 h 30 min) was first sequenced into 15 minutes. Each 15 minutes sequence was then subdivided into 30 seconds intervals (i.e. 30 30 second intervals). For each number of fish counted in 30 seconds, an average value for each set (MaxNA) over 15 minutes was calculated. This measurement provides an index of fish abundance through repeated observations of the same individuals (Stoner *et al.*, 2007). When there were too many individuals in the field of view of the cameras, images were captured to count the fish individuals present. Only visible fish were counted.

##### Data analysis

The fish population captured by the video surveillance system was characterised using the following indices: species richness, Shannon and equitability indices, percentage of occurrence and abundance.

The Shannon index (Shannon, 1948) was used to measure the degree of organisation of the stand. It was

calculated according to the following equation:  $H' = - \sum (ni/N) \ln (ni/N)$ , where  $H'$  = Shannon and Weaver (1949) index;  $ni$  = number of individuals of species  $i$ ;  $N$  = total number of individuals of all species.

Pielou's equitability index (1966) was used to assess the quality of the distribution of individuals within species in the environment. It is calculated using the formula:  $E = H'/\text{Log}_2Rs$  where  $E$  = equitability index;  $H'$  = Shannon-Weaver index;  $Rs$  = number of species.

The percentage of occurrence ( $F$ ) provides information on the environmental (habitat) preferences of a given species. It is obtained using the formula  $F = (Fi \times 100) / Ft$ . Depending on the value of  $F$ , the following classification is adopted (Dajoz, 2000): constant species ( $F \geq 50 \%$ ), accessory species ( $25 \leq F \leq 50 \%$ ) and accidental species ( $F < 25 \%$ ).

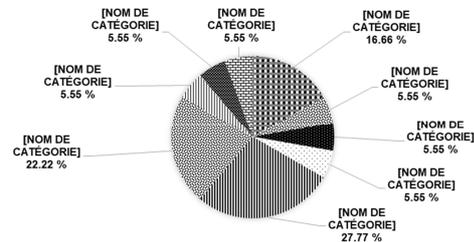
The non-parametric Mann-Whitney test was used to assess the importance of hydrological variations (high and low water) on fish populations. The test was significant at  $p < 0.05$ . The tests were carried out using STATISTICA version 7.1 software.

**Results**

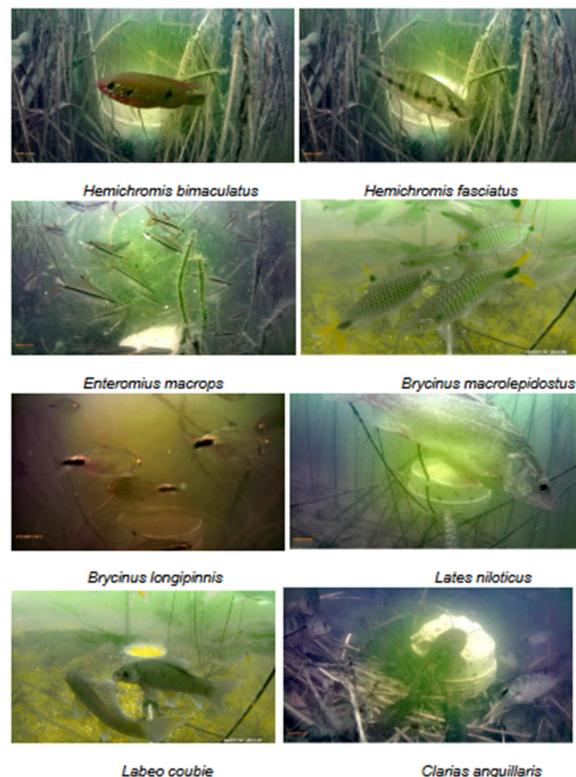
*Qualitative analysis of fish community in the littoral zone of Lake Buyo*

This study identified 18 species of fish divided into 13 genera, 9 families and 7 orders (Table 1). Analysis of the species composition showed that the best represented families in terms of species were the Cichlidae (5 species representing 27.77%); the Cyprinidae (4 species representing 22.22%) and the Alestidae (3 species, or 16.66%) (Fig. 3). The other families (Clariidae, Claroteidae, Clupeidae, Schilbeidae, Latidae and Osteoglossidae) were each represented by a single species (i.e. 5.55% per family) (Fig. 3). Fig. 4 shows images of some of the fish species observed by the video surveillance system. The highest species richness was recorded during the high water seasons at all stations. The Beablo station recorded the highest diversity (14 species) during the high-water period. However, during the low-water period, the lowest diversity (3 species) was recorded at the Pk28 and Pk15

stations (Fig. 5). Significant differences in species richness were observed between the low and high water seasons at each sampling station (Mann-Whitney U test;  $p < 0.05$ ).



**Fig. 3.** Contribution (%) of families to the species richness of fish observed in the littoral habitats of Lake Buyo between January and December 2020



**Fig. 4.** Image captures of some fish species observed in the field of view of the cameras deployed on Lake Buyo

*Occurrence of sampled species*

The analysis of occurrence indicates 9 very frequent species including 5 species recorded on 4 stations, i.e. 100 % and 4 species recorded on 3 stations out of 4, i.e. 75 %, 4 fairly frequent species listed in 2 out of 4 stations, i.e. 50 %, 4 species recorded at 1 station, i.e. 25 % (Table 1).

**Table 1.** List of fish species observed in Lake Buyo from January to December 2020 using the video surveillance system at the various sampling stations in Lake Buyo

Order	Family	Species	Beablo	Dera	Pk15	Pk28	F(%)
Characiformes	Alestidae	<i>Brycinus longipinnis</i>	+		+	+	75
		<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	+	+	+	100
		<i>Brycinus</i> sp.	+		+		50
Siluriformes	Claroteidae	<i>Chrysihtys nigrodigitatus</i>	+	+	+		75
	Clariidae	<i>Clarias anguilaris</i>	+			+	50
Cichliformes	Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i>	+				25
	Cichlidae	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	100
		<i>Hemichromis bimaculatus</i>	+	+	+	+	100
		<i>Hemichromis fasciatus</i>	+		+	+	75
		<i>Oreochromis niloticus*</i>	+	+	+	+	100
		<i>Sarotherodon melanotheron</i>	+		+		50
		<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	100
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Enteromius sublineatus</i>	+	+	+		75
		<i>Labeo coubie</i>	+	+			50
		<i>Labeo parvus</i>		+			25
		<i>Heterotis niloticus*</i>	+	+	+		75
Osteoglossiformes	Osteoglossidae	<i>Lates niloticus</i>				+	25
Atheriniformes	Latidae	<i>Pellonula leonensis**</i>		+			25
Clupeiformes	Clupeidae						
7	9	18	15	11	12	9	

+: presence; \*: introduced species; \*\*: estuarine or marine species ; F : Frequency of occurrence.

**Table 2.** Shannon-Weaver diversity and Pielou equitability index for fish community on the littoral zone of Lake Buyo at different hydrological seasons

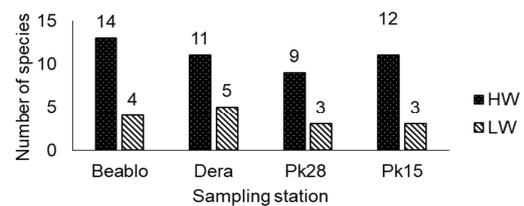
Seasons	Beablo		Dera		PK15		PK28	
	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E
High water	1.85	0.72	1.51	0.63	1.47	0.67	1.61	0.67
Low water	1.3	0.93	1.06	0.66	0.76	0.62	0.68	0.69

Shannon index= H' ; Equitability = E

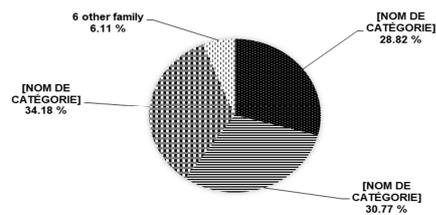
*Quantitative analysis of fish community in the littoral zone of Lake Buyo*

A total of 6148 fish specimens were observed at all the stations sampled. Analysis of the data showed that the most abundant families in terms of individuals were the Cyprinidae (2102 individuals or 34.18%), the Cichlidae (1892 individuals or 30.77%) and the Alestidae (1772 individuals or 28.82%). The other families (Clariidae, Claroteidae, Clupeidae, Osteoglossidae and Centroponidae) represented a total of 382 individuals or 6.21 % (Fig. 6). The species *Enteromius macrops* (2057 individuals or 33.46 %), *Coptodon zillii* (1387 individuals or 22.56 %), *Brycinus macrolepidotus* (858 individuals or 13.95 %), *Brycinus longipinnis* (831 individuals or 13.51 %) and *Oreochromis niloticus* (469 individuals or 7.63 %) were the most abundant in the present study (Fig. 7). The 13 other species totalled 546 individuals, or 8.88% of the fish observed (Fig. 7). The greatest abundance of fish was observed during the high-water season at all stations. The Beablo station recorded the extreme values (HW = 80.9%; LW= 19.1%) for this

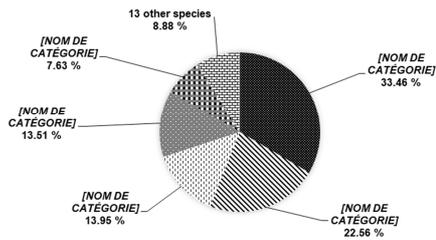
abundance (Fig. 8). Significant differences were observed between hydrological seasons at each station (Mann-Whitney U test;  $p < 0.05$ ).



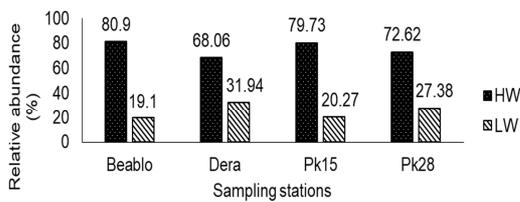
**Fig. 5.** Variation in specific richness according to the hydrological seasons in Lake Buyo sampling stations



**Fig. 6.** Relative abundance (%) of fish families recorded in the littoral zone of Lake Buyo from January to December 2020



**Fig. 7.** Relative abundance (%) of fish species inventoried in the littoral zone of Lake Buyo from January to December 2020



**Fig. 8.** Relative abundance (%) of fish counted during high and low water periods at each sampling station

*Diversity indices*

The Beablo station recorded the highest values (high water: 1.85; low water: 1.3) of the Shannon index whatever the water level (Table 2). However, station Pk15 had the lowest value (high water: 1.47) of the Shannon index during the high-water period and station Pk28 recorded the lowest value (low water: 0.68) of this parameter during the low-water period (Table 2). On the other hand, the highest values of the equitability index were obtained during low-water periods at almost all the stations, with a maximum value of 0.93 recorded at the Beablo station. The Pk15 station obtained the lowest equitability index value during low-water periods, with a value of 0.62. The Mann-Whitney test showed no significant difference in these indices between the hydrological seasons at each station ( $p > 0.05$ ).

**Discussion**

The cameras installed at the sampling stations enabled 18 species of fish to be observed in the littoral zone of Lake Buyo. This result is probably linked to the sampling method, which has the advantage of attracting fish present in the environment into the cameras' field of view. Indeed, Willis *et al.* (2000) and Zarco-Perello and Susana (2019) reported that the use of baited cameras in aquatic environments increases the number of species

and individuals near the cameras. This specific richness is in agreement with that obtained by N'Dri (2020), who identified 17 species of fish in this same environment using extractive methods, combining day fishing and night fishing. However, certain species such as *Brycinus macrolepidotus* and *Enteromius sublineatus* observed with video surveillance do not appear on the list of species obtained by N'Dri (2020). This could be explained by the fact that some fish species that avoid extractive fishing gear are observed using video surveillance (Cappo *et al.*, 2006). This is the case, for example, of the studies carried out by Stoner *et al.* (2007) in two bays located in Alaska recorded various flatfish from video surveillance but these were absent in captures made with extractive fishing gear.

