



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique

ANNEE : 2024-2025

N° D'ORDRE :

CANDIDAT

Nom : DAGO

Prénoms : Guy-Melaine Gbalou

THESE DE DOCTORAT

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

**Peuplement ichthyologique et caractérisation
des frayères de trois plaines d'inondation du
lac Buyo situées dans le Parc National de Taï
(Côte d'Ivoire)**

**Soutenue publiquement
le 05/04/2025**

Président : M KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Hydrobiologie

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : M ALIKO N'Guessan Gustave, Maître de Conférences, Hydrobiologie

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : M DIABY Moustapha, Maître de Conférences, Biologie des pêches

Université Peleforo Gon COULIBALY

Examineur : M ALLOUKO Jean-Renaud, Maître de Conférences, Hydrobiologie

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : M KONAN Yao Aristide, Maître de Conférences, Hydrobiologie

Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY

TABLE DES MATIERES

Table des matières	I
Dédicaces	VII
Avant-propos	VIII
Remerciements	IX
Liste des sigles et abréviations	XIII
Liste des tableaux	XIV
Liste des figures	XVI
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : GENERALITES	6
I.1. Milieu d'étude : lac Buyo	7
I.1.1. Situation géographique et caractéristiques générales	7
I.1.2. Climat et végétation	7
I.1.3. Saisons hydrologiques.....	10
I.1.4. Faune ichtyologique	12
I.1.5. Activités de pêche et gestion administrative	13
I.2. plaines d'inondation.....	15
I.2.1. Typologie	15
I.2.2. Fonctionnement écologique	19
I.2.3. Enjeux écologiques	21
I.2.3.1. Frayères	22
I.2.3.2. Nurseries et zones de refuges	24
I.2.3.3. Zones d'alimentation du poisson.....	25
I.2.4. Enjeux socioéconomiques	25
I.2.5. Menaces sur les plaines d'inondation.....	27
I.2.5.1. Changement climatique	27

I.2.5.2. Pressions anthropiques	28
I.2.5.3. Urbanisation et aménagements hydroélectriques	29
I.3. Ecologie de reproduction des poissons	29
I.3.1. Modes de reproduction.....	31
I.3.2. Facteurs influençant la reproduction des poissons	31
I.3.2.1. Facteurs externes	31
I.3.2.2. Facteurs internes	32
I.3.3. Stratégies de reproduction	33
I.3.3.1. Types de ponte chez les femelles de poisson	33
I.3.3.2. Types d'œufs pondus par les poissons.....	34
I.3.3.2.1. Œufs adhésifs	35
I.3.3.2.2. Œufs non adhésifs	36
I.3.3.3. Types de frai des espèces de poisson.....	37
I.3.3.4. Soins parentaux.....	38
PARTIE II : MATERIEL ET METHODES	40
II.1. Matériel.....	41
II.1.1. Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques.....	41
II.1.2. Matériel d'échantillonnage	42
II.1.3. Matériel de fixation et de conditionnement	44
II.1.4. Matériel d'analyse des échantillons	44
II.2. Méthodes	45
II.2.1. Critère de choix des plaines d'inondation étudiées.....	45
II.2.2. Caractéristiques des plaines d'inondation étudiées.....	46
II.2.3. Collecte des données.....	50
II.2.3.1. Paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques.....	51
II.2.3.2. Peuplement zooplanctonique.....	52
II.2.3.3. Communauté des macroinvertébrés	53

II.2.3.4. Peuplement ichtyologique	55
II.2.3.5. Indices de frai	57
II.2.2.5.1. Nids de ponte des poissons	57
II.2.2.5.2. Géniteurs ou reproducteurs	57
II.2.2.5.3. Œufs et larves de poissons	57
II.2.2.5.4. Alevins	59
II.2.4. Analyse des données	59
II.2.4.1. Caractérisation environnementale des plaines d'inondation	60
II.2.4.1.1. Environnement abiotique	60
II.2.4.1.2. Environnement biotique	60
II.2.4.2. Analyse de la structure taxonomique du peuplement ichtyologique des plaines	61
II.2.4.2.1. Composition taxonomique	61
II.2.4.2.2. Structure du peuplement	63
II.2.4.2.3. Structure de la maturité gonadique des poissons observés	65
II.2.4.3. Caractérisation des frayères à poissons rencontrées dans les trois plaines étudiées	66
II.2.4.3.1. Identification des frayères	66
II.2.4.3.2. Typologie de frai des géniteurs rencontrés dans les frayères	67
II.2.4.4. Traitement statistique des données	67
PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION	69
III.1. Caractéristiques de l'environnement des plaines d'inondation étudiées	70
III.1.1. Résultats	70
III.1.1.1. Environnement abiotique	70
III.1.1.1.1. Typologie des pentes des habitats	70
III.1.1.1.2. Variabilité spatiale des paramètres abiotiques	71
III.1.1.1.3. Variabilité saisonnière des paramètres abiotiques	73
III.1.1.1.4. Typologie des habitats prospectés selon les paramètres abiotiques des plaines	76
III.1.1.2. Environnement biotique	77
III.1.1.2.1. Variations spatiales de la densité et de la composition du zooplancton	77

III.1.1.2.2. Evolution mensuelle et saisonnière de la densité du zooplancton	78
III.1.1.2.3. Variations saisonnières de la composition du zooplancton.....	80
III.1.1.2.4. Variations spatiales des abondances et composition des macroinvertébrés	81
III.1.1.2.5. Variations mensuelle et saisonnière de l'abondance en macroinvertébrés .	82
III.1.1.2.6. Variations saisonnières de la composition des macroinvertébrés dans les différentes plaines d'inondation	84
III.1.1.2.7. Typologie des habitats prospectés selon les paramètres biotiques des plaines	85
III.1.1.2.8. Corrélations des paramètres abiotiques et biotiques des plaines étudiées...	86
III.1.2. Discussion.....	92
III.2. Structure du peuplement ichthyologique des plaines inondables etudiees.....	95
III.2.1. Résultats.....	95
III.2.1.1. Composition taxonomique	95
III.2.1.1.1. Richesse spécifique	95
III.2.1.1.2. Variabilités spatiales de la richesse spécifique.....	100
III.2.1.1.3. Variations mensuelle et saisonnière de la richesse spécifique	100
III.2.1.1.4. Fréquences et classes d'occurrence des espèces rencontrées	102
III.2.1.1.5. Similarité taxonomique des plaines d'inondation	106
III.2.1.2. Structure des peuplements	108
III.2.1.2.1. Abondances relatives des taxons	108
III.2.1.2.2. Diversité des peuplements.....	115
III.2.1.2.3. Stades de maturité sexuelle des poissons	118
III.2.1.3. Influence de l'environnement abiotique des plaines d'inondation étudiées sur le peuplement ichthyologique	119
III.2.1.4. Influence de l'environnement biotique des plaines d'inondation étudiées sur le peuplement ichthyologique	120
III.2.2. Discussion.....	121
III.3. Caractéristiques des frayères à poissons rencontrées dans les trois plaines étudiées....	124
III.3.1. Résultats.....	124
III.3.1.1. Identification des frayères à poissons	124
III.3.1.1.1. Inventaire des indices de frai.....	124

III.3.1.1.2. Variations spatiales des indices de frai.....	130
III.3.1.1.3. Variations mensuelle et saisonnière des indices de frai	133
III.3.1.1.6. Distribution spatiale et mensuelle des frayères	139
III.3.1.2. Caractéristiques des frayères à poisson.....	145
III.3.1.2.1. Typologie de frai des géniteurs	145
III.3.1.2.2. Saisons optimales de frai des espèces de géniteurs.....	147
III.3.1.2.3. Descripteurs environnementaux des frayères.....	148
III.3.2. Discussion.....	154
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	157
REFERENCES.....	162
ANNEXES	190

DEDICACES

A la mémoire de

Mon père feu **DAGO Lahiré Etienne** et de ma mère feu **ALOKA Djezro Colette**

Malheureusement, tous deux décédés depuis les bas âges de ma vie.

A la mémoire de

Ma grand-mère feu **DAGO Siakpo**

Ainsi que de mes pères adoptifs feu **DJAH Gadji Eugène** et
feu **GBAZALE Moïse**

A qui je dois l'aboutissement de ce travail, mais qui
malheureusement, ne sont plus de ce monde.

A

Ma Tante **ALOKA Odette** et ma sœur aînée **KOUDOU Gbrouhon Emma, épouse
KOUASSI.**

AVANT-PROPOS

Ce travail est le fruit de la collaboration entre l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) et l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) conformément à l'accord de coopération signé par ces institutions en septembre 2017 pour la mise en œuvre des projets de recherches dans les Parcs Nationaux et Réserves Naturelles de Côte d'Ivoire. Il fut réalisé par l'équipe de recherche d'hydrobiologie de l'UJLoG en perspective des travaux de recherches entrepris en 2020 par N'Dri Olga Rosemonde. Ces travaux exécutés dans le cadre du projet de recherche **« Identification et caractérisation des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) »**, ont mis en exergue l'intérêt de conserver l'ensemble des zones de reproduction des poissons présentes dans le Parc National de Taï (PNT) pour l'équilibre du stock halieutique du lac Buyo et le bien-être des communautés riveraines. C'est dans ce contexte qu'a été initiée la présente étude, avec l'appui administratif et logistique de l'OIPR. Elle vise à établir des connaissances plus approfondies sur le fonctionnement des écosystèmes temporaires du lac Buyo présents dans le PNT, afin de maintenir l'équilibre de son stock halieutique.

REMERCIEMENTS

L'aboutissement de ce travail est de la bénédiction de Dieu et du soutien de plusieurs personnes. Nous tenons donc, tout en rendant gloire à Dieu, à remercier et à exprimer notre gratitude à toute personne ayant contribué, de loin ou de près à sa réalisation.

J'exprime ma reconnaissance au Professeur ADOHI KROU Viviane, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), pour avoir autorisé mon inscription en thèse de Doctorat dans son institution.

Je remercie également les Vice-Présidents de cette institution, Professeur SORO Dognimeton, chargé de la Pédagogie, de la Recherche et de l'Innovation Technologique et Professeur KONE Issiaka, chargé de la Planification, de la Programmation et des Relations Extérieures. Leurs efforts consentis au niveau administratif et institutionnel ont instauré un climat de paix et de convivialité, ayant favorisé l'aboutissement de cette thèse.

J'exprime toute ma reconnaissance aux Professeurs KOUASSI Kouakou Lazare et BENE Koffi Jean-Claude, respectivement Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement et Directeur du laboratoire Biodiversité et Ecologie Tropicale (BioEco Trop) de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Je leur dis merci particulièrement pour avoir accepté mon inscription en tant que doctorant au sein de l'Unité de Formation et Recherche, et du laboratoire qu'ils dirigent respectivement. Aussi, pour leur implication active dans la collecte de données et la vulgarisation des résultats de recherche de cette thèse à travers la délivrance des actes administratifs et l'organisation des journées et colloques scientifiques.

A Professeur KONE Tidiani, Directeur Général de la Recherche, de l'Innovation et de la Technologie au Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique, j'exprime toute ma profonde gratitude pour avoir été l'initiateur des travaux de la présente thèse de Doctorat. Je n'aurai pas assez de mots pour dire à juste titre tous les bienfaits, notamment les dispositions financières, logistiques, administratives, techniques et scientifiques dont j'ai bénéficié de lui pour l'accomplissement de cette thèse. Je lui dis donc sincèrement merci pour m'avoir aiguillé à travers ses conseils très habiles.

Aussi, à Docteur ALIKO N'Guessan Gustave, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), Directeur scientifique de cette thèse, je traduis toute ma reconnaissance pour avoir été un encadrant idéal pour moi. Il a su me supporter de bout en bout et a été présent à tous les moments clés de la réalisation de cette thèse. Sa grandeur

d'esprit, son franc parlé et sa qualité d'être objectif ont été pour moi, une grande admiration depuis toutes ces années de travail. Merci de m'avoir fait évoluer scientifiquement en me communiquant des valeurs telles que la rigueur scientifique, le pragmatisme, l'abnégation et l'objectivité.

Au Professeur ASSEMIEN N'Guessan Emmanuel, responsable de filière "Protection de l'Environnement et Production Aquacole (PAPE)", je tiens à lui dire infiniment merci. Ses efforts consentis pour concilier les aspects professionnels à la théorie dans notre formation académique m'ont permis d'acquérir les aptitudes nécessaires pour contribuer efficacement aux défis de l'aquaculture en Côte d'Ivoire.

Je tiens également à exprimer toute ma reconnaissance à Docteur BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences, responsable honoraire du parcours "Production et Valorisation des Ressources Aquacoles (PVRA)". Je lui dis merci pour avoir guidé mes premiers pas dans l'univers de la recherche scientifique en assurant le suivi de mes travaux de Licence et de Master en qualité d'encadrant. Aussi, je ne saurai manquer d'exprimer, le fait d'être honoré de sa grande humilité. Il m'a régulièrement associé à ses différentes missions et activités d'expertise à partir desquelles j'ai dû me bâtir beaucoup d'expériences.

Je remercie la Direction Zone Sud-Ouest de l'OIPR qui, à travers Docteur DIARRASSOUBA Abdoulaye, nous a apporté un soutien matériel, logistique, administratif et sécuritaire, durant toute la durée de collecte des données. J'exprime particulièrement ma profonde gratitude au Commandant ASSIE Djeyao Roy (Chef du secteur honoraire de ADK-V6 au Parc National de Taï) et à ses collaborateurs qui ont assuré notre sécurité et favorisé notre intégration dans la zone d'étude.

Mes chaleureux remerciements sont aussi adressés à la Direction de la Production d'Elevage, de Pêche et d'Aquaculture (PAPE) de Buyo, dirigée par le Capitaine KAMAGATE Beman pour sa disponibilité et son assistance administrative lors de la collecte des données.

A Docteur KOUAME Kouamé Martin, Maître de Conférences, je tiens à témoigner mon infinie gratitude et ma déférence pour son assistance académique et ultra-académique, ainsi que pour ses nombreux soutiens d'ordre sociaux. Au-delà du cadre académique et professionnel, il a été pour moi, un conseiller et un second père qui m'a accompagné durant ce parcours.

J'exprime particulièrement à Docteur IDA Attoubé Monney, Maître-Assistant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon GUEDE, mes sincères remerciements pour

son implication effective dans la réalisation de la présente étude. Malgré ses nombreuses occupations, elle n'a ménagé aucun effort pour me faire bénéficier de son expertise à travers le dépouillement, l'observation et l'identification de nos échantillons de zooplancton.

A Docteur N'DRI Olga Rosemonde, Maître-Assistant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon GUEDE, dont les travaux de recherche ont suscité la présente étude à travers des perspectives de recherche, je souhaiterais exprimer toute ma gratitude. Son amabilité et son grand sens relationnel ont été d'une importance capitale pour notre intégration dans la zone d'étude, puis ont grandement facilité la collecte des données de la présente étude.

Je dis également merci à Docteur DJIRIELOU Kémomadjèhi Claver, Maître-Assistant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon GUEDE, pour toute sa contribution à la gestion budgétaire liée à la collecte de données de la présente étude d'une part, et pour sa contribution à l'élaboration de ce manuscrit d'autre part.

Sans pouvoir les citer tous, mes remerciements vont ensuite à l'endroit de l'ensemble des Enseignants-chercheurs de l'équipe de recherche en hydrobiologie de l'Université Jean Lorougnon Guédé pour leur assistance scientifique, particulièrement Dr YOBOUE Ahou Nicole, Maître de Conférences, Dr KONE Mamadou, Maître de Conférences, Dr TRAORE Awa, Maître-Assistant, Dr Attoubéré Severin, Assistant, Dr ASSI Romuald, Assistant, Dr Doffou Richard, Assistant, Dr Keita Gaoussou, Assistant.

J'adresse mes remerciements à l'ensemble des nouveaux Docteurs de l'équipe de recherche en hydrobiologie d'UJLoG, notamment Dr KOFFI Ahoutou Mathias, Dr KRESSOU Armand, Dr ATTA Leonard, Dr HOUSSOU Hervé pour leur contribution respective.

Je tiens à remercier les chefs de communautés des campements de pêche PK15, PK28, Derah et Béablo (M BAHY, M KOUASSI Yao Martin, M ZAKARIA Sako, M DJAGUË), pour l'accueil chaleureux et l'hébergement dont nous avons bénéficié durant la période de collecte de données. Je remercie également les guides et passeurs (M MAÏGA Oumar et M YATRA) pour leurs divers services lors des collectes de données.

Aussi, mes sincères remerciements vont à l'endroit de Dr DIABY Moustapha, Maître de Conférences à l'Institut de Gestion Agropastorale de l'Université Peleforo GON COULIBALY, à Dr YAO Laurent Alla, Maître de Recherches au Département Aquaculture du Centre de Recherches Océanologiques (CRO) et à Dr BOUSSOU Koffi Charles pour leur contribution significative à l'amélioration de la qualité scientifique de ce mémoire en tant qu'évaluateurs.

Enfin, Je tiens à exprimer ma sincère gratitude aux membres du jury de ma soutenance publique de thèse de Doctorat pour l'attention qu'ils porteront à mon travail. Il s'agit de Prof KONE Tidiani (Président du jury), Dr ALIKO N'Guessan Gustave (Directeur scientifique), Dr DIABY Moustapha (Rapporteur), Dr ALLOUKO Jean-Renaud, Maître de Conférences (Examineur) et Dr KONAN Yao Aristide, Maître de Conférences (Examineur). Leurs expertises et leur disponibilité sont des éléments précieux qui enrichiront davantage la réflexion présentée dans ce travail. Je suis très honoré de pouvoir bénéficier de leurs conseils et de leur évaluation, et je les remercie chaleureusement pour leur implication dans cette étape importante de mon parcours académique.

Pour clore, mes remerciements vont à l'endroit de ma compagne ORE Dogoré Joceline et mon premier né DAGO Gaston Emmanuel pour toute l'affection et la joie de vivre qu'ils me communiquent au quotidien.

A l'ensemble des membres de ma famille proche et étendue, ainsi qu'à mes amis dont la sympathie, les encouragements, les conseils, le soutien moral, affectif, matériel et financier ont été pour moi, de réelles sources de motivation, de réconfort, de subsistance, d'abnégation et de résilience, je souhaiterais exprimer ma profonde gratitude.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACC : Analyse de Classification Hierachique

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances

ACH : Analyse de Classification Hierachique

ARSO : Aménagement de la Région du Sud-Ouest

BE-C : Saison hydrologique de crue du lac Buyo

BE-D : Saison hydrologique de décrue du lac Buyo

GPS : *Global Positioning System*

GTZ : Mission de Coopération Technique Allemande

H : heure

HE : Saison hydrologique des hautes eaux de lac Buyo

L : litre

M : metre

MES : Matières En Suspension

OIPR : Office Ivoirienne des Parcs et Réserves

PACPNT : Projet Autonome pour la Conservation du Parc National de Taï

PEPA : Poste d'Élevage, de Pêche et d'Aquaculture

pH : Potentiel d'hydrogène

PNT : Parc National de Taï

PPI : Pic de Production d'Invertébrés

TDS : Taux de Solides Dissous

UJLoG : Université Jean Lorougnon Guédé

μS/cm : microsiemens par centimetre

UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture

WWF : Fonds Mondial pour la Nature

ZTAI : Zone de Transition Alternativement Inondée/Émergée

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Caractéristiques de quelques grandes plaines d'inondation marécageuses d'Afrique.....	19
Tableau II : Potentiel de production halieutique de quelques pêcheries des grandes plaines d'inondation des principaux bassins fluviaux d'Afrique (Philippe, 2022)	27
Tableau III : Caractéristiques distinctes des œufs de poissons et des amphibiens (Elinson <i>et al.</i> , 2012 ; Park <i>et al.</i> , 2024).....	35
Tableau IV : Coordonnées et superficies des plaines d'inondation étudiées	47
Tableau V : Echelle macroscopique d'évaluation des stades de maturation gonadique des poissons (Fontana, 1969 et N'Goran, 1995)	65
Tableau VI : Variabilité saisonnière de la médiane des paramètres physicochimiques dans les trois plaines d'inondation étudiées.....	75
Tableau VII : Variabilité spatiale de la densité du zooplancton dans les plaines étudiées.....	77
Tableau VIII : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Néma.....	79
Tableau IX : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Libériakôbro	79
Tableau X : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Gah	80
Tableau XI : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres physicochimiques mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022	88
Tableau XII : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux densités relatives des zooplanctons mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022	88
Tableau XIII : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux abondances relatives des zooplanctons dans les plaines étudiées (avril 2021 - mars 2022).....	88
Tableau XIV : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux densités relatives des zooplanctons et des abondances relatives des macroinvertébrés mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022	89
Tableau XV : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres abiotique et aux densités relatives des zooplanctons mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022	90

Tableau XVI : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres abiotique et aux abondances relatives des macroinvertébrés mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022.....	91
Tableau XVII : Composition et distribution spatiale de l'ichtyofaune des plaines d'inondation étudiées.....	98
Tableau XVIII : Fréquences et classes d'occurrence des espèces rencontrées dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.....	104
Tableau XIX : Indices de similarités taxonomiques de Jaccard des peuplements ichtyologiques des plaines d'inondation étudiées	107
Tableau XX : Abondance relative et pourcentage cumulé des espèces rencontrées dans les plaines étudiées	110
Tableau XXI : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Néma	113
Tableau XXII : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Libériakôbro.....	114
Tableau XXIII : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Gah	114
Tableau XXIV : Composition spécifique des géniteurs rencontrés au sein des plaines étudiées	127
Tableau XXV : Distributions spatiale et mensuelle des abondances relatives des géniteurs par rapport à leurs populations respectives capturées par habitat prospecté.....	141
Tableau XXVI : Caractéristiques abiotique et biotique des frayères identifiées dans les plaines étudiées selon les espèces de géniteurs	152

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation du lac Buyo (Guinchard <i>et al.</i> , 2023).....	7
Figure 2 : Diagramme ombrothermique du secteur couvert par le lac Buyo (donnée SODEXAM 2006 – 2015 ; N'dri, 2020)	9
Figure 3 : Localisation du Parc National de Taï (OIPR, 2020)	9
Figure 4 : Phases hydrologiques du lac Buyo définies par les variations mensuelles du niveau des côtes d'eau et des précipitations (source : CIE DPE/DUH-BUYO ; 2021 - 2022)	12
Figure 5 : Localisation des postes de gestion administrative du lac Buyo (Kouassi, 2020) ...	15
Figure 6 : Morphologie générale d'une plaine d'inondation de type marecageuse (Keddy, 2010).....	18
Figure 7 : Cycle saisonnier d'une plaine d'inondation (Junk <i>et al.</i> , 1989).....	21
Figure 8 : Cycle saisonnier des événements dans une plaine inondée et leurs conséquences vis à vis de la biologie et de l'écologie des poissons (Lowe-McConnell, 1985)	22
Figure 9 : Cycle saisonnier d'utilisation des habitats vitaux par les poissons (fonction d'alimentation, de repos et de reproduction) d'après schlosser (1995)	30
Figure 10 : Cycle de vie d'un poisson dans le milieu naturel (Schlosser, 1995)	30
Figure 11 : Œufs de poissons de types adhésifs pondus sur différents substrats de ponte (N'Dri, 2020)	36
Figure 12 : Matériel de mesure des paramètres physicochimiques	41
Figure 13 : Matériel d'échantillonnage du zooplancton	42
Figure 14 : Matériel d'échantillonnage des macroinvertébrés	43
Figure 15 : Matériel de prélèvement des indices de frai, d'échantillonnage et d'observation de l'ichtyofaune	43
Figure 16 : Matériel de fixation et de conservation des échantillons.....	44
Figure 17 : Matériel d'analyse des échantillons collectés.....	45
Figure 18 : Situation géographique des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah.....	47

Figure 19 : Plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah avec une aperçue de l'état de présence des bois et souches de bois	48
Figure 20 : Activités d'exploitation des bois et souches de bois dans les habitats des plaines d'inondation étudiées	49
Figure 21 : Engins de pêche utilisés au sein des trois plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah	49
Figure 22 : aperçue de l'état de végétaux dans les habitats des plaines prospectés selon les différentes phases hydrologiques étudiées	50
Figure 23 : Relevés des différentes mesures pour la détermination de la pente des habitats prospectés	52
Figure 24 : Technique d'échantillonnage du zooplancton	53
Figure 25 : Technique d'échantillonnage de macroinvertébrés à l'aide de filet troubleau dans les habitats prospectés	55
Figure 26 : Relevé des filets maillants posés au cours des pêches expérimentales	56
Figure 27 : Opération de dissection des spécimens de poissons capturés	56
Figure 28 : Inspection des divers supports de ponte potentiels accessibles dans les habitats prospectés	58
Figure 29 : Opération de capture des alevins à l'aide d'une épuisette	59
Figure 30 : Proportion des types de pentes observées dans les plaines d'inondation étudiées	70
Figure 31 : Variations spatiales des paramètres physico-chimiques des plaines étudiées	72
Figure 32 : Typologie des paramètres abiotiques des habitats prospectés au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah	76
Figure 33 : Variations spatiales de la contribution du zooplancton dans les trois plaines d'inondation	78
Figure 34 : Variations mensuelles de la densité du zooplancton dans les plaines étudiées	79
Figure 35 : Variations saisonnières de la contribution des groupes de zooplancton dans les densités observées dans chaque plaine étudiée	81
Figure 36 : Variabilités spatiales des abondances des macroinvertébrés dans les plaines étudiées	82

Figure 37 : Variations spatiales de la contribution des classes des macroinvertébrés dans les communautés observées	82
Figure 38 : Variations mensuelles des abondances des macroinvertébrés rencontrés dans les plaines étudiées	83
Figure 39 : Variations saisonnières des abondances des macroinvertébrés des plaines étudiées	84
Figure 40 : Variations saisonnières des classes de macroinvertébrés rencontrés dans les plaines étudiées	85
Figure 41 : Typologie des habitats prospectés au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah sur la base des composants de l'environnement biotique	86
Figure 42 : Courbe d'accumulation de la richesse spécifique durant les 12 campagnes d'échantillonnage réalisées dans chacune des trois plaines étudiées	96
Figure 43 : Contribution des familles dans la diversité spécifique de l'ichtyofaune des trois plaines Néma, Libériakôbro et Gah.....	97
Figure 44 : Variations spatiales de la richesse spécifique de l'ichtyofaune des plaines d'inondation étudiées	100
Figure 45 : Variations mensuelles de la richesse spécifique des plaines étudiées	101
Figure 46 : Variabilités saisonnières de la richesse spécifique des plaines d'inondation étudiées.....	102
Figure 47 : Proportion des différentes classes d'occurrence dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah	103
Figure 48 : Spécificité des différentes espèces observées vis à vis des trois plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah	107
Figure 49 : Proportion des taxons dans l'abondance du peuplement des plaines Néma, Libériakôbro et Gah	109
Figure 50 : Variations saisonnières des proportions des familles de poisson rencontrées dans la plaine Néma.....	112
Figure 51 : Variations saisonnières des proportions des familles de poisson rencontrées dans la plaine Libériakôbro	112

Figure 52 : Variations saisonnières de l'abondance relative des familles de poisson rencontrées dans la plaine Gah.....	113
Figure 53 : Variabilité spatiale des indices de diversité de Shannon (H) et de l'Equitabilité (E)	115
Figure 54 : Variations saisonnières des indices de diversité de Shannon et de l'Equitabilité dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.....	117
Figure 55 : Répartition spatiale des individus de poissons selon leur état de maturité sexuelle	118
Figure 56 : Contribution des différents stades de maturité gonadique des poissons capturés dans les plaines d'inondation Néma, Libérakôbro et Gah	119
Figure 57 : Influence des paramètres abiotiques des plaines d'inondation étudiées sur la distribution des abondances des familles de poissons.....	120
Figure 58 : Influence des composantes biotiques des plaines d'inondation étudiées sur la distribution des abondances des familles de poissons.....	121
Figure 59 : Contribution des familles dans la diversité des géniteurs rencontrés au sein des trois plaines d'inondation.....	128
Figure 60 : Différents types de nids de reproduction des poissons observés	128
Figure 61 : Abondance relative des types de nids de reproduction des poissons dans les plaines inondables étudiées	129
Figure 62 : Différents types d'œufs des poissons rencontrés dans les plaines étudiées	129
Figure 63 : Abondance relative des types d'œufs des poissons observés dans les plaines inondables étudiées	130
Figure 64 : Abondance relative des espèces de géniteurs rencontrés au sein des plaines étudiées.....	131
Figure 65 : Variations spatiales des indices de frai observés dans les plaines d'inondation étudiées.....	132
Figure 66 : Dynamique mensuelles des géniteurs dans les plaines inondables étudiées	134
Figure 67 : Variations mensuelles des indices de frai dans les plaines inondables étudiées.	135
Figure 68 : Variabilité saisonnière des géniteurs au sein de la plaines Néma.....	136

Figure 69 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaines Néma.....	136
Figure 70 : Variabilité saisonnière des géniteurs au sein de la plaine Libériakôbro	137
Figure 71 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaine Libériakôbro	137
Figure 72 : Variabilité saisonnière des géniteurs au sein de la plaine Gah	138
Figure 73 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaine Gah	138
Figure 74 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine d'inondation Néma	144
Figure 75 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine Libériakôbro	144
Figure 76 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine d'inondation Gah	145
Figure 77 : Différents supports organiques de pontes rencontrés dans les frayères identifiées	146
Figure 78 : Différents supports lithogènes de pontes rencontrés dans les frayères identifiées	146
Figure 79 : Typologie de frai des géniteurs dans les frayères identifiées	147
Figure 80 : Périodes de frai des espèces de géniteurs dans les frayères des plaines inondables étudiées.....	148
Figure 81 : Analyse Canonique des Correspondances (ACC) indiquant l'influence des paramètres abiotiques sur les activités de frai des espèces de géniteurs rencontrées dans les trois plaines d'inondation étudiées.....	150
Figure 82 : Analyse Canonique des Correspondances (ACC) indiquant l'influence des composantes biotiques (zooplancton et macroinvertébrés) sur les activités de frai des espèces de poisson des trois plaines d'inondation étudiées	151

INTRODUCTION

Le continent africain est couvert à 70% par des hydrosystèmes avec un volume d'eaux douces renouvelables estimé à 5500 km³ par an, pour une superficie de 1.330.000 km² (Bravard, 1996). Cet ensemble d'hydrosystèmes de surface est constitué de cours d'eaux (3%), de lacs naturels (17%), de plaines inondables (52%), de forêts inondées (14%) et de zones humides non permanentes (14%) selon Lehner & Döll (2004). Cette répartition indique l'importance géographique des plaines inondables à l'échelle du continent africain (Smith & Jones, 2015).

Les plaines d'inondation naturelles, communément appelées "plaines alluviales", sont des formations alluvionnaires engendrées par des inondations saisonnières liées au débordement des plans ou cours d'eau adjacents (Bravard, 1996). Le degré de fluctuation du niveau d'eau dans ces milieux définit les cycles d'inondation et d'étiage qui constituent un facteur clé de leur productivité écologique. Il s'agit ainsi, des lieux supports du développement des activités économiques et des milieux ressources pour la dynamique des hydrosystèmes et de la biodiversité (Bravard, 1996). Ces plaines jouent un rôle crucial dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques auxquels elles sont connectées (Ovidio & Baras, 2002). Les inondations saisonnières de ces plaines y créent des conditions idéales à la reproduction et à la croissance de diverses espèces de poissons (Ovidio, 1999 ; Ovidio & Baras, 2002). Elles soutiennent, dès lors, les réseaux trophiques complexes et fournissent des ressources vitales pour les communautés humaines locales. Ces zones sont des habitats critiques pour de nombreuses espèces végétales et animales, notamment les poissons, les amphibiens, les oiseaux aquatiques et une grande diversité de végétation. Les plaines d'inondation offrent également des conditions favorables pour la reproduction, la nidification et l'alimentation de nombreuses espèces (N'Dri *et al.*, 2020 a ; Gopal & Junk, 2000).

Du point de vue socioéconomique, les plaines d'inondation présentent plusieurs enjeux notamment pour l'agriculture et la pêche (Tockner *et al.*, 2005). En effet, leurs sols sont souvent très fertiles en raison des dépôts réguliers de sédiments riches en nutriments lors des inondations. Ces conditions permettent une agriculture productive, avec des rendements élevés pour diverses cultures (Mitsch & Gosselink, 2000). De plus, les plaines d'inondation soutiennent les pêcheries locales au profit de nombreuses communautés en assurant le renouvellement des stocks halieutiques (OFEV, 2018 ; Junk *et al.*, 1989 ; Tockner *et al.*, 2005). Par ailleurs, les ressources naturelles des plaines d'inondation, telles que le bois, les plantes médicinales et autres produits forestiers, soutiennent l'économie locale en fournissant des matières premières pour diverses industries et unités de production artisanales (Barrow, 1990).

Malheureusement, les plaines d'inondation sont confrontées à plusieurs menaces majeures qui peuvent compromettre leurs fonctions écologiques et socio-économiques malgré les intérêts qu'elles présentent (Verhoeven *et al.*, 2006 ; Palmer *et al.*, 2008). Parmi ces menaces, figurent l'agriculture intensive avec l'utilisation excessive de pesticides et d'engrais susceptibles de contaminer les eaux. On peut également citer la déforestation, qui réduit la capacité des plaines d'inondation à retenir les sédiments et les nutriments, entraînant l'érosion des sols et la dégradation des habitats aquatiques. Aussi, les pollutions d'origine industrielle, agricole et domestique peuvent s'accumuler dans ces milieux et affecter les services écosystémiques. Par ailleurs, la modification du régime hydrologique des cours d'eau adjacents, par la construction des barrages hydroélectriques et l'augmentation des fréquences de phénomènes climatiques sont autant de menaces capables d'altérer les divers services écosystémiques (Tockner *et al.*, 2010 ; Yao *et al.*, 2021). Par conséquent, le peuplement ichtyologique des pêcheries des plaines d'inondation est affecté à travers le monde ces dernières décennies.

En Côte d'Ivoire particulièrement, la contribution des plaines d'inondation dans la conservation de la biodiversité lui a valu en 2005, selon la convention de Ramsar, l'intégration de cinq nouveaux sites Ramsar après celui du Parc National d'Azagny. Ce qui ramène désormais à une surface totale de 127,344 hectares pour les six sites Ramsar, avec une large superficie des mangroves, une variété de types des zones humides identifiées par la Convention. Aussi, les divers avantages des plaines d'inondations en Côte d'Ivoire sont observables autour des plans d'eaux lacustres, qui ne cessent d'accueillir des communautés grandissantes de pêcheurs (Traoré, 1996). En raison de leur importance, la préservation et la gestion durable des plaines inondables sont essentielles pour assurer la sécurité alimentaire, la résilience climatique et la conservation de la biodiversité partout dans le monde et particulièrement en Côte d'Ivoire. En effet, c'est en quelque sorte des espaces naturels aquatiques qui concilient développement économique et préservation des milieux naturels (Bravard., 1996).

Dès lors, la protection des plaines d'inondation et leurs fonctions essentielles nécessitent l'élaboration des stratégies de gestion intégrée qui tiennent compte des besoins écologiques et socio-économiques, tout en minimisant les impacts négatifs des activités humaines. Pour être efficaces, ces stratégies de gestion doivent reposer sur des fondements scientifiques. Dans cette optique, de nombreuses études abordant diverses thématiques ont été réalisées sur les plaines d'inondation à travers le monde. On peut noter l'hydrologie et la dynamique des crues (Bates *et al.*, 2010 ; Winsemius *et al.*, 2016 ; Yao *et al.*, 2021), la biodiversité des habitats des

plaines d'inondation (Junk *et al.*, 1998 ; Finlayson *et al.*, 2005 ; N'Dri, 2020), les impacts de l'agriculture intensive sur les écosystèmes des plaines d'inondation (Mitsch *et al.*, 2000), ou encore la filtration naturelle des polluants par les plaines d'inondation (Mitsch *et al.*, 2000). Il y a également l'évaluation des services écosystémiques fournis par les plaines d'inondation (Daily *et al.*, 1999 ; N'Dri, 2020) et les impacts du changement climatique sur les régimes hydrologiques et les écosystèmes des plaines d'inondation (Bates *et al.*, 2009). Les interactions entre les communautés locales et les plaines d'inondation ont été aussi étudiées (Mitsch *et al.*, 2000).

En Côte d'Ivoire, ce constat est réalisé autour des principaux lacs de barrage, dont celui de Buyo, à travers une diminution du stock halieutique (Vanga, 2004 ; Koigny, 2021). Cette perte de la ressource halieutique dans les pêcheries du lac Buyo serait attribuée simultanément à la réduction de l'intensité et de la durée des crues du lac, ainsi qu'aux mauvaises pratiques de pêche (N'Dri, 2020 ; Yao *et al.*, 2021). En effet, la réduction de l'intensité et de la durée des crues entraînerait une baisse de la surface des plaines inondables associées, et par ricochet, affecte les activités de l'ichtyofaune visant à renouveler naturellement le stock halieutique de ce lac.

La Côte d'Ivoire n'est pas en marge de ces études qui abordent une diversité d'approches et de thématiques sur les plaines d'inondation. On observe des études portant sur la gestion des risques d'inondation, les analyses de l'hydrologie des milieux aquatiques et sur les impacts socio-économiques des inondations. Toutefois, la particularité de ces études sur les plaines d'inondation en Côte d'Ivoire met en évidence leur vulnérabilité croissante, due à des facteurs anthropiques (urbanisation, déforestation) et environnementaux (variabilité climatique). A cet effet, Kouassi *et al.* (2020) révèlent dans leur étude les risques d'inondation à Abidjan, liés aux impacts de l'urbanisation rapide et des changements climatiques, tout en proposant des stratégies de gestion. A l'opposé, Yao *et al.* (2019) mettent plutôt en lumière les facteurs influençant les inondations dans les plaines adjacentes au fleuve Comoé, en explorant les régularités hydrologiques et les modèles d'inondation. De plus, les réponses communautaires et les stratégies d'adaptation locales face aux effets des variations climatiques sur les inondations dans les zones rurales de la Côte d'Ivoire ont été évaluées par Brou *et al.* (2018).

Cependant, très peu d'études consacrées particulièrement aux plaines d'inondation du lac Buyo ont été entreprises à ce jour malgré les menaces (changement du régime hydrologique du lac Buyo, exploitation des ressources ligneuses, mauvaises pratiques de

pêche, etc.) auxquelles elles sont exposées (Koigny, 2021 ; Yao *et al.*, 2021). Pourtant, la partie du lac Buyo intégrée au Parc National de Taï (PNT), où existent plusieurs plaines d'inondation, représente une véritable zone de reproduction de plusieurs espèces de poisson (OIPR, 2006 ; N'Dri *et al.*, 2020 b). En outre, les activités de pêche réalisées dans le lac Buyo sont d'une importance capitale pour les communautés riveraines et constituent l'unique source de revenus pour plusieurs d'entre elles (Vanga, 2004 ; Koigny, 2021). Dans ce contexte, la pérennité de cette activité dépend de la gestion rationnelle des stocks de poissons exploités (Bartley *et al.*, 2015). Le renouvellement permanent de ces stocks devient dès lors indispensable. Aussi, la fonction écologique des plaines d'inondation devient essentielle pour son rôle dans le cycle de vie des espèces animales, notamment des poissons (Bartley *et al.*, 2015).

Ainsi, la présente étude a pour objectif générale d'évaluer la contribution de trois plaines d'inondation (Néma, Libériakôbro et Gah) dans la dynamique de reproduction de la faune ichthyologique du lac Buyo et ses milieux annexes. Quant aux objectifs spécifiques, ils visent à :

- caractériser l'environnement des poissons dans ces trois plaines d'inondation ;
- déterminer la structure du peuplement ichthyologique de ces milieux ;
- caractériser les frayères à poissons rencontrées.

Ce mémoire s'articule autour de trois parties. La première est une revue de littérature portant sur le milieu d'étude, les plaines d'inondation et l'écologie de reproduction des poissons. La deuxième partie présente le matériel et les méthodes utilisés pour la réalisation de l'étude. Enfin, la troisième partie porte sur les résultats obtenus et leurs interprétations présentées dans le cadre de discussions. Une conclusion et des recommandations mettent fin à cette étude.

PARTIE I : GENERALITES

I.1. MILIEU D'ÉTUDE : LAC BUYO

I.1.1. Situation géographique et caractéristiques générales

Le lac Buyo est une retenue d'eau artificielle créée à la suite de la construction du barrage hydroélectrique de Buyo en 1981 (OIPR, 2006). Il s'agit d'un grand plan d'eau où émergent de nombreux et énormes troncs d'arbres qui entravent la navigation, en raison du manque de défrichement de la vallée inondée pendant la mise en eau du lac (Vanga *et al.*, 2002). D'une côte moyenne de 195,5 m et une côte maximale de 200 m (Vanga *et al.*, 2002), le lac Buyo se situe entre 01°14' et 07°03' de latitude Nord et entre 06°54' et 07°31' de longitude Ouest (Yapo *et al.*, 2008). La figure 1 présente la situation géographique du lac Buyo.

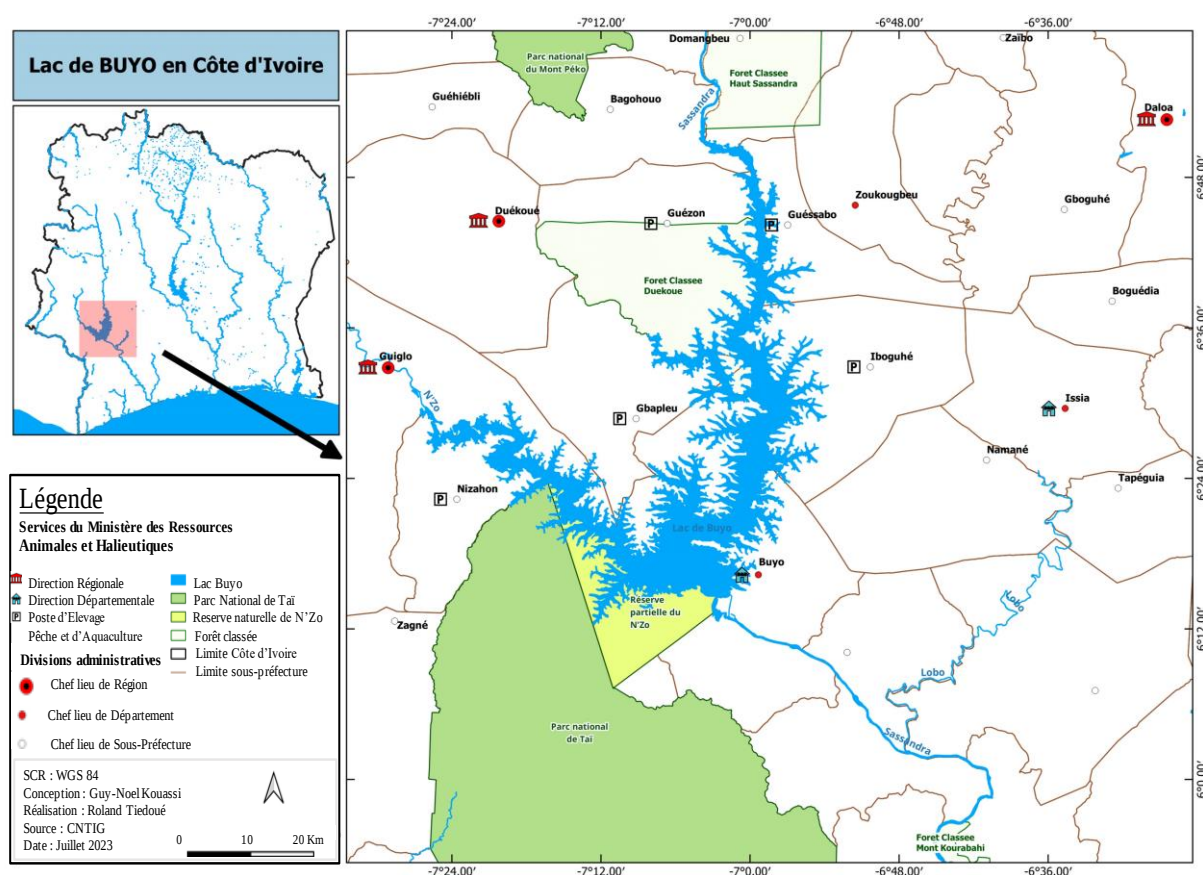


Figure 1 : Localisation du lac Buyo (Guinchard *et al.*, 2023)

I.1.2. Climat et végétation

Le lac Buyo est couvert par un régime pluviométrique de montagne pour sa localisation dans la partie méridionale de la Côte d'Ivoire (Yapo *et al.*, 2008). Ce régime pluviométrique ne

comporte que deux saisons climatiques bien individualisées, notamment une saison sèche et une saison pluvieuse (Figure 2) à l'instar du régime tropical de transition. Cependant, la saison sèche est assez courte contrairement au régime tropical de transition. Quant à la saison des pluies, elle est beaucoup plus étalée avec un paroxysme des précipitations en septembre (N'dri, 2020). Les chutes de pluies annuelles sont également plus abondantes que celles du régime tropical de transition. Ces précipitations varient de 1 400 à plus de 2 300 mm contre 1 250 à 1 700 mm (Yapo *et al.*, 2008). Quant à la température moyenne, elle est peu élevée et pratiquement constante toute l'année, avec des valeurs mensuelles comprises entre 24 et 28°C pour une marge de variation de $\pm 3^{\circ}\text{C}$ (Bigot *et al.*, 2005 ; N'dri, 2020).

Par ailleurs, la végétation environnante du lac Buyo est essentiellement caractérisée par la forêt du Parc National de Taï (PNT) dont il bénéficie des atouts naturels (Figure 3). Une surface d'environ 8400 ha de cette forêt, précisément dans la réserve de faune du N'Zo, a été submergée par les eaux du lac suite à sa mise en eaux (OIPR, 2006 ; Guinchard *et al.*, 2023). Cette aire du PNT noyée par le lac Buyo abrite une importante biodiversité terrestre et aquatique (Guinchard *et al.*, 2023). En effet, le PNT représente la seconde aire protégée du réseau national après celle de la Comoé, avec une superficie globale d'environ 5360 Km² (Adou *et al.*, 2005 ; OIPR, 2006). Ce massif forestier constitue, à lui seul, plus de 50% de la superficie totale des zones forestières placées sous statut de protection dans la zone Ouest-africaine (OIPR, 2006). Ainsi, l'inondation de cette végétation environnante par le lac Buyo fait de lui un lac à statut de protection partielle, dont la gestion de la partie protégée au PNT est assurée par l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR, 2006 ; OIPR, 2015 ; Tiédoué *et al.*, 2018 ; N'Dri, 2020). Ce statut particulier du lac Buyo laisse entrevoir des perspectives de gestion durable de sa ressource halieutique, faisant de la partie de ce lac intégrée au PNT, un site de conservation de la biodiversité (OIPR, 2015 ; Tiédoué *et al.*, 2018 ; N'Dri, 2020 ; Abo *et al.*, 2021).

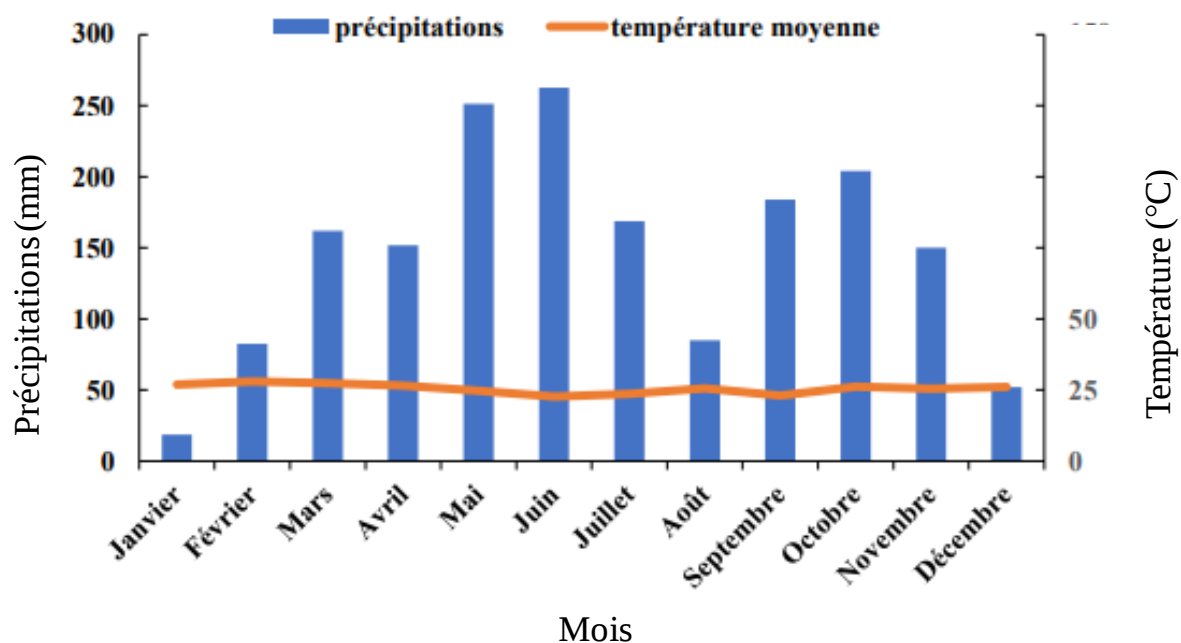


Figure 2 : Diagramme ombrothermique du secteur couvert par le lac Buyo (donnée SODEXAM 2006 – 2015 ; N’dri, 2020)

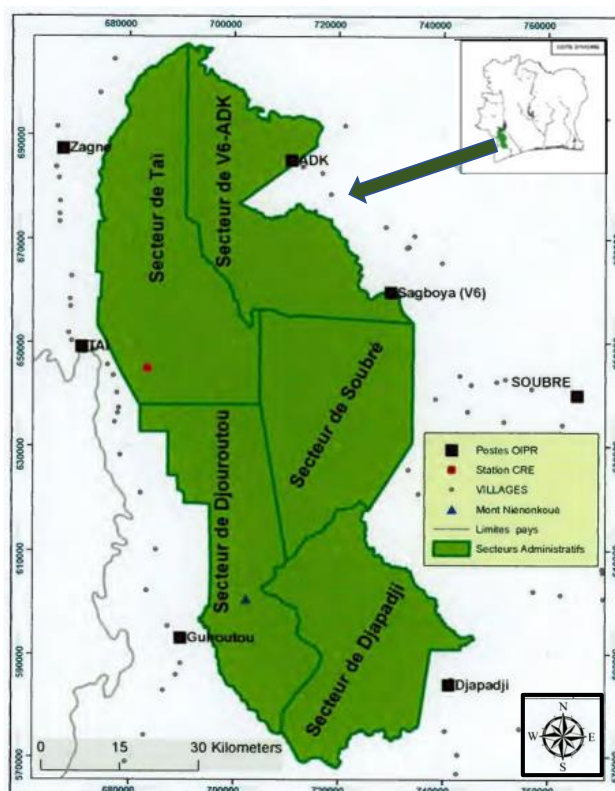


Figure 3 : Localisation du Parc National de Taï (OIPR, 2020)

I.1.3. Saisons hydrologiques

Le régime hydrologique des hydrosystèmes est défini sur la base de la variabilité de leur débit, qui lui-même est influencé au cours du cycle annuel par des facteurs tels que (Yapo *et al.*, 2008) :

- les apports en eau de l'atmosphère, constitués essentiellement par les précipitations ;
- les facteurs climatologiques intervenant dans le processus d'évaporation (température et l'humidité de l'air) ;
- les caractéristiques physiques du bassin versant, c'est-à-dire la nature du sol, la couverture végétale, le relief et le réseau hydrographique.

Bien que les variations du débit des hydrosystèmes soient sous la gouvernance de l'effet combiné des facteurs cités ci-dessus, l'influence des précipitations est nettement prépondérante dans la modification de celles-ci. De ce fait, les régimes hydrologiques s'apparentent assez étroitement aux régimes des précipitations, permettant d'en distinguer quatre principaux en Côte d'Ivoire (Girard *et al.*, 1971). Il s'agit du :

- régime tropical de transition (climat soudanais) ;
- régime équatorial de transition atténué (climat baouléen) ;
- régime équatorial de transition (climat attien) ;
- régime de montagne (climat de montagne).

La distribution spatiale de ces régimes sur l'ensemble du territoire ivoirien permet de constater le régime tropical de transition dans la partie septentrionale en opposition au régime de montagne que l'on rencontre dans la zone méridionale (Touchebeuf & Girard, 1962 et Girard *et al.*, 1971). Ces deux régimes se caractérisent par une seule crue annuelle qui atteint son maximum généralement au cours des mois de septembre ou octobre, où les précipitations sont les plus abondantes (Girard *et al.*, 1971). Cependant, l'influence orographique de la zone méridionale de la Côte d'Ivoire favorise des débits spécifiquement plus élevés dans l'ensemble des cours d'eau couverts par ce régime. Quant au domaine du régime équatorial de transition atténué, il renferme les cours d'eau de la région centrale du pays, limité par les axes Ferkessédougou – Touba et Abengourou – Soubré, contrairement au régime équatorial de transition qui couvre la région méridionale du pays, précisément le sud de l'axe Abengourou – Toumodi – Soubré. Les grands cours d'eau couverts par ces deux régimes hydrologiques font observer deux crues différentes d'une inégale intensité au cours du cycle annuel. La première crue, généralement observée entre mars et juillet est la prépondérante pour le régime

équatorial de transition, contrairement au régime équatorial de transition atténué où la crue dominante est représentée par la seconde qui s'observe généralement entre septembre et octobre. Cependant, la plupart des grands cours d'eau des hydrosystèmes de la Côte d'Ivoire (Sassandra, Bandama et Comoé, etc.) ont un régime hydrologique mixte, en raison de l'étendue de leur bassin versant (Girard *et al.*, 1971).

Le Sassandra, sur lequel se retrouve le lac Buyo se rattache au régime tropical de transition dans son cours supérieur, puis à la fois au régime équatorial de transition atténué et celui de montagne dans son cours moyen, enfin au régime équatorial de transition dans son cours inférieur. En effet, il reçoit respectivement les affluents du régime tropical de transition (Bafing), de montagne (N'Zo), ainsi que celui du régime équatorial de transition atténué (Lobo) et équatorial de transition (Davo). C'est en cela que plusieurs auteurs indiquent l'expression d'une seule saison des hautes eaux (liée principalement à la crue du fleuve Sassandra et de la rivière N'Zo), suivie de celle des basses eaux, au niveau des variations hydrauliques du lac Buyo (Traoré, 1989 ; Yapo *et al.*, 2008 ; N'Dri, 2020 et Yao *et al.*, 2021). Ainsi, le lac Buyo est donc sous l'influence du régime tropical de transition et de celui de montagne (Touchebeuf & Girard, 1962 et Girard *et al.*, 1971). Il présente, de ce fait, deux saisons hydrologiques, dont une saison des hautes eaux (HE) pour des niveaux de côtes supérieurs à celui de la côte moyenne du lac et une saison des basses eaux (BE) pour des niveaux de côtes inférieurs à celui de la côte moyenne (N'Dri, 2020 et Yao *et al.*, 2021).

Cette saisonnalité hydrologique du lac Buyo connaît désormais des variations périodiques qui entraînent une diminution de l'intensité et de la durée des crues du lac, en raison de la mise en service du barrage hydroélectrique de Soubré situé en aval (Yao *et al.*, 2021). Au cours de la période d'avril 2021 à mars 2022, la saison des hautes eaux s'étendait de septembre à mars et celle des basses eaux était limitée au mois d'avril à août (Figure 4), contrairement à la période de juin 2018 à mai 2019 où les hautes eaux s'étendaient d'août à février et les basses eaux de mars à juillet (N'Dri, 2020 et Yao *et al.*, 2021). Cette saison des basses eaux (BE) observée se décline en des phases hydrologiques, dont une phase de crue (BE-C), marquée par une augmentation du niveau et du volume des eaux, et une phase de décrue (BE-D) marquée par diminution du niveau des eaux. Au cours de ces deux phases, le niveau des côtes des eaux reste inférieur au niveau de la côte moyenne du lac Buyo, caractéristique de la saison des basses eaux. A l'opposé, les hautes eaux (HE) sont observées en une phase unique et sont marquées par l'expression des côtes maximales du niveau des eaux du lac Bubo, avec de faibles fluctuations. Ainsi, trois phases hydrologiques sont observées dans les fluctuations du

niveau des eaux du lac Buyo, à savoir les phases de crue (BE-C), des hautes eaux (HE) et de décrue (BE-D).

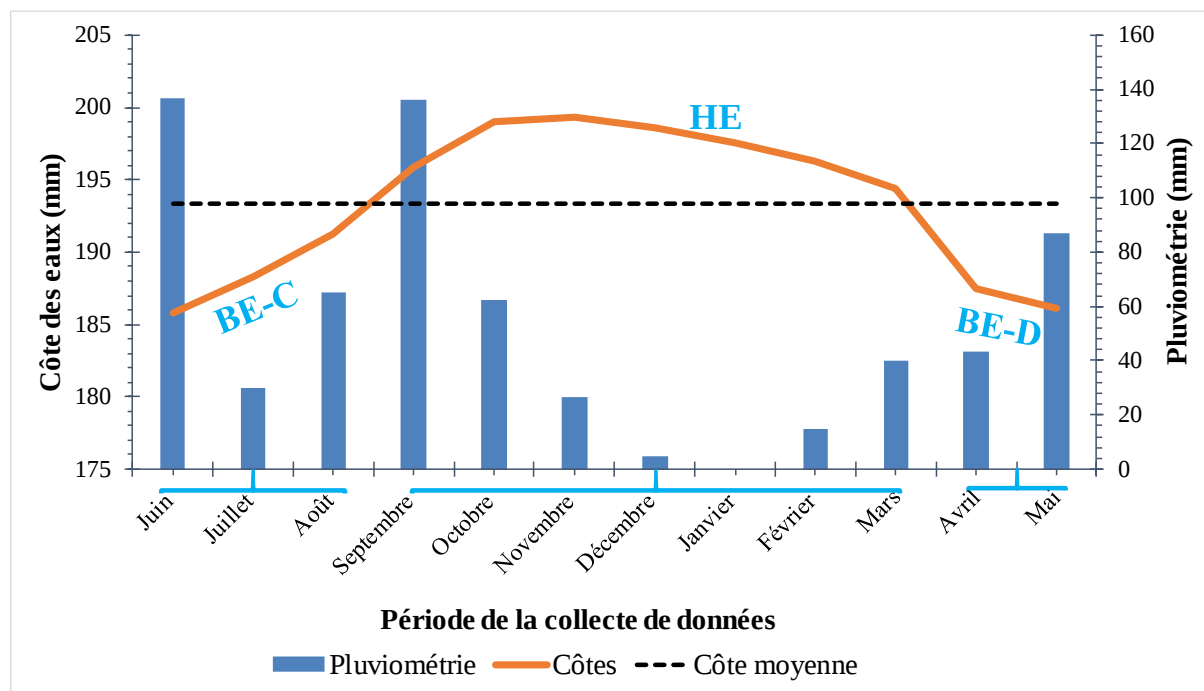


Figure 4 : Phases hydrologiques du lac Buyo définies par les variations mensuelles du niveau des côtes d'eau et des précipitations (source : CIE DPE/DUH-BUYO ; 2021 - 2022)

BE-C : Saison des crues, HE : Saison des hautes eaux, BE-D : Saison de décrue.

I.1.4. Faune ichthyologique

De nombreuses études ont permis de documenter l'ichtyofaune du lac Buyo (Traoré, 1996 ; Goli Bi *et al.*, 2019 a). Elles mettent en évidence une richesse de 65 espèces (Traoré, 1996) et de 45 espèces (Goli Bi *et al.*, 2019 a) sur l'étendue du lac Buyo couvrant les localités de Buyo et de Guéssabo. Les études les plus récentes dont les zones d'échantillonnage ne concernent que la localité de Buyo, indiquent la présence de 42 espèces (Yao *et al.*, 2021).

Selon N'Dri (2020), la richesse taxinomique du lac est de 32 espèces réparties en 19 genres et 13 familles. Les Cichlidae représentent la famille la plus diversifiée avec une contribution de 21% de la richesse. Elle est suivie des Cyprinidae (15%), des Mormyridae (12%) et des Mochokidae (10%). Les autres familles telles que les Clupeidae, Osteoglossidae, Distichodontidae, Malapteruridae et Centropomidae sont monospécifiques. Aussi, les espèces telles que *Labeo parvus*, *Mormyrops anguilloides*, *Distichodus rostratus*, *Labeo coubie*, *Labeo senegalensis*, *Schilbe intermedius*, *Heterobranchus longifilis* et *Synodontis bastiani*

sont très peu représentées dans le lac Buyo. Par ailleurs, le peuplement ichthyologique de ce lac est relativement mieux organisé avec des indices de diversité variant entre 1,28 et 2,51 bits/ind pour l'indice de Shannon (H') et entre 0,79 et 0,81 pour l'Équitabilité (E).

Contrairement à N'Dri (2020), Yao *et al.* (2021) indiquent plutôt la présence de 42 espèces dans le complexe fluvio-lacustre (lac Buyo et fleuve Sassandra), réparties en 14 familles. Parmi celles-ci, 35 espèces figurent dans la zone lacustre et 28 espèces dans la partie fluviale située en aval du lac. L'auteur indique également qu'à l'instar de N'Dri (2020), la composition taxonomique est dominée, en termes d'espèces, par les Cichlidae et les Mormyridae dans la partie lacustre du lac Buyo, tandis que la partie fluviale est dominée par les Alestidae et les Mochokidae. Il précise que la richesse spécifique varie peu dans le lac Buyo d'une saison hydrologique à une autre, avec néanmoins des valeurs relativement plus élevées pendant les hautes eaux par rapport aux basses eaux. Quant à l'organisation du peuplement, elle connaît une variation significative entre les saisons hydrologiques du lac. Le peuplement paraît mieux organisé en saison des hautes eaux avec des indices de diversité bien plus élevés qu'en basses eaux.

Parmi l'ensemble des espèces rencontrées dans le lac Buyo, on peut dénombrer 3 espèces à affinité estuarienne et/ou marine telles que *Pellonula leonensis*, *Sarotherodon galilaeus* et *Sarotherodon melanotheron* et 2 espèces introduites qui sont *Heterotis niloticus* et *Oreochromis niloticus* (N'Dri, 2020 ; Yao *et al.*, 2021 et Abo *et al.*, 2021). Les espèces les plus abondantes quant à elles, sont par ordre décroissant *Coptodon zillii*, *Enteromius macrops*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Oreochromis niloticus*, *Schilbe mandibularis*, *Synodontis punctifer* et *Hemichromis fasciatus* (N'Dri, 2020). Pour Yao *et al.* (2021), les abondances des espèces du lac Buyo varient selon les saisons hydrologiques. *Synodontis punctifer* domine le peuplement en saison de crue (22,15%) tandis que *Coptodon zillii* est prépondérante en saison de décrue (37,97%). Cependant, Abo *et al.* (2021) dont les travaux ont porté sur les zones littorales du lac Buyo, indiquent plutôt l'espèce *Enteromius macrops* comme la plus abondante avec une contribution de 51,87%. Elle est suivie de *Bryconalestes longipinnis* (17,03%) et de *Coptodon zillii* (10,43%) dans cette zone du lac.

I.1.5. Activités de pêche et gestion administrative

Depuis sa mise en eau, le lac du barrage hydroélectrique de Buyo a fait l'objet d'une exploitation halieutique intense. Ceci est liée à la présence d'une forte communauté de pêcheurs allogènes et allochtones aguerris aux différentes techniques de pêche (Vanga *et al.*,

2002 ; 2004) et de non respect de l'environnement physique et social du lac (Nugent, 1997 ; Golé-Bi *et al.*, 2004). En effet, dès sa mise en service, le lac Buyo a enregistré d'abord l'arrivée de pêcheurs ivoiriens venus du lac d'Ayamé en 1980, puis ceux venus du lac de Kossou entre 1982 et 1986. A ces derniers, s'ajoutent des pêcheurs venus d'autres pays. Cette situation a créé un important déséquilibre proportionnel des communautés de pêcheurs, où l'on ne compte bientôt que 5% de nationaux. Pour combler ce déséquilibre dans l'exploitation du plan d'eau, l'État ivoirien a fait de la pêche un secteur prioritaire d'insertion socio-professionnelle au sein d'un projet sectoriel dans le cadre de l'Aménagement de la Région du Sud-Ouest (ARSO) à partir de 1982. Ce projet a mis l'accent sur la formation des pêcheurs nationaux. Cependant, les résultats obtenus ont été en deçà des objectifs fixés, avec environ 785 jeunes formés sur 1600 prévus (Vanga *et al.*, 2002). De surcroît, cet effectif a décliné à partir de 1988 avec la fin de la première phase du projet (Vanga *et al.*, 2002). Malgré la mise en œuvre de la deuxième phase du projet, de 1989 à 1992, la proportion des pêcheurs n'a pas été relevée (Guinchard *et al.*, 2023). Ceux-ci ont délaissé l'activité de pêche au profit des non-nationaux qui sont sans aucune formation, entraînant une destruction des habitats critiques des poissons et une surexploitation de la ressource (Vanga *et al.*, 2002 ; Goli bi, 2019 b). Par ailleurs, la mise en eau récente du barrage de Soubré, situé en aval de celui de Buyo, a accéléré les processus de dégradation de l'environnement biophysique et l'atteinte grave à la biodiversité aquatique (Yao *et al.*, 2021). La partie du lac Buyo située à l'intérieur du Parc National de Taï (PNT), véritable zone de conservation et frayères pour plusieurs espèces de poissons n'est pas épargnée de ces perturbations (OIPR, 2015 ; N'Dri *et al.*, 2020).

