

RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union - Discipline - Travail



Ministère de l'Enseignement
Supérieur et de la
Recherche Scientifique



UJLoG
UNIVERSITÉ
JEAN LOROUGNON GUÉDÉ

ANNÉE UNIVERSITAIRE

2025-2026

N° D'ORDRE :

181

THÈSE DE DOCTORAT

de l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Formation doctorale

AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT TROPICAL

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

THÈME :

UTILISATION DES TRAITS MORPHO-FONCTIONNELS DE LA MICROFLORE
DANS LE DIAGNOSTIC ÉCOLOGIQUE DES EAUX DU BASSIN VERSANT DU
BANDAMA DANS LA RÉGION DE LA MARAHOUE (CENTRE-OUEST DE LA
CÔTE D'IVOIRE)

Prénoms : Djiproh Marie-

Michael

NOM : AKO

JURY

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

Co-Directeur : M. BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences, Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Co-Directeur : Mme NIAMIEN-EBROTTIE Julie Estelle, Maître de Conférences, Université Nangui ABROGOUA

Rapporteur : M. KONAN Koffi Mexmin, Maître de Conférences, Université Nangui ABROGOUA

Examineur : M. KOUASSI Blé Alexis Tardy, Maître de Conférences, Université Peleforo GON COULIBALY

Examineur : M. ALLOUKO Jean-Renaud, Maître de Conférences, Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Soutenue le 21/02/2026

RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union - Discipline - Travail



Ministère de l'Enseignement
Supérieur et de la
Recherche Scientifique



ANNÉE UNIVERSITAIRE

2025-2026

N° D'ORDRE :

181

THÈSE DE DOCTORAT

de l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Formation doctorale

AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT TROPICAL

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

THÈME :

UTILISATION DES TRAITS MORPHO-FONCTIONNELS DE LA MICROFLORE
DANS LE DIAGNOSTIC ÉCOLOGIQUE DES EAUX DU BASSIN VERSANT DU
BANDAMA DANS LA RÉGION DE LA MARAHOUE (CENTRE-OUEST DE LA
CÔTE D'IVOIRE)

Prénoms : Djiproh Marie-

Michael

NOM : AKO

JURY

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

Co-Directeur : M. BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences, Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Co-Directeur : Mme NIAMIEN-EBROTTIE Julie Estelle, Maître de Conférences, Université Nangui ABROGOUA

Rapporteur : M. KONAN Koffi Mexmin, Maître de Conférences, Université Nangui ABROGOUA

Examineur : M. KOUASSI Blé Alexis Tardy, Maître de Conférences, Université Peleforo GON COULIBALY

Examineur : M. ALLOUKO Jean-Renaud, Maître de Conférences, Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ

Soutenue le 21/02/2026

TABLE DES MATIERES

DEDICACES iv

REMERCIEMENTS..... v

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONSvii

LISTE DES TABLEAUXviii

LISTE DES FIGURES.....ix

INTRODUCTION..... 1

PARTIE I : GENERALITES 4

 I.1 Milieu d'étude..... 6

 I.1.1 Présentation du fleuve Bandama 6

 I.1.2 Climat, végétation et relief 7

 I.1.3 Activités anthropiques..... 8

 I.2 Notions de base sur les microalgues aquatiques..... 8

 I.2.1 Définition de microalgue..... 8

 I.2.2 Composition et diversité des microalgues..... 9

 I.2.3 Rôle écologique des microalgues 9

 I.2.4 Facteurs influençant les microalgues 10

 I.3 Microalgues et bioindication 11

 I.4 Notion de biodiversité des microalgues..... 11

 I.4.1 Diversité fonctionnelle 12

 I.4.2 Approche basée sur les traits fonctionnels 12

 I.4.3 Principes de l'écologie fonctionnelle 15

 I.5 Notion de diagnostic écologique 15

 I.6 Notion de la qualité écologique des eaux 17

II: MATERIEL ET METHODES	14
II.1 Matériel.....	19
II.1.1 Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau	19
II.1.2 Echantillonnage des microalgues planctoniques et périphytiques	19
II.1.3 Matériel technique utilisé au laboratoire	20
II.2 Méthodes	21
II.2.1 Critères de choix et description des stations d'échantillonnage du fleuve Bandama	21
II.2.2 Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau du fleuve Bandama	26
II.2.3 Echantillonnage des microalgues planctoniques et périphytiques du fleuve Bandama	27
II.2.4 Identification et dénombrement des microalgues planctoniques et périphytiques.	28
II.2.5 Détermination de la composition taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques.....	29
II.2.6 Détermination du biovolume des microalgues planctoniques et périphytiques.	30
II.2.7 Détermination de la structure taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques.....	31
II.2.8 Identification des traits morpho-fonctionnels	32
II.2.9 Traitement statistique des données.....	37
III RESULTATS ET DISCUSSION	26
III.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux du fleuve Bandama	40
III.1.1 Résultats	40
III.1.2 Discussion	47

III.2	Composition taxonomique, structure et dynamique des microalgues planctoniques et périphytiques	49
III.2.1	Résultats	49
III.2.2	Discussion	80
III.3	Caractéristiques morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques et périphytiques et influences des paramètres environnementaux	86
III.3.1	Résultats	86
III.3.2	Discussion	103
III.4	Evaluation écologique du fleuve basée sur l'indice MBFG (Groupes fonctionnels basés sur la morphologie) des microalgues planctoniques	110
III.4.1	Résultats	110
III.4.2	Discussion	115
CONCLUSION.....		118
REFERENCES.....		124
ANNEXE		
PUBLICATIONS		

Dédicace

Je dédie ce travail

A mon père, AKO Gbegré Jacob pour son affection, ses encouragements, sa confiance et ses conseils qu'il m'a accordés tout le long de mon cursus scolaire et universitaire.

A ma mère, GRAH Bouaye Eugenie, pour son amour, ses encouragements et ses sacrifices

REMERCIEMENTS

Dans cette aventure intellectuelle qui m'a tant appris, je tiens à remercier chaleureusement tous ceux qui m'ont soutenu et encouragé. Votre aide précieuse et vos conseils avisés ont été un phare dans la réalisation de ce projet. A ceux dont les noms ne figurent pas dans ces pages, sachez que votre influence a été une source d'inspiration constante. Je suis infiniment reconnaissant pour votre soutien indéfectible et espère que vous vous reconnaîtrez dans les valeurs et les connaissances que cet ouvrage cherche à transmettre.

J'exprime toute ma reconnaissance à la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé, Professeur ADOHI Krou Viviane et à ses proches collaborateurs, notamment le Professeur KONE Issiaka et le Professeur SORO Dognimeton, respectivement Vice-président chargé de la recherche, de l'innovation technologique et des relations extérieures et Vice-président chargé de la pédagogie et de la vie universitaire, pour tous les efforts qu'ils fournissent quotidiennement en vue de la bonne marche de l'Université Jean Lorougnon GUEDE.

Je voudrais dire un grand merci au Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, pour avoir accepté mon intégration au sein de ladite UFR.

J'adresse de chaleureux remerciements au Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale (BioEcoTrop), Professeur KOFFI Béné Jean-Claude, pour l'instauration d'un cadre de travail ayant permis le bon déroulement de cette thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mes directeurs de thèse, Docteurs NIAMIEN-EBROTTIE Julie Estelle et BOUSSOU Koffi Charles Maîtres de Conférences, pour leur précieux encadrement et leur engagement dans la réalisation de ce travail de recherche. Leur soutien et leur expertise ont été essentiels à l'accomplissement de cette thèse.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude aux rapporteurs de cette thèse, Docteurs SEU-ANOÏ Netto Mireille, ADON Marie Paulette et KONAN Koffi Mexmin, Maîtres de Conférences, pour leurs remarques pertinentes et leurs contributions essentielles qui ont permis d'améliorer la qualité de ce manuscrit.

J'adresse mes sincères remerciements au Professeur ASSEMIAN N'Guessan Emmanuel, en sa qualité de Président du jury, ainsi qu'aux Docteurs ALLOUKO Jean-Renaud et KOUASSI Blé Alexis Tardy, Maîtres de Conférences, examinateurs pour avoir accepté de participer aux jurys de la soutenance publique.

Mes sincères remerciements à toute l'équipe de recherche en hydrobiologie de l'Université Jean Lorougnon GUEDE, particulièrement aux Professeurs KONE Tidiani, BONY Kotchi Yves, ASSEMIAN N'Guessan Emmanuel, Docteurs ALIKO N'guessan Gustave, KOUAME Kouamé Martin, YOBOUE Ahou Nicole Epse KOUAME, ADON Marie Paulette, ALLOUKO Jean Renaud (Maîtres de Conférences), KONE Mamadou, DJIRIEOULOU Claver, ATTOUNGBRE Kouakou Severin (Maîtres-assistants), pour leur soutien, aides et conseils durant la période de cette étude.

Une mention spéciale au Groupe de Recherche en Ingénierie Ecologique des Hydrosystèmes (GRIEH), initiateur du projet « évaluation de la qualité écologique des eaux du fleuve Bandama au centre ouest de la Côte d'Ivoire, dans une zone de forte activité anthropique », dans lequel s'inscrit cette thèse.

Je suis très reconnaissant aux Docteurs ASSI Sonan Romuald, DOFFOU Jean-Olive, (Maîtres-assistants) pour leurs constantes aides, soutien et conseils encourageant à mon égard.

Mes sincères remerciements à l'endroit des Docteurs KOFFI Ahoutou Mathias, OUSSOU Konan Hervé, ABO Kouakou Jean-Baptiste, KOUAME Affoué Hortense, DAGO Guy Melaine AKATCHI Akouba Agnès, IRI Aya Blanche Prisca et aux doctorants, OUATTARA Moussa, KOUADIO Antoine, OUATTARA Yaya pour l'esprit de travail d'équipe qui a toujours régné entre nous.

Je tiens à remercier les personnes qui, loin d'être ma famille biologique, ont été une grande aide pour moi dès le début de ma première année universitaire. Il s'agit de messieurs DJEDJE Memel Arnaud, DJEDJI Jean-Baptiste, DJANGONE Guy et à la famille ABE Ahio.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACH	: Analyse de Classification Hiérarchique
AFNOR	: Association Française de Normalisation
APHA	: (American Public Health Association) <i>Association américaine de santé publique</i>
FEve	: (Functional Evenness) <i>Uniformité Fonctionnelle</i>
FG	: (Functional Group) <i>Goupe Fonctionnel</i>
Fric	: (Functional Richness) <i>Richesse Fonctionnelle</i>
GPS	: <i>Global Positioning System</i>
ISO	: Organisation Internationale de Normalisation
MBFG	: (Morphology-Based Functional Groups) <i>Groupe Fonctionnel Basé sur la morphologie</i>
MFG	: (Morphological Functional Groups) <i>Groupes Morpho-Fonctionnels</i>
PAST	: Paleontological statistics
pH	: Potentiel Hydrogène
RDA	: (Redundancy Analysis) Analyse de Redondance
TDS	: (Total Dissolved Solids) <i>Taux des Solides Dissous</i>

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Description des stations d'échantillonnage	22
Tableau 2: Méthodes et normes utilisées pour la détermination des sels nutritifs.....	27
Tableau 3: Classification des microalgues planctoniques à partir de la nomenclature de Sieburth <i>et al.</i> (1978).....	33
Tableau 4: Groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) des microalgues (Kruk <i>et al.</i> , 2010 ; Kruk & Segura 2012).....	36
Tableau 5 : Composition de la communauté des microalgues planctoniques et périphytiques du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire) d'octobre 2019 à août 2020.....	51
Tableau 6: Occurrence des taxons de microalgues planctoniques	62
Tableau 7: Occurrence des taxons de la communauté de microalgues périphytiques.....	62
Tableau 8: Similarité de composition des communautés de microalgues planctoniques du fleuve Bandama.....	63
Tableau 9: Similarité de la composition taxonomique de la communauté périphytique du fleuve Bandama.....	63
Tableau 10 : Similarité spécifique entre microalgues planctoniques et périphytiques	64
Tableau 11 : Proportion des biovolumes par embranchement de la communauté des microalgues planctoniques du fleuve Bandama	68
Tableau 12: Proportion par embranchement des biovolumes de la communauté de microalgues périphytiques	69
Tableau 14: Biovolumes et taxons dominants à plus de 50 % des MBFG	112

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Bassin versant du fleuve Bandama 7

Figure 2: Variations mensuelles de la pluviométrie et de la température en fonction de la saison dans la région de la Marahoué..... 8

Figure 3: Instruments de mesure des paramètres physico-chimiques 19

Figure 4: Matériel d'échantillonnage et de conservation des micro-algues 20

Figure 5 : Matériel technique utilisé pour le traitement des échantillons de micro-algues au laboratoire..... 21

Figure 6 : Situation géographique des stations d'échantillonnage 26

Figure 7: Variations spatiales de la température 41

Figure 8: Variations temporelles de la température (A), transparence (B), pH (C), oxygène dissous (D), conductivité (E), profondeur (F), (F) : nitrite ; (G) : nitrate ; (H) : phosphore ; (I) : azote du fleuve Bandama. 44

Figure 9: Ordination des variables physico-chimiques à partir d'une Analyse en Composantes Principales. 46

Figure 10: Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes sur la base des paramètres physico-chimiques du fleuve Bandama..... 47

Figure 11: Variation spatiale de la richesse raréfiée ; Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement 59

Figure 12: Variation temporelle de la richesse raréfiée des microalgues planctoniques 60

Figure 13: Variation spatiale de la richesse raréfiée des microalgues périphytiques..... 60

Figure 14: Variation temporelle de la richesse raréfiée des microalgues périphytiques 61

Figure 15: Variation spatiale de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) des microalgues planctoniques dans le fleuve Bandama..... 64

Figure 16:Variation temporelle de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues planctoniques dans le fleuve Bandama 65

Figure 17: Variation spatiale de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues périphytiques 66

Figure 18: Variation temporelle de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues périphytiques du fleuve Bandama 67

Figure 19: Biovolume en mm^3/L des embranchements de la communauté de microalgues planctoniques du fleuve Bandama..... 68

Figure 20: Valeurs des biovolume en $\mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ des embranchements de la communauté des microalgues périphytiques du fleuve Bandama..... 69

Figure 21: Variation spatiale du biovolume des embranchements des microalgues planctoniques du fleuve Bandama..... 70

Figure 22: Variation spatiale des espèces dominatrices des microalgues planctoniques de la zone d'étude ; S1 à S6 : stations d'échantillonnage 71

Figure 23: Variation spatiale du biovolume des embranchements des microalgues périphytiques de la zone d'étude 72

Figure 24 : Variation spatiale des taxons dominants des microalgues périphytiques du fleuve Bandama S1 à S6 Stations d'échantillonnage 73

Figure 25: Variation temporelle du biovolume des embranchements des microalgues planctoniques du fleuve Bandama..... 74

Figure 26: Variation temporelle du biovolume des espèces dominatrices des microalgues planctoniques dans le Bandama 75

Figure 27: Variation temporelle du biovolume des embranchements de la communauté de microalgues périphytiques du fleuve Bandama..... 76

Figure 28: Variation temporelle des biovolumes des taxons dominants des microalgues périphytiques du fleuve Bandama 77

Figure 29: Ordination spatiale en RDA des microalgues planctoniques dominants et des paramètres environnementaux du fleuve..... 79

Figure 30: Ordination spatiale en RDA des organismes de microalgues périphytiques dominants et des paramètres environnementaux du fleuve..... 80

Figure 31: Variation spatiale des traits morpho-fonctionnels des communautés planctoniques dans le fleuve Bandama..... 87

Figure 32: Variation temporelle des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues planctonique du fleuve Bandama..... 89

Figure 33: Variation spatiale des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues périphytiques. 91

Figure 34: Variation temporelle des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues périphytiques..... 93

Figure 35: Dendrogramme obtenu par classification hiérarchique des biovolumes des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques du fleuve Bandama. 94

Figure 36: Dendrogramme obtenu par classification hiérarchique des biovolumes des traits morpho-fonctionnels des microalgues périphytiques..... 95

Figure 37: Variation spatiale de la richesse fonctionnelle et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues planctoniques. S1 à S6 : stations d'échantillonnage 96

Figure 38: Variation temporelle de la richesse fonctionnelle (A) et de l'équitabilité fonctionnelle (B) de la communauté de microalgue planctonique..... 96

Figure 39: Variation spatiale de la richesse fonctionnelle et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues périphytiques..... 97

Figure 40: Variation temporelle de la richesse fonctionnelle (A) et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues périphytiques (B)..... 98

Figure 41: RLQ mettant en relation traits morpho-fonctionnels, facteurs abiotiques et espèces. 99

Figure 42: Résultats des corrélations trait-environnement par la méthode de Fourt-coner. . 100

Figure 43 : Résultats de l'analyse RLQ des microalgues périphytiques 102

Figure 44 : Résultat des corrélations trait-environnement par la méthode Fourt-coner de la communauté de microalgues périphytiques 103

Figure 45: Variation spatiale des biovolumes relatives des MBFG 113

Figure 46: Variation temporelle des biovolumes relatives MBFG 114

Figure 47 : Résultat de l'ordination spatiale en RDA des MBFG dominants et des paramètres environnementaux du fleuve. 115

INTRODUCTION

Les milieux naturels aquatiques sont des écosystèmes indispensables pour la vie et la survie de la biodiversité dans son grand ensemble. Cependant, ces milieux aquatiques subissent depuis des décennies une pression croissante des activités humaines (Qin *et al.*, 2023).

Les écosystèmes aquatiques continentaux, particulièrement les fleuves, sont les plus touchés par ces pressions (Argelier *et al.*, 2021). En effet, les fleuves autrefois éloignés des grandes agglomérations, sont désormais rattrapés par l'expansion rapide des villes. Cette proximité les soumet à de nombreuses influences humaines, notamment les déversements provenant des activités industrielles, ce qui les rend susceptibles de subir une eutrophisation, comme le souligne Qin *et al.* (2023). De plus, le fonctionnement naturel de ces milieux est fortement impacté par des endiguements aux fins de construction d'ouvrages hydro-électriques, hydro-agricoles, d'adduction en eau potable et d'espaces de loisirs. A cela s'ajoute la pratique de la pêche intensive avec des techniques parfois prohibées, la destruction des berges, et d'autres activités tendant à menacer l'intégrité écosystémique (Konan *et al.*, 2015 ; Chenwei *et al.*, 2021).

Les hydrosystèmes de la Côte d'Ivoire, dont le fleuve Bandama, objet de cette étude n'échappent pas à ces pressions (Eba *et al.*, 2016 ; Adon *et al.*, 2017). Ce fleuve, dont le bassin versant est entièrement situé sur le territoire ivoirien, joue un rôle crucial dans le développement socio-économique du pays. Outre les activités de pêche qui y sont pratiquées, il abrite de nombreux barrages hydro-agricoles ainsi que deux grands barrages hydroélectriques, Kossou et Taabo (Avit *et al.*, 1999). A cela s'ajoute le barrage de Singrobo-Ahouaty actuellement en construction qui vient renforcer l'importance stratégique du fleuve Bandama. Des études antérieures ont révélé l'effet des pressions humaines sur les écosystèmes aquatiques. Ces effets vont de la perte de la bio-diversité à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques (Shaw & Richardson, 2001 ; Weilhoefer & Pan, 2022 ; Qin *et al.*, 2023 ; Kamagaté *et al.*, 2024). Au vu des services procurés par ces écosystèmes, de la pression subie et des probants impacts irréversibles, des actions menant à leur restauration, leur protection et leur conservation paraissent incontournables. Ceux-ci passent inévitablement par l'évaluation de l'état de santé du milieu, qui suppose de disposer d'outils et d'approches de diagnostic fiables et adaptés. Plusieurs approches permettent de se prononcer sur l'état de santé des hydrosystèmes, dont la bioindication, qui est l'évaluation de la qualité biologique d'un milieu physique par l'analyse des assemblages d'organismes animaux et végétaux (Bonada *et al.*, 2006). Ce type d'évaluation fait intervenir des bio-indicateurs qui sont des organismes ou ensembles d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou

écologiques, permettent de façon pratique et sûre, de caractériser l'état de santé d'un écosystème ou d'un écosystème (Markert *et al.* 2023).

Parmi ces organismes, les microalgues, base de la chaîne trophique en milieu aquatique renfermant un très grand nombre d'espèces, sont couramment utilisées dans l'évaluation de la qualité écologique des eaux (Kelly, 2001 ; Padisák *et al.*, 2006). Ces espèces représentent environ 1 % de la biomasse végétale terrestre et plus de 45 % de production primaire. Elles participent activement au cycle du carbone et de l'oxygène (Field *et al.*, 1998). Leur position trophique leur confère, selon Cellamare (2009), une identité d'indicateurs biologiques de la qualité du milieu aquatique. La majorité des indices de microalgues ont essentiellement porté sur la composition et l'abondance de ceux-ci (Gao *et al.*, 2023).