Qualitative analysis of the fish population revealed that the fish population in the littoral zone of Lake Buyo is dominated by the Cichlidae (5 species), Cyprinidae (4 species) and Alestidae (3 species) families. This dominance is probably linked to the ability of representatives of these families to withstand a wide range of environmental conditions (Lévêque and Paugy, 2006). In fact, these families have a very varied diet and develop a great capacity for behavioural adaptation in certain types of habitat where food is present (Lévêque and Agnèse, 2006). The composition of the ichthyofauna in the littoral zone of Lake Buyo is similar to that observed in African lakes of the same type, such as Ihéma (Rwanda), Tiga (Nigeria), Georges (Uganda) and Toho-todougba (Benin), where these families are important components of the ichthyofauna (Gwahaba, 1975; Plisnier *et al.*, 1988; Adite and Winemiller, 1997; Balogun, 2005). Fish species richness and abundance do not vary between stations. This shows that the littoral zone of Lake Buyo is relatively stable and is capable of providing sufficient food, shelter and breeding sites for riparian fish species. However, significant variations in fish species richness and abundance were observed at all stations, depending on the hydrological season. This could be explained by the variation in hydrological conditions in Lake Buyo following the construction of a second dam (the Soubré dam) on the Sassandra River (Anderson *et al.*, 2021). Among the rivers of Côte d'Ivoire, the Sassandra River has undergone two

developments, leading to the creation of the Buyo and Soubré dam lakes. The species richness and abundance of the fish fauna are greater during periods of high water than during low water. This result could be explained by the hydrological variability of this environment, which has major consequences for the biology of species and the dynamics of fish populations (Lévêque and Paugy, 2006). Indeed, rising water supplies the ecosystem with food resources, stimulates spawning behaviour and generates refuges for fish during key phases of the biological cycle (Reid and Sydenham, 1979). On the other hand, abrupt water withdrawal leads to a loss of habitat and food. Similar results were noted in Lake Hlan in Benin by Montchowui *et al.* (2008) and in Lake Buyo by N'Dri (2020). These authors used extractive fishing gear to collect data.

The present study indicates that *Enteromius macrops* (33.46 %) is the most abundant species, followed by *Coptodon zillii* (22.56 %), *Brycinus macrolepidotus* (13.95 %), *Brycinus longipinnis* (13.51 %) and *Oreochromis niloticus* (7.63%). This trend could be explained by the fact that the *Enteromius macrops* species, being small in size, could easily escape extractive fishing gear. The population structure obtained in the present study is quite different from that observed by N'Dri (2020) in the same Buyo lake, who obtained a proportion of 26.87 % for *Coptodon zillii*, compared with 13 % for *Enteromius macrops*. The organisation of the fish population in the littoral zone of Lake Buyo was analysed using the Shannon and equitability indices. The values of the Shannon index (H') indicate that the environment is more diversified during the high-water seasons and well balanced during the low-water seasons.

### Conclusion

A study of the fish population using the video surveillance method identified 18 species of fish divided into 13 genera, 9 families and 7 orders at all the stations identified. The Cichlidae (5 species), Cyprinidae (4 species) and Alestidae (3 species) are the most diverse families. Five species (*Enteromius macrops*, *Coptodon zillii*, *Brycinus longipinnis*, *Brycinus macrolepidotus* and *Brycinus sp.*) are constant in the coastal habitats of Lake Buyo. The quantitative study shows that the

Cyprinidae, Cichlidae and Alestidae families are the most abundant. In terms of species, *Enteromius macrops* and *Coptodon zillii* dominate. The drop in water level had a major impact on the diversity and abundance of fish at all the sampling stations. The fish population is more diverse and stable during high-water seasons than during low-water seasons. Video surveillance is therefore a non-destructive method that has made it possible to carry out a qualitative and quantitative inventory of fish communities while preserving them in their environment. This method makes it possible to obtain a representative sample of fish populations in coastal areas. In addition, the videos obtained are permanent recordings, enabling future comparative analyses and can be used for public awareness campaigns.

### Acknowledgements

This work is part of the project entitled "Evaluation of the diversity of the ichthyofauna of the coastal zone of the Buyo dam lake (South-West of Ivory Coast) through the use of Sports Cameras Waterproof". The authors would like to thank the Ivorian Office of Parks and Reserves (OIPR) and the Strategic Support Program for Research and Higher Education (PASRES) for their financial support.

### References

- Abo KJB, Konan YA, Monney AI, N'Dri OR, Koné T.** 2022. Utilisation de caméras appâtées pour le suivi de la faune ichthyologique du Lac de Buyo (Bassin du Sassandra, Côte d'Ivoire). *REB-PASRES* **6(2)**, 47-58.
- Adite A, Winemiller KO.** 1997. Trophic ecology and ecomorphology of fish assemblages in coastal lakes of Benin, West Africa. *Ecoscience* **4(1)**, 6-23.
- Anderson YK, Aristide KY, Mamadou B, Gervais NK, Tidiani K.** 2021. Impact des aménagements hydroélectriques sur le peuplement des poissons du lac de barrage de Buyo et de la zone périphérique (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal ESJ* **17(40)**, 273.
- Balogun JK.** 2005. Fish distribution in a small domestic water supply reservoir: A case study of Kangimi Reservoir, Kaduna, Nigeria. *Journal Applied Sciences Environnement*, 832-837.

- Brind'Amour A.** 2005. Arbre de régression multivariable : application à une communauté de poissons littoraux d'un lac du Bouclier canadien. Comptes rendus des 12 èmes rencontres de la Société Francophone de Classification Quebec (Canada), 5.
- Cappo M, Speare P, De'ath G.** 2004. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **302**, 123-152.
- Cappo M, Harvey E, Shortis M.** 2006. Counting and measuring fish with baited video techniques - an overview. *Australian Society for Fish Biology* **123**, 101-114.
- Dajoz R.** 2000. Précis d'écologie. 7 ième éditions. Dunod Paris, 615.
- Favaro B, Lichota C, Cote IM, Duff SD.** 2012. TrapCam: an inexpensive camera system for studying deep-water animals. *Methods in Ecology and Evolution* **3**, 39-46.
- Froese R, Pauly D.** 2021. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available at [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- Goli-Bi BEP, Kamelan TM, Kien KB, Berté S, Kouamélan EP.** 2019. The spatiotemporal dynamics of the fish assemblage of the man-made Lake Buyo (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquaculture* **11(3)**, 72-85.
- Gwahaba JJ.** 1975. The distribution, population density and biomass of fish in an equatorial lake, Lake Georges, Uganda. *Proceedings of the Royal Society of London* **190**, 393-414.
- Jones RF, Baltz DM, Allen RL.** 2002. Patterns of resource use by fishes and macroinvertebrates in Barataria Bay, Louisiana. *Marine Ecology Progress Series* **237**, 271-289.
- Kimball ME, Able KW.** 2012. Tidal migrations of intertidal salt marsh creek nekton examined with underwater video. *Northeast Naturalist* **19**, 475-486.
- Kouamé KA.** 2010. Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 219.
- Kouassi KHD, Kamelan TM, Berté S, Kouamélan EP.** 2019. Paramètres de reproduction de *Synodontis koensis* Pellegrin, 1933 (Siluriformes, Mochokidae) dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* **132**, 13461-13474.
- Kyle LW, Micheal SA, Robert NMA, Michael DN.** 2014. Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. *Marine and Freshwater Research* **66**, 10-22.
- Lévêque C, Agnèsè JF.** 2006. La diversité des poissons africains : l'héritage de l'évolution. In: *Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme* (Lévêque C. & Paugy D., eds). IRD Paris (France), 89-103.
- Lévêque C, Paugy D.** 2006. Les caractéristiques générales de la faune ichtyologique. In: *Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme* (Lévêque C. & Paugy D., eds). IRD Paris (France), 45-56.
- Monney IA, Ouattara IN, Etilé RN, Aka MN, Bamba M, Koné T.** 2016. Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *Journal of Applied Biosciences* **98**, 9344-9353.
- Montchowui E, Chikou A, Kogbeto MJ, Lalèyè P.** 2008. Biodiversité et structure des communautés de poissons du lac Hlan au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Science* **2(2)**, 196-206.

- N'Dri OR.** 2020. Identification et caractérisation des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, 183.
- N'Dri OR, Konan YA, Monney AI, Koné T.** 2020. Inventaire spécifique et caractéristiques de quelques frayères du lac de Buyo dans le Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* **145**, 14902-14913.
- OIPR.** 2006. Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc National de Taï. OIPR Abidjan, 99.
- Onana FM, Zébazé TSH, Nyamsi TNL, Domche THB, Ngassam P.** 2014. Distribution spatio-temporelle du zooplancton en relation avec les facteurs abiotiques dans un hydrosystème urbain : le ruisseau Kondi (Douala, Cameroun). *Journal of Applied Biosciences* **82**, 7326-7338.
- Paugy D, Lévêque C, Teugels GG.** 2003a. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome I. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 457.
- Paugy D, Lévêque C, Teugels GG.** 2003b. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome II. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 815.
- Pelletier D, Verdoit M, Bellail R.** 2003. Are commercial logbook and scientific CPUE data useful for characterizing the spatial and seasonal distribution of exploited populations? The case of the Celtic Sea whiting. *Aquatic Living Resources* **16(6)**, 467-485.
- Pelletier D, Claudet J, Roussel S, Rey VH.** 2006. Spatial management of inshore areas: Theory and practice. *Vie et Milieu* **56(4)**, 301-305.
- Plisnier PD, Micha JC, Frank V.** 1988. Biologie et exploitation des poissons du lac Ihema (Bassin Akagera, Rwanda).
- Reid GM, Sydenham H.** 1979. A checklist of Lower Benue river fishes and an ichthyogeographical review of the Benue River (West Africa). *Journal of Natural History* **13**, 41-67.
- Schmieder K.** 2004. European lake shores in danger concepts for a sustainable development. *Limnologia* **34**, 3-14.
- Shannon CE.** 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal* **27**, 379-423, 623-656.
- Sheaves M, Johnston R, Baker R.** 2016. Use of magroves by fish: new insights from in forest videos. *Marine Ecology Progress Series* **549**, 167-182.
- Stoner AW, Laurel BJ, Hurst TP.** 2007. Using a baited camera to assess relative abundance of juvenile Pacific cod: Field and laboratory trials. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **345**, 230-239.
- Willis TJ, Babcock RC.** 2000. A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Marine and Freshwater Research* **51(8)**, 755-763.
- Zarco-Perello S, Enríquez S.** 2019. Remote underwater video reveals higher fish diversity and abundance in seagrass meadows, and habitat differences in trophic interactions. *Scientific Reports* **9**, 65-96.
- Zohary T, Gasith A.** 2014. The littoral zone. *Aquatic Ecology* **6**, 517-532.