Cette situation affecte considérablement les activités de pêche dans les pêcheries du lac Buyo qui nécessitent une gestion administrative particulière. En effet, cette gestion administrative des activités de pêche sur le lac Buyo relève principalement du Ministère chargé des Ressources Animales et Halieutiques. A cet effet, le territoire du lac est subdivisé en cinq secteurs de pêche comme illustré par la figure 5 (Guinchard *et al.*, 2023). Chaque section de pêche abrite un Poste d'Elevage, de Pêche et d'Aquaculture (PEPA). Ces postes sont situés dans les localités de Guiglo, de Gbapleu, de Guessabo, d'Issia, et de Buyo. Ils assurent le contrôle et la régulation des activités de pêche sur ce plan d'eau (Guinchard *et al.*, 2023). Cependant, dans sa partie intégrée au Parc National de Taï (PNT), ce lac bénéficie du programme de gestion de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR, 2006).

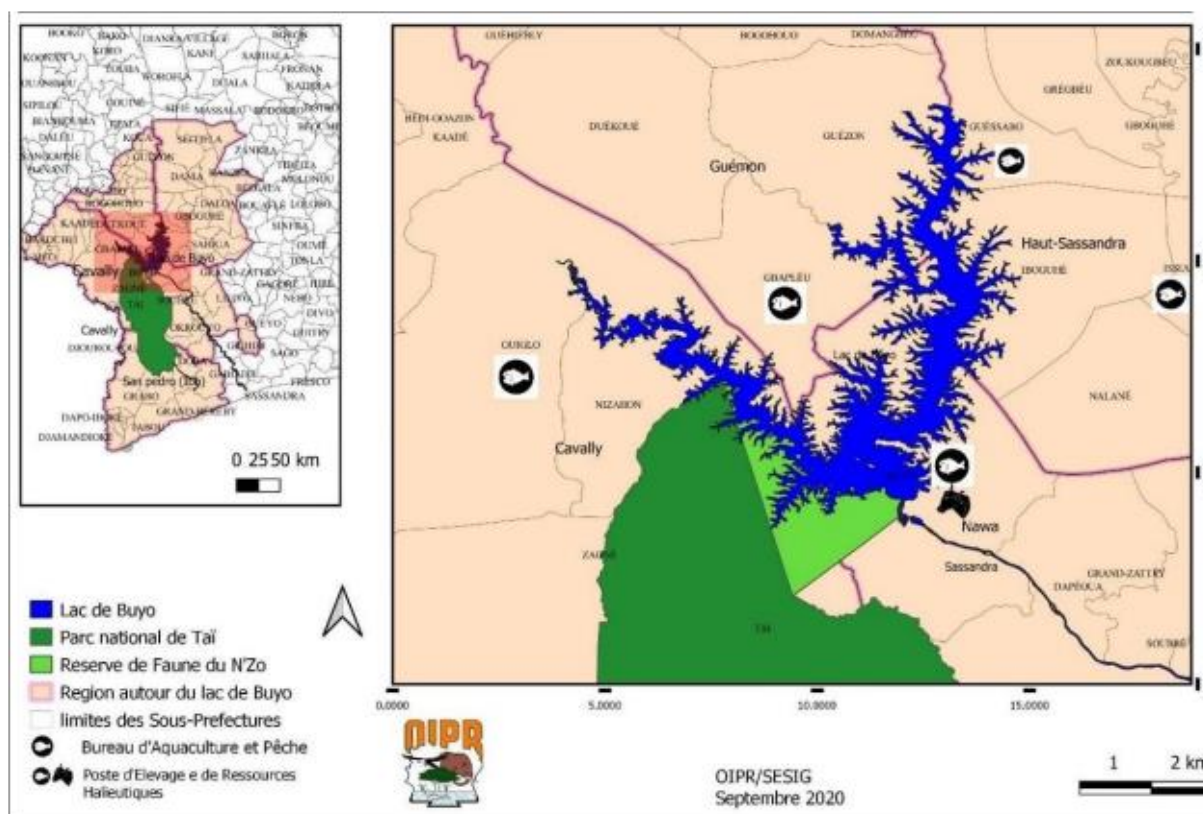


Figure 5 : Localisation des postes de gestion administrative du lac Buyo (Guinchard *et al.*, 2023)

I.2. PLAINES D'INONDATION

I.2.1. Typologie

La typologie des plaines d'inondation peut être établie selon plusieurs critères parmi lesquels figurent les critères géographique, morphologique, hydrologique et écologique (David, 1994 ; John & Edwin, 2005 ; Christoph *et al.*, 2012 ; Okada *et al.*, 2019).

La classification géographique examine leur distribution spatiale en fonction d'une part, de leur localisation et connexion aux systèmes hydrologiques, et d'autre part, de leur topographie. On distingue ainsi les plaines dites fluviales, lacustres, estuariennes et côtières en fonction de la localisation, puis les plaines dites basses, intermédiaires et hautes en fonction de la topographie (Bravard, 1996 ; Bates *et al.*, 2010 ; Kondolf & Podolak, 2017 ; Pinter *et al.*, 2018). Les plaines d'inondation fluviales sont celles que l'on retrouve le long des cours d'eau (rivières, fleuve, etc.), tandis que les plaines d'inondation estuariennes sont celles influencées par les marées et situées à proximité des embouchures de fleuves dans les

estuariers. Concernant les plaines d'inondation côtières, aussi affectées par les marées, elles se situent le long des côtes maritimes. Les plaines d'inondation qualifiées de plaines basses sont celles rencontrées dans les zones de faibles altitudes. Ces dernières sont beaucoup plus sujettes aux inondations. Quant aux plaines intermédiaires, elles sont généralement retrouvées dans les zones avec une topographie plus variée et une altitude modérée. Concernant les plaines d'inondation hautes, il s'agit des plaines rencontrées dans les zones de plus hautes altitudes avec une topographie plus accidentée (Kondolf & Podolak, 2017 ; Pinter *et al.*, 2018 ; Bracken & Croke, 2007).

Relativement à la classification ou typologie morphologique des plaines d'inondation, la forme et la structure végétale mettant en exergue différents types d'écosystèmes associés sont considérées (Church & Slaymaker, 1989 ; Day *et al.*, 2011 ; Junk *et al.*, 1989 ; Wohl *et al.*, 2008). On peut ainsi distinguer les plaines d'inondation marécageuses, des plaines d'inondation forestières et des plaines d'inondation herbacées. En effet, les plaines inondables sont souvent constituées de dépressions, de zones marécageuses et de bras morts des cours d'eau qui sont des plans d'eau plus ou moins permanents avec un régime saisonnier lié à celui du cours d'eau principal (Keddy, 2010) (Figure 6). Ces différentes zones annexes du cours d'eau principal forment une zone de transition active, chimique et biologique entre milieux terrestres et milieux aquatiques (Leopold *et al.*, 1964). On assiste, dans de tels cas, à des plaines d'inondation qui peuvent persister d'une crue à une autre. Les mares et les marais peuvent constituer au sein de ces plaines, des systèmes aquatiques discontinus pendant l'étiage en attendant la période des hautes eaux. Lorsque la formation végétale dans ces plaines d'inondation est dominée par des forêts alluviales, on parle de plaines d'inondation forestières. A l'opposé, lorsque la formation végétale est caractérisée par des prairies, on parle des plaines d'inondation herbacées (Leopold *et al.*, 1964 ; Keddy, 2010).

En fonction du régime hydrologique, la typologie des plaines d'inondation se fait en tenant compte des caractéristiques des crues, notamment leur fréquence, leur magnitude ou intensité, leur durée et leur régularité ou prévisibilité (Bates *et al.*, 2010 ; Blöschl & Sivapalan, 1995 ; Thielen *et al.*, 2005). Ce qui permet de distinguer les plaines d'inondation à régime fluvial régulier, irrégulier et mixte (Kondolf & Podolak, 2017 ; Pinter *et al.*, 2018 ; Bracken & Croke, 2007). Les plaines d'inondation à régime fluvial régulier sont généralement situées le long de cours d'eau avec des crues prévisibles et régulières (saisonnières) suivant les schémas climatique et hydrologique (Keddy, 2010). Les plaines d'inondation à régime fluvial irrégulier, par contre, sont affectées par des crues moins fréquentes et souvent moins

prévisibles. Dans ce type de plaines inondables, les crues peuvent être déclenchées par des événements météorologiques extrêmes tels que des tempêtes tropicales, des débâcles de glace ou des épisodes de précipitations intenses (Keddy, 2010). Quant aux plaines d'inondation à régime mixte, elles connaissent à la fois des crues régulières et des crues irrégulières. Ces plaines peuvent être influencées par des cycles hydrologiques complexes qui comprennent à la fois des éléments prévisibles (comme les crues saisonnières) et imprévisibles (comme les crues exceptionnelles) (Junk *et al.*, 1989 ; Keddy, 2010). C'est le cas des plaines inondables situées le long des grands fleuves tropicaux comme l'Amazonie. Aussi, il est important de noter que le type de régime hydrologique influence la dynamique écologique et l'utilisation des terres dans les plaines d'inondation. Une meilleure connaissance de l'hydrologie des plaines d'inondation peut aider à mieux comprendre les risques associés aux inondations et à développer des stratégies de gestion adaptées pour atténuer les impacts sur les populations et les écosystèmes (Pinter *et al.*, 2018).

Enfin, la typologie écologique des plaines d'inondation se base sur les types d'écosystèmes disponibles avec le temps (Leopold *et al.*, 1964). On peut ainsi remarquer les plaines d'inondation humides, les plaines d'inondation sèches ou zones humides non permanentes, et les plaines d'inondation permanentes (Lehner & Döll, 2004). Les plaines humides sont caractéristiques des sols saturés en eau et d'une végétation spécifique. Elles contiennent généralement des zones humides telles que des marécages, des marais et des tourbières, qui restent permanents même après le retrait des inondations jusqu'à la crue suivante (Junk *et al.*, 1989). Quant aux plaines d'inondation sèche, elles sont inondées de manière saisonnière mais principalement sèches pendant une grande partie de l'année. Ce type de plaine se prête généralement mieux à l'agriculture ou comme prairies (Junk *et al.*, 1989 ; GEPIS, 2000). Elles sont généralement rencontrées en zone de savane ou milieu soudanien et l'inondation complète de leur surface totale est plus aléatoire. Concernant les plaines d'inondation permanentes, il s'agit des plaines inondées en permanence ou presque toute l'année. Ces plaines sont souvent des habitats essentiels pour les espèces de nombreux animaux aquatiques et semi-aquatiques (Lehner & Döll, 2004).

Les principales caractéristiques de la classification écologique des plaines d'inondation renseignent sur les peuplements des végétaux et des animaux aquatiques qu'elles abritent (Haddad *et al.*, 2014 ; Abboudi *et al.*, 2014). Ce sont soit des organismes adaptés à une période de repos métabolique plus ou moins prononcé à un stade de leur vie, soit des organismes de migrations actives ou passives (Haddad *et al.*, 2014). Il est bien de noter qu'au

sein de toutes les plaines inondables de grande envergure, les habitats aquatiques strictement temporaires sont généralement une écophase de diverses espèces fluviatiles ou lacustres qui y séjournent de façon temporaire (Junk *et al.*, 1989 ; Keddy, 2010). Quant aux habitats aquatiques permanents, dont le volume hydraulique varie considérablement d'une saison à une autre, elles abritent parfois des espèces adaptées à une période de repos métabolique plus ou moins prononcé, avec une prédominance de juvéniles dans les zones de bordure (Van Someren, 1961 a ; Van Someren, 1961 b ; Durand, 1970).

Toutefois, quelle qu'en soit la nature de la plaine inondable, le rapport de la superficie des surfaces permanemment inondées par rapport à celles de la totalité des surfaces inondables est une variable essentielle d'importance écologique (Junk, 1982). Les plaines inondables ayant un rapport plus élevé (environ 1 ou 100%) sont généralement des plaines d'inondation permanentes et de vastes plaines d'inondation humides ou de marécages. Ces types de plaines dépendent peu des populations fluviales pour le renouvellement de leur peuplement en poissons. En outre, plusieurs espèces de poissons y sont sédentaires (FAO/UN, 1971). A l'opposé, lorsque les plaines inondables ont un rapport beaucoup plus faible, voire nul (plaine inondable sèche), elles sont considérées comme des écotones. Dans ces dernières, la majeure partie du peuplement ichthyologique est constituée des juvéniles de poissons des plans ou cours d'eau environnants, généralement issus de la reproduction effectuée en début de crue (FAO/UN, 1970). Quelques grandes plaines d'inondation d'Afrique et leurs caractéristiques sont présentées dans le tableau I.

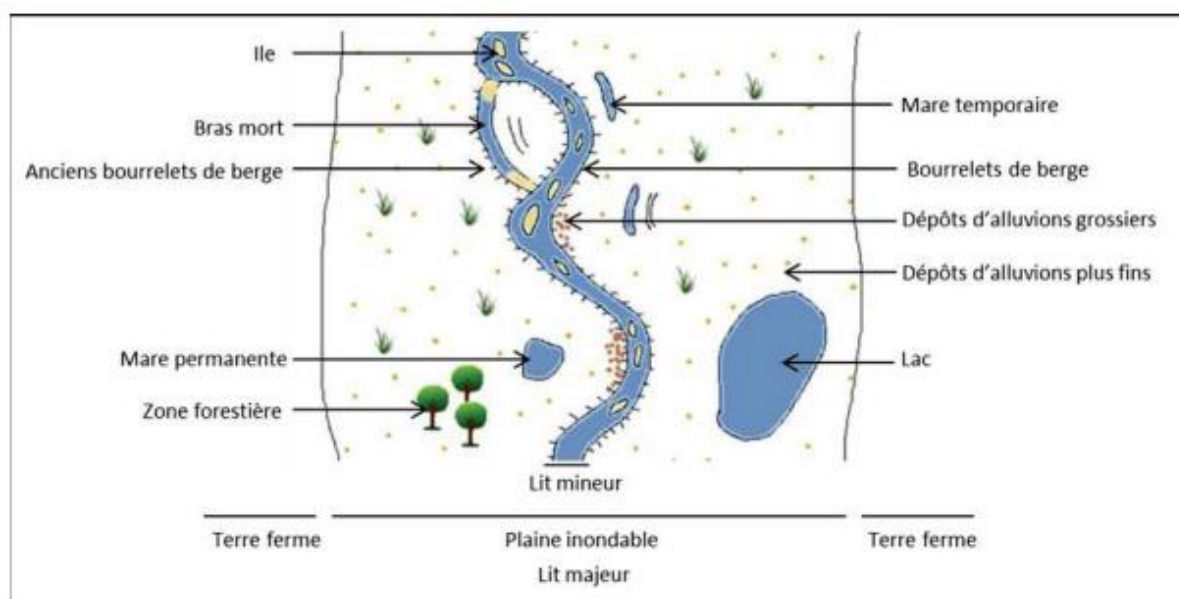


Figure 6 : Morphologie générale d'une plaine d'inondation de type marecageuse (Keddy, 2010)

Tableau I : Caractéristiques de quelques grandes plaines d'inondation marécageuses d'Afrique

Plaines inondables	Superficie à la crue maximum A1 (ha)	Superficie à l'étiage A2 (ha)	A2/A1*100 (%)	Sources
Bénoué (Nigéria)	310 000	129 000	42	FAO/UN, 1970
Niger (Niger)	90 704	27 000	30	FAO/UN, 1971
Niger (Dahomey)	27 444	3 200	12	FAO/UN, 1971
Niger (Nigeria)	480 000	180 000	38	FAO/UN, 1970
Sudd (Nil)	9 200 000	1 000 000	11	Rzoska, 1974

I.2.2. Fonctionnement écologique

Situées entre milieux aquatiques et terrestres, les plaines inondables sont des systèmes complexes dont les composantes abiotiques et biotiques ont des dynamiques spatiales et temporelles très prononcées (Durand, 1970 ; Wohl *et al.*, 2008). Il s'agit des zones de développement d'une végétation de type prairie, véritable niche des invertébrés, qui dépend de trois facteurs que sont, l'altitude, l'épaisseur de la lame d'eau et la durée de la submersion (Carey, 1967 ; GEPIS, 2000). Ce couvert végétal s'y développe suivant la dynamique des saisons hydrologiques des plans ou cours d'eau environnants, qui peut être représentée schématiquement en quatre étapes successives (Figure 7). D'abord, durant la saison de décrue et particulièrement en période d'étiage, la zone de transition alternativement Inondée/Émergée (ZTAI) de la plaine est progressivement envahie par des plantes terrestres (Figure 7a). Ces plantes s'y développent et atteignent un stade de croissance qui leur permet de supporter l'inondation (Kapetsky, 1974). Au cours de la crue des plans ou cours d'eau environnants, l'inondation progresse dans la ZTAI, conduisant à la dégradation des plantes terrestres et au développement des plantes semi-aquatiques (Figure 7b). Le développement de ces végétaux, sous l'effet de la température et de l'humidité est en partie lié à une importante quantité d'éléments nutritifs provenant des sols inondés (Carey, 1971). En corrélation avec la quantité

accrue de cette végétation, on trouve le périphyton comprenant les algues filamenteuses, qui apparaît fixé sur la plupart des surfaces (Carey, 1971 ; Kapetsky, 1974). A cette période, les plaines inondables connaissent un pic de production et diverses espèces de poissons y pénètrent pour se reproduire en raison de la disponibilité d'une source appropriée d'éléments nutritifs pouvant favoriser la croissance des futurs juvéniles (Carey, 1971 ; Brink, 2011). Cette abondance d'éléments nutritifs dans le milieu semblerait se trouver dans les détritiques et parfois dans les organismes épiphytes. La continuation de la montée des eaux liée à la crue des plans ou cours d'eau environnants, aboutit à la saison des hautes eaux (HE) correspondant à la phase d'inondation de la totalité des surfaces de la plaine (Figure 7c). Les échanges entre les plaines et les plans ou cours d'eau environnants s'intensifient davantage en raison de l'accessibilité à une multitude d'habitats pour les poissons et à des ressources alimentaires importantes (Gossé, 1963 ; Carey, 1971). Enfin, à mesure que les eaux de crue se retirent ou s'évaporent, la végétation aquatique régresse ou meurt plus ou moins rapidement (GEPIS, 2000). Cela conduit à la prolifération des micro-organismes pour la dégradation de l'importante quantité de matière organique immergée, puis à la consolidation des sédiments (Figure 7d). Certains poissons se retirent dès lors, de la plaine pour rejoindre les plans (mare, marais, lac, etc.) ou cours d'eau principaux qui peuvent subsister jusqu'à la crue suivante (GEPIS, 2000 ; Keddy, 2010). Le prolongement de la baisse des inondations ou de l'assèchement des plaines inondables va conduire au retrait progressif des végétaux semi-aquatiques, laissant place à une nouvelle colonisation par les plantes terrestres (GEPIS, 2000).

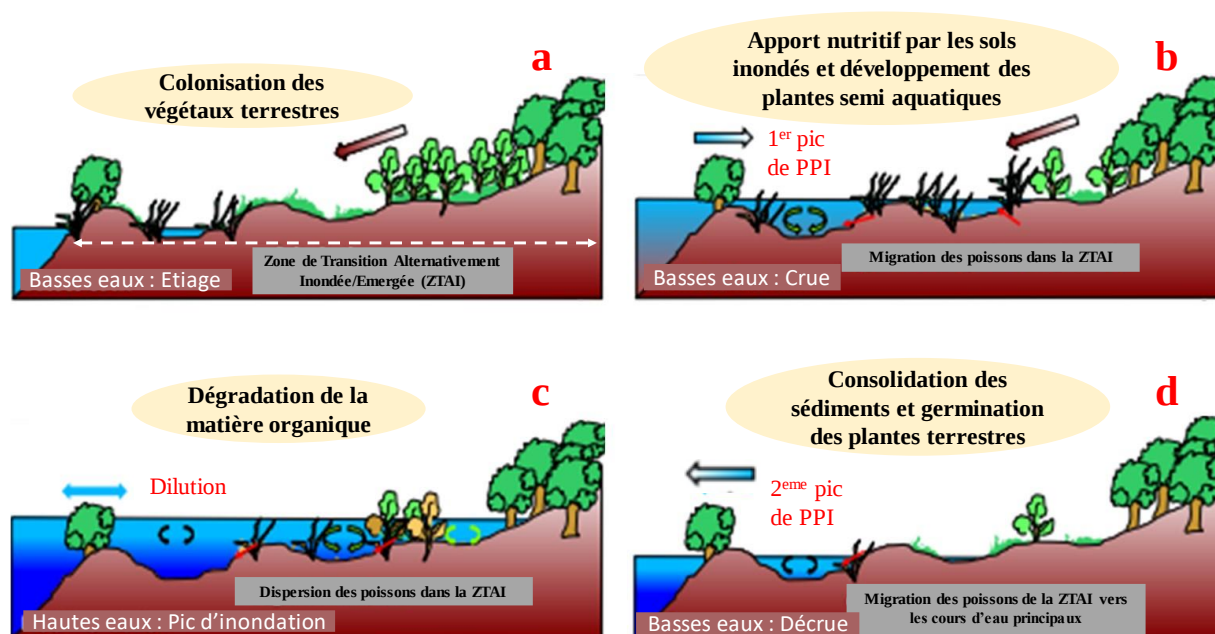


Figure 7 : Cycle saisonnier d'une plaine d'inondation (Junk *et al.*, 1989)

PPI : Pic de Production d'Invertébrés

I.2.3. Enjeux écologiques

La succession des phénomènes dans les plaines d'inondation permet d'y remarquer une dynamique de vie tant végétale qu'animale, faisant de ces écosystèmes les plus productifs et diversifiés des plans ou cours d'eau (Bayley & Spark, 1989 ; Kingsford, 2000 ; Comptour, 2017). Dans ces milieux, la biomasse et la production, non seulement des poissons mais des invertébrés, sont bien plus élevées que dans les chenaux principaux des cours d'eau (Carey, 1967 ; Holcik, 1981 ; Holcik *et al.*, 1981 ; Rosenberg *et al.*, 2000). En effet, les plaines inondables offrent une hétérogénéité d'habitats favorables aux besoins vitaux et temporels des poissons dans leur cycle de vie, selon le stade de développement (Kapetsky, 1974 ; Junk & Piedade, 1993 ; Gopal & Junk, 2000). Les migrations latérales constituent pour ces derniers, dans le cas d'une migration active, le principal moyen par lequel se fait l'exploration des systèmes fluviaux à plaines d'inondation. Les échanges latéraux et la progression de la frontière entre zones émergées et immergées conduisent, dès les premiers contacts "eau-milieu terrestre", à la création de nombreux micro-habitats à caractères particuliers pour une importante biodiversité (Gossé, 1963 ; Junk *et al.*, 1989 ; Tockner *et al.*, 2011). Ces micro-habitats transitoires sont très hétérogènes du point de vue abiotique et biotique, répondant aux conditions idéales de réalisation des diverses fonctions vitales des poissons dans le renouvellement des stocks halieutiques (Junk & Piedade, 1993 ; Gopal & Junk, 2000 ;

Tockner *et al.*, 2011). On pourrait distinguer principalement trois fonctions des poissons accompagnées de différents mouvements (Figure 8) dans les plaines inondables (Schiemer & Spindler, 1989). Il s'agit notamment des fonctions de reproduction dans les frayères, des fonctions de repos dans les nurseries et zones de refuge ou encore d'abris en périodes de perturbations importantes du milieu par les crues et des fonctions de croissance ou de développement dans les zones d'alimentation (Schiemer & Spindler, 1989).

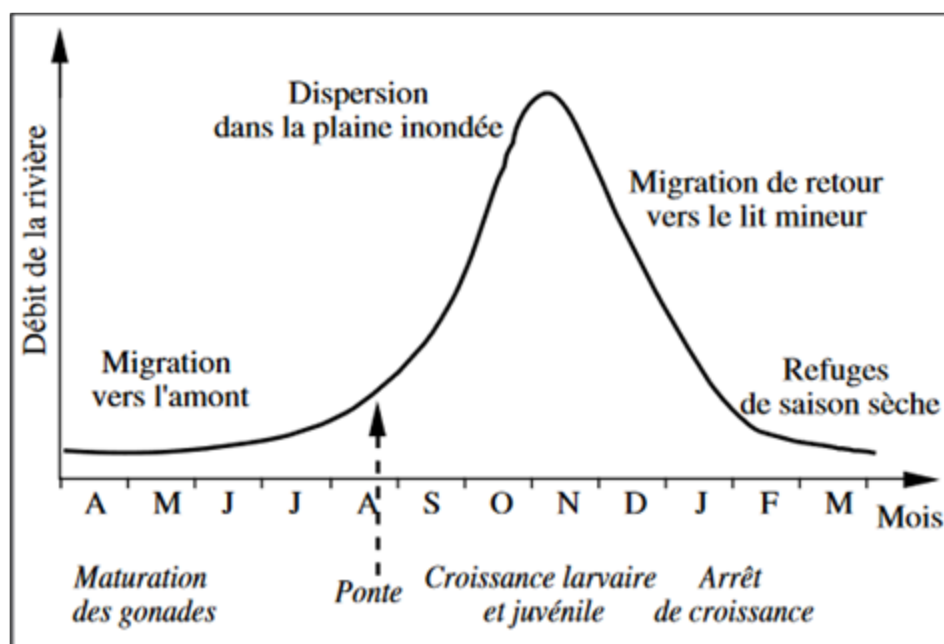


Figure 8 : Cycle saisonnier des événements dans une plaine inondée et leurs conséquences vis à vis de la biologie et de l'écologie des poissons (Lowe-McConnell, 1985)

I.2.3.1. Frayères

Le manque de mobilité des larves de poissons implique presque une absence totale de réponses comportementales de ces derniers face aux dangers (Imirizaldu, 2012). De cette observation, Balon (1981) indique que le lieu de frai (frayère) détermine largement l'intensité et la nature des dangers (manque d'oxygène, asphyxie liée à la vase, infections par micro-organismes, prédation) auxquels seront exposés les produits du frai (œufs et larves). La frayère représente donc, pour le poisson, le lieu où se réalise la reproduction à travers l'émission des gamètes sexuels ou la ponte, suivie de la fécondation de ces gamètes et le développement des embryons (Bakun, 1996 ; Palomera *et al.*, 2007 ; N'Dri *et al.*, 2020 a). Il s'agit d'un milieu de vie transitoire offrant, de façon cyclique, les conditions environnementales les plus favorables à la survie et au bon développement des œufs et des larves (Balon, 1975 ; GEPIS, 2000). Ces

conditions de reproduction qu'offrent les frayères se présentent sous diverses formes tant au niveau de la qualité de l'eau que de l'environnement physique et biologique, répondant à des exigences écologiques spécifiques (Palomera *et al.*, 2007). En effet, chaque espèce de poisson répond à des conditions physiques (substrat, température, courant des eaux, pente, profondeur, etc.), chimiques (conductivité, azote et dérivés, pH, etc.) et climatiques (photopériode, pluviométrie, etc.) assez précises qui déterminent le début du frai (Lelek & Penaz, 1963 ; Billard, 1981 ; Souchon, 1983). Ces particularités écologiques sont généralement retrouvées en tout début de crue dans les zones nouvellement inondées (Philippart, 1977 ; Baras, 1992). Diverses espèces de poissons y parviennent généralement suite à des migrations de moindre ou grande amplitude pour la réalisation de la ponte et de la fécondation des ovocytes (GEPIS, 2000). Ces espaces sont généralement sans ennemis majeurs, en raison du fait que la crue tue la faune terrestre, et que les prédateurs aquatiques n'ont pas suffisamment de temps pour se développer avant la fin du développement des embryons. L'eau y est habituellement chaude et riche en plancton, avec des pentes de fond relativement faibles. Les poissons qui se reproduisent dans ces milieux ont en général des œufs adhésifs avec des larves de type suspendu à l'éclosion (Billard, 1981).

Les frayères jouent, dès lors, un rôle capital dans l'accomplissement du cycle de vie des poissons et de diverses autres espèces animales. Elles favorisent également le maintien de l'équilibre démographique des populations de poissons (Brander *et al.*, 2003 ; Harley, 2006 ; Harley *et al.*, 2006). Une destruction ou disparition de ces milieux de vie transitoires des poissons au sein des plans ou cours d'eau conduit dans certains cas à l'effondrement des stocks halieutiques (Gunn & Sein, 2000 ; Davitoglu, 2006). Il est de ce fait nécessaire de leur assurer une protection efficace pour une gestion durable de la ressource halieutique, surtout en cas d'absence d'une connaissance exacte du niveau du stock ou d'une irrégularité des captures (Dulvy *et al.*, 2003 ; Pauly, 2007). Dans de nombreuses pêcheries, la suspension de la pêche au cours des périodes de frai et l'aménagement des frayères artificielles, constituent les mesures de conservation généralement utilisées pour le maintien du potentiel de reproduction d'une ressource halieutique et par ricochet du stock halieutique (N'Dri, 2020).

Cependant, il n'existe pas de nombre fixe minimal universel d'individus matures à observer dans un habitat donné pour qu'il soit considéré comme une frayère, mais plutôt la présence régulière (au moins saisonnière) d'individus matures, en comportement de reproduction ou avec des œufs et / ou larves de poisson (Keenleyside, 1979 : FAO, 1992). Pour certaines espèces de poissons, et selon les méthodes de prospection, un minimum de 3 à 5 individus

matures sont nécessaires pour valider la fonction de reproduction d'un site (Domeier, 2012). Chez quelques espèces de brochets par contre, une frayère est valide si au moins un couple reproducteur (1 mâle + 1 femelle) y est observé en période de reproduction, avec dépôt d'œufs constaté. Quant à l'espèce de Truite fario (*Salmo trutta*), qui aménage naturellement des nids de ponte à l'approche de la reproduction, la présence d'une seule femelle avec la déposition des œufs dans les nids aménagés est nécessaire pour définir une frayère de l'espèce. A l'opposé, les habitats ne sont reconnus comme des frayères du Hareng atlantique (*Clupea harengus*) qui est une espèce à frai de masse, que lorsqu'une centaine d'individus matures sont présents (Domeier, 2012).

I.2.3.2. Nurseries et zones de refuges

Les plaines d'inondation abritent plusieurs aires d'alevinage ou nurserie, en raison des divers abris qu'elles offrent aux poissons durant leurs premiers stades de vie (larves et alevins). La nurserie, pour les poissons, est un type d'habitat qui met en relation la présence d'une grande densité d'alevins avec la possibilité de trouver en abondance de la nourriture adaptée à leur stade de vie. Elle représente également un abri pour échapper aux prédateurs (Philippart, 1989 ; Pont *et al.*, 2006). En effet, dans de nombreux cours d'eau africains, on estime que les plaines inondées fournissent aux alevins de nombreuses espèces de poissons qui se reproduisent durant la crue, des zones d'abri contre de grands prédateurs ichtyophages, lesquels ont du mal à se mouvoir dans les milieux peu profonds et encombrés de végétations (Van Oijen, 1982 ; Philippart, 1989 ; GEPIS, 2000). Par ailleurs, la productivité de ces milieux est spectaculaire et permet de constater une dynamique remarquable des organismes zooplanctoniques (Lair *et al.*, 1998). Par leur activité de broutage, ces derniers forment un lien trophique essentiel entre les producteurs primaires et les autres organismes des niveaux trophiques supérieurs (Pourriot & Francez, 1986 ; Shiel, 1995 ; Monney *et al.*, 2016). En effet, plus de 60 % de la production primaire lacustre peut être transférée par le zooplancton aux alevins de poissons via l'intense activité herbivore des rotifères et des cladocères (Haberman, 1998 ; Piasecki *et al.*, 2004 ; Brassard, 2009). Ainsi, le succès de la reproduction des poissons et le taux de survie des alevins n'est pas juste tributaire des conditions physiques du milieu (durée du jour, température...), mais également et largement dépendant des facteurs biologiques (quantité de nutriments planctoniques...).

I.2.3.3. Zones d'alimentation du poisson

Les besoins nutritionnels et le comportement alimentaire des poissons se modifient au cours des différentes phases de son développement (Ross, 1986 ; Winemiller, 1989). Une raison essentielle pour un poisson de fréquenter plusieurs types de milieu et / ou d'habitats, est donc la possibilité d'y trouver la nourriture adaptée à sa taille et à ses exigences physiologiques. Cette relation entre taille, régime alimentaire et conditions écologiques est dès lors, un paramètre important pour comprendre l'occupation de l'espace par une espèce de poisson (Ross, 1986 ; Winemiller, 1989). Dans les plaines d'inondation, les proies planctoniques sont essentiellement abondantes. Les juvéniles de plusieurs espèces de poissons et les espèces fourrages y trouvent alors les conditions nutritionnelles favorables à leur croissance (Michigan, 1971 ; Ribbink, 1991 ; GEPIS, 2000). En effet, l'inondation temporaire qui a lieu dans ces milieux engloutit de façon cyclique une importante faune terrestre d'une diversité d'invertébrés (micro et macro), essentiellement représentée par des insectes qui constituent une source capitale de nourriture pour plusieurs espèces ichtyologiques (Konan *et al.*, 2008 ; Diomandé *et al.*, 2009 et Dunbar *et al.*, 2010). Ces invertébrés constituent, surtout au stade larvaire, une des principales faunes nutritives des juvéniles des poissons et des espèces fourrages (Carey, 1967 ; Tachet *et al.*, 2003). Etant donnée leurs tailles relativement réduites, ces espèces fourrages, à l'instar des alevins et des larves peu vagiles, ne peuvent exploiter que des particules de tailles minimales comme le phytoplancton, le zooplancton (permanent et temporaire) et divers invertébrés (insectes, arachnides, etc.). Aussi, la présence de ces petites espèces fourrages, à caractère invasible, entraîne l'arrivée de bon nombre de juvéniles de certaines espèces ichtyophages beaucoup plus grandes (GEPIS, 2000). Cette particularité des plaines d'inondation fait d'elles de véritables lieux de concentration des ressources alimentaires et des conditions physiques nécessaires ou adaptées à la survie et au bon développement des juvéniles de diverses espèces de poisson.

I.2.4. Enjeux socioéconomiques

Les plaines d'inondation sont d'une importance socio-économique. Elles jouent un rôle capital dans la survie des communautés pendant et après l'inondation de leurs habitats, à la fois terrestres et aquatiques (Quensièrre, 1994 ; Paugy *et al.*, 2011). Les principaux exploitants de ces milieux, en particulier les pêcheurs, résidant généralement à proximité, bénéficient amplement de leurs services écosystémiques à travers l'installation des pêcheries (Dounias, 2011 ; Comptour *et al.*, 2016). Ces pêcheurs associent un grand panel d'engins et de

techniques de pêche (filets, nasses, hameçons, barrages...) pour s'adapter à la diversité des habitats de l'écosystème rivière-plaine inondable, aux variations saisonnières du niveau d'eau et aux comportements des poissons (Welcomme *et al.*, 2010 ; Ferry *et al.*, 2012 ; Bahuchet & Rameau, 2016 ; Dounias *et al.*, 2016). Le tableau II présente la production halieutique de quelques plaines inondables d'Afrique.

Les activités de pêche dans ces plaines inondables contribuent à l'amélioration des conditions de vie de nombreux foyers et au développement économique national à travers la fourniture des produits de subsistance et la création des activités génératrices de revenus (Allison, 2004 ; Welcomme, 2011 ; De Graaf *et al.*, 2015). Les niveaux de production de biomasse dans ces milieux peuvent atteindre plusieurs centaines de kg/ha/an (Welcomme, 1985). Cette productivité halieutique est d'autant plus remarquable qu'elle est limitée à quelques mois dans l'année, notamment pendant la période de montée des eaux. Selon Lymer *et al.* (2016), la productivité halieutique moyenne des plaines d'inondation en Afrique serait de 50 kg/ha/an ; ce qui correspond à un potentiel de capture annuel de l'ordre de 3,5 millions de tonnes de poisson par an, soit plus que l'ensemble des grands lacs et des réservoirs du continent (Lymer *et al.*, 2016).

Notons aussi que les plaines inondables ont un certain nombre de fonctions, autres que celles de fournir du poisson issu des pêcheries. La plupart de ces fonctions sont associées à la phase de décrue ou d'assèchement de la surface des plaines. En effet, elles jouent un rôle important dans la gestion des risques d'inondation, en modifiant le débit des cours d'eau et en protégeant les sociétés et les activités économiques contre des éventuels dommages (GEPIS, 2000). Lorsque leurs habitats naturels sont préservés, les plaines inondables jouent un rôle important de la maîtrise des crues dans différentes situations. Les plaines d'inondation des grands cours d'eau agissent comme des réservoirs de stockage naturels, permettant à l'excès d'eau de se répandre sur de grandes surfaces en réduisant ainsi sa vitesse d'écoulement (GEPIS, 2000).

De plus, le caractère temporaire des plaines d'inondation permet d'offrir des terres fertiles et cultivables, propices à la production végétale (Mollard & Walter, 2008). Ainsi, dans plusieurs localités où apparaissent des plaines d'inondation, sont pratiqués des systèmes de cultures de décrue (GEPIS, 2000). En effet, l'humidité résiduelle des sols pendant la décrue et la remontée capillaire permettent la pratique de plusieurs cultures de décrue telles que le riz, le niébé et surtout le sorgho. Dans certains cas, les sols restent humides pendant une période de

la saison sèche, assurant ainsi l'accroissement de la productivité locale et par ricochet, contribue à l'atteinte de la sécurité alimentaire (GEPIS, 2000).

Par ailleurs, les pâturages qui en résultent sont indispensables pour l'élevage nomade en faveur des populations riveraines. Les troupeaux qui y paissent, à leur tour, restituent aux sols (par leurs déjections) une partie de la fertilité qu'ils ont consommé, bénéfique pour la production végétale et la production halieutique (Lacroix, 2004). Aussi, les plaines d'inondation servent à l'alimentation des nappes phréatiques. L'eau qui stagne dans ces plaines s'infiltre et alimente les nappes phréatiques, qui à leur tour, fournissent l'eau aux puits situés en aval et au-delà de la zone marécageuse. Cette réalimentation des nappes souterraines a été depuis longtemps reconnue comme étant une fonction importante des zones marécageuses qui a lieu principalement dans les plaines d'inondation (GEPIS, 2000).

Tableau II : Potentiel de production halieutique de quelques pêcheries des grandes plaines d'inondation des principaux bassins fluviaux d'Afrique (Philippe, 2022)

Bassins fluviaux	Principales plaines d'inondation	Superficie (Km ²)	Production max. estimée (T/an)	Nombre de pêcheurs
Nil	Sudd	88 300	140 - 200 000	> 100 000
Congo	Cuvette centrale, Kamolondo	142 000	ND	180 000
Lac Tchad	Chari - Logone - Yaérés	63 000	> 45 000	> 40 000
Niger	Delta intérieur	43 000	100 000	35 000
Zambèze	Kafue flats + Barotse plain	17 250	15 - 45 000	> 45 000
Bassins occidentaux	Sénégal	12 000	18 - 24 000	ND
Bassins orientaux	Kilombero, Rufiji, Tana	8 600	ND	ND
Bassins méridionaux	Okavango	28 000	1 500	3 000

ND : Non défini ; T/an : Tonne par an

I.2.5. Menaces sur les plaines d'inondation

I.2.5.1. Changement climatique

Les plaines d'inondation sont soumises à plusieurs menaces qui peuvent affecter leur fonctionnement écologique, leur biodiversité et leur capacité à fournir des services écosystémiques. L'une de ces menaces, la plus certaine, est le changement climatique (Nyboer *et al.*, 2019). En effet, la forte productivité et l'importance de la biodiversité au sein des plaines inondables est en général du ressort de l'intensité des inondations, de leur durée et des connectivités entre les habitats annexes des plans ou cours d'eau (GEPIS, 2000 ; Foussard *et al.*, 2010 ; Tecchio *et al.*, 2016). Malheureusement, ces paramètres sont essentiellement

affectés par les variations climatiques, suscitant des conséquences importantes sur le fonctionnement et la productivité des plaines inondables (Barange *et al.*, 2018 ; Philippe, 2022). Pour ces auteurs, la diminution des eaux de surface liée aux variations climatiques pourrait perturber la connectivité entre les plans ou cours et les zones annexes. Le changement climatique induira donc une plus grande incertitude dans la production halieutique des zones humides et des plaines d'inondation dans la plupart des bassins versants du continent africain. Ceci, pour le fait que des changements plus marqués pourraient affecter la capacité des pêcheries si des espèces ou des stades de vie sensibles rencontrent des températures de l'eau qui dépassent leurs tolérances. En outre, les systèmes de production mixte agrohalieutiques pourraient voir leur productivité globale diminuer (Morand *et al.*, 2012). De plus, selon les analyses de Nyboer *et al.* (2019) sur les réactions de la biodiversité des poissons d'eau douce du continent africain par rapport au changement climatique, près de 40% des 2 700 espèces recensées présentent un degré plus ou moins élevé de vulnérabilité. Plus particulièrement, les espèces les plus ciblées par la pêche sont d'une proportion aussi importante (27%) parmi ces espèces de poisson vulnérables.

I.2.5.2. Pressions anthropiques

La croissance démographique autour des plaines d'inondation, liée aux effets du changement climatique, accélère la dégradation de leurs habitats naturels (Harrod *et al.*, 2018). En effet, les variations climatiques suscitent naturellement de grandes migrations des paysans, quittant les zones asséchées sous l'effet du changement climatique à la recherche des zones humides situées généralement dans les plaines inondables. Cette situation augmente la pression anthropique sur les plaines inondables et modifie leur fonctionnement en limitant les services écosystémiques (GEPIS, 2000).

Cela s'observe en partie lors de l'assèchement temporaire d'une partie ou de la totalité des plaines inondables au cours de l'année, laisse place à une intensification des activités anthropiques qui aboutissent parfois à la destruction des supports de ponts (Koigny, 2021). La coupe des troncs d'arbres présents dans ces milieux aquatiques par les pêcheurs afin de mieux installer leurs engins de pêche et généralement à des fins de bois de chauffe pour le séchage de leurs poissons est un exemple de dégradation de l'habitat des poissons (Philippart, 1989 ; Traoré, 1996 ; Parkinson *et al.*, 1999 ; Koigny, 2021).

Par ailleurs, l'absence de régulation des activités de pêche conduit à des pratiques de pêche parfois dangereuses au sein des plaines d'inondation. Ces pratiques, généralement réalisées en

début de crue et décrue, affectent les migrations des géniteurs de poissons et des juvéniles, respectivement pendant les deux phases hydrologiques (Soulsby, 1959 ; Cadwalladr, 1965 ; FAO, 1969). Elles entraînent également de nombreux dangers, dont la réduction de la population des géniteurs ou reproducteurs, en raison de la pression exercée sur ces derniers par la pratique de la pêche (Bell-Cross & Bell-Cross, 1971).

I.2.5.3. Urbanisation et aménagements hydroélectriques

Les impacts de l'urbanisation et de l'aménagement du territoire sont particulièrement dévastateurs pour les pêcheries fluviales tropicales, où de nombreuses espèces de grande valeur migrent vers les plaines inondables en fonction des crues saisonnières (Winemiller *et al.*, 2016). Ces impacts sont mieux perçus suite aux aménagements réalisés sur le territoire, en particulier la gestion des barrages hydroélectriques. La modification du régime d'écoulement annuel en aval des barrages peut affecter de manière significative les habitats naturels aquatiques et terrestres dans la rivière et sur les rives (Kumar *et al.*, 2011). La disparition des fortes crues naturelles par la régulation des cours d'eau affecte l'écologie des plaines inondables en aval de ces ouvrages. Ce nouveau fonctionnement a un impact sur les organismes qui dépendent de la crue pour l'accomplissement de leur cycle de vie, pouvant entraîner des changements dans la composition des espèces végétales et la structure des communautés de poissons (Foussard *et al.*, 2010). Selon Winemiller *et al.* (2016), les grands barrages réduisent la diversité des poissons et bloquent également les mouvements qui relient les populations, permettant aux espèces migratrices d'accomplir leur cycle de vie. Ainsi, les aménagements hydroélectriques altèrent fortement ces habitats naturels et les flux longitudinaux et latéraux des divers organismes, ainsi que des matières organiques. Cette situation entraîne une inhibition des fonctions écologiques que ces plaines assurent (Tecchio *et al.*, 2016 ; Yao *et al.*, 2021).

I.3. ECOLOGIE DE REPRODUCTION DES POISSONS

Le cycle de vie des poissons est complexe et requiert divers types de milieux aquatiques (milieu marin, zone côtière, estuaire saumâtre, chenal courant, bras secondaires ou plaines inondables, etc...) adaptés à chaque stade de leur développement (larve, alevins, juvénile et adulte) (Roy, 1992 ; Schiosser, 1995 ; Sadovy, 2008). Durant ce cycle de développement, plusieurs fonctions doivent être réalisées, notamment l'alimentation, la reproduction et le repos (Schiosser, 1995) (Figure 9). Pour certaines espèces, toutes ces fonctions s'effectuent

dans un même milieu comportant différents types d'habitats. Pour d'autres par contre, des milieux différents, éventuellement séparés par de grandes distances, sont nécessaires (Schlosser, 1995). Selon le stade de développement des poissons et leur capacité de dispersion, le cycle de vie (Figure 10) implique tout d'abord des mouvements passifs ou actifs, puis des migrations actives entre les habitats vitaux du poisson (Baroiller & Toguyeni, 2004). Les poissons doivent alors se déplacer pour accéder au bon moment aux habitats nécessaires, selon leur stade de vie, en tenant compte de la dynamique hydraulique du milieu (Schlosser, 1995). En fonction du cycle de vie de chaque espèce, les mouvements et les migrations vers les habitats réunissant toutes les conditions (abiotiques et biotiques) favorables s'effectuent sur différentes échelles spatiales et temporelles (Schlosser, 1995).

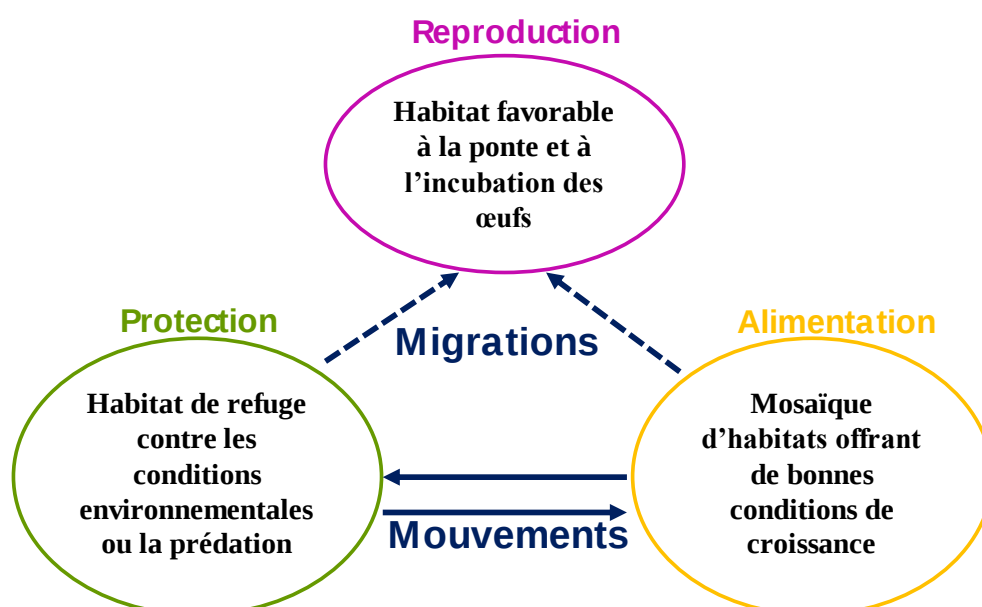


Figure 9 : Cycle saisonnier d'utilisation des habitats vitaux par les poissons (fonction d'alimentation, de repos et de reproduction) d'après schlosser (1995)

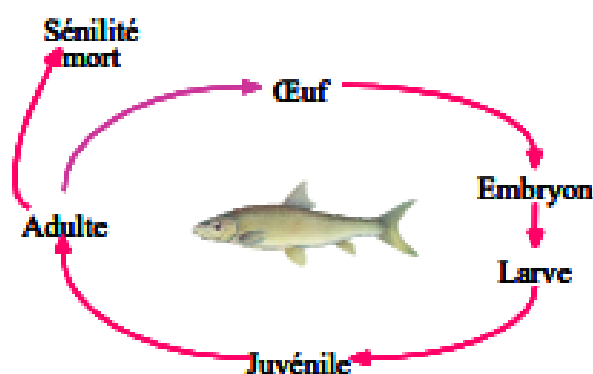


Figure 10 : Cycle de vie d'un poisson dans le milieu naturel (Schlosser, 1995)

I.3.1. Modes de reproduction

La reproduction des poissons se définit comme l'ensemble des processus physiologiques et comportementaux, en rapport avec divers facteurs de l'environnement abiotique et biotique, qui aboutit à l'émission des gamètes matures et à la fécondation des ovocytes (Baroiller *et al.*, 1999, Baroiller & Toguyeni, 2004). L'émission de ces gamètes est l'une des phases les plus critiques du cycle reproducteur, en raison d'être sous l'influence de stimulus spécifiques chez plusieurs espèces (Billard & Breton, 1978). Une fois libérés et fécondés, le lieu de développement des œufs (stade embryonnaire, larvaire et alevins) permet de définir plusieurs modes de reproduction (Okada, 1964 ; Sordi, 1964 ; Quignard, 1966). On distingue ainsi le mode de reproduction par oviparité chez la majorité des poissons dulçaquicoles et marins. Dans ce cas, le développement de l'œuf est entièrement externe. Ce mode de reproduction est connu chez presque la totalité des poissons d'eau douce et plusieurs espèces marines (Baras *et al.*, 1993). Le mode de reproduction par ovoviviparité est également constaté chez certaines espèces de poissons (connu chez 13 familles de Téléostéens). Pour ce mode de reproduction, le développement de l'œuf est entièrement interne, suivi d'une expulsion des alevins (Billard, 1982). Ces juvéniles, d'une taille d'environ 30 à 70 cm, sont expulsés généralement sans les organes larvaires temporaires et pratiquent donc directement l'alimentation exogène. Les élasmobranches et les holocéphales, ainsi que des Labridae et Sparidae (Téléostéens Perciformes) qui ont un haut niveau d'hermaphrodisme rencontré chez plusieurs espèces, sont des cas d'exemples (Billard, 1982). On retrouve également, quel que soit le mode de reproduction, des espèces de poissons sémelpares dotées d'une reproduction unique au cours de leur vie. C'est le cas de l'espèce *Oncorhynchus* sp (saumon rouge) (Billard, 1982).

I.3.2. Facteurs influençant la reproduction des poissons

I.3.2.1. Facteurs externes

Les poissons se reproduisent au moment de l'année qui tend à maximiser la production des descendants (Bardonnet & Gaudin, 1990). Cette période idéale de frai est généralement perçue chez les poissons par le changement saisonnier des conditions environnementales (Baras, 1992 ; 1993 ; Philippart, 1977 ; Poncin, 1989). Selon plusieurs auteurs (Souchon, 1983 ; Poncin, 1989), la variation de la température et de la photopériode sont les deux facteurs majeurs d'action sur le métabolisme des poissons, agissant respectivement à tous les niveaux du contrôle de la reproduction et de façon importante sur la gamétogenèse. En effet, chaque espèce répond à une température assez précise qui détermine le début du frai

(Philippart, 1977 ; Poncin, 1989). A ces deux facteurs principaux, s'ajoutent une multitude d'autres facteurs tels que les précipitations, les inondations liées aux crues, la conductivité, les ressources alimentaires disponibles et les facteurs sociaux dont les effets sur la reproduction des poissons ont été démontrés. Des stimuli visuels et vibrationnels induits par des facteurs sociaux tels que des migrations ou colonisations temporaires d'espace, par des bancs de poissons matures ou géniteurs peuvent également susciter des reproductions synchroniques (Satou *et al.*, 1991). En effet, l'assemblage de plusieurs femelles matures, accompagnées d'autant de mâles d'une même espèce, est un stimulus qui induit la libération des ovocytes suivie systématiquement de leur fécondation. Ces facteurs sociaux déterminent parfois le système de copulation des différentes espèces de poissons qui peut être décliné en deux types (Philippart, 1977 ; Satou *et al.* 1987 ; 1991). Il s'agit de la monogamie d'une part, au cours de laquelle l'émission et la fécondation des ovocytes sont favorisées par le rapprochement de deux individus couples, notamment de sexe opposé. Ce type de copulation est fréquemment observé chez certains Cichlidae reproducteurs sur substrat, les Clariidae et les Claroteidae. D'autre part, il est question de la polygamie, au cours de laquelle le succès de la reproduction (émission et fertilisation des ovocytes) est lié à la nature du rapprochement des individus couples (Gougnard *et al.*, 1987 a). On peut remarquer un rapprochement de type polygynie, au cours duquel un mâle côtoie plusieurs femelles matures afin de féconder leurs ovocytes (cas de l'espèce *Oreochromis niloticus*). A l'opposé, un rapprochement de type polyandrie est nécessaire pour certaines espèces. Une femelle mature copule avec plusieurs mâles afin de recevoir leurs semences pour une meilleure fécondation de ses ovocytes (Gougnard *et al.*, 1987 b). Enfin, d'autres espèces réalisent des rapprochements de promiscuité, permettant aux deux sexes des individus couples de copuler avec plusieurs partenaires afin de maximiser le frai (Gougnard *et al.*, 1987 b).

I.3.2.2. Facteurs internes

La reproduction des poissons est un phénomène cyclique. Sa réussite dépend pour certaines espèces de plusieurs stimuli de l'environnement (Billard & Breton, 1978). En effet, les fluctuations saisonnières de l'environnement agissent sur la physiologie des poissons en stimulant ou en inhibant certains stades de la gamétogenèse ou de la ponte à travers des processus internes (Martin *et al.*, 1981). Il s'agit des processus endocriniens qui dépendent des facteurs externes comme la photopériode, la température ou la ressource alimentaire disponible (Poncin, 1989 ; Gillet, 1989 ; Satou *et al.*, 1991). La réception de ces stimuli de l'environnement par le complexe hypothalamo-hypophysaire déclenche, par le biais de

messagers chimiques hormonaux, la régulation de nombreuses fonctions reproductrices, notamment la maturation des gonades, le comportement sexuel et la réalisation de la fraie (Breton *et al.*, 1980). Les principales hormones jouant un rôle dans la fonction reproductrice des poissons sont les gonadotrophines, la Gn-RH et les stéroïdes sexuels (Breton *et al.*, 1980).

I.3.3. Stratégies de reproduction

La stratégie de reproduction d'une espèce de poisson dans un environnement donné recouvre un ensemble de traits biologiques comme l'âge à la première reproduction, la relation entre taille (ou âge) et fécondité, le comportement parental, la saison de reproduction, la taille des gamètes, etc. (Lévêque, 1995). Cependant, un individu peut développer des tactiques qui sont en réalité des variations par rapport au schéma de reproduction typique, de manière à répondre avec succès à des modifications des facteurs de son environnement. Il s'agit alors d'un comportement adaptatif à des conditions écologiques particulières qui a pour objectif d'assurer la survie de l'espèce. Ainsi, plusieurs espèces de poissons adaptent leur stratégie de reproduction au régime hydrologique qui paraît constituer le principal régulateur de la reproduction (Lévêque, 1995, Bénech, 2002, Fossi *et al.*, 2012).

I.3.3.1. Types de ponte chez les femelles de poisson

Selon les espèces, les reproducteurs réalisent soit des pontes de type fractionnées, soit des pontes uniques de type totale. En effet, Balon (1990) indique que les phénomènes de reproduction des poissons impliquent deux types de reproducteurs. L'un englobe l'ensemble des espèces ayant une période de frai annuel courte (reproducteurs à ponte totale). L'autre représente les espèces ayant une ou plusieurs périodes de frai annuel plus ou moins longues (reproducteurs à ponte fractionnée). Chez les reproducteurs à ponte totale, la maturation de presque tous les œufs se fait de façon synchrone. Les poissons appartenant à ce groupe ont généralement une grande fécondité et le frai est stimulé par les pluies ou précipitations locales, ou encore les inondations liées à la hausse du niveau des eaux (Martin *et al.*, 1981). Les poissons parcourent donc les zones inondées leur offrant les supports optimaux de ponte et la ressource alimentaire nécessaire à la survie de leurs petits (Jean-François, 2011). Contrairement aux reproducteurs à ponte totale, les reproducteurs à ponte fractionnée ont une longue période de frai annuel, parfois séquencée en plusieurs périodes au cours de l'année. La maturation des œufs se fait de façon graduelle et les lots sont pondus à différents intervalles de temps. Les espèces de ce groupe de reproducteurs ont l'avantage de maximiser la survie de leurs fraies en limitant les pertes, au cas où un des lots d'œufs pondus seraient menacés par

des conditions environnementales défavorables (Billard, 1982 ; Jean-François, 2011). Plusieurs espèces des grands lacs, surtout les Cichlidae, appartiennent à ce groupe de reproducteurs qui frayent généralement toute l'année avec des pics saisonniers des fraies (Jean-François, 2011).

I.3.3.2. Types d'œufs pondus par les poissons

Plusieurs critères de distinction macroscopique existent et sont employés dans les domaines de l'ichtyologie, de l'écologie aquatique et de la biologie du développement pour la différentiation des œufs de poissons par rapport à ceux des autres animaux aquatiques ou des amphibiens (Balon, 1981 ; Riehl & Patzner, 1998 ; Elinson *et al.*, 2012). Quelques particularités générales liées aux critères de distinction entre les œufs de poissons et ceux des amphibiens sont présentées dans le tableau III. Ces critères distinctifs sont généralement en rapport avec la taille des œufs, leur forme, leur aspect, leur pigmentation et la structure de leur membrane externe (Balon, 1990 ; Park *et al.*, 2024).

Toutefois, la diversité des comportements reproducteurs des poissons implique des particularités spécifiques des œufs selon les espèces (Park *et al.*, 2024). Ainsi, les œufs de petite taille sont très souvent produits en grande quantité et donnent naissance à des larves incomplètement développées, de petite taille, avec un faible volume de vitellus qui est insuffisant pour transcrire le phénotype définitif du poisson. Ces larves doivent donc se nourrir de particules de taille minime, parfois vivantes, pour achever leur développement et sont très vulnérables durant cette période (Bardonnet & Gaudin, 1990). Cependant, ces œufs de petites tailles, après avoir été pondus, libéreront les parents pour d'autres activités tout en restant soumis à une forte mortalité. Les poissons issus de ce type d'œuf sont essentiellement des espèces nomades, susceptibles de parcourir plus tard des distances plus ou moins grandes pour se reproduire. Ce groupe de poissons renferme la plupart des espèces prolifiques (Cyprinidae, Characidae, Schilbeidae, Claridae, etc.) et pélagiques ou migratrices (Bardonnet & Gaudin, 1990). Quant aux œufs de grande taille, ils sont généralement produits en nombre restreint. Ils ont une grande quantité de vitellus qui permet le développement de l'embryon jusqu'à un stade avancé. Les Cichlidae, incubateurs buccaux et reproducteurs sur substrat des grands lacs sont de bons exemples des types de poissons qui libèrent de tels œufs (Balon, 1977). On peut citer aussi les espèces de la famille des Bagridae ou des Mormyridae possédant une seule gonade. Par ailleurs, le développement du faible nombre des œufs de grandes tailles consiste à investir dans la survie d'un faible nombre d'individus, nécessitant un apport énergétique prolongé de la part des parents après la ponte. Les poissons issus de ce

type d'œufs ont généralement un comportement de type sédentaire, éventuellement territorial. La diversité de formes des œufs de poissons leur confère des propriétés adhésives ou non, selon les espèces et la nature du substratum, permettant leur fixation sur des supports spécifiques de ponte (Dorier, 1938).

Tableau III : Caractéristiques distinctes des œufs de poissons et des amphibiens (Elinson *et al.*, 2012 ; Park *et al.*, 2024)

Critères distinctifs de l'œufs	Poissons	Amphibiens
Forme typique	Sphérique ou ovale	Sphérique
Taille	0,5 - 5 mm	0,7 - 10 mm
Lieu de ponte	Toujours aquatique	Essentiellement aquatique, milieu humide
Organisation	Œufs seuls ou isolés, alignés, ou en grappes	Œufs en amas, chapelets, masses gélatineuses
Membrane externe	En général transparents ou légèrement opaques, translucides, présence de chorion parfois adhésif, vitellus bien visible au centre de l'œuf	Moins transparents, Aspect visqueux toujours enrobés d'une épaisse couche gélatineuse, (l'embryon).
Pigmentation	Uniformement pigmenté	Moitié pôle animale pigmenté et moitié pôle végétatif non pigmenté

I.3.3.2.1. Œufs adhésifs

Dans le cas des œufs adhésifs, plusieurs supports de ponte, allant des végétaux aux supports rocheux ou pierreux, sont nécessaires à la reproduction de l'espèce. Ces types d'œufs sont pondus dans des eaux généralement stagnantes ou de faible courant et adhèrent fortement aux supports de ponte jusqu'à leur éclosion. En effet, à la ponte, les ovocytes libérés sont tous mous, déformables, munis d'une mince couche de mucus et totalement libres (Gillet, 1989 ; Comptour *et al.*, 2016). Ce n'est qu'au contact de l'eau, après fécondation, que les œufs acquièrent leur pouvoir adhésif grâce au contact de leur couche muqueuse avec le substratum (Gillet, 1989 ; Denis *et al.*, 1999). Les œufs absorbent par la suite une quantité d'eau, puis deviennent turgescents et prennent une forme qui diffère selon les espèces, réduisant ainsi en un point sa surface de contact avec le substratum. Si l'œuf repose sur un fond ou support lisse, où l'adhérence du mucus n'est qu'imparfaite, il se détache de lui-même ou à la moindre agitation de l'eau. Si le fond est rugueux, le mucus adhère mieux et l'œuf reste fixé plus longtemps au substratum. Cette situation met en évidence l'importance du choix idéal des

supports de ponte par les espèces au cours de la période de frai. Ainsi, de nombreuses espèces recherchent les systèmes racinaires des végétaux, les troncs d'arbres, les écorces, les branches ou feuilles d'arbres, les cavités ou les anfractuosités au sein des troncs d'arbres et divers autres débris organiques, ou encore des matériaux qui tapissent le fond des cours d'eau, pour l'émission de leurs œufs en raison des surfaces rugueuses de ces supports (N'Dri, 2020). Cette propriété empêche la découverte des œufs par les prédateurs, permettant de maximiser le succès de la reproduction. Les larves issues de l'éclosion des œufs resteront également fixées pour quelques espèces aux supports de ponte jusqu'à ce qu'elles puissent entamer l'alimentation exogène (Gillet, 1989). La figure 11 présente des œufs adhésifs fixés sur quelques différents types de supports de ponte.

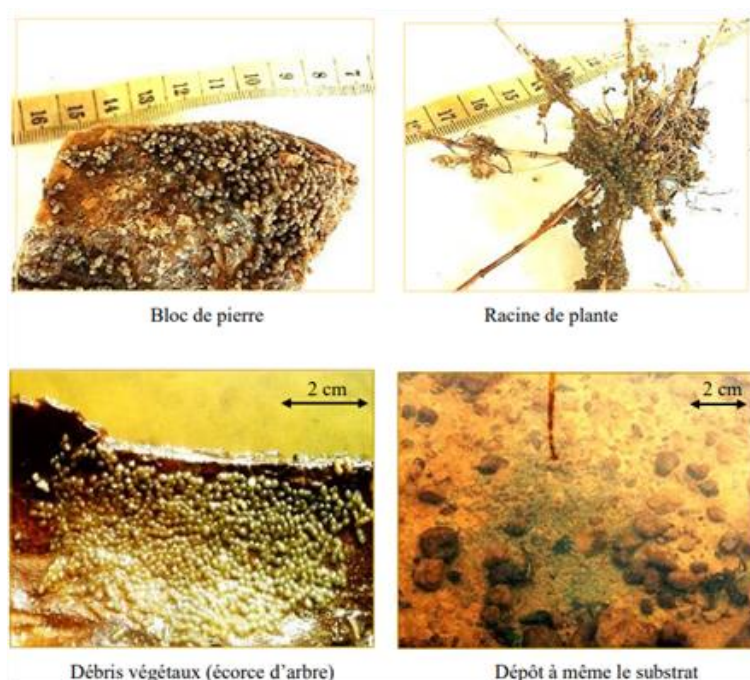


Figure 11 : Œufs de poissons de types adhésifs pondus sur différents substrats de ponte (N'Dri, 2020)

I.3.3.2.2. Œufs non adhésifs

Les œufs non adhésifs sont généralement pélagiques ou des œufs de fonds, roulant parfois dans les remous et doivent absorber assez d'oxygène pour que leur développement se passe correctement (Dorier, 1938). Dans le cas des œufs pélagiques, typiques aux espèces marines de pleine mer et la plupart des poissons des récifs coralliens, mais aussi de quelques espèces d'eau douce de la famille des Cyprinidae, le frai est généralement réalisé dans les lieux qui garantissent la dispersion des œufs (Philippart, 1977). Ils subissent ainsi peu de risque des

conditions anoxiques ou vaseuses en raison du courant, mais font face parfois à de fortes prédatations. Cependant, lorsque le frai est réalisé dans une zone à faible transparence, la turbidité et le mouvement continu de l'eau offrent une protection très efficace aux œufs et aux larves (Dorier, 1938). Les larves peuvent se dissimuler facilement pour se mettre à l'abri des prédateurs et sont généralement transportées en aval vers les rives ou dans les zones nouvellement inondées, riches en petits organismes vivants, nécessaires à leur développement (Jean-François, 2011).