Cependant, de nombreuses études soutiennent que dans la bioindication, la taxonomie seule n'informe pas sur tous les aspects importants du fonctionnement de l'écosystème, également sur la réponse des espèces aux changements environnementaux (Reynolds *et al.* (2002). Les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des espèces seraient les mieux adaptées dans la bioindication. Cette approche permettrait de mieux révéler les mécanismes et les forces qui structurent la diversité biologique (Zhao *et al.*, 2016). L'hypothèse de cette approche est que dans un milieu aquatique soumis à certaines contraintes, le peuplement des espèces sera composé d'un assemblage d'espèces ayant des stratégies d'adaptation semblables (Violle *et al.*, 2007 ; Cadotte *et al.*, 2011). Ainsi, les approches basées sur les traits fonctionnels pourraient être plus efficaces pour prédire des changements et réponses aux variations des contraintes environnementales qui sont l'un des enjeux majeurs en écologie (Kruk *et al.*, 2010 ; Edwards *et al.*, 2013 ; Barton *et al.*, 2013). Dans l'approche fonctionnelle, les traits utilisés peuvent être des traits fonctionnels physiologiques, des traits fonctionnels comportementaux ou bien des traits fonctionnels morphologiques (ou morpho-fonctionnels) (Fraisie, 2013). Un trait fonctionnel se définit comme toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable à l'échelle de l'individu, qui influence sa performance, sa survie ou sa reproduction et qui détermine sa réponse aux facteurs environnementaux ainsi que son effet sur l'écosystème (Violle *et al.*, 2007). Les traits morpho-fonctionnels, en plus d'être facilement observables et mesurables, impliquent la connaissance des traits purement morphologiques des taxons (Weithoff, 2003). De plus, la plupart de ces traits influencent directement les processus de croissance et de perte en plus d'être liés aux contraintes environnementales et à certains traits physiologiques (Reynolds *et al.*, 2002). En outre, les approches basées sur les traits morpho-fonctionnels ont majoritairement été menées en milieux lenticques (Tibor *et al.*, 2009 ; Kruk &

Segura, 2012 ; Martini *et al.*, 2020). Cette approche pourrait donc s'avérer pertinente en milieu lotique où les contraintes environnementales agissant sur la communauté de microalgues planctoniques et périphytiques sont très variables. Sur le fleuve Bandama et ses affluents, très peu d'études ont été menées sur les microalgues aquatiques. Il s'agit, entre autres, des travaux de Lozo *et al.* (2013) portant sur la connaissance taxonomique des Bacillariophyceae et d'Adon *et al.* (2017) réalisés sur la qualité des eaux du Bandama-blanc et de ses affluents soumis à de fortes activités anthropiques. Bien que le Bandama constitue un écosystème stratégique pour la biodiversité, son évaluation écologique repose encore largement sur des approches classiques basées sur la physico-chimie et les taxons indicateurs. Or, ces méthodes, bien que pertinentes montrent leurs limites face à la complexité et à la variabilité fonctionnelle des communautés biologiques. Dans ce contexte, l'absence d'études fondées sur les traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et périphytiques constitue une lacune importante dans l'évaluation du fonctionnement écologique du fleuve. La présente étude se consacre donc à l'analyse morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques et périphytiques, une approche non encore abordée dans ce milieu. L'objectif de ce travail est de mettre en évidence le fonctionnement des eaux du fleuve Bandama à travers l'analyse des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et périphytiques. De façon spécifique il s'est agit (i) : de caractériser l'environnement physico-chimique des eaux du fleuve Bandama ; (ii) décrire la structure la dynamique des microalgues et leurs relations avec les paramètres physico-chimiques (iii) d'identifier les traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et périphytiques ainsi que leurs relations avec les variables environnementales ; (iv) évaluer la qualité écologique du milieu à l'aide de l'approche groupes fonctionnels basées sur la morphologie (MBFG) des microalgues planctonique comme indicateur fonctionels.

Le présent mémoire comprend trois parties. La première traite des généralités sur le milieu d'étude et sur l'approche fonctionnelle des microalgues. Le matériel et les méthodes utilisés pour la mise en œuvre de cette étude ont été décrits dans la seconde partie. La troisième partie présente les résultats obtenus, suivis de leurs discussions. Le mémoire s'est achevé par une conclusion et des perspectives de recherche.

PARTIE I :
GENERALITES

I.1 Milieu d'étude

I.1.1 Présentation du fleuve Bandama

Le Bandama est un fleuve traversant la Côte d'Ivoire du Nord au Sud. Ce fleuve, avec une superficie d'environ 97000 km² s'étend entre les latitudes 5°10'N et 10°20'N et longitudes 3°50'O et 7°O. Il a la particularité d'avoir son bassin entièrement situé sur le territoire ivoirien (Soro *et al.*, 2017) (Figure 1). Long de 1050 km, il prend sa source à proximité de Korhogo (9,3928°N, -6,0785° O) et se jette dans l'océan Atlantique à Grand-Lahou (5,13723° N, -500333° O). Ce fleuve est formé du Bandama blanc qui constitue la partie supérieure et du Bandama rouge (Marahoué) (Lévêque *et al.*, 1983). Le Bandama joue un rôle fondamental dans la dynamique socio-économique et écologique du pays. Outre sa fonction écologique, il constitue une source essentielle d'eau pour les activités agricoles, domestiques et industrielles. Son importance se reflète également dans la production halieutique, qui s'exerce à la fois sur son lit principal et dans les lacs formés par barrage (Brahiman *et al.*, 2021). Parmi ces aménagements, le lac Kossou, créé en 1973 à la suite de la construction du barrage hydroélectrique de Kossou, est l'un des plus grands lacs artificiels d'Afrique de l'Ouest avec une superficie d'environ 1859 km². Cependant, il est soumis à des activités anthropiques croissantes, notamment la pêche intensive, l'orpaillage illégal et les apports en nutriments issus des bassins agricoles (Diarra, 2020). La présente étude se focalise sur la section du bassin versant située dans la région de la Marahoué. Cette région est située au Centre-ouest de la Côte d'Ivoire et est limitée par la région du Béré au nord, la région du Gôh au Sud, la région du Haut-Sassandra à l'Ouest et les régions du Gbêkê et du Belier à l'Est. Cette région est marquée par des modifications paysagères, notamment autour du parc national de la Marahoué (Kouakou *et al.*, 2018). Le Bandama et ses affluents y assurent des fonctions vitales pour la biodiversité, la sécurité alimentaire et le bien-être des populations locales, tout en constituant un indicateur sensible de l'impact des pressions environnementales régionales (Kouamé *et al.*, 2019).

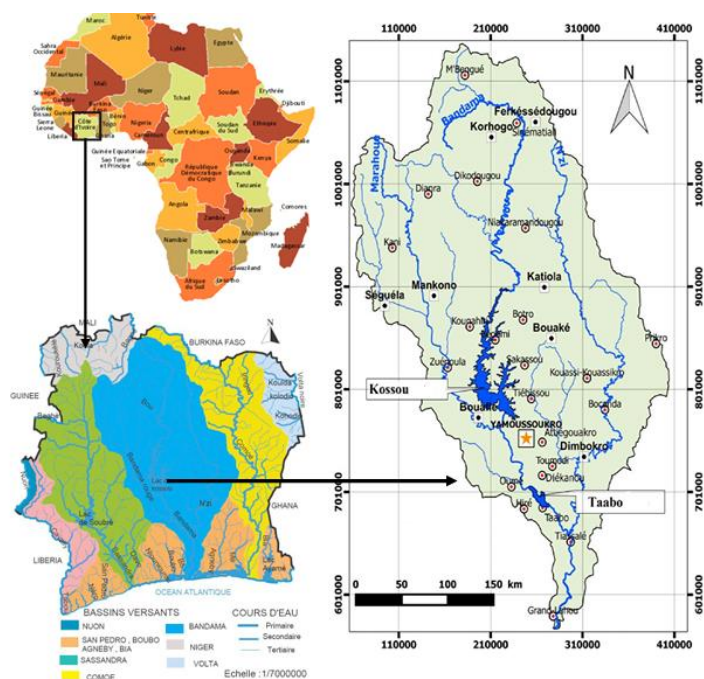


Figure 1: Bassin versant du fleuve Bandama (Assoko, 2022)

I.1.2 Climat, végétation et relief

Le climat de la région de la Marahoué est de type tropical humide caractérisé par une pluviométrie annuelle moyenne oscillant entre 1100 et 1400 mm, ce qui influence fortement le fonctionnement hydrologique des cours d'eau et la productivité des écosystèmes aquatiques (Kouamé *et al.*, 2008). Le climat de cette région est caractérisé par quatre saisons bien marquées. Selon la courbe ombrothermique réalisée lors de cette étude, deux saisons pluvieuses, dont la grande saison part de mars à juin et la petite saison pluvieuse de septembre à octobre. Quant aux saisons sèches, elles partent de novembre à février et de juillet à août (Figure 2). La répartition des précipitations et les variations saisonnières de température influencent directement les régimes hydriques du fleuve Bandama et de ses affluents, modulant ainsi la disponibilité en nutriments et les cycles biologiques des communautés aquatiques (Kouamé *et al.*, 2019). La couverture végétale est diversifiée, on observe au sud et à l'ouest des résidus de forêt dense et humide, vestiges de la forêt tropicale guinéenne ; tandis que le nord et l'est sont dominés par une savane arborée à graminées, marquant la transition vers le domaine soudanien. Le relief est relativement plat, composé principalement des bas plateaux et de collines aux altitudes moyennes d'environ 260 mètres (N'da *et al.*, 2008). Cette morphologie favorise l'inondation périodique des plaines et la formation de zones humides temporaires, qui jouent un rôle important pour l'agriculture (Assoko, 2022).

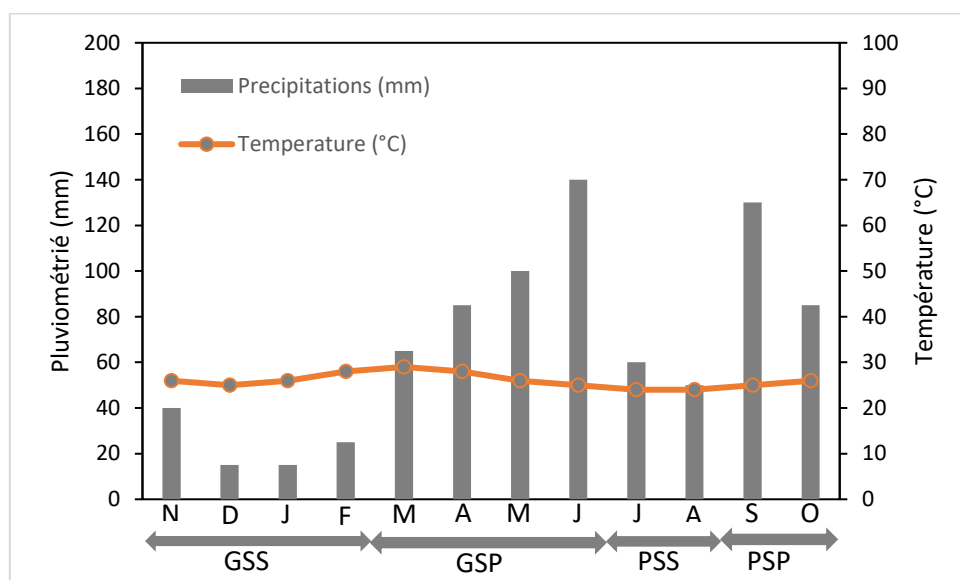


Figure 2: Variations mensuelles de la pluviométrie et de la température en fonction de la saison dans la région de la Marahoué. (GSS : grande saison sèche ; GSP : grande saison des pluies ; PSS) données : janvier 2006 à décembre 2016, SODEXAM.

I.1.3 Activités anthropiques

La population de la région de la Marahoué est estimée à environ 862000 habitants, avec une densité moyenne d'environ 65 habitants/km² (RGPH, 2021). L'occupation du sol est dominée par les cultures telles que le café, le cacao, l'hévéa, la banane plantain, le manioc et le riz (Kouakou *et al.*, 2018 ; Kouamé *et al.*, 2019). La pêche lacustre et fluviale constitue également une source importante de revenus pour les populations riveraines. Toutefois, la région connaît une intensification des pressions anthropiques, marquée par l'exploitation clandestine et artisanale de l'or lié à la richesse du sous-sol en minerais aurifères, ainsi que par l'extension agricole non planifiée, la déforestation et la chasse (Konan *et al.*, 2015). A ces activités s'ajoutent les rejets domestiques non traités issus des agglomérations et les effluents industriels, notamment ceux liés à l'agro-industrie et à la transformation des produits agricoles qui contribuent à la pollution organique et chimique du cours d'eau (Kamagaté *et al.*, 2024).

I.2 Notions de base sur les microalgues aquatiques

I.2.1 Définition de microalgue

Les microalgues aquatiques sont des organismes microscopiques photosynthétiques présents dans presque tous les milieux aquatiques regroupant à la fois les microalgues planctoniques (phytoplancton) et périphtiques (périphyton) qui peuvent se développer dans un large éventail d'habitats dans les conditions photoautotrophes (Thoré *et al.*, 2023).

Les microalgues planctoniques sont des organismes unicellulaires ou pluricellulaires indifférenciés, eucaryotes ou procaryotes qui vivent en suspension et errant dans la masse d'eau.

Les cyanobacteria en sont les constituants procaryotes (Sialve & Steyer, 2013). Les embranchements constituant les eucaryotes sont Chlorophyta, Charophyta, Heterokonphyta, Cryptophyta, Dinoflagellata, Euglenophyta, Haptophyta et Rhodophyta (Guiry, 2024).

Le périphyton est une communauté complexe de microorganisme (microalgue, cyanobactérie bactérie, protozoaire et métazoaire) qui s'accumulent à la surface des objets et plantes immergées dans l'eau. Il joue un rôle dans la chaîne alimentaire subaquatique. Les microalgues ont un cycle de vie très court et se reproduisent sexuellement et asexuellement. Grâce à leur extraordinaire biodiversité et leur grande faculté d'adaptation, les algues sont présentes sur l'ensemble des surfaces du globe (John *et al.*, 2002).

I.2.2 Composition et diversité des microalgues

Les microalgues sont d'une très grande diversité et comptent plus de 50000 espèces réparties en 14 embranchements et 63 classes. Les embranchements généralement retrouvés en eau douce sont les Charophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cyanobacteria, Heterokonphyta, Dinoflagellata, Cryptophyta, Haptophyta et les Rhodophyta. Ils sont de taille variée allant de quelques micromètres à des centaines de micromètres et donc visibles qu'au microscope (Guiry, 2024). Les microalgues présentent une grande variété de formes et de compositions qui varient non seulement entre les espèces, mais aussi en réponse aux conditions environnementales du milieu. Cette diversité se reflète dans leur utilisation dans de nombreux domaines.

I.2.3 Rôle écologique des microalgues

Les microalgues jouent un rôle important pour la vie sur terre et dans le maintien de l'équilibre des écosystèmes, notamment aquatiques. Elles constituent la base de la production primaire, transformant l'énergie solaire en matière organique par photosynthèse ; et contribuent à la production d'oxygène estimée à plus de 50 % de la production primaire (Gilmour, 2023). Par ailleurs, ces microorganismes jouent un rôle dans la séquestration du carbone, fixant le dioxyde de carbone (CO₂) de l'atmosphère pour produire leur propre biomasse par la photosynthèse (Falkowski *et al.*, 1998 ; Raven *et al.*, 2020). Outre la production primaire, les microalgues jouent un rôle majeur dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Elles produisent du carbone organique, qui constitue une source d'énergie pour les consommateurs primaire comme les zooplanctons, les macroinvertébrés et les poissons, formant ainsi la base des chaînes trophiques aquatiques (Wetzel, 2001). Par ailleurs, elles participent à la régulation du climat local en absorbant la chaleur et en limitant les fluctuations thermiques des cours d'eau et des lacs (Falkowski *et al.*, 1998). Enfin la diversité et la résilience des communautés

microalgales permettent aux écosystèmes aquatiques de mieux résister aux perturbations environnementales qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique (Raven *et al.*, 2020). En plus de leur rôle écologique, les microalgues occupent désormais une place de choix dans plusieurs domaines scientifiques et industriels comme celui de la pharmaceutique, cosmétique, alimentation humaine et animale, dans la synthèse biologique d'hydrogène de méthane et de carburant (Taofeeq *et al.*, 2021 ; Barros de Medeiros *et al.*, 2022).

I.2.4 Facteurs influençant les microalgues

L'abondance, la composition et la structure fonctionnelle des communautés de microalgues sont déterminées par l'interaction de plusieurs facteurs. Ces facteurs sont d'ordre abiotiques (condition physico-chimique et hydrodynamiques) et biotique (interaction en organisme). Comprendre ces déterminants permet d'interpréter les réponses des microalgues planctoniques et périphtiques (Hewitt *et al.*, 2015).

I.2.4.1 Facteurs abiotiques

Parmi les facteurs abiotiques, les paramètres physico-chimiques de l'eau jouent un rôle déterminant. La température influence directement les taux métabolique, la photosynthèse et la reproduction des microalgues, modulant ainsi leur croissance et leur composition spécifique (Reynolds, 2006 ; Lürling *et al.*, 2013). La lumière en quantité et en qualité conditionne la production primaire et la structuration des communautés, les espèces ayant une exigence variée en matière d'intensité de lumière et de photopériode (Reynolds, 2006). La disponibilité des nutriments, notamment en azote et en phosphore, est également un facteur clé, car elle détermine la productivité et peut entraîner des phénomènes d'eutrophisation favorisant certaines espèces opportunistes (Smith & Schindler, 2009 ; Paerl & Otten, 2013). Aussi, des paramètres tels que le pH, la conductivité et la transparence influencent la dynamique des populations microalgales en modifiant la chimie de l'eau et la pénétration lumineuse (Wetzel; 2001).

I.2.4.2 Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques regroupent l'ensemble des interactions avec d'autres organismes. La compétition interspécifique pour les ressources, notamment la lumière et les nutriments, module la composition des communautés et peut conduire à des phénomènes d'exclusion compétitive ou de coexistence (Tilman *et al.*, 1982). Le broutage par le zooplancton constitue un autre facteur de régulation majeur en réduisant l'abondance des espèces les plus accessibles ou les plus nutritives (Severiano *et al.*, 2021). Les interactions symbiotiques, mutualistes ou

parasitaires influencent également la structure de populations, telles le cas de certaines cyanobactéries fixatrices d'azote qui modifient leurs niches écologies (Paerl & Paul, 2012). Enfin, les perturbations causées par les activités humaines telles que l'introduction d'espèces exotiques peuvent altérer les interactions biologiques et induire des changements significatifs dans la composition des assemblages des microalgues notamment en modifiant la turbidité et les disponibilités de nutriments et les interactions trophiques (Hewitt *et al.*, 2015).

I.3 Microalgues et bioindication

Les micro-algues jouent un rôle important dans l'évaluation des milieux aquatiques (Kelly, 2001). Elles réagissent rapidement aux changements environnementaux, ce qui les rend utiles pour détecter les effets des impacts des activités humaines sur l'environnement. Ces adaptations et tolérances variables au changement de l'environnement leur ont valu une attention particulière (Reynolds *et al.*, 2002). Ainsi, plusieurs indices d'intégrité écologique avec pour centre d'intérêt la détermination et la préservation de la qualité de l'eau basées sur les microalgues ont été développés (Kelly, 2001 ; Kruk *et al.*, 2010). Parmi les indices, on cite l'Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS), qui attribue à chaque taxon une valeur de sensibilité à la pollution et calcule un score moyen reflétant la qualité de l'eau. Cet indice est largement utilisé en Europe et en Afrique pour l'évaluation des rivières (Prygiel & Coste, 1993). De même que le Trophic Diatom Index (TDI), développé pour estimer l'état trophique des cours d'eau (Kelly & Whitton, 1995). Au-delà de la taxonomie pure, les approches fonctionnelles telles que Morphology-Bsed Functional Groups (MBFG) (Kruk *et al.*, 2010) et functional Groups (RFG) (Reynolds, 2002) se développent fortement.

I.4 Notion de biodiversité des microalgues

Le terme biodiversité très largement employé en écologie fait référence à toute la variété concernant la vie, de la diversité des gènes à la diversité d'espèces ou fonctionnelle des organismes (Wilson, 1985 ; Colwell, 2009). Elle constitue un indicateur clé de la santé des écosystèmes et joue un rôle fondamental dans le maintien des services écosystémiques tels que la production de nourriture, la régulation du climat, la purification de l'eau et la résilience face aux perturbations environnementales (Cardinale *et al.*, 2012). Cette diversité dans le milieu aquatique permet d'évaluer l'impact des pressions anthropiques comme la pollution, l'exploitation minière et la modification des régimes hydrologiques (Dudgeon *et al.*, 2006). La biodiversité joue un rôle important dans la résistance et la résilience des écosystèmes face aux perturbations des milieux (Tilman, 2001). Ainsi, l'étude de la biodiversité aborde tous les

aspects qui la décrivent, analysant aussi les processus qui en contrôlent la distribution des espèces.

I.4.1 Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle est la variété et la valeur des traits qui influent le fonctionnement de l'écosystème. Cette diversité permet de mesurer des aspects de la biodiversité qui peuvent affecter les assemblages et les fonctions des communautés, aussi de déterminer la capacité de réponse à des perturbations exogènes (Tilman, 2001). La détermination de diversité fonctionnelle réside sur l'analyse des traits fonctionnels des espèces. Un trait fonctionnel est défini comme étant la caractéristique phénotypique (morphologique, comportementale et physiologique) d'un organisme qui influence directement les processus écologiques et ses réponses face à des facteurs environnementaux en impactant sa valeur adaptative au travers de ses effets sur sa croissance, sa reproduction et sa survie (Violle *et al.*, 2007).

Les traits fonctionnels caractéristiques des espèces déterminent leurs interactions avec les facteurs environnementaux et contribuent à leur occurrence, leur présence ou leur absence dans un milieu donné (Mcgill *et al.*, 2006). Les traits fonctionnels de deux types, physiologique (éco-physiologiques) et morphologique (morpho-fonctionnels) déterminent les processus de croissance et de perte des espèces (Violle *et al.*, 2007). Les traits éco-physiologiques sont principalement liés aux processus de croissance et déterminent l'efficacité photosynthétique des microalgues dans l'utilisation de la lumière et aussi de la prise de nutriments (Richardson *et al.*, 2009). L'étude des traits éco-physiologiques a permis de prédire des abondances des espèces dans le milieu par rapport aux gradients environnementaux (Lewis *et al.*, 2002). L'étude des traits morpho-fonctionnels des microalgues est très importante car permet de comprendre leur influence écologique et leur rôle dans les écosystèmes. Ces traits incluent la taille, la forme et la capacité à se déplacer. Ils déterminent la capacité des espèces à interagir avec leur environnement notamment dans l'acquisition de ressources et dans la prédation, et constituent également un proxy avec les traits éco-physiologiques (Kruk *et al.*, 2011 ; Edwards *et al.*, 2013).

I.4.2 Approche basée sur les traits fonctionnels

Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, physiologie ou phénologique mesurable au niveau de l'individu, qui influence la performance de cet organisme et sa contribution à l'écosystème (Violle *et al.*, 2007). L'approche basée sur les traits fonctionnels permet d'illustrer les adaptations des espèces aux conditions environnementales du milieu par l'expression de la diversité fonctionnelle d'une communauté dans le milieu (Violle *et al.*, 2007).