(RESEARCH ARTICLE)



## Identification of fish behaviours in littoral habitats of Lake Buyo (south-west Ivory Coast) using video surveillance

Kouakou Jean-Baptiste Abo \*, Olga Rosemonde N'Dri, N'Guessan Gustave Aliko, Attoubé Ida Monney and Tidiani Koné

*Biodiversity and Tropical Ecology Laboratory, Jean Lorougnon Guédé University, Ivory Coast.*

World Journal of Advanced Research and Reviews, 2024, 22(03), 938-953

Publication history: Received on 01 May 2024; revised on 09 June 2024; accepted on 11 June 2024

Article DOI: <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.22.3.1680>

### Abstract

Video surveillance is a non-extractive and less disruptive method of observing fish in their natural environment. Increasingly used, this technique makes it possible to describe the behaviour of fish in their habitat. In Côte d'Ivoire, the use of waterproof cameras for ichthyological purposes is still not widespread. This study proposes to use video surveillance to identify the different behaviours performed by fish in the littoral habitats of the Buyo dam lake. The objective is to know the mode how fish use the littoral habitats of Lake Buyo in order to provide managers with important data for developing programmes to preserve and manage these environments. Four unbaited camera systems were deployed at each station between 7 am and 6 pm. In the laboratory, various criteria were used to identify the behaviour of the fish. The results show that 8 species of fish frequented the littoral habitats of Lake Buyo to feed, reproduce and protect themselves from predators. Feeding (62.70%) was the most frequently observed activity, followed by reproduction (32.32%). The Dera and Pk15 stations recorded the highest number of species and behaviours. These behaviours varied according to species; *Coptodon zillii* stood out by displaying the highest average frequency (32.12 activities/day) of all types of behaviour observed in fish. The data from this study are essential for developing strategies to effectively conserve coastal areas in order to ensure the long-term survival of the species.

**Keywords:** Fish Populations; Ecological Behaviors; Littoral Habitats; Video Surveillance; Lake Buyo

### 1. Introduction

Littoral zones are essential habitats for many fish species [1. 2. 3]. The structural complexity and heterogeneity of littoral habitats are known to promote biodiversity, production and food web complexity [4. 5-8]. Most fish in lake environments use the littoral zone on a diurnal, seasonal or ontogenetic scale [9. 10. 11] for feeding, spawning, rearing or as a refuge habitat from predators [12. 13. 2]. However, despite their importance to Lake Buyo, littoral zones are subject to numerous anthropogenic pressures that can jeopardize not only the natural balance of the environment but also fish stocks [14. 15]. These disturbances can lead to changes in the behavior of fish species, with general effects on the distribution and abundance of fish populations [16]. They can also trigger the migration of certain species during periods of high and low water [17]. Understanding how fish use coastal habitats therefore requires special attention to measure the protection and sustainable management of these environments. For this, it is necessary to implement sampling strategies that take into account the most relevant sampling frequencies to best monitor fish behavior [18]. Indeed, the habitats in which fish live are often difficult to access, creating unique challenges for sampling strategies aimed at assessing habitat use and estimating demographic trends for the management of freshwater fish and their environment [19]. However, the methods generally used (fishing using extractive fishing gear) for the behavioral study of fish do not make it possible to monitor and better describe the behavior of fish in the habitats they colonize to meet their needs [20. 21. 19]. However, other methods such as fish observation using underwater cameras solve many of the

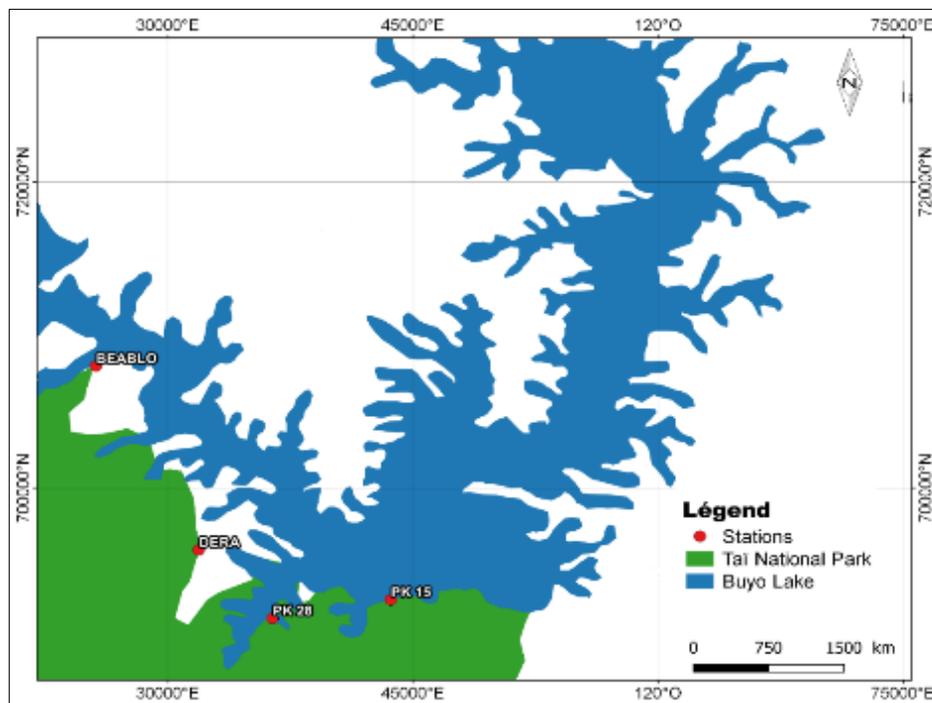
\* Corresponding author: Abo Kouakou Jean-Baptiste

problems associated with sampling in difficult-to-access habitats and offer the possibility of collecting data at a level of detail never before achieved in fish habitats [22]. Although not without its limitations [3] underwater video makes it possible to determine which species use habitats, their temporal patterns of use and their behaviors in the habitat. The main objective of this work is to know the mode how fish use the littoral zones of Lake Buyo. More specifically, it aims to: (1) make an inventory of the different fish species that use the littoral habitats of Lake Buyo to fulfill their needs; (2) identify the different behaviors performed by fish in the littoral habitats of Lake Buyo; (3) determine the frequency of the types of behaviors performed by fish in the littoral habitats of Lake Buyo.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study environment

Lake Buyo is located in the southwest of Côte d'Ivoire, between 06°14' and 07°03' north latitude and 06°54' and 07° 31' west longitude (Figure 1). It comes from a hydroelectric dam built on the Sassandra River, 4 km downstream from the confluence with the N'Zo River, on the edge of the Taï National Park and drowning approximately 8,400 hectares of forest [24]. This lake covers an area of 920 km<sup>2</sup> with a catchment area of 75,000 km<sup>2</sup>. The hydrological conditions of Lake Buyo during the year 2020 are marked by a period of high water (September to February) and a period of low water (March to August). Four sampling stations were chosen in the part of the lake which includes the Taï National Park based on accessibility: PK15 (07°08'031"N and 06°90'863"W), PK28 (07°00'490"N and 06°90'217"W); Dera (07°03'599"N and 06°96'442"W) and Beablo (06°91'654" N and 07°06'554" W). The stations were characterised according to the protocol implemented by IFREMER on the AMBIO programme (Pelletier *et al.*, 2016). Thus, stations Dera and Pk15 are habitats characterised by dense, tall seagrass beds, station Beablo is characterised by a sparse seagrass bed and station Pk28 is characterised by a short seagrass bed..



**Figure 1** Location of sampling stations in Lake Buyo (Ivory Coast).

### 2.2. Data collection

The present study was carried out between January 2020 and December 2020. The behavioral study of fish in the littoral habitats of Lake Buyo was carried out using three observation devices separated from each other by at least 20 meters [22]. Each device consists of a camera (Brand APEXAM; model M80; number of pixels 20 MP; resolution 4K; type of lens wide angle) and a support on which the camera is fixed horizontally (Figure 2), thus facilitating the identification of fish present in the field of the cameras [25]. Before deploying the recording devices, the indicator light on each camera was sealed with black adhesive tape to prevent the flashing light from affecting fish behavior. The device was deployed

manually and video recordings lasted 1h30 min. After the 1h30 minutes of recording, the devices were removed to replace the batteries. At each station, four deployments per device were carried out per day, two days per month.

### 2.3. Data analysis

In the laboratory, video sequences, previously recorded on DVD disks, were viewed with a computer using players (Gom Player and VLC). These players are capable of low-speed playback and image optimization (contrast, brightness and color saturation) to facilitate fish identification [26]. Fish were identified using the identification keys of Paugy et al. [27 a and 28 b] and species names were updated in Fishbase [29]. The various behaviors performed by the fish were identified using a number of criteria : Fish spawning behaviour has been defined according to the activities listed by Lévêque & Paugy [30], Gophen [31] et N'Dri [15]. These activities are:

- Nest Building ;
- Egg And Larva Guarding ;
- Egg-Laying Behavior;
- Egg Fertilization;
- Spawning Aggregation.

As for fish feeding behaviors, they were defined according to the activities proposed by Soria [32] and Sheaves et al. [22]:

- Collecting food from seagrass beds,
- Bottom feeding,
- Foraging on and in the water column;

Leak or avoidance behaviors defined according to the activities observed by Munsch et al. [33] and Sheaves et al. [22]:

- Moving away from prey when approaching predators ;
- Camouflage of prey when approaching predators.

Predation-related behaviors are described according to the activities proposed by Savino & Stein [34]:

- Seeking: when the animal explores the environment without orienting itself directly towards the prey;
- Following: when the animal moves slowly towards the prey;
- Pursuit: when the animal follows the prey at high speed;
- Attack: when the animal strikes the prey;
- Capture: when the animal engulfs and handles its prey.

### 2.4. Statistical analysis

#### 2.4.1. Frequency (F) of behavior types by species

The frequency (F) of behavior types by species is calculated using the following formula:

$$F = \frac{Nc}{t}$$

Where: Nc = Number of times a behavior occurs

t = Time of observation.

### 2.5. Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests

Non-parametric Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests were used to determine the degree of significance of frequency between stations and between periods (high and low water). Tests are significant at  $p < 0.05$ . These tests were performed using STATISTICA software version 7.1.