Quant aux œufs non adhésifs de fonds, typiques à la plupart des espèces d'eau douce et beaucoup d'espèces marines de la zone côtière, leur vulnérabilité est liée aux types de soins préalables apportés par les géniteurs lors de la ponte (Gillet, 1989 ; Denis *et al.*, 1999). Certains œufs sont enterrés dans le substrat (soit graveleux, sableux, etc.) et bénéficient donc d'une protection contre la prédation. Les risques de manque d'oxygénation ou de colmatage par la vase existent, sauf s'il y'a assez de courants d'eaux (Baras, 1992 ; Baras *et al.*, 1993). D'autres espèces par contre, posent les œufs simplement sur le substrat ou dans des nids aménagés, les exposant ainsi à de fortes prédatations dans le cas d'une absence de soin parental (Gillet, 1989). Aussi, ces types d'œufs sont passifs de grand risque de manque d'oxygène ou de recouvrement par la vase, sauf en cas de présence d'un courant important. Dans les grands lacs, ce type d'œufs bénéficie souvent d'une garde parentale pour l'oxygénation et la protection contre les prédateurs d'œufs et de larves (N'Dri, 2020).

I.3.3.3. Types de frai des espèces de poisson

La typologie de frai des différentes espèces de poissons s'établit selon leur affinité pour les différents types de supports de ponte. Cette typologie permet de distinguer plusieurs types de frai des espèces, parmi lesquels figurent les espèces lithophiles, phytophiles, phytolithophiles, psammophiles et spéléophiles (Lavoie & Talbot, 1988 ; Gillet, 1989 ; Jean-François, 2011).

On désigne par espèces lithophiles, l'ensemble des poissons qui préfèrent comme supports de ponte un substrat généralement constitué de blocs de pierres, de roches, de graviers ou de sables lors du déroulement du frai (Lavoie & Talbot, 1988 ; Jean-François, 2011 ; N'Dri, 2020). En effet, le succès du processus de frai des poissons de cette catégorie dépend particulièrement de l'environnement physique. Une absence de support de ponte optimum ou un choix de substrat de ponte non adapté pourrait limiter la survie des œufs et le taux d'émergence larvaire chez ces espèces (Bardonnet & Gaudin, 1990).

Les espèces de poissons phytophiles sont les espèces qui déposent leurs œufs sur des supports végétaux (morts ou vivants) aquatiques ou terrestres au cours de leur reproduction (Jean-François, 2011). C'est le cas des brochets qui déposent leurs œufs collants sur la végétation accessible dans des zones inondées (Souchon, 1983).

Les espèces phyto-lithophiles représentent l'ensemble des poissons qui déposent leurs œufs tant sur du substrat (limon, sable, gravier ou roche) que sur des supports végétaux submergés ou immergés. Ces derniers peuvent être des troncs et branches arbres, des matières ligneuses ou du bois mort (Lavoie & Talbot, 1988). Beaucoup de poissons de fond, comme les poissons chats sont phyto-lithophiles.

Les espèces psammophiles par contre déposent leurs œufs directement sur des substrats sablonneux ou près des systèmes racinaires des plantes sur fonds sablonneux (MTO, 2005 et MTO, 2006).

Quant aux espèces spéléophiles, elles gardent leurs œufs dans des trous ou cavités naturelles, ou encore dans des terriers creusés et aménagés pour la circonstance (MTO, 2005 et MTO, 2006).

I.3.3.4. Soins parentaux

Chez les poissons, les soins parentaux représentent toutes activités des géniteurs (aménagement de nids, défense de territoire, nettoyage et ventilation des œufs, garde des œufs et larves, etc...), avant et après la fertilisation, visant à maximiser les produits de la reproduction (N'Dri, 2020). Il s'agit d'une contribution non gamétique qui améliore le succès reproductif et la survie des descendants. La fonction principale est de protéger les œufs, les larves et les juvéniles, des prédateurs et de maximiser les conditions favorables pour leur croissance et leur développement (Jean-François, 2011). Ces soins parentaux sont beaucoup plus répandus dans les écosystèmes d'eau douce avec environ 60% des familles d'eau douce et 22% des familles de téléostéens (Lavoie & Talbot, 1988 ; Jean-François, 2011). Ainsi, pour assurer le succès du frai et l'émergence des larves au cours de la reproduction, de nombreuses espèces aménagent des nids à partir des végétaux ou dans divers substrats lors de la période du frai (N'Dri, 2020). D'autres recouvrent leurs œufs de substrat après la ponte, tandis que d'autres encore préparent un lit d'algues pour protéger leurs œufs (Balon, 1990). Ces nids, aménagés principalement pour la protection des œufs et des larves à travers la réduction de la prédation, sont de diverses formes selon les espèces. On peut remarquer des nids en forme de "U" dans le substrat et profond d'environ 40cm, avec une chambre élargie

chez *Protopterus annectens* (Pauly, 2007). Chez *Heterotis niloticus*, un nid circulaire est aménagé à partir de beaucoup d'herbes sous forme d'une lagune miniature dans les eaux profondes d'environ 60 cm (Balon, 1990 ; Pauly, 2007). Des nids en forme ovale, construits avec des plantes flottantes en eau libre ou dans les zones marécageuses, sont également observés chez *Gymnarchus niloticus* (Pauly, 2007). Une des espèces non Cichlidae d'eaux douces africaines, en l'occurrence *Hepsetus odoe*, construit des nids écumeux pour sa reproduction (Balon, 1990).

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

II.1. MATERIEL

II.1.1. Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques

Le matériel de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau et de détermination de la pente des habitats prospectés est présenté par la (Figure 12). Un multi-paramètre (Figure 12 a) de marque *HIKINS* a servi pour la mesure de la température, du pH, du taux de solide dissous (TDS) et de la conductivité.

Un oxymètre de marque *AZ8403* (Figure 12 b) a été utilisé pour la mesure de l'oxygène dissous. La transparence de l'eau et la profondeur ont été déterminées à l'aide d'un disque de Secchi lesté à une corde graduée (Figure 12 c) et d'un tuyau gradué.

Quant à la pente des habitats prospectés, un mètre ruban (Figure 12 d) et un tuyau gradué (Figure 12 e) ont été utilisés.

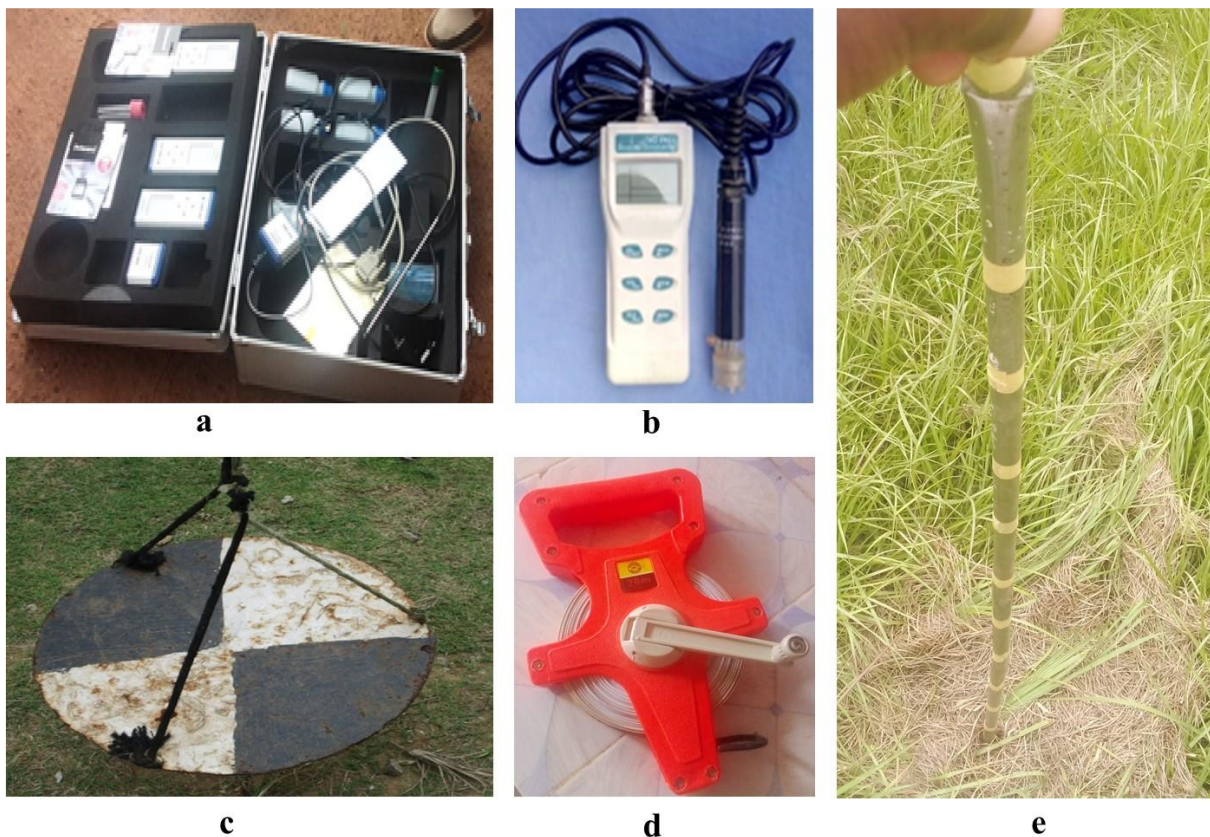


Figure 12 : Matériel de mesure des paramètres physicochimiques

a : Multi-paramètre ; b : Oxymètre ; c : Disque de Secchi ; d : Mètre ruban ; e : Tuyau gradué

II.1.2. Matériel d'échantillonnage

Le matériel d'échantillonnage se compose du matériel de prélèvement du zooplancton (Figure 13), des macroinvertébrés (Figure 14), des poissons ainsi que leurs œufs et larves (Figure 15).

L'échantillonnage du zooplancton a été réalisé à l'aide d'un filet à plancton cylindro-cônique de 30 cm de diamètre d'ouverture, de 1 m de longueur et de 55 μ m de vide de maille (Figure 13 a), ainsi qu'un seau d'une capacité de 15 L (Figure 13 b).

Une benne à sédiment en acier inoxydable de type Van Veen (Figure 14 a), un filet troubleau de mailles 250 μ m (Figure 14 b), des tamis de mailles 500 μ m et 1 mm (Figure 14 c), un bac à fond blanc et une pince entomologique (Figure 14 d) ont été utilisés pour le prélèvement des macroinvertébrés.

L'échantillonnage du peuplement ichthyologique et des indices de frai a été réalisé au moyen de divers engins de capture, de prélèvement et d'observation. Il s'agit d'une batterie de filets maillants de 8 différentes mailles (10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 et 45 mm) (Figure 15 a), de nasses artisanales en filets (Figure 15 b), de cameras de type sportif et de marques *APEXAM* et *AEE* (Figure 15 c) et d'épuisettes de mailles 1 mm (Figure 15 d). La longueur totale de la batterie de filet maillants était de 300 m, à raison de 30 m de longueur par type de mailles, avec les filets de mailles 10 et 15 en double. Chaque filet avait une hauteur de chute de 1,5 m.

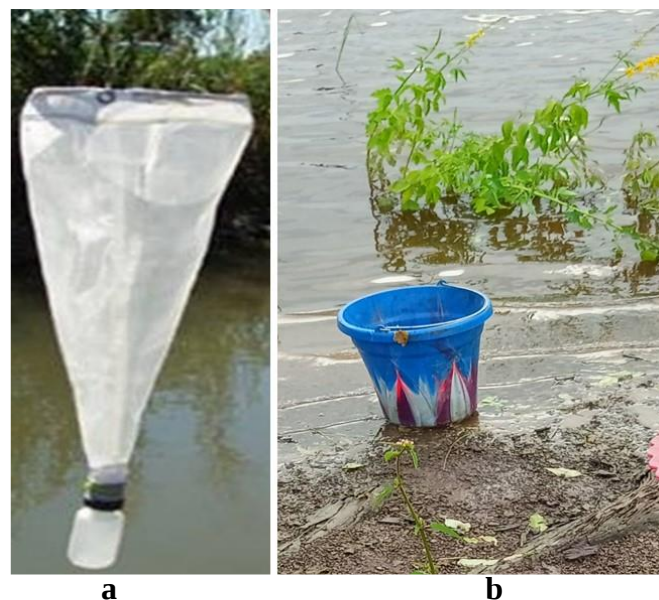


Figure 13 : Matériel d'échantillonnage du zooplancton

a : Filet à plancton ; **b** : Seau de 15 Litres de volume

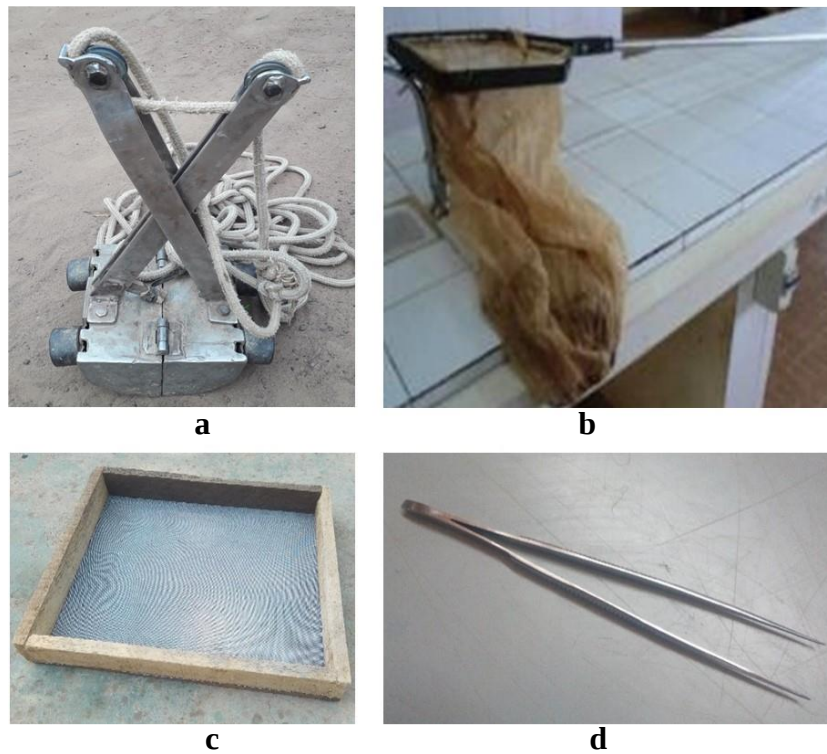


Figure 14 : Matériel d'échantillonnage des macroinvertébrés

a : Benne à sédiment Van Veen ; **b** : Filet troubleau de mail 250µm ; **c** : Tamis de mailles 1mm ; **d** : Pince entomologique

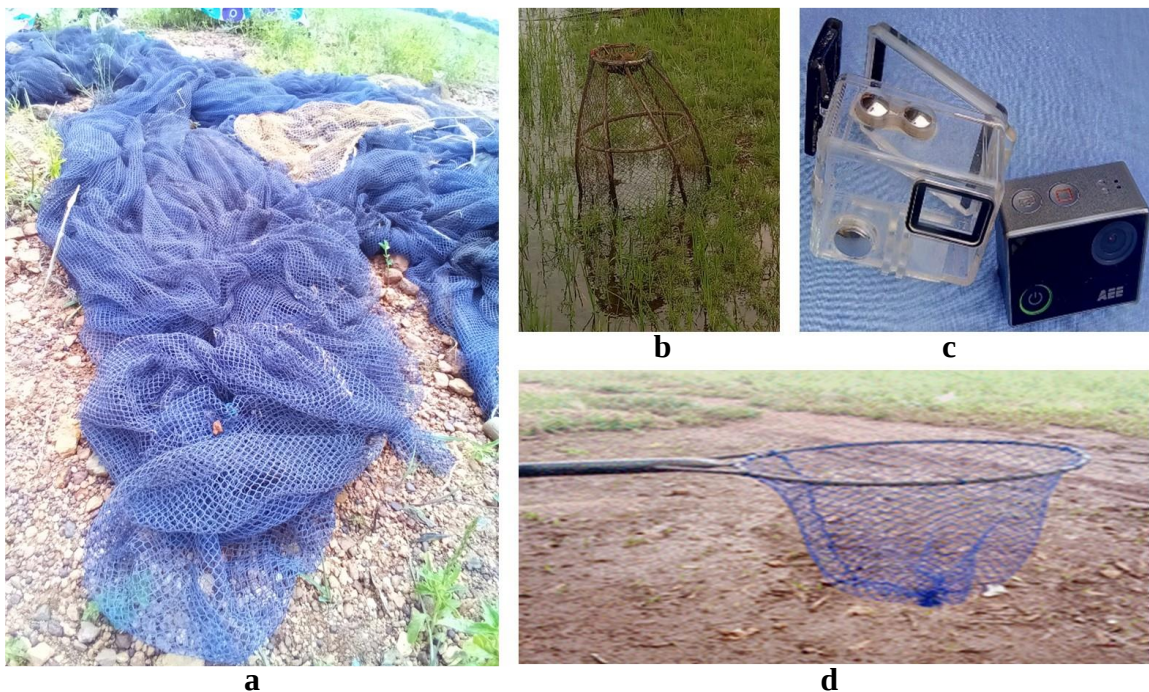


Figure 15 : Matériel de prélèvement des indices de frai, d'échantillonnage et d'observation de l'ichtyofaune

a : Filets maillants ; **b** : Nasse artisanale en filet ; **c** : Camera aquatique ; **d** : Epuisette de mailles 1 mm

II.1.3. Matériel de fixation et de conditionnement

Trois solutions de fixation ont été utilisées pour la conservation des échantillons. Le formaldéhyde 5 et 10% (Figure 16 a) a été utilisé pour fixer tous les échantillons. Des solutions de sucre et de rouge neutre ont été appliqués spécifiquement et préalablement aux échantillons de zooplancton. Concernant le conditionnement et la conservation des échantillons obtenus, des piluliers de différentes tailles (Figure 16 b) ont été utilisés. Ainsi, des piluliers de 100 mL ont permis de conserver les échantillons de zooplancton. Les échantillons de macroinvertébrés et des indices de frais (œufs, larves et alevins) ont été conservés dans des piluliers de 350 mL.

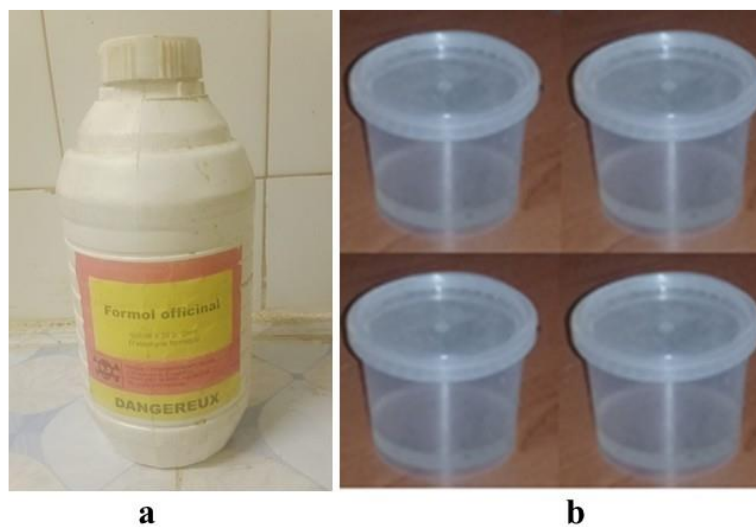


Figure 16 : Matériel de fixation et de conservation des échantillons

a : Solution de formaldéhyde ; **b** : Piluliers

II.1.4. Matériel d'analyse des échantillons

L'analyse des échantillons obtenus a permis de collecter des données sur ceux-ci. Divers matériels (Figure 17) ont permis d'effectuer cette collecte de données. Un tamis (1 mm de mailles) a servi pour un nouveau tamisage des échantillons de macroinvertébrés au laboratoire. Le tri de ces organismes a été effectué à l'aide de la pince entomologique dans un bac à fond blanc (Figure 17 a). Une loupe binoculaire (Figure 17 b) a été utilisée pour l'identification et le dénombrement du zooplancton, des macroinvertébrés et des œufs de poissons. Les spécimens de poissons échantillonnés ont été disséqués à l'aide d'une trousse à

dissection (Figure 17 c) tandis qu'un GPS (Global Positioning System) a servi à déterminer les coordonnées géographiques de l'ensemble des habitats prospectés.



Figure 17 : Matériel d'analyse des échantillons collectés

a : Bac à fond blanc ; **b** : Loupe binoculaire ; **c** : Trousse à dissection

II.2. METHODES

II.2.1. Critère de choix des plaines d'inondation étudiées

Le choix des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah a été effectué à l'issu d'une étude préliminaire de prospection. Ce choix était basé sur la typologie des plaines, l'importance de la superficie du bassin versant de ces dernières et sur l'intensité des activités de pêche réalisées dans celles-ci. Ainsi, les trois plaines retenues sont toutes des plaines fluvio-lacustres tributaires du lac Buyo du point de vue géographique. Au niveau de la typologie morphologique, il s'agit des plaines inondables marecageuses, ou des plaines humides tenant compte de la classification écologique. Relativement à la typologie hydrologique, les plaines Néma, Libériakôbro et Gah sont des plaines d'inondation à régime fluvial régulier. Ces particularités des plaines offrent ainsi la possibilité d'y réaliser des échantillonnages durant toute la période de collecte des données (12 mois d'affilés). Pour ce qui est de l'importance de leur superficie, les trois plaines d'inondation retenues ont les plus grandes superficies de bassin versant relevées à partir du logiciel ArcGis 10.4, dans le Parc National de Taï (PNT) et connectées au lac Buyo.

II.2.2. Caractéristiques des plaines d'inondation étudiées

Les plaines Néma et Libériakôbro sont localisées entièrement dans le Parc National de Taï (PNT) tandis que la plaine Gah est transfrontalière entre le PNT et les zones riveraines hors du PNT (Figure 18). Les coordonnées géographiques et les superficies de ces plaines d'inondation sont présentées dans le tableau IV.

Les deux plus grandes plaines (Gah et Néma) sont situées près des campements de pêcheurs, notamment Béablo et PK 28 respectivement.

Toutefois, les trois plaines étudiées sont caractérisées par la présence de plusieurs souches de bois. Ces souches présentent une forte densité dans la plaine Libériakôbro, tandis que leur densité est relativement faible dans les plaines Néma et Gah (Figure 19). La proximité entre ces dernières plaines et les campements de pêcheurs aurait entraîné une exploitation plus importante des souches de bois à des fins de combustibles (Figure 20) et serait à la base de cette densité relativement faible observée.

Les trois plaines d'inondation retenues font l'objet d'une importante activité de pêche utilisant différents engins et techniques (Figure 21). La pêche a lieu dans ces plaines d'inondation toutes l'année à des intensités différentes en fonction du régime hydrologique du lac Buyo. Des pêches de crue et d'étiage sont alors pratiquées.

Pour les échantillonnages réalisés au cours de la présente étude, les habitats prospectés ont été retenus mensuellement en tenant compte de la fluctuation du niveau des eaux dans chacune des plaines de la façon suivante :

- Deux habitats sont prospectés par plaines et par mois, ramenant le nombre total d'habitats à la fin des 12 mois de collecte de données à 24 habitats par plaine inondable ;
- Les habitats retenus sont ceux nouvellement inondés (en périodes des crues et des hautes eaux) et/ou proche des berges, en raison de l'effet des caractéristiques de leur pente (douce, modérée, forte) sur l'activité de reproduction des poissons ;
- En saison des crues et des hautes eaux, les habitats prospectés sont retenus sur la base de la présence des végétaux nouvellement inondés (partiellement ou totalement), en raison de leur fonction de supports de ponte pour certaines espèces de poissons et d'abri pour les alevins, leur permettant de se protéger contre les prédateurs. Ce critère était également essentiel afin d'évaluer l'effet de l'arrivée des eaux généralement fraîches dans ces milieux pleins d'invertébrés sur les activités des poissons,

contrairement à la saison de décrue où les habitats sont généralement dépourvus de végétaux (Figure 22).

Cependant, selon les saisons hydrologiques, la diversité des végétaux variait au sein des habitats retenus. Ainsi, au cours de la saison des crues, qui marquait le début de la montée des eaux et des premières inondations de végétaux, les habitats retenus étaient caractérisés par la présence des végétaux amphibies et héliophytes tels que *Ludwigia* spp., des végétaux émergents tels que *Echinochloa* spp., *Cyperus* spp., *Polygonum* spp. et des végétaux flottants comme *Eichhornia crassipes*. Pendant la saison des hautes eaux par contre, les habitats prospectés sont caractérisés par le paroxysme des inondations. Presque la totalité des végétaux sont engloutis et sont constitués de végétaux submergés (*Ceratophyllum* spp.), de végétaux amphibies et héliophytes (*Ludwigia* spp.), de végétaux flottants comme *Eichhornia crassipes* et de végétaux supérieurs situés tout proche de la forêt du Parc National de Taï (PNT).

Les coordonnées géographiques de tous les habitats prospectés ont été enregistrées à l'aide d'un GPS.

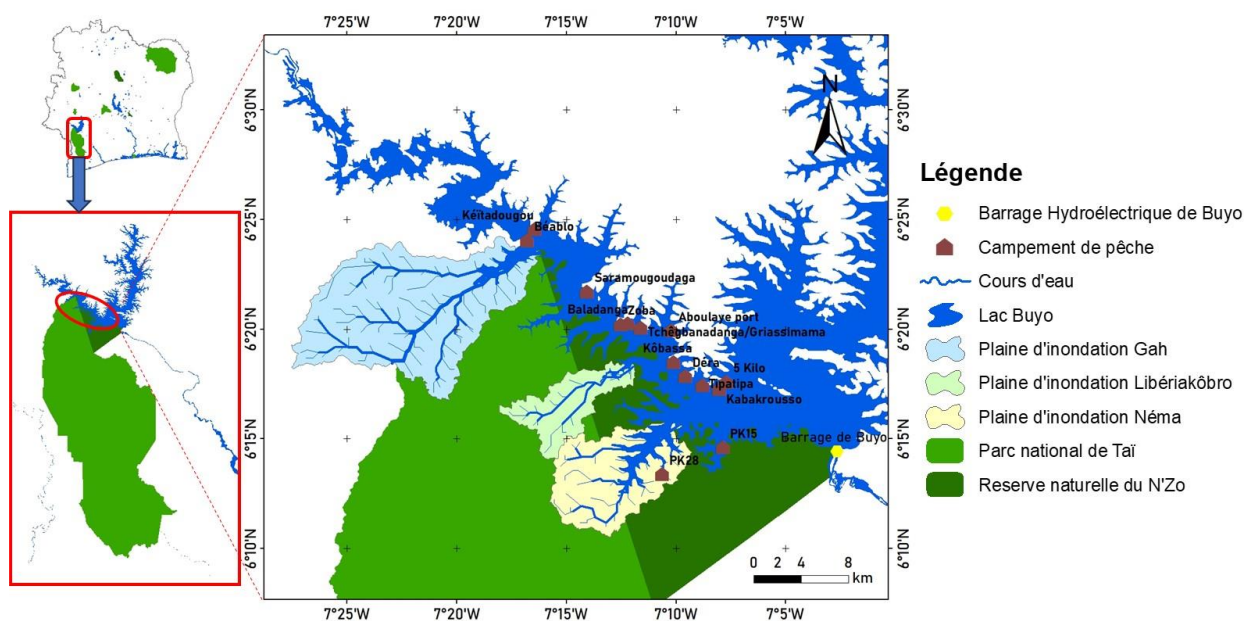


Figure 18 : Situation géographique des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah

Tableau IV : Coordonnées et superficies des plaines d'inondation étudiées

Plaines étudiées	Latitude (D/min/s)	Longitude (D/min/s)	Superficie (Km2)
Néma	6°15 - 6°12 N	7°15 – 7°12 O	74,54
Libériakobro	6°18 – 6°15 N	7°18 – 7°12 O	36,72
Gah	6°24 – 6°18 N	7°27 – 7°18 O	158,34



Figure 19 : Plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah avec une aperçue de l'état de présence des bois et souches de bois

a : Plaine d'inondation Néma ; **b** : Plaine d'inondation Libériakôbro ; **c** : Plaine d'inondation Gah



Figure 20 : Activités d'exploitation des bois et souches de bois dans les habitats des plaines d'inondation étudiées



Figure 21 : Engins de pêche utilisés au sein des trois plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah

a : Nasses artisanales en filet posées sans appât ; **b** : Barrage des chenaux à l'aide de filets maillants ; **c** : Piège en bambou en préparation ; **d** : Piège à bidon



Figure 22 : aperçue de l'état de végétaux dans les habitats des plaines prospectés selon les différentes phases hydrologiques étudiées

a : saison des crues ; **b** : saison des hautes eaux ; **c** : saison de décrue

II.2.3. Collecte des données

La collecte des données d'étude a été réalisée en deux étapes successives, notamment la mesure *in situ* des paramètres physico-chimiques des eaux et le prélèvement des échantillons (zooplancton, macroinvertébrés, poissons et leurs indices de frai) suivi de l'analyse des échantillons collectés.

Les échantillonnages ont été réalisés mensuellement d'avril 2021 à mars 2022, soit un cycle annuel. Un total de 24 habitats temporaires a été prospecté par plaine étudiée. Ces échantillonnages ont concerné le peuplement de zooplancton, les communautés de

macroinvertébrés, le peuplement ichthyologique et les indices de frai des poissons (œufs, larves et alevins). Chaque échantillon prélevé a été conservé dans un pilulier étiqueté, renseignant sur la date de prélèvement, la plaine d'inondation et l'habitat prospecté.

II.2.3.1. Paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques

Les paramètres physico-chimiques de l'eau étudiés sont au nombre de six (pH, TDS, Conductivité, Température, Oxygène dissous, Transparence) et les paramètres hydromorphologiques des habitats, au nombre de deux (Pente des berges, Profondeur des habitats).

La mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau tels que le pH, le TDS, la conductivité, la température et l'oxygène dissous a été réalisé *in-situ*, en surface de la colonne de l'eau entre 07 et 10 h à l'aide d'un multiparamètre. A cet effet, l'appareils, préalablement calibrés, a été mis sous tension. Sa sonde a été plongée dans l'eau et la valeur de chaque paramètre a été ensuite relevée à l'écran d'affichage de l'appareil considéré.

Concernant la transparence, le disque de Secchi a été plongé dans l'eau jusqu'à immersion totale. Il a ensuite été remonté progressivement et la distance à laquelle il redevient visible par rapport à la surface de l'eau correspond à la transparence de l'eau.

Pour la détermination de la profondeur des habitats, un tuyau gradué a été immergé verticalement jusqu'au fond de l'eau. La longueur du tuyau reliant le fond de l'habitat à la surface de l'eau correspond à la profondeur de l'habitat considéré. Pour chacun des habitats prospectés, trois valeurs de profondeurs ont été relevées à différents points afin d'en retenir la profondeur moyenne.

S'agissant de la pente des différents habitats prospectés, trois points de différentes profondeurs (0,5, 1 et 1,5 mètre) ont été retenus dans chaque habitat. A cet effet, un mètre ruban et trois tuyaux gradués ont été utilisés. Les distances entre un point fixe à la berge et les différents points précédemment retenus dans les habitats avec des profondeurs respectives de 0,5, 1 et 1,5 m ont été mesurées à l'aide d'un mètre ruban (Figure 23). Ces distances et profondeurs respectives ont servi à la détermination de trois pentes qui ont permis de déduire une pente moyenne pour chaque habitat. Le calcul de la pente est réalisé à l'aide de l'équation 1.

$$P = \frac{\Delta H}{D} * 100 \quad \text{(Equation 1)}$$

P : Pente de l'habitat prospecté en pourcentage (%) ; ΔH : Dénivelé entre le point fixé à la berge et le point de profondeur considéré dans l'habitat en mètre (m) ; D : Distance parcourue entre le point fixé à la berge et le point de profondeur considéré dans l'habitat en mètre (m).



Figure 23 : Relevés des différentes mesures pour la détermination de la pente des habitats prospectés

II.2.3.2. Peuplement zooplanctonique

Les échantillons de zooplancton ont été obtenus dans chaque station par prélèvement de six seaux d'eau d'une capacité de 15 L. Les eaux ont ensuite été filtrées à travers le filet à plancton de 55 μm de vide de maille (Figure 23). Les filtrats ont été récupérés dans un pilulier et traités selon le protocole suivant :

- addition de 40 g/L, soit 0,04 mg/mL de saccharose (solution de sucre) afin de limiter l'éclatement des valves des Cladocères ou leur déformation, ainsi que la perte des œufs (Haney & Hall, 1973) ;
- addition de 2 à 3 gouttes de rouge neutre pour la coloration des organismes zooplanctoniques afin de faciliter leur observation à la loupe (Elliott & Tang, 2009) ;
- addition de formaldéhyde de concentration 4 à 5 % pour la conservation des organismes zooplanctoniques.

Les échantillons du zooplancton ont été toujours prélevés par deux opérateurs. L'un tenant fixe le filet à plancton et l'autre, assurant le prelevement des volumes d'eau à différents endroits à partir d'un seau pour la filtration.

L'identification et le comptage du zooplancton recueilli ont été réalisés au laboratoire. Ces organismes ont été identifiés d'après les clés de Dussart & Defaye (2001) et de Kotov *et al.* (2012). Chaque échantillon a été ramené à un volume de 50 ou 100 mL dans une éprouvette graduée selon sa concentration en zooplancton. Ensuite, il a été homogénéisé par transvasements successifs dans des béciers. Un sous-échantillonnage à l'aide de pipettes d'Eppendorf de 1 et 5 mL, munies d'un embout à ouverture élargie a été fait. Le sous-échantillon a été transvasé dans une cuve de Bogorov dont le contenu a été examiné sous la loupe binoculaire. Un ou plusieurs sous-échantillons ont été examinés jusqu'au dénombrement d'un minimum de 100 individus par groupe, de manière à minimiser l'erreur de sous-échantillonnage (Cassie, 1968) et pour réduire le coefficient de variation à un maximum de 10 % (Masundire, 1994). Pour les groupes les moins abondants (< 100 individus), tout l'échantillon a été exploré et l'ensemble de ces individus observés ont été rangés dans la catégorie de "autres" groupes zooplanctoniques.



Figure 24 : Technique d'échantillonnage du zooplancton

II.2.3.3. Communauté des macroinvertébrés

Deux techniques ont été utilisées pour l'échantillonnage des macroinvertébrés : la technique du filet troubleau et celle de la benne à sédiment de type Van veen.

Le filet troubleau a été submergé et traîné à contre-courant dans la colonne d'eau située à proximité des berges, sur un transect linéaire de deux mètres (Figure 24) correspondant à 1 m² de surface afin de déloger et collecter les macroinvertébrés aquatiques (Dickens & Graham, 2002, Bellemare *et al.*, 2013, Kressou, 2020).

La benne à sédiment a été préalablement armée, puis plongée dans l'eau à un rythme lent et régulier à l'aide d'une corde qui lui est reliée. La corde a été maintenue verticale pour assurer la descente et la levée de la benne à un angle droit par rapport à la surface de l'eau. Dès que les mâchoires de la benne touchent le substrat, elles se referment automatiquement, emprisonnant le sédiment. Dans chaque habitat échantillonné, trois coups de benne, correspondant à 0,15 m² de surface ont été effectués. Le contenu de la benne a été lavé sur un tamis de mailles 500 µm afin d'éliminer les éléments fins. Les éléments grossiers, mais indésirés du refus du tamis, ont été également retirés de l'échantillon. Le reste a été conservé dans des piluliers de 350 mL puis fixé avec du formaldéhyde 5% en vue d'être analysé en laboratoire (Verneaux *et al.*, 2004).

Au laboratoire, un tri des macroinvertébrés a été réalisé avant leur identification et dénombrement. Les échantillons ont été alors déversés dans un bac et préalablement rincés à l'eau sur un tamis de maille 1 mm. L'objectif est d'éliminer le formaldéhyde utilisé sur le terrain pour leur conservation (Ysebaert *et al.*, 2003 ; Kouamé, 2014).

Le tri des échantillons a été réalisé dans une boîte de Pétri en verre à fond quadrillé sous la loupe binoculaire au grossissement 40. Ce tri a permis d'isoler les macroinvertébrés aquatiques. Les organismes ont été identifiés au niveau des classes, puis dénombrés par classe en utilisant les clés d'identification proposés par les auteurs tels que Durand & Levêque (1991), Tachet *et al.* (2006) et Forcellini *et al.* (2011).



Figure 25 : Technique d'échantillonnage de macroinvertébrés à l'aide de filet troubleau dans les habitats prospectés

II.2.3.4. Peuplement ichtyologique

L'ichtyofaune des plaines étudiées a été échantillonnée à partir d'une pêche expérimentale réalisée à l'aide de la batterie de filets maillants et des nasses en filet. Des pêches nocturnes et diurnes ont été effectuées sur les sites d'échantillonnage ou habitats prospectés.

Concernant la pêche nocturne, les engins de pêche ont été posés entre 17 h et 18 h dans les habitats sélectionnés et relevés le lendemain entre 06 h et 07 h. Relativement à la pêche diurne, les mêmes engins ont été posés entre 09 h et 10h et relevés entre 15 h et 16 h (Figure 26). Les poissons échantillonnés ont été identifiés et disséqués (Figure 27) afin de déterminer le stade de maturité des gonades de chaque spécimen selon leur sexe. L'identification a été réalisée au niveau spécifique à l'aide des ouvrages et de clés d'identification proposés par Paugy *et al.* (2003). Les noms des différentes espèces observées ont été par la suite mis à jour sur le site Fishbase (www.Fishbase.de).



Figure 26 : Relevé des filets maillants posés au cours des pêches expérimentales



Figure 27 : Opération de dissection des spécimens de poissons capturés

II.2.3.5. Indices de frai

Les indices de frai concernés sont les nids de reproduction, les assemblages de géniteurs, les œufs et larves de poissons ainsi que les alevins (Marty & Beall, 1989 ; Nakatani *et al.*, 2001 ; N'Dri *et al.*, 2020 a). Ces indicateurs de reproduction ont été activement recherchés, observés de façon macroscopique, puis collectés en vue d'attester de la réalisation d'actes de reproduction dans les habitats prospectés. Les indices observés ont été dénombrés directement dans les habitats ou au laboratoire selon leur nature. Les prospections réalisées étaient toutes diurnes en raison de l'avenue de l'obscurité, limitant la visibilité des opérateurs à la tombée de la nuit.

II.2.2.5.1. Nids de ponte des poissons

Seuls les nids de poissons immergés avec indicateurs de présence de géniteurs (œufs, larves, alevins, gardien de nids, etc.) ont été considérés en procédant à leur description. Les différents nids observés ont été par la suite dénombrés selon leur typologie. Un transect en bande d'une surface de 20 m² (10 m x 2 m) a été définie à proximité des berges de chaque habitat prospecté pour l'inventaire des nids de poissons.

II.2.2.5.2. Géniteurs ou reproducteurs

Pour la présente étude, les géniteurs sont désignés par l'ensemble des poissons adultes et sexuellement matures prêts à la réalisation du frai par émission des gamètes sexuels. Les échantillons considérés pour la collecte des données relatives à l'identification des géniteurs sont les échantillons de poissons obtenus par la pêche expérimentale. Ces échantillons avaient fait l'objet d'une dissection et le stade de maturité des individus avait été déterminé comme indiqué précédemment.

Les poissons matures considérés comme géniteurs au cours de cette étude sont ceux dont le stade de maturité sexuel correspond aux stades 4 et 5. Les poissons de stade 1, 2 et 3 sont considérés comme immatures, tandis que ceux de stade sexuel 6 sont considérés comme matures, mais ayant déjà pondu et dont les sites de ponte ne seraient pas forcément l'habitat dans lequel ils ont été capturés.

II.2.2.5.3. Œufs et larves de poissons

Les œufs et larves de poissons ont été collectés à l'aide de deux techniques. Ce sont la technique d'observation directe par inspection des supports (organiques et inorganiques) accessibles dans les habitats considérés et la technique du filet troubleau.

Pour la technique d'observation directe par inspection des supports, tous les supports potentiels de ponte accessibles dans l'habitat (végétations, souches ou troncs d'arbre, bois morts, pierres et autres supports organiques ou inorganiques) ont été déplacés et examinés (Figure 27). Les œufs et larves observés sur ces derniers ont été délicatement raclés à l'aide d'une spatule, puis sélectionnés à partir d'une pince entomologique pour être conservés dans des piluliers.

Concernant la technique du filet troubleau, elle a consisté à traîner ce filet contre le substrat afin de déloger et recueillir les œufs et larves dissimulés dans ce dernier. Cette opération a été réalisée sur un transect en bande d'une surface de 150 m² (30 m x 5 m) à proximité de la berge des habitats prospectés (N'Dri, 2020).

Tous les œufs recueillis à partir de ces deux techniques ont été repartis en œufs adhésifs et œufs non adhésifs selon que ces derniers soient observés de façon libre dans les habitats prospectés ou fixés à des supports. Ces deux catégories d'œufs ont été ensuite conservées dans des piluliers (350 mL) contenant du formaldéhyde 5%, en vue des analyses au laboratoire. Ces analyses ont concerné l'observation des œufs sous loupe binoculaire, suivie de leur dénombrement.



Figure 28 : Inspection des divers supports de ponte potentiels accessibles dans les habitats prospectés

II.2.2.5.4. Alevins

Les alevins ont été échantillonnés essentiellement plus proches des berges et dans les chenaux de petites tailles à l'aide d'une épuisette de maille 1 mm (Figure 28). Une surface de 20 m² (10 x 2m) a été prospectée par habitats considéré. Les alevins capturés ont été conservés dans des piluliers avec du formol 5%. Ils ont été ensuite dénombrés au laboratoire.



Figure 29 : Opération de capture des alevins à l'aide d'une épuisette

II.2.4. Analyse des données

Les données collectées à l'issue des échantillonnages et des analyses d'échantillons ont été traitées conformément aux objectifs spécifiques de l'étude. Ainsi, les analyses effectuées concernent la caractérisation environnementale des plaines étudiées, la détermination de la structure du peuplement ichthyologique et la caractérisation des frayères de poisson des plaines considérées. Par ailleurs, la dynamique spatiale des paramètres étudiée a été déterminée à l'échelle des plaines et au niveau temporelle. La dynamique temporelle a été déterminée à partir des trois saisons hydrologiques du lac Buyo dont les plaines étudiées sont tributaires. Ces saisons se présentent comme suit :

- une saison de crue de juin à août ;
- une saison des hautes eaux de septembre à mars ;
- une saison de décrue d'avril à mai.

Ce découpage saisonnier est en adéquation avec l'évolution des côtes mensuelles des eaux du lac Buyo.

II.2.4.1. Caractérisation environnementale des plaines d'inondation

La caractérisation environnementale des plaines étudiées a concerné à la fois les composantes abiotiques et biotiques du milieu.

II.2.4.1.1. Environnement abiotique

Les composantes abiotiques du milieu ont été étudiées à partir de la dynamique spatiale et temporelle de la pente et la profondeur des habitats prospectés et des six paramètres physico-chimiques des eaux (pH, TDS, Conductivité, Température, Oxygène dissous, Transparence) mesurés. Les pentes (P) de la berge des habitats déterminées précédemment selon l'équation 1 ont permis d'établir une typologie selon l'échelle de Raventos (2006) et de Melanie (2010) qui permet de distinguer trois catégories :

- pentes douces avec $P < 10\%$;
- pentes odérées avec $10\% \leq P \leq 30\%$;
- pentes fortes avec $P > 30\%$.

II.2.4.1.2. Environnement biotique

La caractérisation biotique des sites étudiés a été réalisée à partir de l'évaluation de la densité volumique des organismes zooplanctoniques et des abondances (absolue et relative) des macroinvertébrés.

La densité du zooplancton est définie comme le nombre d'individus des groupes zooplanctoniques présents dans l'échantillon par unité de volume d'eau filtrée (ind/m³). Elle est obtenue à partir de la formule (Monney *et al.*, 2015) :

$$D_v = \frac{N}{V} \quad \text{(Equation 2)}$$

où : N = Nombre d'individus des taxons présents dans l'échantillon et V = Volume d'eau filtrée exprimé en m³.

Concernant les abondances, l'abondance absolue des macroinvertébrés désigne le nombre total d'individus des différents taxons collectés dans les habitats prospectés pendant une période donnée. L'abondance relative par contre représente la proportion d'individus d'un taxon (i) présent dans la communauté des macroinvertébrés (Ramade, 2003). Ces indices

permettent de décrire le peuplement et sont variables dans l'espace et dans le temps. L'abondance relative a été déterminé selon l'équation 3 (Ramade, 2003) :

$$A_r(i) = \frac{n(i)}{N} * 100 \quad \text{(Equation 3)}$$

Avec $A_r(i)$: Abondance relative de l'espèce (i), $n(i)$: Nombre d'individu de l'espèce (i), N : Nombre total des individus de toutes les espèces récoltées

II.2.4.2. Analyse de la structure taxonomique du peuplement ichthyologique des plaines

La structure du peuplement ichthyologique des plaines étudiées a été analysée en déterminant d'abord la composition taxonomique à travers les paramètres tels que la richesse spécifique, l'occurrence des taxons et la similarité taxonomique entre les peuplement des différentes plaines, ensuite, la structure des taxons observés à travers les abondances absolues et relatives, la diversité des peuplements, et enfin, la contribution des individus matures dans les échantillons prélevés. Le déterminisme de ces paramètres et leur dynamisme spatial et temporel ont été également étudiés.

II.2.4.2.1. Composition taxonomique

(a). Richesse spécifique (R_s)

La richesse spécifique observée (R_s) dans un milieu donné indique le nombre total d'espèces recensées au bout d'une période donnée. Elle est un bon indicateur de la qualité écologique et renseigne sur la variabilité des niches écologiques d'une zone prospectée (Aliaume *et al.*, 1990). Cependant, des auteurs estiment que le nombre d'espèces observées dans un milieu ou un habitat donné est en général inférieur au nombre réel d'espèces que pourrait abriter ce site (Walther & Moore, 2005). Une évaluation de la qualité de l'effort d'échantillonnage est donc nécessaire afin de juger de la représentativité de la richesse spécifique observée (R_s) pour le milieu considéré. Ainsi, l'analyse des courbes d'accumulation de la richesse spécifique observée (R_s) et de la richesse spécifique estimée est un moyen utilisé pour évaluer la qualité de l'échantillonnage d'un écosystème aquatique et sa diversité (Alfonso & Elmonte 2011). Les estimateurs Jack-knife 1 (R_s 1) et Chao 2 (R_s 2) ont été calculés à cet effet pour évaluer l'effort d'échantillonnage réalisé (Burnham & Overton, 1979 ; Chao, 1987). Ils ont été déterminés à partir des données des pêches expérimentales réalisées durant les douze (12) campagnes d'échantillonnage. L'estimateur Chao 2 (R_s 2) prévoit le maximum d'espèces en tenant compte du nombre N d'individus échantillonnés, tandis que Jack-nife 1 (R_s 1) estime le

nombre minimum d'espèces supposées exister dans le milieu. L'effort d'échantillonnage a été obtenu par le rapport de la richesse spécifique observée (R_s) sur la richesse spécifique maximale estimée par Chao 2 ($R_s 2$) (Burnham & Overton, 1979 ; Chao, 1987). Un effort d'échantillonnage fourni à plus de 50% indique un échantillonnage représentatif du peuplement échantillonné. Les estimateurs Chao 2 ($R_s 2$) et Jack-knife 1 ($R_s 1$) ont été déterminés à partir des équations 4 et 5 (Vallet *et al.*, 2012).

$$\text{Chao 2 (Rs 2)} = R_s + \frac{n_1^2}{2n_2} \quad (\text{Equation 4})$$

Avec n_1 : Nombre d'espèces rencontrées pendant un seul prélèvement ou campagne d'échantillonnage ; n_2 : Nombre d'espèces rencontrées au cours deux prélèvements seulement; R_s : nombre total d'espèces observées en fin des campagnes de prélèvement ; $R_s 2$: nombre total d'espèces maximales estimée par Chao 2.

$$\text{Jack-knife 1 (Rs1)} = R_s + n_1 * \frac{2N - 3}{N} - n_2 * \frac{(N - 2)^2}{(N - 1)} \quad (\text{Equation 5})$$

Avec n_1 : Nombre d'espèces rencontrées pendant un seul prélèvement ; n_2 : Nombre d'espèces rencontrées au cours deux prélèvements seulement; R_s : nombre total d'espèces observées en fin des campagnes de prélèvement ; N : .Nombre total de prélèvements réalisés ; $R_s 1$: nombre total d'espèces minimal estimée par Jack-knife 1.

(b). Fréquence d'occurrence des espèces

La fréquence d'occurrence (F%) permet d'obtenir des informations sur la présence continue (espèce constante ou fréquente), occasionnelle (espèce accessoire) et rare (espèce accidentelle) d'une espèce dans un milieu donné. C'est le rapport en pourcentage du nombre d'échantillons (n) où l'espèce (i) apparaît sur le nombre total d'échantillons (N) pris dans le milieu (Dajoz, 2000). Ce paramètre a été déterminé suivant l'équation 6 :

$$F(\%) = \frac{n}{N} * 100 \quad (\text{Equation 6})$$

avec $F(\%)$: Fréquence d'occurrence ; n : Nombre d'apparition de l'espèce ; N : Nombre total de d'échantillon.

Selon les valeurs de $F(\%)$, trois classes d'occurrence sont définies pour les espèces rencontrées (Dajoz, 2000). Il s'agit :

- d'espèce constante lorsque $F \geq 50\%$;
- d'espèce accessoire si $25\% \leq F < 50\%$;
- d'espèce accidentelle pour $F < 25\%$.

(c). Similarité taxonomique entre les peuplement

La similarité taxonomique entre les peuplements ichthyologiques des plaines étudiées a été mise en évidence par l'indice de similarité de Jaccard (J). Cet indice a été calculé en tenant compte de la richesse spécifique de chaque plaine et des espèces communes à ces plaines inondables, prises deux à deux. Il a été calculé selon l'équation 7 (Plafkin *et al.*, 1989) :

$$J = \frac{R_{s_{a-b}}}{R_{s_a} + R_{s_b} - R_{s_{a-b}}} \quad (\text{Equation 7})$$

Où R_{s_a} : Nombre total d'espèces au site a, R_{s_b} : Nombre total d'espèces au site b et $R_{s_{a-b}}$: Nombre d'espèces communes aux sites a et b.

L'indice de similarité de Jaccard (J) varie entre 0 et 1. Selon les valeurs prises par J, les peuplements connaissent une similarité ou non entre les plaines considérées. Ainsi (Plafkin *et al.*, 1989) :

- $J \geq 0,5$ traduit une forte similarité ;
- $J < 0,5$ indique une faible similarité

II.2.4.2.2. Structure du peuplement

(a). Abondance absolue et abondance relative

L'abondance absolue et l'abondance relative, telles que définies pour les macroinvertébrés (équation 3), ont été déterminées pour les taxons (ordres, familles et espèces) du peuplement ichthyologique des plaines étudiées.

(b). diversité des peuplements

❖ Indice de Shannon-Weaver

L'indice de diversité le plus couramment employé est l'indice de Shannon (H'). Il est aussi appelé indice de Shannon-Weaver. Cet indice s'exprime en bits/ind et est déterminé selon l'équation 8 (Shannon & Weaver, 1963) :

$$H' = -\sum \left(\frac{n_i}{N} \right) \cdot \log \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad \text{(Equation 8)}$$

H' : Indice de diversité de Shannon-Weaver ; $n(i)$: Nombre d'individus de l'espèce (i) ; N : Nombre total des individus de l'ensemble des espèces composant l'échantillon.

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité spécifique d'un peuplement étudié. Si ce peuplement est homogène (constitué d'une seule et même espèce), alors l'indice $H' = 0$.

Plus nous sommes en présence d'espèces différentes, plus sa valeur augmente de façon logarithmique. Il est ainsi fréquent de voir des valeurs de H' comprises entre 1 et 5 pour tenir compte de la diversité spécifique (Frontier, 1983 et Frontier & Pichod-Viale, 1998). Ceci est lié au fait que l'indice de Shannon est forcément lié à la taille de l'échantillon. Enfin, la valeur $H_{\max} = \log_2(S)$ correspond à un peuplement hétérogène pour lequel tous les individus de toutes les espèces sont répartis d'une façon égale (Le Bris, 1988).

❖ Indice d'équitabilité de Pielou

Pour mieux discuter de l'indice de Shannon, il s'accompagne souvent de l'indice d'équitabilité de Pielou (J) ou indice d'équirépartition (E) (Pielou, 1969 ; Hill, 1973). Sa formule correspond au rapport entre H' et $H_{\max}$ (équation 9) :

$$E = \frac{H'}{\log(S)} \quad \text{(Equation 9)}$$

E : Indice d'Equitabilité de Pielou ; H' : Indice de Shannon-Weaver et S : Richesse spécifique.

Cet indice varie donc entre 0 et 1 (Legendre & Legendre, 1998). Si $E = 1$, alors les espèces présentes dans le peuplement ont des abondances identiques. Si $E = 0$, nous sommes en présence d'un déséquilibre où une seule espèce domine tout le peuplement (Da Fronseca, 1968 ; Dajoz, 2006).

Ces deux indices permettent notamment de suivre les changements temporels d'un peuplement, c'est-à-dire l'ensemble des espèces d'un territoire donné partageant une écologie semblable. L'apparition d'une espèce invasive ou les pics d'opportunistes entraînent une baisse significative conjointe de H' et E (Legendre & Legendre, 1998 ; Dajoz, 2000). A l'inverse, un écotone (zone de transition écologique entre deux écosystèmes) ou un

peuplement à l'équilibre présente des indices élevés. C'est pourquoi, il faut prendre en compte ces deux indices de manière concomitante afin d'apprécier l'état d'un écosystème.

II.2.4.2.3. Structure de la maturité gonadique des poissons observés

L'analyse de la structure de maturité gonadique des poissons a été effectuée à partir des échantillons de gonades prélevées pendant la dissection. Les caractères considérés dans l'application de cette analyse sont la forme, la vascularisation superficielle des gonades, l'épaisseur et le volume occupé par les gonades dans la cavité abdominale du poisson, ainsi que la coloration, l'aspect et la forme des ovocytes (Koné, 2000 ; Paugy *et al.*, 2006). Une correspondance entre les variables liées à la gonade dans l'abdomen du poisson et les différents stades de maturité sexuelle a ainsi été établie sur la base de l'échelle macroscopique d'évaluation des stades de maturité proposés par Fontana (1969) et N'Goran (1995) (Tableau V).

Tableau V : Echelle macroscopique d'évaluation des stades de maturation gonadique des poissons (Fontana, 1969 et N'Goran, 1995)

Stade	Femelles	Mâles
1	Immature : Ovaire petit, ferme, de couleur rose clair ou transparent. Ovocytes invisibles.	Immature : Testicules blancs, légèrement translucides, fins et en lame de couteau.
2	Début de maturation : Ovaire peu développé, de volume plus important que le stade 1 et de couleur rose.	Début de maturation : Sensiblement identique au stade 1, mais plus volumineux.
3	Maturation : Ovaire développé avec une couleur variant du rose à l'orange clair. Les ovocytes sont peu visibles à travers la membrane ovarienne.	Maturation : Testicules fermes et blanchâtres. Aucun liquide ne s'écoule à l'incision de la gonade
4	Pré-ponte : Gonade plus grosse et moins ferme, de couleur orange clair à foncé. La surface de l'ovaire est granuleuse du fait des ovocytes visibles à travers la membrane ovarienne	Pré-émission : Testicules blancs et plus mous. Un liquide blanchâtre s'écoule lorsqu'on effectue une incision dans la gonade.
5	Ponte : L'ovaire est très gros, de couleur orange foncé et occupe presque la totalité de la cavité abdominale. La membrane ovarienne est très fine et les ovocytes sont expulsés à la moindre pression abdominale.	Emission : Gonades grosses et molles. Le sperme coule à la moindre pression abdominale.

Stade	Femelles	Mâles
6	Post-ponte : L'ovaire est flasque, très vascularisé et de couleur variant du rose saumon au rouge. Des ovocytes plus petits et des espaces hyalins sont visibles à travers la membrane ovarienne.	Post-émission : Gonade flasque présentant une vascularisation très fine surtout dans la partie postérieure.

II.2.4.3. Caractérisation des frayères à poissons rencontrées dans les trois plaines étudiées

II.2.4.3.1. Identification des frayères

L'inventaire des frayères (zone de reproduction) des espèces de poisson dans un écosystème aquatique repose sur un ensemble de critères écologiques, comportementaux et reproductifs qui diffèrent d'une espèce à une autre et non sur un seuil numérique strict et universellement (Skoglund *et al.*, 2022 ; Lowerre-Barbieri *et al.*, 2023). Ces critères mettent généralement en exergue la présence régulière (au moins saisonnière) de plusieurs individus matures en comportement de reproduction ou avec la présence des œufs et larves.

Dans le cas de nos études, les frayères (ou habitats de reproduction) ont été identifiées à travers une évaluation quantitative des indices de frai récoltés dans les habitats. Ainsi, sont considérées comme frayères tous les habitats prospectés dans lesquels 70% de géniteurs (stades gonadiques 4 et 5) d'une ou des populations d'espèces de poissons ont été capturés, associé à la présence importante d'indices de frai tels que les nids de reproduction, les œufs et larves de poissons ainsi que les alevins (Munro *et al.*, 1998 ; Jean-François, 2011 ; N'Dri, 2020). Cette proportion des géniteurs pour chaque habitat prospecté sera déterminé à partir des résultats de l'analyse de la structure de maturité gonadique précédemment réalisée. Quant à l'évaluation quantitative des indices de frai, tels que les nids de reproduction, les œufs et les alevins, elle a été réalisée à partir de leur densité surfacique. Cette densité a été calculée à travers l'équation 10 (Ramade, 1984 ; N'Dri *et al.*, 2020 a) :

$$D_s = \frac{n(i)}{S} \quad \text{(Equation 10)}$$

avec D_s = Densité surfacique de l'indice de frai (i) ; $n(i)$ = Quantité de l'indice de frai (i) ; S = Surface prospectée pour la collecte.

II.2.4.3.2. Typologie de frai des géniteurs rencontrés dans les frayères

La typologie de frai dans les frayères rencontrées a été établie sur la base de la nature des supports de pontes observés dans celles-ci et leurs abondances, en présence des différents géniteurs ainsi que leurs œufs (Lavoie & Talbot, 1988 ; Jean-François, 2011).

Ainsi, un frai a été qualifié de type phytophile lorsque les indices de frai tels que les œufs et les larves ont été observés essentiellement sur de la matière végétale et organique comme supports, en présence des géniteurs et des œufs.

Lorsque les supports sur lesquels les œufs et larves ont été observés sont de la matière minérale (substrat, cailloux, etc.), en présence des géniteurs et des œufs, alors le frai réalisé est de type lithophile.

Lorsque les mêmes géniteurs sont observés en présence des œufs posés au tant sur des supports minéraux (limon, sable, gravier ou roche) que organiques (végétaux, bois , etc., submergés ou immergés), alors le frai réalisé est qualifié de type phyto-lithophiles (Lavoie & Talbot, 1988).

II.2.4.4. Traitement statistique des données

Trois types d'analyse ont été utilisés pour le traitement statistique des données. Il s'agit d'analyses univariées, d'analyses bivariées et d'analyses multivariées. Toutes ces analyses ont été réalisées avec le logiciel Past version 4.11 (Hammer *et al.*, 2001).

Les analyses univariées ont été réalisées à travers un test paramétrique (Anova de Fisher) et un test non paramètre (Kruskal-Wallis). Ces analyses ont permis d'effectuer des comparaisons des paramètres du milieu et des descripteurs du peuplement enregistrés dans les plaines inondables aux différentes saisons hydrologiques considérées. Le choix du test d'Anova de Fisher ou du test de Kruskal-Wallis 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). Dans le cas d'une distribution normale (Shapiro-Wilk, $P > 0,05$), le test d'Anova de Fisher est retenu. Au cas contraire (Shapiro-Wilk, $P < 0,05$), c'est le test de Kruskal-wallis qui est choisi. Ainsi, le test d'Anova de Fisher a été appliqué aux données des indices de diversité (Shannon et Equitabilité) du peuplement ichtyologique des trois plaines étudiées afin de comparer leur variabilité entre les saisons hydrologiques tandis que celui de Kruskal-Wallis a été utilisé pour les comparaison la variabilité des autres descripteur étudiés entre les plaines et les entre les saisons étudiées. Ces analyses de comparaison ont été réalisées au seuil

de significativité de $p = 0,05$. Lorsque l'un des test (Anova de Fisher ou Kruskal-Wallis) indique des différences significatives, un test post-hoc est réalisé afin de réaliser les comparaisons deux à deux. Les différentes variabilités entre les paramètres des milieux et entre les descripteurs des peuplements (zooplancton, macroinvertébrés, poissons, indices de frai des poissons) ont été visualisées à travers des box-plots et des tableaux présentant les p(same) des tests de comparaison réalisés.

Les analyses bivariées effectuées ont permis de déterminer diverses corrélations, à savoir les corrélations entre paramètres du milieu, les corrélations entre indices de frai, et entre descripteurs du peuplement et paramètres du milieu. Ces analyses bivariées ont été réalisées au moyen du test de corrélation des rangs de Spearman (r_s). Le choix de ce test se justifie par le fait que la série de données des différentes variables étudiées ne présente pas toujours de distribution normale (Leroy & Farnir, 2000 a). Les valeurs utilisées pour la réalisation de cette analyse sont donc les médianes dans le cas des paramètres abiotiques et les moyennes des densités relatives (groupes de zooplanctons) et des abondances relatives (classes de macroinvertébrés) dans le cas des paramètres biotiques.

Quant aux analyses multivariées réalisées dans cette étude, elles ont concerné l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH), l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) et l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC).

L'Analyse de Classifications Hiérarchiques Ascendantes (ACH) a été appliquée aux données de densités et d'abondance des indices de frai en vue d'établir une typologie des habitats prospectés en fonction de la variabilité de ces paramètres (Dufrêne, 1992 ; Diday, 1974 ; Leroy & Farnir, 2000 b, Aguilar, 2004).

L'analyse factorielle des correspondances a permis de mettre en évidence les affinités des familles du peuplement ichthyologique pour les différentes saisons hydrologiques du lac Buyo. Elle a été réalisée à partir de l'occurrence (présence ou absence) des familles de poissons capturés au cours de ces différentes saisons.

L'Analyse Canonique des Correspondances par contre a permis de mettre en évidence l'influence des paramètres ou des descripteurs de l'environnement (abiotiques et biotiques) sur les peuplements ichthyologiques et géniteurs rencontrés.

Aussi, un diagramme de veen a été utilisé pour mettre en exergue les similarités taxonomiques entre les peuplements des trois plaines étudiées.

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. CARACTERISTIQUES DE L'ENVIRONNEMENT DES PLAINES D'INONDATION ETUDIEES

III.1.1. Résultats

III.1.1.1. Environnement abiotique

III.1.1.1.1. Typologie des pentes des habitats

La figure 29 présente la proportion des types de pentes observées dans les plaines inondables étudiées. Dans l'ensemble, les habitats des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah sont principalement caractérisés par des pentes douces (63,88%) et modérées (30,56%), avec une faible présence de pentes fortes (5,56%). De façon spécifique, les plaines Néma (74,54 Km²) et Libériakôbro (36,72 Km²) sont dominées par les pentes douces qui représentent 75 et 83,33% de leurs habitats respectifs. Les pentes fortes n'ont pas été rencontrées dans ces deux plaines. Au niveau de la plaine Gah (158,34 Km²) par contre, les pentes modérées sont les plus représentées (50%), suivies des pentes douces (33,33%) et des pentes fortes (16,67%).