Cette approche va au-delà de la simple identification taxonomique en se focalisant sur les caractéristiques morphologiques, physiologiques et comportementales des organismes, qui reflètent leur stratégie écologique et leur rôle fonctionnel dans l'écosystème (Litchman & Klausmeier, 2008). Dans le contexte des microalgues, l'approche morpho-fonctionnelle constitue un véritable proxy pour évaluer les traits physiologiques et adaptatifs tels que la taille cellulaire, la forme, la morphologie, la motilité, la présence de mucilage permettant ainsi d'identifier les espèces opportunistes tolérantes ou sensibles à différentes pressions environnementales (Costa *et al.*, 2009 ; Kruk *et al.*, 2010). En analysant la composition et la structure fonctionnelle des communautés le long de gradients environnementaux, il devient possible de détecter les changements dans le fonctionnement de l'écosystème, la dominance de certains groupes et la perte de certaines fonctions écologiques (Litchman & Klausmeier, 2008 ; Edwards *et al.*, 2013).

I.4.2.1 Taille cellulaire

La taille cellulaire des microalgues constitue le facteur discriminant majeur, car influence la majorité des traits écologiques et donc des fonctions écologiques (Litchman & Klausmeier, 2008). A titre d'exemple, la relation proie-prédateur étant liée à la taille, les plus petites cellules sont facilement assimilables par les prédateurs (Naselli-Flores *et al.*, 2007). La taille détermine aussi l'affinité pour les ressources lumineuses et nutritives. Les petites cellules ont un meilleur taux de photosynthèse et un plus grand taux de croissance spécifique. Elles ont aussi un transport de nutriments plus rapide par unité de biomasse (Chisholm, 1992). Ainsi, les individus de petites tailles prévalent largement en conditions de faible disponibilité de lumière et de nutriments (Raven, 1999). Les cellules de grandes tailles possèdent plus d'avantages dans des conditions de fluctuation de nutriments en raison de l'augmentation de leur capacité de stockage des éléments nutritifs (Litchman *et al.*, 2015).

I.4.2.2 Forme de vie

Les microalgues adoptent principalement trois formes de vie, basées sur leur organisation morphologique qui sont la forme solitaire, colonie et filament (Guiry, 2024). Cette organisation morphologique n'est pas seulement un trait descriptif, elle joue un rôle fonctionnel majeur dans les interactions avec le milieu en influençant l'acquisition des nutriments et de la lumière (Fraisse, 2013). La forme de vie est étroitement liée à la taille cellulaire, qui conditionne des paramètres physiologiques tels que le rapport/volume et donc l'efficacité d'absorption des ressources (Litchman & Klausmeier, 2008). Dans l'acquisition de la lumière par exemple, les

petites cellules unicellulaires, les filaments fins ou les petites colonies présentent un avantage compétitif car leur morphologie favorise une meilleure pénétration de lumière au sein de la structure cellulaire (Naselli-flores *et al.*, 2007).

I.4.2.3 Biovolume

Le biovolume est défini comme le volume apparent d'un organisme (Chisholm, 1992) et permet d'estimer l'espace occupé par l'espèce dans un écosystème. Il constitue un indicateur clé en écologie aquatique car il permet d'estimer non seulement l'espace physique occupé par chaque espèce, mais aussi sa contribution relative à la biomasse totale de la communauté. Chez les microalgues, le biovolume est particulièrement représentatif car il reflète en plus de la taille et de la morphologie, l'abondance des espèces, offrant ainsi un proxy fiable de la biomasse et de la dynamique des populations (Chisholm, 1992 ; Juan & Liu 2003). Au-delà de l'estimation quantitative, le biovolume permet de détecter des changements dans la qualité de l'eau, le statut trophique ou l'importance de la pression environnementale (Reynolds *et al.*, 2010).

I.4.2.4 Forme géométrique

Les microalgues ont une très grande diversité de formes géométriques se traduisant par une grande variété de formes géométriques adaptées à des niches écologiques spécifiques. La classification se basant sur les études de Juan & Liu (2003) a défini 31 différentes formes géométriques allant des cellules sphériques et ovoïdes aux formes allongées, en spirales ou aplaties. Tout comme les autres morpho-fonctionnels, la forme géométrique offre la capacité aux espèces de s'adapter en fonction des changements de l'environnement (Hirst *et al.*, 2014). Les cellules à forme ovoïde ou allongée ont plus de facilité d'acquisition des nutriments que les cellules sphériques (Chisholm, 1992).

I.4.2.5 Facteur de motilité

Le facteur de motilité chez les microalgues constitue un trait morpho-fonctionnel clé leur permettant d'optimiser simultanément l'acquisition des nutriments et la captation de la lumière deux ressources fondamentales pour leur croissance et leur reproduction (Huisman *et al.*, 2004). Cette capacité de déplacement, qu'elle soit assurée par des flagelles, des variations de flottabilité ou par des ajustements physiologique confère aux microalgues un avantage sélectif dans des environnements aquatiques où la distribution des ressources est hétérogène dans l'espace et dans le temps (Smayda, 2010). A titre d'exemple dans l'acquisition de lumières, la

principale exigence des microalgues est de maximiser la possibilité de se maintenir dans la zone euphotique (Reynolds, 2006).

I.4.3 Principes de l'écologie fonctionnelle

L'écologie fonctionnelle est une des disciplines de l'écologie centrée sur les rôles et fonctions que les individus ou les espèces jouent dans leur biocénose. L'écologie fonctionnelle s'inscrit dans le cadre de plusieurs disciplines et est basée sur l'analyse des traits des espèces étudiées (Lavorel & Garnier 2002). Largement utilisée en écologie terrestre, cette approche est de plus en plus utilisée en écologie aquatique pour appréhender les changements dans les assemblages de la biocénose de ces milieux. Bien que récente aux champs disciplinaires de l'écologie aquatique, elle a été appliquée avec succès dans plusieurs domaines en écologie aquatique (Violle *et al.*, 2011). Ce sont entre autres les travaux de Schmera *et al.* (2015) et Ilarri *et al.* (2018) sur les communautés d'invertébrés aquatiques et ceux de Villéger *et al.* (2012) ; Camara (2016) et Givan *et al.* (2017) réalisées sur les poissons. Au niveau des microalgues planctoniques, plusieurs études sur l'approche fonctionnelle ont été menées (Litchman & Klausmeier, 2008 ; Pomerleau *et al.*, 2015 ; Banas & Campbell, 2016), dont certaines aboutissant à l'établissement de groupes fonctionnels. Ce sont :

- les groupes fonctionnels FG « functional group », définis par Reynolds *et al.* (2002) ;
- les groupes morpho-fonctionnels MFG « morpho-functional group » définis par Salmaso & Padisák (2007) ;
- les groupes fonctionnels basés sur la morphologie MBFG « morphologically based functional group », définis par Kruk *et al.* (2010).

En Côte d'Ivoire, des travaux récents appliquent cette démarche aux écosystèmes d'eau douce. Camara *et al.* (2022) sur le lac Taabo ont utilisé la classification des groupes fonctionnels phytoplanctoniques (MBFG et cadre de Reynolds) pour analyser la structure et la dynamique des communautés en lien avec les paramètres physico-chimiques. De même que Kouadio *et al.* (2025) ont étudié l'influence des sous-produits agricoles sur la dynamique des groupes fonctionnels des microalgues planctoniques.

I.5 Notion de diagnostic écologique

Le diagnostic écologique désigne l'ensemble des méthodes et approches permettant d'évaluer l'état de santé d'un écosystème, en identifiant les pressions qu'il subit, la réponse des communautés biologiques et les altérations de ses fonctions écologiques (Bonada *et al.*, 2006). Il s'appuie sur l'analyse intégrée de données physico-chimiques, biologiques et fonctionnelles

afin de détecter d'éventuels déséquilibres liés à des perturbations naturelles ou anthropiques telles que la pollution, l'eutrophisation ou les modifications hydrologiques (Karr, 1991). Contrairement à une simple description de l'écosystème, le diagnostic écologique vise à interpréter les observations dans une logique de causalité écologique en reliant les pressions environnementales aux réponses observées au niveau des organismes. L'utilisation d'indicateurs biologiques, notamment fonctionnels, permet non seulement d'évaluer l'état du milieu mais aussi de formuler des recommandations pour sa gestion et sa protection (Birk *et al.*, 2012).

Le diagnostic écologique repose sur trois composantes complémentaires qui permettent d'appréhender la santé et le fonctionnement d'un écosystème (violle *et al.*, 2007). La première composante, composante abiotique, inclut les paramètres physico-chimiques de l'eau tels que la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité et les nutriments (azote, phosphore). Ces variables renseignent sur les conditions environnementales du milieu et sur les pressions auxquelles les communautés biologiques sont exposées (Wetzel, 2001). Quant à la composante biotique, elle englobe la structure et la composition des communautés biologiques, notamment les microalgues planctoniques et périphtiques, les macro-invertébrés et les poissons. L'analyse de la richesse spécifique, de la diversité et de la dominance permet de détecter les changements liés aux perturbations environnementales et d'évaluer la qualité écologique du milieu (Gray, 2000). Enfin, la composante fonctionnelle se fonde sur les traits écologiques des organismes (morpho-fonctionnels, physiologiques ou phénologiques), qui renseignent sur les processus et fonctions écosystémiques tels que la productivité primaire, la reminéralisation des nutriments et la résilience face aux perturbations (Litchman & Klausmeier, 2008). L'analyse des traits fonctionnels complète l'évaluation basée sur la composition taxonomique en permettant de détecter les altérations fonctionnelles et d'anticiper les conséquences écologiques des pressions anthropiques. L'intégration de ces trois composantes permet d'établir des liens directs entre les pressions, les réponses biotiques et les altérations fonctionnelles.

Les objectifs pratiques du diagnostic écologique sont multiples et visent à fournir des informations exploitables pour la gestion et la conservation des écosystèmes. Il permet de déterminer l'état écologique actuel et les tendances temporelles des écosystèmes aquatiques, d'identifier les sources de dégradation et les zones prioritaires d'intervention permettant de cibler les efforts de restauration et de gestion, permet d'établir des indicateurs de suivi adaptés au contexte local et de fournir des indicateurs d'atténuation, de restauration et de gestion (Gray, 2000, Wetzel, 2001).

I.6 Notion de la qualité écologique des eaux

L'écologie est définie comme étant la science dont l'objet est l'étude des interactions des êtres vivants avec leur environnement et entre eux au sein de cet environnement (Matagne, 2003). La qualité écologique se définit à son tour comme la capacité d'un écosystème à maintenir ses fonctions écologiques, sa structure biologique et ses services écosystémiques. Elle reflète l'état d'un milieu par rapport à une condition de référence naturelle ou peu perturbée (Birk *et al.*, 2012). Cette notion est particulièrement importante dans les écosystèmes notamment aquatiques car permet d'évaluer les altérations provoquées par la pollution, l'eutrophisation, la destruction des habitats (Charollais *et al.*, 1998 ; Hering *et al.*, 2006). L'évaluation de la qualité écologique des milieux aquatiques repose sur des indicateurs biotiques tels que les microalgues, les macroinvertébrés, les poissons, couplés à des paramètres physico-chimiques (Birk *et al.*, 2012). L'enjeu de la qualité écologique paraît donc central pour la gestion durable des milieux aquatiques car il permet non seulement d'identifier les dégradations, mais de guider les actions de restauration et de conservation (Hering *et al.*, 2006).

PARTIE II :
MATERIEL ET
METHODES

II.1 Matériel

II.1.1 Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés directement sur le terrain afin de garantir la fiabilité et la représentativité des données. La température de l'eau, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité de l'eau ont été mesurés à l'aide d'un multiparamètre portable de marque Hanna (Figure 3-A). La transparence de la colonne d'eau a été évaluée au moyen d'un disque de Secchi (Figure 3-B). La profondeur a été estimée à l'aide d'une corde lestée et graduée. Des flacons en polypropylène d'une capacité de 1 litre (L), ont été utilisés pour collecter les échantillons d'eaux destinés aux analyses des sels nutritifs au laboratoire.

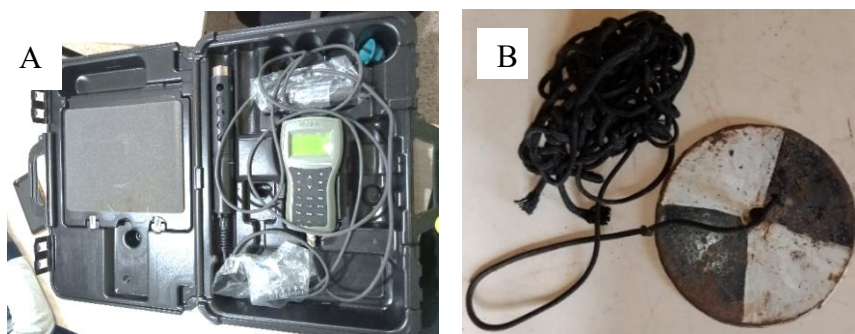


Figure 3: Instruments de mesure des paramètres physico-chimiques
(A) multiparamètre ; (B) disque de Secchi

II.1.2 Echantillonnage des microalgues planctoniques et périphytiques

Les microalgues ont été prélevées à l'aide de matériels adaptés à la nature de chaque compartiment étudié. Pour les microalgues planctoniques, un préleveur intégré d'un mètre de longueur (Figure 4-A) a permis de recueillir un volume d'eau représentatif sur toute la colonne d'eau garantissant ainsi une meilleure représentativité spatiale des échantillons. Un filet à plancton de 20 μm de vide de maille (Figure 4-B) a été utilisé pour concentrer les cellules planctoniques. Les microalgues périphytiques, ont été récoltées à l'aide d'une brosse souple (Figure 4-C). Les échantillons obtenus ont été transférés dans des piluliers en polypropylène de 120 ml, soigneusement étiquetés (date, site, type d'échantillons). La fixation des échantillons a été réalisée à l'aide de formol 5%.

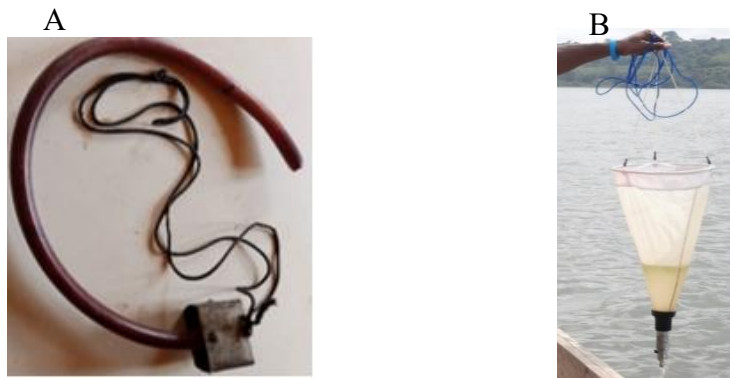


Figure 4: Matériel d'échantillonnage et de conservation des micro-algues
(A) : Préleveur intégré ; (B) : filet à plancton ;

II.1.3 Matériel technique utilisé au laboratoire

Au laboratoire, l'analyse qualitative et quantitative des microalgues planctoniques et périphtiques a été réalisée à l'aide de plusieurs instruments. Il s'agit :

De cuves de sédimentation de 10 et 25 mL (Figure 5A), utilisées pour la décantation préalable des cellules avant leur comptage.

Microscope optique droit (Figure 5-B) et microscope optique inversé Optika (Figure 5-C) employés pour l'observation et le dénombrement des microalgues

Lame micrométrique (Figure 5-D) et un oculaire gradué Erma (Figure 5-E) : nécessaires à la mesure des dimensions cellulaires pour le calcul du biovolume.

Centrifugeuse (Figure 5-F) : utilisée pour concentrer les sous-échantillons périphton avant minéralisation.

Plaque chauffante (Figure 5-G), de bouteilles thermorésistantes (Figure 5-H) et d'acide nitrique 65 %, destinés à la digestion du matériel organique et à l'observation de valves propres pour l'analyse taxonomique des diatomées.

Lames (Figure 5-I) et lamelles (Figure 5-J) et résine Naphrax : utilisés pour le montage des préparations permanentes, permettant une observation détaillée des frustules de diatomées.

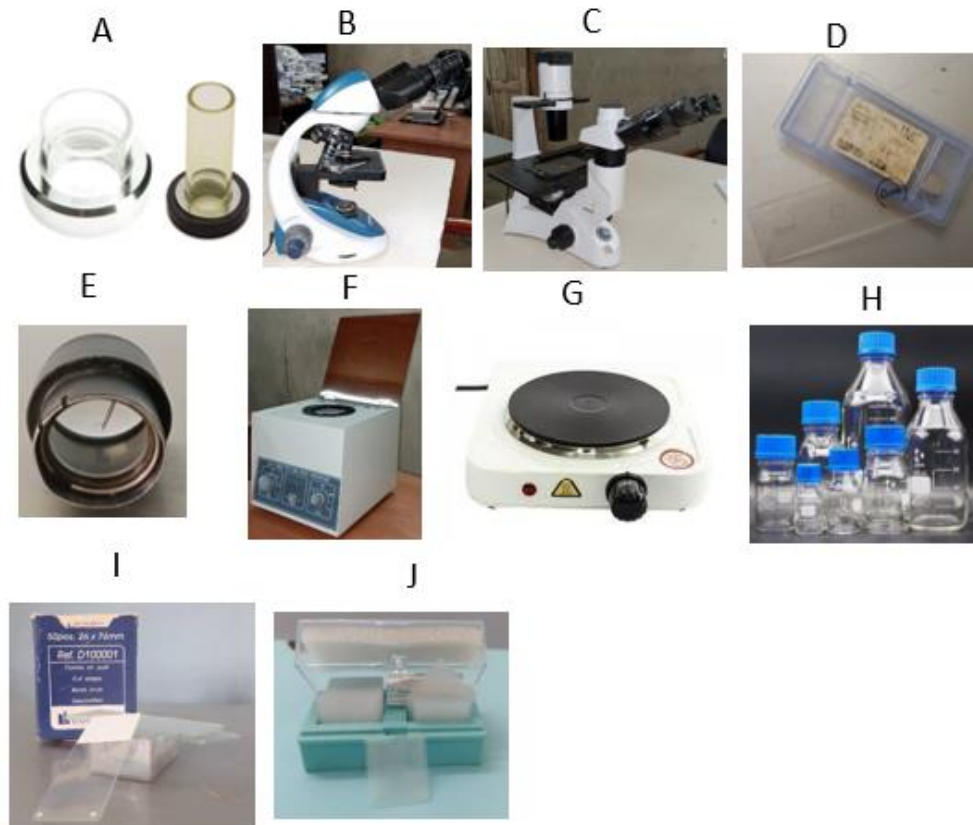


Figure 5 : Matériel technique utilisé pour le traitement des échantillons de micro-algues au laboratoire. (A) : cuve de sédimentation ; (B) : Microscope optique droit ; (C) : microscope optique inversé ; (D) : lame micrométrique ; (E) : oculaire gradué ; (F) : centrifugeuse ; (G) : plaque chauffante ; (H) : bouteilles thermorésistantes ; (I) : lame ; (J) : lamelles.

II.2 Méthodes

II.2.1 Critères de choix et description des stations d'échantillonnage du fleuve Bandama

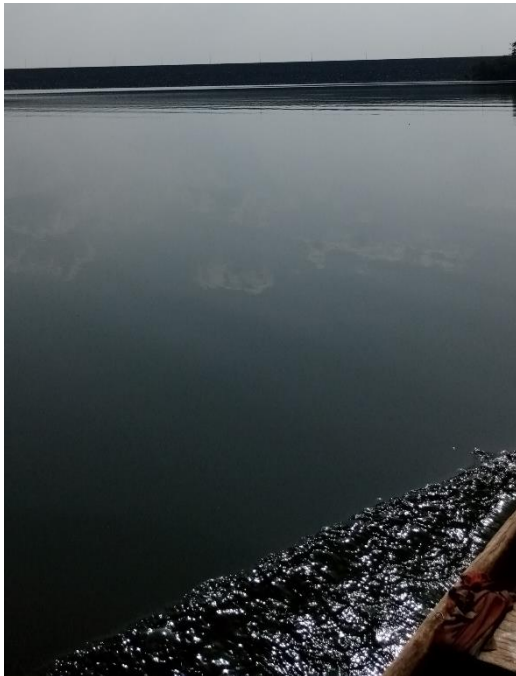
Les campagnes d'échantillonnage, au nombre de 11, ont été réalisées d'octobre 2019 à août 2020 en raison d'une campagne par mois. Six (6) stations ont été échantillonnées sur les deux affluents du fleuve Bandama (Bandama blanc et Bandama rouge) couvrant la région de la Marahoué et leur confluence. Les stations d'échantillonnage ont été choisies en tenant compte des activités humaines aux alentours du fleuve notamment les activités d'orpaillage, les rejets domestiques et industriels. Ainsi, les stations échantillonnées sont réparties comme suit :



- une (1) station sur le lac Kossou : S1
- deux (2) stations sur le Bandama blanc : il s'agit des stations S2, S3.
- deux (2) stations sur le Bandama rouge : les stations S4 et S5
- une (1) station à la confluence : la station S6.

La description des stations et leurs localisations sont présentées par le tableau 1 et la figure 6.