### 3. Results

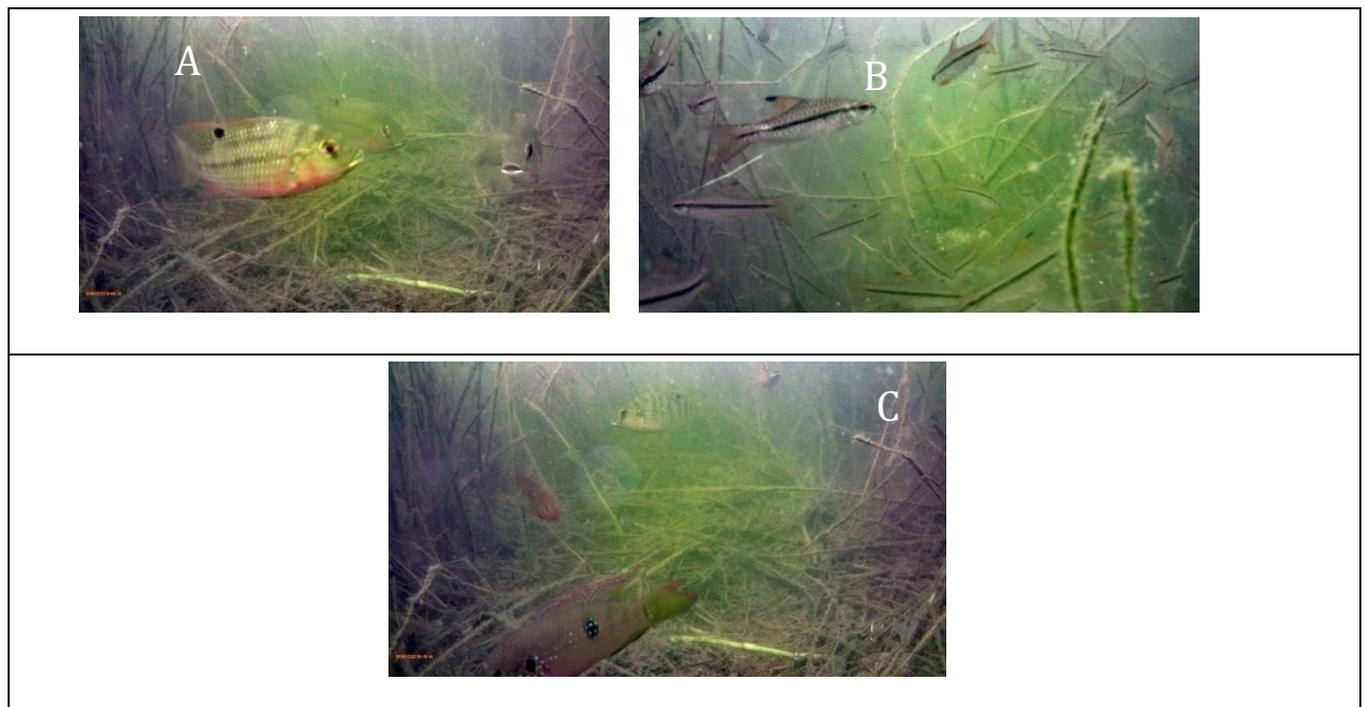
#### 3.1. Species observed in the littoral habitats of Lake Buyo

The installation of unbaited cameras in the littoral zone of Lake Buyo made it possible to observe eight species of fish which frequented the littoral zones of Lake Buyo to carry out different types of behavior (Table 1). These are: the species *Brycinus* sp, *Coptodon zillii*, *Enteromius macrops*, *Hemichromis bimaculatus*, *Hemichromis fasciatus*, *Lates niloticus*, *Oreochromis niloticus* (Table 1). At stations Beablo (habitat dominated by a sparse or even absent seagrass) and Pk28 (habitat dominated by a short seagrass), four fish species were recorded per station (Table 1). On the other hand, at stations Dera and Pk15 (habitats characterized by dense, tall seagrass), five fish species were observed per station (Table 1). The figure 2 shows the list of species most frequently observed using unbaited cameras.

**Table 1** List of fish species observed in littoral habitats using unbaited cameras during the period January to December 2020.

Species	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	+	-	-
<i>Brycinus</i> sp.	+	+	-	-
<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+
<i>Enteromius macrops</i>		+	+	+
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	-	-	-	+
<i>Hemichromis fasciatus</i>	-	-		+
<i>Lates niloticus</i>	-	-	+	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+	+
Total	08	04	04	05

+ : presence ; - : absence



**Figure 2** list of some of the fish species observed via the video surveillance system

A : *Coptodon zillii* ; B : *Enteromius macrops* ; C : *Hemichromis bimaculatus*

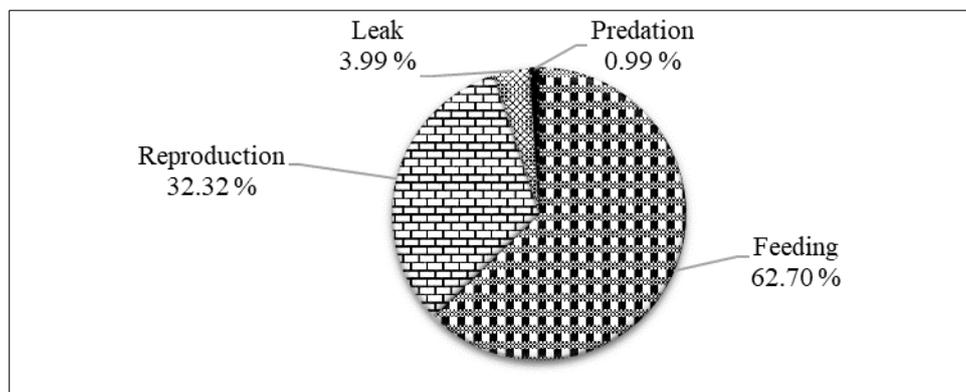
### 3.2. Different behaviors performed by fish in the littoral habitats of Lake Buyo

The present study identified four types of behavior performed by fish in the field of view of the cameras deployed (Table 2). These include feeding, leak, predation and reproduction. Feeding was characterized by foraging on seagrass beds, in the water column and on the substrate (Table 2). Collecting food from seagrass beds (67.19 %) was the most frequently observed feeding activity (Table 2). Reproduction was defined as parental guarding of eggs and larvae, nest building and egg laying and fertilization. Nest guarding is the most observed activity, with a rate of 59.61 % (Table 2). This is followed by nest building (30.57 %) and egg laying and fertilization (9.82 %) (Table 2). As for leak, this involved moving away from and camouflaging prey as it approached predators. Distancing of prey from approaching predators was the most common, at 83.33 % (Table 2). Predation was characterized by the search and tracking of prey by predators. The search for prey by predators was the most observed activity at 77.77 % (Table 2).

**Table 2** Proportion of behavior types performed by fish at all stations

Observed behaviors	Observed criteria	Proportions (%)
Eating behavior	Collecting food from seagrass beds	63.19
	Feeding in the water column	8.85
	Feeding on bottom substrate	27.96
Breeding behavior	Parental care	59.61
	Nest building	30.57
	Egg laying and fertilization	9.82
Leak behavior	Distance	83.33
	Camouflage	16.67
Predatory behavior	Prey search	77.77
	Prey tracking	22.23

Among the behaviors observed in Lake Buyo, feeding behavior is the most observed activity in the field of view of the deployed cameras, with a rate of 62.70 % (Figure 3). This behavior is followed by reproductive behavior at 34.32 % (Figure 3). Leak behavior accounts for 1.98% and predation behavior for 0.99 % of all behaviors observed in Lake Buyo. At the Beablo (habitat characterized by a sparse or even absent seagrass bed) and Pk28 (habitat characterized by a short seagrass bed) stations, two behaviours (feeding and reproduction) were observed (Table 3). On the other hand, at stations Dera and Pk15 (habitat characterized by a dense, tall meadow), four behaviors (feeding, reproduction, leak and predation) were observed (Table 3).



**Figure 3** Proportion of behavior types observed in the littoral zone of Lake Buyo

**Table 3** Types of behaviour observed by station

Behavior	Beablo	Dera	Pk28	Pk15
feeding	+	+	+	+
leak	-	+	-	+
predation	-	+	-	+
reproduction	+	+	+	+
Total	04	02	04	04

### 3.3. Types of behavior by species

Our observations show that the species *Brycinus macrolepidotus* frequents this environment to feed. On the other hand, *Enteromius macrops*, *Brycinus sp* and *Oreochromis niloticus* frequent lake habitats in the littoral zone of Lake Buyo to feed and take shelter from predators (Table 4). Predatory behaviour was observed in *Hemichromis fasciatus* and *Lates niloticus*. *Coptodon zillii* frequents these habitats for feeding, reproduction and shelter from predators (Table 4). The species *Hemichromis bimaculatus* our observations have shown that it frequents these habitats to feed and breed. (Tableau 4). The analysis shows that 06 species frequented the littoral habitats of Lake Buyo for feeding, 04 species for shelter, 02 species for reproduction and 02 species showed predation behaviour (Table 4).

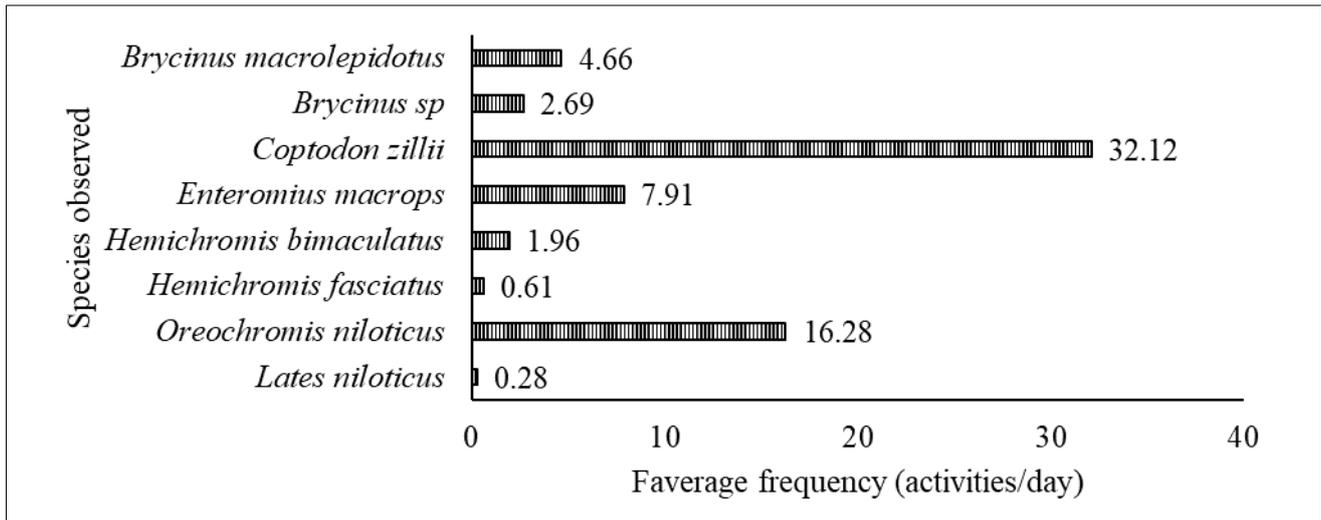
**Table 4** Types of fish behaviour in Lake Buyo.

Species	feeding	Leak	Predation	Reproduction	Total
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	+	-	-	-	01
<i>Brycinus sp.</i>	+	+	-	-	02
<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	-	-	02
<i>Enteromius macrops</i>	+	+	-	-	02
<i>Hemichromis fasciatus</i>	-	-	+	-	01
<i>Lates niloticus</i>	-	-	+	-	01
<i>Coptodon zillii</i>	+	+	-	+	03
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	+	-	-	+	02
Total	06	04	02	02	

### 3.4. Average frequency of realisation behaviour by each species type

#### 3.4.1. Total mean frequency

Analysis of the average frequency of types of behavior performed by fish in the littoral habitats of Lake Buyo showed that *Coptodon zillii* performs the highest frequency ( $32.12 \pm 1.17$  activities/day) (Figure 5). It is followed by *Oreochromis niloticus* ( $16.28 \pm 1.57$  activities/day), *Enteromius macrops* ( $7.91 \pm 0.67$  activities/day) and *Brycinus macrolepidotus* ( $4.66 \pm 0.44$  activities/day). The species *Lates niloticus* recorded the lowest average frequency with  $0.28 \pm 0.03$  activities/day. Significant differences were observed between the mean frequency values of the types of behavior performed by species (Kruskal-Wallis test;  $p < 0.05$ ).



**Figure 4** Average frequency of activities carried out by each species in all littoral habitats from January 2020 to December 2020.