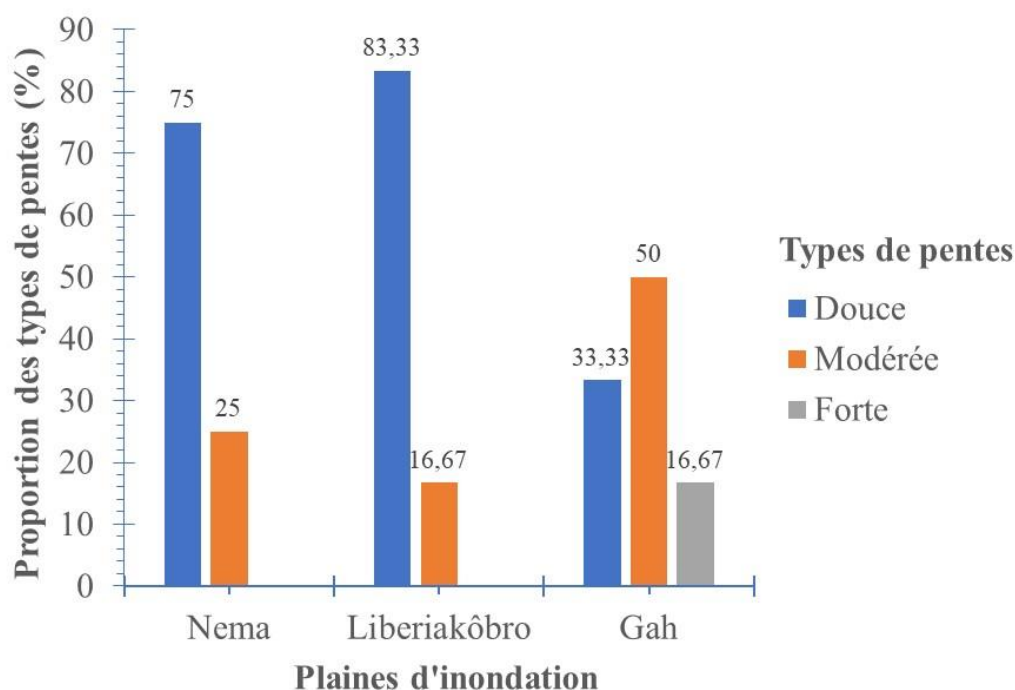


Figure 30 : Proportion des types de pentes observées dans les plaines d'inondation étudiées

III.1.1.1.2. Variabilité spatiale des paramètres abiotiques

La figure 31 fait état des variabilités spatiales des paramètres physico-chimiques de l'eau et des paramètres hydrographiques des habitats prospectés dans les plaines.

La température maximale (37,6 °C) a été enregistrée dans la plaine Gah tandis que la minimale (24,7 °C) a été mesurée à Libériakôbro. Les valeurs extrêmes du pH (min = 5,92 ; max = 10,66) ont été obtenues dans la plaine Gah. La concentration maximale de l'oxygène dissous (7,09 mg/L) a été enregistrée à Néma et à Libériakôbro, tandis que la minimale (1,42 mg/L) a été observée à Néma. La plaine Gah a présenté les valeurs extrêmes du TDS (min = 12 mg/L ; max = 55 mg/L) et de la conductivité (min = 24 µS/cm ; max = 111 µS/cm). Concernant la transparence, la valeur la plus élevée (1,8 m) a été enregistrée à Gah et la plus faible (0,11 m) à Néma et Libériakôbro. Quant aux valeurs de la pente, elles ont oscillé entre 2,07% à Néma et 45,45% à Gah. Enfin, la profondeur maximale (8,57 m) a été mesurée à Néma et la minimale (0,17 m) à Libériakôbro.

Toutefois, les paramètres abiotiques tels que le TDS, la conductivité, l'oxygène dissous et la profondeur des habitats prospectés ne présentent aucune différence significative (Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$) d'une plaine d'inondation à une autre, contrairement au pH, à la transparence et à la pente.

Les valeurs du pH et de la pente sont plus élevées au sein de la plaine d'inondation Gah (Mann-Whitney) avec des médianes respectives de 6,94 [6,77 ; 7,62] et 13,06% [4,75% ; 18,52%] et plus faibles dans les plaines Néma (Mann-Whitney) pour des médianes de 6,75 [6,52 ; 7,13] et 5,35% [3,76% ; 9,76%] et Libériakôbro (6,8 [6,66 ; 6,96] et 5,47% [4,17% ; 11,15%]). A l'opposé, la transparence est beaucoup plus faible dans les habitats de la plaine Néma avec une valeur médiane de 0,47 m [0,27 ; 0,83] et plus élevée au sein de Libériakôbro (0,94 m [0,35 ; 1,19]) et Gah (0,73 m [0,33 ; 1,12]).

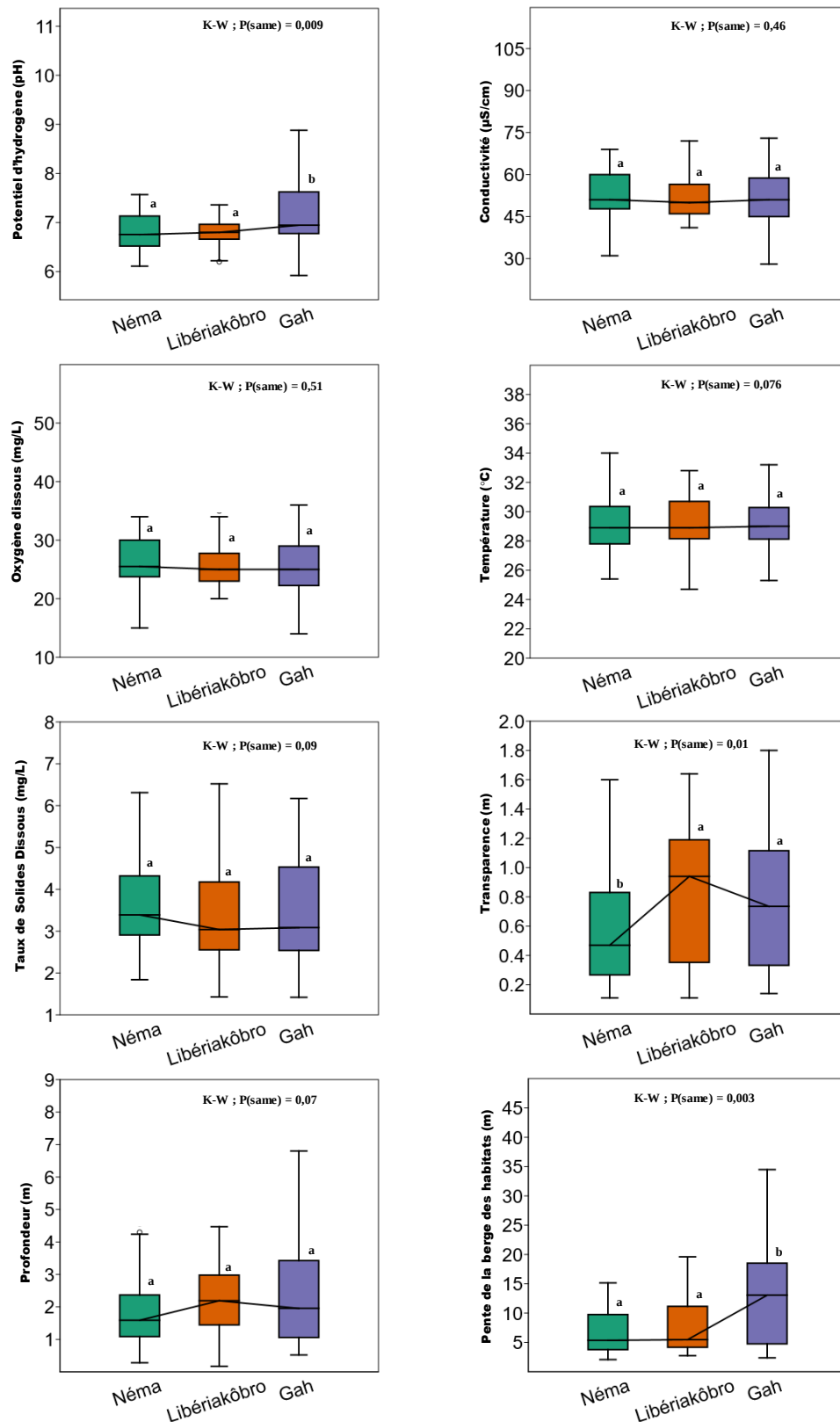


Figure 31 : Variations spatiales des paramètres physico-chimiques des plaines étudiées

La différence des lettres a et b pour un paramètre donné indique l'existence d'une différence significative de ce dernier entre les plaines étudiées.

II.1.1.1.3. Variabilité saisonnière des paramètres abiotiques

Le tableau VI présente la variabilité saisonnière des paramètres abiotiques mesurés dans les plaines inondables étudiées.

Au niveau de la plaine Néma, les valeurs médianes maximales des paramètres tels que la température (31,65°C), le pH (6,88), le TDS (27 mg/L) et la conductivité (55 µS/cm) ont été obtenues en saison de décrue (BE-D). La saison des crues (BE-C) a enregistré les médianes maximales de l'oxygène dissous (4,16 mg/L) et de la pente (12,65%). La saison des hautes eaux (HE) a enregistré les médianes maximales de la transparence (0,73 m) et de la profondeur (1,73 m). Les médianes minimales enregistrées dans la plaine Néma durant la saison BE-C sont la température (27,75°C), le TDS (24 mg/L) et la conductivité (48 µS/cm). Les valeurs médianes minimales du pH (6,73) et de l'oxygène dissous (3,21 mg/L) ont été mesurées en HE, tandis que celles de la transparence (0,16 m), de la profondeur (0,66 m) et des pentes (2,79%) sont obtenues en BE-D. Cependant, pour tous les paramètres étudiés, seuls le pH et l'oxygène dissous ne présentent pas de variations saisonnières significatives dans la plaine Néma (Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$).

Relativement à la plaine Libériakôbro, les températures les plus élevées ont été observées en BE-D avec une valeur médiane maximale de 31,45°C. Les médianes les plus élevées du pH (6,89), du TDS (27,5 mg/L) et de la conductivité (55 µS/cm) ont été enregistrées durant la BE-C. La saison des hautes eaux (HE) par contre a permis d'enregistrer les valeurs médianes maximales des paramètres tels que l'oxygène dissous (3,1 mg/L), la transparence (1,12 m), la profondeur (2,66 m) et la pente (6,73%). Les valeurs médianes minimales, quant à elles, ont été observées au cours de la BE-C pour la température (27,9°C) ; pendant la HE pour le pH (6,78), le TDS (23 mg/L) et la conductivité (47 µS/cm) ; et durant la BE-D pour l'oxygène dissous (1,54 mg/L), la transparence (0,23 m), la profondeur (0,66 m) et la pente (3,24%). Au sein de cette plaine d'inondation, tous les paramètres étudiés varient significativement d'une saison hydrologique à une autre (Kruskal-Wallis ; $P < 0,05$), à l'exception du pH (Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$).

S'agissant de la plaine Gah, la saison de décrue (BE-D) a permis d'enregistrer les valeurs médianes les plus élevées de la température (31,55°C), du TDS (30 mg/L), la conductivité (60,5 µS/cm) et l'oxygène dissous (5,4 mg/L). Les pH les plus élevés ont été observés en BE-C avec la valeur médiane maximale (6,97). La saison des hautes eaux (HE) par contre a permis d'observer les valeurs médianes les plus élevées de la transparence (1,01 m), de la

profondeur (2,27 m) et de la pente (15,74%). Les valeurs médianes minimales de la température (27,7°C) et de l'oxygène dissous (2,83 mg/L) ont été observées en BE-C, tandis que celles du pH (6,92), du TDS (23 mg/L), et de la conductivité (47 µS/cm) ont été enregistrées durant la HE. Enfin, celles de la transparence (0,28 m), de la profondeur (0,82 m) et la pente (3,2%), ont été observées au cours de la BE-D. A l'instar de la plaine Libériakôbro, l'ensemble des paramètres étudiés présente une différence significative entre les différentes saisons hydrologiques définies (Kruskal-Wallis ; $P < 0,05$) dans Gah, à l'exception du pH (Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$).

Tableau VI : Variabilité saisonnière de la médiane des paramètres physicochimiques dans les trois plaines d'inondation étudiées

Plaines d'inondation	Saisons hydrologiques	Temp (°C)	pH	TDS (mg/L)	Cond (µS/cm)	OD (mg/L)	Tran (m)	Prof (m)	Pent (%)
Néma	BE-C	27,75 [26,42 ; 29,07] ^a	6,85 [6,32 ; 7,18] ^a	24 [18,75 ; 24,75] ^a	48 [37,5 ; 49,75] ^a	4,16 [3,09 ; 4,61]	0,29 [0,18 ; 0,41] ^a	1,65 [1,03 ; 2,75] ^a	12,65 [3,8 ; 18,21] ^a
	HE	28,65 [27,9 ; 30,17] ^a	6,73 [6,52 ; 7,09] ^a	26 [24,25 ; 30] ^b	52,5 [49,25 ; 60] ^b	3,21 [2,81 ; 4]	0,73 [0,42 ; 1,04] ^b	1,73 [1,46 ; 3,05] ^a	5,86 [4,35 ; 7,87] ^a
	BE-D	31,65 [29,77 ; 33,08] ^b	6,88 [6,67 ; 7,5] ^a	27 [18,25 ; 33,25] ^b	55 [36,75 ; 68] ^b	3,55 [3,25 ; 4,52]	0,16 [0,14 ; 0,23] ^a	0,66 [0,5 ; 0,84] ^b	2,79 [2,4 ; 3,07] ^b
	P(same)	0,0008	0,45	0,01	0,01	0,13	0,0000008	0,0001	0,00002
Libériakôbro	BE-C	27,90 [27,25 ; 31,25] ^a	6,89 [6,65 ; 7,34] ^a	27,5 [24 ; 33,75] ^a	55 [49 ; 69,25] ^a	2,4 [1,44 ; 3,18] ^a	0,27 [0,18 ; 0,49] ^a	1,64 [1,09 ; 3,05] ^a	5,85 [4,84 ; 9,1] ^a
	HE	28,70 [28,37 ; 29,65] ^a	6,78 [6,63 ; 6,92] ^a	23 [22 ; 26] ^b	47 [45 ; 52] ^b	3,1 [2,81 ; 4,4] ^a	1,12 [0,92 ; 1,23] ^b	2,66 [1,97 ; 3,34] ^a	6,73 [4,87 ; 12,31] ^a
	BE-D	31,45 [29,72 ; 32,42] ^b	6,8 [6,76 ; 6,93] ^a	27 [26 ; 30,25] ^a	55 [52,75 ; 61,5] ^a	1,54 [1,46 ; 4,52] ^b	0,23 [0,15 ; 0,37] ^a	0,65 [0,4 ; 1,54] ^b	3,24 [2,79 ; 3,36] ^b
	P(same)	0,0009	0,58	0,0008	0,001	0,01	0,00000008	0,00003	0,00004
Gah	BE-C	27,7 [27,2 ; 29,05] ^a	6,97 [6,89 ; 7,54] ^a	24,5 [22 ; 28] ^a	49,5 [45 ; 56,75] ^a	2,83 [2,16 ; 3,15] ^a	0,29 [0,19 ; 0,61] ^a	1,59 [0,97 ; 3,75] ^a	13,27 [4,71 ; 33,67] ^a
	HE	28,9 [28,2 ; 30,03] ^a	6,92 [6,53 ; 7,71] ^a	23 [22 ; 29] ^a	47 [45 ; 58] ^a	3 [2,51 ; 3,54] ^a	1,01 [0,75 ; 1,2] ^b	2,27 [1,72 ; 4,07] ^a	15,74 [10,52 ; 18,52] ^a
	BE-D	31,55 [29,6 ; 34,65] ^b	6,93 [6,91 ; 7,1] ^a	30 [29 ; 32] ^b	60,5 [58,75 ; 65] ^b	5,4 [4,53 ; 5,81] ^b	0,28 [0,26 ; 0,36] ^a	0,82 [0,67 ; 1,1] ^b	3,2 [2,63 ; 3,66] ^b
	P(same)	0,00008	0,91	0,0008	0,0003	0,00009	0,00000008	0,00003	0,0001

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison de décrue ; BE-D : Saison de décrue ; pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de solides dissous ; Temp : Température ; OD : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente

Les valeurs de P(same) en gras indiquent des variations saisonnières significatives des paramètres considérés ($p < 0,05$).

II.1.1.1.4. Typologie des habitats prospectés selon les paramètres abiotiques des plaines

L'analyse de classification hiérarchique appliquée aux données de paramètres physico-chimiques des eaux et aux paramètres hydromorphologiques des habitats prospectés a permis de répartir ces derniers en cinq groupes. Ces groupes sont discriminés par les valeurs de la pente et de la conductivité (Figure 32). Le premier groupe se caractérise par des habitats de conductivité élevée et de pentes douces, avec des valeurs médianes respectives de 59 [54,5 ; 60,5] $\mu\text{S/cm}$ et de 4,58% [3,13% ; 6,23%]. Le second groupe est caractéristique d'habitats de faible conductivité (48,25 [45,62 ; 48,87] $\mu\text{S/cm}$) et de pentes douces (4,86% [4,06% ; 6,66%]). Le troisième groupe par contre renferme les habitats de conductivités faibles (47 [44,5 ; 48,75] $\mu\text{S/cm}$) et de pentes modérées (11,49% [9,69% ; 14,66%]). Concernant le quatrième groupe, il est composé des habitats à conductivités élevées (54,25 [53,12 ; 55,75%] $\mu\text{S/cm}$) et à pente modérées (15,43% [13,69% ; 16,98%]). Quant au cinquième groupe, il rassemble les habitats à conductivités élevées (51,25 [49,5 ; 53] $\mu\text{S/cm}$) et à pentes fortes (34,55% [31,04% ; 38,07%]).

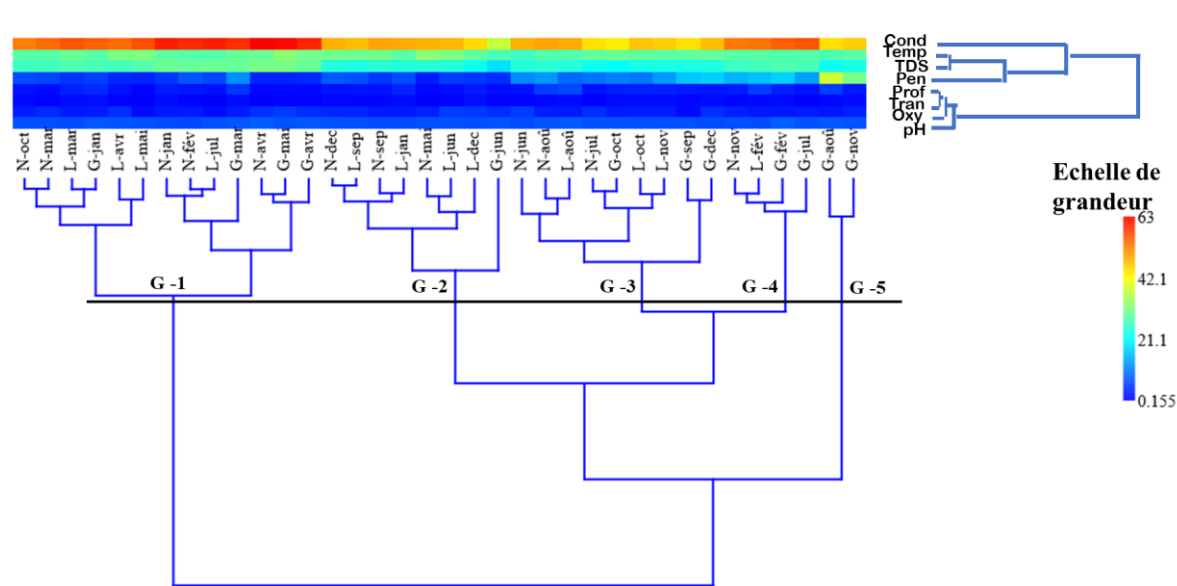


Figure 32 : Typologie des paramètres abiotiques des habitats prospectés au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah

pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de solides dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente ; N : Néma ; L : Libériakôbro ; G : Gah ; jan : janvier ; fév : février ; mar : mars ; avr : avril ; mai : mai ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; dec : décembre ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2 ; G 3 : Groupe 3 ; G 4 : Groupe 4 ; G 5 : Groupe 5

III.1.1.2. Environnement biotique

III.1.1.2.1. Variations spatiales de la densité et de la composition du zooplancton

La variabilité spatiale de la densité du zooplancton est illustrée par le tableau VII. La densité la plus faible est de 41,67 ind/m³ a été enregistrée à la fois dans les trois plaines, tandis que la densité maximale (317471,4 ind/m³) fut observée dans la plaine Libériakôbro. Les valeurs médianes qui en résultent sont 566,67 [125 ; 2406,97] ind/m³ dans la plaine Néma, 1200 [125 ; 8144,44] ind/m³ dans la plaine Libériakôbro et 983,33 [200 ; 5033,33] ind/m³ dans la plaine Gah. Cependant, aucune différence significative n'a été constatée entre les trois plaines inondables (Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$).

L'analyse de la composition du zooplancton indique la présence de quatre groupes dans toutes les trois plaines étudiées. Il s'agit des copépodes, des cladocères, des rotifères et autres groupes zooplanctoniques. Le peuplement est marqué par la prédominance des copépodes (Figure 32). La contribution de ce groupe dans le peuplement zooplanctonique est de 87,14% au sein de la plaine Néma, de 88,69% à Libériakôbro et de 76,08% dans celle de Gah. Les cladocères représentent 9,63 ; 4,69 et 16,58% respectivement au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Les rotifères, quant à eux, ont une contribution de 2,59% dans la plaine Néma, de 6,24% dans plaine Libériakôbro et de 6,49% dans plaine Gah. Enfin, les autres taxons représentent 0,62 ; 0,37 et 0,84% des densités zooplanctoniques des plaines Néma, Libériakôbro et Gah respectivement.

Tableau VII : Variabilité spatiale de la densité du zooplancton dans les plaines étudiées

Plaines d'inondation	Densité min (ind/m ³)	Densité max (ind/m ³)	Densité médiane (ind/m ³)	P(same)
Néma	41,67	124547,7	566,67 [125 ; 2406,97]	0,44
Libériakôbro	41,67	317471,4	1200 [125 ; 8144,44]	
Gah	41,67	101215,3	983,33 [200 ; 5033,33]	

Min : Minimale ; max : Maximale

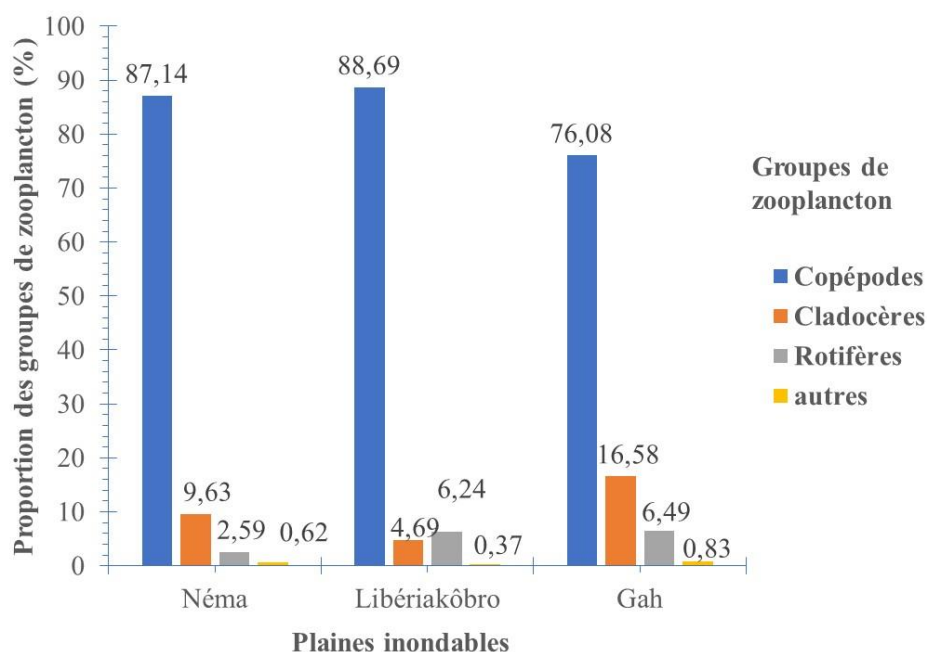


Figure 33 : Variations spatiales de la contribution du zooplancton dans les trois plaines d'inondation

III.1.1.2.2. Evolution mensuelle et saisonnière de la densité du zooplancton

La figure 33 illustre l'évolution mensuelle de la densité du zooplancton dans les plaines d'inondation prospectées. La période de juin à janvier indique des densités relativement faibles et qui varient peu. A partir de janvier, les densités connaissent une forte augmentation jusqu'à atteindre des pics au mois d'avril. Dès ce dernier mois, les densités zooplanctoniques présentent une forte baisse dans toutes les trois plaines.

La dynamique saisonnière de ces densités zooplanctoniques indique que les valeurs minimales sont obtenues durant la saison des hautes eaux (HE) et les valeurs les plus élevées sont observées en saison de décrue (BE-D) dans les trois plaines étudiées (Tableau VIII).

Toutefois, ces valeurs ont varié de 041,67 ind/m³ en HE, à 124547,7 ind/m³ en BE-D, avec des valeurs médianes de 566,67 [145,83 ; 2607,83] ind/m³ (BE-C), de 483,33 [114,58 ; 1550,33] ind/m³ (HE) et de 2325,9 [423,59 ; 5649,12] ind/m³ (BE-D) au sein de la plaine Néma.

Dans la plaine Libériakôbro par contre, les densités ont varié de 41,67 (HE) à 317471,4 ind/m³ (BE-D), avec des médianes de 504,17 [83,33 ; 1933,33] ind/m³ (BE-C), 1166,67 [128,47 ; 7301,39] ind/m³ (HE) et de 8301,69 [1377,4 ; 151787,4] ind/m³ (BE-D).

Au sein de la plaine Gah, les densités zooplanctoniques ont varié de 41,67 (BE-C et HE) à 101215,3 ind/m³ (BE-D), avec des médianes de 237,5 [150 ; 566,67] ind/m³ (BE-C), de 1630,56 [219,44 ; 5645,83] ind/m³ (HE) et de 4384,76 [897,02 ; 12918,63] ind/m³ (BE-D).

Aucune différence significative (Kruskal-wallis ; $P > 0,05$) de la densité n'a été observée entre les saisons hydrologiques, dans chacune des plaines d'inondation étudiées.

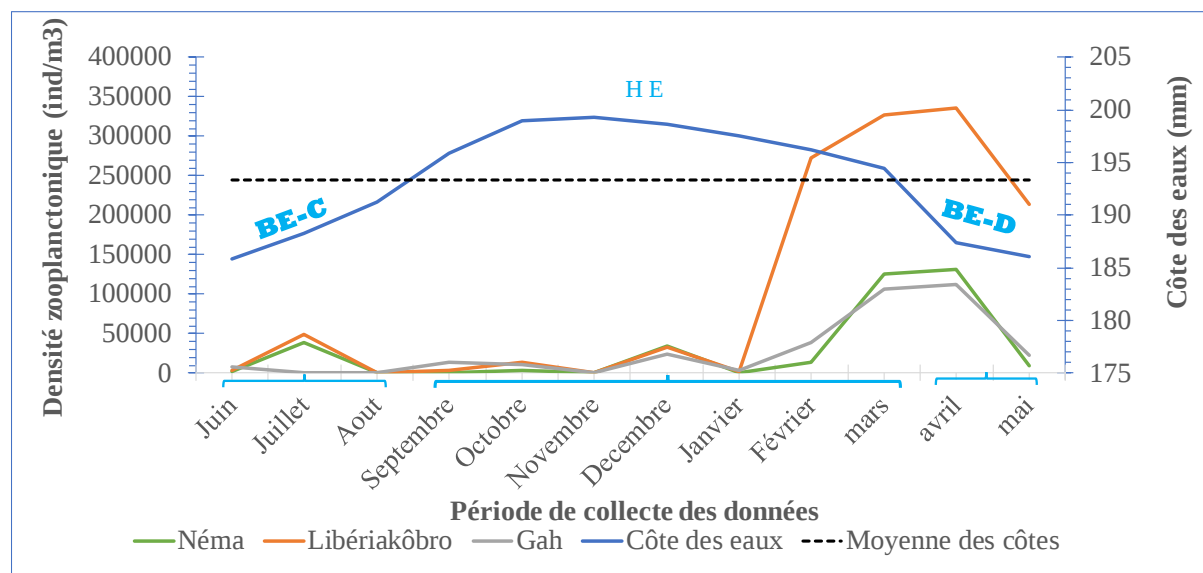


Figure 34 : Variations mensuelles de la densité du zooplancton dans les plaines étudiées

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison de décrue ; BE-D : Saison de décrue

Tableau VIII : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Néma

Saisons hydrologiques	Densité min (ind/m ³)	Densité max (ind/m ³)	Densité médiane (ind/m ³)	K-W ; P(same)
BE-C	43,444	33416,67	566,67 [145,83 ; 2607,83]	0,29
HE	41,66667	109543,7	483,33 [114,58 ; 1550,33]	
BE-D	99	124547,7	2325,91 [423,59 ; 5649,12]	

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison de décrue ; BE-D : Saison de décrue ; min : minimale ; max : maximale ; K-W : test de comparaison de Kruskal-Wallis

Tableau IX : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Libériakôbro

Saisons hydrologiques	Densité min (ind/m ³)	Densité max (ind/m ³)	Densité médiane (ind/m ³)	K-W ; P(same)
BE-C	62,5	42361,11	504,17 [83,33 ; 1933,33]	0,09
HE	41,66667	302467,4	1166,67 [128,47 ; 7301,39]	
BE-D	119	317471,4	8301,7 [1377,4 ; 151787,4]	

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison de décrue ; BE-D : Saison de décrue ; min : minimale ; max : maximale ; K-W : test de comparaison de Kruskal-Wallis

Tableau X : Variabilité saisonnière des densités du zooplancton dans la plaine Gah

Saisons hydrologiques	Densité min (ind/m3)	Densité max (ind/m3)	Densité médiane (ind/m3)	K-W ; P(same)
BE-C	41,66667	6266,667	237,5 [150 ; 566,67]	0,06
HE	41,66667	86211,33	1630,56 [219,44 ; 5645,83]	
BE-D	107	101215,3	1630,56 [219,44 ; 5645,83]	

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison de décrue ; BE-D : Saison de décrue ; min : minimale ; max : maximale ; K-W : test de comparaison de Kruskal-Wallis

III.1.1.2.3. Variations saisonnières de la composition du zooplancton

La dynamique saisonnière de la composition taxonomique du peuplement zooplanctonique des plaines étudiées est illustrée par la figure 35.

En général, le zooplancton est prédominé par les copépodes dans toutes les plaines durant toutes les saisons. Les contributions les plus élevées de ces copépodes ont été observées en saison de décrue (BE-D) dans les trois plaines Néma (92,53%), Libériakôbro (94,15%) et Gah (86,02%). Les plus faibles contributions de ces derniers par contre ont été observées pendant la saison des hautes eaux (HE) dans la plaine Néma (83,56%) et durant les saisons des crues (BE-C) dans les plaines Libériakôbro (10,06%) et Gah (2,91%).

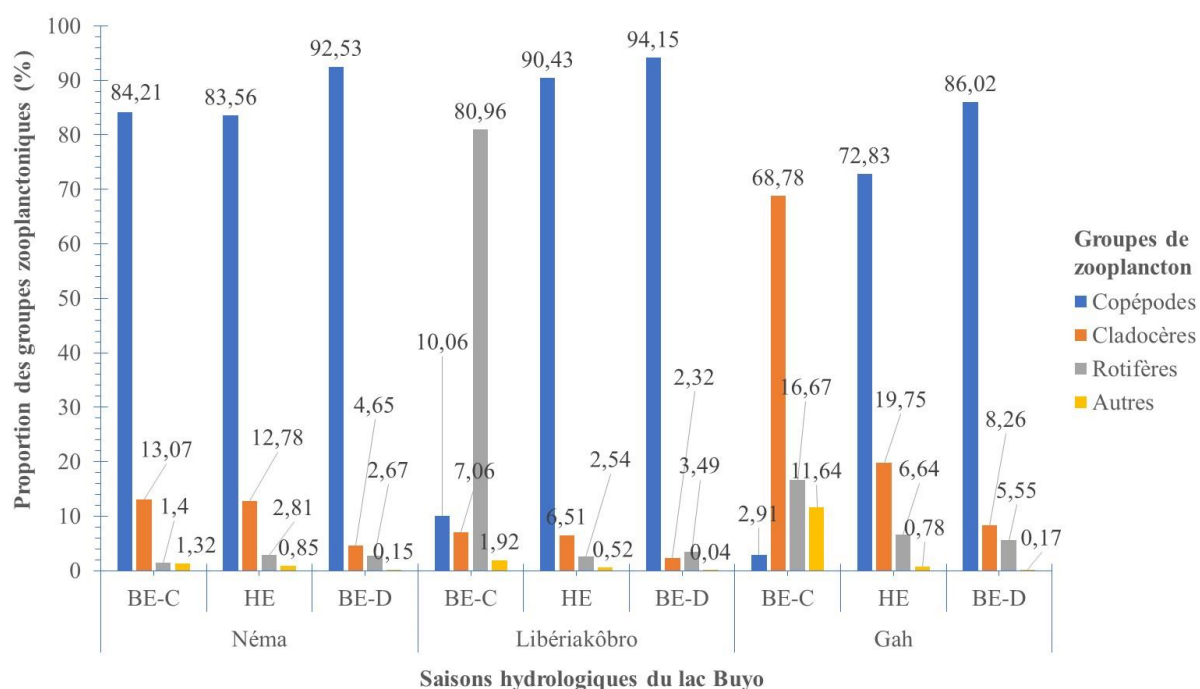


Figure 35 : Variations saisonnières de la contribution des groupes de zooplancton dans les densités observées dans chaque plaine étudiée

BE-C : Saison de crue ; **HE :** Saison de décrue ; **BE-D :** Saison de décrue

III.1.1.2.4. Variations spatiales des abondances et composition des macroinvertébrés

La figure 36 présente la variabilité spatiale de l'abondance des macroinvertébrés dans les plaines étudiées. La composition taxonomique des macroinvertébrés des plaines inondables Néma, Libériakôbro et Gah indique la présence de 4 classes dont les insectes, les arachnides, les gastéropodes et les clitellates. L'abondance la plus faible (18 individus) a été observée dans les plaines Néma et Gah, tandis que l'abondance maximale (1056 individus) a été obtenue au sein de la plaine Libériakôbro. Toutefois, aucune différence significative n'a été relevée dans la variabilité des abondances d'une plaine à une autre (Kruskal-wallis ; $P > 0,05$). Les valeurs médianes de ces abondances sont de 184 [75,25 ; 267,75] individus, 172 [108 ; 408,5] individus et 137 [36,25 ; 279,75] individus, respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.

L'analyse de la composition taxonomique de ces macroinvertébrés indique la prédominance des insectes qui représentent 82,91% des macroinvertébrés dans la plaine Néma, 78,72% dans la plaine Libériakôbro et 82,98% dans la plaine Gah (Figure 37). Les arachnides ont une contribution de 14,84% au sein de Néma, de 21,27% dans Libériakôbro et de 15,44% dans la

plaine Gah. Les gastéropodes et clitellates sont faiblement représentés dans les plaines Néma et Gah et absents dans la plaine Libériakôbro.

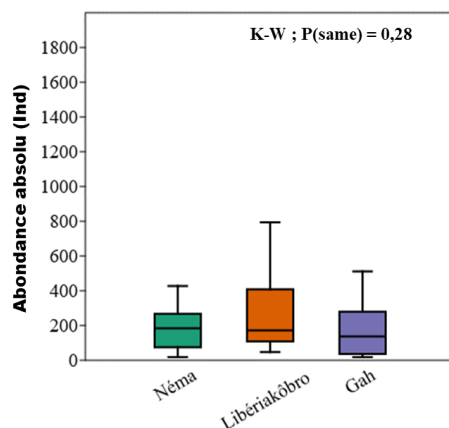


Figure 36 : Variabilités spatiales des abondances des macroinvertébrés dans les plaines étudiées

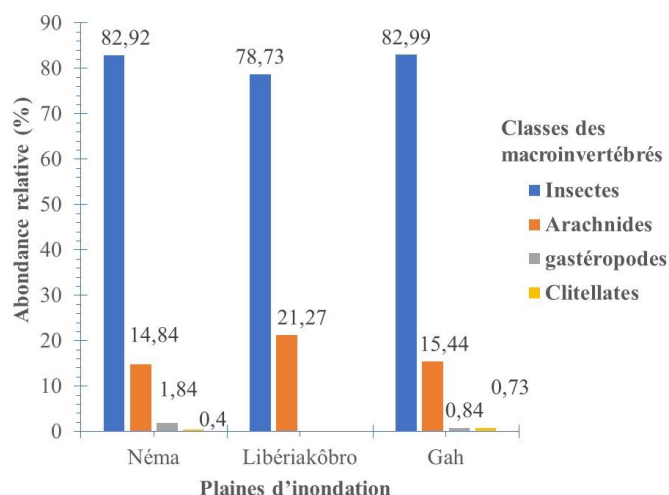


Figure 37 : Variations spatiales de la contribution des classes des macroinvertébrés dans les communautés observées

III.1.1.2.5. Variations mensuelle et saisonnière de l'abondance en macroinvertébrés

L'évolution mensuelle des abondances de macroinvertébrés dans les plaines étudiées est présentée par la figure 38. Cette évolution présente des tendances similaires entre les plaines Libériakôbro et Gah. Dans ces deux plaines, deux pics d'abondance sont observés, dont le plus élevé en juin et l'autre en avril. L'évolution de ces abondances indique une diminution de juin à août, suivie de quelques alternances de variations relativement faibles d'août à mars. Au niveau de la plaine Néma, l'abondance des macroinvertébrés présente une alternance de

variation de juin à novembre. A partir de novembre, l'abondance diminue progressivement pour atteindre un pic unique en avril.

La dynamique saisonnière des abondances des macroinvertébrés collectés dans les trois plaines est illustrée par la figure 39. Les abondances maximales ont été enregistrées en saison de décrue (BE-D) au sein des plaines Néma (839 individus) et Libériakôbro (1056 individus) et en saison des crues (BE-C) dans la plaine Gah (749 individus). Les plus faibles abondances sont observées en saison des hautes eaux (HE) au sein des plaines Libériakôbro (47 individus) et Gah (18 individus) et en BE-C dans la plaine Néma (18 individus).

Toutefois, la variabilité des abondances de macroinvertébrés dans les trois plaines étudiées ne connaît aucune différence significative d'une saison hydrologique à une autre (Kruskal-Wallis ; $P > 0.05$). Les abondances médianes observées au sein de Néma sont de 97 [19 ; 257,5] individus en BE-C, de 189 [154,5 ; 255] individus en HE et de 325 [35,25 ; 770,75] individus en BE-D. Celles observées au sein de Libériakôbro sont de 196,5 [100,25 ; 736,25] individus (BE-C), 164 [101 ; 257] individus (HE) et 720,5 [385 ; 1056] individus (BE-D). Enfin, dans la plaine Gah, les valeurs médianes sont de 87 [34 ; 183] individus (BE-C), 104 [26,5 ; 279,75] individus (HE) et 162 [85,5 ; 580] individus (BE-D).

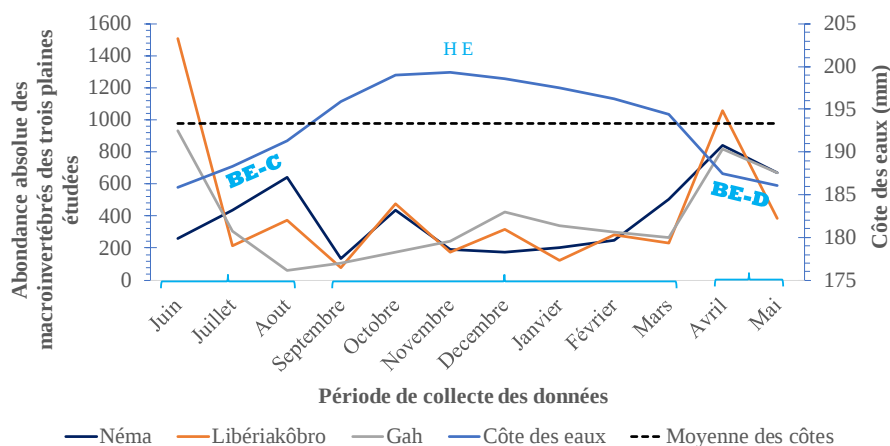


Figure 38 : Variations mensuelles des abondances des macroinvertébrés rencontrés dans les plaines étudiées

BE-C : Saison de crue ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue

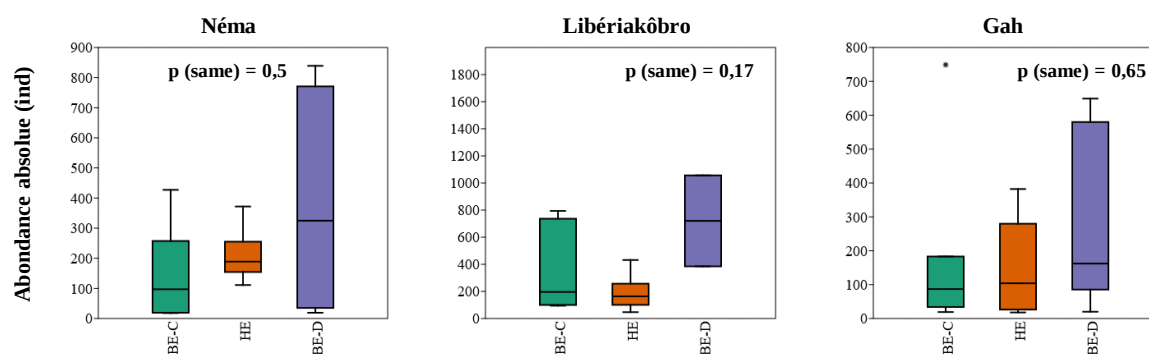


Figure 39 : Variations saisonnières des abondances des macroinvertébrés des plaines étudiées

III.1.1.2.6. Variations saisonnières de la composition des macroinvertébrés dans les différentes plaines d'inondation

Hormis la saison des crues (BE-C) dans la plaine Libériakôbro, l'abondance des macroinvertébrés est prédominée par les insectes aux différentes saisons hydrologiques considérées dans les plaines étudiées. Les arachnides représentent environ la moitié (43,5%) des macroinvertébrés collectés dans la plaine Libériakôbro en BE-C. Les autres classes de macroinvertébrés sont très peu représentés dans les plaines quelle que soit la saison considérée (Figure 39).

On peut remarquer la contribution des arachnides qui vaut 24,59, 15,34 et 5,57% respectivement en BE-C, HE et BE-D dans la plaine Néma. Au sein de la plaine Libériakôbro par contre les arachnides ont une contribution de 43,5% en BE-C et 11,72% en HE. Quant au sein de la plaine Gah, les arachnides représentent 19,26% en BE-C, 8,34% en HE et 20,96% en BE-D.

Concernant les gastéropodes, ils présentent une contribution décroissante au cours des saisons BE-C (5,01%) et HE (1,06%) dans la plaine Néma, puis durant les saisons BE-C (1,46%) et BE-D (1,34%) dans la plaine Gah. Les clitellates n'ont été observés que durant les saisons BE-D (1,26%) et de BE-C (2,62%), respectivement dans les plaines Néma et Gah. Aucune présence des gastéropodes et des clitellates n'a été observée dans la plaine inondable Libériakôbro.

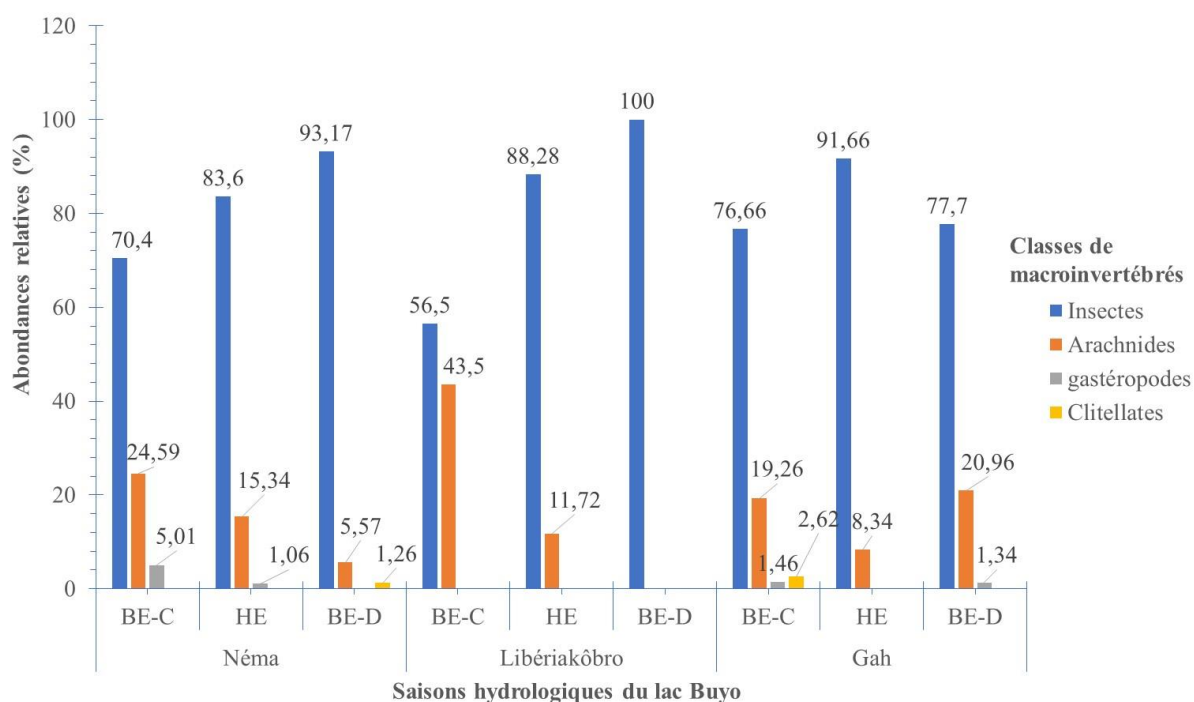


Figure 40 : Variations saisonnières des classes de macroinvertébrés rencontrés dans les plaines étudiées

BE-C : Saison des crues ; **HE :** Saison des hautes eaux ; **BE-D :** Saison de décrue

II.1.1.2.7. Typologie des habitats prospectés selon les paramètres biotiques des plaines

L'analyse de la classification hiérarchique appliquée aux données des composantes biotiques étudiées dans les trois plaines a permis d'obtenir deux groupes. Ces groupes sont discriminés par les densités de copépodes (Figure 41). Le premier groupe se caractérise par des habitats de densités très élevées de copépodes, soit $161,7806.10^3 \text{ ind} / \text{m}^3$ [$103,297.10^3$; $288,986.10^3$], et regroupe les habitats des plaines prospectées en fin de saison des hautes eaux (HE) et en saison de décrue (BE-D). Les habitats de la plaine Néma concernés par le groupe 1 sont ceux prospectés en mars et en avril (N-mar et N-avr). Ceux des plaines Libériakôbro et Gah sont respectivement les L-fev, L-mar, L-avr et L-mai, et les G-mar et G-avr. Quant au second groupe, il comprend les habitats de densités relativement faibles de copépodes, avec des médianes de $1,45417.10^3 \text{ ind} / \text{m}^3$ [$0,230297.10^3$; $11,32361.10^3$]. Ce groupe est composé de l'ensemble de tous les autres habitats des plaines prospectées, autre que ceux du groupe 1.

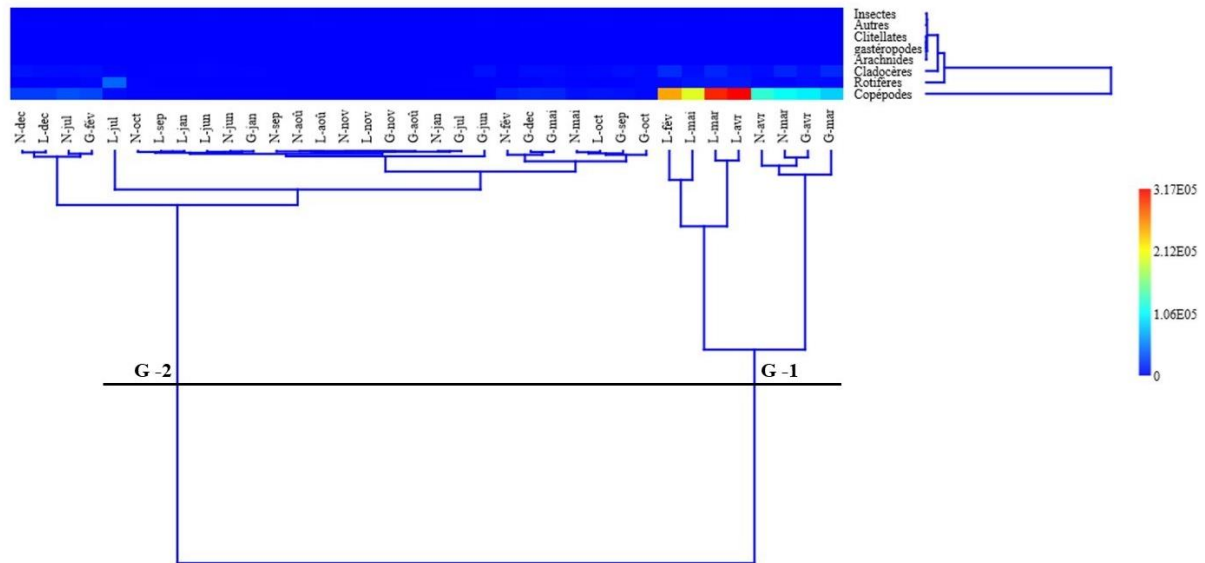


Figure 41 : Typologie des habitats prospectés au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah sur la base des composants de l'environnement biotique

N : Néma ; L : Libériakôbro ; G : Gah ; jan : janvier ; fév : février ; mars : mars ; avr : avril ; mai : mai ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; dec : décembre ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2

III.1.1.2.8. Corrélations des paramètres abiotiques et biotiques des plaines étudiées

Les résultats des tests de corrélation des rangs de Spearman indiquent des corrélations significatives ($p < 0,05$) à la fois positives et négatives, aussi bien entre les paramètres abiotiques des milieux concernés qu'entre les composantes biotiques. Ces corrélations existent également entre paramètres abiotiques et composantes biotiques.

Au niveau des paramètres abiotiques, la pente présente de faibles corrélations négatives avec la conductivité ($r = -39$), le taux de solides dissous ($r = -37$) et de fortes corrélations négatives avec la température ($r = -53$). A l'opposé, elle présente des corrélations positives avec la transparence ($r = 0,38$) et la profondeur ($r = 0,58$). Ce dernier paramètre quant à lui, est corrélé de façon négative à la température ($r = -0,41$) et à l'oxygène dissous ($r = -0,48$) (Tableau IX). A côté de ces paramètres, le taux de solides dissous a présenté une corrélation fortement positive avec la conductivité ($r = 0,99$). Seules les corrélations entre ces paramètres cités ci-dessus ont été significatives du côté des paramètres abiotiques.

Concernant les composantes biotiques du milieu, seules des corrélations positives ont été significatives ($P < 0,05$) entre les groupes de zooplancton, les classes de macroinvertébrés et entre ces classes de macroinvertébrés et les groupes de zooplancton.

Ainsi, au niveau du zooplancton, les rotifères ont présenté de fortes corrélations positives avec les copépodes ($r = 0,8$) et les cladocères ($r = 0,75$), ces derniers étant fortement corrélés de façon positive aux copépodes ($r = 0,85$) (Tableau X).

S'agissant des macroinvertébrés, de faibles corrélations positives ont été observées entre les arachnides et les insectes ($r = 0,36$), puis les gastéropodes ($r = 0,37$) (Tableau XI).

Quant aux corrélations entre les classes de macroinvertébrés et les groupes de zooplancton, seuls les insectes présentent de faibles corrélations positives et significatives avec les copépodes ($r = 0,36$) et les cladocères ($r = 0,36$) (Tableau XII).

Relativement aux relations entre les paramètres abiotiques et les composantes biotiques des plaines étudiées, les paramètres tels que la température, le TDS, la conductivité et l'oxygène dissous connaissent des corrélations significatives ($P < 0,05$) et positives ($r > 0$) avec les organismes de zooplancton et de macroinvertébrés. A l'opposé, la profondeur et la transparence des milieux sont négativement corrélés ($r < 0$) de façon significative aux organismes de macroinvertébrés. Quant à la pente des habitats, elle connaît des corrélations négatives ($r < 0,5$) et significative à la fois avec les macroinvertébrés (insectes) (Tableaux XIII et XIV). Ainsi, la température est positivement corrélée aux rotifères ($r = 0,34$) et copépodes ($r = 0,47$) tandis que le TDS est corrélé de façon positive aux copépodes ($r = 0,35$) et rotifères ($r = 0,4$). De même, la conductivité présente des corrélations positives avec les rotifères ($r = 0,38$) et les copépodes ($r = 0,34$). Le tableau XIII présente chacune de ces corrélations.

Concernant les relations entre les paramètres physicochimiques et les macroinvertébrés, l'oxygène dissous présente des corrélations positives avec les insectes ($r = 0,49$), les arachnides ($r = 0,37$) et les gastéropodes ($r = 0,4$) (Tableau XIV). A l'opposé, des corrélations négatives sont observées entre la transparence et les insectes ($r = -0,34$), les gastéropodes ($r = -0,39$) et les clitellates ($r = -0,34$), puis entre la profondeur et les insectes ($r = -0,41$) et gastéropodes ($r = -0,44$) (Tableau XIV).

Tableau XI : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres physicochimiques mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022

	pH	Con	TDS	Temp	Oxy	Tran	Prof	Pen
pH		0,69	0,72	0,48	0,92	0,4	0,7	0,74
Con	0,07		0,00	0,51	0,3	0,16	0,23	0,02
TDS	0,06	0,99		0,46	0,26	0,14	0,21	0,02
Temp	-0,12	0,11	0,13		0,1	0,37	0,01	0,00
Oxy	0,02	-0,18	-0,19	0,27		0,2	0,00	0,1
Tran	-0,15	-0,24	-0,25	-0,15	-0,22		0,00	0,02
Prof	0,07	-0,2	-0,21	-0,41	-0,48	0,77		0,00
Pen	0,06	-0,39	-0,37	-0,53	-0,28	0,38	0,58	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de Solides Dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente

Tableau XII : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux densités relatives des zooplanctons mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022

	Rot	Cop	Cla
Rot		5,33E-09	1,82E-07
Cop	0,8		3,33E-11
Cla	0,75	0,85	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. Cop : Copépodes ; Clad : Cladocères ; Roti : Rotifères

Tableau XIII : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux abondances relatives des zooplanctons dans les plaines étudiées (avril 2021 - mars 2022)

	Ins	Ara	Gas	Cli
Ins		0,03	0,11	0,76
Ara	0,36		0,03	0,39
Gas	0,27	0,37		0,57
Cli	0,05	0,15	-0,1	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. Ins : Insectes ; Arac : Arachnides ; Gas : Gastéropodes ; Clit : Clitellates

Tableau XIV : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux densités relatives des zooplanctons et des abondances relatives des macroinvertébrés mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022

	Rot	Cop	Cla	Ins	Ara	Gas	Clit
Rot		5,3292E-09	1,8168E-07	0,09	0,89	0,96	0,88
Cop	0,8		3,3287E-11	0,03	0,44	0,4	0,25
Cla	0,75	0,85		0,03	0,81	0,12	0,44
Ins	0,28	0,36	0,36		0,03	0,11	0,76
Ara	0,02	-0,13	0,04	0,36		0,03	0,39
Gas	0,01	0,14	0,27	0,27	0,37		0,57
Clit	-0,03	-0,2	-0,13	0,05	0,15	-0,1	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. Cop : Copépodes ; Clad : Cladocères ; Roti : Rotifères ; Ins : Insectes ; Arac : Arachnides ; Gas : Gastéropodes ; Clit : Clitellates

Tableau XV : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres abiotique et aux densités relatives des zooplanctons mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022

	pH	Con	TDS	Temp	Oxy	Tran	Prof	Pen	Rot	Cop	Cla
pH		0,69	0,72	0,48	0,92	0,4	0,7	0,74	0,45	0,7	0,91
Con	0,07		0,00	0,51	0,3	0,16	0,23	0,02	0,02	0,04	0,44
TDS	0,06	0,99		0,46	0,26	0,14	0,21	0,02	0,02	0,03	0,35
Temp	-0,12	0,11	0,13		0,1	0,37	0,01	0,001	0,04	0,00	0,04
Oxy	0,02	-0,18	-0,19	0,27		0,2	0,00	0,1	0,43	0,7	0,53
Tran	-0,15	-0,24	-0,25	-0,15	-0,22		0,00	0,02	0,27	0,36	0,43
Prof	0,07	-0,2	-0,21	-0,41	-0,48	0,77		0,00	0,12	0,09	0,17
Pen	0,06	-0,39	-0,37	-0,53	-0,28	0,38	0,58		0,06	0,03	0,14
Rot	0,13	0,38	0,4	0,34	-0,13	-0,19	-0,26	-0,32		0,00	0,00
Cop	-0,07	0,34	0,35	0,47	0,06	-0,16	-0,28	-0,36	0,8		0,00
Cla	0,02	0,131	0,16	0,35	0,11	-0,13	-0,24	-0,25	0,75	0,85	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de Solides Dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente ; Copé : Copépodes ; Clad : Cladocères ; Roti : Rotifères.

Tableau XVI : Coefficients de corrélation des rangs de Spearman appliqués aux paramètres abiotique et aux abondances relatives des macroinvertébrés mesurés dans les plaines étudiées d'avril 2021 à mars 2022

	pH	Con	TDS	Temp	Oxy	Tran	Prof	Pen	Ins	Ara	Gas	Cli
pH		0,69	0,72	0,48	0,92	0,4	0,7	0,74	0,08	0,23	0,9	0,9
Con	0,07		0,00	0,51	0,3	0,16	0,23	0,02	0,11	0,44	0,43	0,74
TDS	0,06	0,99		0,46	0,26	0,14	0,21	0,02	0,11	0,43	0,4	0,82
Temp	-0,12	0,11	0,13		0,1	0,37	0,01	0,00	0,11	0,51	0,33	0,67
Oxy	0,02	-0,18	-0,19	0,27		0,2	0,00	0,1	0,00	0,03	0,01	0,99
Tran	-0,15	-0,24	-0,25	-0,15	-0,22		0,00	0,02	0,04	0,22	0,02	0,04
Prof	0,07	-0,2	-0,21	-0,41	-0,48	0,77		0,00	0,01	0,09	0,01	0,12
Pen	0,06	-0,39	-0,37	-0,53	-0,28	0,38	0,58		0,01	0,25	0,43	0,67
Ins	0,3	0,27	0,27	0,27	0,49	-0,34	-0,41	-0,44		0,03	0,11	0,76
Ara	0,21	-0,13	-0,13	-0,11	0,37	-0,21	-0,28	-0,2	0,36		0,03	0,39
Gas	0,02	-0,14	-0,14	-0,17	0,4	-0,39	-0,44	-0,14	0,27	0,37		0,57
Cli	0,02	0,06	0,04	0,07	-0,002	-0,34	-0,26	-0,07	0,05	0,15	-0,1	

La partie inférieure et en noir de la matrice présente les degrés de corrélation entre les paramètres étudiés. La partie supérieure et en rouge présente les probabilités de significativité des corrélations. Les valeurs en gras indiquent une corrélation significative. pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de Solides Dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pen : Pente ; Ins : Insectes ; Ara : Arachnides ; Gas : Gastéropodes ; Cli : Clitellates

III.1.2. Discussion

Les habitats des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah sont principalement caractérisés par des pentes douces (63,87%) et modérées (30,56%), avec une faible présence de pente fortes (5,56%). La variation spatiale de ces pentes indique des valeurs médianes comprises entre 5,35 et 13,06%. Ces valeurs sont relativement faibles par rapport à celles rapportées par N'Dri (2020) dans ses études réalisées dans la partie du lac Buyo intégré au Parc National de Taï. En effet, cet auteur a enregistré des pentes moyennes variant entre 6,46 et 14,26% dans ses différents sites échantillonnés. Cette multitude de pentes observées traduirait une diversité écologique d'habitats au sein des plaines étudiées. En effet, la nature de la pente est cruciale dans la diversification des habitats des hydrosystèmes car elle peut influencer la diversité des végétaux, des invertébrés et des poissons qu'ils pourraient abriter (Philippart, 1989 ; Moring & Smith, 1994).

Les paramètres étudiés tels que la conductivité, le TDS, la température, l'oxygène dissous et la profondeur sont relativement homogènes d'une plaine d'inondation à une autre. Cette relative homogénéité spatiale des paramètres serait liée à la faible étendue de la zone géographique étudiée et à la circulation des masses d'eau communes (lac Buyo) au sein des trois plaines (N'Dri, 2020). En effet, les milieux relativement proches les uns des autres bénéficient généralement des mêmes facteurs climatiques tels que la température, les précipitations et l'humidité de l'air qui sont à la base de la variabilité des paramètres physicochimiques des hydrosystèmes (Yapo *et al.*, 2008 ; Aliko, 2012).

Contrairement à la variabilité spatiale, les paramètres étudiés sont tous marqués d'une hétérogénéité saisonnière, à l'exception du pH dans l'ensemble des plaines étudiées. Cette homogénéité du pH pourrait s'expliquer essentiellement par un apport régulier des eaux fraîches au sein des plaines étudiées d'une part, et par la particularité des plaines d'inondation à fonctionner comme des zones tampons d'autre part (Salencon & Calmels, 1994). En effet, les précipitations abondantes de la zone d'étude, dues à la présence de la forêt du Parc National de Tai (PNT), entraînerait constamment une dilution des processus biologiques ou chimiques liés à une quelconque modification du pH dans ces milieux. Aussi, le caractère réceptacle dont font preuve les plaines d'inondation, abritant les alluvions des cours d'eau très riches en minéraux, leur confère des fonctions tampon, capables de stabiliser le pH en absorbant ou en émettant des ions H^+ ou OH^- . Par ailleurs, la présence permanente des végétaux aquatiques ou terrestres dans les habitats des plaines inondables peut contribuer à la

stabilisation du pH en absorbant le CO² et en libérant conséquemment de l'oxygène dissous dans le milieu. Enfin, la proximité du PNT garantit une relative stabilité des conditions climatiques pendant les saisons de crues, des hautes eaux et de décrue qui limiterait les influences sur la variation significative du pH.

A l'opposé, l'hétérogénéité de l'ensemble des paramètres physicochimiques au cours des saisons hydrologiques du lac Buyo serait liée au résultat des interactions entre les fluctuations du débit des apports en eau et en nutriments du lac Buyo, les activités biologiques et les facteurs climatiques (Dudgeon, 2002 ; Aliko, 2012). D'abord, la variation du débit des cours d'eau qui alimentent le lac Buyo (fleuve Sassandra, rivière N'zo) au cours des trois saisons définies, joue un rôle crucial dans le transport des solides dissous et des nutriments provenant du bassin versant. Pendant les saisons de crue et des hautes eaux, le débit plus élevé de ces cours d'eau entraînerait une dilution des solides dissous et une augmentation de la turbidité dont l'évolution est inverse à la transparence des eaux du lac qui inondent les plaines étudiées. À l'inverse, pendant les saisons de décrue, le débit peut diminuer, favorisant la concentration élevée des solides dissous dans les eaux des plaines. La différence de nature et de la charge des nutriments transportés au cours des saisons hydrologiques du lac Buyo contribuerait également à la variabilité de plusieurs paramètres physicochimiques au sein des plaines (Smith *et al.*, 2008). Par exemple, le lessivage des nutriments des sols agricoles environnants et des campements ou zones riveraines durant la saison de crue augmenterait la concentration en solides dissous et en matières organiques dans les plaines. Cette différence de concentration, ainsi que des activités biologiques telles que la photosynthèse des végétaux et autres organismes aquatiques dont les intensités varient d'une saison hydrologique à une autre, pourrait influencer le niveau d'oxygène dissous entre ces saisons.

Relativement aux paramètres biotiques des habitats prospectés, les copépodes et les insectes sont les organismes les plus rencontrés dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Ces derniers renferment respectivement 86,2% du zooplancton et 81,44% des macroinvertébrés. La prédominance de ces deux organismes dans les plaines serait imputée à leur capacité commune à s'adapter aux conditions changeantes des milieux, à leur régime alimentaire généraliste, leur mobilité et dispersion, ainsi que leur résistance aux conditions extrêmes (Vranovský *et al.*, 1997 ; Dunbar *et al.*, 2010 ; Varandas & Cortes, 2010 ; Joseph *et al.*, 2012). En effet, les copépodes et les insectes sont remarquables pour leur capacité à s'adapter à des conditions environnementales variables, faisant d'eux des organismes bien adaptés aux habitats temporaires des plaines d'inondation. Leur cycle de vie court (quelques semaines à

quelques mois), ainsi que la résistance et l'abondance de leurs œufs fait de ces organismes, des colonisateurs efficaces des habitats aquatiques temporaires engendrés par les fluctuations rapides du niveau des eaux dans les plaines d'inondation (Dunbar *et al.*, 2010 ; Varandas & Cortes, 2010). Par ailleurs, les copépodes et les insectes disposent de moyens efficaces de dispersion tels que les migrations horizontales et nyctémérales pour les copépodes, le vol ainsi que la flottaison pour les insectes, permettant une colonisation rapide des nouveaux habitats des plaines d'inondation en cas de conditions favorables. Il faudrait aussi noter que le mode de vie transitoire à travers plusieurs stades larvaires aquatiques des insectes leur fournit un avantage démographique dans la colonisation de nouveaux habitats et des environnements aquatiques temporaires.