Tableau 1: Description des stations d'échantillonnage


Stations/codes	Coordonnées GPS	Description
Station 1 (S1)	Bandama blanc 7°2'14'' N 5°28'22'' O	La station d'échantillonnage (S1) est située sur le lac de Kossou, plan d'eau artificielle créée par le barrage hydroélectrique de Kossou. Elle est bordée par des campements de pêcheurs où se déroulent des activités domestiques (lessive, puisage, lavage) et une pêche artisanale active. Ces usages constituent les principales pressions anthropiques locales. La station est localisée dans un environnement bordé par une végétation de type savane, représentative des paysages entourant le lac Kossou.
Station 2 (S2)	7°1'44'' N 5°28'58'' O	La station 2 est située en aval du barrage de Kossou, où le débit du



Stations/codes	Coordonnées GPS	Description
		<p>fleuve est directement influencé par les rejets d'eau turbinée. Elle est bordée d'une forêt galerie et de plantations de cacao, sources d'apports diffus en nutriments et pesticides. Aucune activité d'orpaillage n'y a été observée.</p>
Station 3 (S3)	<p>6°54'55'' N 5°31'32'' O</p>	<p>La station S3, située sur le Bandama blanc est soumise à de fortes pressions anthropiques. Elle reçoit des rejets domestiques des villages riverains et connaît une activité d'orpaillage intense, pratiquée à la fois dans le lit du fleuve et sur ses berges. Cette exploitation entraîne une remise en suspension des sédiments et une destruction massive de la forêt galerie. Cette</p>
		

Stations/codes	Coordonnées GPS	Description
		station est caractérisée par une absence de canopée. Les activités domestiques (lessive, puisage, abreuvoir, baignade) renforcent les impacts humains.
Station 4 (S4)	Bandama rouge 7°26'1560'' N 6°3'0170'' O	Cette station se trouve sous le pont de Zuénoula. Des plantations et une forêt clairsemée avec un faible canopé sont observables tout au long de cette station. De plus, cette station est soumise aux rejets industriels un peu plus en amont.
Station 5 (S5)	6°59'37'' N 5°48'10'' O	Située en aval de la station S4 sur le Bandama rouge, cette station est bordée de fragments foresitiers avec un faible canopé et de plantations d'hévéa et de café cacao. On y observe une abondante



Stations/codes	Coordonnées GPS	Description
		présence de végétation aquatique durant toute la période d'échantillonnage.
Station 6 (S6)	6°53'59'' N 5°31'44'' O	La station (S6) est située à la confluence des deux bras (Bandama blanc et Bandama rouge). Cette station est bordée par une forêt claire et une zone aménagée pour le loisir. Cette station est également soumise aux activités d'orpaillage.



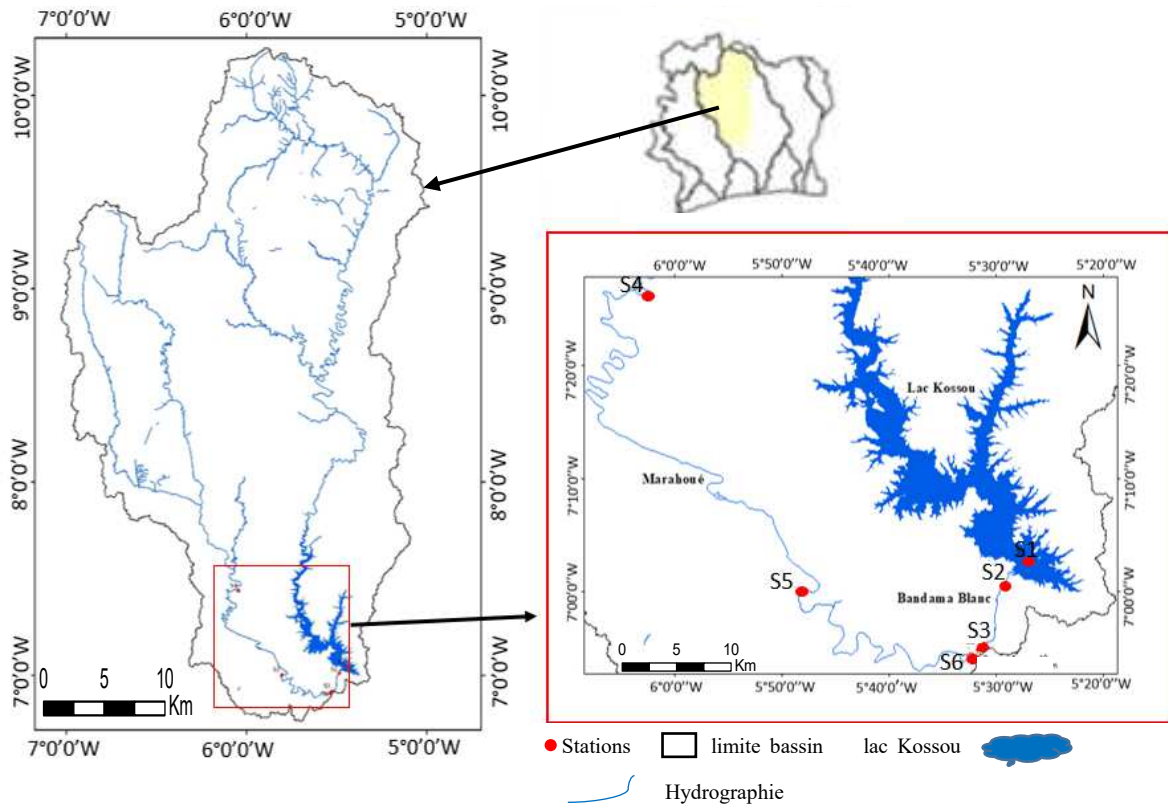


Figure 6 : Situation géographique des stations d'échantillonnage

II.2.2 Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau du fleuve Bandama

Les mesures *in situ* des paramètres tels que la température (°C), le pH, la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et l'oxygène dissous (mg/L) ont été effectuées à chaque station à l'aide du multiparamètre. L'opération a consisté à plonger la sonde du multiparamètre dans l'eau après la mise sous tension, puis à attendre quelques secondes avant de lire la valeur du paramètre désirée après sa stabilisation sur l'écran d'affichage (APHA 2017 ; ISO 5667-3, 2018). Pour la transparence, le disque de Secchi a été plongé verticalement dans la colonne d'eau jusqu'à sa disparition totale puis remontée lentement. La profondeur à laquelle il réapparaît correspond à la transparence (EN ISO 7027, 2000). Quant à la mesure de la profondeur des stations, une corde lestée graduée a été utilisée. Cette corde a été immergée jusqu'au fond du cours d'eau de la station considérée. La distance à laquelle la corde se stabilise est reportée. Cette distance correspond donc à la profondeur.

Les échantillons d'eau destinés aux dosages des sels nutritifs ont été prélevés dans des flacons en polypropylène de un litre à chaque station. Les échantillons d'eau ont été prélevés à une profondeur d'environ 20 cm sous la surface de l'eau et à environ 10 m du bord du fleuve afin d'échapper à l'influence de la rive. Les échantillonnages ont été effectués contre le sens du

cours d'eau puis les échantillons ont été soigneusement étiquetés et conservés au frais dans une glacière contenant de la glace. Ces échantillons ont été par la suite transportés au laboratoire pour le dosage des sels nutritifs que sont les nitrites (mg/L), les nitrates (mg/L), le phosphore total (mg/L) et l'azote total (mg/L). Les sels nutritifs ont été déterminés à l'aide d'un spectrophotomètre, selon les normes ISO et les méthodes consignées dans le Tableau 2.

Tableau 2: Méthodes et normes utilisées pour la détermination des sels nutritifs

Paramètres dosés	Méthodes d'analyses	Normes
Nitrite (NO ₂ ⁻)	Méthode spectrométrique d'absorption moléculaire	ISO 6777
Nitrate (NO ₃ ⁻)	Méthode spectrométrique avec acide sulfosalicylique	ISO 7890-3
Phosphore total (Pt)	Méthode spectrométrique avec acide sulfosalicylique et le persulfate de sodium	ISO 6878
Azote (Nt)	Analyse spectrométrique en flux continu	ISO 11732

II.2.3 Echantillonnage des microalgues planctoniques et périphtyiques du fleuve Bandama

Les différentes méthodes de prélèvement des microalgues ont été faites conformément à la Norme AFNOR (2011) qui encadre la planification, les méthodes de prélèvement et les exigences de qualité pour garantir la représentativité des échantillons. Un premier échantillonnage a été réalisé grâce au filet à plancton. Cette opération a consisté à puiser 30 litres d'eau dans la zone euphotique à l'aide d'un seau pour être filtré à travers les mailles du filet à plancton, puis le filtrat est recueilli dans des piluliers. La seconde méthode d'échantillonnage a consisté à prélever l'eau dans la zone euphotique par la technique du préleveur intégré. Le tuyau a été descendu lentement dans la colonne d'eau jusqu'à la longueur maximale (1 mètre), le bouchon a été ensuite placé sur le sommet du tuyau. En tirant sur la corde, le tuyau est ramené à la surface en partant du fond. L'échantillon prélevé a été transféré dans un seau pour être homogénéisé avant la prise d'un sous-échantillon dans un pilulier. Le prélèvement des microalgues planctonique a été réalisé conformément aux protocoles scientifiques établis (Utermohl, 1958 ; Laplace-Treyture *et al.*, 2009) et aux recommandation générales de l'ISO 5667 pour le prélèvement d'échantillons d'eau.

Concernant les microalgues périphytiques, le prélèvement a été fait sur des végétaux immergés et fixes dans le milieu qui ont été temporairement délogés afin d'effectuer l'échantillonnage. Cet échantillonnage a consisté à brosser une surface équivalente à 20 cm² des supports. La brosse a été rincée dans 100 ml d'eau distillée dans un seau. Le contenu du seau représentant l'échantillon a été recueilli dans un pilulier de 120 ml (Stevenson, 1996). Tous les échantillons des microalgues planctoniques et périphytiques collectés ont été étiquetés et fixés au formol (5%) selon le protocole décrit par Laplace-Treuture *et al.* (2009).

II.2.4 Identification et dénombrement des microalgues planctoniques et périphytiques

Au laboratoire, les différents échantillons d'eau ont été analysés afin d'identifier et de dénombrer les micro-algues. Pour ce qui est de la diversité algale des échantillons, des montages entre lames et lamelles ont été réalisés, puis observés sous le microscope droit. Les taxons observés ont été mesurés au micromètre optique photographiés et identifiés. L'identification des taxons a été faite par la combinaison d'ouvrages d'identification et d'articles scientifiques de Bourrelly (1966 ; 1968 ; 1981 ; 1985 ; 1990), Compère (1986 ; 1989), Komárek *et al.* (1999) Ouattara, (2000), John *et al.* (2002), Leitao & Couté (2005), Zongo *et al.* (2009), Komárek & Mares (2012), Komárek (2013) Kouassi *et al.* (2021). Pour l'identification des diatomées, un sous-échantillon de 25 ml et une même quantité d'acide nitrique 65% a été ajoutée. Après homogénéisation, le mélange obtenu a été mis dans une bouteille thermorésistante et porté à ébullition sur la plaque chauffante jusqu'à disparition du dégagement de la vapeur brune observée. Cette étape a pour but de détruire toute matière organique présente dans l'échantillon afin de mieux faire apparaître les détails de l'ornementation de la coque siliceuse des diatomées (Leclercq & Maquet, 1987 ; Rumeau & Coste, 1988). Après refroidissement, la solution obtenue a été centrifugée trois fois à une vitesse minimale de 2 000 tours/min pendant 15 min, intercalé par des rinçages à l'eau distillée. La suspension finale a été placée sur une lamelle et chauffée. Cette lame et une lamelle ont été réunies grâce à l'application d'une goutte de résine hautement réfringente (NaphraxTMIR = 1, 74) puis observée au microscope droit. La classification systématique utilisée dans cette étude suit celle proposée par Guiry & Guiry (2024), tel qu'adopté dans la base de données Algaebase. Le dénombrement des microalgues a été fait selon la méthode d'Utermöhl (1958) au moyen d'un microscope inversé. Il a été effectué après sédimentation de sous-échantillons dans les cuves de sédimentation. Les volumes des cuves utilisés ont été de 10 et 25 ml, avec des temps de sédimentation respectifs de 12 et 24

heures, temps nécessaire pour que toutes les cellules se déposent au fond par gravité (Laplace-Treyture *et al.*, 2009).

La technique de comptage a porté sur 35 champs choisis de manière aléatoire et sans répétition, à l'intérieur desquels les individus (unité de comptage) ont été comptés selon la norme AFNOR NF EN 15204/T90-379. Cette norme préconise le respect d'une fidélité de comptage de 5% en comptant au moins 400 objets microalgaux dans la mesure du possible.

II.2.5 Détermination de la composition taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques

II.2.5.1 Richesse taxonomique

La richesse taxonomique correspond au nombre de taxons identifiés au niveau systématique donné. Elle représente la forme la plus élémentaire de diversité, basée directement sur le nombre total de taxons recensés dans une station (Magurran, 1988).

II.2.5.2 Richesse raréfiée

La richesse raréfiée correspond au nombre de taxons estimé après avoir standardisé les échantillons à une taille d'abondance fixée, ce qui permet des comparaisons indépendantes du nombre total d'individus ou de cellules (Gotelli & Colell, 2011). Cette méthode, largement utilisée en écologie des communautés, permet de décrire les variations spatio-temporelles de la biodiversité sans être biaisée par les différences d'abondance. Elle constitue également un indicateur fiable des changements progressifs des communautés biologiques en lien avec les gradients environnementaux ou les pressions anthropiques (Chao *et al.*, 2014). Le calcul de l'indice a été réalisé sous R (R Development Core Team) à l'aide du package vegan (Oksanen *et al.*, 2022).

II.2.5.3 Occurrence des taxons

L'occurrence renseigne sur la fréquence d'apparition d'une espèce donnée dans une série de prélèvements. Cet indice est le rapport entre le nombre de prélèvements dans lequel une espèce « i » apparaît et le nombre de prélèvements total exprimé en pourcentage (Dajoz, 2000).

Il se calcule suivant l'équation suivante :

$$O = (n_i/n) * 100 \quad (\text{Equation 1}).$$

Avec n_i : nombre d'échantillons où l'espèce i apparaît et n : nombre total d'échantillons collectés O : Occurrence (en pourcentage). En fonction de la valeur de O , trois groupes d'espèces sont distingués.

- espèce constante lorsque $O \geq 50 \%$;
- espèce accessoire lorsque $25 \% \leq O < 50 \%$;
- espèce accidentelle lorsque $O < 25 \%$.

II.2.5.4 Indice de similarité de Jaccard

L'indice de similarité de Jaccard a été utilisé pour évaluer le degré de similarité entre deux ensembles de données. Cet indice donne des valeurs qui varient de 0 à 1. Plus cet indice est proche de 1, plus les ensembles sont considérés comme similaires (Broder, 1997). La similarité se calcule par la relation de l'équation 2 :

$$C_j = \frac{J}{a+b-J} \quad (\text{Equation 2})$$

Avec :

J : nombre d'espèces communes aux deux stations ;

a : nombre de taxons propres à la station 1 ;

b : nombre de taxons propres à la station 2 ;

C_j : indice de similarité de Jaccard.

II.2.6 Détermination du biovolume des microalgues planctoniques et périphtyiques

La détermination du biovolume des microalgues planctoniques et périphtyiques s'est déroulée en deux étapes : (i) l'estimation de la densité cellulaire et (ii) le calcul du biovolume total.

(i) Estimation de la densité des microalgues planctoniques

La densité (ind/mL) a été obtenue à partir des données de dénombrement selon l'équation 3

$$N = X \cdot \frac{Ad}{naV} \quad (\text{Equation 3})$$

avec :

N : nombre d'individus par ml, X : nombre d'individus moyen par champ, V : volume en ml sédimenté dans la chambre, a : superficie du champ dénombré en mm^2 , n : nombre de champs

A : surface totale réelle de la chambre en mm^2 , d : facteur de dilution.

(ii) Calcul du biovolume des microalgues planctoniques

Le biovolume reflète l'occupation volumique des différentes espèces dans le milieu (Laplace-Treyture *et al.*, 2009). Le volume individuel a été calculé à partir de modèles géométriques standardisés. Chaque cellule a été assimilée à une forme géométrique simple (sphère, cylindre, cône, prisme...). Les dimensions cellulaires (longueur, largeur, diamètres, épaisseur) ont été mesurées sur un nombre représentatif d'individus, puis intégrées dans les formules géométriques correspondantes pour obtenir le volume cellulaire moyen. Cette approche suit la méthode de référence décrite par Gábor *et al.* (2021).

Le biovolume des microalgues planctoniques a ensuite été calculé suivant l'équation 4 :

$$\text{Biovolume (mm}^3\text{/L)} = \text{biovolume ind (}\mu\text{m}^3\text{/ind)} \times \text{densité (ind/mL)} \cdot 10^{-6} \quad (\text{Equation 4})$$

(i') Estimation de la densité des microalgues périphytiques

Pour les microalgues périphytiques, la densité (ind/cm²) a été déterminée selon l'équation l'équation 5 :

$$N = \frac{X}{S} \quad (\text{Equation 5})$$

N : nombre d'individus par cm² ;

X : nombre d'individus comptés ;

S : surface d'échantillonnage en cm².

(ii') Calcul du biovolume des microalgues périphytiques

Quant au biovolume des microalgues périphytiques, il a été obtenu en faisant le produit du biovolume individuel par sa densité:

$$\text{Biovolume (}\mu\text{m}^3\text{/cm}^2\text{)} = \text{biovolume ind (}\mu\text{m}^3\text{/ind)} \times \text{densité (ind/cm}^2\text{)} \quad (\text{Equation 6})$$

Comme pour les microalgues phytoplanctoniques, le biovolume reflète le volume occupé par chaque groupe dans le milieu (Laplace-Treyture *et al.*, 2009). Le volume individuel a été déterminé selon les modèles géométriques proposés par Gábor *et al.* (2021).

II.2.7 Détermination de la structure taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques

II.2.7.1 Indice de Shannon (H')

L'indice de diversité le plus couramment utilisé est celui de Shannon (H') (Gray, 2000). Cet indice prend en compte la probabilité de rencontrer un caractère précis compris dans un ensemble de caractères utilisés. En écologie, le caractère est remplacé par une espèce présente

et le texte étudié par le peuplement. Si la diversité est homogène alors l'indice $H'=0$. Plus il est question d'espèces différentes, plus sa valeur augmente. Cependant, lorsque la valeur $H_{max} = \log_2(S)$, le peuplement est dit hétérogène.

Il est calculé selon l'équation 7 :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} * \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \right) \quad (\text{Equation 7})$$

Avec :

S : représente la richesse taxonomique de l'échantillon ;

N : biovolume total du phytoplancton ; n_i : biovolume de l'espèce i.

II.2.7.2 Indice d'équitabilité de Pielou (E)

L'indice d'équitabilité permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces dans une communauté. Sa formule est le rapport entre H' et $\ln(S)$ et varie de 0 à 1. L'équitabilité tend vers 0 quand la quasi-totalité de l'effectif est concentrée sur une même espèce. L'indice est de 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance, le peuplement est alors dit peuplement régulier (Pielou, 1966).

$$E = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (\text{Equation 8})$$

Avec H' : indice de Shannon, S : richesse spécifique

II.2.8 Identification des traits morpho-fonctionnels

Dans cette étude, les traits morpho-fonctionnels qui ont été utilisés sont ceux régulièrement utilisés dans la littérature et liés aux fonctions principales écologiques que sont l'acquisition de nutriments et de lumière, la résistance face à la prédation, la locomotion. Ainsi, les traits sélectionnés sont la taille, la forme géométrique, la motilité, la forme de vie, la présence de flagelle et le biovolume individuel des taxons.

Les classes de tailles ont été adaptées à partir de la nomenclature proposée par Sieburth *et al.* (1978) (Tableau 3).

Tableau 3: Classification des microalgues planctoniques à partir de la nomenclature de Sieburth *et al.* (1978)

Dimension linéaire maximale	Nom du groupe
0,2 – 2 μm	Picophytoplancton
2 – 20 μm	Nanophytoplancton
20 – 200 μm	Microphytoplancton
200 μm – 2 mm	Mésophytoplancton
> 2 mm	Macrophytoplancton

Les formes géométriques, très variées, ont été définies à partir de formes trouvées dans la littérature. Il s'agit des formes cylindre, cymbelloïde, sphère, cylindre ovale, ellipsoïde rotationnelle, ellipsoïde plate sphérique, prisme sur base triangulaire, prisme sur base parallélogramme, double cône, forme de *Staurastrum*, forme de *Pediastrum* et la forme géométrique parallélépipède (Hillebrand *et al.*, 1999, Laplace-Treyture *et al.*, 2020, Ryabov *et al.*, 2021).

Pour le trait motilité qui est la capacité physiologique d'une espèce à effectuer des mouvements, il a été pris en compte les espèces possédant un ou plusieurs flagelles et/ou qui ont la présence de vacuole de gaz, de mucilage ou des vacuoles contractiles (John *et al.*, 2002).

En ce qui concerne le trait présence de flagelle, il s'est agi de mentionner si l'espèce possède un flagelle ou pas (John *et al.*, 2002).

Le trait forme de vie décrit la forme de vie de l'individu et se définit en trois modalités : cellule solitaire, colonie et filament (Laplace-Treyture *et al.*, 2020).

Le biovolume est un trait représentatif car il permet d'exprimer la biomasse des microalgues. Dans le cadre de cette étude, cinq classes de biovolumes ont été définies conformément à Cellamare *et al.* (2013). Il s'agit des classes de biovolume : $\leq 10 \mu\text{m}^3$, $[10,1 ; 100] \mu\text{m}^3$, $[100,1 ; 1000] \mu\text{m}^3$, $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ et $[10000 ; +\infty[$. Les biovolumes utilisés ont tous été calculés à partir des mesures prises directement lors de l'identification des différents échantillons.

Ces traits morpho-fonctionnels ont été recensés à partir de la littérature (John *et al.*, 2002 ; Laplace-Treyture *et al.*, 2020 ; Gábor *et al.*, 2021, Guiry, 2024) et attribués aux taxons identifiés.

II.2.8.1 Analyse des traits morpho-fonctionnels

Les traits morpho-fonctionnels ont été codés sous forme binaire (1=présence ; 0=absence) afin de réaliser une analyse par grappes basée sur les traits. La matrice taxons/traits obtenue a ensuite été pondérée par la matrice biovolume des taxons. Ce croisement permet d'obtenir pour chaque échantillon, le biovolume total associé à chaque catégorie de traits (Chevenet *et al.*, 1994).