#### 3.4.2. Spatial variation in mean frequency of behavior types performed by species

For *Coptodon zillii*, the average frequency of observed behavior types is higher ( $8.92 \pm 0.67$  activities / day) at the Dera station and lower at the Beablo station ( $6.52 \pm 0.50$  activities / day) (Figure 6). However, the differences observed between the average frequencies achieved by this species at each station were not significant ( $p > 0.05$ ). Among the various behaviors performed by this species, feeding was the most common (53.73 - 56.03 %) at all stations, followed by breeding (43.96 - 46.26 %) (For *Oreochromis niloticus*, the highest mean frequency ( $4.77 \pm 0.95$  activities / day) was recorded at the Dera station, and the lowest ( $3.08 \pm 0.63$  activities / day) at the Beablo station (Figure 6). However, the differences between stations were not significant ( $p > 0.05$ ). Feeding behavior is the most common activity performed by this species at all stations (90.12 -100 %) (Figure 6).

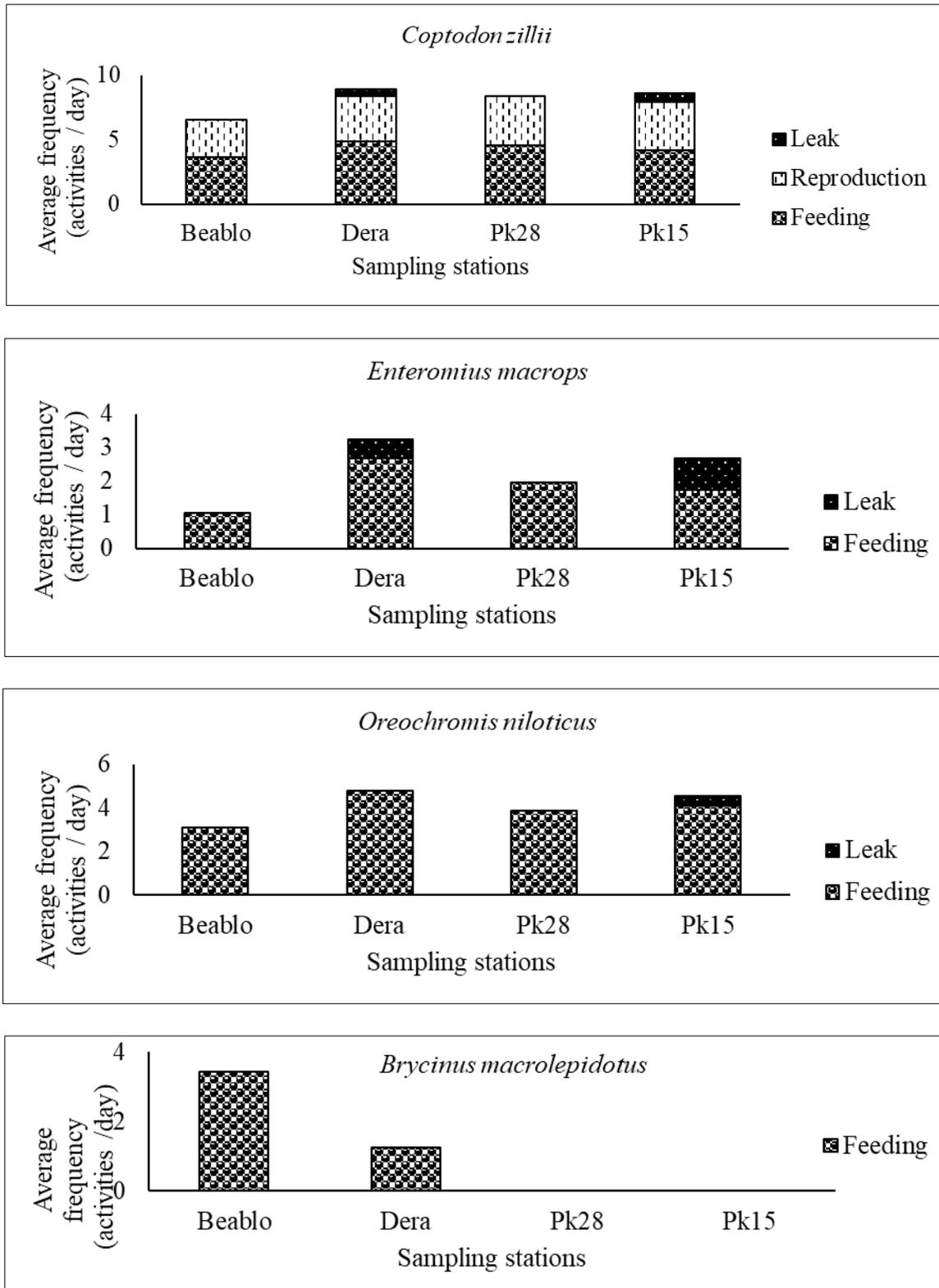
*Enteromius macrops* recorded the highest average frequency ( $3.25 \pm 0.78$  activities / day) of behavior types at station Dera, and the lowest ( $1.06 \pm 0.17$  activities / day) at station Beablo. There was no statistically significant difference between the average frequency recorded at the different stations (Kruskal-Wallis test ;  $p > 0.05$ ). The results of this study show that feeding is the activity most observed in this species at almost all stations (64.58 – 100 %). This was followed by escape, observed at stations Pk28 and Pk15 (17.24 - 35.41 %) (Figure 7). In *Brycinus macrolepidotus*, the average frequency of behavior types is high ( $3.42 \pm 0.56$  activities / day; 100 %) at the Beablo station (Figure 6). At the Dera station, the average frequency was  $1.23 \pm 0.16$  activities / day, i.e. 100 % (Figure 6). At stations Pk28 and Pk15, this species did not exhibit any behavior. The Kruskal-Wallis test shows a significant difference between the Beablo station and those at Pk28 and Pk15 ( $p < 0.05$ ).

*Hemichromis fasciatus* recorded an average frequency of  $1.29 \pm 0.16$  activities / day, i.e. 100 % (Figure 6) of the behavior observed at station Pk15. However, no activity was observed at any of the other stations. Differences between stations were not significant (Kruskal-Wallis test ;  $p > 0.05$ ).

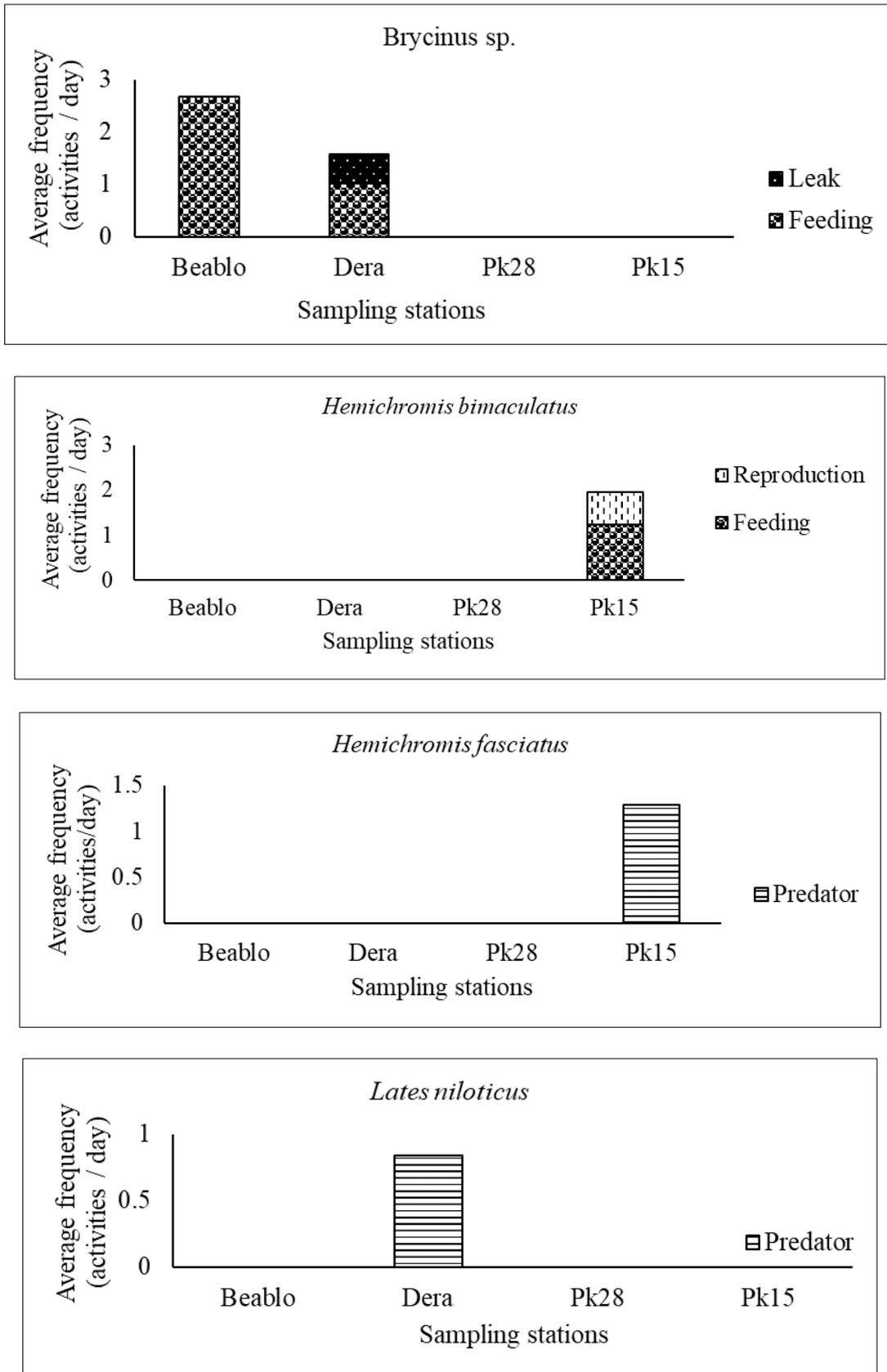
With regard to *Lates niloticus*, predation behavior was only observed at the Dera station, with an average frequency of  $0.84 \pm 0.16$  activities / day (100 %) of activities carried out (Figure 6). There was no significant difference between stations (Kruskal-Wallis test;  $p > 0.05$ ).

*Brycinus sp*, performed the highest mean frequency ( $2.68 \pm 0.44$  activities / day) at the Beablo station, followed by the Dera station with a mean frequency of  $1.57 \pm 0.18$  activities / day (Figure 6). Significant differences were observed between stations (Kruskal-Wallis test ;  $p < 0.05$ ).

As for *Hemichromis bimaculatus*, the mean frequency ( $1.96 \pm 0.21$  activities / day) was only recorded at station Pk15 (Figure 6). The Kruskal-Wallis test indicates significant differences between stations ( $p < 0.05$ ). Feeding behavior is the most common (66.66 %) for this species, followed by reproduction (33.34 %).



**Figure 5** Spatiales variations in the average frequency of behavior types performed by species from January 2020 to December 2020.



**Figure 6** (continued) Spatial variation in the average frequency of behavior types performed by species from January 2020 to December 2020.

3.4.3. Variation in the average frequency of observed behavior types by hydrological season

Variation in the mean frequency of behavior types performed by species according to hydrological season reveals that *Coptodon zillii* performs more activity during low-water periods than during high-water periods (Figure 7). The differences observed between seasons at all stations are not significant (Mann-Whitney test;  $p > 0.05$ ). Of the behaviors performed by this species, feeding is the most common activity during high-water periods (63.41 to 79.56 %), while reproduction is the most common during low-water periods (48.33 to 73.91 %). Feeding and breeding activities by this species show significant seasonal variations at all stations (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ).