Pour ce qui concerne les interactions au sein de l'environnement des plaines étudiées, des corrélations positives sont observées entre les différents groupes de zooplancton. Cette concomitance de l'évolution quantitative de ces taxons pourrait traduire l'existence de niches écologiques similaires pour ces derniers et d'une éventuelle stabilité écologique des plaines d'inondation étudiées (Konan *et al.*, 2008 ; Diomandé *et al.*, 2009). En effet, en tant que plancton filtrants ou brouteurs, ces trois groupes zooplanctoniques pourraient proliférer simultanément dans des milieux de conditions favorables à leurs ressources alimentaires communes (Monney *et al.*, 2016). Ainsi, les rotifères et les cladocères peuvent se nourrir des mêmes ressources alimentaires que les copépodes, favorisant leur coexistence et les corrélations positives observées dans cette étude. De plus, ces organismes peuvent également se nourrir de prédateurs potentiels les uns des autres, régulant indirectement leurs populations de façon concomitante.

III.2. STRUCTURE DU PEUPLEMENT ICTHYOLOGIQUE DES PLAINES INONDABLES ETUDIÉES

III.2.1. Résultats

III.2.1.1. Composition taxonomique

III.2.1.1.1. Richesse spécifique

(a). Richesse spécifique estimée et effort d'échantillonnage

Les courbes de la richesse spécifique cumulée au cours des campagnes d'échantillonnage réalisées dans les trois plaines étudiées sont présentées par la figure 42. Au total, 22 espèces ont été recensées dans la plaine Néma, 29 espèces dans la plaine Libériakôbro et 31 espèces au sein de la plaine Gah. Selon l'estimateur Chao 2 (R_s 2), les richesses maximales sont estimées à 31, 34 et 35 espèces, respectivement au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Ces valeurs indiquées par Chao 2 qui sont toutes supérieures à celles de la richesse spécifique observée (R_s) dans chacune des trois plaines, indiquent des efforts d'échantillonnage correspondant respectivement à 74,19% (Néma), 85,29% (Libériakôbro) et à 88,57% (Gah) au cours des échantillonnages réalisés. Par ailleurs, les richesses spécifiques observées sont toutes supérieures aux richesses spécifiques minimales estimées par Jack-nife 1 (R_s 1) dans chacune des trois plaines étudiées.

(b). Richesse spécifique observée

La composition taxonomique des trois plaines est présentée dans le tableau XV. Au total, 37 espèces réparties en 22 genres, 14 familles et 07 ordres ont été recensées. De façon spécifique, on dénombre 22 espèces au sein de Néma, réparties en 15 genres, 11 familles et 7 ordres. Dans la plaine Libériakôbro par contre, 29 espèces réparties en 18 genres, 12 familles et 7 ordres ont été recensées. En revanche, 31 espèces réparties en 19 genres, 11 familles et 7 ordres ont été enregistrés dans la plaine Gah. La famille des Cichlidae est la plus diversifiée dans toutes les trois plaines d'inondation (Figure 42). Cette famille renferme 5 espèces respectivement au sein des plaines Néma (22,72%) et Gah (16,13%), et 6 espèces (20,68%) dans la plaine Libériakôbro. Dans la plaine Gah spécifiquement, la famille des Cichlidae a la même contribution (16,13%) du point de vue qualitative que celle des Cyprinidae.

Concernant les autres familles, les Alestidae et les Clariidae renferment chacune 3 espèces, soit 13,64% des espèces dans la plaine Néma et sont les plus diversifiés à la suite des Cichlidae. Elles sont suivies des Claroteidae, des Schilbeidae et des Cyprinidae qui renferment chacune 2 espèces, soit 9,1% de la richesse. Les familles telles que les Mochokidae, les Arapaïmidae, les Mormyridae, les Latidae et les Dorosomatidae sont monospécifiques au sein de cette plaine et représentent chacune 4,55% des espèces.

Dans la plaine Libériakôbro par contre, les Cichlidae sont suivis par les Clariidae et les Alestidae, constituées chacune de 4 espèces, soit 13,79%. Ensuite viennent les Mormyridae et les Cyprinidae, renfermant chacune 3 espèces, soit 10,34% du peuplement, puis les Claroteidae et les Schilbeidae, avec chacune 2 espèces, soit 6,9%. Les familles telles que les Malapteruridae, les Dorosomatidae, les Arapaïmidae et les Latidae sont les moins diversifiées avec une seule espèce (3,45%) chacune.

Du côté de la plaine Gah, contrairement aux deux plaines Néma et Libériakôbro, les Cichlidae et les Cyprinidae sont plutôt suivis des Mormyridae et des Alestidae qui regroupe 4 espèces, soit 12,9% chacune. On constate par la suite la dominance des Claroteidae et des Clariidae, constituées chacune de 3 espèces, soit 9,68%. Ensuite, viennent les Schilbeidae et les Mochokidae, avec chacune 2 espèces, soit 6,45%. Enfin, les familles des Hepsetidae, des Latidae et des Dorosomatidae sont monospécifiques dans cette plaine, avec une contribution individuelle de 3,22%.

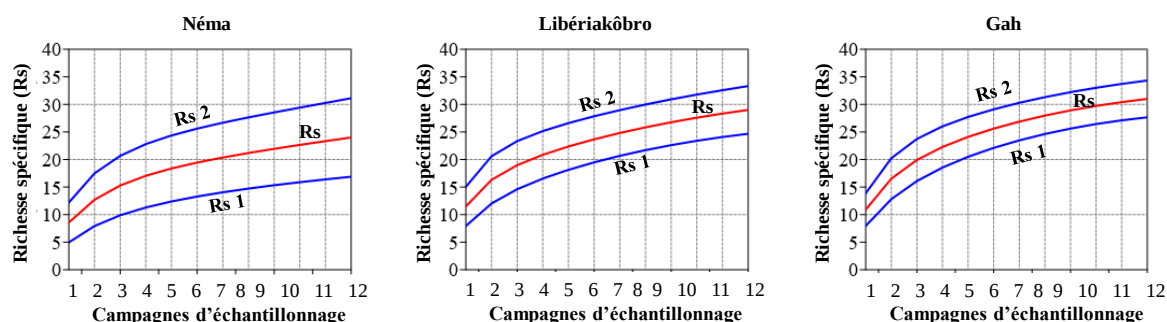


Figure 42 : Courbe d'accumulation de la richesse spécifique durant les 12 campagnes d'échantillonnage réalisées dans chacune des trois plaines étudiées

Rs : Richesse spécifique observée ; Rs 1 : Richesse spécifique estimée par Jack-knife 2 ; Rs 2 : Richesse spécifique estimée par Chao

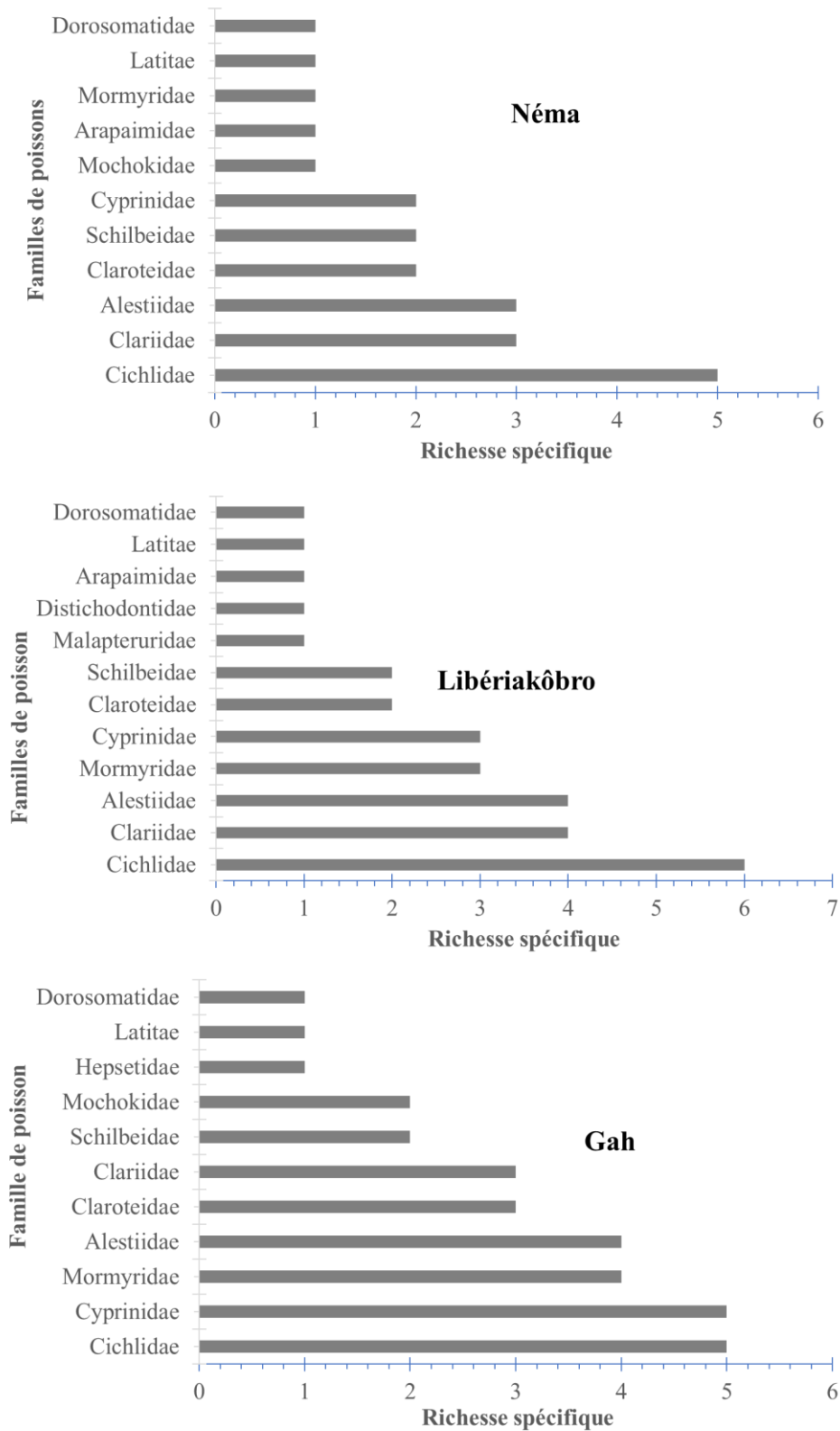


Figure 43 : Contribution des familles dans la diversité spécifique de l'ichtyofaune des trois plaines Néma, Libériakôbro et Gah

Tableau XVII : Composition et distribution spatiale de l'ichtyofaune des plaines d'inondation étudiées

Ordre	Famille	Espèce (nom binomial)	Néma	Libériakôbro	Gah
Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
		<i>Coptodon zillii</i> (Gervais, 1848)	+	+	+
		<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill, 1862)	+	+	+
		<i>Hemichromis fasciatus</i> Peters, 1857	+	+	+
		<i>Sarotherodon galilaeus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
		<i>Sarotherodon melanotheron</i> Rüppell, 1852	-	+	-
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Enteromius ablabe</i> (Bleeker, 1863)	+	+	+
		<i>Enteromius macrops</i> (Boulenger, 1911)	+	+	+
		<i>Enteromius trispilos</i> (Bleeker, 1863)	-	-	+
		<i>Labeo coubie</i> Rüppell, 1832	-	-	+
		<i>Labeo parvus</i> Boulenger, 1902	-	+	+
Characiformes	Alestiidae	<i>Brachyalestes imberi</i> (Peters, 1852)	-	+	+
		<i>Bryconalestes longipinnis</i> (Günther, 1864)	+	+	+
		<i>Brycinus macrolepidotus</i> Valenciennes, 1850	+	+	+
		<i>Brachyalestes nurse</i> (Rüppell, 1832)	+	+	+
	Hepsetidae	<i>Hepsetus odoe</i> (Bloch, 1794)	-	-	+
	Distichodontidae	<i>Distichodus rostratus</i> Günther, 1864	-	+	-
Osteoglossiformes	Arapaimidae	<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)	+	+	-
	Mormyridae	<i>Marcusenius senegalensis</i> (Steindachner, 1870)	-	+	+

Ordre	Famille	Espèce (nom binomial)	Néma	Libériakôbro	Gah
		<i>Marcusenius ussheri</i> (Günther, 1867)	-	+	-
		<i>Mormyrus rume</i> Valenciennes, 1847	-	+	+
		<i>Petrocephalus bovei</i> (Valenciennes, 1847)	-	-	+
		<i>Pollimyrus isidori</i> (Valenciennes, 1847)	+	-	+
Siluriformes	Clariidae	<i>Heterobranchus isopterus</i> Bleeker, 1863	+	+	+
		<i>Heterobranchus longifilis</i> Valenciennes, 1840	-	+	-
		<i>Clarias anguillaris</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
		<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	+	+	+
	Claroteidae	<i>Chrysichthys johnelsi</i> Daget, 1959	+	+	+
		<i>Chrysichthys maurus</i> (Valenciennes, 1840)	-	-	+
		<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> (Lacepède, 1803)	+	+	+
	Schilbeidae	<i>Schilbe intermedius</i> Rüppell, 1832	+	+	+
		<i>Schilbe mandibularis</i> (Günther, 1867)	+	+	+
	Mochokidae	<i>Synodontis koensis</i> Pellegrin, 1933	+	-	+
		<i>Synodontis punctifer</i> Daget, 1965	-	-	+
	Malapteruridae	<i>Malapterurus electricus</i> (Gmelin, 1789)	-	+	-
Perciformes	Latidae	<i>Lates niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
Clupeiformes	Dorosomatidae	<i>Pellonula leonensis</i> Boulenger, 1916	+	+	+
7	14	37	22	29	31

+ : Presence du taxon ; - : Absence du taxon

III.2.1.1.2. Variabilités spatiales de la richesse spécifique

La variabilité spatiale de la richesse spécifique des plaines étudiées est présentée par la figure 43. La richesse spécifique minimale ($R_s = 03$) est observée dans les plaines Néma et Gah, tandis que la richesse maximale observée ($R_s = 17$) est obtenue au sein de Gah. Cette richesse connaît une différence significative entre la plaine Néma et les plaines Libériakôbro et Gah (Kruskal-wallis ; $P = 0,02$). Les plus faibles richesses de l'ichtyofaune sont observées au sein de Néma, pour une médiane de 8 espèces, et les richesses spécifiques les plus élevées sont observées, dans Libériakôbro et Gah, avec des valeurs médianes respectives de 12 et de 11,5.

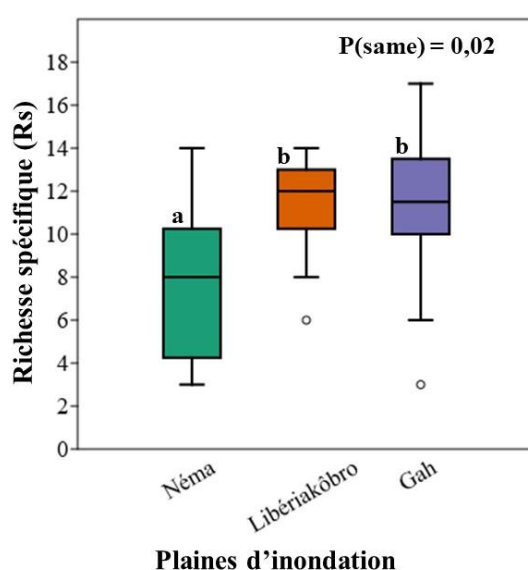


Figure 44 : Variations spatiales de la richesse spécifique de l'ichtyofaune des plaines d'inondation étudiées

III.2.1.1.3. Variations mensuelle et saisonnière de la richesse spécifique

L'évolution mensuelle de la richesse spécifique des plaines étudiées est illustrée par la figure 44. De façon générale, deux pics de la richesse spécifique sont observés dans les plaines Néma, Libériakobro et Gah. Le premier pic ($R_s = 8$ à Néma, $R_s = 13$ à Libériakôbro et $R_s = 17$ à Gah) est observable pendant le mois de juin, tandis que le second ($R_s = 14$ dans toutes les plaines) s'observe en octobre pour les plaines Néma et Libériakôbro, et en janvier pour la plaine Gah. Les richesses spécifiques minimales sont observées en mai pour les plaines Néma ($R_s = 3$) et Gah ($R_s = 3$) et en juillet pour Libériakôbro ($R_s = 6$). Les variations mensuelles de la richesse spécifique sont relativement faibles entre les mois d'octobre et de mars dans

chaque plaine étudiée. À partir de mars, la richesse spécifique connaît une chute jusqu'en mai avant de croître à nouveau en juin.

Cependant, une variation significative ($P < 0,05$) de la richesse spécifique est observée entre les saisons hydrologiques dans la plaine Libériakôbro uniquement. La richesse spécifique ne connaît aucune différence significative d'une saison à une autre au sein des plaines Néma et Gah ($P > 0,05$). Les plus faibles richesses spécifiques dans la plaine Libériakôbro sont observables au cours de la saison de décrue (BE-D) avec une valeur médiane $R_s = 09$, et les richesses les plus élevées, pendant la HE pour une médiane $R_s = 13$ (Figure 45).

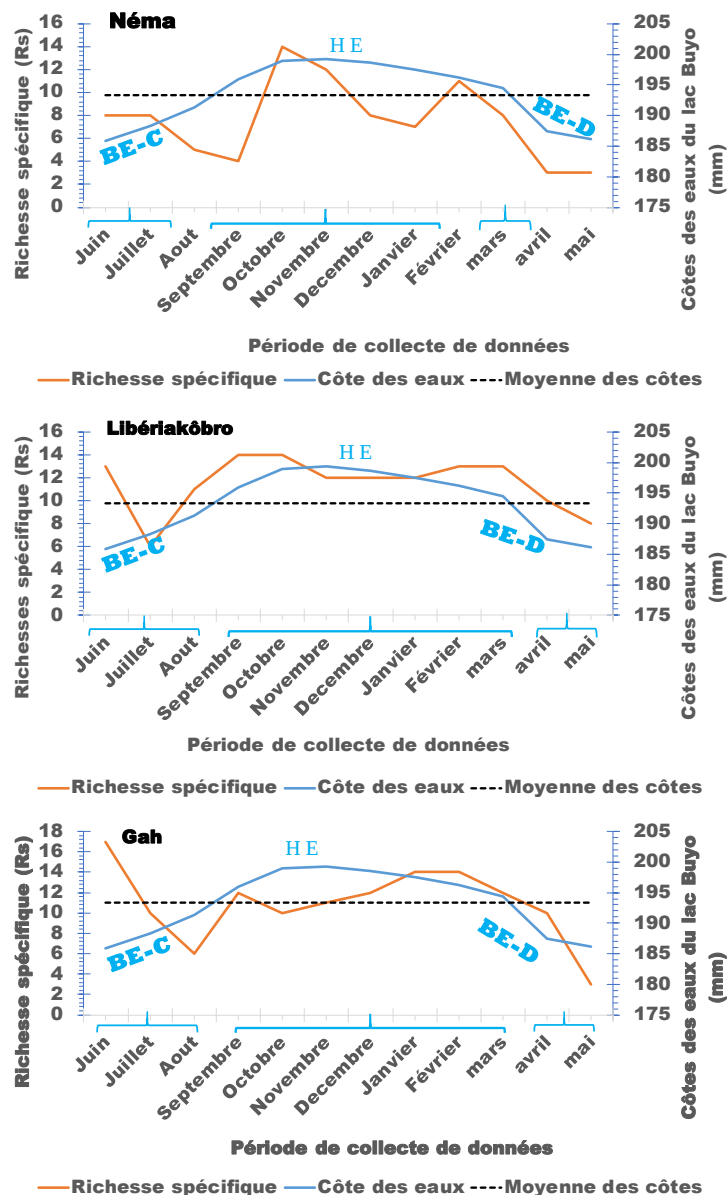


Figure 45 : Variations mensuelles de la richesse spécifique des plaines étudiées

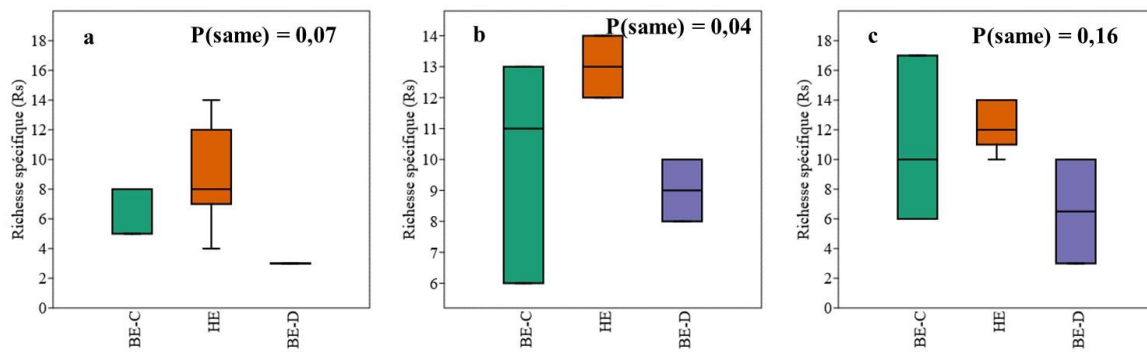


Figure 46 : Variabilités saisonnières de la richesse spécifique des plaines d'inondation étudiées

a : Plaine d'inondation Néma ; **b** : Plaine d'inondation Libériakôbro, **c** : Plaine d'inondation Gah

III.2.1.1.4. Fréquences et classes d'occurrence des espèces rencontrées

L'analyse de la fréquence d'occurrence des espèces des plaines d'inondation étudiées a révélé trois classes d'occurrence dans l'ensemble du peuplement ichthyologique (Tableau XVI). Il s'agit des classes des espèces dites fréquentes ou constantes, accessoires et accidentelles. Les espèces accidentelles sont majoritairement rencontrées dans les plaines Néma et Gah, tandis que la plaine Libériakôbro a permis d'observer autant d'espèces accidentelles que d'espèces constantes (Figure 46).

On dénombre huit (08) espèces accidentelles au sein de Néma, soit 36,36% de sa richesse spécifique, contre huit (08) espèces constantes (36,36%) et six (06) espèces accessoires (27,27%). Dans la plaine Gah par contre, l'on dénombre quatorze (14) espèces accidentelles (45,16%), onze (11) espèces constantes (35,48%) et six (06) espèces accessoires (19,36%). Concernant la plaine Libériakôbro, les espèces accidentelles et constantes sont constituées de treize (13) espèces chacune, soit 44,83% de la richesse spécifique. Les espèces accessoires sont seulement au nombre de 3 dans cette plaine, soit 10,34% de sa richesse spécifique.

Au nombre des espèces constantes observées dans les trois plaines, six (06) espèces, soit 15,79% de la richesse spécifique totale sont à la fois constantes dans toutes les plaines étudiées. Il s'agit des espèces *Brachyalestes nurse*, *Coptodons zillii*, *Enteromius ablabes*, *Enteromius macrops*, *Hemichromis fasciatus* et *Pellonula leonensis*. Les espèces constantes *Brycinus macrolepidontus*, *Chrysichtys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus*, au nombre de trois (03), soit 7,89%, sont constantes chacune dans deux plaines différentes. Les espèces *Brycinus macrolepidontus* et *Chrysichtys nigrodigitatus* sont constantes à la fois dans les

plaines Libériakôbro et Gah, tandis que l'espèce *Oreochromis niloticus* est constante dans les plaines Néma et Libériakôbro. Enfin, huit (08) autres espèces constantes sont réparties entre les plaines. Il s'agit d'une espèce (*Clarias gariepinus*) dans la plaine Néma, de quatre (04) espèces (*Lates niloticus*, *Mormyrus rume*, *Sarotherodon galilaeus* et *Schilbe mandibularis*) dans la plaine Libériakôbro et de trois (03) espèces (*Bryconalestes longipinnis*, *Pollimyrus isidori* et *Hemichromis bimaculatus*) dans la plaine Gah.

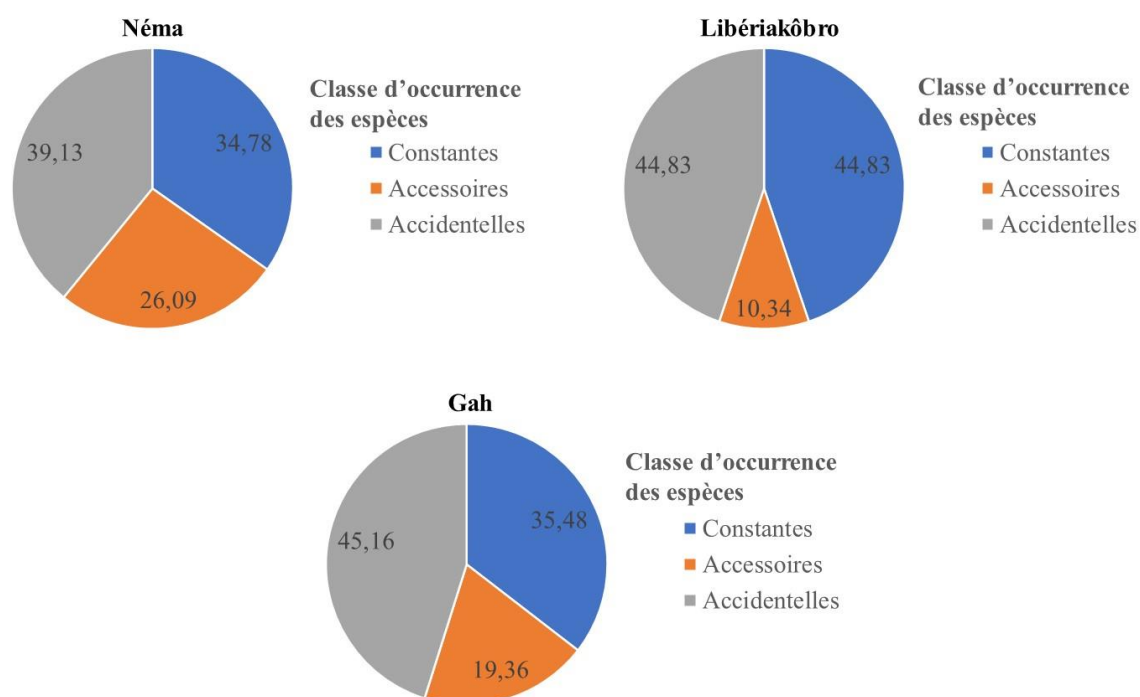


Figure 47 : Proportion des différentes classes d'occurrence dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah

Tableau XVIII : Fréquences et classes d'occurrence des espèces rencontrées dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah

Espèces	Néma		Libériakôbro		Gah	
	F (%)	Classe	F (%)	Classe	F (%)	Classe
<i>Heterobranchus isopterus</i> Bleeker, 1863	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle
<i>Heterobranchus longifilis</i> Valenciennes, 1840	-	-	8,33	Accidentelle	-	-
<i>Clarias anguillaris</i> (Linnaeus, 1758)	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	50	Constante	41,67	Accessoire	25	Accessoire
<i>Chrysichthys johnelsi</i> Daget, 1959	8,33	Accidentelle	16,67	Accidentelle	16,67	Accidentelle
<i>Chrysichthys maurus</i> (Valenciennes, 1840)	-	-	-	-	8,33	Accidentelle
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> (Lacepède, 1803)	25	Accessoire	83,33	Constante	58,33	Constante
<i>Schilbe intermedius</i> Rüppell, 1832	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle	25	Accessoire
<i>Schilbe mandibularis</i> (Günther, 1867)	33,33	Accessoire	66,67	Constante	41,67	Accessoire
<i>Synodontis koensis</i> Pellegrin, 1933	8,33	Accidentelle	-	-	25	Accessoire
<i>Synodontis punctifer</i> Daget, 1965	-	-	-	-	16,67	Accidentelle
<i>Malapterurus electricus</i> (Gmelin, 1789)	-	-	8,33	Accidentelle	-	-
<i>Brachyalestes imberi</i> (Peters, 1852)	-	-	16,67	Accidentelle	16,67	Accidentelle
<i>Bryconalestes longipinnis</i> (Günther, 1864)	16,67	Accidentelle	16,67	Accidentelle	83,33	Constante
<i>Brycinus macrolepidotus</i> Valenciennes, 1850	41,67	Accessoire	50	Constante	58,33	Constante
<i>Brachyalestes nurse</i> (Rüppell, 1832)	50	Constante	75	Constante	58,33	Constante
<i>Hepsetus odoe</i> (Bloch, 1794)	-	-	-	-	8,33	Accidentelle
<i>Distichodus rostratus</i> Günther, 1864	-	-	25	Accessoire	-	-
<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)	25	Accessoire	16,67	Accidentelle	-	-
<i>Marcusenius senegalensis</i> (Steindachner, 1870)	-	-	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle
<i>Marcusenius ussheri</i> (Günther, 1867)	-	-	8,33	Accidentelle	-	-
<i>Mormyrus rume</i> Valenciennes, 1847	-	-	50	Constante	16,67	Accidentelle
<i>Petrocephalus bovei</i> (Valenciennes, 1847)	-	-	-	-	41,67	Accessoire
<i>Pollimyrus isidori</i> (Valenciennes, 1847)	8,33	Accidentelle	-	-	58,33	Constante
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	83,33	Constante	75	Constante	41,67	Accessoire
<i>Coptodon zillii</i> (Gervais, 1848)	50	Constante	58,33	Constante	50	Constante
<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill, 1862)	8,33	Accidentelle	25	Accessoire	50	Constante

Espèces	Néma		Libériakôbro		Gah	
<i>Hemichromis fasciatus</i> Peters, 1857	58,33	Constante	83,33	Constante	75	Constante
<i>Sarotherodon galilaeus</i> (Linnaeus, 1758)	25	Accessoire	50	Constante	16,67	Accidentelle
<i>Sarotherodon melanotheron</i> Rüppell, 1852	-	-	16,67	Accidentelle	-	-
<i>Enteromius ablabes</i> (Bleeker, 1863)	58,33	Constante	66,67	Constante	66,66	Constante
<i>Enteromius macrops</i> (Boulenger, 1911)	83,33	Constante	91,67	Constante	83,33	Constante
<i>Enteromius trispilos</i> (Bleeker, 1863)	-	-	-	-	16,67	Accidentelle
<i>Labeo coubie</i> Rüppell, 1832	-	-	-	-	8,33	Accidentelle
<i>Labeo parvus</i> Boulenger, 1902	-	-	8,33	Accidentelle	8,33	Accidentelle
<i>Lates niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	41,67	Accessoire	83,33	Constante	16,67	Accidentelle
<i>Pellonula leonensis</i> Boulenger, 1916	50	Constante	75	Constante	75	Constante

- : absence du taxon dans la plaine d'inondation concernée

III.2.1.1.5. Similarité taxonomique des plaines d'inondation

La similarité taxonomique entre les trois plaines d'inondation étudiées est présentée par le tableau XVII. Pour l'ensemble de ces plaines, l'analyse de l'occurrence et de la distribution des espèces indiquent des similarités taxonomiques entre les peuplements ichtyologiques des plaines étudiées. Les valeurs de l'indice de similarité de Jaccard (J) sont comprises entre 0,62 et 0,64.

La plaine Libériakôbro présente un indice de similarité de Jaccard $J = 0,62$ avec chacune des plaines Néma et Gah. Quant à la similarité taxonomique entre Néma et Gah, l'indice de Jaccard correspond à $J = 0,64$.

L'analyse des 37 espèces que constituent l'ichtyofaune des trois plaines étudiées indique que 50% (19 espèces) de la faune sont communes aux trois plaines étudiées, 18,42% (7 espèces) sont communes à deux plaines différentes et 31,58% (12 espèces) sont spécifiques à chacune des plaines (Figure 47).

Les 19 espèces communes aux trois plaines sont constituées de 88,23% des espèces constantes rencontrées (soit 15 espèces) et 16% des espèces accidentelles (4 espèces). Ces espèces communes aux plaines étudiées sont représentées par *Bryconalestes longipinnis*, *Brycinus macrolepidontus*, *Brachyalestes nurse*, *Chrysichtys johnelsis*, *Chrysichtys nigrodigitatus*, *Clarias anguilaris*, *Clarias gariepinus*, *Coptodon zillii*, *Enteromius ablakes*, *Enteromius macrops*, *Hemichromis bimaculatus*, *Hemichromis fasciatus*, *Heterobranchus isopterus*, *Lates niloticus*, *Oreochromis niloticus*, *Pellonula leonensis*, *Sarotherodon galilaeus*, *Schilbe intermedius* et *Schilbe mandibularis*.

Les 7 espèces communes à deux plaines, quant à elles, ne sont composées que des espèces accidentelles telles que *Brachyalestes imberi*, *Heterotis niloticus*, *Labeo parvus*, *Marcusenius senegalensis*, *Mormyrus rume*, *Pollimyrus isidori* et de *Synodontis koensis*. L'espèce *Heterotis niloticus* est simultanément observée dans les plaines Néma et Libériakôbro, tandis que les espèces *Brachyalestes imberi*, *Labeo parvus*, *Marcusenius senegalensis* et *Mormyrus rume* sont rencontrées aussi bien dans la plaine Libériakôbro que dans la plaine Gah. Quant aux espèces *Synodontis koensis* et *Pollimyrus isidori*, elles sont communes aux plaines Néma et Gah.

Relativement aux 12 espèces spécifiques à chacune des trois plaines, elles se composent de 40% des espèces accidentelles (10 espèces) et de 15,38% des espèces accessoires (2 espèces). On pourrait ainsi remarquer la présence de *Chrysichtys maurus*, *Enteromius trispilos*,

Hepsetus odoe, *Labeo courbie*, *Petrocephalus bovei* et *Synodontis punctifer* au sein de la plaine Gah uniquement. Concernant la plaine Libériakôbro, elle abrite de façon spécifique les espèces telles que *Distichodus rostratus*, *Heterobranchus longifilis*, *Malapterurus electricus*, *Marcusenius ussheri* et *Sarotherodon melanotheron*.

Tableau XIX : Indices de similarités taxonomiques de Jaccard des peuplements ichtyologiques des plaines d'inondation étudiées

Plaines d'inondation	Néma	Libériakôbro	Gah
Néma	1		
Libériakôbro	0,62	1	
Gah	0,64	0,62	1

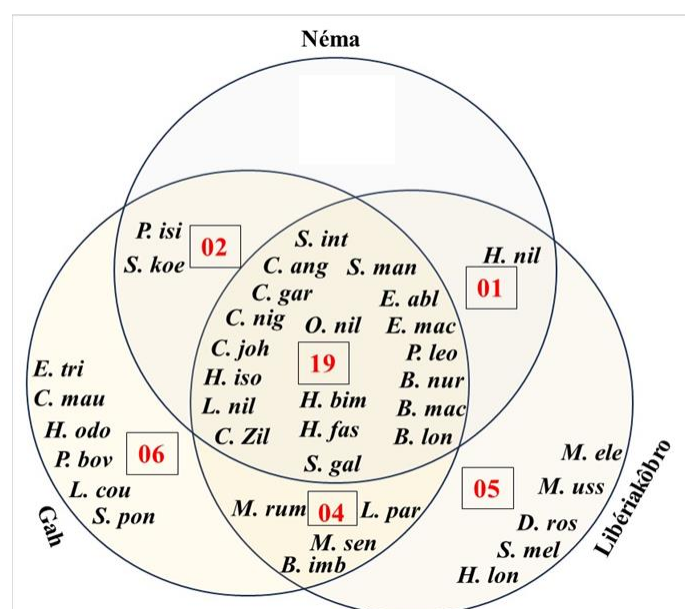


Figure 48 : Spécificité des différentes espèces observées vis à vis des trois plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah

B. lon : *Bryconalestes longipinniss*, *S. pon* : *Synodontis punctifer*, *C. mau* : *Chrysichtys maurus*, *P. bov* : *Petrocephalus bovei*, *E. tri* : *Enteromius trispilos*, *L. cou* : *Labeo courbi*, *H. odo* : *Hepsetus odoe*, *B. nur* : *Brachyalestes nurse*, *B. imb* : *Brachyalestes imberi*, *B. mac* : *Brycinus macrolepidontus*, *C. joh* : *Chrysichtys johnelsis*, *H. bim* : *Hemichromis bimaculatus*, *H. fas* : *Hemichromis fasciatus*, *L. par* : *Labeo parvus*, *M. sen* : *Marcusenius senegalensis*, *S. mel* : *Sarotherodon melanotheron*, *C. ang* : *Clarias angularis*, *L. nil* : *Lates niloticus*, *C. nig* : *Chrysichtys nigrodigitatus*, *P. isi* : *Pollymirus isidori*, *M. rum* : *Mormyrus rume*, *M. uss* : *Marcusenius ussheri*, *H. lon* : *Heterobranchus longifilis*, *D. ros* : *Distichodus rostratus*, *S. man* : *Schilbe mandibularis*, *M. ele* : *Malapterurus electricus*, *O. nil* : *Oreochromis niloticus*, *S. gal* : *Sarotherodon galilaeus*, *E. abl* : *Enteromius ablakes*, *H. iso* : *Heterobranchus isopterus*, *H. nil* : *Heterotis niloticus*, *C. gar* : *Clarias gariepinus*, *S. int* : *Schilbe intermedius*, *S. koe* : *Synodontis koensis*

III.2.1.2. Structure des peuplements

III.2.1.2.1. Abondances relatives des taxons

(a). Variations spatiales

La contribution des taxons dans l'abondance relative (Ar) des familles de poisson rencontrées dans les plaines étudiées est présentée par la figure 49. La famille des Cyprinidae domine le peuplement dans les trois plaines. Elle renferme 72,63% (1828 spécimens), 58,02% (1526 spécimens) et 55,13% (2872 spécimens) de l'ichtyofaune, respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Secondairement, suivent les Dorosomatidae et les Cichlidae dans des proportions respectives de 14,42 et 4,69% au niveau de la plaine Néma, puis 17,11 et 7,26% au sein de Libériakôbro. Dans la plaine Gah, les Cyprinidae sont plutôt suivis par les Alestiidae (28,57%) et Dorosomatidae (11,37%). Ensuite, on remarque la faible contribution des autres familles ($Ar < 3\%$) dans les plaines Néma et Gah avec des abondances relatives totales de 8,26 et 4,93% de façon respective. Ces taxons sont composés par les Alestiidae, les Latitae, les Clariidae, les Schilbeidae, les Mochokidae, les Claroteidae, les Arapaimidae et les Mormyridae au sein de Néma, puis par les Cichlidae, les Schilbeidae, les Mormyridae, les Claroteidae, les Mochokidae, les Clariidae, les Latitae et les Hepsetidae dans la plaine Gah.

Les familles telles que les Alestiidae (7,07%), les Schilbeidae (4,07%), les Latitae (3,16%) sont moins abondantes dans la plaine Libériakôbro tandis que les autres familles sont très faiblement représentées. Ces dernières représentent au total 3,31% du peuplement ichtyologique de ce milieu et se composent des Claroteidae, des Clariidae, des Mormyridae, des Distichodontidae, des Arapaimidae et des Malapteruridae.

Au niveau de l'abondance relative des espèces, *Enteromius macrops* domine le peuplement dans chacune des plaines étudiées (Tableau XVIII). Cette espèce constitue 41,79% du peuplement de Néma, soit 1052 spécimens, 39,89% (1049 spécimens) de celui de Libériakôbro et 48,13% (2507 spécimens) de la plaine Gah.

Quant aux espèces secondairement abondantes, elles sont représentées par :

- *Enteromius ablabes* (30,83%, soit 776 spécimens) et *Pellonula leonensis* (14,42%, soit 363 spécimens) dans la plaine Néma ;
- *Enteromius ablabes* (18,1%, soit 476 spécimens), *Pellonula leonensis* (17,11%, soit 450 spécimens), *Brachyalestes nurse* (5,47%, soit 144 spécimens), *Schilbe*

mandibularis (4,03%, 106 spécimens) et *Lates niloticus* (3,16%, 83) dans la plaine Libériakôbro ;

- *Bryconalestes longipinnis* (22,9%, soit 1193 spécimens), *Pellonula leonensis* (11,36%, soit 592 spécimens), *Enteromius ablabes* (6,87%, soit 358 spécimens), *Brachyalestes nurse* (4,63%, soit 241 spécimens) dans la plaine Gah.

Toutes les autres espèces non citées sont faiblement représentées dans les captures avec des proportions totales respectives de 12,95%, soit 326 spécimens, 12,24%, soit 322 spécimens et 6,11%, soit 318 spécimens respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.

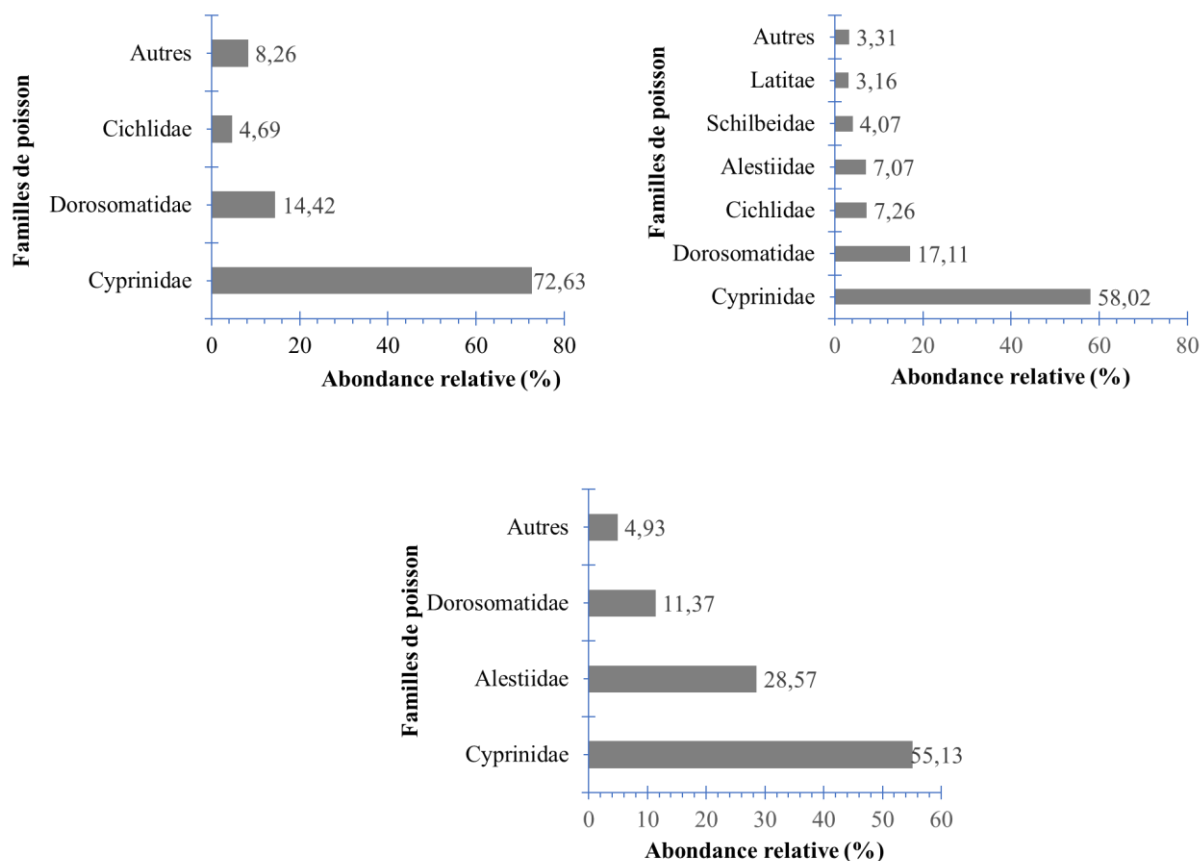


Figure 49 : Proportion des taxons dans l'abondance du peuplement des plaines Néma, Libériakôbro et Gah

Tableau XX : Abondance relative et pourcentage cumulé des espèces rencontrées dans les plaines étudiées

Plaines d'inondation	Espèce	Abondance absolue	Abondance relative (%)
Néma	<i>Enteromius macrops</i>	1052	41,8
	<i>Enteromius ablabes</i>	776	30,83
	<i>Pellonula leonensis</i>	363	14,42
	Autres	326	12,95
Libériakôbro	<i>Enteromius macrops</i>	1049	39,89
	<i>Enteromius ablabes</i>	476	18,1
	<i>Pellonula leonensis</i>	450	17,11
	<i>Brachyalestes nurse</i>	144	5,47
	<i>Schilbe mandibularis</i>	106	4,03
	<i>Lates niloticus</i>	83	3,16
	Autres	322	12,24
Gah	<i>Enteromius macrops</i>	2507	48,13
	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	1193	22,9
	<i>Pellonula leonensis</i>	592	11,36
	<i>Enteromius ablabes</i>	358	6,87
	<i>Brachyalestes nurse</i>	241	4,63
	Autres	318	6,11

(b). Variations saisonnières

Les variations saisonnières de l'abondance relative des différentes familles de poisson rencontrées dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah sont présentées respectivement par les figures 50, 51 et 52. En général, les Cyprinidae dominant le peuplement durant toutes les saisons hydrologiques et leur contribution connaît une diminution pendant la saison des hautes eaux (HE) dans toutes les plaines. De façon spécifique, on peut remarquer au sein des plaines Néma et Libériakôbro, une augmentation de la proportion de la famille des Dorosomatidae de la saison des crues (BE-C) à la saison des hautes eaux (HE). A l'opposé, une diminution de la proportion de cette famille est constatée dans la plaine Gah au cours des mêmes saisons hydrologique. Aussi, la proportion des Cichlidae connaît une augmentation de la HE à la saison de décrue (BE-D) dans la plaine Néma et de la BE-C à la HE, au sein de la plaine Gah. La proportion des alestidae quant à elle, connaît une augmentation de la BE-C à la HE dans les plaines Néma et Gah, tandis que les Schilbeidae voient plutôt leur proportion diminuer de la BE-C à la saison des HE dans la plaine Libériakôbro.

Concernant à l'abondance des espèces, *Enteromius macrops* domine le peuplement durant toutes les saisons hydrologiques et dans toutes les trois plaines étudiées, à l'exception de la saison des hautes eaux dans la plaine Néma où *Pellonula leonensis* est la plus abondante et pendant la saison des crues dans la plaine Libériakôbro avec une abondance particulière de *Enteromius ablabes* (Tableaux XIX, XX, XXI).

Relativement aux espèces secondairement abondantes dans la plaine Néma, on trouve *Enteromius ablabes*. En association avec *Enteromius macrops*, ces deux espèces représentent 90,99% des espèces capturées en saison des crues (BE-C). En saison des hautes eaux (HE), se sont plutôt *Enteromius macrops* et *Enteromius ablabes* qui abondent secondairement et constituent avec *Pellonula leonensis*, près de $\frac{3}{4}$ des captures (74,91%). Enfin, en saison de décrue (BE-D), *Oreochromis niloticus* et *Enteromius ablabes* sont secondairement abondants. En association avec *Enteromius macrops*, elles représentent 83,33% des captures.

Dans la plaine Libériakôbro, la saison des crues (BE-C) est marquée secondairement par l'abondance de *Enteromius macrops* et de *Pellonula leonensis*. En association avec *Enteromius ablabes*, ces trois espèces représentent près de $\frac{3}{4}$ des captures (74,87%). En saison des hautes eaux (HE), se sont plutôt *Pellonula leonensis* et *Brachyalestes nurse* qui ont des proportions secondairement majoritaires. Ces derniers représentent avec *Enteromius macrops* 74% des captures. Enfin, en saison de décrue, l'on observe la dominance de *Enteromius ablabes*, qui constitue, avec *Enteromius macrops*, 90,59% des captures.

Quant au sein de la plaine Gah, on observe secondairement la dominance des espèces *Pellonula leonensis* et *Enteromius ablabes* durant la saison des crues (BE-C). Ces derniers constituent avec *Enteromius ablabes* 87,39% des captures. Pendant la saison des hautes (HE) eaux par contre, cette dominance des espèces secondaires est assurée par *Bryconalestes longipinnis* et *Pellonula leonensis*. Ces espèces représentent, en association avec *Enteromius macrops*, 89,52% des captures. Enfin, pendant la saison de décrue, les espèces secondairement abondantes sont substituées par *Enteromius ablabes* et *Schilbe mandibularis*. Elles représentent avec *Enteromius macrops*, 87,74% des captures.

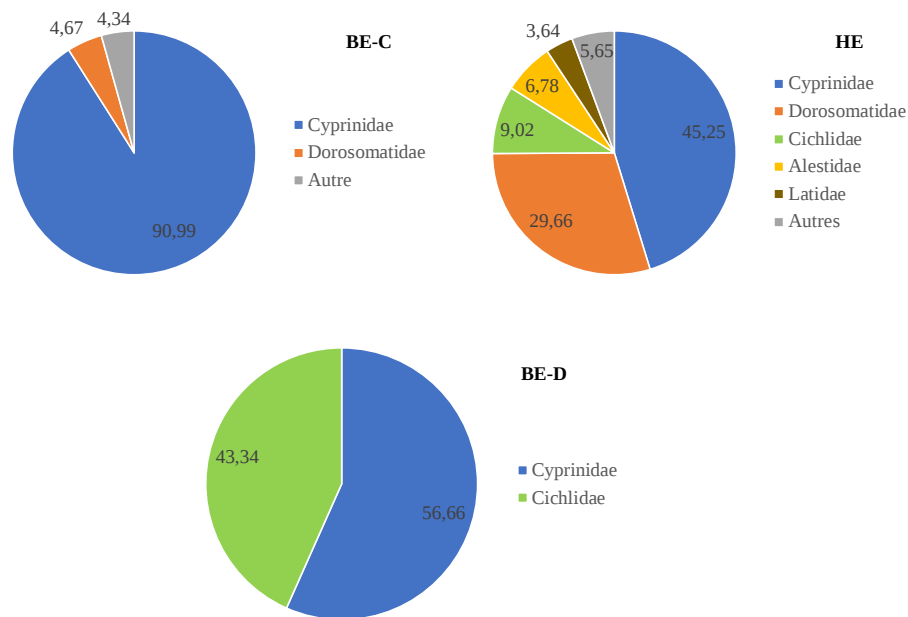


Figure 50 : Variations saisonnières des proportions des familles de poisson rencontrées dans la plaine Néma

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

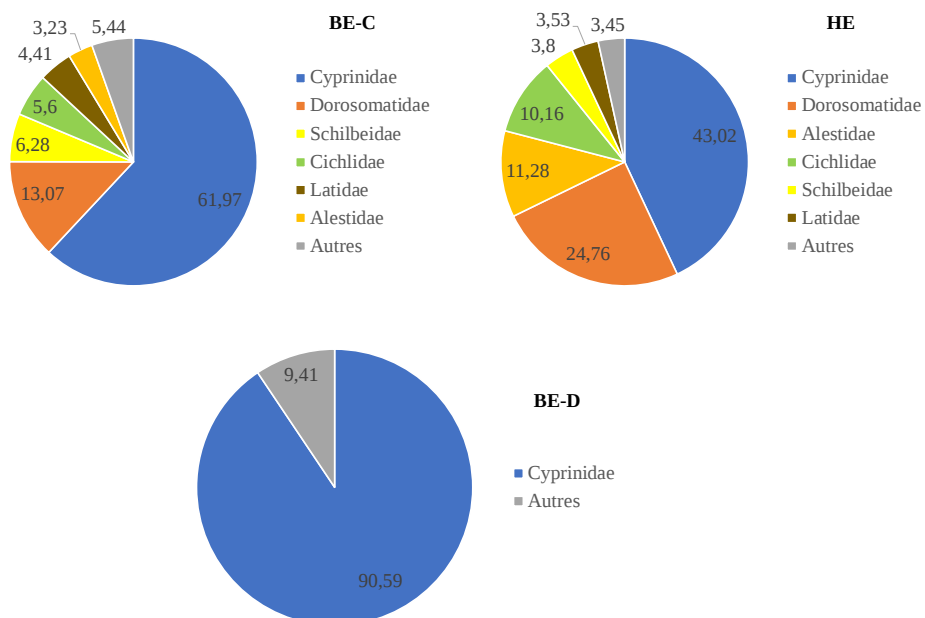


Figure 51 : Variations saisonnières des proportions des familles de poisson rencontrées dans la plaine Libériakôbro

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

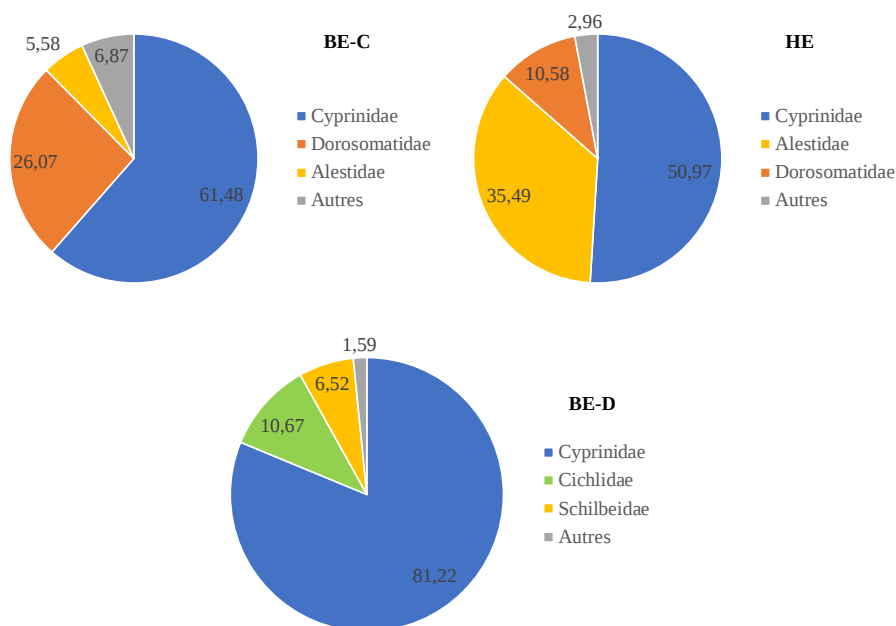


Figure 52 : Variations saisonnières de l'abondance relative des familles de poisson rencontrées dans la plaine Gah

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

Tableau XXI : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Néma

Saisons hydrologiques	Espèces	Abondance absolue	Abondance relative (%)
BE-C	<i>Enteromius macrops</i>	766	51,1
	<i>Enteromius ablabes</i>	598	39,89
	<i>Pellonula leonensis</i>	70	4,67
	Autres	65	4,34
HE	<i>Pellonula leonensis</i>	293	29,66
	<i>Enteromius macrops</i>	276	27,94
	<i>Enteromius ablabes</i>	171	17,31
	<i>Brachyalestes nurse</i>	61	6,17
	<i>Oreochromis niloticus</i>	38	3,85
	<i>Lates niloticus</i>	36	3,64
	Autres	113	11,43
BE-D	<i>Enteromius macrops</i>	10	33,33
	<i>Oreochromis niloticus</i>	08	26,67
	<i>Enteromius ablabes</i>	07	23,33
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	05	16,67

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

Tableau XXII : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Libériakôbro

Saisons hydrologiques	Espèces	Abondance absolue	Abondance relative (%)
BE-C	<i>Enteromius ablabes</i>	221	37,52
	<i>Enteromius macrops</i>	143	24,28
	<i>Pellonula leonensis</i>	77	13,07
	<i>Schilbe mandibularis</i>	37	6,28
	<i>Lates niloticus</i>	26	4,41
	<i>Oreochromis niloticus</i>	18	3,05
	Autres	67	11,39
HE	<i>Enteromius macrops</i>	584	40,39
	<i>Pellonula leonensis</i>	358	24,76
	<i>Brachyalestes nurse</i>	128	8,85
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	66	4,56
	<i>Schilbe mandibularis</i>	55	3,8
	<i>Lates niloticus</i>	51	3,53
	Autres	204	14,11
BE-D	<i>Enteromius macrops</i>	322	54,12
	<i>Enteromius ablabes</i>	217	36,47
	Autres	56	9,41

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

Tableau XXIII : Variations saisonnières de l'abondance relative des espèces de la plaine Gah

Saisons hydrologiques	Espèces	Abondance absolue	Abondance relative (%)
BE-C	<i>Enteromius macrops</i>	238	39,02
	<i>Pellonula leonensis</i>	159	26,07
	<i>Enteromius ablabes</i>	136	22,3
	<i>Brachyalestes nurse</i>	27	4,43
	Autres	50	8,18
HE	<i>Enteromius macrops</i>	2047	50,01
	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	1184	28,93
	<i>Pellonula leonensis</i>	433	10,58
	<i>Brachyalestes nurse</i>	214	5,23
	Autres	215	5,25
BE-D	<i>Enteromius macrops</i>	222	43,87
	<i>Enteromius ablabes</i>	189	37,35
	<i>Schilbe mandibularis</i>	33	6,52
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	28	5,53
	<i>Coptodon zillii</i>	24	4,74
	Autres	10	1,99

BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue

III.2.1.2.2. Diversité des peuplements

(a). Variabilités spatiales de l'indice de Shannon et de d'Equitabilité

Les indices de diversité de Shannon mensuels ont varié de 0,56 bits/ind dans la plaine Gah à 2,18 bits/ind dans celle de Libériakôbro. Toutefois, aucune variation significative (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) n'a été constatée entre les plaines étudiées (Figure 52). Les valeurs médianes de l'indice de Shannon sont de 1,13 bits/ind [0,92 ; 1,53], de 1,46 bits/ind [1,08 ; 2,02] et de 1,29 bits/ind [0,95 ; 1,37], respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.

Concernant l'indice de Pielou ou l'Equitabilité, les valeurs mensuelles ont varié de 0,12 à 1. La valeur minimale a été obtenue dans la plaine Gah et la valeur maximale, dans celle de Néma. Cependant, l'Equitabilité ne varie pas significativement (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) d'une plaine à une autre. Les valeurs médianes sont de 0,51 [0,37 ; 0,61] pour Néma, de 0,42 [0,26 ; 0,67] pour Libériakôbro et de 0,34 [0,24 ; 0,41] pour la plaine Gah (Figure 55).

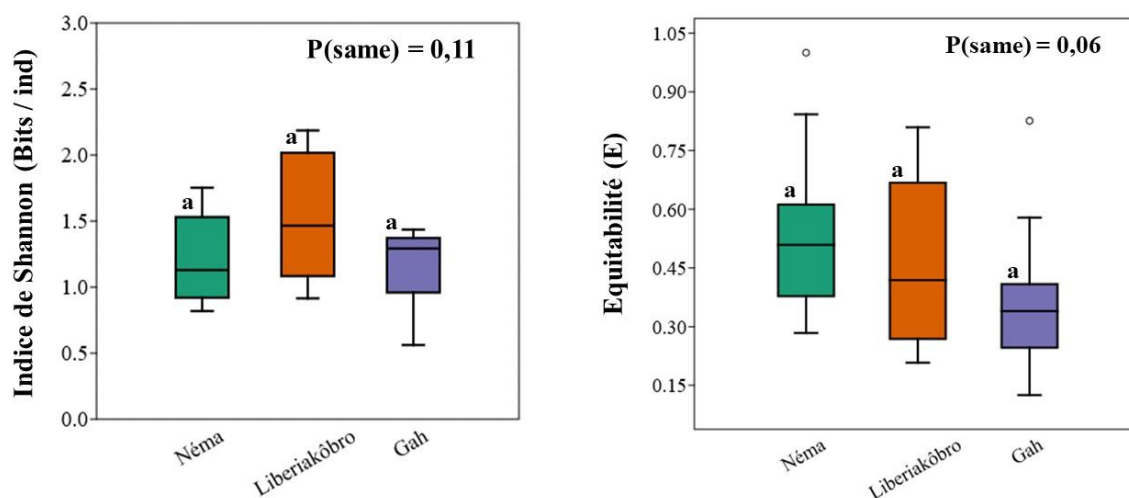


Figure 53 : Variabilité spatiale des indices de diversité de Shannon (H) et de l'Equitabilité (E)

(b). Variations saisonnières de l'indice de Shannon et de d'Equitabilité

Les variations saisonnières des indices de diversité de Shannon et de l'équitabilité sont présentées par la figure 53. Les indices de Shannon ont varié de 0,81 Bits/ind en saison des crues (BE-C) à 1,75 Bits/ind en saison des hautes eaux (HE) dans la plaine Néma. Les mois qui ont permis d'observer ces valeurs sont le mois de juin pour la BE-C et les mois de novembre et février pour la HE. Au sein de la plaine Libériakôbro par contre, les valeurs extrêmes ont été 0,91 et 2,18 Bits/ind, tandis qu'elles ont été 0,56 et 1,43 Bits/ind dans la

plaine Gah. Ces indices ont été tous observées durant la HE, précisément durant les mois de janvier (valeur min) et de novembre (valeur max) dans la plaine Libériakôbro et les mois de janvier (valeur min) et d'octobre (valeur max) dans la plaine Gah. Toutefois, aucune variation significative de ces indices (Anova, $p > 0,05$) n'a été observée entre les saisons hydrologiques dans toutes les trois plaines étudiées. Les valeurs moyennes ont été de $1,08 \pm 0,38$ (BE-C), de $1,36 \pm 0,35$ (HE) et de $1,02 \pm 0,13$ (BE-D) dans la plaine Néma. Ces valeurs ont été de $1,59 \pm 0,16$ (BE-C), de $1,6 \pm 0,55$ (HE) et de $1,12 \pm 0,22$ (BE-D) dans la plaine Libériakôbro. Enfin, au sein de la plaine Gah, les valeurs moyenne ont été de $1,31 \pm 0,09$ (BE-C), de $1,11 \pm 0,37$ (HE) et de $1,11 \pm 0,29$ (BE-D).

Relativement à l'Equitabilité, les valeurs ont varié entre 0,28 (BE-C) et 1,01 (BE-D) dans la plaine Néma. Pour les plaines Libériakôbro et Gah, les valeurs minimales respective de $E = 0,2$ et $E = 0,12$ ont été observées en HE, tandis que les valeurs maximales ont été obtenues en BE-C ($E = 0,8$) dans la plaine Libériakôbro et en BE-D ($E = 0,82$) dans la plaine Gah. Cependant, seules les variations de l'Equitabilité au sein de la plaine Néma connaissent une variation significative entre les saisons hydrologiques. Les valeurs de l'Equitabilité les plus élevées dans cette plaine sont rencontrées durant la BE-D, avec une Equitabilité moyenne de $0,92 \pm 0,12$. Les plus faibles valeurs par contre sont observées durant les saisons BE-C et HE, avec des valeurs moyenne respectives de $0,44 \pm 0,15$ et de $0,46 \pm 0,10$. Quant aux autres plaines, ces valeurs moyennes relativement homogènes ont été de $0,55 \pm 0,23$ (BE-C), de $0,44 \pm 0,23$ (HE) et de $0,36 \pm 0,13$ (BE-D) dans la plaine Libériakôbro et de $0,39 \pm 0,17$ (BE-C), de $0,27 \pm 0,11$ (HE) et de $0,6 \pm 0,32$ (BE-D) dans la plaine Gah.