II.2.8.2 Indices de diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle peut être représentée comme la répartition des espèces et de leurs abondances dans un espace fonctionnel multidimensionnel en fonction de la valeur de leurs traits. C'est un paramètre qui permet de mettre en relation l'environnement, la structure des communautés et les propriétés écosystémiques en vue d'une meilleure gestion des milieux et de leurs habitants (Mason *et al.*, 2005 ; Villéger *et al.*, 2008 ; Buisson *et al.*, 2013).

Dans ces travaux, les indices de diversité fonctionnelle utilisés sont la richesse fonctionnelle (FRic) et l'uniformité fonctionnelle (FEve).

II.2.8.2.1 Richesse fonctionnelle

La richesse fonctionnelle (FRic) correspond à l'étendue des traits présents. Il s'agit du volume de l'espace multidimensionnel occupé par les espèces d'une communauté au sein de l'espace fonctionnel. La FRic mesure les attributs présents dans la communauté, indépendamment de leur fréquence (Mason *et al.*, 2005 ; Villéger *et al.*, 2008 ; Camara, 2016 ; Le Mat, 2018). Elle est calculée par l'équation suivante :

$$FR_{ci} = \frac{SF_{ci}}{R_c} \quad (\text{Equation 9})$$

Où SF_{ci} = espace de la niche occupé par la communauté i et R = gamme absolue de l'attribut c.

II.2.8.2.2 Equitabilité fonctionnelle

L'équitabilité fonctionnelle (FEve) décrit l'équitabilité de la distribution des traits fonctionnels au sein des communautés en fonction de la distribution des espèces et de leur biovolume dans l'espace fonctionnel. L'indice de l'équitabilité fonctionnelle est supposé diminuer avec les perturbations (Mouillot *et al.*, 2013). Cet indice varie entre 0 et 1. Une valeur proche de 0 indique une forte inégalité dans la distribution des traits et ou / biovolume, tandis qu'une valeur proche de 1 reflète une répartition uniforme du biovolume entre les espèces et des distances fonctionnelles régulières dans l'espace fonctionnel, traduisant une forte complémentarité et un

usage optimal des ressources disponibles (Villéger *et al.*, 2008 ; Camara, 2016 ; Le Mat, 2018) (équation 10).

$$FEve = \frac{-\sum \left(\frac{N_i}{N_t}\right) \log_2(N_i/N_t)}{\log_2(S)} \quad (\text{Equation 10})$$

Avec Ni Abondance de la modalité i; Abondance totale de toutes les modalités ; S = nombre total de modalités fonctionnelles.

II.2.8.3 Evaluation de la qualité écologique des eaux à l'aide de l'indice groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG)

La qualité écologique du milieu a été évaluée à partir des groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG). La communauté des microalgues planctoniques a été classée selon les MBFG suivant la clé de Kruk *et al.* (2010) (Tableau 4). Cette classification permet de regrouper les espèces ayant une niche similaire en 7 groupes. Les MBFG étant associés à des conditions environnementales spécifiques (eutrophisation, pollution), permettent donc de déterminer la qualité écologique du milieu (Litchman *et al.*, 2015). La base de données utilisée pour constituer ces groupes est celle des taxons phytoplanctoniques.

II.2.8.4 Principe et intérêt de la méthode MBFG

La classification MBFG repose sur l'hypothèse que des traits morphologiques simples sont de bons prédicteurs des fonctions écologiques des microalgues planctoniques et de leur réponse à l'environnement. Contrairement aux approches taxonomiques, elle permet une interprétation écologique plus robuste et plus rapide, notamment dans les milieux tropicaux peu étudiés taxonomiquement. Cette approche est adaptée aux études de bioindication, surveillance écologique des cours d'eaux et aux compréhensions fonctionnelles aux pressions anthropiques. Elle repose sur la logique selon laquelle certains traits morphologiques simples traduisent des stratégies écologiques fondamentales constituant des indicateurs du fonctionnement écologique des organismes (Kruk *et al.*, 2010) ; (Kruk & Segura, 2012) (tableau 4).

Tableau 4: Groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) des microalgues (Kruk *et al.*, 2010 ; Kruk & Segura 2012).

Groupes morpho-fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG)	Caractéristiques	Caractéristiques écologiques	Exemple d'espèces
MBFG I	Le groupe I comprend tous les petits organismes ayant un rapport surface/volume élevé	Espèces typiques d'eau oligotrophe et bien mélangées ; forte tolérance à la limitation en nutriments (en particulier azote et le phosphore) croissance rapide en conditions de faible turbidité et de lumière suffisante.	<i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Kirchneriella contorta</i> ; <i>Monoraphidium circinale</i> ; <i>Synechocystis parvula</i>
MBFG II	Le groupe II, les petits organismes flagellés à structure exosquelettique siliceuse	Espèces fréquentes dans les eaux pauvres en nutriments et bien oxygénées, souvent associées à des milieux de haute transparence et faible turbidité. Indiquent de bonnes conditions écologiques.	<i>Dinobryon divergens</i> ; <i>Bicoeca planktonica</i> ; <i>Chrysolysis planctonicus</i> ;
MBFG III	Le groupe III est représenté par de gros filaments avec des aérotopes	Espèces fréquentes dans les eaux pauvres en nutriments, souvent stratifiées, dominant lors des blooms cyanobactériens. Indiquent une dégradation de la qualité de l'eau et des conditions d'anoxie fréquentes.	<i>Anabaena circinalis</i> ; <i>Limnothrix redekei</i> ; <i>Planktotrix agardhii</i> ; <i>Planktothrix rubescens</i>
MBFG IV	Organismes de tailles moyennes dépourvues de traits spécialisés	Groupe intermédiaire présent dans une large gamme de conditions souvent indicatrices de stabilité écologique et de diversité fonctionnelle équilibrée. Leur présence témoigne d'un état écologique moyen à bon.	<i>Snowella lacustris</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> ,
MBFG V	Le groupe V, organismes de forme sphérique ou ellipsoïdale avec une forte mobilité capables de migrer verticalement dans la colonne d'eau	Espèces fréquentes dans les eaux stratifiées, capables de migration verticale ; tolérantes à des variations de lumière et d'oxygène. Présentes dans des milieux mésotrophes à eutrophes	<i>Phacotus lendneri</i> ; <i>Spermatozopsis exultans</i> ; <i>Tetraselmis cordiformis</i> ; <i>Rhodomonas minuta</i>
MBFG VI	Le groupe VI est constitué d'organismes non flagellés avec des exosquelettes siliceux.	Espèces indicatrices de bonnes conditions écologiques dans des milieux bien mélangés et riches en silice, sensibles à la pollution organique. Leur abondance reflète un bon état écologique.	<i>Amphora ovalis</i> ; <i>Aulacoseira granulata</i> ; <i>Achnanthes clevei</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i>
MBFG VII	Le groupe VII est constitué de grandes colonies mucilagineuses.	Adaptées aux eaux très eutrophes et stagnantes, dominance en situation de forte charge nutritive, de faible turbulence et de forte température. Indiquent une altération écologique marquée.	<i>Microcystis aeruginosa</i> ; <i>Woronichinia naegeliana</i> ; <i>Sphaerococum brasiliense</i>

II.2.9 Traitement statistique des données

II.2.9.1 Analyses univariées

Dans cette étude, des analyses univariées ont été réalisées pour comparer statistiquement les données biotiques et abiotiques entre les stations et les périodes d'échantillonnage. La première étape a consisté à vérifier les conditions d'application des tests paramétriques en évaluant la normalité des données à l'aide du test de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965). Cette vérification a été complétée par un test d'homogénéité des variances indispensable pour confirmer l'utilisation appropriée d'une ANOVA lorsque les données suivent une distribution normale (Quinn & Keough, 2002). Lorsque les conditions d'application des tests paramétriques étaient remplies (normalité et homogénéité des variances), une ANOVA à un facteur a été appliquée, suivie du test post hoc de Turkey afin d'identifier les groupes statistiquement différents, si différence statistique a été mise en évidence par l'ANOVA. En revanche, lorsque la normalité n'était pas respectée ou que les variances étaient hétérogènes pour une normalité respectée, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les médianes entre les groupes, car il ne requiert pas d'hypothèse sur la distribution des données (Kruskal & Wallis, 1952). En cas de différence significative, le test post hoc de Dunn a été utilisé pour identifier les groupes statistiquement différents (Quinn & Keough, 2002). Ces analyses ont été réalisées avec un seuil de significativité de 5 % en utilisant le logiciel statistique PAST version 4.11 (Hammer *et al.*, 2011).

II.2.9.2 Analyses multivariées

Plusieurs analyses multivariées ont été utilisées lors de cette étude. Dans un premier temps, Une Analyse en Composante Principale (ACP) a été réalisée pour explorer les relations entre les stations et les variables abiotiques. L'ACP a été effectué à l'aide du logiciel R (version 4.3.0) (R Development Core Team) en utilisant les packages FactoMineR et factoextra (Lê & Husson, 2008). Une Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a été utilisée pour déterminer la similarité abiotique d'une part et d'autre part la similarité des traits morpho-fonctionnels. Cette analyse a pour principe de rassembler les objets qui ont un degré de similarité suffisant pour être réunis dans le même ensemble. L'analyse est basée sur la méthode de Ward appliquée aux distances euclidiennes, c'est-à-dire une agrégation par le moment d'ordre deux (Dufrêne, 1992). Le logiciel PAST a été utilisé pour réaliser cette analyse. Une Analyse de Redondance (RDA) a été également réalisée pour la mise en relation des taxons les plus dominants (60 % du biovolume) du milieu avec les variables environnementales d'une part et les groupes MBFG

d'autre part. Cette analyse a été faite avec le logiciel CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). Cette analyse a été également utilisée pour la mise en relation des paramètres environnementaux et les MBFG. Par la suite, une analyse sous contrainte à trois tableaux de type RLQ a été réalisée pour mettre en relation l'environnement abiotique, les traits morpho-fonctionnels et les microalgues. La RLQ est une ordination à trois tableaux combinés que sont la matrice des variables environnementales (tableau R), la matrice du biovolume des espèces phytoplanctoniques (tableau L) et la matrice des valeurs des traits pour chaque espèce (tableau Q). La RLQ a été combinée avec le fourth-corner analysis pour tester la significativité des relations directes trait-environnement avec le package « ade-4 » 1.7-24 dans R (version 4.3.0) (R Development Core Team) (Legendre *et al.*, 1997 ; Dray & Legendre, 2008).

PARTIE III :
RESULTATS ET
DISCUSSION

III.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux du fleuve Bandama

III.1.1 Résultats

III.1.1.1 Variations spatiales et temporelles des paramètres physico-chimiques mesurés

Du point de vu spatial, les valeurs extrêmes de la température (21,5°C et 30,51°C) ont été enregistrées à la station S6 (figure 7-A). La transparence de l'eau a varié de 0,05 m à la station S1 à 1,7 m à la station S2 (figure 7-B). Quant au pH du milieu, sa variation a oscillé entre 6,36 à la station S4 et 7,79 à la station S1 (figure 7-C). Aucune différence significative de la température, de la transparence et du pH de l'eau n'a été observée entre les stations (Kruskal-Wallis $p > 0,05$).

Le taux d'oxygène dissous enregistré au cours de cette étude a oscillé entre 2,51 mg/L à la station S6 et 9,01 mg/L à la station S1. Une variation significative de la teneur en oxygène dissous a été mise en évidence entre les stations (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les stations S1, S2 et S3 présentent des niveaux d'oxygénation significativement plus élevés que ceux observés aux stations S4, S5 et S6 (test post hoc de Dunn, $p < 0,05$) (figure 7-D).

La conductivité a varié de 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station S1 à 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station S4. Des différences significatives de la conductivité ont été observées entre les stations (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les stations S1, S2 et S3 ont eu une conductivité significativement plus faible (test post hoc de Dunn $p > 0,05$) que les stations S4, S5 et S6 (figure 7-E).

La profondeur la plus élevée au cours de cette étude a été obtenue à la station S2 (9,51 m), la plus faible a été mesurée à la station S6 (0,85 m). La comparaison spatiale des profondeurs a révélé une différence significative de profondeur entre les stations prospectées (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les stations S1 et S2 ont eu des profondeurs significativement plus élevées que les autres stations (test post hoc de Dunn $p > 0,05$) (figure 7-F).

Les concentrations en éléments nutritifs ont présenté des variations modérées selon les stations. La concentration en nitrites a fluctué entre 0,001 mg/L à la station S1 à 0,12 mg/L à la station S2 (figure 7-G). La concentration en nitrates a oscillé de 1,9 mg/L à la station S2 à 21 mg/L à la station S5 (figure 7-H). La teneur du phosphore total a été plus faible (0,3 mg/L) à la station S1 et plus élevé à la S6 (32,5 mg/L) (figure 7-I). Quant à l'azote total, il a varié de 6,4 mg/L (S3) à 152 mg/L (S3) (figure 7-J). Toutefois, aucune différence significative n'a été observée entre les stations pour ces paramètres (Kruskal-Wallis $p > 0,05$).

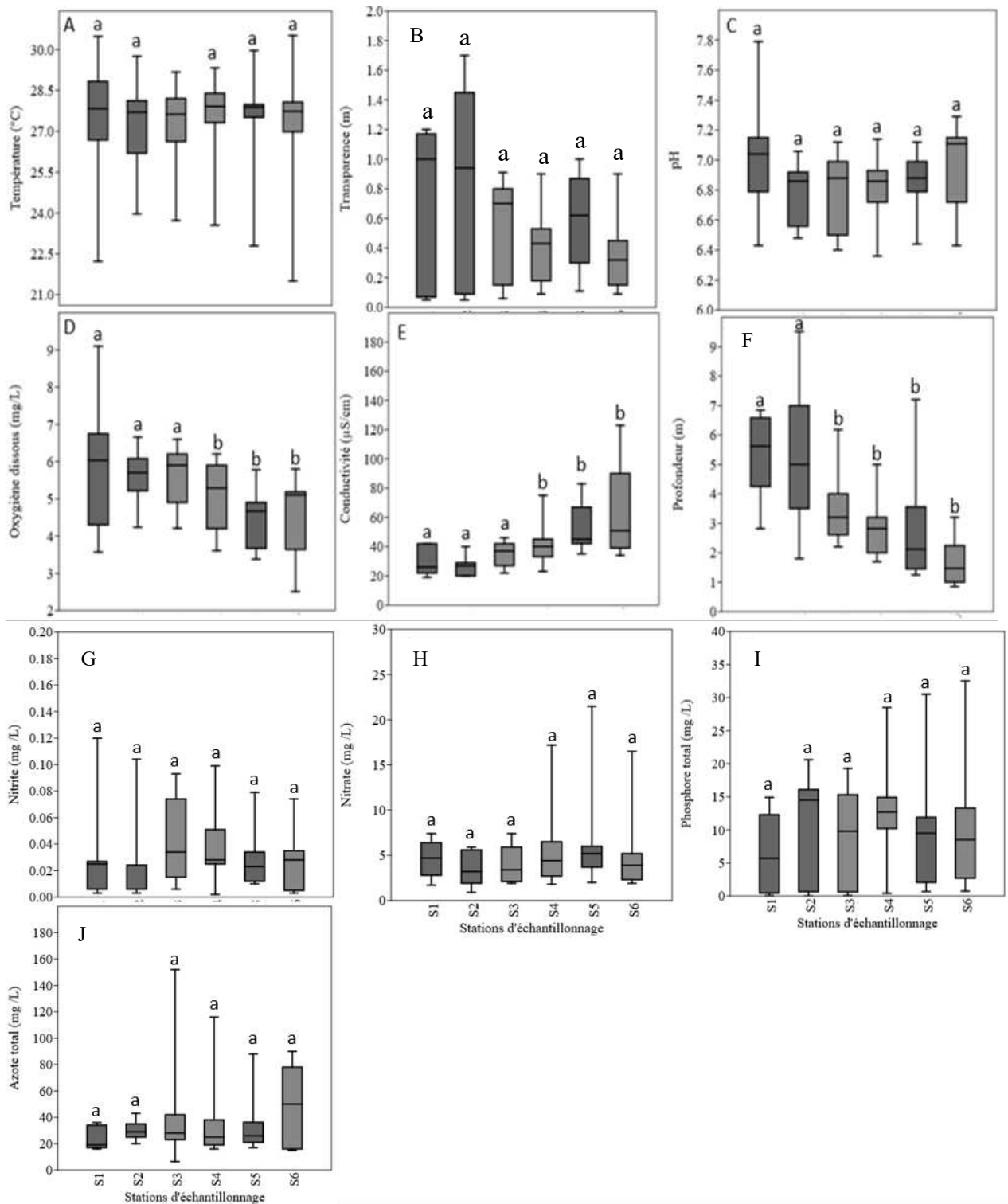


Figure 7: Variations spatiales de la température (A), transparence (B), pH (C), oxygène dissous (D), conductivité (E), profondeur (F), nitrite (G), nitrate (H), phosphore (I), azote total (J) du fleuve Bandama.

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

Sur le plan temporel, la température de l'eau a fluctué entre 21,5°C à 31,48°C, enregistrées respectivement en octobre et en février. Une variation significative de la température a été constatée entre les mois (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les mois d'octobre et de juin ont présenté des températures significativement plus faibles que les autres mois (test post hoc de Dunn, $p > 0,05$) (figure 8-A).

La transparence de l'eau a varié de 0,05 m en mars à 1,7 m en décembre. Une variabilité significative de la transparence a été déterminée à l'échelle mensuelle (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les eaux se sont révélées nettement plus transparentes pendant les mois de décembre, février, mars, mai, juin, juillet et août qu'aux mois d'octobre, novembre, janvier et avril (test post hoc Dunn $p < 0,05$) (figure 8-B).

Quant au pH du milieu, sa variation a oscillé entre 6,4 en mars et 7,79 en avril. Aucune différence significative du pH n'a été observée (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (figure 8-C). Les concentrations en oxygène dissous mesurées au cours de cette étude ont oscillé entre 2,51 mg/L en novembre et 9 mg/L en juillet. Une différence significative de l'oxygène dissous a été déterminée au niveau mensuel (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les mois de novembre, décembre et mai ont été significativement moins oxygénés par rapport aux autres mois (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (figure 8-D).

La conductivité a varié de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en janvier à 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en février. Aucune variation significative de la conductivité n'a été mise en évidence entre les mois (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (figure 8-E).

La profondeur la plus élevée (9,51 m) a été obtenue au mois de décembre et la plus faible a été mesurée au mois de mars. Cependant, aucune différence significative entre les profondeurs n'a été observée à l'échelle mensuelle (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (figure 8-F).

La concentration en nitrite NO_2^- a fluctué entre 0,001 mg/L en décembre à 0,12 mg/L en juin. Une différence significative de concentration en nitrite a été observée (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les concentrations significativement plus élevées ont été révélées en octobre, novembre, avril, mai, juin et août (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (figure 8-G).

Pour le nitrate, il a varié de 0,9 mg/L en novembre et 21,5 mg/L en août. Une différence significative de nitrate a été observée entre les mois (Anova $p < 0,05$) (figure 8-H). La concentration en nitrate au mois d'août a paru significativement la plus élevée (test post hoc Turkey, $p < 0,05$) (figure 8-H).

La concentration en phosphore total a été plus faible (0,2 mg/L) en juillet et plus élevée en octobre (32,5 mg/L). Une variation significative du phosphore total a été observée entre les

mois (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les eaux ont été plus concentrées en phosphore total aux mois d'octobre, novembre et mars (test post hoc Dunn, $p > 0,05$) (figure 8-I). La concentration en azote total a fluctué entre 6,4 mg/L en juillet et 152 mg/L en novembre. Une variation significative des concentrations d'azote total a été observée selon les mois (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les mois octobre et novembre ont présenté des valeurs significativement plus élevées que celle enregistrées durant les autres mois (test post hoc Dunn, $p > 0,05$) (figure 8-J).