In the case of *Oreochromis niloticus*, the seasonal variation in the types of behavior performed by this species shows that it performs more activity during high-water periods and less activity during low-water seasons. The Mann-Whitney test indicates significant differences between periods at each station ( $p < 0.05$ ). This species feeds virtually all year round at each station, with high mean frequency values during high water (90.12 to 100 %) (Figure 7). A significant variation was recorded in the mean frequencies obtained during high and low water seasons at all stations (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ). Escape behavior by this species was only observed during high-water seasons at station Pk15 (Figure 7). There was no significant difference between seasons (Mann-Whitney test;  $p > 0.05$ ).

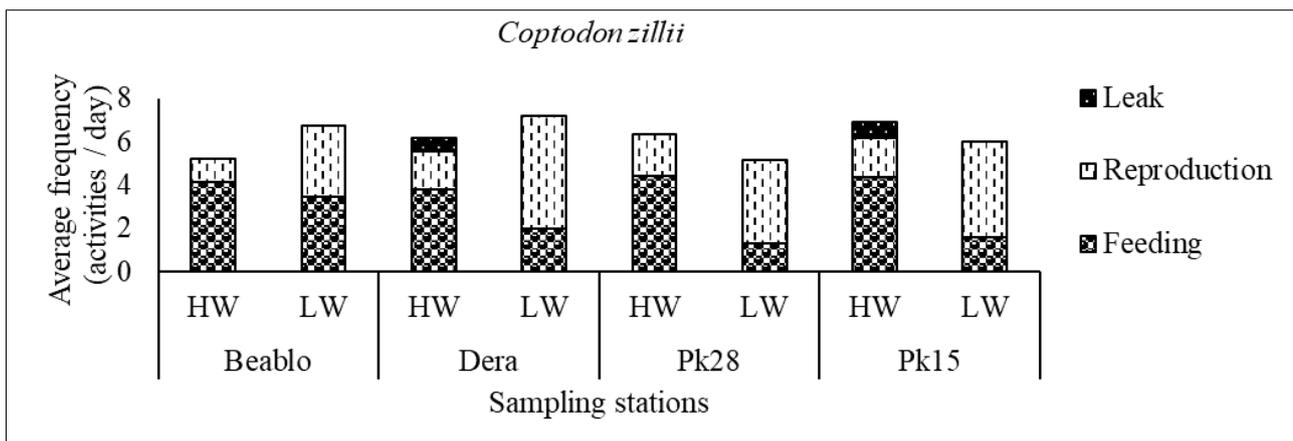
In *Enteromius macrops*, the mean frequency values for the types of behavior observed are higher in the high-water seasons than in the low-water period (Figure 7). The results of the statistical analysis indicate significant differences (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ) in the mean frequencies obtained between periods at each station. Of all the behaviors performed by this species, feeding is the most common, with high values during high-water seasons (66.33- 82.14 %). The differences observed are significant (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ). In contrast, leakage behavior was observed at stations Dera and Pk15 during high-water seasons (Figure 7). There are significant seasonal variations depending on the water level at Pk15 (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ).

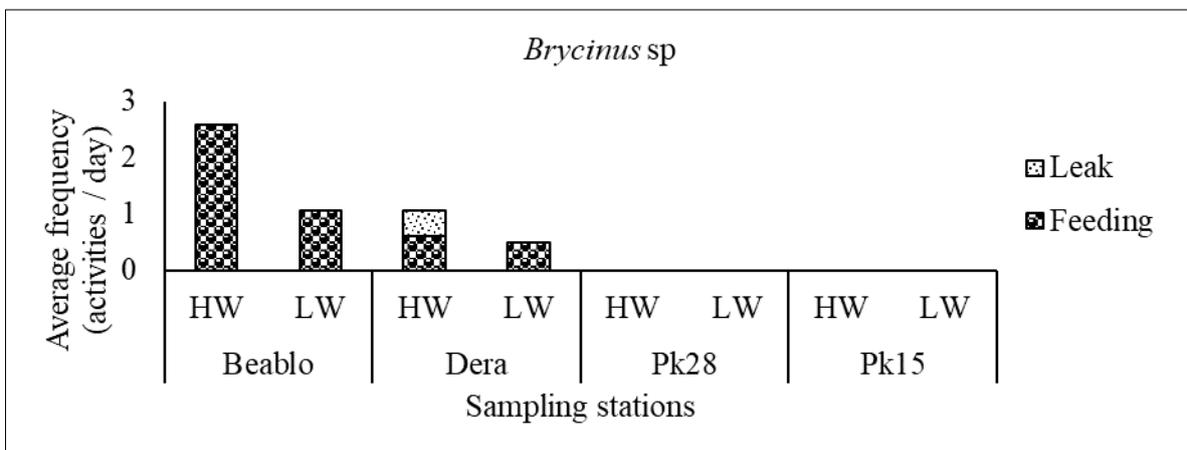
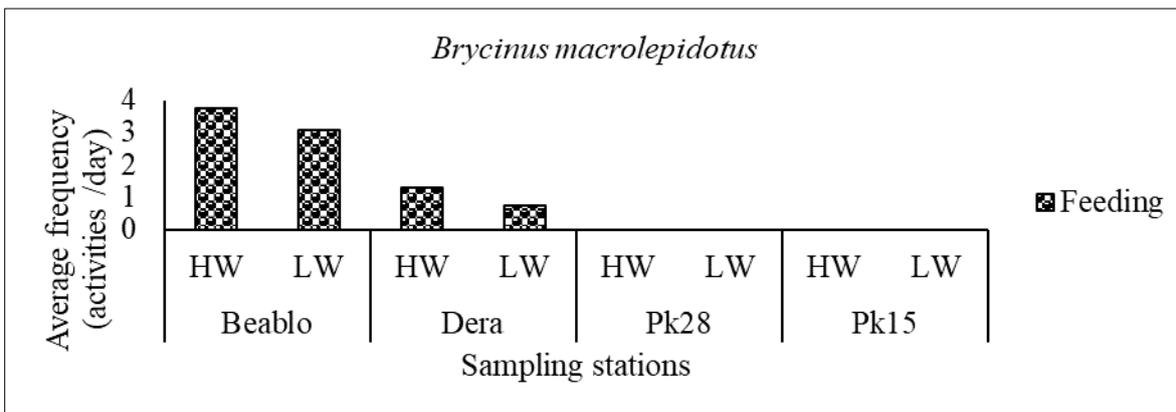
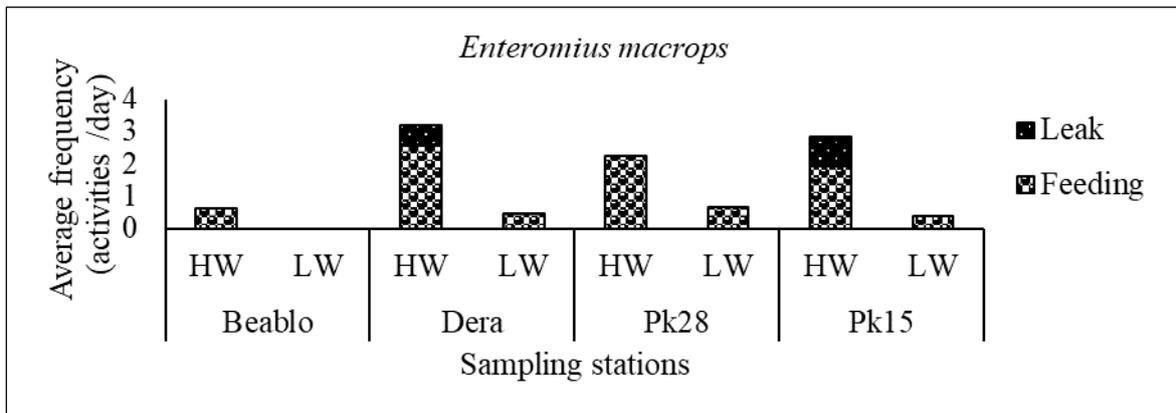
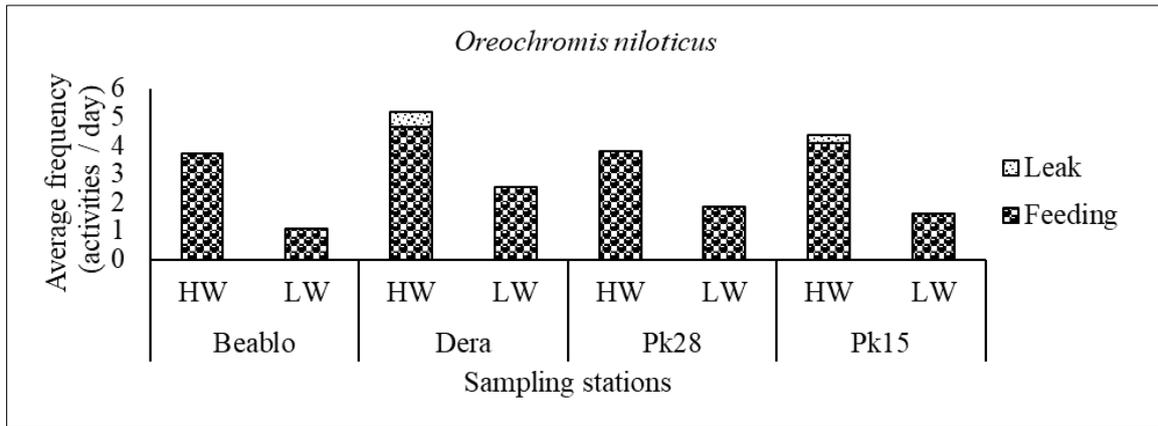
As for the *Brycinus macrolepidotus* species, the results show that the mean frequency of feeding behavior is higher in the high-water season than in the low-water season at the Beablo and Dera stations (100 %) (Figure 7). However, there was no significant difference (Mann-Whitney test;  $p > 0.05$ ) between the values of the mean frequency of feeding behavior performed by this species as a function of water level at each station.