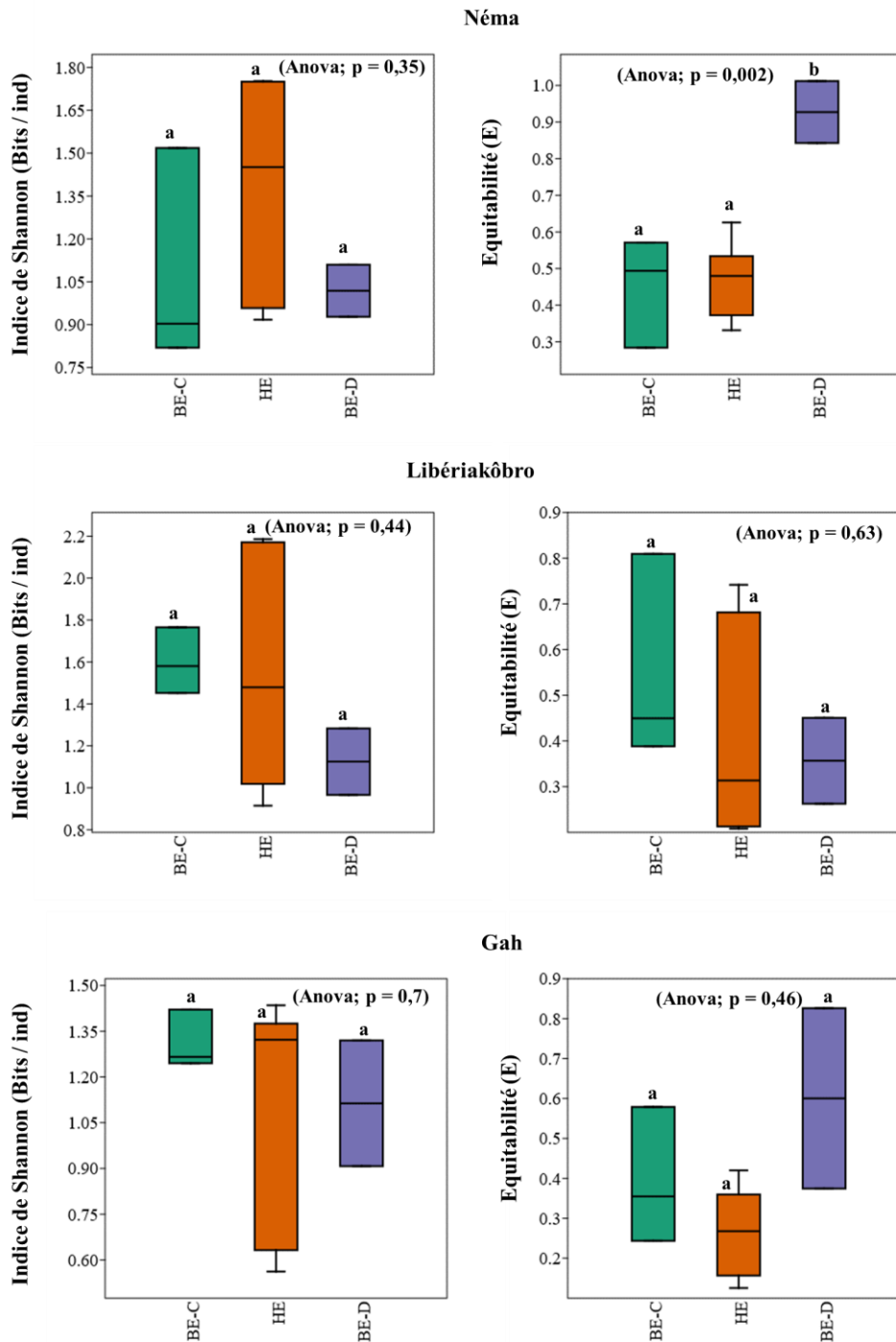


Figure 54 : Variations saisonnières des indices de diversité de Shannon et de l'Equitabilité dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah

La différence des lettres a et b pour un paramètre donné indique l'existence d'une différence significative de ce dernier entre les saisons hydrologiques étudiées.

III.2.1.2.3. Stades de maturité sexuelle des poissons

Un total de 2342 spécimens a été disséqué au sein de la plaine Néma sur 2517 spécimens, soit 93,05% du peuplement ichthyologique échantillonné. Dans la plaine Libériakôbro, 2195 individus sur les 2630 spécimens capturés, correspondant à 83,46% du peuplement échantillonné a été disséqué. Quant au sein de la plaine Gah, 3218 spécimens, soit 61,78% du peuplement échantillonné ont été disséqués au terme des campagnes d'échantillonnage.

En général, les poissons rencontrés au sein des plaines Néma et Gah sont dominés par les individus sexuellement immatures, tandis que ceux rencontrés dans la plaine Libériakôbro sont en majorité des spécimens matures (Figure 54).

Toutefois, les individus immatures de stade gonadique 1 dominant le peuplement dans l'ensemble des trois plaines d'inondation étudiées. Ils constituent 58,07, 39,82 et 43,85% des spécimens de poisson disséqués respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah (Figure 55).

De façon spécifique, les stades secondairement abondants sont les stades 2 et 6, correspondant respectivement aux stades de début de maturation et de post ponte dans la plaine Néma. Dans les plaines Libériakôbro et Gah, ce sont plutôt les stades 4 et 5 (stades pré-ponte et ponte respectivement) qui sont secondairement dominants.

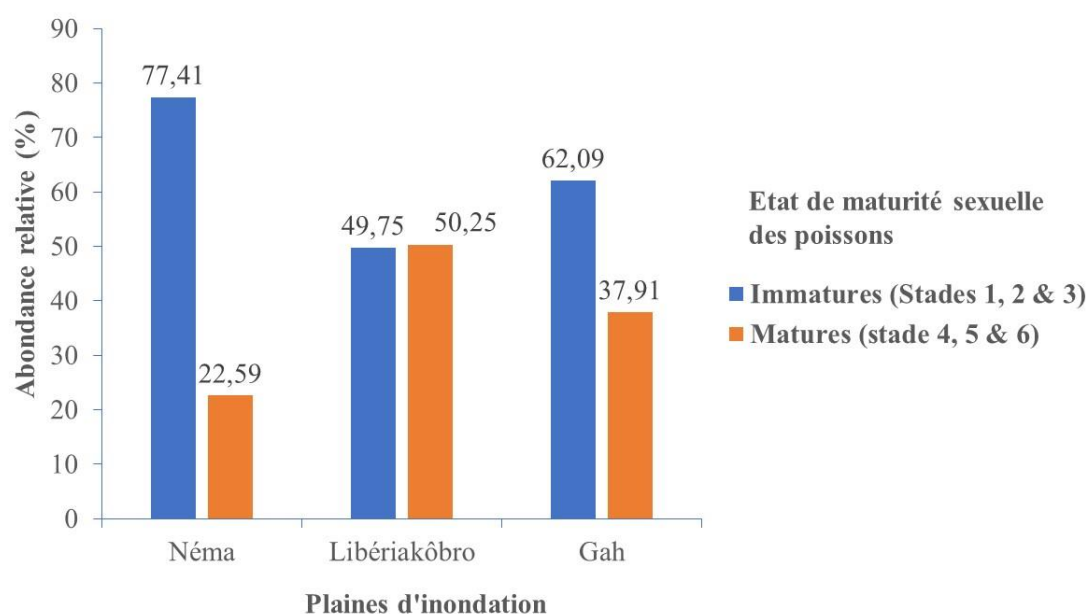


Figure 55 : Répartition spatiale des individus de poissons selon leur état de maturité sexuelle

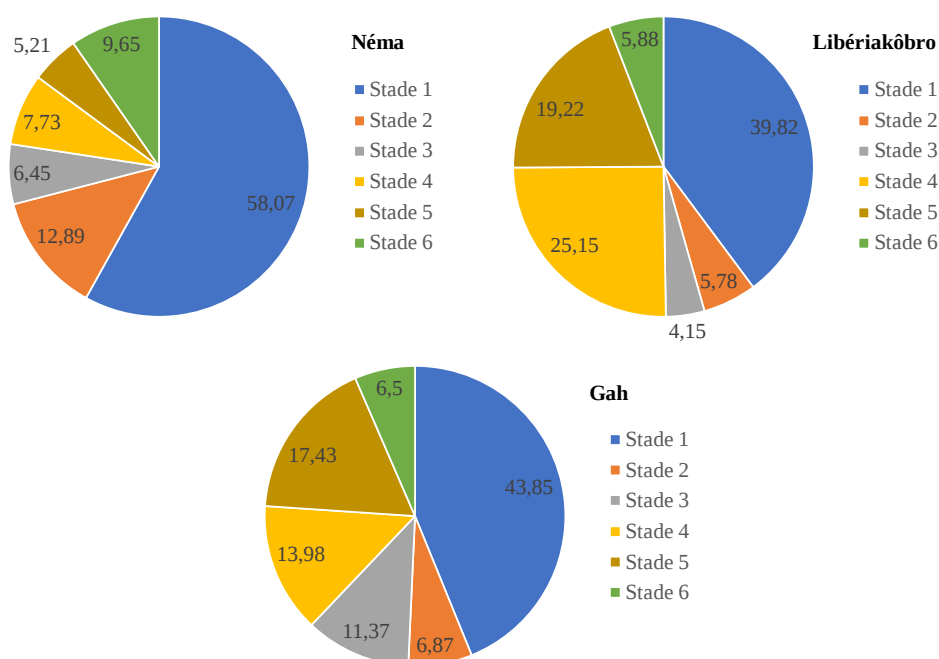


Figure 56 : Contribution des différents stades de maturité gonadique des poissons capturés dans les plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah

III.2.1.3. Influence de l'environnement abiotique des plaines d'inondation étudiées sur le peuplement ichtyologique

Les axes factoriels 1 (92,01%) et 2 (7,99%) de l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) de la matrice des abondances relatives des familles de poissons et des paramètres abiotiques ont été retenus. La projection des résultats sur le plan factoriel de ces deux axes indique une ségrégation des familles de poisson en deux principaux groupes qui s'opposent complètement suivant l'axe factoriel 1 (Figure 57).

Le premier groupe (G 1) renferme les familles des Schilbeidae et des Cyprinidae. La pullulation des poissons de ces deux familles est suscitée par des valeurs élevées des paramètres tels que la température, le pH, le TDS, la conductivité et l'oxygène dissous, généralement observables durant les saisons de crue (BE-C) et de décrue (BE-D).

Le second groupe (G 2) est constitué des familles des Alestidae, des Claroteidae, des Mormyridae, des Dorosomatidae, des Latidae et des Distichodontidae. Ce groupe est associé à des fortes valeurs de la transparence, de la profondeur et de la pente des habitats des plaines étudiées au cours de la saison des hautes eaux (HE).

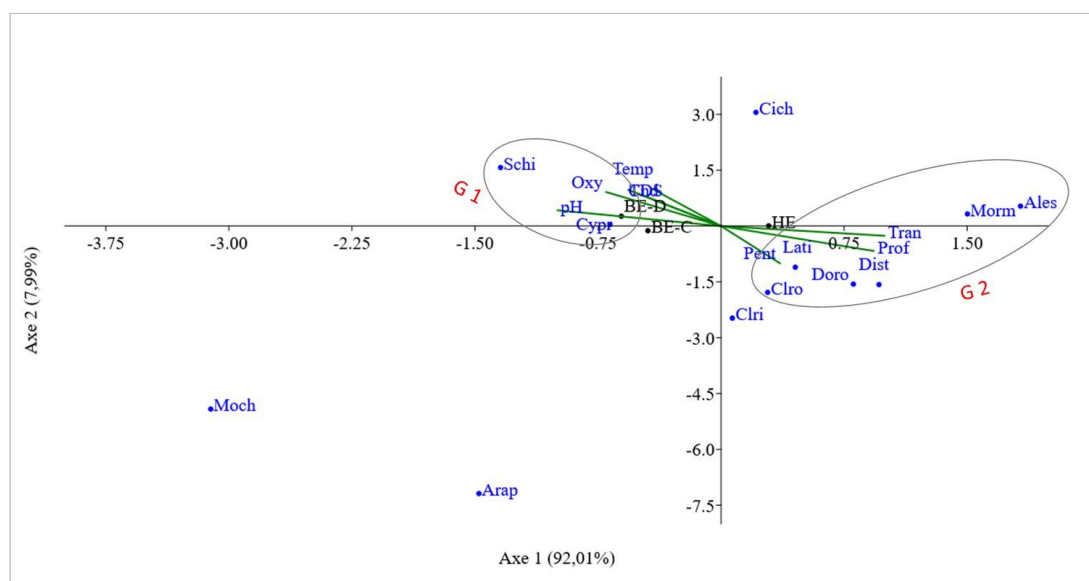


Figure 57 : Influence des paramètres abiotiques des plaines d'inondation étudiées sur la distribution des abondances des familles de poissons

pH : Potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de Solides Dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente ; Ales : Alestidae ; Claro : Claroteidae ; Clari : Clariidae ; Dist : Distichodontidae ; Cypr : Cyprinidae ; Cich : Cichlidae ; Morm : Mormyridae ; Arap : Arapaïmidae ; Clup : Clupeidae ; Schi : Schilbeidae ; Moch : Mochokidae ; Cen : Centropomidae ; Mala : Malapteruridae ; BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2

III.2.1.4. Influence de l'environnement biotique des plaines d'inondation étudiées sur le peuplement ichthyologique

Les axes factoriels 1 (92,01%) et 2 (7,99%) de l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) de la matrice d'abondance relative des familles de poissons et des groupes taxonomiques de zooplancton et de macroinvertébrés ont été retenus. La projection des résultats sur le plan factoriel de ces deux axes indique une ségrégation des familles de poisson en deux groupes qui s'opposent complètement, suivant l'axe factoriel 1 (Figure 57).

Le premier groupe (G 1) renferme les familles des Mochokidae, des Arapaïmidae, des Schilbeidae, des Clariidae et des Cyprinidae. La pullulation des poissons de ces différentes familles est suscitée par des densités élevées de rotifères, ainsi que des fortes abondances des Arachnidae, des Gastéropodes et des Clitellates durant les saisons de crue (BE-C) et de décrue (BE-D).

Le second groupe (G 2) est constitué des familles des Alestidae, des Cichlidae, des Claroteidae, des Mormyridae, des Dorosomatidae, des Latidae et des Distichodontidae. Ce

groupe est associé aux fortes densités des copépodes et cladocères, ainsi qu'aux abondances élevées des insectes dans les habitats des plaines d'inondation étudiées pendant la saison des hautes (HE).

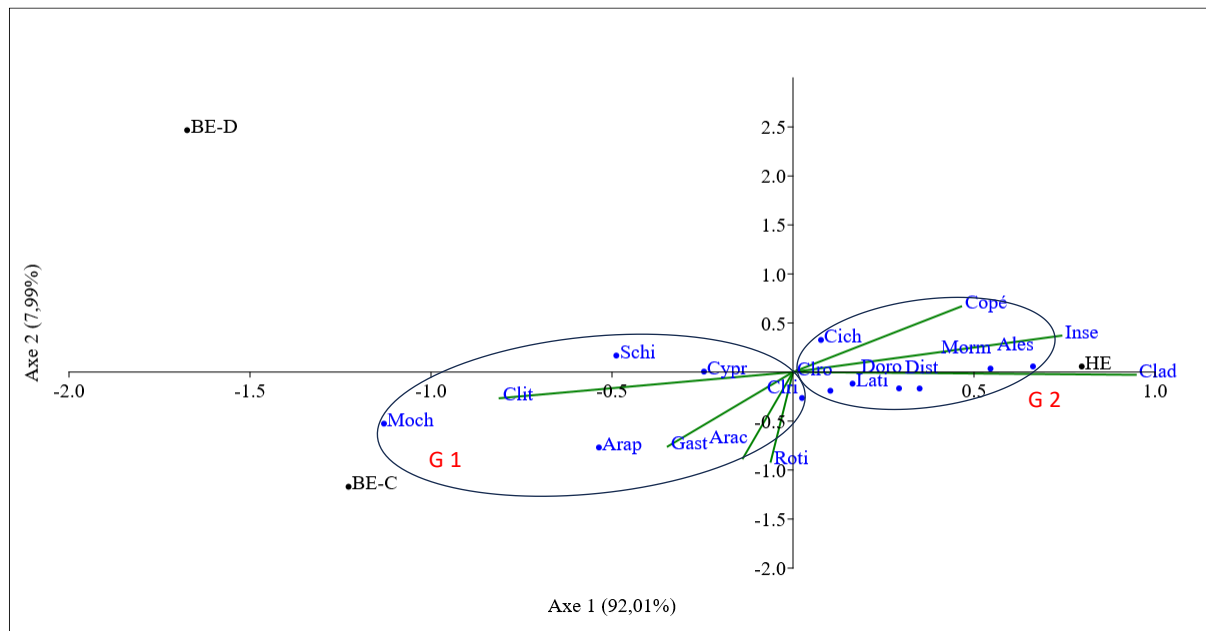


Figure 58 : Influence des composantes biotiques des plaines d'inondation étudiées sur la distribution des abondances des familles de poissons

Ins : Insectes ; Arac : Arachnides ; Gas : Gastéropodes ; Clit : Clitellates ; Copé : Copépodes ; Clad : Cladocères ; Roti : Rotifères ; Ales : Alestidae ; Claro : Claroteidae ; Clari : Clariidae ; Dist : Distichodontidae ; Cypr : Cyprinidae ; Cich : Cichlidae ; Morm : Mormyridae ; Arap : Arapaimidae ; Clup : Clupeidae ; Schi : Schilbeidae ; Moch : Mochokidae ; Cen : Centropomidae ; Mala : Malapteruridae ; BE-C : saison des crues ; HE : saison des hautes eaux ; BE-D : saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2

III.2.2. Discussion

Les richesses spécifiques ($R_s = 22, 29$ et 31) ont été obtenues avec des efforts d'échantillonnage de 74,19, 85,25 et 88,57%, respectivement au sein des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah à partir de l'estimateur Chao 2. Un total de 37 espèces est donc cumulé dans l'ensemble des trois plaines. Les richesses spécifiques estimées sont relativement proches de celles observées au cours de cette étude. Cette concordance relative des richesses spécifiques pourrait expliquer, parmi tant d'autres facteurs, une bonne représentativité de la faune ichthyologique des plaines étudiées et éventuellement une faible variabilité spatiale ou temporelle des populations de poissons au sein de celles-ci (Ernest & Brown, 2001 et Colwell, 2013). En effet, selon Chao (1987) et Chao & Jost (2012), des populations relativement

homogènes dans un milieu tout au long d'une période de prélèvement peuvent favoriser, avec des efforts d'échantillonnage conséquents, la capture d'une diversité d'espèces approximatives de la faune estimée du milieu.

Par ailleurs, les 37 espèces inventoriées dans ces plaines représentent une part importante de la richesse taxonomique des milieux dont elles sont tributaires. Notons que selon Kamelan (2014), la richesse de la faune ichthyologique du PNT était estimée à 65 espèces et celle du lac Buyo à 45 espèces. Ainsi, la richesse spécifique des plaines étudiées représente 56,92% de celle du PNT et 82,22% des espèces du lac Buyo. De plus, cette richesse spécifique de l'ichtyofaune est supérieure à celle obtenue par N'Dri *et al.* (2020 a), Yao *et al.* (2021) et Abo *et al.* (2021), dont les travaux ont été réalisés dans la même zone d'étude. Ces auteurs ont observé respectivement 32, 14 et 35 espèces de poissons dans le lac Buyo intégrant le PNT. Cette diversité relativement élevée de l'ichtyofaune de ces milieux serait due aux migrations latérales des espèces depuis les plans et cours d'eau environnants (Agostinho & Silva, 2003 ; Agostinho *et al.*, 2005). En effet, divers ruisseaux émanant du PNT (Néma, Libériakôbro, Gah) et la rivière N'zo présentent des communications temporaires avec les plaines étudiées pendant les périodes de crue et des hautes eaux.

La composition taxonomique de l'ichtyofaune des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah est remarquable par la diversité prédominante des Cichlidae (6 espèces). La diversité de ces taxons dans ces milieux se justifierait par leurs comportements adaptatifs et opportunistes (Hoeinghaus *et al.*, 2007). En effet, les Cichlidae sont assez robustes et réputés pour survivre parfois dans des habitats de conditions extrêmes. Cette tolérance vis-à-vis des fluctuations des conditions environnementales leur confère un avantage compétitif dans la colonisation des habitats des milieux dynamiques (Lujan & Armbruster, 2012). De plus, ces groupes de poisson présentent des comportements sociaux et des stratégies de reproduction opportunistes, notamment des fécondités très élevées ainsi que l'établissement des colonies de nidification. Du point de vue alimentaire, les Cichlidae bénéficient d'un régime d'une gamme de ressources alimentaires variées, leur permettant de trouver de la nourriture dans différents habitats (Winemiller, 1990). Ces différentes stratégies aident à la protection efficace des œufs et des juvéniles de ces taxons dans des conditions changeantes, favorisant le maintien et la diversification de leurs populations (Winemiller, 1990, Lujan & Armbruster, 2012).

Une autre caractéristique du peuplement ichthyologique des plaines d'inondation étudiées est la dominance des espèces accidentelles dans les plaines Néma (9 espèces, soit 39,13%) et Gah

(14 espèces, soit 45,16%). La représentativité élevée de cette classe d'occurrence par rapport à celle des espèces constantes et accessoires serait liée à l'instabilité des habitats des plaines d'inondation et aux pressions anthropiques dues à la proximité des campements de pêcheurs aux plaines Néma et Gah. En effet, la forte présence des espèces accidentelles dans les écosystèmes naturels s'explique par des conditions écologiques instables ou peu favorables à l'installation durable de ces espèces, traduites par des fluctuations hydrologiques, des pollutions et des pressions anthropiques (Matthews, 1998). A l'opposé, les espèces de poissons constantes et accessoires sont généralement mieux adaptées aux conditions environnementales stables et prévisibles, en raison de leur spécialisation alimentaire, les limitant à l'exploitation des niches écologiques spécifiques (Matthews., 1998 ; Dudgeon *et al.*, 2007). Ainsi, dans les plaines d'inondation, soumises à des fluctuations fréquentes du niveau des eaux, les espèces peuvent alors être soumises à un stress constant qui limiterait leur présence continue. Le nombre plus important des espèces constantes au sein de la plaine Libériakôbro (13 espèces, soit 44,83%) pourrait donc traduire des conditions environnementales plus stables, relativement peu perturbé, et favorable à la reproduction et au maintien de populations viables dans la plaine Libériakôbro par rapport aux deux autres plaines.

Relativement à l'abondance des taxons, l'ordre des cypriniformes, la famille des Cyprinidae (familles) et l'espèce *Enteromius macrops* dominant le peuplement dans chacune des plaines Néma, Libériakôbro et Gah. La dominance quantitative de ces taxons par rapport aux siluriformes et Cichlidae, qui sont les plus diversifiés dans ces plaines d'inondation pourrait être liée à des stratégies de reproduction plus efficaces et à l'absence ou la faible présence de prédateurs spécialisés de ces espèces (Petrere & Barrella, 1998 ; Winemiller *et al.*, 2008). En effet, bien que les Siluriformes et les Cichlidae soient spécifiquement mieux adaptés aux habitats temporaires des plaines inondables, les espèces de petites tailles appartenant à l'ordre des Cypriniformes et à la famille des Cyprinidae sont reconnues pour leur stratégie de reproduction de masse ou synchrone dans ces environnements variables (Petrere & Barrella, 1998). Cela leur permet de maximiser leur chance de reproduction même dans des environnements instables et leur confère ainsi une forte compétitivité liée à leur prolifération remarquable. Cette assertion est corroborée par N'Dri *et al.* (2020 a) et Abo *et al.* (2021) dans leurs études réalisées dans la zone littorale du lac Buyo par la méthode de vidéosurveillance. Ces auteurs ont indiqué, de façon respective, la fréquence importante de reproduction de l'espèce de Cyprinidae *Enteromius macrops*, puis sa dominance dans la zone littorale du lac

Buyo. Par ailleurs, la dominance de cette espèce malgré sa petite taille pourrait résulter d'une faible présence de prédateurs spécialisés pour celle-ci, permettant ainsi sa prolifération sans une pression de prédation importante.

La structure du peuplement des plaines Néma, Libériakôbro et Gah a permis de constater des valeurs faibles des indices de diversité de Shannon et de Pielou (Equitabilité), traduisant un faible degré d'organisation du peuplement. Cet état du peuplement ichtyologique, malgré les conditions physico-chimiques favorables à la vie aquatique dans les plaines étudiées, pourrait s'expliquer par la forte présence des espèces accidentelles (39,13%, 44,83% et 45,16% des peuplements des plaines Néma, Libériakôbro et Gah respectivement) et la dominance de quelques espèces (*Enteromius macrops*, *Enteromius ablaves*, *Bryconalestes longipinnis*, *Pellonula leonensis*), due aux conditions environnementales instables dans l'ensemble des trois plaines. En effet, la forte présence d'espèces accidentelles associées souvent à de faibles effectifs, augmente artificiellement la richesse spécifique des milieux sans pour autant améliorer l'équilibre de la communauté (Thomsen *et al.*, 1996 ; Pusey & Arthington, 2003 ; Agostinho *et al.*, 2003).

III.3. CARACTERISTIQUES DES FRAYERES A POISSONS RENCONTREES DANS LES TROIS PLAINES ETUDIEES

III.3.1. Résultats

III.3.1.1. Identification des frayères à poissons

III.3.1.1.1. Inventaire des indices de frai

Au terme des campagnes de collecte de données, cinq indices de frai des poissons ont été observés. Ce sont la présence de géniteurs ou reproducteurs, de nids de reproduction, d'œufs, de larves et d'alevins dans les habitats prospectés.

Concernant les géniteurs, 16 espèces ont été recensées à l'issue de l'analyse des stades de maturité gonadique des spécimens capturés dans l'ensemble des plaines étudiées (Tableau XXII). Parmi ces espèces, 10 espèces de géniteurs réparties en 7 familles et 5 ordres, ont été observées dans la plaine Néma. Onze espèces appartenant à 7 familles et 5 ordres ont été rencontrées au sein de Libériakôbro. Enfin, 13 espèces réparties en 9 familles et 6 ordres ont été observées dans la plaine Gah. Les Cichlidae et les Cyprinidae sont respectivement les familles les plus diversifiées de ces géniteurs dans toutes les trois plaines étudiées (Figure 59).

Dans la plaine Néma, les Cichlidae représentent 30% des géniteurs observés, avec 3 espèces sur les 10 observées. Secondairement, les Cyprinidae sont les plus diversifiés avec 20% des géniteurs, soit 2 espèces observées. Les autres familles (Dorosomatidae, Arapaïmidae, Schilbeidae, Mochokidae et Clariidae) de géniteurs observés dans cette plaine sont toutes monospécifiques, constituant chacune 10% des géniteurs.

Au sein de la plaine Libériakôbro par contre, les Cichlidae renferment 27,27% des géniteurs rencontrés, avec 3 espèces sur les 11 observées. Les familles telles que les Cyprinidae et les Clariidae se composent chacune de 18,18% des géniteurs, avec 2 espèces différentes. Les familles les moins diversifiées en termes de géniteurs sont les Dorosomatidae, les Arapaïmidae, les Schilbeidae et les Claroteidae, constituant chacune 9,09% des géniteurs, soit une espèce.

Enfin, dans la plaine Gah, les Cichlidae sont constitués de 23,07% des géniteurs, avec 3 espèces sur les 13 observées. Les Cyprinidae et les Mormyridae sont secondairement les plus diversifiés avec chacune 15,33% des géniteurs observés, soit 2 espèces. Les autres familles (Alestidae, Dorosomatidae, Schilbeidae, Mochokidae, Claroteidae et Clariidae) de géniteurs restants, sont monospécifiques et représente chacune 7,69% des espèces.

Relativement aux nids de reproduction, deux types de nids (nids de végétaux et nids sur substrat) (Figure 60) d'un total de 1414 ont été rencontrés dans l'ensemble des habitats prospectés. De façon spécifique, 471 nids répartis en 466 nids aménagés sur substrat (98,94%) et 5 nids (1,06%) aménagés à partir des végétaux ont été dénombrés au sein de la plaine Néma. Dans la plaine Libériakôbro par contre, 589 nids dont 578 nids (98,13%) sur substrat et 11 nids (1,87%) de végétaux ont été observés. Quant à la plaine Gah, elle a permis l'enregistrement de 354 nids dont 353 nids (99,72%) sur substrat et 1 nid (0,28%) aménagé à partir des végétaux. La figure 61 présente la contribution des types nids de reproduction dans les différentes plaines étudiées.

Les œufs de poissons observés dans les habitats prospectés sont également de deux types, notamment des œufs adhésifs et des œufs non adhésifs (Figure 62). En général, $189,017.10^3$ œufs de poisson, dont $184,28.10^3$ œufs de type adhésifs (97,49%) et $4,737.10^3$ de type non adhésifs (2,51%) ont été dénombrés. Ces indices se répartissent en $48,690.10^3$ œufs typiquement adhésifs au sein de la plaine Néma, en $87,923.10^3$ œufs adhésifs (98,4%) et $1,429.10^3$ œuf non adhésif (1,6%) au sein de Libériakôbro et en $47,667.10^3$ œufs de type adhésifs (93,51%) et $3,308.10^3$ œufs non adhésifs (6,494%) au sein de Gah (Figure 63).

Concernant les larves et les alevins de poissons, les proportions les plus élevées de ces indices ont été observées dans la plaine Libériakôbro. Un ensemble de 558 larves, dont 195 larves (34,95%) dans la plaine Néma, 236 larves (42,3%) au sein de Libériakôbro et 127 larves (22,76%) dans la plaine Gah ont été observées. Quant aux alevins, 3477 alevins repartis en 553 alevins (15,9%) dans la plaine Néma, 2226 alevins (64,02%) au sein de Libériakôbro et 698 alevins (20,07%) dans la plaine Gah ont été observés.

Tableau XXIV : Composition spécifique des géniteurs rencontrés au sein des plaines étudiées

Ordres	Familles	Classe d'occurrence	Néma	Classe d'occurrence	Libériakôbro	Classe d'occurrence	Gah
Siluriformes	Clariidae	Cons	<i>Clarias gariepinus</i>	Aces	<i>Clarias gariepinus</i>	Aces	<i>Clarias gariepinus</i>
			-	Acci	<i>Clarias anguillaris</i>		-
	Claroteidae		-	Acci	<i>Chrysichtys johnelsis</i>	Acci	<i>Chrysichtys johnelsis</i>
	Mochokidae		-		-	Acci	<i>Synodontis punctifer</i>
Cichliformes		Acci	<i>Synodontis koensis</i>		-		-
	Schilbeidae	Aces	<i>Schilbe mandibularis</i>	Cons	<i>Schilbe mandibularis</i>	Aces	<i>Schilbe mandibularis</i>
	Cichlidae	Cons	<i>Oreochromis niloticus</i>	Cons	<i>Oreochromis niloticus</i>	Aces	<i>Oreochromis niloticus</i>
		Cons	<i>Coptodons zillii</i>	Cons	<i>Coptodons zillii</i>	Cons	<i>Coptodons zillii</i>
Cypriniformes		Aces	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	Cons	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	Acci	<i>Sarotherodon galilaeus</i>
	Cyprinidae	Cons	<i>Enteromius macrops</i>	Cons	<i>Enteromius macrops</i>	Cons	<i>Enteromius macrops</i>
		Cons	<i>Enteromius ablabes</i>	Cons	<i>Enteromius ablabes</i>	Cons	<i>Enteromius ablabes</i>
		Aces	<i>Heterotis niloticus</i>	Acci	<i>Heterotis niloticus</i>		-
Osteoglossiformes	Arapaimidae						
	Mormyridae		-		-	Aces	<i>Petrocephalus bovei</i>
Clupeiformes			-		-	Cons	<i>Pollimyrus isidori</i>
	Dorosomatidae	Cons	<i>Pellonula leonensis</i>	Cons	<i>Pellonula leonensis</i>	Cons	<i>Pellonula leonensis</i>
Characiformes	Alestiidae		-		-	Cons	<i>Bryconalestes longipinnis</i>
6	10		10		11		13

- : absence de l'espèce considérés ; Cons : espèce constante ; Ace : aces ; Acci = accidentelle

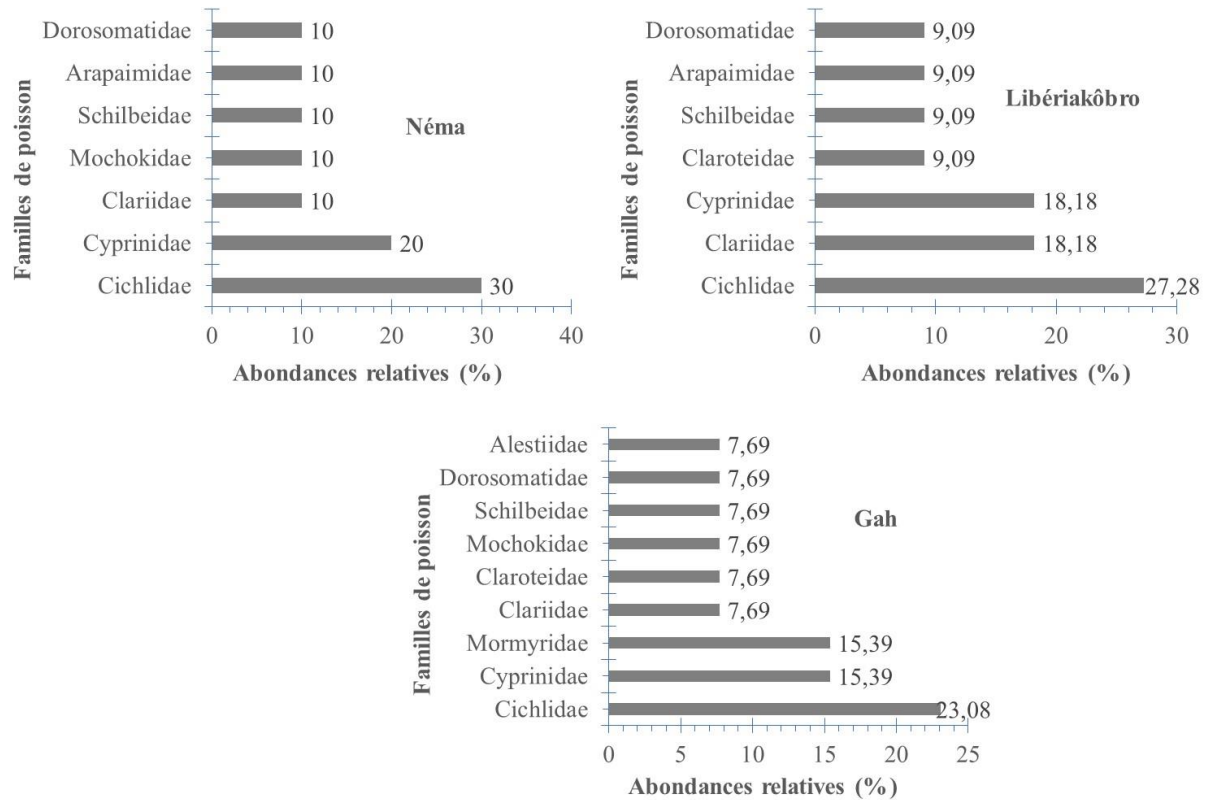


Figure 59 : Contribution des familles dans la diversité des géniteurs rencontrés au sein des trois plaines d'inondation

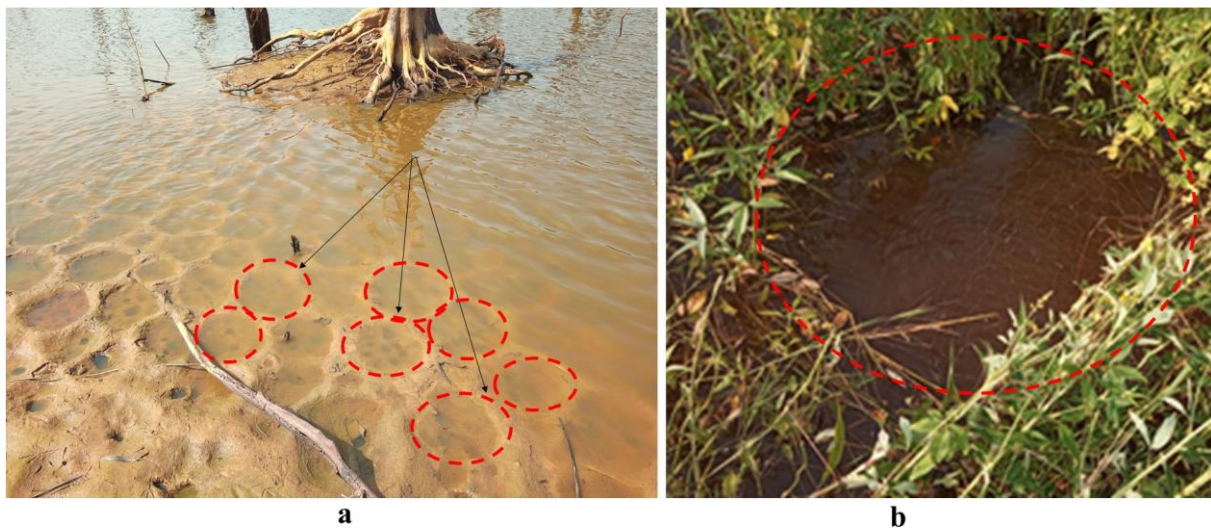


Figure 60 : Différents types de nids de reproduction des poissons observés

a : Série de nids aménagés sur substrat ; **b :** Nids aménagés à partir de végétaux

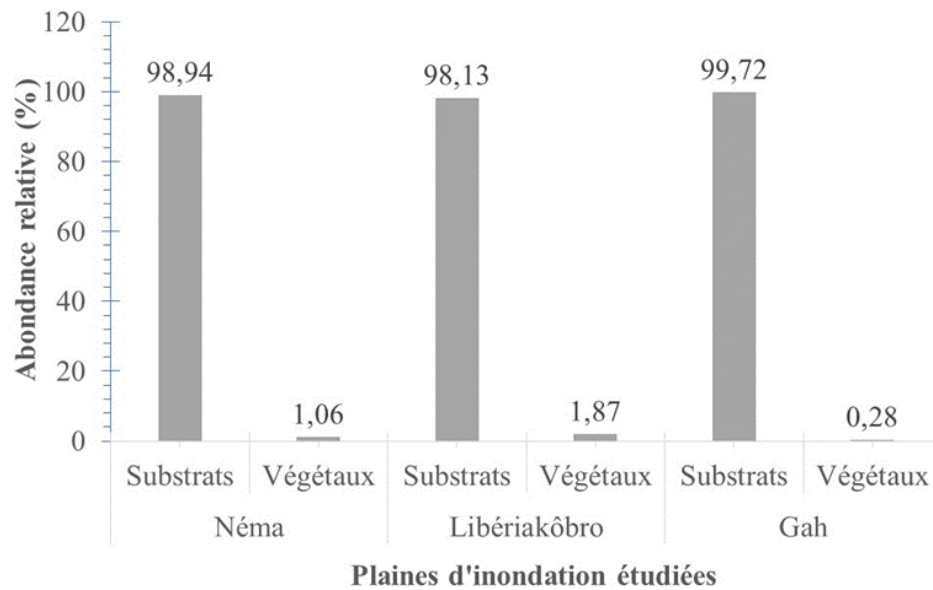


Figure 61 : Abondance relative des types de nids de reproduction des poissons dans les plaines inondables étudiées

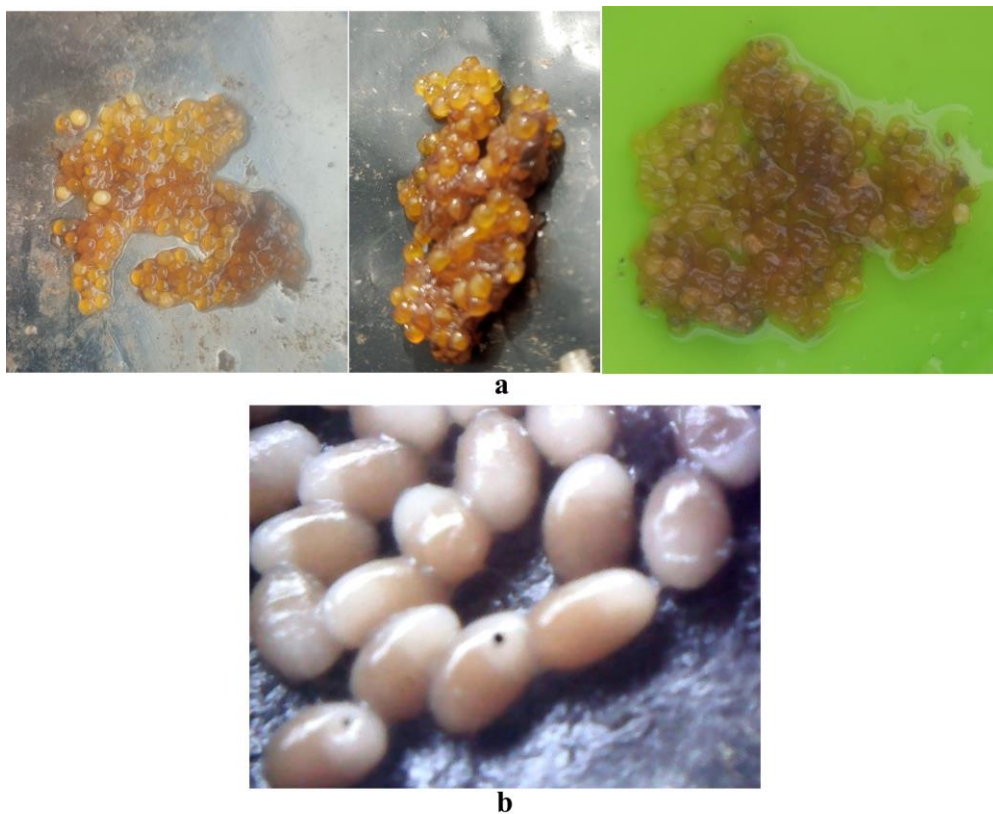


Figure 62 : Différents types d'œufs des poissons rencontrés dans les plaines étudiées

a : Œufs libres et constitués en grappes ou non (œufs non adhésifs) ; **b :** Œufs qui adhèrent ou se fixent sur supports physiques (œufs adhésifs)

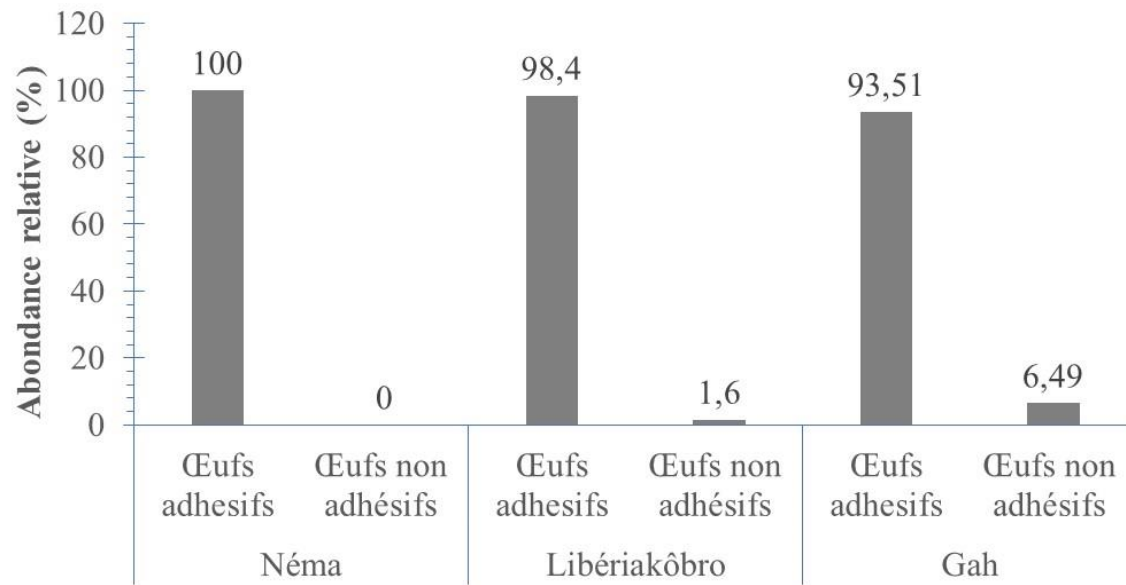


Figure 63 : Abondance relative des types d'œufs des poissons observés dans les plaines inondables étudiées

III.3.1.1.2. Variations spatiales des indices de frai

Les figures 64 et 65 présentent la variation spatiale des abondances relatives des géniteurs rencontrés et celle des autres indices de frai des poissons observés dans les plaines d'inondation étudiées. L'analyse de l'abondance relative des espèces de géniteurs a permis de constater la dominance de *Enteromius macrops* dans chacune des trois plaines d'inondation. Cette espèce représente 32,01, 45,07 et 44,81% des géniteurs rencontrés respectivement au sein de Néma, Libériakôbro, et Gah.

Concernant les autres indices de frai, la richesse spécifique des géniteurs a varié de 2 (Néma et Gah) à 8 (Libériakôbro et Gah). La densité des nids de reproduction observés a varié entre 0,85 nid / m² (Néma, Libériakôbro et Gah) à 11 nids / m² (Libériakôbro), tandis que celle des larves a varié de 0,03 larves / m² à 0,98 larves / m² dans la plaine Libériakôbro. Ces trois indices de frai n'ont connu aucune différence significative d'une plaine à une autre ((Kruskal-Wallis ; $P > 0,05$). Les valeurs médianes de la richesse spécifique ont été de 4 [2,25 ; 5,75], de 5 [4 ; 6] et de 6 [5 ; 7] espèces, respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Celles de la densité des nids de reproduction sont de 1,17 [0,85 ; 2,6], de 0,9 [0,85 ; 3,47] et de 0,87 [0,85 ; 1,55] nid / m² dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah de façon respective. Quant aux valeurs médianes de la densité des larves, elles ont été de 0,29 [0,16 ; 0,52] larves / m² dans la plaine Néma, de 0,15 [0,03 ; 0,41] larves / m² dans la plaine Libériakôbro et de 0,25 [0,21 ; 0,39] larves / m² dans la plaine Gah.

Les abondances des géniteurs ont varié de 2 géniteurs dans la plaine Néma à 302 géniteurs dans la plaine Gah. Les densités des œufs par contre ont varié de 14,01 œufs / m² (Néma et Gah) à 137,36 œufs / m² (Libérakôbro). Celles des alevins, quant à elles, ont varié de 0,65 Alevin / m² dans les plaines Néma et Gah, à 20,5 Alevins / m² dans la plaine Libériakôbro. Ces différents indices de frai ont varié significativement d'une plaine d'inondation à une autre (Kruskal-Wallis ; $P < 0,05$). Les valeurs les plus élevées de ces trois derniers indices ont tous été observées dans la plaine Libériakôbro et les valeurs relativement faibles dans les plaines Néma et Gah. Les valeurs médianes des abondances des géniteurs ont été de 18 [7,25 ; 39] géniteurs dans la plaine Néma, de 77,5 [29,25 ; 128,25] géniteurs dans la plaine Libériakôbro et de 69 [30,25 ; 106,25] géniteurs dans la plaine Gah. Pour les densités des œufs, l'on a enregistré des médianes de 17,07 [14,38 ; 28,12], de 23,47 [21,99 ; 80,55] et de 17,67 [14,14 ; 32,37] œufs / m², respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Enfin, les médianes des densités des alevins ont été de 0,77 [0,65 ; 4,37] alevins / m² dans la plaine Néma, 8,05 [4,86 ; 14,9] alevins / m² dans la plaine Libériakôbro et de 2,82 [0,65 ; 4,67] alevins / m² dans la plaine Gah.

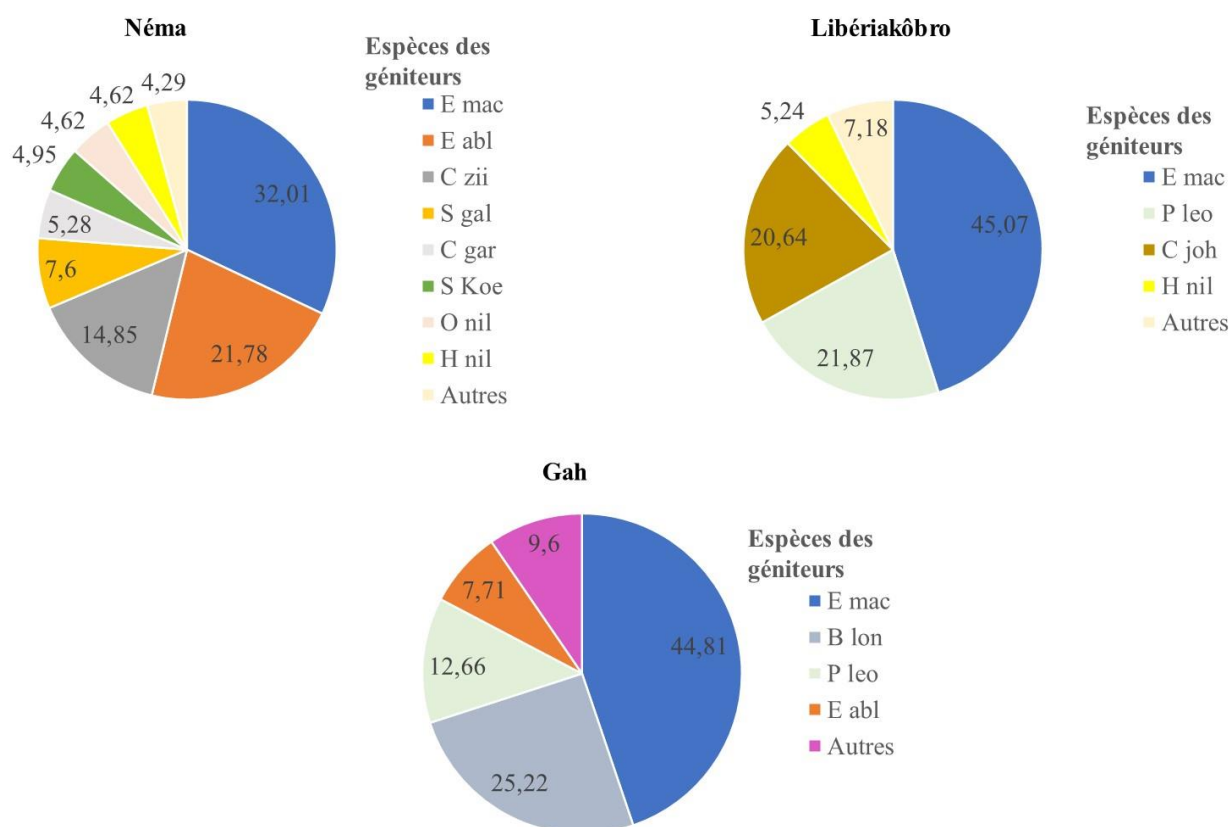


Figure 64 : Abondance relative des espèces de géniteurs rencontrés au sein des plaines étudiées

E. mac : *Enteromius macrospis* ; E. mac : *Enteromius ablabes* ; C. zii : *Coptodon zillii* ; S. gal : *Sarotherodon galilaeus* ; C. gar : *Clarias gariepinus* ; S. koe : *Synodontis koensis* ; O. nil : *Oreochromis niloticus* ; H. nil : *Heterotis niloticus* ; P. leo : *Pellonula leonensis* ; C. joh : *Chrysichthys johnelsis* ; B. lon : *Bryconalestes longipinnis*.

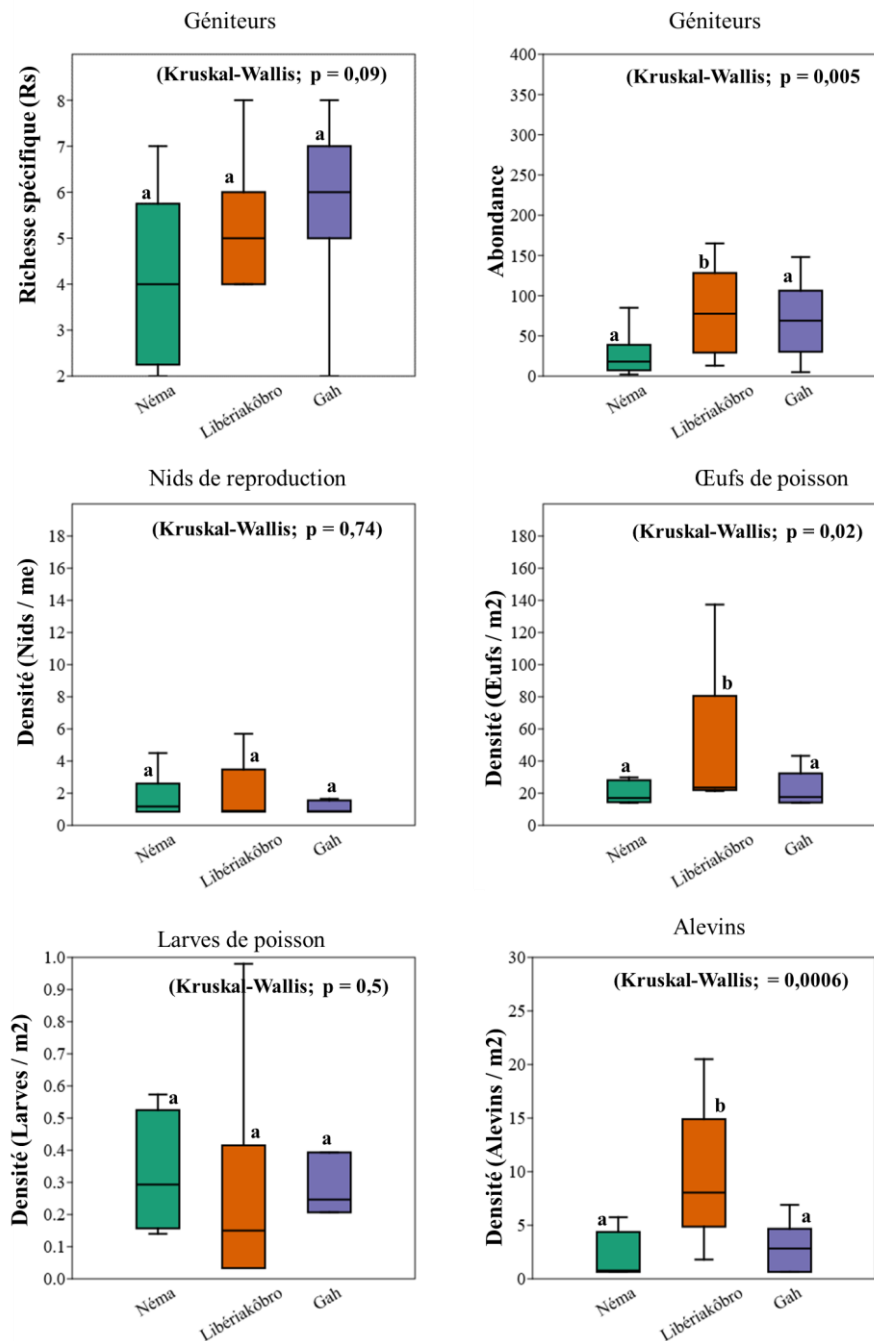


Figure 65 : Variations spatiales des indices de frai observés dans les plaines d'inondation étudiées

La différence des lettres a et b pour un indice de frai donné indique l'existence d'une différence significative de ce dernier entre les plaines étudiées.

III.3.1.1.3. Variations mensuelle et saisonnière des indices de frai

Les variations mensuelles des géniteurs et des indices de frai étudiés sont présentées par les figures 65 et 66.

La dynamique mensuelle des géniteurs a permis d'observer deux pics de la richesse spécifique et un pic de leur abondance, avec des variations relativement faibles. Le premier pic de la richesse des géniteurs a été observé en juin simultanément dans les trois plaines Néma ($R_s = 7$), Libériakôbro ($R_s = 8$) et Gah ($R_s = 8$), tandis que le second a été observé au cours des mois d'octobre (Néma et Libériakôbro) et de janvier (Gah). Les richesses spécifiques minimales ($R_s = 2$ à Néma, 4 à Libériakôbro et 2 à Gah), quant à elles ont été enregistrées en mai dans toutes les trois plaines étudiées. A l'opposé, les pics d'abondance des géniteurs sont atteints en juin dans la plaine Néma (85 géniteurs), en avril dans Libériakôbro (165 géniteurs) et en janvier dans Gah (302 géniteurs). Concernant les valeurs minimales de ces abondances, elles sont toutes atteintes dans le mois de mai pour les trois plaines Néma (2 géniteurs), Libériakôbro (88 géniteurs) et Gah (5 géniteurs).

Concernant les indices en rapport avec l'observation des nids de reproduction et des alevins de poissons, ils connaissent des évolutions relativement faibles avec un seul pic remarquable entre janvier et mai. Les pics de densités des nids dans les plaines Néma (5,95 nids / m^2) et Libériakôbro (11 nids / m^2) sont enregistrés durant le mois de mai, tandis que celui de la plaine Gah (5,95 nids / m^2) est atteint en février. Les densités minimales (0,85 nids / m^2) sont observées à la fois durant les mois de septembre, octobre et novembre dans les trois plaines. Les pics de densité des alevins par contre, sont enregistrés au cours du mois de janvier dans toutes les plaines étudiées, avec des densités de 5,75, de 20,5 et de 6,9 alevins / m^2 respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah. Les densités minimales des alevins, quant à elles, sont observées au cours du mois d'août pour les trois plaines Néma (0,65 alevins / m^2), Libériakôbro (1,8 alevins / m^2) et Gah (0,65 alevins / m^2).

Relativement aux indices de frai œufs et larves de poisson, les pics de densité sont généralement observés de juin à août avec des variations relativement faibles constatées après ce dernier mois. Les pics de la densité des œufs ont été observés en juillet dans les plaines Néma (92,5 œufs / m^2), Libériakôbro (137,36 œufs / m^2) et Gah (108,15 œufs / m^2). Les valeurs minimales (14 œufs / m^2 à Néma, 21,34 œufs / m^2 à Libériakôbro et 14 œufs / m^2 à Gah), quant à elles, ont été notées en septembre et en octobre. Pour ce qui est de la densité des larves, ses pics ont été enregistrés dans les plaines Néma (0,57 larve / m^2), Libériakôbro (0,98

larve / m²) et Gah (0,39 larve / m²), respectivement pendant les mois d'août, juillet et juin, avant de s'annuler à partir d'août à novembre selon les plaines.

Cependant, de tous ces indices de frai, seule la dynamique des abondances des géniteurs et celle de la densité des nids de reproduction connaissent des variations saisonnières significatives (Kruskal-Wallis ; $P < 0,05$) entre les saisons hydrologiques. Ces différences sont observées dans la plaine Néma pour l'abondance des géniteurs et dans les plaines Néma et Libériakôbro pour les nids de reproduction. Dans la plaine Néma, les plus faibles abondances des géniteurs ont été enregistrée pendant la saison de décrue (BE-D) avec une médiane de 3,5 [2 ; 5] géniteurs et les abondances les plus élevées en saison des crues (BE-C) avec une médiane de 52 [30 ; 85] géniteurs. Contrairement à l'abondance des géniteurs, les densités les plus élevées des nids ont été enregistrées au cours de la BE-D avec des médianes de 5,22 [4,5 ; 5,95] nids / m² dans la plaine Néma et de 8,35 [5,7 ; 11] nids / m² dans la plaine Libériakôbro. Par contre, les densités les plus faibles sont observées durant les saisons des crues avec des médianes de 1,1 [0,85 ; 1,2] et de 1,03 [0,85 ; 1,3] nids / m² respectivement dans les plaines Néma et Libériakôbro. Les figures 68, 70 et 72 présentent les variations saisonnières des géniteurs tandis que les figures 69, 71 et 73 présentent les variations saisonnières des indices de frai observés respectivement dans les plaines Néma, Libériakôbro et Gah.