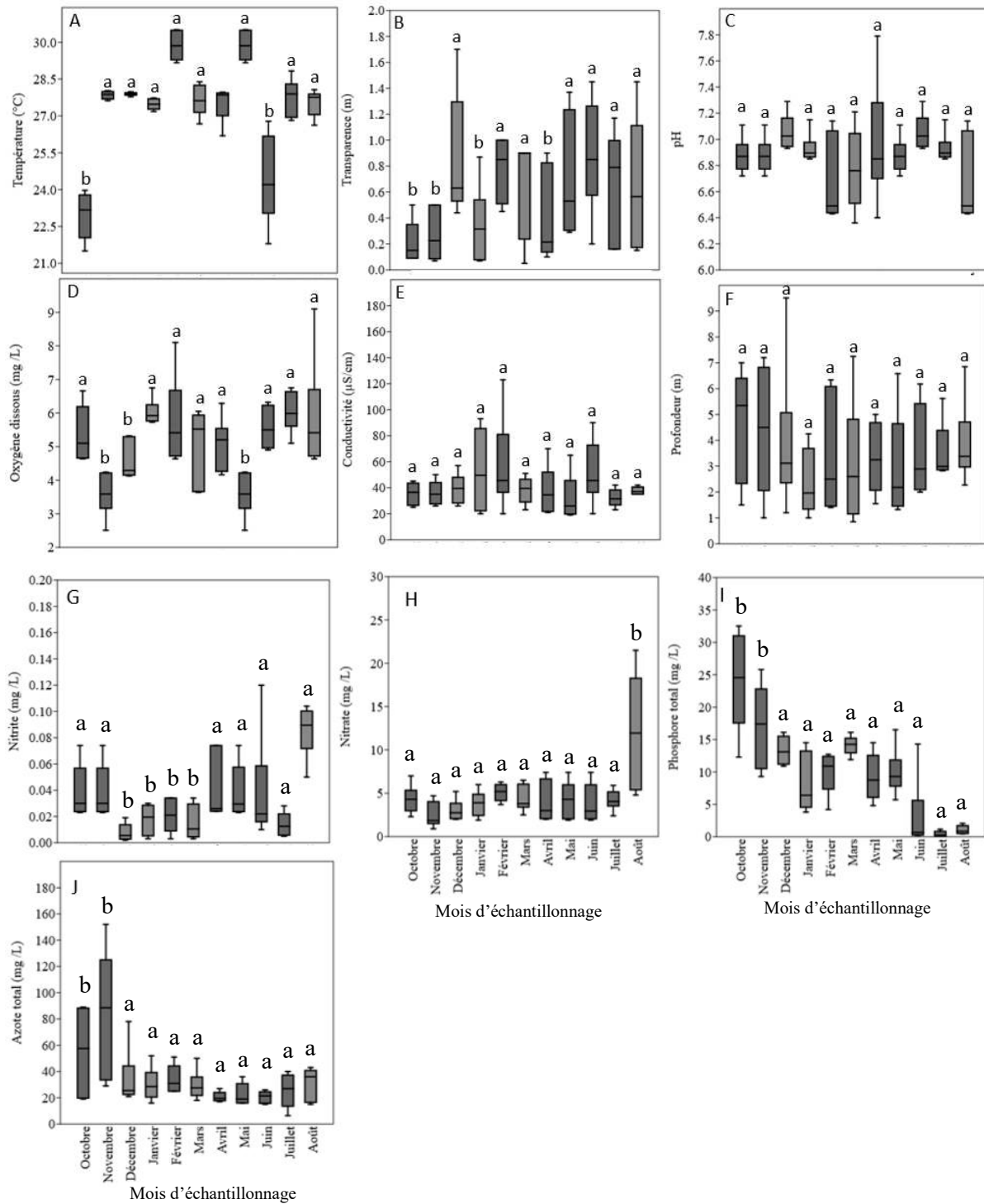


Figure 8: Variations temporelles de la température (A), transparence (B), pH (C), oxygène dissous (D), conductivité (E), profondeur (F), (F) : nitrite ; (G) : nitrate ; (H) : phosphore ; (I) : azote du fleuve Bandama. Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

III.1.1.2 Classification des stations selon leurs caractéristiques abiotiques

A partir des paramètres physico-chimiques, une typologie abiotique des stations a été établie au moyen d'une Analyse en Composante Principale (ACP). Les deux premiers axes représentant

ensemble 54,97 % de l'inertie totale soit 37,4 pour l'axe 1 et 17,57 pour l'axe 2 ont été retenus pour l'interprétation de l'analyse (Figure 9-A). L'axe 1 est fortement corrélé positivement avec les nutriments azote total et le phosphore totale et fortement corrélé négativement par la transparence, profondeur et la température. L'axe 2 est fortement influencé positivement par le pH et négativement par l'oxygène dissous (Figure 9-B). Sur le plan factoriel, les stations apparaissent globalement chevauchantes traduisant une relative homogénéité des conditions abiotiques du Bandama. Toutefois, une certaine classification des stations demeure. Les stations S1 et S2 se caractérisent par des eaux profondes, transparentes, à températures élevées, tandis que les stations S4, S5 et S6 se caractérisent par des concentrations élevées de sels nutritifs. La station S3, occupant une position intermédiaire entre ces deux ensembles, reflétant des conditions physico-chimiques mixte (Figure 9-C).

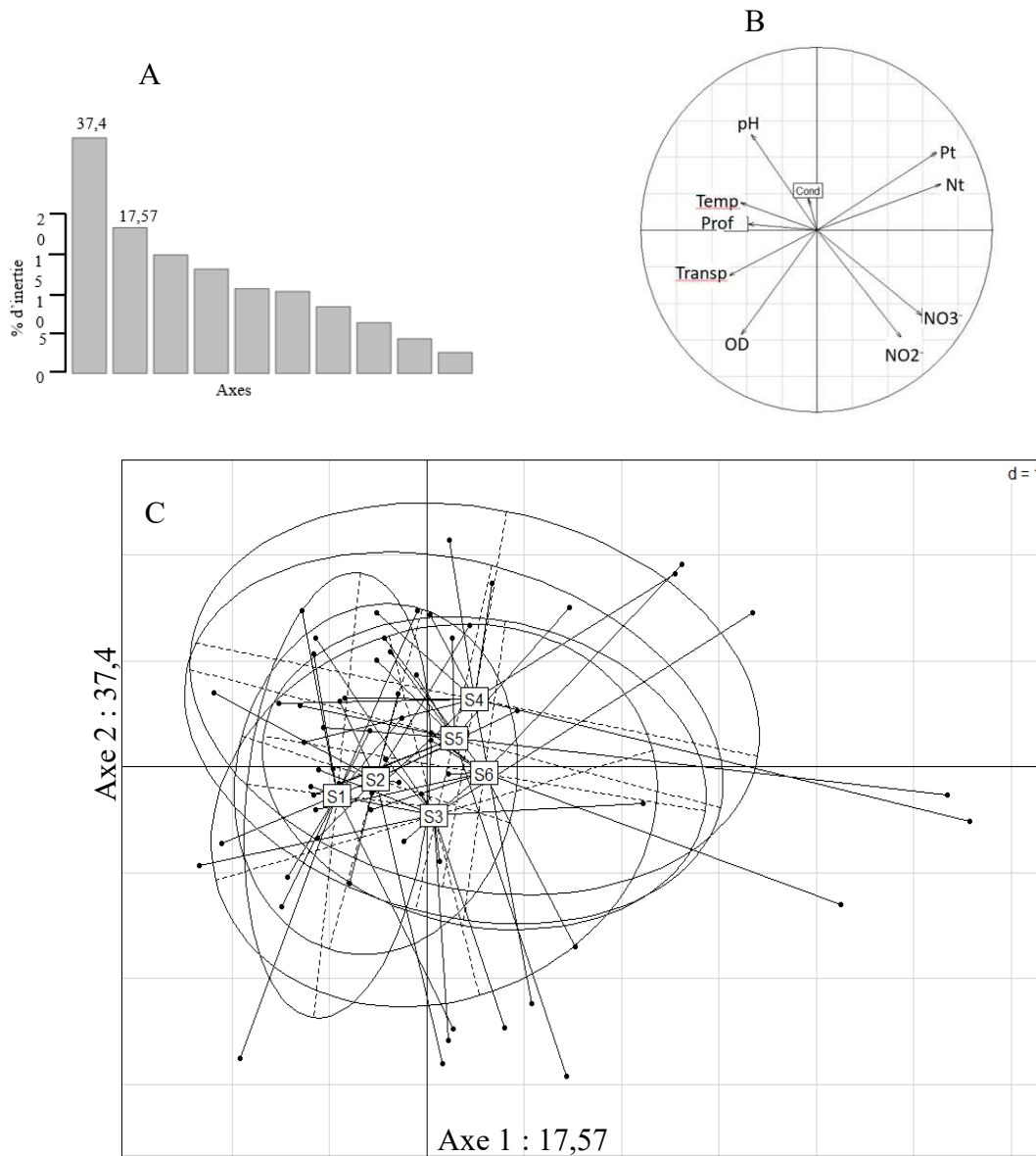


Figure 9: Ordination des variables physico-chimiques à partir d'une Analyse en Composantes Principales.

(A) : histogramme des valeurs propres ; (B) : cercle de corrélation ; (C) : carte factorielle ; S1 à S6 Stations d'échantillonnage ; (Temp) : la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO₂⁻) : nitrites ; (NO₃⁻) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : azote total ; (trnp) : transparence ; (Prof) : profondeur.

Ces tendances sont confirmées par la classification hiérarchique combinée à une matrice de chaleur (heatmap) (Figure 10). La matrice de chaleur paraît globalement uniforme, à l'exception de la conductivité et de l'azote total. Les stations S4 et S5 (Bandama rouge) forment un groupe distinct (groupe I) caractérisé par de fortes valeurs de conductivité et d'azote total. A l'inverse, un second groupe (groupe II) constitué des stations S1 (lac Kossou), S2, S3 (Bandama blanc) et S6 (confluence), se caractérise par des valeurs moyennes de conductivité et de nutriments. La convergence entre l'ACP et la classification hiérarchique renforce la robustesse de cette

typologie spatiale où les stations du Bandama rouge (S4 et S5) se singularisent nettement des autres secteurs du fleuve et du lac par un taux élevé en nutriments.

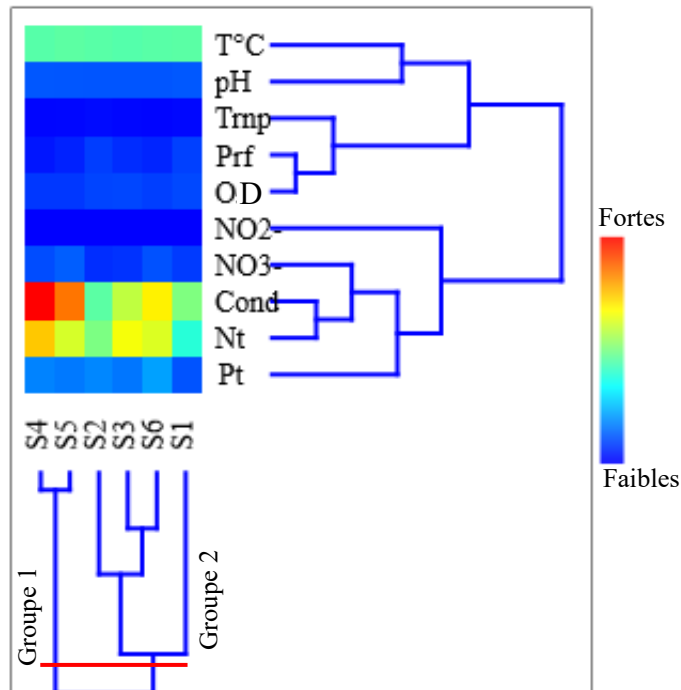


Figure 10: Classification hiérarchique mettant en évidence les différents groupes sur la base des paramètres physico-chimiques du fleuve Bandama.

S1 à S6 Stations d'échantillonnage ; (T°C) : la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO₂⁻) : nitrites ; (NO₃⁻) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l'azote total ; (trnp) : transparence ; (Prf) : profondeur.

III.1.2 Discussion

Les paramètres physico-chimiques montrent une faible variabilité spatiale pour la température, la transparence, le pH ainsi que le nitrite, nitrate, phosphore et azote, qui ne présentent aucune différence significative entre les stations. Cette homogénéité serait due un à brassage hydrodynamique typique des systèmes fluviaux tropicaux et favorisant une stabilité thermique et chimique tels que mentionnés par Wetzel (2001) et Allan & Castillo (2007). En revanche, l'oxygène dissous, la conductivité et la profondeur ont varié significativement. Ces résultats pourraient refléter des différences locales de structure du lit, de circulation de l'eau et de potentiels apports en matière dissous le long des stations étudiées. Par ailleurs, malgré l'absence de différences statistiques des nutriments, des pics ont été observés notamment le phosphore (32,5 mg/L) et l'azote (152 mg/L). Ces pics seraient liés à une influence ponctuelle de sources exogènes telles que les rejets domestiques et le lessivage des berges. Cette homogénéité spatiale suggère une faible influence des caractéristiques locales (type de substrat, couverture végétale

riveraine, activités anthropiques) et un brassage hydrodynamique sur la variation de ces paramètres tels que mentionnés par les travaux de Wetzel (2003). Des résultats similaires ont été décrits dans le bassin du haut-Bandama par Soro *et al.* (2021), où un mélange hydrodynamique intense homogénéisait les paramètres dissous tout en laissant apparaître des anomalies locales. Ainsi, le système étudié semble dominé par des conditions physico-chimiques globalement stables, mais ponctuellement influencées par des pressions locales.

Sur le plan temporel, plusieurs paramètres ont indiqué des variations notables. L'oxygène dissous atteint des niveaux significativement plus élevés en novembre et décembre, correspondant à la saison sèche. Ce phénomène pourrait s'expliquer par une intensification de la photosynthèse durant cette période, stimulée par une plus grande intensité lumineuse et une durée d'ensoleillement accrue (Reynolds, 2006 ; Wetzel, 2003). En effet, selon Wetzel (2003), l'augmentation de la lumière favorise l'activité photosynthétique des microalgues et des macrophytes aquatiques, entraînant une production accrue d'oxygène dans la colonne d'eau. Cette période est également caractérisée par une réduction du taux de décomposition de la matière organique, liée à la diminution des apports d'eau et donc du transport de particules dans le fleuve. Aussi, Dodds *et al.* (2024) soulignent que les faibles débits en saison sèche limitent la remise en suspension des matières organiques et réduisent l'activité microbienne responsable de leur dégradation. En revanche, les mois d'octobre, novembre, avril et mai correspondant à la saison des pluies ont présenté des concentrations élevées en nitrate, nitrite et azote total. Cette hausse pourrait s'expliquer par une combinaison de facteurs naturels (ruissellement accentué par les précipitations) et anthropiques (lessivage des sols agricoles, rejets d'effluents domestiques et industriels). Des travaux récents tels que ceux de Moitry & Legout (2024), confirment que le ruissellement agricole, notamment après des épisodes pluvieux intenses entraîne un transfert massif d'azote minéral et organique vers les cours d'eau.

L'ACP et l'ACH ont permis de mettre en évidence une structuration spatiale nette des conditions physico-chimiques des milieux étudiés. Les stations S4 et S5 (Bandama rouge) se distinguent des autres stations en raison de leur forte minéralisation. Cette singularité reflète probablement des apports exogènes plus importants liés à la fois aux pratiques agricoles intensives et aux rejets industriels dans ce secteur. Selon Tshibanda *et al.* (2014) et Rodier, (2009), les bassins versants fortement anthropisés présentent généralement une forte minéralisation de l'eau se traduisant par des concentrations élevées en ions dissous et nutriments. Par ailleurs, la minéralisation élevée dans le Bandama rouge pourrait découler d'un double effet, l'apport diffus provenant des agrosystèmes environnants, riches en engrais azotés

phosphatés et en résidus organiques et des rejets ponctuels issus des zones industrielles implantées le long du cours d'eau, apportant des charges importantes en sels dissous et en éléments nutritifs tels que rapportés par Dongo *et al.* (2013). Ces résultats confirment que la pression anthropique exerce une influence déterminante sur la qualité physico-chimique du Bandama, en particulier en période de fortes pluies où l'exportation de nutriments et de minéraux est maximisée par les flux hydriques (Delile *et al.*, 2022).

Conclusion partielle

La caractérisation physico-chimique du milieu d'étude a révélé qu'à l'exception de l'oxygène dissous et de la profondeur, les autres paramètres physico-chimiques n'ont pas significativement varié à l'échelle spatiale. Par ailleurs, les eaux du Bandama rouge (S4 et S5) sont parues les plus minéralisées par rapport à celles de la station du lac Kossou (S1) et du Bandama blanc (S2, S3). Au niveau mensuel, une augmentation de la teneur en nutriments des eaux durant les mois correspondant à la saison pluvieuse a été constatée, tandis qu'une plus grande concentration en oxygène dissous a été relevée durant les mois secs.

III.2 Composition taxonomique, structure et dynamique des microalgues planctoniques et périphytiques

III.2.1 Résultats

III.2.1.1 Composition taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques

L'analyse qualitative des microalgues planctoniques et périphytiques dans cette étude a permis de dénombrer 221 taxons de microalgues planctoniques et 145 taxons de microalgues périphytiques, dont 72 communs aux deux communautés. Ces taxons sont issus de 6 embranchements, 13 classes, 26 ordres, 46 familles et 76 genres. Les embranchements, ainsi que leurs compositions, se présentent comme suit : les Chlorophyta avec 54 taxons (24,43 %), les Charophyta 53 taxons (23,98 %), les Euglenophyta 47 taxons (21,26 %), les Cyanobacteria 34 taxons (15,38 %), les Heterokontophyta 28 taxons (12,68%) et les Dinoflagellata 5 taxons (2,26%). L'embranchement des Chlorophyta est constitué de deux classes. La classe des Chlorophyceae, regroupe un plus grand nombre de taxons (45 taxons) et celle des Trebouxiophyceae (9 taxons). Les genres les plus prépondérants en taxon de cet embranchement sont les *Scenedesmus*, *Coelastrum*, avec 7 taxons chacun. L'embranchement des Charophyta est représenté par la seule classe des Zygnematophyceae. Les genres *Staurastrum* et *Cosmarium* avec respectivement 28 et 12 taxons sont les plus diversifiés de cet embranchement. L'embranchement des Euglenophyta est uniquement constitué d'une classe. Il

s'agit de la classe Euglenophyceae (46 taxons). Les genres *Trachelomonas* (16 taxons), *Phacus* (11 taxons) et *Euglena* (8 taxons) sont les plus diversifiés de cet embranchement. Les 34 taxons des Cyanobacteria sont issus de la seule classe des Cyanophyceae. Avec 5 taxons chacun, les genres les plus diversifiés des Cyanobacteria sont constitués des *Aphanocapsa* et *Oscillatoria*. Les Heterokontophyta sont composés de 6 classes qui sont, les Bacillariophyceae (17 taxons), les fragilariophyceae (5 taxons), les Eustigmatophyceae et Xanthophyceae 2 taxons chacuns, les Coscinodiscophyceae et Mediophyceae 1 taxon chacun. Le genre *Pinnularia* issu de la classe des Bacillariophyceae est le plus diversifié avec 4 taxons. L'embranchement des Dinoflagellata compte une classe de deux genres qui sont les *Peridinium* (4 taxons) et *Peridiniopsis* (1 taxon). Par ailleurs, le nombre total d'espèces par station est respectivement 195 (station 1), 184 (stations 2), 182 (station 3), 165 (station 4), 161 (station 5) et 161 taxons pour la station S6. Le tableau 5 présente les détails de la composition de la communauté des microalgues planctoniques.

La communauté de microalgues périphytiques récoltée dans le fleuve Bandama et le lac Kossou a été constituée de 145 taxons. Ces espèces sont issues de 6 embranchements, 12 classes, 26 ordres, 43 familles et 61 genres. L'embranchement des Heterokontophyta avec 72 taxons (49,64 %) représente la composante dominante de la diversité taxonomique du milieu. Il a été suivi par ordre décroissant des Charophyta 27 taxons (18,62 %), Chlorophyta et Cyanobacteria 16 taxons chacun (11,03 %). Les Euglenophyta avec 10 taxons (6,89 %) occupent une position intermédiaire, tandis que les Dinoflagellata avec 4 taxons (2,75 %) constituent l'embranchement le moins diversifié du milieu. L'embranchement des Heterokontophyta est constitué de 5 classes parmi lesquelles les Bacillariophyceae (56 taxons) et les Fragilariophyceae (10 taxons) sont les plus riches en taxon. Les genres les plus riches de cet embranchement sont les *Pinnularia*, *Gomphonema* et *Fragilaria* avec respectivement 10, 9 et 9 taxons. Les Charophyta sont constitués de la seule classe des Zygnematophyceae dans laquelle les genres *Staurastrum* (11 taxons) et *Cosmarium* (9 taxons) sont les plus abondants. Les Chlorophyceae (13 taxons) et Trebouxiophyceae (3 taxons) sont les deux classes de l'embranchement des Chlorophyta. Le genre le plus riche en taxons est celui des *Desmodesmus* (4 taxons). L'embranchement des Cyanobacteria est composé de la seule classe des Cyanophyceae dans cette classe, les genres *Oscillatoria* et *Planktotrix* (3 taxons chacun) sont les plus diversifiés. Les Euglenophyta sont constitués de deux classes qui sont la classe des Euglenophyceae (9 taxons) et celle des Peranemea (1 taxon). Le genre *Trachelomonas* avec 5 taxons est le plus diversifié de cet embranchement. La classe de Dinophyceae est la seule des

Dinoflagellata et le genre le plus varié est *Peridinium*. Le nombre total d'espèces par station est respectivement 45 (station 1), 56 (station 2), 46 (station 3), 41 (station 4), 44 (station 5) et 43 taxons pour la station S6. Les détails de la composition taxonomique des microalgues sont présentés dans le tableau 5.