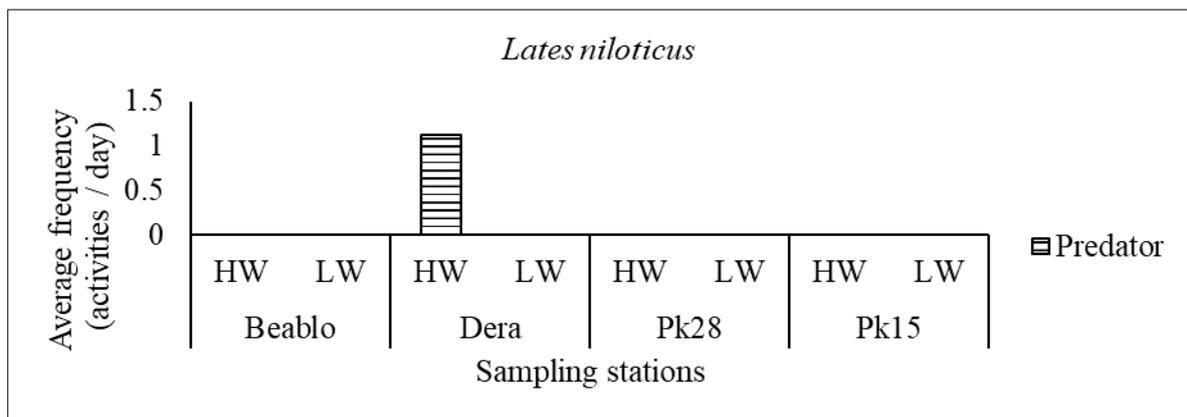
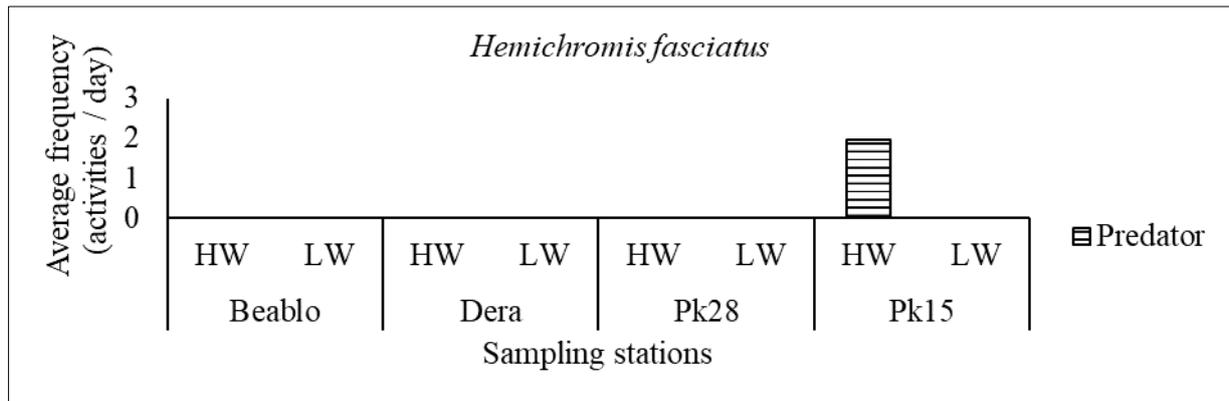
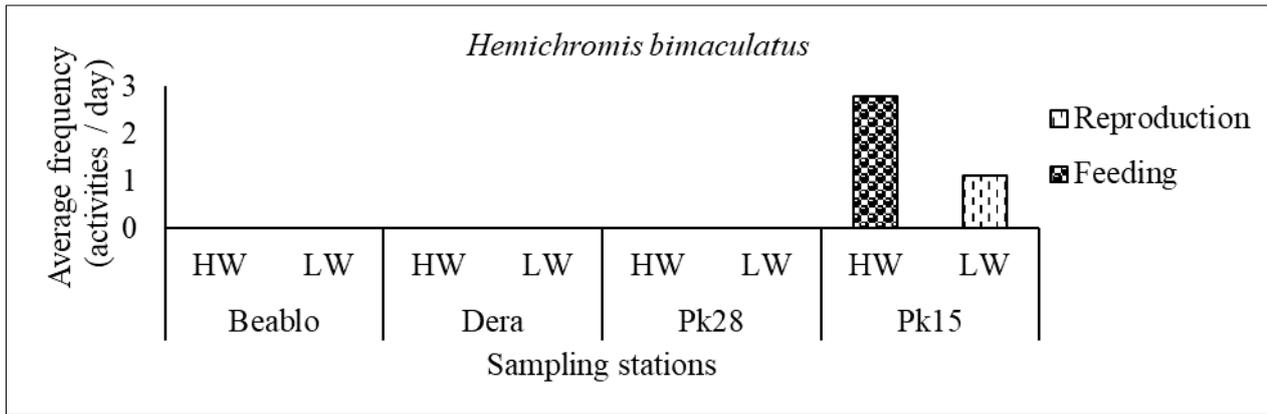
*Brycinus* sp was more active during high water and less active during low water. Significant differences were observed (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ). Feeding is the most common activity carried out by this species, with higher mean frequency values in the high-water season than in the low-water season (82.60 -100 %) (Figure 8). Analysis of the results showed significant differences (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ) between periods.

*Hemichromis bimaculatus* show high mean frequency values during high-water periods (Figure 7). There was no significant difference between periods (Mann-Whitney test;  $p > 0.05$ ). Feeding is most frequent during high-water season (100 %), whereas during low-water season, feeding is most frequent (100 %) (Figure 7). Significant seasonal variations were observed in the mean frequency of feeding and reproductive behaviors performed by this species (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ).

The species *Hemichromis fasciatus* and *Lates niloticus* recorded predation behaviour during high water at stations Pk15 and Dera respectively (Figure 7). Significant differences (Mann-Whitney test;  $p < 0.05$ ) were observed between the mean frequency values recorded between seasons at stations Dera and Pk15.







**Figure 7 (continued)** Variation in the average frequency of types of behavior performed by species as a function of the hydrological seasons from January to December 2020.

#### 4. Discussion

The present study enabled us to observe eight species of fish using the littoral habitats of Lake Buyo to fulfill their requirements. This result could be attributed to the removal of bait on the observation devices deployed. Indeed, the addition of bait on underwater video surveillance devices produces an odor that attracts fish into the cameras' field of view, which favors the observation of several species [35, 36]. However, using cameras without bait allows natural observation of fish behavior in their environment [37]. Similar results were observed by Zarco-Perello & Enriquez [37] in Puerto Morelos National Park, located in the northernmost part of the Mesoamerican Barrier Reef. Video surveillance of littoral habitats enabled us to identify four types of behavior performed by the species observed in the field of view of the deployed cameras. The different behaviours performed by fish frequenting the littoral zones of Lake Buyo are: feeding, escape, predation and reproduction. These results are linked to the complexity and heterogeneity of Lake Buyo's littoral habitats, which offer fish the right conditions to fulfill their needs.

This study also shows that feeding behavior (62.70 %) is the most observed activity in the field of view of the deployed cameras. This could be explained by the fact that feeding is a behavior performed by all developmental stages of fish frequenting littoral habitats, whereas reproduction is performed by mature individuals [38, 39]. Moreover, this type of behavior provides the organism with the materials and energy it needs to carry out other behaviors, such as movement, reproduction, territory defense, etc. [2]. In addition, this dominance of feeding behaviour could be explained by the high availability of food resources such as insects, plankton, leaves, fruit, etc. in coastal areas, which are an important source of food for many fish species [40, 22, 15]. These observations are similar to those noted by Winfield [2] in the littoral zones of lake environments located in the United Kingdom and by Sheaves et al. [22] in a mangrove forest located in Australia.

The low proportion of escape (3.99%) and predation (0.99%) behaviours may be linked to the presence of few piscivores in the littoral habitats of Lake Buyo [41, 15]. On the other hand, the low values for predation and escape could be explained by the depth at which the recordings were made. According to numerous studies [42, 43-45], the risk of predation in aquatic habitats increases with depth.

The greater numbers of species and types of behaviour observed at stations Dera and Pk15 are probably linked to the natural configuration of these areas, with dense, tall seagrass beds that allow all the behaviours observed to be carried out. Hence the high presence of species in these habitats. In fact, compared with other types of habitat, these types of nearshore habitat provide more food resources [46, 47], stimulate fish spawning behavior [48] and offer better physical protection for the fish that frequent nearshore areas [49, 50, 51]. Consequently, behaviours aimed at modifying the vegetation cover of these areas will have a negative impact on the structure of the ichthyofauna, but also on the integrity of the water bodies.

*Coptodon zillii* was observed with the highest number of behaviour types and the highest mean frequency of activity in the present study. Such observations may be attributable to the high abundance of this species in the littoral habitats of Lake Buyo [41, 15] and the sedentarization of this species in shallow habitats [31, 15]. Indeed, the various habitats visited represent the preferred biotope of this species (i.e. an environment in which this species finds all the optimal conditions enabling it to fulfill its needs) [15].

The behaviours observed vary from one species to another. The results show that *Coptodon zillii* and *Hemichromis bimaculatus* feed more during high-water periods, whereas these species reproduce more during low-water periods. These results suggest that *Coptodon zillii* and *Hemichromis bimaculatus* adopt an adaptive behavioral strategy in response to particular environmental constraints, especially in this environment where environmental parameters vary greatly with water level fluctuations. Indeed, rising water levels supply littoral habitats with food resources by providing large quantities of nutrients through the production of phytoplankton, a source of food for many fish species [52]. However, when water levels drop, some major habitats (vegetated habitats) are lost and the majority of habitats that appear are composed of a substrate dominated by sand, which is suitable for nest building by these species. These results concur with those obtained by N'Dri [15] in the same environment. In addition, the work of Plourde-Lavoie & Sirois [53] showed that the littoral zone with a sand substrate represents the main breeding habitat for fish.

Like *Coptodon zillii* and *Hemichromis bimaculatus*, species such as : *Enteromius macrops*, *Coptodon zillii*, *Oreochromis niloticus*, *Brycinus macrolepidotus*, *Brycinus longipinnis* and *Brycinus* sp recorded high mean frequency values for feeding behavior during high-water periods. The use of these habitats as feeding sites by fish is linked to the high availability of resources at this time. In fact, during high-water periods, the water floods the macrophytes that have developed on the banks during low-water periods. This flooding provides littoral zones with a diversity of microhabitats and food resources for many fish during key phases of their life cycle [48], whereas the abrupt withdrawal of water leads to a loss of habitat and food. Similar results were obtained by Castillo-Rivera [54] in a Mexican estuary. This author recorded an increase in the rate of feeding activity during periods of high water, mainly due to the greater availability of food at this time. Rising water levels would make this food accessible to fish, which would explain the presence of these species in this environment. These results testify to the importance of the lake's littoral habitats and the need to protect them.

---

## 5. Conclusion

The recordings made in the present study showed that 08 fish species frequent the littoral habitats of Lake Buyo for feeding, shelter from predators and reproduction. Among these identified behaviors, feeding is the most observed in the field of view of the deployed cameras. The greatest numbers of species and types of behavior were observed at stations Dera and P115. Among the species observed, *Coptodon zillii* was the one with the highest number of behaviors and the highest average frequency of observed behavior types. In the course of this study, analysis of the video sequences showed that the behaviours observed varied from one species to another. The species *Coptodon zillii* and

*Hemichromis bimaculatus* feed more at high water and breed more at low water. In addition, all species feeding in this environment feed more during high water. The results of this study are particularly important for researchers, as the sampling method used enabled us to observe fish in their natural environment and to identify the types of behaviour performed by each species.

---

## Compliance with ethical standards

### Acknowledgements

This work is part of the project entitled “Evaluation of the diversity of the ichthyofauna of the coastal zone of the Buyo dam lake (South-West of Ivory Coast) through the use of Sports Cameras Waterproof”. The authors would like to thank the Ivorian Office of Parks and Reserves (OIPR) and the Strategic Support Program for Research and Higher Education (PASRES) for their financial support.

### Disclosure of conflict of interest

No conflict of interest to be disclosed.

---

## References

- [1] Pusey BJ, Arthington AH. Importance of riparian zone to the conservation of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*. 2003 ; 54 : 1-16.
- [2] Winfield IJ. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica*. 2004 ; 34 : 124-131.
- [3] Strayer DL, Findlay SEG. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences*. 2010 ; 72 : 127-163.
- [4] Benson BJ, Magnuson J. Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes: relation to species diversity and habitat structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1992 ; 49 : 1493-1500.
- [5] Sass GG, Kitchell JF, Carpenter SR, Hrabik TR, Marburg A E, Turner MG. Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries*. 2006 ; 31 : 321-330.
- [6] Carey, M. P., Maloney, K. O., Chipps, S. R. & Wah, D. H. Effects of littoral habitat complexity and sunfish composition on fish production. *Ecology of Freshwater Fish*. 2010 ; 19 : 466-476.
- [7] Ziegler JP, Gregory-Eaves I, Solomon CT. Refuge increases food chain length: modeled impacts of littoral structure in lake food webs. *Oikos*. 2017 ; 126 : 1347-1356.
- [8] Cunha ER, Winemiller KO, Da Silva JCB, Lopes TM, Gomes LC, Thomaz SM, Agostinho AA. Diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural complexity supports the role of environmental filtering in community assembly. *Aquatic Sciences Springer International Publishing*. 2019 ; 81 : 1-12.
- [9] Hofmann N, Fischer P. Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish*. 2001 ; 10 : 21-25.
- [10] Amundsen PA, Bøhn T, Popova OA, Staldvik FJ, Reshetnikov YS, Kashulin NA, Lukin AA. (2003). Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia*. 2003 ; 497 : 109-119.
- [11] Westrelin S, Roy R, Tissot-Rey L, Berges L, Argillier C. Habitat use and preference of adult perch (*Perca fluviatilis* L.) in a deep reservoir: variations with seasons, water levels and individuals. *Hydrobiologia*. 2018 ; 809 : 121-139.
- [12] Hölker F, Haertel SS, Steiner S, Mehner T, Fisheries I. Effects of piscivore-mediated habitat use on growth, diet and zooplankton consumption of roach: an individualbased modelling approach. *Freshwater Biology*. 2002 ; 47 : 2345-2358.
- [13] Lewin WC, Okun N, Mehner T. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology*. 2004 ; 49 : 410-424.
- [14] European Union. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. (eds). 2000. p. 1-72.