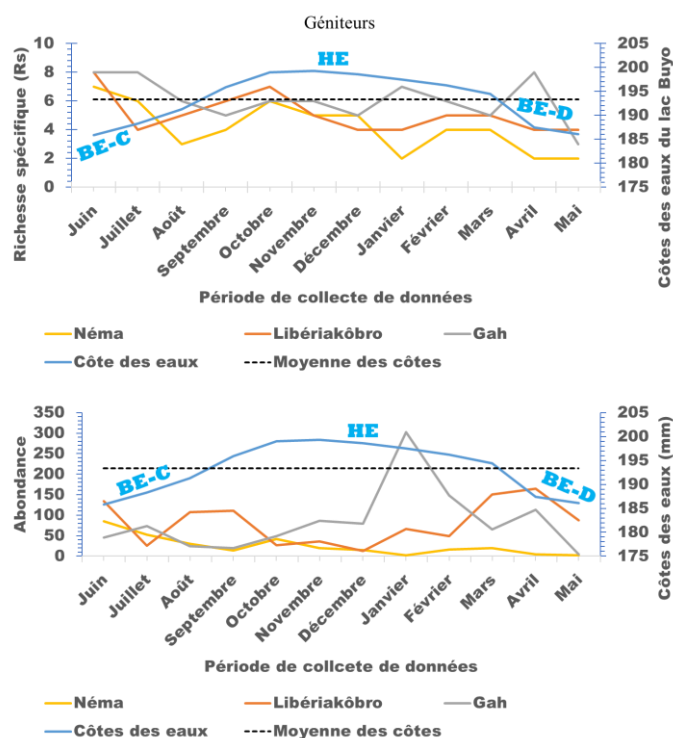


Figure 66 : Dynamique mensuelles des géniteurs dans les plaines inondables étudiées

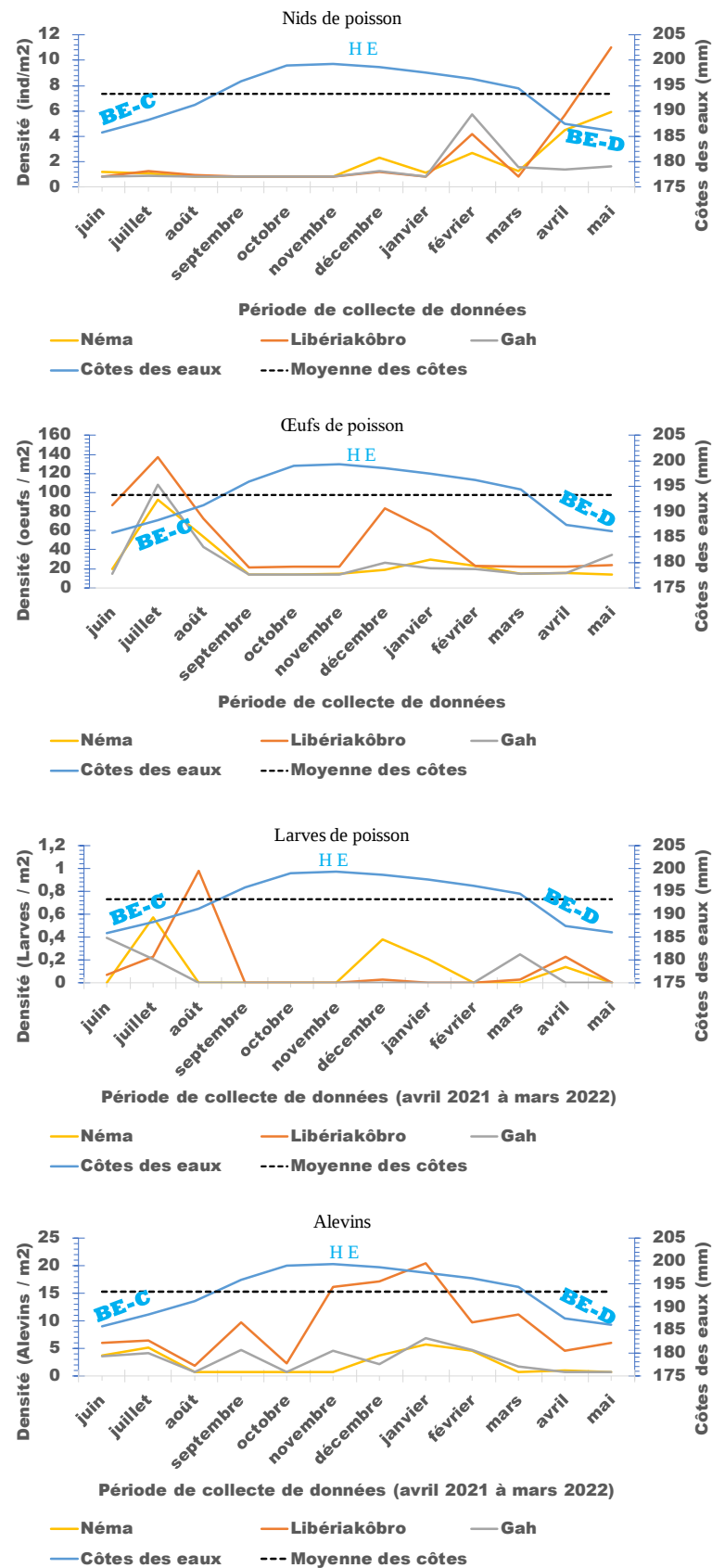


Figure 67 : Variations mensuelles des indices de frai dans les plaines inondables étudiées

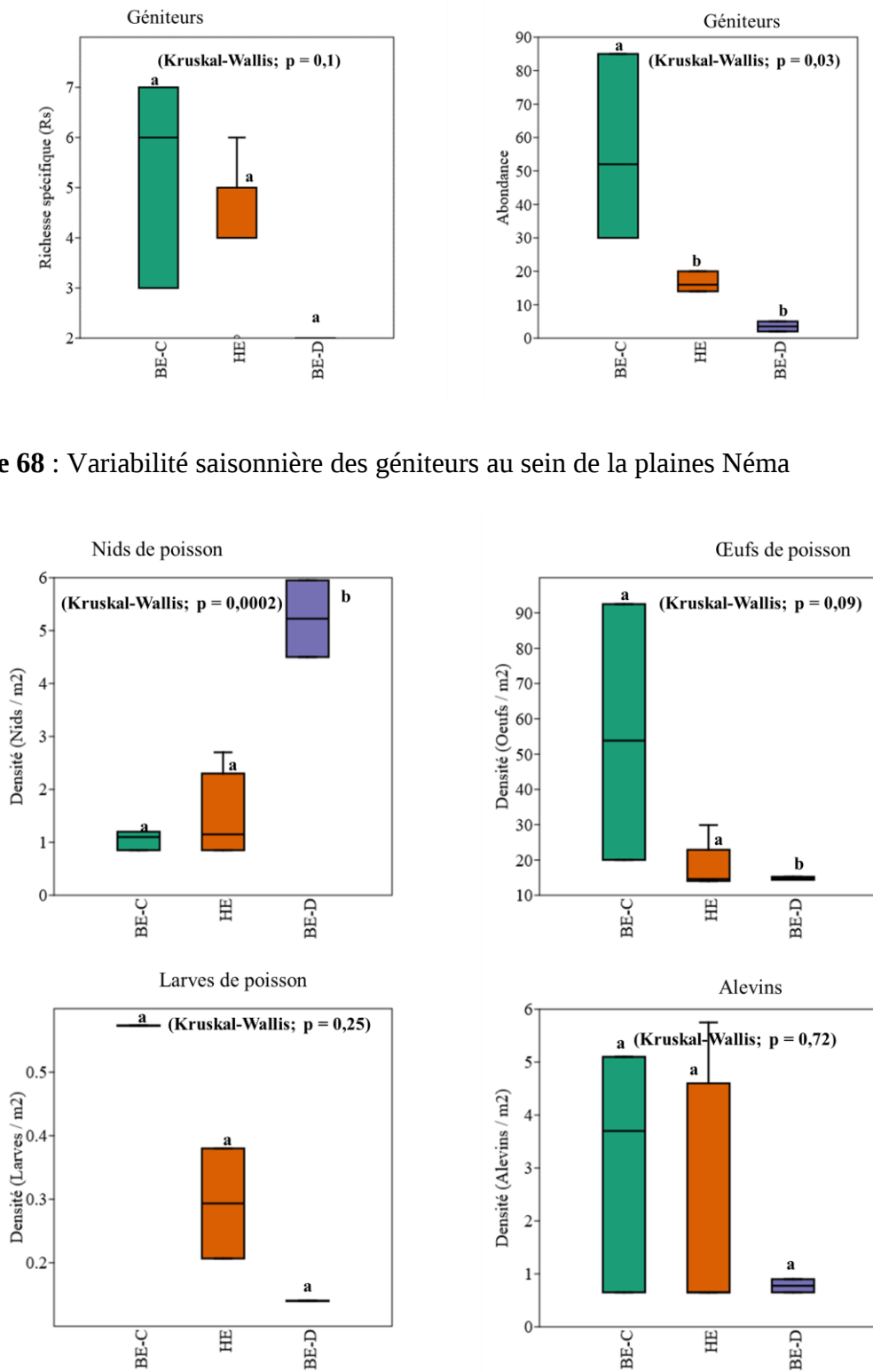


Figure 69 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaines Néma

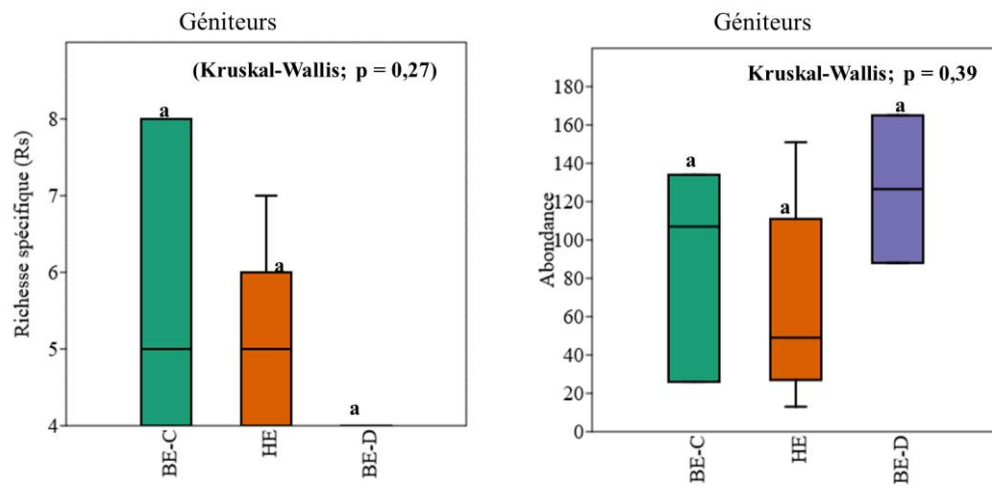


Figure 70 : Variabilité saisonnière des géniteurs au sein de la plaine Libériakôbro

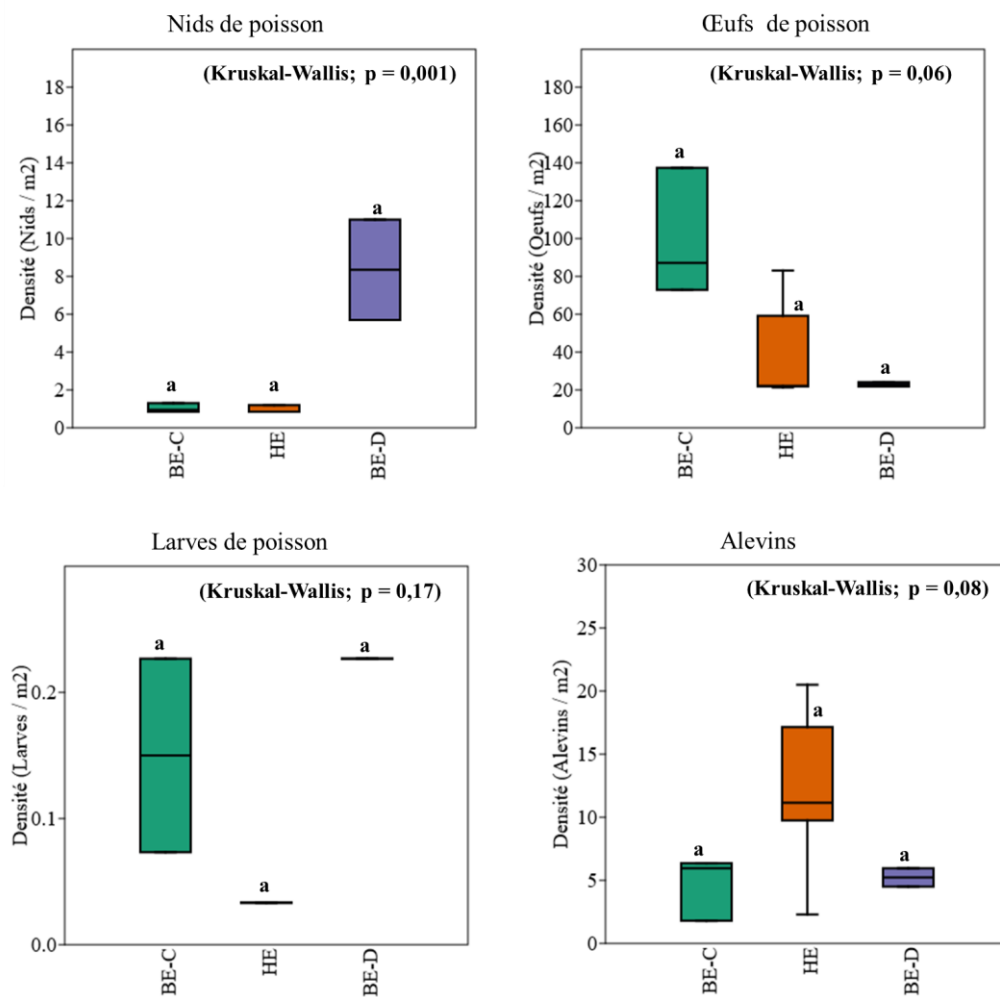


Figure 71 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaine Libériakôbro

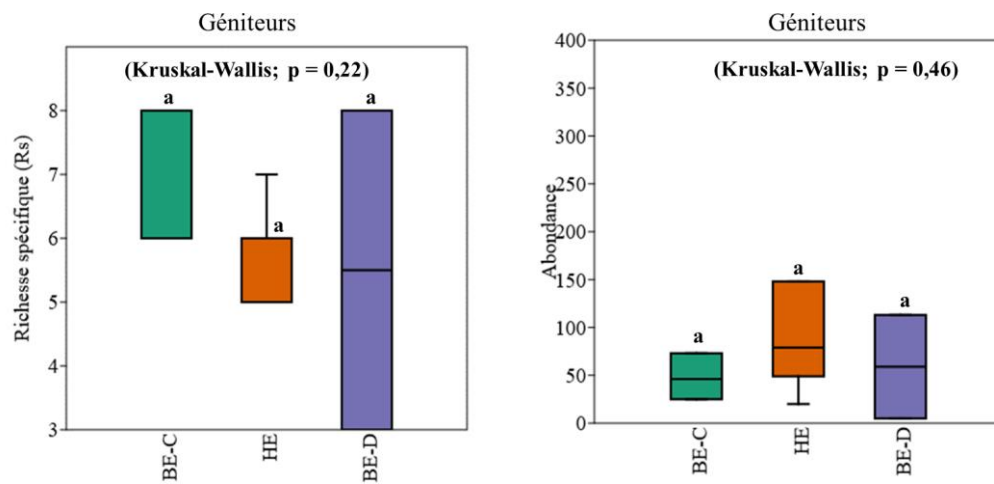


Figure 72 : Variabilité saisonnière des géniteurs au sein de la plaine Gah

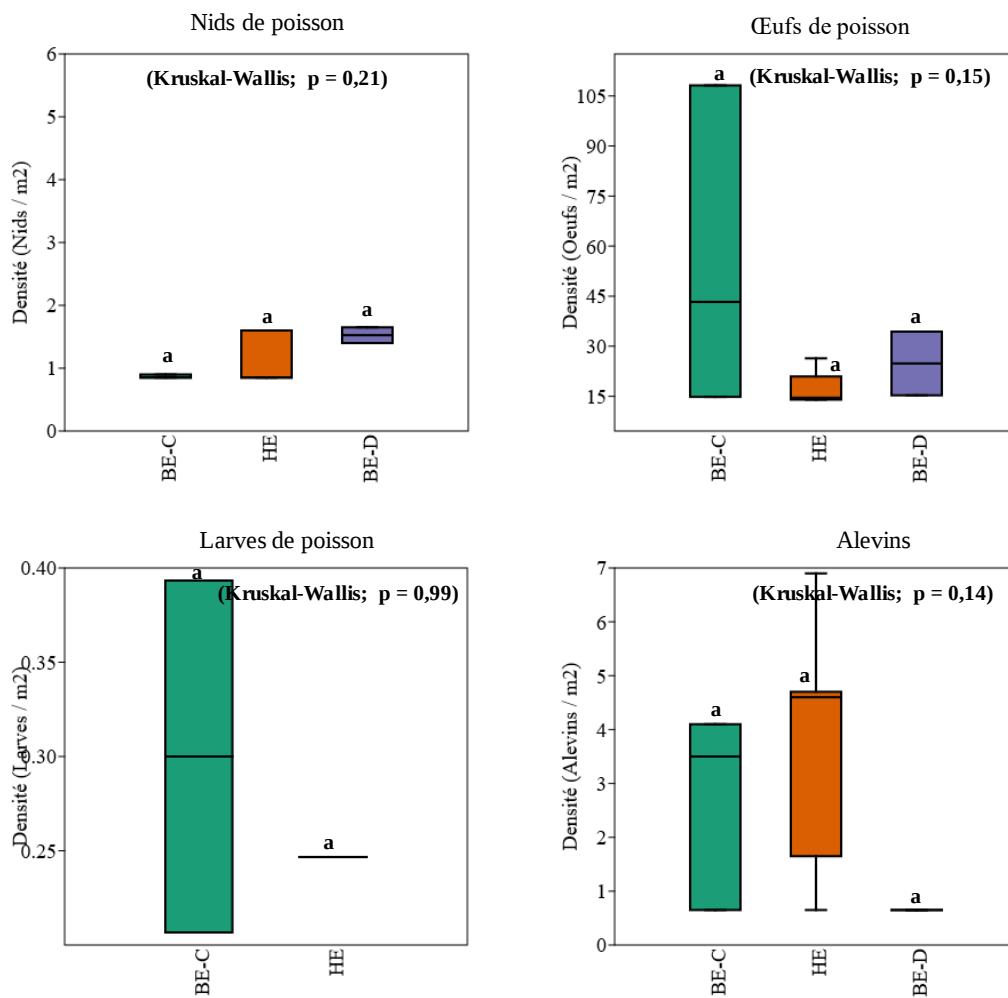


Figure 73 : Variabilité saisonnière des indices de frai au sein de la plaine Gah

III.3.1.1.6. Distribution spatiale et mensuelle des frayères

A l'issu de l'analyse des stades de maturité gonadique des poissons disséqués, il ressort qu'à l'exception des habitats prospecté dans le mois de novembre (H-nov) dans les trois plaines étudiées, l'ensemble des autres habitats constituent des frayères (Tableau XXIII). Aux habitats prospectés en novembre, s'ajoutent ceux prospectés en janvier et en mai au sein de la plaine Néma et ceux prospectés en janvier et avril au sein de la plaine Libériakôbro.

La distribution temporelle des frayères identifiées au sein des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah est présentée par les figures 74, 75 et 76.

Les habitats prospectés dans les trois plaines ont été le plus exploités par les géniteurs de *Enteromius macrops* pour les activités de reproduction. Ainsi, 50% des habitats prospectés respectivement au sein des plaines Néma, Libériakôbro et Gah constituent des frayères de l'espèce.

De façon spécifique, en dehors de *Enteromius macrops*, la plaine d'inondation Néma renferme des frayères pour les espèces *Clarias gariepinus*, *Coptodon zillii*, *Heterotis niloticus*, *Oreochromis niloticus*, *Pellonula leonensis*, *Sarotherodon galilaeus*, *Schilbe mandibularis* et *Synodontis koensi*, à des intensités et des périodes de temps différentes. Les habitats prospectés en avril (H-avril) dans cette plaine représentent des frayères monospécifiques pour *Oreochromis niloticus* qui exploite 41,67% de l'ensemble des habitats de la plaine. Les autres habitats exploités comme frayères par l'espèce sont ceux prospectés en juin (H-juin), en juillet (H-juillet), en décembre (H-dec) et en mars (H-mar). Les espèces *Coptodon zillii* et *Pellonula leonensis* exploitent respectivement 33,33% et 25% des habitats prospectés, comme frayères. Il s'agit notamment des habitats prospectés en septembre (H-sep), en décembre (H-dec), en février (H-fev) et en mars (H-mar) pour *Coptodon zillii* et ceux prospectés en juin (H-juin), en septembre (H-sep), en octobre (H-oct) et en décembre (H-dec) pour *Pellonula leonensis*. Ensuite, viennent les espèces *Schilbe mandibularis* et *Heterotis niloticus* qui exploite chacune 16,67% des habitats comme frayères, dont les habitats prospectés en juin et juillet pour *Schilbe mandibularis* et ceux de juillet et septembre pour *Heterotis niloticus*. Les autres espèces exploite chacune 8,33% des habitats prospectés.

Concernant la reproduction des espèces dans la plaine Libériakôbro, l'ensemble des habitats prospectés renferment, en dehors de *Enteromius macrops*, 33,33% de frayères pour chacune des espèces *Schilbe mandibularis* et *Oreochromis niloticus* et de 25% de frayères pour les espèces *Pellonula leonensis*, *Coptodon zillii* et *Sarotherodon galilaeus* de façon respective.

Les espèces *Enteromius ablabes* et *Chrysichtys johnelsis* exploite chacune 16,67% des habitats prospectés comme frayères, tandis que les autres espèces (*Clarias anguilaris*, *Clarias gariepinus* et *Heterotis niloticus*) exploite chacune, 8,33% de ces habitats comme des frayères. Les habitats prospectés pendant les mois d'août (H-août) et de septembre (H-sep) constituent des frayères monospécifiques et consacrés qu'à la reproduction respective de *Schilbe mandibularis* et de *Enteromius macrops*. Les habitats H-jun, H-jul, H-fev et H-mar constituent des frayères pour l'espèce *Oreochromis niloticus* et les habitats H-jun, H-août, H-oct et H-mai constituent des frayères pour *Schilbe mandibularis* dans cette plaine. Quant à *Sarotherodon galilaeus*, elle utilise les habitats H-jun, H-oct et H-dec comme frayères tandis que *Pellonula leonensis*, exploite les habitats H-jan, H-fev et H-mar comme frayères et *Coptodon zillii*, les habitats H-juin, H-dec et H-fev. Ensuite, on remarque les habitats H-jul et H-oct comme frayère de *Enteromius ablabes* et les habitats H-oct et H-fev comme des frayères pour *Chrysichtys johnelsis*.

Relativement aux habitats prospectés dans la plaine Gah, 41,67% sont exploités à des fins de frai pour *Bryconalestes longipinnis*, 33,33% représentent des frayères pour chacune des espèces *Coptodon zillii* et *Pollimyrus isidori*. Ensuite, les espèces *Enteromius ablabes*, *Pellonula leonensis* et *Schilbe mandibularis* exploitent respectivement 25% des habitats pour leurs activités de frai tandis que *Oreochromis niloticus*, *Petrocephalus bovei*, *Sarotherodon galilaeus* et *Synodontis punctifer* exploite chacune 16,67% des habitats comme frayère. Les frayères des autres espèces telles que *Clarias gariepinus* et *Chrysichtys johnelsis* ont présenté la plus faible proportion (8,33%) d'habitat de frai dans la plaine Gah. Les habitats prospectés dans cette plaine au cours des mois d'août (H-août), septembre (H-sep), octobre (H-oct) et décembre (H-dec) représentent des frayères monospécifiques et sont exploités respectivement par *Bryconalestes longipinnis*, *Clarias gariepinus*, *Enteromius macrops* et *Bryconalestes longipinnis*. Les frayères de l'espèce *Bryconalestes longipinnis* ont été observées au cours des mois d'août (H-août), décembre (H-dec), janvier (H-jan), février (H-fev) et mars (H-mar). Celles de *Coptodon zillii* ont été observées en janvier (H-jan), en mars (H-mar), en avril (H-avr) et en mai (H-mai) tandis que celles de *Pollimyrus isidori* ont été observées en juin (H-jun), en décembre (H-dec), en février (H-fev) et en avril (H-avr). Quant aux frayères de *Enteromius ablabes*, elles ont été observées au cours des mois de juin (H-jun) et de mai (H-mai), celles de *Pellonula leonensis*, pendant les mois de janvier (H-jan), de février (H-fev) et de mars (H-mar).

Tableau XXV : Distributions spatiale et mensuelle des abondances relatives des géniteurs par rapport à leurs populations respectives capturées par habitat prospecté

Plaines d'inondation	Géniteurs	H-jun	H-jul	H-aou	H-sep	H-oct	H-nov	H-dec	H-jan	H-fev	H-mar	H-avr	H-mai	Taux de frayères (%)
Néma	<i>Enteromius macrops</i>	82,1	87,1	70	0	70,6	11,5	23,1	3,33	80	75	20	0	50
	<i>Enteromius ablabe</i>	6,04	12,5	12,6	25	10,4	0	0	0	33,3	0	0	14,3	0
	<i>Clarias gariepinus</i>	0	100	0	0	16,7	0	16,7	0	0	0	0	0	8,33
	<i>Coptodons zillii</i>	33,3	0	0	100	0	0	100	0	75	100	0	0	33,33
	<i>Heterotis niloticus</i>	0	80	0	100	0	50	0	0	0	0	0	0	16,67
	<i>Oreochromis niloticus</i>	71,4	100	0	0	12,5	0	83,3	0	33,3	100	100	20	41,67
	<i>Pellonula leonensis</i>	100	0	18,4	78,6	91,7	69,2	80	0	0	0	0	0	33,33
	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83,3	0	0	8,33
	<i>Schilbe mandibularis</i>	83,3	81,8	0	0	16,7	20	0	0	0	0	0	0	16,67
	<i>Synodontis koensis</i>	93,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,33
Libériakôbro	<i>Enteromius macrops</i>	87,2	0	68,7	79,3	67,9	63,2	100	60	73,9	83,1	68,9	70,2	50
	<i>Enteromius ablabe</i>	32,9	70,6	55,7	14,7	100	0	0	0	0	50	38,1	65,3 1	16,67
	<i>Chrysichtys johnelsis</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0	16,67
	<i>Clarias anguilaris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,33
	<i>Clarias gariepinus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	8,33
	<i>Coptodons zillii</i>	80	0	50	0	0	30,8	75	0	100	0	0	0	25
	<i>Heterotis niloticus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,33
	<i>Oreochromis niloticus</i>	75	83,3	0	50	0	11,8	50	33,3	100	100	0	0	33,33

Plaines d'inondation	Géniteurs	H-jun	H-jul	H-aou	H-sep	H-oct	H-nov	H-dec	H-jan	H-fev	H-mar	H-avr	H-mai	Taux de frayères (%)
	<i>Pellonula leonensis</i>	64,3	0	43,7	0	66,7	67,9	0	69,1	83,3	81,9	0	53,3	16,67
	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	100	0	0	60	100	42,9	100	0	0	0	0	0	25
	<i>Schilbe mandibularis</i>	81,8	0	80,8	18	100	0	0	0	0	0	0	75	33,33
Gah	<i>Enteromius macrops</i>	80,8	93,5	33,3	63,5	77,3	68,9	0	93,9	83,3	33,3	80,9	0	50
	<i>Enteromius ablabe</i>	84,2	75	19,4	0	23,5	0	0	27,3	0	20	21,1	75	25
	<i>Bryconalestes longipinnis</i>	33,3	33,3	100	0	26,7	21,2	75,3	79,5	75,9	70,5	50	0	41,67
	<i>Chrysichtys johnelsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	71,4	0	0	0	0	8,33
	<i>Clarias gariepinus</i>	0	100	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	16,67
	<i>Coptodons zillii</i>	50	0	0	0	0	0	0	100	10	100	72,7	100	33,33
	<i>Oreochromis niloticus</i>	75	100	0	50	0	25	0	0	0	0	100	0	25
	<i>Pellonula leonensis</i>	28,6	21,4	22,2	0	22,2	22,2	20	80	74,6	89,5	0	0	25
	<i>Petrocephalus bovei</i>	0	0	0	0	0	66,7	100	100	0	0	0	0	16,67
	<i>Pollimyrus isidori</i>	100	0	0	0	50	50	100	0	100	0	100	0	33,33
	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	0	0	0	80	0	0	0	0	100	0	0	0	16,67
	<i>Schilbe mandibularis</i>	100	81,2	0	25	0	0	0	0	0	0	88,8	0	25
	<i>Synodontis punctifer</i>	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,67

H : Habitat ; jan : janvier ; fév : février ; mars : mars ; avr : avril ; mai : mai ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; dec : décembre ; H-mois x : Habitat prospecté dans le mois x.

Les valeurs en gras représentent les abondances relatives des géniteurs supérieures à 70% de l'effectif de leur population respective au sein des différents habitats prospectés.

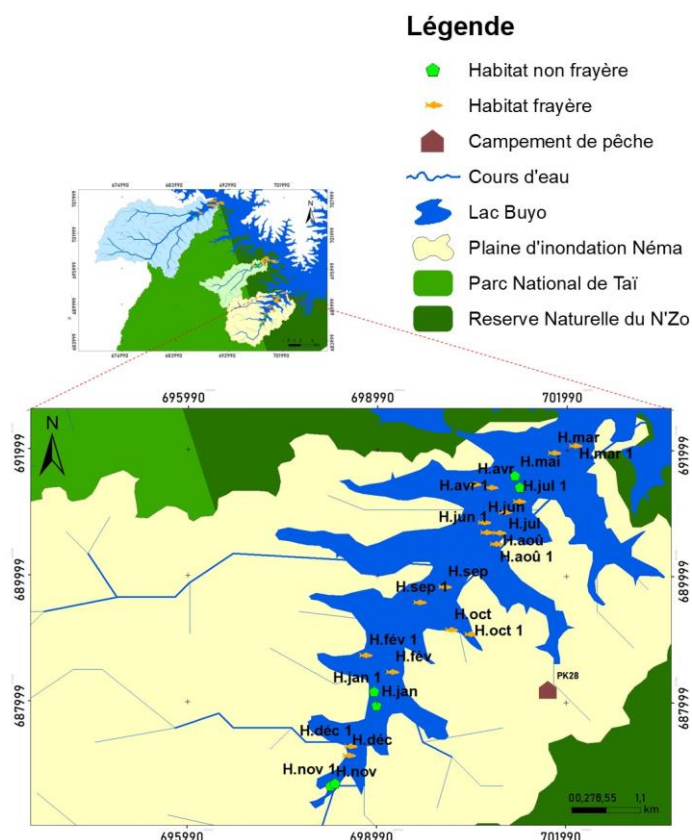


Figure 74 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine d'inondation Néma

H : Habitat ; jan : Janvier ; fév : Février ; mar : mars ; avr : avril ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; déc : décembre ; H-mois x : Habitat prospecté dans le mois x

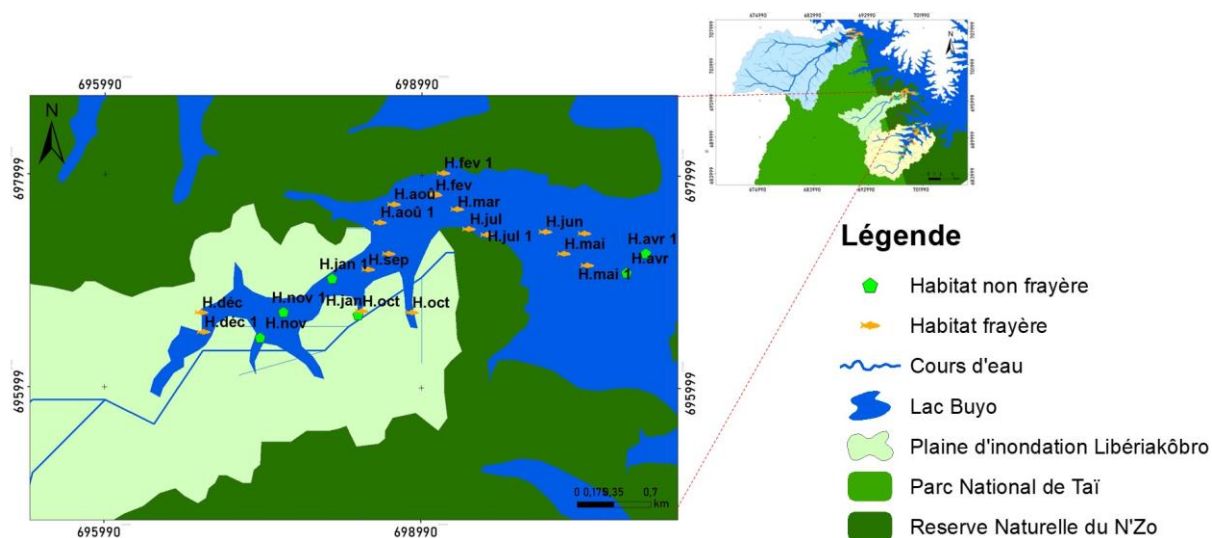


Figure 75 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine Libériakôbro

H : Habitat ; jan : Janvier ; fév : Février ; mar : mars ; avr : avril ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; déc : décembre ; H-mois x : Habitat prospecté dans le mois x

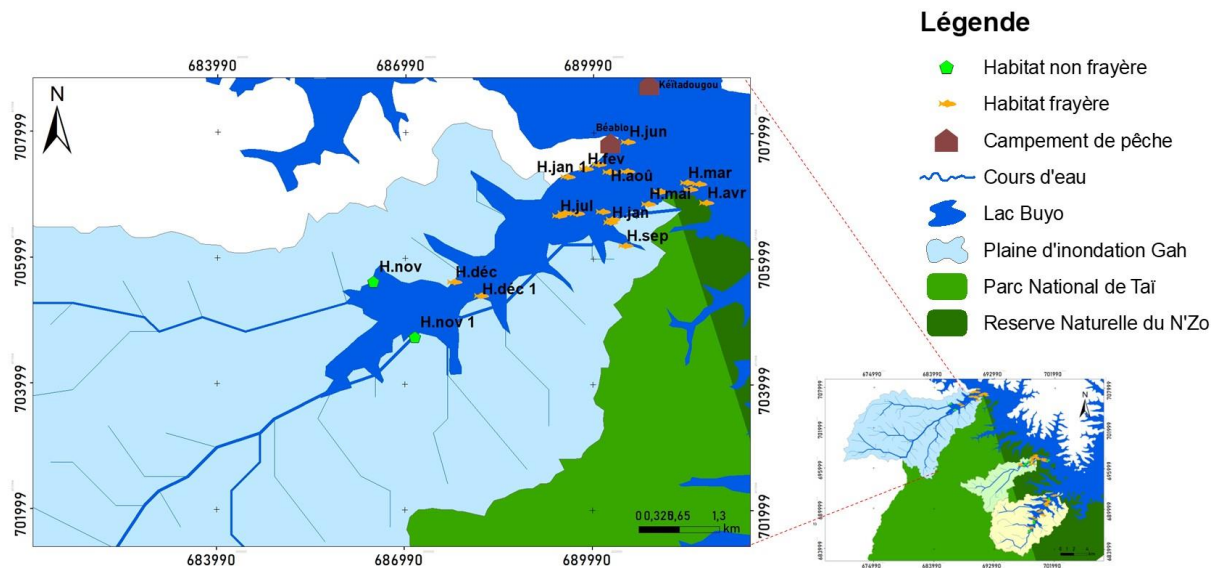


Figure 76 : Distribution temporelle des frayères observées dans la plaine d'inondation Gah

H : Habitat ; jan : Janvier ; fév : Février ; mar : mars ; avr : avril ; jun : juin ; jul : juillet ; aoû : août ; sep : septembre ; oct : octobre ; nov : novembre ; déc : décembre ; H-mois x : Habitat prospecté dans le mois x

III.3.1.2. Caractéristiques des frayères à poisson

III.3.1.2.1. Typologie de frai des géniteurs

L'examen des supports de pontes dans les frayères identifiées a permis d'enregistrer la présence d'œufs sur des supports tant organiques que minéraux. Les supports organiques sur lesquels les œufs et les larves de poissons ont été observés sont des végétaux submergés ou partiellement immergés, des morceaux de bois ou troncs d'arbres morts, la litière submergée et divers autres débris organiques (Figure 77). Les supports minéraux, quant à eux, sont des blocs de pierre et de substrat (Figure 78).

L'analyse de classification hiérarchique (ACH) réalisée sur la fréquence d'occurrence de ces supports associés à la présence des œufs et des géniteurs dans les différents habitats prospectés a permis de répartir ces géniteurs en 5 groupes selon le type de frai (Figure 78). Ainsi, les groupes G1 (*Heterotis niloticus*, *Synodontys koensis* et *Synodontys punctifer*) et G5 (*Bryconalestes longipinnis* et *Chrysistys johnelsis*) constituent les espèces phytophiles. Les groupes G2 (*Enteromius ablabe*, *Enteromius macrops*, *Sarotherodon galilaeus*, *Petrocephalus bovei* et *Polymirus isidori*) et G3 (*Clarias angularis*, *Clarias gariepinus*, *Pellonula leonensis* et *Schilbe mandibularis*) sont les espèces essentiellement phytophiles avec des possibilités de frai sur des supports lithophiles. Le quatrième groupe G 4 (*Coptodon*

zillii et *Oreochromis niloticus*), quant à lui, renferme les espèces autant phytophiles que lithophiles.

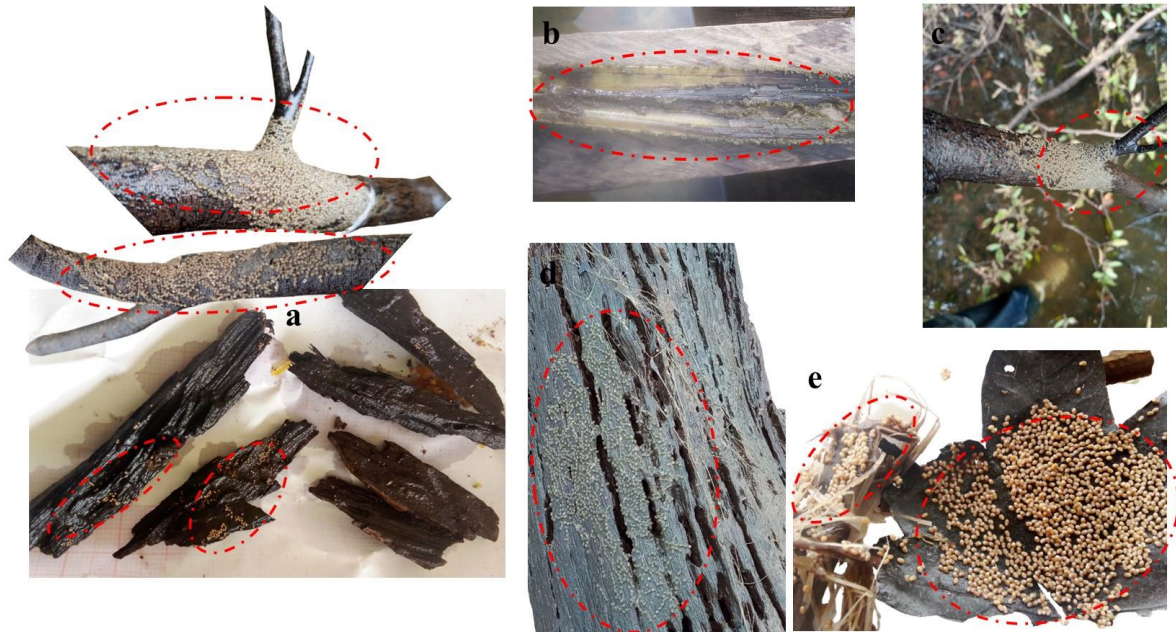


Figure 77 : Différents supports organiques de pontes rencontrés dans les frayères identifiées

a : Morceaux de bois morts ; **b** : Tige de plante aquatique ; **c** : Branche d'arbre immergée ; **d** : Tronc d'arbre ; **e** : Feuilles de plantes



Figure 78 : Différents supports lithogènes de pontes rencontrés dans les frayères identifiées

a : Substrat sableux ; **b** : Pierre

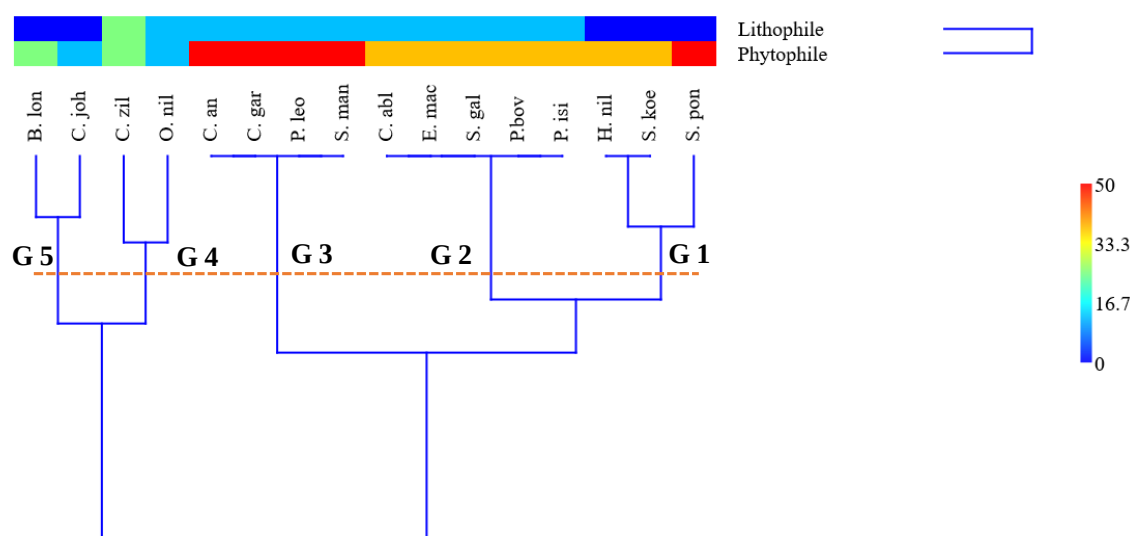


Figure 79 : Typologie de frai des géniteurs dans les frayères identifiées

C. gar : *Clarias gariepinus* ; C. ang : *Clarias anguilaris* ; H. nil : *Heterotis niloticus* ; O. nil : *Oreochromis niloticus* ; S. man : *Schilbe mandibularis* ; S. koe : *Synodontis koensis* ; S. pun : *Synodontis punctifer* ; E. abl : *Enteromius ablakes* ; B. lon : *Bryconalestes longipinnis* ; C. joh : *Chrysichtys johnelsis* ; P. leo : *Pellonula leonensis* ; P. bov : *Petrocephalus bovei* ; S. gal : *Sarotherodon galilaeus* ; E. mac : *Enteromius macrops* ; P. isi : *Polymirus isidori* ; C. zil : *Coptodon zillii* ; BE-C : Saison des crues ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2 ; G 3 : Groupe 3 ; G 4 : Groupe 4 ; G 5 : Groupe 5

III.3.1.2.2. Saisons optimales de frai des espèces de géniteurs

L'analyse de classification hiérarchique (ACH) appliquée aux données d'abondances relatives des espèces de géniteurs rencontrés par frayère identifiée au cours des saisons hydrologiques a permis de répartir ces espèces en 7 groupes (Figure 79). Le premier (G 1) et le quatrième (G 4) renferment des espèces dont la reproduction est associée à une seule saison hydrologique dans les plaines. Il s'agit des espèces *Synodontis punctifer*, *Synodontis koensis* et *Clarias anguilaris* pour le groupe 1 (G 1). Leur reproduction est essentiellement observée en saison des crues (BE-C). Le groupe 4 (G 4) renferme les espèces *Sarotheron galilaeus*, *Petrocephalus bevei*, *Chrysichtys johnelsis* et *Bryconalestes longipinnis*. Elles se reproduisent préférentiellement pendant la saison des hautes eaux (HE). Les autres groupes renferment les géniteurs dont les activités de frai sont réalisées plus ou moins sur plusieurs saisons hydrologiques. Ainsi, le groupe 2 (G 2) regroupe les espèces *Enteromius ablakes* et *Schilbe mandibularis* dont la reproduction a principalement lieu durant les saisons de BE-C et de

décru (BE-D), contrairement au groupe 3 (G3) composé de *Clarias gariepinus* et *Heterotis niloticus* qui se reproduisent principalement en BE-C et HE. Le groupe 5 (G5) se compose de *Polymiris isidori*, *Pellonula leonensis* et *Enteromys macrops*. Ces dernières espèces se reproduisent indifféremment des saisons hydrologiques avec un paroxysme d'activités de frai en HE. Enfin, les sixième et septième groupe sont représentés respectivement par *Oreochromis niloticus* se reproduisant aussi bien en BE-C qu'en HE et *Coptodon zillii* qui se reproduit pendant les HE et de BE-D.

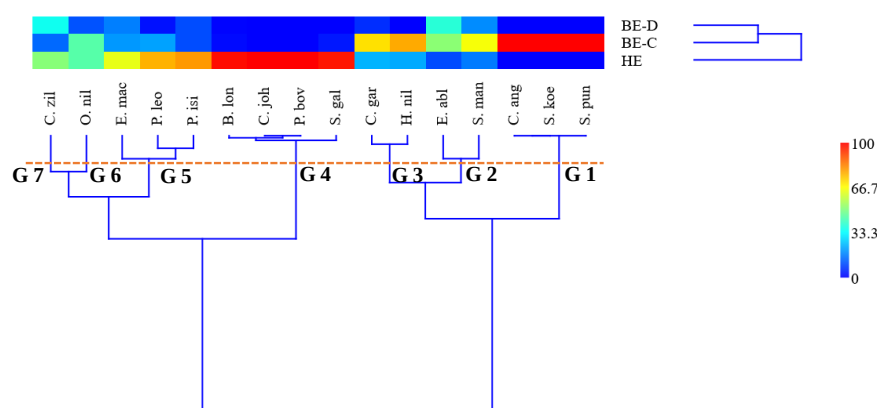


Figure 80 : Périodes de frai des espèces de géniteurs dans les frayères des plaines inondables étudiées

C. gar : *Clarias gariepinus* ; C. ang : *Clarias anguilaris* ; H. nil : *Heterotis niloticus* ; O. nil : *Oreochromis niloticus* ; S. man : *Schilbe mandibularis* ; S. koe : *Synodontis koensis* ; S. pun : *Synodontis punctifer* ; E. abl : *Enteromys ablakes* ; B. lon : *Bryconalestes longipinnis* ; C. joh : *Chrysichtys johnelsis* ; P. leo : *Pellonula leonensis* ; P. bov : *Petrocephalus bovei* ; S. gal : *Sarotherodon galilaeus* ; E. mac : *Enteromys macrops* ; P. isi : *Polymiris isidori* ; C. zil : *Coptodon zillii* ; BE-C : Saison des crues ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2 ; G 3 : Groupe 3 ; G 4 : Groupe 4 ; G 5 : Groupe 5 ; G 6 : Groupe 6 ; G 7 : Groupe 7

III.3.1.2.3. Descripteurs environnementaux des frayères

Les figures 80 et 81 présentent les caractéristiques écologiques (abiotiques et biotiques) qui influencent l'établissement des frayères et les activités de frai des espèces de géniteurs des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah. Les axes factoriels 1 (85,56%) et 2 (14,44%) de l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) de la matrice de l'abondance relative des espèces de géniteurs et des paramètres abiotiques d'une part, et des groupes taxonomiques du zooplancton et macroinvertébrés d'autres part, ont été retenus. La projection des résultats sur le plan factoriel de ces deux axes indique une ségrégation des espèces en trois

groupes selon l'influence des paramètres abiotiques (voir Figure 80) et en deux groupes sous l'influence des composants biotiques (voir Figure 81) suivant l'axe factoriel 1.

Relativement à l'influence des paramètres abiotiques, le premier groupe (G 1) regroupe les espèces *Bryconalestes longipinnis*, *Chrysichthys johnelsis*, *Pellonula leonensis*, *Petrocephalus bovei*, *Sarotherodon galilaeus*, *Enteromius macrops* et *Polymirus isidori*. La reproduction de ces espèces se déroule dans les eaux relativement neutre (pH = 6,73 ; 6,78 ; 6,92), moins turbides (Tran = 0,73m ; 1,12m ; 1,01m), beaucoup plus profondes (Prof = 1,73m ; 2,66m ; 2,27m), où les pentes sont un peu plus importantes, voire modérées (Pent = 5,86% ; 6,73% ; 15,74) et la température de l'eau est moins élevée (Temp = 28,65°C ; 28,7°C ; 28,9°C).

Le second groupe, par contre, renferme les géniteurs de *Clarias gariepinus*, *Clarias anguilaris*, *Heterotis niloticus*, *Oreochromis niloticus*, *Schilbe mandibularis*, *Synodontis koensis*, *Synodontis punctifer* et *Enteromius ablabes*. Leur reproduction a lieu dans des eaux à tendance neutre (≈ 7) et relativement turbides (Tran = 0,29m ; 0,27m ; 0,29m ; 0,29m ; 0,27m ; 0,29m), moins profondes (Prof = 0,66 ; 0,65 ; 0,82 ; 1,65 ; 1,64 ; 1,59), avec des températures relativement basses (Temp = 27,75 ; 27,9 ; 27,7) et de l'oxygène (4,16 ; 2,4 ; 2,83) et solides (24mg/l ; 27,5mg/l ; 24,5mg/l) dissous élevés.

Le paroxysme de frai des géniteurs du troisième groupe, constitué d'une espèce unique, notamment *Coptodon zillii*, est principalement observé dans les habitats de température élevée avec des pentes douces, de pH acides à tendance neutre (≈ 7) et de l'oxygène et solides dissous élevés.

Conformément à l'effet des composants biotiques étudiés, le premier groupe (G 1) est constitué par les géniteurs de *Clarias gariepinus*, *Clarias anguilaris*, *Heterotis niloticus*, *Oreochromis niloticus*, *Schilbe mandibularis*, *Synodontis koensis*, *Synodontis punctifer* et *Enteromius ablabes*. L'intensification des activités de frai de ces géniteurs est influencée par des densités élevées de rotifères, ainsi que de fortes abondances des Arachnidae, Gastéropodes et Clitellates.

Le second groupe (G 2) est constitué des géniteurs de *Bryconalestes longipinnis*, *Chrysichthys johnelsis*, *Pellonula leonensis*, *Petrocephalus bovei*, *Sarotherodon galilaeus*, *Enteromius macrops*, *Polymirus isidori* et *Coptodon zillii*. L'intensification des activités de reproduction de ce groupe est associée aux fortes densités des copépodes et cladocères, ainsi qu'aux abondances élevées des insectes dans les frayères étudiées. Cette ségrégation des géniteurs sur

la base des descripteurs de leur environnement a permis de déterminer les caractéristiques abiotiques et biotiques de leurs frayères respectives (Tableau XXIV).

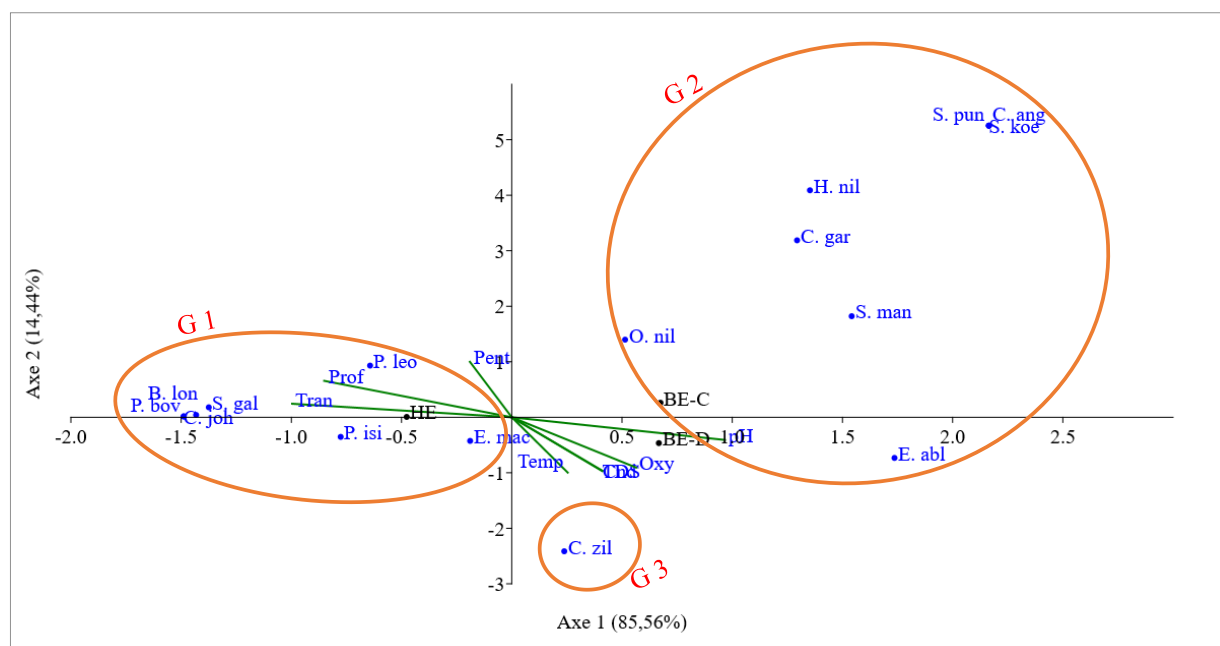


Figure 81 : Analyse Canonique des Correspondances (ACC) indiquant l'influence des paramètres abiotiques sur les activités de frai des espèces de géniteurs rencontrées dans les trois plaines d'inondation étudiées

pH : potentiel d'hydrogène ; Cond : Conductivité ; TDS : Taux de Solides Dissous ; Temp : Température ; Oxy : Oxygène dissous ; Tran : Transparence ; Prof : Profondeur ; Pent : Pente ; C. gar : *Clarias gariepinus* ; C. ang : *Clarias anguilaris* ; H. nil : *Heterotis niloticus* ; O. nil : *Oreochromis niloticus* ; S. man : *Schilbe mandibularis* ; S. koe : *Synodontis koensis* ; S. pun : *Synodontis punctifer* ; E. abl : *Enteromius ablabes* ; B. lon : *Bryconalestes longipinnis* ; C. joh : *Chrysichtys johnelsis* ; P. leo : *Pellonula leonensis* ; P. bov : *Petrocephalus bovei* ; S. gal : *Sarotherodon galilaeus* ; E. mac : *Enteromius macrops* ; P. isi : *Polymirus isidori* ; C. zil : *Coptodon zillii* ; BE-C : saison des crues ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2 ; G 3 : Groupe 3

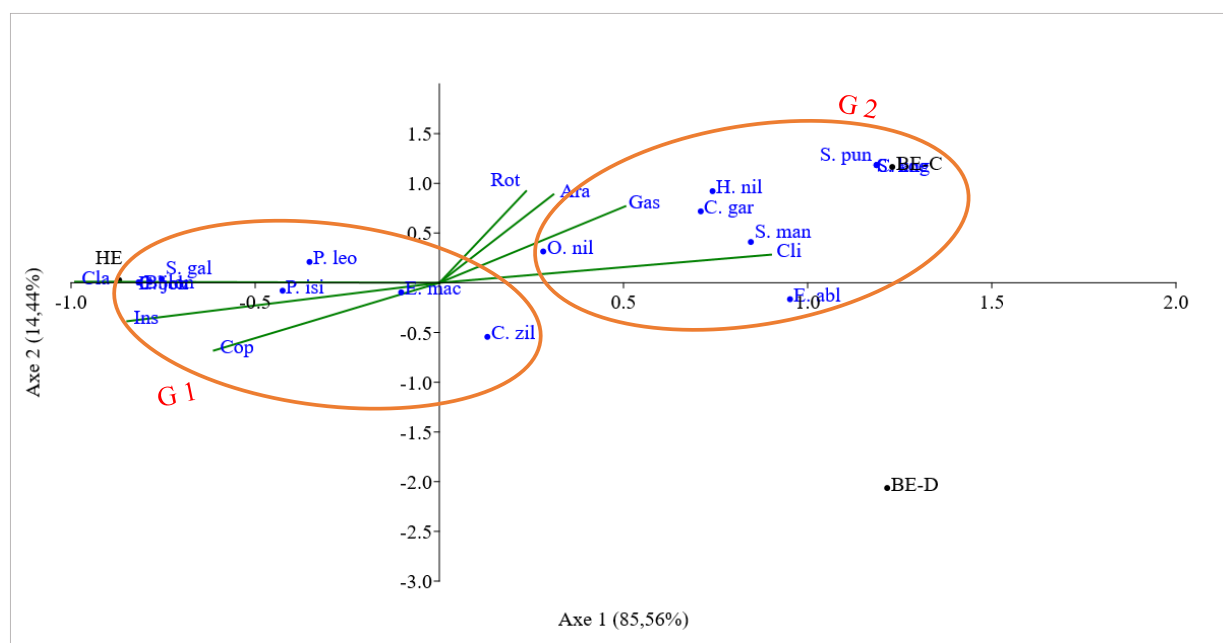


Figure 82 : Analyse Canonique des Correspondances (ACC) indiquant l'influence des composantes biotiques (zooplancton et macroinvertébrés) sur les activités de frai des espèces de poisson des trois plaines d'inondation étudiées

Ins : Insectes ; Arac : Arachnides ; Gas : Gastéropodes ; Clit : Clitellates ; Copé : Copépodes ; Clad : Cladocères ; Roti : Rotifères ; C. gar : *Clarias gariepinus* ; C. ang : *Clarias anguilaris* ; H. nil : *Heterotis niloticus* ; O. nil : *Oreochromis niloticus* ; S. man : *Schilbe mandibularis* ; S. koe : *Synodontis koensis* ; S. pun : *Synodontis punctifer* ; E. abl : *Enteromius ablades* ; B. lon : *Bryconalestes longipinnis* ; C. joh : *Chrysichtys johnelsis* ; P. leo : *Pellonula leonensis* ; P. bov : *Petrocephalus bovei* ; S. gal : *Sarotherodon galilaeus* ; E. mac : *Enteromius macrops* ; P. isi : *Polymirus isidori* ; C. zil : *Coptodon zillii* ; BE-C : Saison des crues ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue ; G 1 : Groupe 1 ; G 2 : Groupe 2

Tableau XXVI : Caractéristiques abiotique et biotique des frayères identifiées dans les plaines étudiées selon les espèces de géniteurs

Frayères des géniteurs	Type de frai	Période de frai	Pente	Physico-chimique	Macroinvertébrés dominants	Zooplankton dominant
<i>Bryconalestes longipinnis</i>	Phytophile	HE	Modérée	Prof E, Tran E, Temp F, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Chrysichtys johnelsis</i>	Phytophile	HE	Modérée	Prof E, Tran E, Temp F, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Synodontis koensi</i>	Phytophile	BE-C	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates	Rotifère
<i>Synodontis punctifer</i>	Phytophile	BE-C	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates	Rotifère
<i>Heterotis niloticus</i>	Phytophile	BE-C, HE	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates, Insectes	Rotifère, Copépodes et Cladocères
<i>Clarias gariepinus</i>	Phyto-lithophile	BE-C, HE	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates, Insectes	Rotifère, Copépodes et Cladocères
<i>Clarias anguilaris</i>	Phyto-lithophile	BE-C	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates	Rotifère
<i>Schilbe mandibularis</i>	Phyto-lithophile	BE-C, BE-D	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates	Rotifère
<i>Enteromius ablabes</i>	Phyto-lithophile	BE-C, BE-D	Douce	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates	Rotifère
<i>Petrocephalus bovei</i>	Phyto-lithophile	HE	Modérée	Prof E, Tran E, Temp F, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Polymirus isidori</i>	Phyto-lithophile	HE	Douce	Prof E, Tran E, Temp E, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Sarotherodon galilaeus</i>	Phyto-lithophile	HE	Modérée	Prof E, Tran E, Temp F, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Pellonula leonensis</i>	Phyto-lithophile	HE, BE-C	Modérée	Prof E, Tran E, Temp F, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères

Frayères des géniteurs	Type de frai	Période de frai	Pente	Physico-chimique	Macroinvertébrés dominants	Zooplankton dominant
<i>Enteromius macrops</i>	Phyto- lithophile	HE, BE-C	Douce	Prof E, Tran E, Temp E, pH F, TDS F, Oxy F	Insectes	Copépodes et Cladocères
<i>Oreochromis niloticus</i>	Phyto- lithophile	BE-C, HE	Indifférent	Temp F, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Arachnidae, gastéropodes, clitellates, Insectes	Rotifère, Copépodes et Cladocères
<i>Coptodon zillii</i>	Litho- phytophile	HE, BE-D	Douce	Temp E, pH E, TDS E, Tran F, Prof F	Insectes	Copépodes et Cladocères

BE-C : saison des crues ; HE : Saison des hautes eaux ; BE-D : Saison de décrue ; Prof E : Profondeur élevée ; Tran E : Transparence élevée ; Temp F : Température faible ; Temp E : Température élevée ; pH F : Potentiel d'Hydrogène faible ; pH E : Potentiel d'Hydrogène élevé ; TDS F : Taux de Solides Dissous faible ; TDS E : Taux de Solides Dissous élevé ; Oxy F : Oxygène dissous faible ; Oxy E : Oxygène dissous élevé

III.3.2. Discussion

Une diversité d'indices de frai, constitués de géniteurs de 16 espèces de poissons, associés aux nids de reproduction établis généralement sur substrats, aux œufs essentiellement de type adhésif, aux larves de poisson et aux alevins ont été observés dans les plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah. La présence simultanée de ces indices de frai dans les plaines concernées pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs écologiques et comportementaux propres aux espèces de poissons. En effet, les adaptations des poissons aux conditions dynamiques et aux ressources offertes par les habitats temporaires des plaines, du fait des inondations périodiques, sont pour les poissons des opportunités de frai et de survie des larves et alevins. Cela explique la concentration de multiples indices de frai généralement observés dans les plaines inondables (Hogan & Møller, 2007). Dans le cas des plaines étudiées, la présence des différents types de nids et d'œufs de poisson serait due à la résultante directe de la diversité des géniteurs (16 espèces) observée. La dominance des nids construits sur substrats et des œufs adhésifs, par contre, pourrait être mise en relation avec des stratégies d'adaptation entreprises par ces différentes espèces pour maximiser le succès de leur reproduction et la survie des larves dans les habitats constamment dynamiques de ces plaines inondables (Simpson & Altringham, 1996 ; Hogan & Møller, 2007). En effet, les nids de reproduction aménagés sur substrats offrent souvent une meilleure protection des œufs et des larves, ainsi qu'un accès efficace aux nutriments et à l'oxygène dissous nécessaires au développement embryonnaire, contrairement aux nids de végétaux qui peuvent être plus instables et moins protecteurs (Behrens & Harvey, 1996 ; N'Dri *et al.*, 2020 b). Aussi, les œufs adhésifs sont généralement fixés sur des supports, offrant une meilleure protection contre les fluctuations du niveau et des courants d'eau, ainsi que des prédateurs aquatiques (Simpson & Altringham, 1996). Ces œufs adhésifs sont alors mieux adaptés à ces conditions dynamiques, car ils restent attachés aux différents supports de pontes même lorsque ceux-ci sont partiellement submergés, augmentant les chances de survie des œufs.

La dynamique spatiale et temporelle des indices de frai observés indique leur dominance dans la plaine Libériakôbro (abondance des géniteurs, densités des œufs et alevins) et durant la saison des crues (richesse spécifique des géniteurs, densité des œufs et larves). La première observation serait imputable à l'éventualité des conditions de frai plus favorables aux géniteurs dans la plaine Libériakôbro par rapport aux plaines Néma et Gah situées toutes deux à proximité des campements de pêcheurs. En effet, le caractère isolé de la plaine Libériakôbro

de ces campements limiterait les pressions d'exploitation de ses ressources ligneuses telles que les souches et troncs d'arbres et de bois morts, lesquelles pourraient soutenir les meilleures conditions de reproduction dans cette plaine. L'abondance de ces ressources ligneuses pourrait entraîner une disponibilité accrue des supports de ponte et une diversité d'habitats ou zones propices de frai, comme des zones à courant rapide, zones d'eau stagnante, zones avec d'intenses débris organiques ou une végétation aquatique dense (Winemiller *et al.*, 2016). Chaque type d'habitat pouvant être préféré par différentes espèces de poissons pour le frai, en raison des conditions spécifiques qu'il offre. Ce sont par exemple la stabilité du substrat, la disponibilité de la nourriture et la protection contre les prédateurs.

Relativement à la dominance des indices de frai durant la saison des crues, elle serait imputable à l'influence des inondations sur la connectivité et la disponibilité de nouveaux habitats favorables à la fraie de plusieurs espèces, contrairement à la saison de décrue qui peut restreindre l'accès à certains habitats de frai (Stromberg *et al.*, 1997). Aussi, est-il important de retenir que les cycles hydrologiques influencent directement l'accès des poissons aux habitats de frai à travers les inondations des zones terrestres. Ces conditions transitoires créent plusieurs habitats de frai pour les espèces qui déposent leurs œufs sur des substrats et d'autres matières organiques inondés. Les pics des géniteurs et des œufs peuvent donc être synchronisés parfois avec les périodes d'inondation, favorisant la reproduction des poissons (Bayley & Petrere, 1989).

Relativement à la nature des frayères rencontrées dans les trois plaines étudiées, ce sont majoritairement des frayères plurispécifiques. Cette situation, aussi bien marquée en saison des crues (BE-C) par l'observation des pics de la richesse spécifique de l'ichtyofaune et de l'abondance des géniteurs dans toutes les plaines étudiées, pourrait s'expliquer par des réponses aux perturbations environnementales (Grossman & DeAngelis, 1998 ; Grossman *et al.*, 1998 ; Oberdorff & Grenouillet, 2007). En effet, les ruissellements dues aux fortes précipitations et aux inondations brusques et rapides peuvent constituer souvent des stimuli environnementaux qui suscitent chez diverses espèces de poissons, un besoin instantané ou parfois précoce de se reproduire afin de pérenniser leur espèce (Poff *et al.*, 1997). Ces dernières retrouvent dans les plaines d'inondation des opportunités et procèdent alors à une colonisation rapide avant le retour de conditions défavorables de frai. Ces perturbations peuvent donc encourager la formation temporaire de frayères plurispécifiques dans les plaines inondables en réponse aux nouvelles conditions environnementales créées par celles-ci (Poff *et al.*, 1997 ; Bayley & Petrere, 1989).

Les géniteurs rencontrés dans les frayères étudiées sont en général des espèces lithophiles, phytophiles et phytolithophiles. Ces observations pourraient s'expliquer par l'utilisation de stratégies d'adaptation face au caractère très dynamique des habitats des plaines d'inondation et à la disponibilité des divers supports de ponte (Winemiller & Jepsen, 1998). En effet, les habitats temporaires des plaines d'inondation offrent généralement des supports de ponte adaptés aux besoins spécifiques des espèces lithophiles et phytophiles, favorisant ainsi leur dominance dans ces environnements (Bayley & Petrere 1989 ; Roni *et al.*, 2008). Selon Grossman *et al.* (1998), ces habitats végétalisés fournissent non seulement des conditions favorables pour la reproduction, mais aussi une protection contre les prédateurs et un accès à des ressources alimentaires essentielles, contribuant ainsi au succès reproductif et à la prévalence des géniteurs des espèces phytophiles dans les plaines d'inondation. Les espèces lithophiles quant à elles, retrouvent presque toujours dans les plaines inondables, des substrats durs ou rocheux pour leur frai. Dans ces milieux, même lorsque les crues submergent temporairement ces substrats, ceux-ci restent stables et disponibles pour le dépôt des œufs. Cette stabilité offre une protection contre les turbulences de l'eau et augmente les chances de survie des œufs des espèces lithophiles en les maintenant en place (Roni *et al.*, 2008).

Enfin, il a été constaté l'influence des groupes zooplanctoniques et des classes de macroinvertébrés sur l'établissement des frayères au sein des trois plaines d'inondation étudiées. Ce constat pourrait s'expliquer par la dépendance alimentaire des géniteurs et des alevins face au peuplement de zooplancton et de larves d'insectes dans les habitats de frai, entraînant des réponses adaptatives des poissons aux variations de ces communautés biotiques (Nagelkerken & Vermeij, 2000 ; Nagelkerken *et al.*, 2000 ; Moser & Watson, 2006). En effet, pour certaines espèces, la reproduction nécessite au préalable une spécialisation écologique des habitats. On peut remarquer, chez plusieurs espèces de Clariidae, la nécessité d'habitats de zones marécageuses ou de substrat vaseux où les clitellates et d'autres macro-invertébrés pourraient être abondants (Teugels, 1986 ; Rainboth, 1996 ; Olufeagba & Olatunde, 2011).

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Conclusion

La présente étude a porté sur la faune ichthyologique et ses frayères en relation avec l'environnement abiotique et biotique dans les plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah du lac Buyo.

L'analyse de l'environnement des trois plaines a révélé des variations spatiales significatives des paramètres abiotiques tels que le pH, la transparence des eaux et la pente des habitats. Cette dynamique spatiale de ces paramètres abiotiques a entraîné des corrélations importantes avec les paramètres biotiques des plaines étudiées, notamment le peuplement de zooplancton et les communautés de macroinvertébrés. La composition du zooplancton indique essentiellement la présence de copépodes, de cladocères et de rotifères. L'abondance de cette communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes dans les trois plaines et durant toutes les saisons hydrologiques. Dans ces milieux, les macroinvertébrés sont composés d'insectes, d'arachnides, de gastéropodes et de clitellates avec cependant une remarquable abondance des insectes.

L'inventaire de l'ichtyofaune indique une richesse taxonomique de 23 espèces à Néma, 29 espèces à Libériakôbro et 31 espèces à Gah. Les variations spatiotemporelles ont permis d'enregistrer les plus faibles richesses spécifiques dans la plaine Néma au cours de la saison de décrue et les richesses les plus élevées à Libériakôbro pendant la saison des hautes eaux. La famille des Cichlidae est la plus diversifiée avec 5 espèces à Néma et à Gah et 6 espèces à Libériakôbro. Cependant, en termes d'abondance, les Cyprinidae sont les plus abondants dans les trois plaines et durant toutes les saisons hydrologiques avec la prépondérance d'*Enteromius macrops*. Toutefois, la dominance de *Enteromius macrops* dans les plaines étudiées a mis en exergue un peuplement peu équilibré, avec des indices de diversité de Shannon-Weaver ($0,56 \leq H' \leq 2,18$ bits/ind) et de l'Équitabilité ($0,34 \leq E \leq 0,51$ bits/ind) relativement faibles au sein desdites plaines.

De plus, l'ichtyofaune rencontrée dans les plaines Néma et Gah est dominée par des poissons sexuellement immatures, tandis que dans la plaine Libériakôbro les spécimens matures sont les plus abondants. Les abondances élevées des Schilbeidae et des Cyprinidae sont corrélées à des valeurs élevées des paramètres tels que la température, le pH, le TDS, la conductivité et l'oxygène dissous. Quant aux Alestidae, Claroteidae, Mormyridae, Dorosomatidae, Latidae et Distichodontidae, leurs abondances sont associées aux valeurs élevées de transparence, de profondeur et de pente des habitats. Concernant l'influence des composantes biotiques de

l'environnement sur l'ichtyofaune, les résultats montrent que les familles des Mochokidae, Arapaimidae, Schilbeidae, Clariidae et Cyprinidae abondent dans les plaines lorsque les densités de rotifères, les abondances des Arachnidae, des Gasteropodes et des Clitellates sont élevées. Les fortes abondances des familles Alestidae, Cichlidae, Claroteidae, Mormyridae, Dorosomatidae, Latidae et Distichodontidae sont associées aux fortes densités de copépodes et de cladocères, ainsi qu'aux abondances élevées des insectes.