Tableau 5 : Composition de la communauté des microalgues planctoniques et périphtiques du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire) d'octobre 2019 à août 2020

Taxons	S1		S2		S3		S4		S5		S6	
	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé
CHAROPHYTA												
ZYGNEMATOPHYCEAE												
Desmidiaceae												
Closteriaceae												
<i>Closterium acerosum</i> Ehrenberg ex Ralfs							X			X		
<i>Closterium archerianum</i> Cleve ex P.Lundell							X		X			
<i>Closterium cynthia</i> De Notaris							X		XX		X	
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs							X					
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	X		X		X		X		X		X	
<i>Closterium tumidum</i> K.M Strom												
Desmidiaceae												
<i>Actinotaenium globosum</i> (Bulnh.) K.Först. ex Compère *	XX		X		X				X		X	X
<i>Cosmarium beatum</i> f.achondrum			XX		X		X					X
<i>Cosmarium beatum</i> West & GSWest	XX	X	X	XX	X	XX		X				
<i>Cosmarium bioculatum</i> F.Achondrum Compère *	XXX	XX	XXX	XX	XX	XX	X					XX
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner *	X		X		X							
<i>Cosmarium depressum</i> (Nägeli) Lund		XX		X			XX	XX		X		X
<i>Cosmarium granatum</i> Lagerheim *	X		X		X							
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	X	XX										
<i>Cosmarium meneghinii</i> Bréb.ex Ralfs *	XXX		XX		X				X		X	
<i>Cosmarium moniliforme</i> Ralfs			XX				X					
<i>Cosmarium obtusatum</i> Schmidle			X									
<i>Cosmarium pseudoretusum</i> F.Ducellier	XX		X		XX		X		XX		X	
<i>Cosmarium pseudoretusum</i> var. africanum												
F.Ducellier												
<i>Cosmarium quadrum</i> P. Lundell	X		X									
<i>Cosmarium ralfsii</i> Bréb.	X				X						X	
<i>Cosmarium</i> sp1.					X							
<i>Cosmarium subauriculatum</i> (C.Bernard)												
Bourrelly												
<i>Cosmarium vexatum</i> West	X		XX									
<i>Euastrum bidentatum</i> Nägeli	XXX	XX	XXX	XX	XXX	X		X		X	X	
<i>Euastrum denticulatum</i> F.Gay *			XX		X				X			
<i>Euastrum evolutum</i> (Nordstedt) West &												
GSWest												
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) West &	XX	X	X	XX	X	XX		XX				X
G.S.West *												
<i>Staurastrum aversum</i> P.Lundell	X		XX		X					X		X
<i>Staurastrum boergesenii</i> Raciborski	X		X	X	X							X
<i>Staurastrum boldtianum</i> Grönblad *	XX		XX		X		X					
<i>Staurastrum boreale</i> West & GSWest	X		X		X		X		X		X	
<i>Staurastrum borgeanum</i> Schmidle	XX			X								
<i>Staurastrum brevispina</i> Brébisson *	XXX		XXX		X							X
<i>Staurastrum bulbosum</i> (West) Coesel	XXX	X	XXX	XX	XX	X	X					X

Suite tableau 5		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
Taxons		P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé
GSWest *	<i>Staurastrum claviferum</i> (Delponte) West &												
	<i>Staurastrum columbetoides</i> Willi Krieger	X		X									
	<i>Staurastrum dejectum</i> (Brébisson) Teiling *	XXX		XX	X	XX							
	<i>Staurastrum dilatatum</i> Ehrenberg ex Ralfs			X		X				X			
	<i>Staurastrum excavatum</i> West & GSWest	XXX		XXX		XXX		X		X			XXX
	<i>Staurastrum furcatum</i> Brébisson	XXX		XX		XX							
	<i>Staurastrum furcatum</i> Brébisson	X		X		X							
	<i>Staurastrum ginzbergeri</i> Grönblad	X		X		X		X		X			X
	<i>Staurastrum glaber</i> Ralfs	XX	X	X	X	X		X					
	<i>Staurastrum gladiusum</i> LJPapote *	XXX		XXX		XX				X			X
	<i>Staurastrum inflexum</i> Brébisson	XXX		XX		X							X
	<i>Staurastrum laeve</i> Ralf	XXX		XXX		XXX							X
	<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt	X		X		X		X		X			X
	<i>Staurastrum micronatus</i> (Nägeli) Delponte	XXX		XX		XX				X			
	<i>Staurastrum muticum</i> Brébisson & Ralfs	X		X		X							
	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	XXX		XXX		XX		X		X			XX
	<i>Staurastrum planctonicum</i> (GMSmith) Krienitz												
& Heynig		X		X	XX	XX	X			X			X
	<i>Staurastrum quadrangulare</i> Brébisson *	X		XX									
	<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve	X		XX						X			
	<i>Staurastrum</i> sp1.	XX		XX		X							
	<i>Staurastrum subavicula</i> (West) West & GSWest	X		X		X		X		X			X
	<i>Staurastrum triangularis</i> A.M. Scott &												
Grönblad		XXX	XX	XX	X	XX	X	X				XX	X
	<i>Staurastrum volans</i> West & GSWest *	XXX		XXX		XX							X
	<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (Brébisson) Teiling	X		XX									
	<i>Staurodesmus subulatus</i> (Kützing) Croasdale	XX		XX		XX							XX
	<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling												
	Gonatozygaceae					X				X			X
	<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary												
	Zygnematales												
	Desmidiaceae			X						X			
	<i>Actinotaenium riethii</i> Stastny & Kouwets												
	Zygnemataceae			X		XX		X	X	XX	X	X	X
	<i>Mougeotia</i> sp1. *	X		X		X		XX		X			XX
	<i>Mougeotia</i> sp2.												
	CHLOROPHYTA												
	CHLOROPHYCEAE												
	Chlamydomonadales												
	Chlorococcaceae	X		X		X		X		X			
	<i>Chlorococcum minutum</i> RC Starr												
	Volvocaceae	XX		XX		XX				X			XX
	<i>Eudorina elegans</i> (Ehrenberg) Dujardin									X			
	<i>Eudorina</i> sp1.	XX		X		X				X			
	<i>Pandorina elegans</i> (Ehrenberg) Dujardin	XX		XX		X		XX		XX			X
	<i>Pandorina morum</i> (OFMüller) Bory												
	Oedogoniales												
	Oedogoniaceae	X	XX		XX	X	X		XX		XX		XX
	<i>Bulbochaete</i> sp1. *				X		X		X		X		
	<i>Oedogonium</i> sp. *												
	Sphaeropleales												
	Hydrodictyaceae	XXX		XXX		XX		XX		XX			XX
	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	XXX	X	XXX	XX	XXX	X	XX		XXX	X	XXX	X
	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen *	XX		X		X		X					
	<i>Sorastrum americanum</i> (Bohlin) Schmidle	X		X		XX		X					X

Suite tableau 5		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
Taxons		P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald								X					X
<i>Tetraedron arthrodesmiforme</i> Woloszynska		XX		X		X		X					
<i>Tetraedron enorme</i> (Ralfs) Hansgirg		X	X		XX	XX			X				
<i>Tetraedron triangulare</i> Korchikov *		XXX	X	XX	X	XX		X	X				
<i>Tetraedron trigonum</i> (Nägeli) *													
Neochloridaceae				X		XX		X					X
<i>Golenkinia paucispina</i> West & GSWest													
Scenedesmaceae		XX		XX	X	X		X	X	X			X
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris *		XXX		XXX		XX		X		XX			X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli		X											
<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin				X						X			X
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korchikov		X		X	X	XX		XX	X	XX			X
<i>Coelastrum reticulatum</i> (PADangeard) Senn *		X		X	X	X				X	X		X
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) E.Hegewald		X		X	XX	X	X	X		X			X
<i>Desmodesmus communis</i> Chodat *		X				X				X			X
<i>Desmodesmus granulatus</i> (West et GSOWest)													
PMTsarenko		X	X	X	X	X	X	X		X			X
<i>Desmodesmus maximus</i> (Chodat) Chodat *		XXX		XXX		XXX		XXX		XXX			XXX
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat		X											
<i>Scenedesmus armatus</i> (Chodat) Chodat				X				X		X			
<i>Scenedesmus bernadii</i> G.M.Smith						X							
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hansgirg) Chodat				X		X							
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing				X		X							
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen		XXX		XXX		XXX		XX		XXX			XXX
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Bréb.													
Selenastraceae		X		X		X							
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korchikov		X		X		X				X			X
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korchikov		X	X	X		X		X			X	X	X
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda *		X		X		X		X		X			X
<i>Ankistrodesmus gacilis</i> (Reinsch)						X							X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius		XX		X				X		X			X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korchikov) Hindak		XX		X		XX		XX		XX			X
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard		XX		X		X				X			
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret)													
Komarkova-Legnerova		XXX		XXX		XXX		XXX		XXX			XXX
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley)													
Komarkova-Legnerova		X		X		X		X		X			X
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Legnerova													
Treubariaceae		X		X		X							
<i>Treubaria triappendiculata</i> C.Bernard													
Volvocales													
Sphaerocystidaceae						X				X			X
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korchikov)													
Bourrelly													
TREBOUXIOPHYCEAE													
Chlorellales													
Chlorellaceae		X				X		XX		X			X
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann		X						X		X			
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim													
Oocystaceae		X		XX	X	XX		X	X				X
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren *		X		X		X							X
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay													X
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze						X				X	X		

Suite tableau 5

S1

S2

S3

S4

S5

S6

Taxons	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé
<i>Oocystis lacustris</i> Chadat *	X				X				X	X			X	
<i>Oocystis parva</i> West & GSWest *														
Oocystales														
Oocystaceae	X								XX					
<i>Pachycladella umbrina</i> (G.M. Smith)P.C. Silva					X									
CYANOBACTERIOPHYTA														
CYANOPHYCEAE														
Chroococcales														
Chroococcaceae	X		X		X			X		X			X	
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler)														
Microcystaceae	XX		XX		XXX		X		X				XX	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing										X			X	
<i>Microcystis novacekii</i> (Komárek) Compère					X								X	
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek	X				XX		X						X	
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindak														
Cyanobacteriales														
Geitlerinemaceae	XXX	X	XXX		XXX	X	XX		XX	XXX	X	XXX	XX	
<i>Geitlerinema</i> sp1. *														
Microcoleaceae	X		X	X	X	X	X			X	XX	X		
<i>Arthrospira</i> sp1. *														
Phormidiaceae			X		X					X				
<i>Potamolinea</i> sp1.														
Nostocales														
Aphanizomenonaceae									X					
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek														
Nostocaceae					X					X				
<i>Anabaena constricta</i> (Szafer) Geitler										X				
<i>Anabaena</i> sp1.			X					X						
<i>Anabaena spiroides</i> (Woronichin)														
Oscillatoriales														
Microcoleaceae	X		XX	X	X		X	X		X			X	X
<i>Planktothrix compressa</i> (Utermöhl) Geitler *	X		X		X	X		X	X					
<i>Planktothrix</i> sp1. *														
Oscillatoriaceae	XX	X	XX	XX	XX	X	X			XX	XX	X		
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont *	X	X	X	XX		X				X	XX		X	
<i>Oscillatoria lutea</i> C.Agardh *	XXX		XXX		XXX								X	
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	XX		XX	X	X	X	X			XX	X	X		
<i>Oscillatoria</i> sp1. *					X									
<i>Oscillatoria</i> sp2.	XX	X	X		X	X	X			X				X
<i>Phormidium</i> sp1. *														
Spirulinales														
Spirulinaceae	X			X				X						X
<i>Spirulina</i> sp1. *														
Synechococcales														
Coelosphaeriaceae			X											
<i>Coelomoron microcystoides</i> Komárek	X		X		X		X		X		X		X	
<i>Coelomoron</i> sp1.														
Leptolyngbyaceae	XXX	XX	XXX	XX	XXX		X			XX		XX	X	
<i>Leptolyngbya</i> sp1. *			X							X		X		
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmerm.) Anagn & Komárek	XX	X	XX		XX	X			X	XX	X	XX	X	

Suite tableau 5

S1 S2 S3 S4 S5 S6
P Pé P Pé P Pé P Pé P Pé P Pé P Pé

Suite tableau 5		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
Taxons	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	Pé
<i>Trachelomonas obovata</i> A.Stokes	X	X	X	XX X	X	X	XX	X	X				
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko *	X		X		X				X				
<i>Trachelomonas recticollis</i> (Playfair)	X		X						X				
<i>Trachelomonas</i> sp1.			XX		X		X		X			X	
<i>Trachelomonas stokesi</i> Drezep	X				X								
<i>Trachelomonas superba</i> Svirenko	XXX	X	XXX	XX X	XXX	X	XXX	X	XXX	X	XXX	XX	XX
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) *													
Phacidae	X		X		X		X		X		X		X
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg)									X				
<i>Lepocinclis protist</i> Gerd Guenther	X		X		XX		XX						X
<i>Lepocinclis salina</i> FEFritsch	X		XX		X		X						
<i>Lepocinclis texta</i> (Dujardin) Lemmermann	X						X						
<i>Lepocinclis tripteris</i> (Dujardin) B. Marin & M.Melkonian	X												X
<i>Phacus acuminatus</i> A.Stokes	X		X	X	X	X							
<i>Phacus angulatus</i> Pochmann *			X										
<i>Phacus circulator</i> Pochmann			X										
<i>Phacus helikoides</i> Pochmann	XXX		XXX		XXX		XXX		XXX		XXX		XXX
<i>Phacus longicauda</i> Lemmermann			X										0
<i>Phacus minutus</i> Playfair	X		X		X		X						
<i>Phacus onxy</i> Tell & Domitrovic							X		X				
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	X		X		X		X						X
<i>Phacus pleuronectes</i> (OFMüller) Nitzsch	X			X	X								X
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortsov *							X						
<i>Phacus undulatus</i> (Skvortzov) Pochmann													
ANISONEMEA													
Natomonadida													
Astasiidae							X		X				X
<i>Menoidium gracile</i> Playfair *													
HETEROKONTOPHYTA													
BACILLARIOPHYCEAE													
Anaulales													
Anaulaceae						X							X
<i>Terpsinoe musica</i> Ehrenberg													
Bacillariales													
Bacillariaceae							X		X				X
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	X		X		XX		XX						X
<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot			XX				XX		XX				
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsh	X	XX	X	XX	X	XX	XX	XX	X	XX	X	XX	X
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith *	X		X				X		X				
<i>Nitzschia reversa</i> (W.Smith)	X				X	X	X	XX	XX	X			X
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith *	X	XX	XX	X		XX		XX		X			XX
<i>Nitzschia</i> sp1. *			X				X		XX		X		
<i>Tryblionella hyalina</i> (Amossé) T. Ohtsuka *													
Cocconeidales													
Cocconeidaceae	X								X				X
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	X								X				X
<i>Cocconeis</i> sp1.													
Cymbellales													
Cymbellaceae													
<i>Cymbella</i> sp.	XX				XX		X		XX		XX		XX
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) DGMann	X	XX X	X	X	X	XX	X	X	X	X	XX	X	XX
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) DGMann *	XX				X				X				X
<i>Encyonema</i> sp1.	X						X		XX				X

Suite tableau 5		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
Taxons	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	Pé
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) EJCox										X			
<i>Placoneis</i> sp1.													
Gomphonemataceae	XX				X		XX		X			XX	
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	X						X		X			X	
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	X						X		X			X	
<i>Gomphonema auritum</i> A. Braun ex Kützing	X		X		X		X		X			X	
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt	XX		X		XX		XX		X				
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	X				X		X		XX			X	
<i>Gomphonema</i> sp1.	X						X		X				
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow	X								X			X	
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg													
Eunotiales													
Eunotiaceae								X		X		X	
<i>Eunotia didyma</i> Grunow ex Zimmermann		XX	X	XX			X	XX	XX	XX	XX	XX	XX
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow *	XX		XX		XX				XX		XX	XX	
<i>Eunotia</i> sp1.													
Mastogloiales													
Stauroneidaceae	X		X					X				X	
<i>Stauroneis</i> sp.													
Naviculales													
Naviculaceae	X												X
<i>Caloneis</i> sp.	X		X							X			
<i>Caloneis undulata</i> (W.Gregory) Krammer	X	XX	X	XX		XX	XX	XX	X	XX	XX	XX	XX
<i>Navicula radiosa</i> Kützing *	X		XX		X		XXX		XX		XX	XX	
<i>Navicula</i> sp1.	XX		XX		X		X		XX		XX	XXX	
<i>Navicula</i> sp2.													
Neidiaceae	X							X		XX			
<i>Neidium</i> sp.													
Pinnulariaceae	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Pinnularia braunii</i> Cleve *		X			X	XX	X		X	X	X	X	X
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehrenb.) Ehrenb *	X		X		X				X				
<i>Pinnularia interrupta</i> W.Smith	X		X		XX		X		X		X		
<i>Pinnularia mayeri</i> Krammer	X		X		X		X		X	X	X	X	X
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve *	X	X	X		X	XX	X		X	X	X	X	X
<i>Pinnularia neomajor</i> Krammer *	X		X		X		X		XX		XX	XX	
<i>Pinnularia</i> sp.			X		X		XX		X				
<i>Pinnularia subanglica</i> Krammer	X						X		X			XX	
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer					X								
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer													
Pleurosigmataceae							XX		X		X	X	XX
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst *	X	X	XX	X	X		XXX	XX	X	XX	X	X	XX
<i>Gyrosigma spencerii</i> (Bailey ex Quekett) Griffith & Henfrey *													
Sellaphoraceae	X	X							XX		XX		XX
<i>Sellaphora nyassensis</i> (O. Müll.) D. G. Mann *	X		X		X				X			XX	
<i>Sellaphora</i> sp.													
Surirellales													
Surirellaceae					X		X				X	X	
<i>Surirella biseriata</i> Brébisson *							X		X				
<i>Surirella minuta</i> Brébisson					X				X			X	
<i>Surirella</i> sp1.							X	X	X	X	X	X	X
<i>Surirella tenera</i> W.Gregory													
Thalassiophysales													
Catenulaceae	X	XX	X	XX		XX	X		XX		XX	X	X

Suite tableau 5		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
Taxons		P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé	P	Pé
<i>Amphora</i> sp1. *													
COSCINODISCOPHYCEAE													
Aulacoseirales													
Aulacoseiraceae													
	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	XXX		XXX		XXX		XXX		XXX		XXX	
EUSTIGMATOPHYCEAE													
Goniochloridales													
	<i>Pseudostaurastrum limneticum</i> (Borge) Chodat	x				XX		x					x
	<i>Pseudostaurastrum lobulatum</i> (Nägeli)												
Bourrelly													
FRAGILARIOPHYCEAE													
Fragilariales													
Fragilariaceae													
	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg)	x	x	XX	XX	x	x	x	x	x	x	XX	x
	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton *	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
	<i>Fragilaria fusa</i> (R.M. Patrick) Wengrat, Wetzel												
& Morales *				x		x		x			XX		x
	<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	XX		x				x					
	<i>Fragilaria</i> sp1.	x		x				x					
	<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	x						x			x		
	<i>Frustulia crassinerva</i> (Brébisson ex W.Smith)												
Langebertalot						x					x		x
	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	x	XX		x		x			XX	x	XX	x
	<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère *	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XXX	XX	XX	XX	XX	XX
	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère *	x		x		x		x		x		x	
MEDIOPHYCEAE													
Stephanodisciales													
Stephanodiscaceae													
	<i>Cyclotella litoralis</i> Lange & Syvertsen		x		x		x	XX	x	XX	x	x	XX
	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing *												
OCHROPHYTINA													
Mischococcales													
Pleurochloridaceae													
	<i>Tetraplektron torsum</i> (W. B. Turner)							x					x
XANTHOPHYCEAE													
Mischococcales													
Centrtractaceae													
	<i>Centrtractus</i> sp1. *	x		x	x	x		x			XX		
Ophiocytaceae													
	<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle			x				XX					
Total général		192	45	182	56	180	45	163	42	159	44	159	43

P : phytoplancton, Pé : périphyton x : taxon accidentel, xx : taxon accessoire, xxx : taxon constant ; S : station ; * : espèces communes aux microalgues planctoniques et aux périphytiques.

III.2.1.1.1 Variation spatiale et temporelle de la richesse raréfiée des microalgues planctoniques et périphytiques

Les valeurs de la richesse raréfiée ont varié entre 1,02 (S5) et 6,65 (S1). La richesse raréfiée a montré une variation spatiale significative entre les stations (ANOVA, $p < 0,05$). La station S1 a présenté une richesse raréfiée plus élevée. Les stations S2 à S6 ont présenté des valeurs plus faibles et statistiquement homogènes, sans différence significative entre elles. Cette tendance a été mise en évidence par le test post-hoc (test post hoc tukey, $p < 0,05$) (Figure 11).

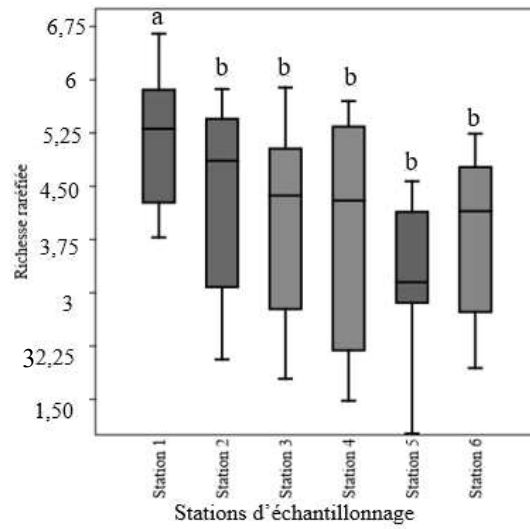


Figure 11: Variation spatiale de la richesse raréfiée ; Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

A l'échelle temporelle, la richesse raréfiée a oscillé globalement entre 1 (juillet) et 6,65 (novembre) traduisant une forte hétérogénéité dans la diversité spécifique des communautés a été notée. Une variation significative de la richesse raréfiée a été observée (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les mois de mai, juin et juillet ont été distingués par des richesses raréfiées significativement plus faibles (test post hoc Dunn, $p > 0,05$) par rapport aux autres mois (Figure 12).

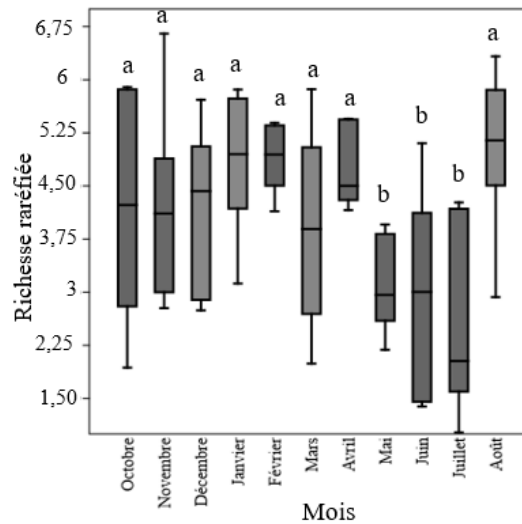


Figure 12: Variation temporelle de la richesse raréfiée des microalgues planctoniques

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

La richesse raréfiée des microalgues périphytiques a varié de 1,97 à la station S6 (confluence) à 7,54 à la station S5 (Bandama rouge). Aucune différence significative de la richesse raréfiée entre les stations (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (Figure 13) n'a été constatée.

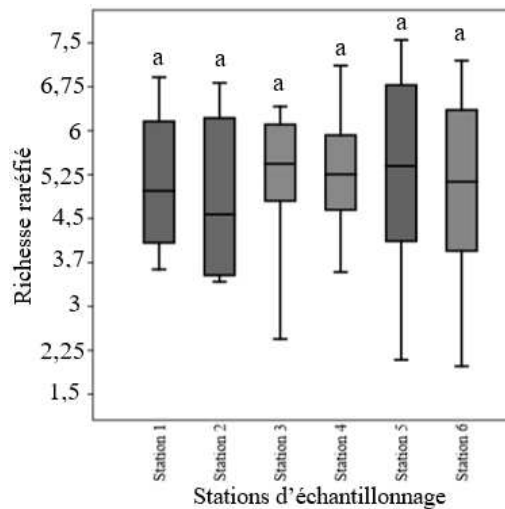


Figure 13: Variation spatiale de la richesse raréfiée des microalgues périphytiques

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

Au niveau mensuel, la richesse raréfiée la plus faible a été obtenue en novembre (1,98) et la plus élevée (7,54) en août. Aucune variation significative de la richesse raréfiée n'a été observée à l'échelle temporelle (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (Figure 14).