- [15] N'Dri OR. Identification and characterization of fish spawning grounds in the Buyo reservoir (Côte d'Ivoire) (Doctoral thesis). Jean Lorougnon Guédé University; 2020.
- [16] Peer AC, Miller TJ. Climate change, migration phenology, and fisheries management interact with unanticipated consequences. *North American Journal of Fisheries Management*. 2014 ; 34 : 94-110.
- [17] Tatiana LM, Francisco LT-G, Cesar E M. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2009 ; 7(3) : 421-428.
- [18] Aguzzi J, Doya C, Tecchio S, De Leo FC, Azzurro E, Costa C, Sbragaglia V. Coastal observatories for monitoring of fish behaviour and their responses to environmental changes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 2015 ; 25: 463–483.
- [19] Kyle LW, Micheal SA, Robert NMA, Michael DN. Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. *Marine and Freshwater Research*. 2014; 66 : 10-22.
- [20] Langlois TJ, Chabanet P, Pelletier D, Harvey E. Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *Secrétariat de la Communauté du Pacifique Fisheries Newsletter*. 2006 ; 118 : 53- 56.
- [21] Watson DL, Harvey ES, Fitzpatrick BM, Langlois TJ, Shedrawi G. Assessing reef fish assemblage structure: how do different stereo-video techniques compare? *Marines biology*. 2010; 157: 1237-1250.
- [22] Sheaves M, Johnston R., Baker R. Use of magroves by fish: new insights from in forest videos. *Marine Ecology Progress Series*. 2016; 549: 167-182.
- [23] Kimball ME, Able KW. Tidal migrations of intertidal salt marsh creek nekton examined with underwater video. *Northeastern Naturalist*. 2012 ; 19: 475-486.
- [24] OIPR. (2006). Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc National de Taï. OIPR, Abidjan. 2006. p 99.
- [25] Cappo M, Speare P, De'ath G. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2004; 302: 123-152.
- [26] Abo KJ-B, Konan YA, Monney AI, N'Dri OR, Koné T. Use of baited cameras for monitoring the fish fauna of Lake Buyo (Sassandra Basin, Ivory Coast). *REB-PASRES*. 2022; 6(2): 47-58.
- [27] Paugy D, Lévêque C, Teugels GG. Fresh and brackish water fish fauna of West Africa, Volume I. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren). 2003a. p 457.
- [28] Paugy D, Lévêque C, Teugels GG. (2003b). Fresh and brackish water fish fauna of West Africa, Volume II. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren). 2003b. p.815.
- [29] Froese R, Pauly D. FishBase. 2021. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- [30] Lévêque C, Paugy D. Impacts of human activities. in: Lévêque, c. & Paugy, D. (Eds). *Fish in African continental waters diversity, ecology, use by humans*. Edition IRD, Paris (France). 1999. p. 365-383.
- [31] Gophen M. Study on the biology of *Tilapia zillii* (Gervais, 1948) in Lake Kinneret (Israel). *Open Journal of Ecology*. 2016; 6, 167-175.
- [32] Munsch SH, Cordell JR, Toft JD. Fine-scale habitat use and behavior of a nearshore fish community: nursery functions, predation avoidance, and spatiotemporal habitat partitioning. 2016; 557: 1-15.
- [33] Savino JF, Stein RA. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1982; 111: 255-266.
- [34] Watson DL, Harvey E, Anderson MJ, Kendrick GA. A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*. 2005; 148: 415-425.
- [35] Cappo M, Harvey E, Shortis M. Counting and measuring fish with baited video techniques - an overview. *Australian Society for Fish Biology*. 2006 ; 123: 101-114.
- [36] Zarco-Perello, Enríquez S. Remote underwater video reveals higher fish diversity and abundance in seagrass meadows, and habitat differences in trophic interactions. *Scientific Reports*. 2019; 9: 65-96.
- [37] Lauzanne L. (1988). Food habits of African freshwater fish. In: C. Lévêque, M. N. Bruton, & G. W. Sentongo (Eds.), *Biology and ecology of African Freshwater Fishes: Editions ORSTOM*. Paris: Editions ORSTOM. 1988. p. 221-242.

- [38] Blé MC, Alla YL, Kervarec F. Diets of three main fish species raised in Ivory Coast. Technical sheet and Popularization Documents. 2008; 10-14.
- [39] Konan YA. (2014). Diversity of ichthyofauna and bioecological characteristics of *Clarias buettikoferi* Steindachner, 1984 and *Thysochromis ansorgii* (Boulenger, 1901) in the Tanoe-Ehy marsh forest (Ivory Coast) (Doctoral thesis). Félix Houphouët Boigny University of Ivory Coast; 2014.
- [40] Goli Bi BEP, Kamelan TM, Kien KB, Berté S, Kouamélan EP. The spatiotemporal Dynamics of the fish assemblage of the man-made Lake Buyo (Côte d'Ivoire, West Africa). International Journal of Fisheries and Aquaculture. 2019; 11(3), 72-85.
- [41] McIvor CC, Odum WE. Food, predation risk, and microhabitat selection in a marsh fish assemblage. Ecology. 1988; 69: 1341-1351.
- [42] Ruiz GM, Hines AH, Posey MH. Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series. 1993; 99: 1-16.
- [43] Linehan JE, Gregory RS, Schneider DC. Predation risk of age-0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2001; 263: 25-44.
- [44] Baker R, Sheaves M. Shallow-water refuge paradigm: conflicting evidence from tethering experiments in a tropical estuary. Marine Ecology Progress Series. 2007; 349: 13-22.
- [45] Vono V, Barbosa FAR. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. Environmental Biology of Fishes. 2001; 61 : 371-379.
- [46] [46] Dembski S. Spatial occupation strategies in a lake environment (Doctoral Thesis): University of Metz; 2005.
- [47] Reid GM, Sydenham H. A checklist of Lower Benue river fishes and an ichthyogeographical review of the Benue River (West Africa). Journal of Natural History. 1979; 13, 41-67.
- [48] Grimm M. P. The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands with special reference to factors influencing pike biomass. Fisheries Management. 1981; 12, 61-77.
- [49] Enríquez S, Pantoja-Reyes N I. Form-function analysis of the effect of canopy morphology on leaf self-shading in the seagrass *Talassia testudinum*. Oecologia. 2005 ; 145 : 235–243.
- [50] Cocheret de la Morinière E, Nagelkerken I, van der Meij H, van der Velde G. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? Marine Biology. 2004 ; 144, 139-145.
- [51] Enríquez S. & Pantoja-Reyes N.I. Form-function analysis of the effect of canopy morphology on leaf self-shading in the seagrass *Talassia testudinum*. Oecologia. 2005; 145: 235-243.
- [52] Ploskey G.R. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the US and Canada. FAO Fisheries Technical Paper (258) : 1985. p. 35.
- [53] Plourde-Lavoie, P. & Siroi, P. (2016). Review and synthesis of the scientific literature on the reproduction and habitats of forage fish in the littoral zone of Lake Saint-Jean. Research report on exploited aquatic species. Quebec (Canada): 2016. p. 139.
- [54] Castillo-Rivera M. (2013). Influence of rainfall pattern in the seasonal variation of fish abundance in a tropical estuary with restricted marine communication. Journal of Water Resource and Protection. 2013; 5: 311-319.

## RESUME

Les zones littorales sont des milieux très riches en ressources essentielles à la vie de tous les êtres vivants. Ainsi, comprendre la variation des peuplements ichthyologiques à l'intérieur de cette zone permet d'établir une bonne diagnose des communautés biologiques. L'objectif de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance de la faune ichthyologique des zones littorales en vue d'une gestion efficace de ces milieux. La méthodologie employée a consisté à poser des caméras appâtées au niveau des quatre stations d'échantillonnage en vue de recenser les espèces de poissons présentes. L'analyse des paramètres physico-chimiques révèle que les paramètres abiotiques mesurés présentent une variabilité entre les stations, mais aussi selon les saisons hydrologiques. Un test de visibilité a permis de noter que le niveau de visibilité des poissons par les caméras varie en fonction de la distance caméra-appât (CA) et de la profondeur. Le test d'appât a montré que les dispositifs appâtés de son de maïs et de son de riz ont attiré plus d'espèces et d'individus de poissons que les autres dispositifs testés. L'étude du peuplement a permis de recenser 18 espèces de poissons réparties en 13 genres, 9 familles et 7 ordres dans l'ensemble des stations identifiées. Les familles des Cichlidae, des Cyprinidae et des Alestidae sont les mieux représentées. Les indices de Shannon et d'équitabilité ont montré que le milieu est peu diversifié et équilibré. Les variables environnementales qui influencent fortement la distribution des espèces dans les habitats littoraux du lac de Buyo sont la température, le pH, le TDS, la conductivité, l'oxygène dissous. Du point de vue comportemental, les enregistrements ont montré que les poissons utilisent les habitats littoraux du lac de Buyo pour se nourrir, s'abriter contre les prédateurs et se reproduire.

Mots clés : Vidéosurveillance ; Attractivité des appâts ; Richesse spécifique ; Comportement des poissons ; lac de Buyo ;

## ABSTRACT

Coastal zones are environments very rich in resources essential to the life of all living beings. Understanding the variation in ichthyological populations within this zone makes it possible to establish a good diagnosis of biological communities. The aim of this study is to contribute to a better understanding of the fish fauna in coastal areas with a view to efficient management of these environments. The methodology employed consisted of placing baited cameras at the four sampling stations in order to identify the fish species present. Analysis of the physico-chemical parameters revealed that the abiotic parameters measured varied between the stations, but also according to the hydrological seasons. A visibility test showed that the level of visibility of the fish by the cameras varied according to the distance between the camera and the bait (CA) and the depth. The bait test showed that the devices baited with maize bran and rice bran attracted more fish species and individuals than the other devices tested. The population study identified 18 fish species divided into 13 genera, 9 families and 7 orders in all the stations identified. The Cichlidae, Cyprinidae and Alestidae families were the best represented. The Shannon and equitability indices showed that the environment is not very diverse or balanced. The environmental variables that strongly influence the distribution of species in the littoral habitats of Lake Buyo are temperature, pH, TDS, conductivity and dissolved oxygen. From a behavioural point of view, the recordings showed that fish use the littoral habitats of Lake Buyo for feeding, shelter from predators and reproduction.

Keywords: Video monitoring; Bait attractiveness; Species richness ; fish behaviour; Lake, Buyo ; Ivory Coast