Relativement à l'étude des frayères, 16 espèces de géniteurs ont été rencontrées dans les plaines d'inondation étudiées, dont 10 à Néma, 11 à Libériakôbro et 13 à Gah. Ces reproducteurs sont qualitativement dominés par les Cichlidae (3 espèces) et les Cyprinidae (2 espèces). La distribution spatiale montre que les plus faibles abondances des géniteurs sont rencontrées dans la plaine Néma et les plus élevées à Libériakôbro et à Gah. *Enteromius macrops* demeure l'espèce la plus abondante dans toutes les plaines.

Aussi, les indices de frai tels que les œufs de poissons (essentiellement adhésifs) et les alevins ont présenté une dynamique spatiale mettant en exergue des densités plus élevées au sein de Libériakôbro et plus faibles dans les plaines Néma et Gah. Dans les plaines Néma et Libériakôbro, les nids de poissons sont essentiellement aménagés sur substrats et sont le plus rencontrés pendant la saison de décrue. Les plus faibles densités de nids ont été notées durant la saison des crues et celle des hautes eaux.

De façon générale, l'ensemble des habitats temporaires qui se succèdent au sein des plaines constituent des frayères pour différentes espèces de poisson.

Les géniteurs rencontrés se répartissent principalement en deux groupes. Un premier groupe est composé des espèces *Clarias gariepinus*, *Clarias anguilaris*, *Heterotis niloticus*, *Oreochromis niloticus*, *Schilbe mandibularis*, *Synodontis koensis*, *Synodontis punctifer* et *Enteromius ablabes*. Elles établissent leurs frayères dans les habitats où pullulent les rotifères avec de fortes abondances des Arachnidae, des Gasteropodes et des Clitellates. Les espèces du second groupe sont *Bryconalestes longipinnis*, *Chrysichthys johnelsis*, *Pellonula leonensis*, *Petrocephalus bovei*, *Sarotherodon galilaeus*, *Enteromius macrops*, *Polymirus isidori* et *Coptodon zillii*. Ces dernières établissent leurs frayères dans les habitats de fortes densités des copépodes et de cladocères, avec des abondances élevées d'insectes.

Ces résultats mettent en lumière la contribution de ces écosystèmes particuliers et dynamiques dans la gestion durable des ressources halieutiques du lac Buyo.

Par ailleurs, des recherches supplémentaires pour la compréhension des cycles de reproduction et des migrations des espèces de géniteurs rencontrés dans les plaines d'inondation, selon les variations saisonnières et hydrologiques, seraient nécessaires.

Recommandations

Au regard des résultats de cette étude, les recommandations suivantes sont formulées à l'endroit des gestionnaires de la zone d'étude :

- protéger les plaines étudiées par la mise en place des stratégies de gestion intégrée, limitant les activités d'exploitation des ressources ligneuses dans la plaine Libériakôbro, en particulier durant la saison des crues (juin, juillet et août) afin de favoriser le succès du développement des œufs et l'émergence des juvéniles de poisson pour le renouvellement des stocks ;
- veiller au strict respect des pratiques de pêche règlementaires pour assurer la protection des habitats critiques et des espèces de poissons vulnérables ;
- assurer une gestion adaptative des ressources halieutiques de la zone d'étude en mettant en œuvre des programmes de surveillance régulière des populations de poissons et de l'état écologique de leurs habitats ;
- engager des sensibilisations et participations communautaires pour la conservation de la faune ichtyologique des plaines inondables à travers une éducation environnementale et une reconversion professionnelle à l'aquaculture.

REFERENCES

- Abboudi A., Tabyaoui H., El Hamichi F., Benaabidate L. & Lahrach A. (2014). Etude de la qualité physicochimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou (Maroc). *European Scientific Journal*, 10 : 23 – 34.
- Abo K.J.B., Konan Y.A., Monney A.I., N'Dri O.R. & Koné T. (2021). Utilisation de caméras appâtées pour le suivi de la faune ichthyologique du Lac de Buyo (Bassin du Sassandra, Côte d'Ivoire). *Revue de l'Environnement et de la Biodiversité-Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique*, 6(2) : 47-58.
- Adou Y.C.Y., Blom E.C., Dengueadhe K.T.S.R., Van Rompaey R.S.A.R., N'guessan K.E., Wittebolle G. & Bongers F. (2005). Diversité floristique et végétation dans le Parc National de Taï, Côte d'Ivoire. Tropenbos-Côte d'Ivoire. Série 5 : 57 p
- Agostinho A.A. & Oliveira C. (2005). Conservation strategies for riverine ecosystems. *Environmental Management*, 20(4) : 567-580.
- Agostinho A.A. & Silva B. (2003). Impact of habitat alteration on freshwater fish populations. *Journal of Aquatic Ecology*, 15(2) : 123-135.
- Agostinho A.A., Gomes L.C., Suzuki H.I. & Júlio J.H.F. (2003). Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In Carolsfeld J., Harvey B., Ross C. & Baer A. (Eds.), *Migratory fishes of South America : Biology, fisheries and conservation status* (pp. 19–98). Victoria, Canada: World Fisheries Trust, The World Bank, and the International Development Research Centre.
- Agostinho A.A., Thomaz S.M. & Gomes L.C. (2005). Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3) : 646–652.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00358.x>
- Aguilar R. (2004). Analyse statistique multivariée appliquée à l'écologie. Montpellier : Université de Montpellier II, UMR CNRS-EPHE. Rapport technique, 120 p.
- Alfonso J. & Elmonte R. (2011). Techniques de restauration fluviale. *Ecological Engineering*, 37 : 45–52.
- Aliaume C, Lasserre G. & Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichthyologiques des herbiers à Thalassia du Grand Cul de Sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale.*, 23 (3) : 231-250.

- 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, Université Nangui Abrogoua, Laboratoire Environnement et Biologie Aquatique, 148 p.
- Aliko N.G., Da Costa K.S., Dietoa Y.M., Ouattara A. & Gourène G. (2010). Caractéristiques de la population de *Distichodus rostratus*, Günther, 1964 (pisces : Distichodontidae) du lac de barrage de Taabo (bassin du Bandama, Côte d'Ivoire) : Implications pour une gestion rationnelle du stock. *Tropicultura*, 28 (1) : 50-56.
- Allison E.H. (2004). The fisheries sector, livelihoods and poverty reduction in Eastern and Southern Africa. In : Rural Livelihoods and Poverty Reduction Policies. F. Ellis and H.A. Freeman (Eds), Routledge, London 256 – 273.
- Bakun A. (1996). Modèles océaniques : Processus océaniques et dynamique des populations marines. Sea Grant de l'Université de Californie, en coopération avec le Centro de Investigaciones. Biológicas del Noroeste, La Paz, 323 p.
- Balon E.K. (1975). Reproductive guilds of fishes: a proposai and definition. *Fisheries Research Board of Canada*, 32 : 821-864.
- Balon E.K. (1977). Early ontogeny and the problem of fish classification: Maturation and the life-history model. *Environmental Biology of Fishes*, 1(2), 97–105.
<https://doi.org/10.1007/BF00000580>
- Balon E.K. (1981). Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 6 : 377-389.
- Balon E.K. (1990). Epigenesis of an epigeneticist : the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews*, 1 : 1-42.
- Barange M., Bahri T. & Beveridge (2018). Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 627. Rome : *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 628 p.
- Baras E. (1992). Etude de la stratégie d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus*. *Cahier d'Ethologie*, 12 (2-3) : 125-142.

- Baras E. (1993). Etude des stratégies reproductrices de *Barbus barbus*. *Cahiers d'Ethologie*, 175-176
- Baras E., Poncin P. & Philippart J.C. (1993). Le comportement reproducteur des poissons de nos rivières : Le barbeau fluviatile *Barbus barbus*. *Le Pêcheur Belge*, 9 : 40-42.
- Bardonnet A. & Gaudin P. (1990). Influence de la lumière au cours de l'ontogenèse sur l'expression du rythme d'émergence de l'alevin d'ombre commun *Thymallus Thymallus* (L. 1758). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 317 : 35-49.
- Baroiller J.F., Guiguen Y. & Fostier A. (1999). Endocrine and environmental aspects of sex differentiation in fish. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 55: 910-931.
- Baroiller J.F. & Toguyeni A. (2004). The Tilapiini tribe: Environmental and social aspects of reproduction and growth. In: Fisheries and Aquaculture. Safran P. (Eds.), Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK. <http://www.eolss.net>.
- Barrow C.J. (1990). Floodplain development policy: A case study of Botswana. Cambridge University Press.
- Bartley D.M., DeGraaf G.J., Valba-Jorgensen J. & Marmulla G. (2015). Inland capture fisheries status and data issues. *Fisheries Management and Ecology*, 22 (1) : 71 – 77.
- Bates D., Maechler M., Bolker B. & Walker S. (2009). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1) : 1-48, <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bates P.D., Horritt M.S. & Fewtrell T.J. (2010). A simple inertial formulation of the shallow water equations for efficient two-dimensional flood inundation modelling. *Journal of Hydrology*, 387(12): 33-45.
- Bayley P.B. & Spark R.E. (1989). Dynamique des communautés de poissons dans les rivières de plaine d'inondation. *Freshwater Biology*, 22(3) : 345–359.
- Bayley P.B. & Petrere M. (1989). Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. *Proceedings of the International Large River Symposium*, 106 : 385 – 398.

- Bell-Cross G & Bell-Cross B. (1971). Introduction of *Limnothrissa miodon* and *Limnocaridina tanganyicae* from Lake Tanganyika into Lake Kariba. *Fisheries Research Bulletin of Zambia*, 5: 207–214.
- Bellemare M.C., Richard R., Garand G. & Beisner Ph.D. (2013). Rapport de caractérisation du cours d'eau Papineau Lavoie de Laval. Rapport d'étude GRIL-UQAM, Québec, 27 p.
- Bénech V. (2002). Les migrations latérales des poissons dans le delta intérieur du Niger. In : D. Orange R. Arfi, Kuper M., Morand P. & Poncet Y. (éds.) ; Gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables tropicales, Colloques et Séminaires, Séminaire international de Bamako, IRD Éditions, Marseille, 329 – 341, <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8559>.
- Bigot S., Brou T.Y., Oszwald J. & Diedhiou A. (2005). Facteurs d'explication de la variabilité pluviométrique en Côte d'Ivoire et relations avec certaines modifications environnementales. *Sécheresse*, 16 (1) : 5 – 13.
- Billard R. (1981). La pisciculture d'étang en Bavière. *Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture*, 65 : 13-24.
- Billard R. (1982). Sur quelques possibilités de maîtriser la reproduction chez les poissons téléostéens. *La Pisciculture Française* (67) : 15-33.
- Billard R. & Breton B. (1978). Rhythms of reproduction in teleost fish. In : Thorpe J.E (Eds), *Rhythmic activity in fishes*, Académie Press, 31-53.
- Bloschl G. & Sivapalan M. (1995). Scale issues in hydrological modelling. *A review Hydrological Processes*, 9 (34): 251-290.
- Bracken L.J. & Croke J. (2007). The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21 (13) : 1749-1763.
- Brander K.M., Blom G., Borges M.F., Erzini K., Henderson G., MacKenzie B.R., Mendes H., Ribeiro J., Santos A.M.P. & Toresen R. (2003). Changes in fish distribution in the eastern North Atlantic : Are we seeing a coherent response to changing temperature? *ICES Marine Science Symposia* 219 : 261-270. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.19271819>

- Bravard J.P. (1996). Comment délimiter l'espace de liberté des rivières, l'eau, l'homme et la nature. 24^e journées de l'hydraulique, congrès de la SHF, Paris (France), pp. 275-284.
- Brassard D. (2009). Variabilité à long terme des cladocères dans des lacs de la forêt boréale soumis à des perturbations naturelles et anthropiques. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, 45 p.
- Breton B., Horoszewicz L., Bieniarz K. & Epler P. (1980). Temperature and reproduction in tench : Effect of a rise in the annual temperature régime on gonadotropin level, gametogenesis and spawning. II. The female. *Reproduction, Nutrition, Development.*, 20 (4A): 1011-1024.
- Brink K. (2011). Assessing the Importance of Floodplain Habitat for Lake Victoria's Fishes: An Ontogenetic Approach. *Plos One*, 6(10) : 626-629.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026269>
- Brou Y.A., Biémi J. & Diei-Ouadi Y. (2018). Climate Change Impacts on Flooding in Rural Areas: Case Study of Côte d'Ivoire. *Internatinal Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 10(4) : 70-78.
- Burnham K.P. & Overton W.S. (1979). Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, 60(5): 927-936.
<https://doi.org/10.2307/1936861>
- Cadwalladr D.A. (1965). Notes on the breeding biology and ecology of *Labeo victorianus* Boulenger (pisces : cyprinidae) of Lake Victoria. *Revue de Zoologie et de Botanique Africaines.*, 72 : 109 - 34
- Carey T.G. (1967). Some observations on distribution and abundance of the invertebrate fauna. *Fisheries Research Bulletin of Zambia*, 3 : 22 - 34
- Carey T.G. (1971). Hydrological survey of the Kafue floodplain. *Fisheries Research Bulletin of Zambia*, 5: 245 - 295
- Cassie R. M. (1968). Sampling design. In : Tranter D.J. (Eds), Zooplankton sampling, Unesco, Paris, edition 1979 : 105-121.
- Chao A. (1987). « Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability». *Biometrics* 43 (4): 783-91. <https://doi.org/10.2307/2531532>.

- Chao A. & Lou Jost. (2012). « Coverage-Based Rarefaction and Extrapolation : Standardizing Samples by Completeness Rather than Size ». *Ecology* 93 (12) : 2533-2547.
<https://doi.org/10.1890/11-1952.1>.
- Christoph H., Gottfried M., Bernhard S. & Helmut H. (2012). Morphologically related integrative management concept for reconnecting abandoned channels based on airborne lidar data and habitat modelling. *River Research And Applications*, 30: 537-556.
- Church M. & Slaymaker O. (1989). Variability in valley floor width and the morphometry of fluvial valley systems. *Geological Society of America Bulletin*, 101(6) : 796-805.
- Colwell R.K. (2013). Biodiversity assessment methods. *Ecological Surveys*, 12(2) : 78-92.
- CRE (Commission de Régulation de l'Energie) (2009). La conductivité. Fiche thématique. Conseil régional de l'environnement de Laurentides, 3 p.
- Comptour M. (2017). Entre pêche, agriculture, et commerce, jouer avec la variabilité écologique et sociale : Dynamique d'un système social-écologique dans les plaines inondables du fleuve Congo. Thèse de Doctorat, Environnement et Société. Université de Montpellier, 540 p.
- Comptour M., Caillon S. & McKey D. (2016). Pond fishing in the Congolese cuvette: a story of fishermen, animals, and water spirits. *Revue d'ethnoécologie*, 10 : 1 – 27,
<https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.2795>.
- Da Fonseca C. (1968). Théorie de l'information et diversité spécifique. *Bulletin du Musée National d'Histoire Paris*, 38 : 961-968.
- Daily G.C., Dalton D.R., Johnson C.M & Ellstrand J.L. (1999). Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Ecological Economics*, 31(2) : 105-132.
- Dajoz R. (2000). Précis d'écologie. 7ème Edition. Dunod, Paris, 615 p.
- Dajoz R. (2006). Écologie des populations et des peuplements, les écosystèmes, la biodiversité, les grands milieux terrestres et marins. In : Dunod G.V., Précis d'écologie - 8^{ème} édition
- David L.R. (1994). A classification of natural rivers. *Catena*, 22 : 169-199.

- Davitoglu Y. (2006). Etude de faisabilité pour la préservation des zones humides et la restauration de leurs fonctionnalités piscicoles, 35 p.
- Day J.W., Kemp G.P., Freeman A.M., Muth D.P. & Lane R.R. (2011). Emergence of complex societies after sea level stabilized. *Ecosystem Transactions American Geophysical Union*, 92(5): 37-38.
- De Graaf G., Bartley D., Jorgensen J. & Marmulla G. (2015). The scale of inland fisheries, can we do better? Alternative approaches for assessment. *Fisheries Management and Ecology*, 22 : 64 – 70, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00844.x>
- Denis P., François P., Geoffrey P. & Jean-claude P. (1999). Habitats de reproduction des poissons et processus géomorphologiques dans des rivières à fond caillouteux. Essai de synthèse et applications à quelques rivières du bassin de la meuse. *Bulletin de la société géographique de liège*, 36 : 31-52.
- Dickens C.W. & Graham P.M. (2002). The South African Scoring System (SASS) Version 5 rapid bioassessment methods for rivers. *African Journal of Aquatic Sciences*, 27 : 1-10.
- Diday E. (1974). Analyse des données et classification automatique. Paris : Masson. 254 p.
- Diomandé D., Bony K.Y., Elouard O.E., Konan K.F. & Gourène G. (2009). Diversité des Macroinvertébrés Benthiques de la Rivière Agnéby (Côte d’Ivoire ; Afrique de l’Ouest). *European Journal of Scientific Research*, 35 (3) : 368-377.
- Domeier M.L. (2012). Spawning aggregations – Definitions, scales, types, and others. Dans Fish Spawning Aggregations in the Gulf of Mexico. Gulf of Mexico Coastal Ocean Observing System. Récupéré de <https://geo.gcoos.org/restore/definition/>
- Dorier A. (1938). A propos de l'œuf et de l'alevin de brochet. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 110 : 61 – 73, <https://doi.org/10.1051/kmae:1938014>
- Dounias E. (2011). La pêche chez les peuples forestiers d’Afrique centrale. In : Paugy D., Lévêque C. & Mouas I. (Ed.), Poissons d’Afrique et peuples de l’eau. Marseille : IRD Éditions : 209-231.
- Dounias E., Cogels S., Mvé Mbida S & Carrière S. (2016). The safety net role of inland fishing in the subsistence strategy of multi-active forest dwellers in southern Cameroon. *Revue d’ethnoécologie*, 1 – 10.
- Dudgeon D. (2002). Freshwater biodiversity in Asia. *Asian Journal of Ecology*, 7(1) : 33-47.

- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. (2007). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2) : 163-182, <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dufrêne M. (1992). Analyse statistique des données écologiques: Méthodes et applications en écologie forestière. Louvain-la-Neuve : Université catholique de Louvain, Faculté des Sciences. Document interne, 85 p.
- Dulvy K.N., Sadovy Y. & Reynolds J.D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4 : 25-64, DOI : <http://dx.doi.org/10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x>
- Dunbar M.J., Warren M., Extence C., Baker L., Cadman D., Mould D.J., Hall J. & Chadd R. (2010). Interaction between macroinvertebrates, discharge and physical habitat in upland rivers. *Aquatic Conservation and Marine and Freshwater Ecosystem*, 20 (1) : 31- 44.
- Durand J.R. (1970). Les peuplements ichthyologiques de l'El Beid. 1^{ère} Note Présentation du milieu et résultats généraux. *Cah.ORSTOM (Hydrobiol.)*, 5 :147–59.
- Durand J. R. & Leveque C. (1991). Flore et faune aquatiques de l’Afrique Sahélo-soudanienne. Tome II. Edition ORSTOM, Paris, 517 p.
- Dussart B.H. & Defaye D. (2001). Introduction to the Copepoda (2nd ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental. *Waters of the World*, 16: 1-344.
- Elliott D.T. & Tang K.W. (2009). Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. *Limnology and Oceanography: Methods*, 7 : 585–594. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.585>
- Ernest S.K.M. & Brown J. H. (2001). Body size and ecological dynamics. *Ecology Letters*, 4(2) : 139-149.
- FAO (1969). Report to the Government of Nigeria on fishing technology relating to river and swamp fisheries in Northern Nigeria. Based on the work of William Reed, FAO/TA Fishery Technologist. Rep. FAO/UNDP (TA), 2711 : 90 p.

- FAO. (1992). Guidelines for sampling fish in inland waters. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Récupéré de <https://www.fao.org/4/aa044e/aa044e03.htm>
- FAO/UN. (1970). The fish population of newly impounded Kainji Lake. Kainji Lake research project. Nigeria report prepared for the Government of Nigeria by the Food and Agriculture Organization of the United Nations acting as executing agency for the United Nations Development Programme, based on the work of J.L. Turner, Rome (Italie), FAO, FI: SF/NIR 24. Tech. Rep, 109.
- FAO/UN (1971). Rapport au Gouvernement du Niger sur le développement et la rationalisation de la pêche sur le fleuve Niger, établi sur la base des travaux de N. Bacalbasa-Dobrovici, technologiste des pêches. Rep. FAO/UNDP (TA), 2913 : 33 p.
- Ferry L., Muther N., Coulibaly N., Martin D., Mietton M., Olivry J.-C., Paturel J.-E., Barry M.A. & Cissé Coulibaly Y. (2012). Le fleuve Niger de la forêt tropicale guinéenne au désert saharien : Les grands traits des régimes hydrologiques. UNESCO, IRD, 48 p.
- Finlayson C. M., Davidson N. & Cruz D. (2005). Ecological characterisation of wetlands: the Australian approach to a Ramsar convention commitment. *Wetlands Ecology and Management*, 13(6): 687-698.
- Fontana A. (1969). Étude de la maturité sexuelle des poissons par observation macroscopique des gonades. Notes techniques, FAO, 159 p
- Forcellini M., Mathieu C. & Merigoux S. (2011). Atlas des Macroinvertébrés des eaux douces de l'île de la Réunion. Office de l'eau de la réunion-CNRS, 137 p.
- Fossi S., Barbier B., Brou Y.T., Kodio A. & Mahé G. (2012). Perception sociale de la crue et réponse des pêcheurs à la baisse de l'inondation des plaines dans le Delta Intérieur du Niger, Mali, Territoire en mouvement. *Revue de Géographie et Aménagement* : 14-15.
- Foussard V., Cuvilliez A., Fajon P., Fisson C., Lesueur P. & Macur O. (2010). Evolution morphologique d'un estuaire anthropisé de 1800 à nos jours. Fascicule Seine-Aval n°2.3, 43p.
- Frontier A. (1983). Écosystèmes fluviaux et gestion. *Environmental Management*, 7(3) : 245–259.

- Frontier A. & Pictod-Viale M. (1998). Hydrologie des plaines d'inondation. *Water Resources Research*, 34(8) : 2101–2110.
- Gillet C. (1989). Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *Hydroécologie Appliquée*, 1 (2) : 117-143.
- Girard G., Sircoulon J. & Toucheboeuf P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologique. In Avenard J.M., Eldin M. & Girard G. (Eds). *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Paris (France) : ORSTOM, 109-155.
- Goli Bi B.E.P, Kamelan T.M., Kien K.B., Berté S. & Kouamélan E.P. (2019 a). The spatio-temporal 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.
- Goli Bi B.B.E.P., Kien K.B., Kamelan T.M., Berte S. & Kouamélan E.P. (2019 b). Typologie de la pêche sur le lac de barrage de Buyo (Fleuve Sassandra, Côte d'Ivoire). *International journal of innovation and Applied Studies*, 26 (4):1220-1229.
- Gopal B. & Junk W.J. (2000). Biodiversity in wetlands : An introduction. In biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. In : Gopal B., Junk W.J. & Davis J.A. (eds), backhuys publication leiden, 1 : 1-10.
- Gougnard L., Poncin P. & Ruwet J.C. (1987 a). Description et analyse du comportement de reproduction du *Barbus barbus* (L. 1758 b) en aquarium : Influence du nombre de mâles courtisant sur les comportements observés. *Cahier d'Ethologie Appliquée*, 7(3) : 293-302.
- Gougnard P., Boucher T., & Richard M. (1987 b). Modélisation hydrologique des plaines d'inondation. *Water Resources Research*, 23(7) : 1345–1354.
- GEPIS (Groupe d'Experts des Plainnes d'Inondation Sahéliennes) 2000. « Vers une gestion durable des plaines d'inondation sahéliennes », UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. Xii, 214p, <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-7266-7>.
- Grossman G.D. & DeAngelis D.L. (1998). Fish community responses to habitat changes. *Freshwater Biology*, 40(2) : 245-259.
- Grossman G.D., Ratajczak R.E.Jr., Crawford M. & Freeman M.C. (1998). Assemblage organization in stream fishes: Effects of environmental variation and interspecific

- interactions. *Ecological Monographs*, 68(3): 395–420. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0395:AOISFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0395:AOISFE]2.0.CO;2)
- Gunn J.M. & Sein R. (2000). Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2) : 97-104.
- Guinchard C., Kouassi G.N. & Moine A. (2023). Jalons pour une géographie de la traduction : Mieux comprendre le territoire du lac de Buyo. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 23 (2) : 1 -28, <https://doi.org/10.4000/vertigo.41606>.
- Haberman J. (1998). Zooplankton of lake Vörtsjärvi. *Limnologica*, 28 : 49-65.
- Haddad N.M., Brudvig L.A., Damschen E.I., Evans D.M., Johnson B.L., Levey D.J., Orrock J.L., Resasco J., Sullivan L.L., Tewksbury J.J., Wagner S.A. & Weldon A.J. (2014). Potential negative ecological effects of corridors. *Conserv Biol.*; 28 (5) :1178-87. Doi : <https://doi.org/10.1111/cobi.12323>
- Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1) : 1-9.
- Haney J.F., & Hall D.J. (1973). Sugar-coated Daphnia: A preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography*, 18(2): 331–333. <https://doi.org/10.4319/lo.1973.18.2.0331>
- Harley C.D., Randall Hughes A., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L., & Williams S.L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9 (2) : 228-241.
- Harley C.D.G. (2006). Climate change, keystone predation, and biodiversity loss. *Science*, 313(5783) : 1111-1114. <https://doi.org/10.1126/science.1128290>
- Harrod C., Ramírez A., Valbo-Jørgensen J. & Funge-Smith S. (2018). Current anthropogenic stress and projected effect of climate change on global inland fisheries. In : Barange M., Bahri T., Beveridge M., Cochrane K., Funge-Smith S. & Poulain F. (eds), Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 627 : 293 – 448, <http://www.fao.org/3/I9705EN/i9705>.
- Hill J. (1973). Morphologie du lit des rivières. *Geomorphology*, 8(2) : 123–135.

- Hoeinghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure : Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34(3) : 324–338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>
- Hogan Z. & Moller I. (2007). River restoration techniques. *Journal of Environmental Engineering*, 133(5) : 567-576.
- Holcik J. (1981). Changes in the fish fauna and fisheries in the Slovak section of the Danube River : a review. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 39 (3), 177-195.
- Holcik J., Hensel K. & Kubecka J. (1981). Populations de poissons dans les rivières d'Europe centrale. *Aquatic Ecology*, 15(1): 1–20.
- Imirizaldu M. (2012). La passe de Kouaré : Caractérisation des frayères et recommandations pour des mesures de gestion. OEIL-Observatoire de l'Environnement en Nouvelle Calédonie, Nouméa, 45 p.
- Jean-François L. (2011). L'aménagement des plaines inondables comme mesure de compensation de l'habitat du poisson : Analyse des pratiques actuelles. Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Québec (Canada), 86 p.
- John S. & Edwin E.H. (2005). Fish use of stage-specific fluvial habitats as refuge patches during a flood in a low-gradient Illinois stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 : 1540-1552, <https://doi.org/10.1139/f05-060>.
- Joseph G.N.T, Thomas N.S.H.Z.T., Sophie C.D.S, Tidjani S.M.T., Siméon T. & Bernadette P.A. (2012). « Diversité spécifique et abondance des communautés de copépodes, cladocères et rotifères des lacs du complexe Ossa (Dizangué, Cameroun) ». *Géographie physique et environnement*, 6 (1) : 71-93.
- Junk W.J. (1982). Amazonian floodplains : Their ecology, present and potential use. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 15 : 285-302.
- Junk W.J. & Piedade M.T.F. (1993): Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, 12 (3/4) : 467-484.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:110-127.

- Junk W.J., Max F. & Brij G. (1998). Current state of knowledge regarding floodplain ecosystems. *Ecological Studies*, 13 (5) : 257-278.
- Kamelan T.M. (2014). Peuplement ichtyologique de quelques hydrosystème de l'espace Taï (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Felix Houphouët-Boigny, Abidjan (Côte d'Ivoire) 276 p.
- Kapetsky J.M. (1974). Growth, mortality and production of five fish species of the Kafue River floodplain, Zambia. Thesis, University of Michigan. 194 p.
- Keddy P.A. (2010). Wetland Ecology: Principles and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511778179>
- Keenleyside M.H.A. (1979). Selection and preparation of spawning site. Dans Diversity and Adaptation in Fish Behaviour. *Springer-Verlag*, 11 : 63–86. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-81374-0_4
- Kingsford R.T. (2000). Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25 (2) : 109-127.
- Koigny K.J.H. (2021). Analyse des facteurs de dégradation des ressources halieutiques du lac de Buyo dans la Réserve partielle de Faune du N'zo en Côte d'Ivoire. Mémoire de Master en Gestion des Aires Protégées et de la Biodiversité. Université Senghor, Alexandrie (Egypte), 62 p.
- Konan K.J., Atsé B.C.& Kouassi N.J. (2008). Habitudes et stratégies alimentaires de *Tylochromis jentinki jentinki* (Cichlidae) dans la lagune Ébrié, Côte d'Ivoire. *Cybium*, 32(1): 3-8.
- Kondolf G.M., & Podolak, K. (2017). Rivers and floodplains: Forms, processes and sedimentary record. In: Brown A.G. & Quine A. (Eds.), Geomorphology of Proglacial Systems: Landform and Sediment Dynamics in Recently Deglaciated Alpine Landscapes Geological Society of London. pp. 213-231.
- Koné T. (2000). Régime alimentaire et reproduction d'un tilapia lagunaire (*Sarotherodon melanotheron* Rüppel, 1852) dans la rivière Bia et le lac de barrage d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Katholieke University, Leuven (Belgique), 253 p.

- Kotov A.A., Jeong H.G. & Lee W. (2012). Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) of the south-east of the Korean Peninsula, with twenty new records for Korea. *Zootaxa*, 3368 : 50-90.
- Kouamé K.M. (2014). Diversité, structure et réponse fonctionnelle des macroinvertébrés à l'invasion du lac de Taabo (Côte d'Ivoire) par la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883. Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 201 p.
- Kouassi K.H., N'go Y.A., Armand A.K., Koua T.J. & Stoleriu C.C. (2020). Contribution of Sentinel 1 Radar data to flood mapping in the San-Pédro River basin (South-West Côte d'Ivoire). *Asian Journal of Geographical Research*, 3 (2) : 1–8.
- Kressou A. (2020). Diversité, structure des communautés de macroinvertébrés aquatiques et état d'intégrité écologique des milieux aquatiques de la Réserve de Faune et de Flore du Haut-Bandama (Centre-nord, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, spécialité hydrobiologie, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, 167 p.
- Kumar V., Makkar H.P.S. & Becker K. (2011). Detoxified *Jatropha curcas* kernel meal as a dietary protein source: Growth performance, nutrient utilization and digestive enzymes in common carp (*Cyprinus carpio* L.) fingerlings. *Aquaculture Nutrition*, 17 (3): 313-326, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2095.2010.00777.x/pdf>
- Lacroix E. (2004). Pisciculture en Zone Tropicale. GFA / GTZ : 225 p.
- Lair N., Reyes-Marchant P. & Jacquet V. (1998). Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Annales de Limnologie*, 34 : 35-48.
- Lavoie J.G. & Talbot J. (1988). Stratégies de reproduction des poissons frayant en eau douce au Québec. Rapport d'étude, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 32 p. + annexes.
- Lujan N.K. & Armbruster J.W. (2012). Morphological and functional diversity of the mandible in suckermouth armored catfishes (Siluriformes : Loricariidae). *Journal of Morphology*, 273(1) : 24–39. <https://doi.org/10.1002/jmor.11003>
- Le Bris H. (1988). Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaires : la rade de Lorient et la baie de Vilaine. Thèse Doctorat 3ème cycle, Université de Bretagne Occidentale, Brest (France) : 311p.

- Legendre P. & Legendre L. (1998). Numerical Ecology (2nd ed.). Elsevier, 853 p
- Lehner B. & Döll P. (2004). Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of hydrology*, 296 : 1-22.
- Lelek A. & Penaz M. (1963). Spawning of *Chondrostoma nasus* (L.). In the Brumovka River. *S. Zool. listy*. 12 (2) : 121-134.
- Leopold L.B., Wolman M.G. & Miller J.P. (1964). Fluvial Processes in Geomorphology. W.H. Freeman, San Francisco, 522 p.
- Leroy P. & Farnir F. (2000 a). Utilisation de la corrélation de Spearman dans l'analyse de données biologiques. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 4(3) : 163–168.
- Leroy P. & Farnir F. (2000 b). Méthodes statistiques en Médecine vétérinaire. Faculté de Médecine vétérinaire, université de Liège, 270 p.
- Lévêque C. (1995). Role and consequences of fish diversity in the functioning of African freshwater ecosystems: a review. *Aquatic Living Resources*, 8 : 59-78.
- Lowerre-Barbieri S. K., Brown-Peterson N.J., Wyanski D.M., Moncrief-Cox H.E., Kolmos K. J., Menendez H.S., Barnett B.K. & Friess C. (2023). A unified framework and terminology for reproductive traits integral to understanding fish population productivity. *Marine and Coastal Fisheries*, 15(6), e10276. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10276>
- Lowe-McConnell R.H. (1985). The biology of the river systems with particular reference to the fishes. pp. 101–140. In : Grove A.T. (eds.), The Niger and its Neighbours. Environmental History and Hydrobiology, Human Use and Health Hazards of the Major West African Rivers, Balkema, Rotterdam.
- Lymer D., Martin F., Marmulla G. & Bartley D. (2016). A global estimate of theoretical annual inland capture fisheries harvest. *American Fisheries Society Symposium*, 1 : 1 – 13.
- Martin D., Mengel L., Novotry J. & Walling C. (1981). Spring and summer water levels in a Missouri river reservoir: Effects of age 0 fish and zooplankton. *Transactions of the American Society*, 110: 370-3891.

- Marty C. & Beall E. (1989). Modalités spatio-temporelles de la dispersion d'alevins de Saumon atlantique (*Salmo salar L*) à l'émergence. *Revue des Sciences de L'Eau*, 2 : 831 – 846
- Masundire H.M. (1994). Mean individual dry weight and length-weight regressions of some zooplankton of Lake Kariba. *Hydrobiologia*, 272 : 231-238.
- Matthews J. (1998). Fish migration and spawning behavior. *Fisheries Research*, 40(1) : 1-15.
- Melanie B. (2010). Relations entre les traits fonctionnels des espèces végétales et leurs fonctions de protection contre l'érosion dans les milieux marneux restaurés de montagne. Thèse de Doctorat, Ecologie, Environnement. Université de Grenoble, 266 p.
- Michigan J. (1971). Écologie des poissons d'eau douce. In *Ecology of Rivers*, pp. 45–60.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (2000). The value of wetlands : importance of scale and landscape setting. *Ecol Econom.* 35 : 25 - 33, [http://www.doi:10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](http://www.doi:10.1016/S0921-8009(00)00165-8)
- Mitsch W.J., Gosselink J.G. & Day J.W. (2000). Fonction écologique des zones humides de plaine d'inondation. *Ecology Letters*, 3(4) : 245–258.
- Mollard E. & Walter A. (2008). Introduction. In : Mollard E & Walter A. (Eds.), *Agricultures singulières*, IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.2853>.
- Monney A.I., Etile R.N., Ouattara I.N. & Kone T. (2015). Seasonal distribution of zooplankton in the Aby-Tendo-Ehy lagoons system (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(5): 2362-2376.
- Monney A.I., Issa N.O., Raphaël N.E., Aka N.M., 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.
- Monney C., Bouchard M. & Bouchard P. (2016). Restauration des habitats riverains. *Ecological Engineering*, 95 : 123–132.
- Morand P., Kodio A., Andrew N., Sinaba F., Lemoalle J. & Béné C. (2012). Vulnerability and adaptation of African rural populations to hydro-climate change: experience from fishing communities in the Inner Niger Delta (Mali). *Climatic Change*, 115: 463-483.

- Moring J.B. & Smith R. (1994). Fish populations in changing environments. *Fisheries Management and Ecology*, 1(2), 123-135. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1994.tb00012.x>
- Moser H.G. & Watson W. (2006). Ichthyoplankton. In Allen L.G., Pondella D.J. & Horn M.H. (Eds.), *The ecology of marine fishes: California and adjacent waters*, pp. 269–319. University of California Press.
- MTO (2005). Highway 417 detailed design study widening to eight lanes from HWY 416 westerly to 0.5 km west of Eagleson road, for 6.5 km. MTO W.P. 302-89-00. Fisheries and aquatic ecosystem. Supplementary technical report – Final. March 2005. Warmé engineering and biological services.
- MTO (2006). Environmental Guide for Fish and Fish habitat, Section 5 : Sensitivity of Fish and Fish Habitat, October 2006. Ministry of Transportation of Ontario, 48 p.
- Munro J.D., Gauthier J.A. & Gagné (1998). Description d'une frayère de hareng (*Clupea harengus* L.) à l'île aux Lièvres dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 2239 : 6 -34.
- Nagelkerken I. & Vermeij M.J.A. (2000). Coral reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 198 : 123-135.
- Nagelkerken I., Van der Velde G., Gorissen M.W., Meijer G.J., Van't Hof T. & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1) : 31–44. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0617>
- Nakatani K., Agostinho A.A., Baumgartner G., Bialecki A., Sanches P.V., Makrakis M.C. & Pavanelli C.S. (2001). *Dvos e larvas de peixes de agua doce : desenvolvimento e manual de identificação*. Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringa (eduem). 378 p.
- N'Dri O.R. (2020). Identification et caractéristiques des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa (Côte d'Ivoire), 162 p.
- N'Dri K.J., Kouamé K.M., Konan K.F. & Gourène G. (2020). Évaluation de la reproduction des poissons dans les zones de frayères du complexe lagunaire Aby-Tendo-Ehy (Côte

- d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(4) : 1262–1275. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v14i4.10>
- N'Dri O.R., Konan Y.A., Monney I.A. & Kone 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'goran Y.N. (1995). Biologie, écologie et pêche de l'ethmalose, *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich, 1825) en lagune Aby (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale (Spécialité Océanologie Biologique), 227p.
- 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.
- Nyboer E.A., Liang C., & Chapman L.J. (2019). Assessing the vulnerability of Africa's freshwater fishes to climate change: A continent-wide trait-based analysis. *Biological Conservation*, 236 : 505–520.
- Oberdorff T. & Grenouillet G. (2007). Patterns and processes in fish biodiversity. *Fish and Fisheries*, 8(2) : 1–5. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00246.x>
- OFEV (Office Fédéral de l'Environnement). (2018). Repeuplement durable des cours d'eau. Conditions-cadres et principes. Office fédéral de l'environnement, Berne. Connaissance de l'environnement n° 1823 : 42 p.
- OIPR (2006). Plan d'aménagement et de gestion du parc national de Taï. Rapport d'activités, Office Ivoirien des Parcs et Réserves, 99 p.
- OIPR (2015). Plan d'aménagement et de gestion du Parc National de Taï (2014 - 2018). Rapport d'activités, Office Ivoirien des Parcs et Réserves, 99 p.
- OIPR (2020). Plan d'aménagement et de gestion du Parc national de Taï (2020 - 2029). Rapport d'activités, Office Ivoirien des Parcs et Réserves, 210 p.
- Okada Y.K. (1964). A further note on sex reversal in the wrasse, *Halichoeres poecilopterus*. *Proceedings of the Japan Academy*, 40 : 533-535.
- Okada S., Khanal R., Yoshimura C., Saavedra O. & Ryo M. (2019). Monitoring land cover change of a river-floodplain system using high-resolution satellite images. *Proceedings of the Japan Academy*, 15: 63–74, <https://doi.org/10.1007/s11355-018-0361-2>.

- Olufeagba S.A. & Olatunde A. (2011). Habitat preference and food composition of *Clarias gariepinus* in Nigerian wetlands. *African Journal of Aquatic Science*, 36(1) : 23-29.
- Ovidio M. (1999). Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A raditelemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 352 : 1-18.
- Ovidio M. & Baras E. (2002). Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, 470 (13) : 195-202.
- Palmer M.A., Reidy L.C.A., Nilsson C., Flörke M., Alcamo J., Lake P.S. & Bond N. (2008). Climate change and the world's river basins: Anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (2) : 81-89.
- Palomera M.P., Olivar J., Salat A., Sabatés M.C., García A. & Morales-Nin B. (2007). Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review. *Progress in Oceanography*, 74 (2-3) : 377-396.
- Parkinson D., Petit F., Perpinien G. & Philippart J.C. (1999). Habitats de reproduction des poissons et processus géomorphologiques dans des rivières à fond caillouteux. Essai de synthèse et applications à quelques rivières du bassin de la Meuse. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 36 : 31-52.
- Paugy D., Lévêque C. & Duponchelle F. (2006). La reproduction. In : Lévêque C. et Paugy D. (Eds). Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme. IRD Editions, Paris, pp. 147-176.
- Paugy D., Lévêque C., Mouas I. & Lavoué S. (2011). Poissons d'Afrique et peuples de l'eau. IRD Éditions, 320 p, <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8336>
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003). Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Paris (France), IRD Éditions/Mrac/MNHN, Faune et flore tropicales, 458 p.
- Pauly G. (2007). Fonctionnalités des frayères de l'ichtyofaune phytophile de la Garonne de Grisolles au plan d'eau de St-Nicolas de-la-Grave (82), 38 p.

- Petrere Jr.M. & Barrella W. (1998). The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (state of São Paulo, Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 53(1) : 43–57. <https://doi.org/10.1023/A:1007385611540>
- Philippart J.C. (1977). Contribution à l'hydrologie de l'Ourthe. Dynamique des populations et production de quatre espèces de poissons Cyprinidae : *Barbus barbus* (L. 1758) *Leuciscus cephalus* (L, 1758), *chondrostoma nasus* (L, 1758) et *Leuciscus leuciscus* (L, 1758). Thèse de doctorat, Université de Liège (Belgique), 225 p.
- Philippart J.-C. (1989). Ecologie des populations de poissons et caractéristiques physiques et chimiques des rivières dans le bassin de la Meuse belge. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25 : 175-198.
- Philippe T. (2022). Importance des pêches fluviales pour la résilience des moyens d'existence en Afrique. Rapport d'activités, Centre africain de gestion des ressources naturelles et d'investissement, Abidjan (Côte d'Ivoire), 43 p.
- Piasecki W., Goodwin A.E., Eiras J.C. & Nowak B.F. (2004). Importance of copepod in freshwater aquaculture. *Zoological Studies*, 43 : 193–205.
- Pielou E.C. (1969). Indices de diversité écologique. *Journal of Ecology*, 57(4) : 629–642.
- Pinter N., Heine R.A., Jemberie A.A. & Carrillo G. (2018). Floodplain management: A focus on retention basins as a sustainable flood control measure. *River Research and Applications*, 34 (1) : 37-45.
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K. & Hughes R.M. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in Streams and Rivers : Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D. 118 p.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., & Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11): 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- Poncin P. (1989). Effects of different photoperiods on the reproduction of the barbel, *Barbus barbus* (L.), reared at constant temperature. *Fish Biology*, 35 (3) : 395-400
- Pont D., Hugueny B., Beier U., Goffaux D., Melcher A., Noble R., Rogers C., Roset N. & Schmutz S. (2006). Assessing river biotic condition at a continental scale: A European

- approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43 (1): 70-80.
- Pourriot R. & Francez A.-J. (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. - 8 : Rotifères. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 55^e année, n°5, pp. 148-176; doi : <https://doi.org/10.3406/linly.1986.10760>
- Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003). Freshwater fish habitat requirements. *Hydrobiologia*, 505(1-3) : 1-10.
- Quensièrre J. (1994). La pêche dans le delta central du Niger. Approche pluridisciplinaire d'un système de production halieutique. Paris, Karthala, Orstom, 1, 496 p.
- Quignard J.P. (1966). Recherches sur les Labridae (Poissons téléostéens perciformes) des côtes européennes. (Systématique et Biologie). *Naturalia Monspelliensia, série Zoologia*, 5 :1-247.
- Rainboth, W. J. (1996). Fishes of the Cambodian Mekong. FAO.
- Ramade F. (1984). Éléments d'écologie : Écologie fondamentale (2e éd.). Paris : Éditions Ediscience. 569 p
- Ramade F. (2003). Éléments d'écologie. Écologie fondamentale. 3e édition, Dunod, Paris, 457p
- 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, <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00885.x>.
- Ribbink G. (1991). Modèles de migration des poissons. *Journal of Ichthyology*, 29(4) : 567–580.
- Roni P., Hanson K. & Beechie T. (2008). Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(3) : 856–890. <https://doi.org/10.1577/M06-169.1>
- Rosenberg D., Mccully P. & Pringle C. (2000). Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction. *BioScience*, 50 (9) : 746 – 751, [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSEEOH\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSEEOH]2.0.CO;2)

- Ross S. (1986). Conservation de la biodiversité en eau douce. *Conservation Biology*, 1(2) : 123–130.
- Roy C. (1992). Réponse des stocks de poissons pélagiques à la dynamique des upwellings en Afrique de l'ouest : Analyse et modélisation. Edition d'orstom, collection études et thèses, paris (France), 146 p.
- Rzoska J. (1974). The Upper Nile swamps, a tropical wetland study. *Freshwater Biology*, 4:1–30.
- Sadovy D.M.Y. (2008). Fish spawning aggregations: Where well-placed management actions can yield big benefits for fisheries and conservation. *Fish and Fisheries*, 9 (3) : 305-317, <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00300.x>.
- Salencon M-J., Calmels P. (1994). Etude de la dynamique des masses d'eau du Lac de Pareloup par traçages. *Hydroécologie Appliquée*, 6 (1-2) : 19 – 58, <http://dx.doi.org/10.1051/hydro:1994003>
- Satou M. Takeuchi H., Takei K., Hasegawa T., Okumoto N. & UEDA K. (1987). Involvement of vibrational and visual cues in eliciting spawning behaviour in male himé salmon (landlocked red, *Oncorhynchus nerka*). *Animal Behaviour*, 35 : 1556 - 1558.
- Satou M., Takeuchi H.A., Nishi J., Tanabe M., Kitamura S., Kudo Y. & Okumoto N. (1991). Inter-sexual vibrational communication during spawning behavior. in the himé salmon (landlocked red salmon, *Oncorhynchus nerka*). In : Reproductive physiology of fish. Scott A.P., Sumpter J.P., Kime D.E. & Rolfe M.S.(Eds.), Paris (France). pp. 185-187.
- Schiemer F. & Spindler T. (1989). Endangered fish species of the Danube River in Austria, Regulated Rivers. *Research and Management*, 4 : 397 – 407.
- Schiosser R. (1995). Processus d'érosion des berges des rivières. *Geomorphology*, 12(2) : 89–102.
- Schlosser I.J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303: 71-81.
- Simpson E.H. & Altringham J.D. (1996). Behavioral ecology of freshwater fish. *Behavioral Ecology*, 7(3) : 245-259.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1963). The mathematical theory of communication. Urbana University Press, Illinois, USA, 127 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.
- Shiel R. (1995). A Guide to Identification of Rotifers, Cladocerans and Copepods from Australian Inland Waters. Identification Guide Series N° 3. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury, NSW Editor: Murray-Darling Freshwater Research Centre, 144 p.
- Skoglund S., Whitlock R., Petersson E., Palm S. & Leonardsson K. (2022). From spawner habitat selection to stock-recruitment : Implications for assessment. *Ecology and Evolution*, 12(12), e9679. <https://doi.org/10.1002/ece3.9679>
- Smith J. & Jones A. (2015). Impact des plaines inondables sur les régimes hydrologiques en Afrique. *Journal of Hydrology*, 35 (2) : 210 - 225.
- Smith J., Leduc A. & Brown G. (2008). Chemically mediated learning in juvenile rainbow trout. Does predator odour pH influence intensity and retention of acquired predator recognition? *Journal of Fish Biology*, 72 : 1750 – 1760, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01849.x>.
- Sordi M. (1964). Ermafroditismo proteroginico in *Labrus bimaculatus* L *Monitore zoologic, itaiano-Biodiversity Heritage Library*, 72 : 21-30.
- Souchon C. (1983). Méthodes d'évaluation des habitats fluviaux. *Environmental Monitoring*, 7(2) : 89–102.
- Soulsby J.J. (1959). Status of the Lake Mweru fishery. *Annual Report of the Joint Fisheries Research Organization*, 8 (1958) : 30–8.
- Stromberg J.C., Fry J. & Patten D.T. (1997). Marsh development after large floods in an alluvial, arid-land river. *Wetlands*, 17(2), 292–300. <https://doi.org/10.1007/BF03160763>
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2003). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie ; CNRS Editions Paris, 587 p.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2006). Biodiversité des invertébrés de rivière. *Freshwater Biology*, 51(4) : 693–712.
- Tecchio S., Chaalali A., Raoux A., Rius A.T., Lequesne J., Girardin V., Lassalle G., Cachera M., Riou P., Lobry J., Dauvin J-C. & Niquil N. (2016). Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine

- estuary. *Ecological Indicators*, 61 (2) : 833–845.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.036>.
- Teugels G.G. (1986). A systematic revision of the African catfish family Clariidae (Pisces; Siluriformes). *Annales Musée Royal de l'Afrique Centrale, Sciences Zoologiques*, 247, 1-199.
- Thieken A.H., Müller M. & Merz B. (2005). Flood damage and influencing factors: New insights from the August 2002 flood in Germany. *Water Resources Research*, 41(12) : 12430.
- Thomsen M.S., McCormick M.I. & Jones G.P. (1996). Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. *Environmental Biology of Fishes*, 47(3), 229–246.
<https://doi.org/10.1007/BF00004783>
- Tiédoúé M.R., Kone S.S., Diarrassouba A. & Tondossama A. (2018). Etat de conservation du Parc national de Taï : Résultats du suivi écologique, Phase 13. Rapport d'activité, Office Ivoirien des Parcs et Réserves/Direction de Zone Sud-ouest. Soubré (Côte d'Ivoire), 36 p.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V. (2005). An ecological perspective of river floodplains. *Freshwater Biology*, 50(10) : 139–151.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V. (2010). The future of riverine floodplains. In R. J. Naiman & H. Décamps (Eds.), *Riverine floodplains : ecology and management*, pp. 123–138.
- Tockner K., Pusch M., Gessner J. & Wolter C. (2011). Domesticated ecosystems and novel communities: challenges for the management of large rivers. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 11 (3 – 4) : 167-174.
- Touchebeuf P.L & Girard G. (1962). Données sommaires sur les régimes hydrologiques de Côte d'Ivoire. Rapport d'étude, 26 p.
- Traoré K. (1989). Caractéristique bio-écologique du peuplement ichtyologique du lac de Buyo. Rapport IET, 182 p.
- Traoré K. (1996). État des connaissances sur les pêcheries continentales ivoiriennes. Rapport de consultation, Projet F.A.O. TCP, 135 p,
www.fao.org/docrep/fiel/009/ag188f/AG188F07.htm.

- Vallet J., Rambaud M., Coquel L., Poncet L. & Hendoux F. (2012). Effort d'échantillonnage et atlas floristiques – exhaustivité des mailles et caractérisation des lacunes dans la connaissance. *Comptes rendus biologies*, 335 (12) : 753 – 763.
- Van Oijen M.J.P. (1982). Ecological differentiation among the piscivorous haplochromine cichlids of Lake Victoria (East Africa). *Netherlands Journal of Zoology*, 32 (3) : 336-363.
- Van Someren V.D. (1961). Appendix E : River fish migration. *East African Freshwater Fisheries Research Organisation (Annual report)*: 36-39.
- Van Someren V.D. (1961). Seasonal flood fisheries in Kenya colony. Commission for Technical Cooperation in Africa/Conseil Scientifique pour l'Afrique au Sud de Sahara (CCTA/CSA) *Hydrobiology and inland fisheries* 4th Symposium, May 1961.
- Vanga A.F., Gourene G. & Ouattara M. (2002). Impact de la pêche sur la disponibilité en poissons dans les régions des lacs d'Ayamé et Buyo (Côte d'Ivoire). *Archives des Sciences, Centre de Recherche Océanologique d'Abidjan*, 17 (2) : 1-12.
- 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.
- Varandas S.G. & Cortes R.M.V. (2010). Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166 : 201-221.
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A., Lovy C. & Lambert J. (2004). The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 40 (1) : 1 – 9, <https://dx.doi.org/10.1051/limn/2004003>
- Verhoeven J., Arheimer B., Yin Ch. & Hefting M. (2006). Regional and Global Concerns Over Wetlands and Water Quality. *Trends in ecology & evolution*, 21 (2) : 96 – 103, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.015>.
- Vranovský M., Vranovská M. & Ficova M. (1997). Impact of the Gabčíkovo hydropower plant operation on planktonic copepods assemblages in the river Danube and its

- floodplain downstream of Bratislava. *Hydrobiologia*, 347(1) : 41-49, <https://doi.org/10.1023/A:1002990705205>.
- Walther B.A. & Moore J.L. (2005). The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography*, 28 : 815 – 829.
- Welcomme R. L. (1985). River fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, vol. 262, 330 p.
- Welcomme R.L., Cowx I.G., Coates D., Bene Ch., Funge-Smith S., Halls A. & Lorenzen K. (2010). Review: Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365 : 2881 – 2896, <https://doi:10.1098/rstb.2010.0168>
- Welcomme R.L. (2011). Review of the state of world fishery resources: Inland fisheries (FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 942, Revision 2). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 97 p.
- Winemiller K.O. (1989). Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environmental Biology of Fishes*, 26 (3): 177 - 199
- Winemiller K.O. (1990). Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trophic Network. *Ecological Monographs*, 60 : 331 - 367.
- Winemiller K.O. & Jepsen D.B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53 : 267-296.
- Winemiller K.O., Fernández H.L., Taphorn D.C., Nico L.G. & Duque A.B. (2008). Fish assemblages of the Casiquiare River, a corridor and zoogeographic filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. *Journal of Biogeography*, 35:1551-1563.
- Winemiller K.O., Humphries P., Pusey B.J. (2016). Protecting large apex predators. In : G. Krkosek C.M. & Olden J.D. (Eds), *Conservation of Freshwater Fishes*, Cambridge University Press, Cambridge, England. pp 361-398.
- Winsemius H.C., Aerts J.C.J.H., Van Beek L.P.H., Bierkens M.F.P., Bouwman A., Jongman B., Kwadijk J.C.J., Ligtoet W., Lucas P.L., Van Vuuren D.P. & Ward P.J. (2016). Global drivers of future river flood risk. *Nature Climate Change* 6 (4): 381-385, <https://doi.org/10.1038/nclimate2893>.

- Wohl E.E., Merritt D.M. & Scott D. (2008). Floodplain morphology along the Nooksack River, Washington, USA : Influence of tributaries and valley type. *Geomorphology*, 99 (34): 213-229.
- Yao K.A, KonanY.A., Mamadou B., Gervais N.K. & Koné T. (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, <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n40p273>.
- Yao K.T., Kouadio Z. & Kouadio A. (2019). Hydrological Analysis of Flood Plains of the Comoé River in Côte d'Ivoire. *Journal of Environmental Science & Natural Resources*, 12 (2) : 46-55.
- Yapo B.O., Mambo V., Tidou S.A. & Valentin P.H. (2008). Etude analytique des caractéristiques chimiques d’un lac eutrophe en milieu tropical : la conductivité comme indicateur de trophie du lac de Buyo (Côte d’Ivoire). *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 25 : 87 – 108.
- Ysebaert T., Dupont A. & Martin M. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries : Estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1–2) : 335-355. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00359-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00359-1)

ANNEXES

Annexe 1 : Principales espèces de poissons rencontrées dans les plaines d'inondation étudiées
(espèces ayant une abondance relative supérieure à 3%)



Enteromius macrops



Enteromius ablakes



Pellonula leonesis

Principales espèces du peuplement ichthyologique de la plaine Néma



Enteromius macrops



Enteromius ablakes



Pellonula leonesis



Brycinus nurse



Schilbe mandibularis



Lates niloticus

Principales espèces du peuplement ichthyologique de la plaine Libériakôbro



Enteromius macrops



Brycinus longipinnis



Pellonula leonesis



Enteromius ablakes



Brycinus nurse

Principales espèces du peuplement ichthyologique de la plaine Gah

Annexe 2 : Espèces des géniteurs rencontrés dans les frayères des plaines d'inondation étudiées



Enteromius macrops



Enteromius ablabes



Pellonula leonesis



Coptodon zillii



Schilbe mandibularis



Sarotherodon galilaeus



Oreochromis niloticus



Clarias gariepinus

Espèce de géniteurs communes aux trois plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah



Heterotis niloticus

Espèce de géniteur commune aux plaines Néma et Libériakôbro



Chrysichtys johnelsis

Espèce de géniteurs commune aux plaines d'inondation Libériakôbro et Gah



Synodontis koensis

Espèce de géniteur rencontrée uniquement dans les frayères de Néma



Clarias anguilaris

Espèce de géniteur rencontrée uniquement dans les frayères de Libériakôbro



Brycinus longipinnis



Petrocephalus bovei



Pollimyrus isidoris

Espèces de géniteur rencontrées uniquement dans les frayères de la plaine Gah

PUBLICATION TIREE DE LA THESE

DAGO G.-M.G., Aliko N.G., MONNEY A.I., KONE T. & OUATTARA A. (2024).

Influence of the hydrological regime of Lake Buyo on fish community of three floodplains in the Tai national park (southwestern Côte d'Ivoire). *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences*, 27 (1) : 277–286.

RESUME

L'étude de l'écologie des plaines d'inondation fournit des informations sur leur contribution au maintien de la biodiversité et de la productivité des écosystèmes lacustres associés. Dans ce contexte, une collecte de données a été entreprise entre avril 2021 et mars 2022 sur l'ichtyofaune des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah situées dans le Parc National de Taï. L'objectif était d'évaluer leur contribution dans la dynamique de reproduction de la faune ichthyologique du lac Buyo. L'analyse des données a d'abord permis d'étudier certains paramètres biotiques (zooplancton et macroinvertébrés) et abiotique des plaines. Ensuite, l'ichtyofaune de chaque plaine a été analysée, ainsi que les paramètres de l'environnement qui influencent sa structure. Enfin, les frayères ont été identifiées par observation des indices tels que les nids de reproduction, l'assemblage des géniteurs, des œufs, des larves et des alevins de poissons. Les résultats indiquent des différences significatives entre les paramètres abiotiques des plaines étudiées. La plaine Gah est caractéristique des habitats de pentes modérées (13,06%) aux eaux légèrement acides à tendance neutre (6,94), tandis que Néma et Libériakôbro présentent majoritairement des pentes douces (5,35% et 5,47%). La transparence de l'eau est relativement faible dans la plaine Néma (0,47 m) et plus élevée à Libériakôbro (0,94 m), avec une composition de zooplancton et de macroinvertébrés prédominée par les copépodes (76,08% à 88,69%) et les insectes (78,72% à 82,98%) dans toutes les plaines. Concernant l'ichtyofaune, 16 espèces de géniteurs comportant 7 nouvelles espèces par rapport à la liste établie par les travaux antérieurs ont été observées sur un total de 37 espèces de poissons inventoriées. Les familles dominantes sont les Cyprinidae et les Cichlidae, avec *Enteromius macrops* comme espèce prédominante dans les trois plaines, représentant jusqu'à 72,63% de l'ichtyofaune et 45,07% des géniteurs rencontrés. La dynamique spatiale des indices de frai tels que les œufs de poisson et les alevins indique des activités de reproduction plus intenses dans Libériakôbro avec des densités de 23,47 œufs /m² et 8,05 alevins/m². De plus, la dynamique de l'ichtyofaune et de ses indices de frai révèle une intensification des activités de reproduction pendant les saisons des crues et des hautes eaux dans l'ensemble des plaines. Les frayères étaient caractérisées par le frai des espèces lithophiles, phytophiles et phyto-lithophiles.

Mots clés : Ichtyofaune, Structure du peuplement, Indices de Frai, Environnement abiotique, Environnement biotique, Plaines inondables, Lac Buyo

RESUME

L'étude de l'écologie des plaines d'inondation fournit des informations sur leur contribution au maintien de la biodiversité et de la productivité des écosystèmes lacustres associés. Dans ce contexte, une collecte de données a été entreprise entre avril 2021 et mars 2022 sur l'ichtyofaune des plaines d'inondation Néma, Libériakôbro et Gah situées dans le Parc National de Taï. L'objectif était d'évaluer leur contribution dans la dynamique de reproduction de la faune ichthyologique du lac Buyo. L'analyse des données a d'abord permis d'étudier certains paramètres biotiques (zooplancton et macroinvertébrés) et abiotique des plaines. Ensuite, l'ichtyofaune de chaque plaine a été analysée, ainsi que les paramètres de l'environnement qui influence sa structure. Enfin, les frayères ont été identifiées par observation des indices tels que les nids de reproduction, l'assemblage des géniteurs, des œufs, des larves et des alevins de poissons. Les résultats indiquent des différences significatives entre les paramètres abiotiques des plaines étudiées. La plaine Gah est caractéristique des habitats de pentes modérées (13,06%) aux eaux légèrement acides à tendance neutre (6,94), tandis que Néma et Libériakôbro présentent majoritairement des pentes douces (5,35% et 5,47%). La transparence de l'eau est relativement faible dans la plaine Néma (0,47 m) et plus élevée à Libériakôbro (0,94 m), avec une composition de zooplancton et de macroinvertébrés prédominée par les copépodes (76,08% à 88,69%) et les insectes (78,72% à 82,98%) dans toutes les plaines. Concernant l'ichtyofaune, 16 espèces de géniteurs comportant 7 nouvelles espèces par rapport à la liste établie par les travaux antérieurs ont été observées sur un total de 37 espèces de poissons inventoriées. Les familles dominantes sont les Cyprinidae et les Cichlidae, avec *Enteromius macrops* comme espèce prédominante dans les trois plaines, représentant jusqu'à 72,63% de l'ichtyofaune et 45,07% des géniteurs rencontrés. La dynamique spatiale des indices de frai tels que les œufs de poisson et les alevins indique des activités de reproduction plus intenses dans Libériakôbro avec des densités de 23,47 œufs /m² et 8,05 alevins/m². De plus, la dynamique de l'ichtyofaune et de ses indices de frai révèle une intensification des activités de reproduction pendant les saisons des crues et des hautes eaux dans l'ensemble des plaines. Les frayères étaient caractérisées par le frai des espèces lithophiles, phytophiles et phyto-lithophiles.

Mots clés : Ichtyofaune, Frayère, Indices de Frai, Environnement abiotique, Environnement biotique, Plaines inondables, Lac Buyo

Abstract

The study of floodplain ecology provides insights into their contribution to maintaining biodiversity and the productivity of associated lacustrine ecosystems. In this context, data collection was conducted between April 2021 and March 2022 on the fish fauna of the Néma, Libériakôbro, and Gah floodplains, located within the Taï National Park. The aim was to assess their role in the reproductive dynamics of the ichthyofauna of Lake Buyo. Data analysis initially focused on studying certain biotic parameters (zooplankton and macroinvertebrates) and abiotic factors of the floodplains. Subsequently, the ichthyofauna of each floodplain was analyzed, along with the environmental parameters that influence its structure. Finally, spawning grounds were identified through the observation of indicators such as nests, spawner assemblages, eggs, larvae, and juvenile fish. The results show significant differences in the abiotic parameters of the studied floodplains. The Gah floodplain is characteristic of moderate slope habitats (13.06%) with slightly acidic to neutral waters (pH 6.94), while Néma and Libériakôbro predominantly have gentle slopes (5.35% and 5.47%, respectively). Water transparency is relatively low in Néma (0.47 m) and higher in Libériakôbro (0.94 m), with the zooplankton and macroinvertebrate composition dominated by copepods (76.08% to 88.69%) and insects (78.72% to 82.98%) across all floodplains. Regarding the ichthyofauna, 16 species of spawners were observed, including 7 new species compared to the list established by previous studies, out of a total of 37 fish species inventoried. The dominant families are Cyprinidae and Cichlidae, with *Enteromius macrops* being the most abundant species in all three floodplains, accounting for up to 72.63% of the ichthyofauna and 45.07% of the spawners encountered. The spatial dynamics of spawning indicators, such as fish eggs and juveniles, indicate more intense reproductive activities in Libériakôbro, with densities of 23.47 eggs/m² and 8.05 juveniles/m². Furthermore, the dynamics of the ichthyofauna and its spawning indicators reveal an intensification of reproductive activities during the flood and high-water seasons across all the floodplains. Spawning grounds were characterized by the spawning of lithophilous, phytophilous, and phyto-lithophilous species.

Keywords: Ichthyofauna, Spawning Ground, Spawning Indicators, Abiotic Environment, Biotic Environment, Floodplains, Lake Buyo