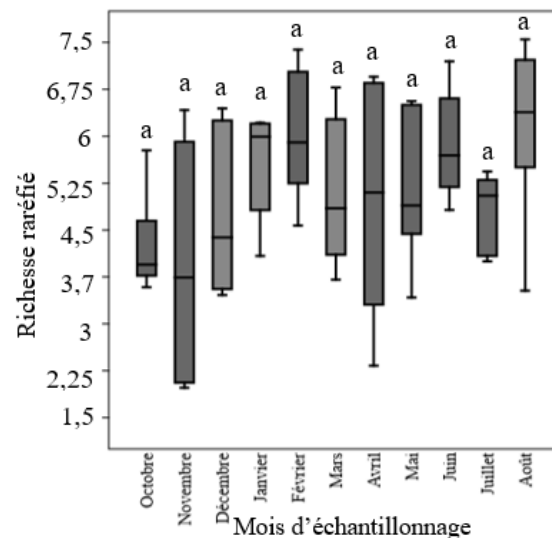


Figure 14: Variation temporelle de la richesse raréfiée des microalgues périphtiques

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

III.2.1.1.2 Occurrence des microalgues planctoniques et périphtiques

L'analyse de l'occurrence des taxons de microalgues planctoniques dans les différentes stations a permis de distinguer trois catégories : constants, accessoires et accidentels. Dans l'ensemble, les taxons accidentels dominant très largement les peuplements. Leur effectif a varié de 80 taxons à la station S5 (Bandama rouge) à 99 taxons à la station S4 (Bandama rouge) avec des effectifs intermédiaires de 90, 85, 95 et 98 taxons respectivement aux stations S1 (lac Kossou), S2, S3 (Bandama blanc) et S6 (confluence). Les taxons accessoires ont occupé une position intermédiaire. Leur effectif maximal a été enregistré à la station S2 (36 taxons) et la plus faible à la station S6 (12 taxons). Les autres stations ont été caractérisées par des valeurs comprises entre 19 et 34 taxons (29 à S1, 34 à S3, 20 à S4 et 19 à S5). Les taxons constants, enfin ont représenté la catégorie la moins abondante. Ils ont atteint leur maximum à la station S1 (32 taxons) et leur minimum à la station S4 (9 taxons). Les autres stations ont présenté des effectifs de 25, 28, 12 et 11 taxons pour S2, S3, S5 et S6. Globalement, la structure floristique a été marquée par une nette prédominance des taxons accidentels, une présence modérée de taxons accessoires et une répartition très restreinte des taxons constants (Tableau 6).

Tableau 6: Occurrence des taxons de microalgues planctoniques

Stations d'échantillonnage	Taxons constants	Taxons accessoires	Taxons accidentels
Station S1	32	29	90
Station S2	25	36	85
Stations 3	18	34	95
Station S4	9	20	99
Station S5	12	19	80
Station S6	11	12	98

Concernant les taxons des microalgues périphytiques, l'analyse de l'occurrence dans les différentes stations a permis de distinguer trois catégories que sont les constants, les accessoires et accidentels. Dans l'ensemble, les taxons accidentels ont été largement dominants à toutes les stations. Leur richesse a été maximale aux stations S1 (lac Kossou) et S5 (Bandama rouge) avec 64 taxons chacune, suivies de près par les stations S3 (61 taxons), S2 (57 taxons) et S6 (56 taxons). Les taxons accessoires ont représenté la deuxième catégorie la plus importante. Leur effectif a varié de 18 taxons (S3 et S4) à 27 taxons (S5). Les stations S1, S2 et S6 ont présenté respectivement 23, 25 et 21 taxons accessoires. Les taxons constants ont constitué la catégorie la moins représentée. Les plus forts effectifs ont été observés aux stations S2 (8 taxons) et S4 (7 taxons), tandis que la station S3 a enregistré le plus faible (2 taxons). Les stations S6, S5 et S1 ont présenté des effectifs respectifs de 5, 4 et 3 taxons (Tableau 7).

Tableau 7: Occurrence des taxons de la communauté de microalgues périphytiques

Stations d'échantillonnage	Taxons constants	Taxons accessoires	Taxons accidentels
Station S1	3	23	64
Station S2	8	25	59
Stations 3	2	18	61
Station S4	7	18	57
Station S5	4	27	64
Station S6	5	21	56

III.2.1.1.3 Similarité de la composition taxonomique des microalgues planctoniques et périphytiques des stations

La similarité floristique des microalgues entre les différentes stations de la zone d'étude a été évaluée à l'aide de l'indice de similarité de Jaccard. La plus forte similarité ($C_j=0,55$) a été observée entre la station du lac (S1) et la station S2 située juste après la digue. A l'inverse, les valeurs les plus faibles (autour de 0,25) ont été observées à la station de la confluence (S6). Dans l'ensemble, les valeurs de l'indice de similarité se situant entre 0,25 et 0,55 ont indiqué une variabilité dans la composition spécifique des stations prospectées (Tableau 8).

Tableau 8: Similarité de composition des communautés de microalgues planctoniques du fleuve Bandama

Stations	S2	S3	S4	S5	S6
S1	0,55	0,42	0,30	0,29	0,25
S2		0,41	0,34	0,26	0,32
S3			0,31	0,29	0,26
S4				0,37	0,40
S5					0,31

L'évaluation de la similarité de la composition des microalgues périphytiques réalisée à partir de l'indice de Jaccard a révélé plusieurs proximités notables entre les stations. La similarité la plus élevée a été enregistrée entre les stations S1 et S5 ($C_j = 0,56$). Des similarités remarquables dans la composition ont également été observées entre les stations S1 et S4 ($C_j= 0,5$) S1 et S6 ($C_j=0,52$), S2 et S3 ($C_j= 0,5$), S3 et S5, S6 ($C_j=0,50$ chacun) ainsi qu'entre S4 et S5 ($C_j=0,51$). Globalement, les valeurs des indices comprises entre 0,4 et 0,56 (Tableau 9).

Tableau 9: Similarité de la composition taxonomique de la communauté périphytique du fleuve Bandama

Stations	S2	S3	S4	S5	S6
S1	0,50	0,49	0,51	0,56	0,52
S2		0,51	0,41	0,41	0,40
S3			0,40	0,50	0,50
S4				0,51	0,47
S5					0,54

III.2.1.1.4 Similarité entre la composition des communautés des microalgues planctoniques et périphytiques

L'analyse de la similarité spécifique entre les communautés de microalgues planctonique et périphytique à l'aide de l'indice de similarité de Jaccard a révélé une forte similarité floristique avec une valeur élevée ($C_j : 0,77$) (Tableau 11).

Tableau 10 : Similarité spécifique entre microalgues planctoniques et périphytiques

Indice de Jaccard	phytoplancton	périphyton
phytoplancton	1	0,77
périphyton	0,77	1

III.2.1.2 Structure des communautés des microalgues planctoniques et périphytiques

L'analyse de la structure des communautés de microalgues planctoniques et périphytiques a porté sur la variation spatiale et temporelle des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité. L'indice de Shannon a varié de 2,06 bits/ind (S3) à 2,88 bits/ind (S6). Des différences significatives (Kruskal-Wallis $p < 0,05$) ont été observées entre les stations. La comparaison post hoc (Dunn, $p < 0,05$) montre que les stations S1, S2, S4 et S6 se distinguent par des valeurs statistiquement plus élevées que les stations S3 et S5. L'indice d'équitabilité s'étend de 0,14 (S3) à 0,33 (S6) avec des différences significatives observées entre les stations (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les stations S4 et S6 ont présenté des valeurs significativement plus élevées que les autres stations (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (Figure 15).

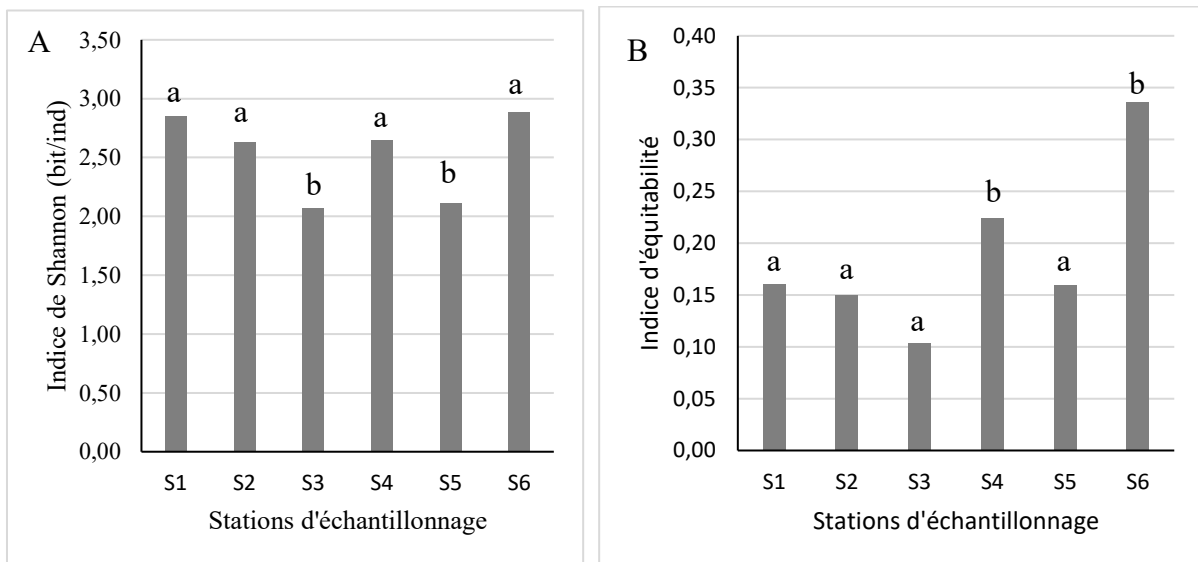


Figure 15: Variation spatiale de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) des microalgues planctoniques dans le fleuve Bandama S1 à S6 stations d'échantillonnage ; Les lettres a et b expriment les différences significativement entre les stations

Sur le plan temporel, l'indice de Shannon a montré une variabilité statistique (Kruskal-Wallis $p < 0,05$) avec une valeur minimale en juillet (1,61 bit/ind) et maximale en février (2,90 bit/ind). Les mois de mai, juin et juillet se distinguent par des valeurs significativement plus faibles que les autres mois (Dunn, $p > 0,05$) (Figure 16-A). L'indice d'équitabilité a oscillé entre 0,06 en juillet et 0,30 en février avec des variations significatives (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les faibles valeurs ont été obtenues aux mois de juin et juillet (Dunn $p < 0,05$). La communauté de microalgues planctoniques des mois de janvier et février ont présenté un meilleur degré d'organisation pendant la période d'étude.

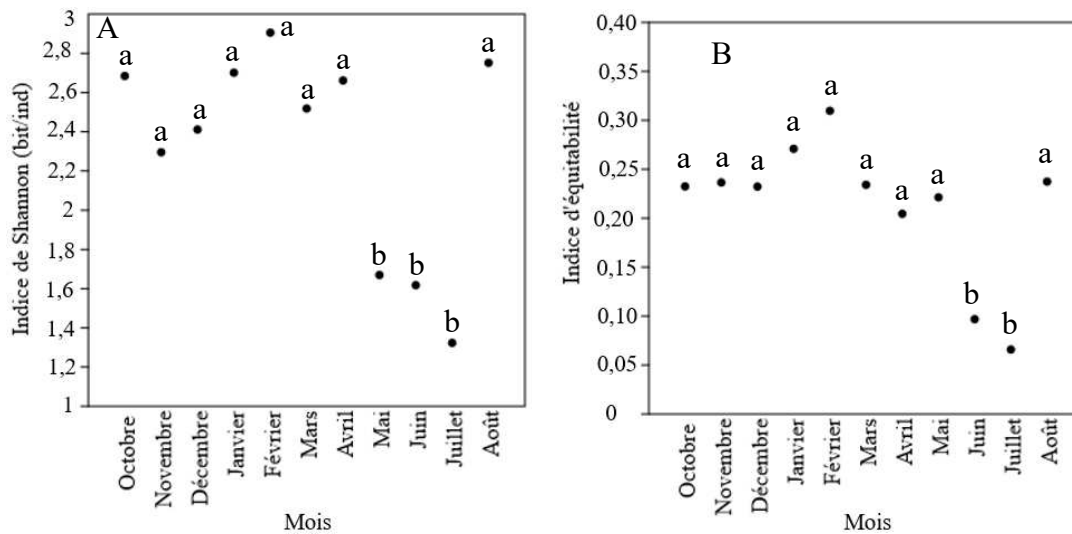


Figure 16: Variation temporelle de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues planctoniques dans le fleuve Bandama ; Les points qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

La structure et la diversité spécifique des microalgues périphtiques ont été déterminées à travers les indices de Shannon et d'équitabilité. Spatialement l'indice de Shannon a varié de 3,28 bit/ind (S3) à 3,60 bit/ind (S5) (Figure 17-A). L'indice d'équitabilité a varié de 0,30 (S2) à 0,39 (S6) (Figure 17-B). Une variation significative de ces indices a été constatée entre les stations (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les stations S5 et S6 ont présenté des indices de Shannon et d'équitabilité significativement plus élevés (Dunn, $p < 0,05$) que les autres stations. La communauté des microalgues périphtiques des stations S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) a été mieux structurée que celles des autres stations (Figure 17).

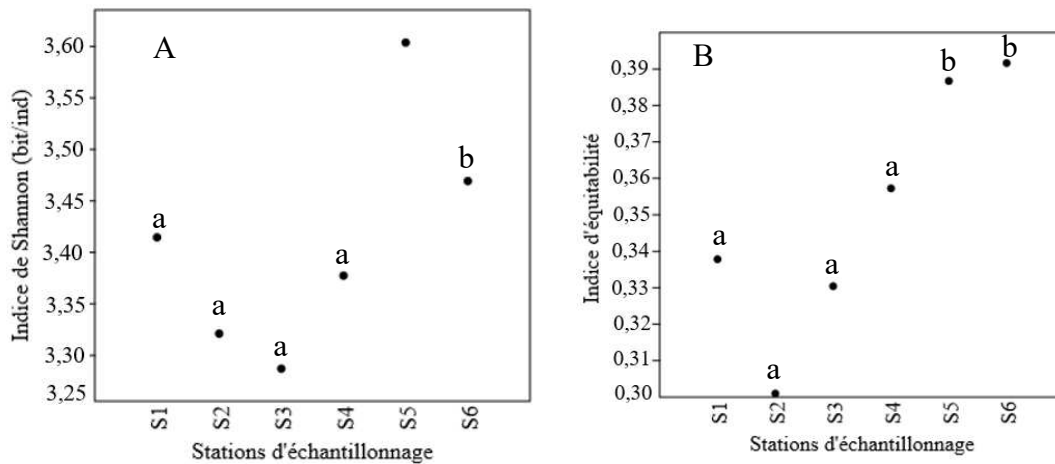


Figure 17: Variation spatiale de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues périphtiques (S1 à S6 stations d'échantillonnage ; les points qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement)

L'indice de Shannon le plus faible (2,64 bit/ind) a été obtenu au mois d'octobre et le plus élevé (3,51 bit/ind) au mois d'avril (Figure 18-A). Une différence significative de l'indice de Shannon à l'échelle a été observée au niveau temporel (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les indices les plus significativement faibles ont été observés aux mois d'octobre et juillet (test post hoc Dunn, $p < 0,05$). Pour l'indice d'équitabilité, la valeur la plus basse (0,23) a été notée au mois d'octobre et les plus élevées (0,45) au mois de janvier et de mai (Figure 18-B). Des différences significatives de l'équitabilité ont également été constatées (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les indices d'équitabilité les plus significativement faibles ont été obtenus aux mois d'octobre et juillet (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (Figure 18). La communauté périphtique des mois de janvier, avril et mai a présenté une meilleure structure que celles des autres mois (Figure 18).

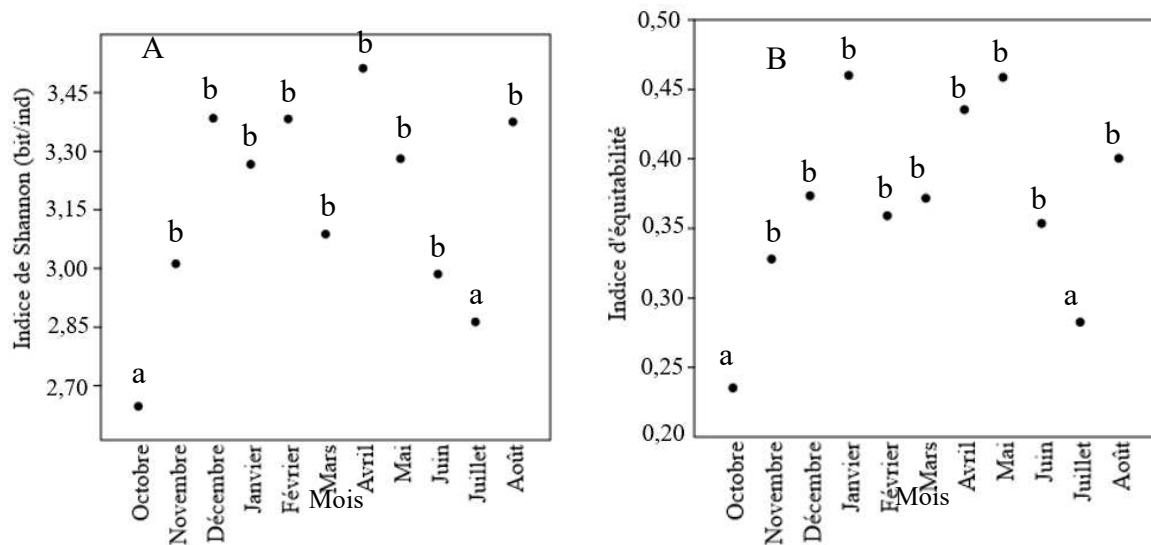


Figure 18: Variation temporelle de l'indice de Shannon (A) et de l'indice d'équitabilité (B) de la communauté de microalgues périphtiques du fleuve Bandama ; les points qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

III.2.1.3 Dynamique et composition en biovolume des communautés de microalgues planctoniques et périphtiques

Le biovolume total de la communauté des microalgues planctoniques déterminé a été de 7,50 mm³/L. L'embranchement des Chlorophyta avec 2,56 mm³/L, soit 34 % du total a dominé nettement le biovolume phytoplanktonique. Il est suivi par les embranchements des Charophyta et des Euglenophyta qui ont représenté respectivement 1,48 mm³/L et 1,39 mm³/L (20 % et 19 %). Les Cyanobacteria avec 0,88 mm³/L et les Heterokontophyta caractérisés par 0,85 mm³/L ont contribué respectivement à 12 % et 11 % du biovolume total. Le biovolume le plus faible (0,32 mm³/L) a été obtenu au niveau des Dinoflagellata (4 %) (Figure 19, Tableau 11).

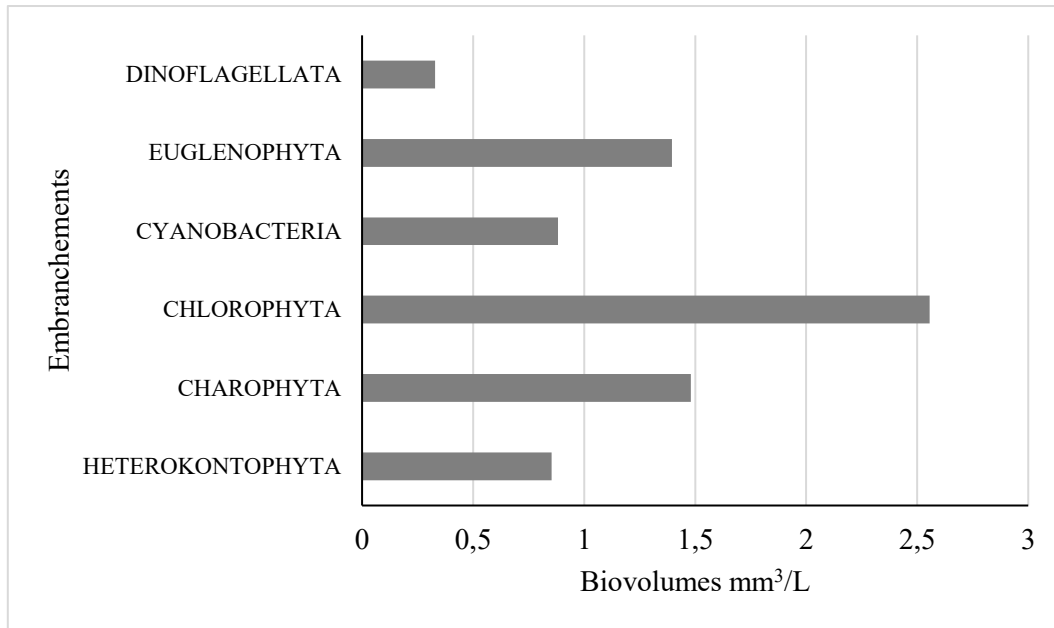


Figure 19: Biovolume en mm³/L des embranchements de la communauté de microalgues planctoniques du fleuve Bandama

Tableau 11 : Proportion des biovolumes par embranchement de la communauté des microalgues planctoniques du fleuve Bandama

Embranchement	Heterokontophyta	Charophyta	Chlorophyta	Cyanobacteria	Euglenophyta	Dinoflagellata
Biovolumes	0,85	1,48	2,56	0,88	1,40	0,33
Proportion (%)	11,39	19,75	34,09	11,77	18,61	4,39

Le biovolume total des microalgues périphytiques déterminé est de $1,2 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$. L'embranchement des Heterokontophyta a dominé nettement cet assemblage avec $7,71 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ représentant 62,62 % du biovolume total. Il est suivi par les embranchements de Charophyta ($2,03 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) soit 16 % et celui des Chlorophyta ($1,59 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) soit 13 %. Les embranchements de Cyanobacteria, Euglenophyta et Dinoflagellata ont une contribution cumulée de 8 % au biovolume periphytique total (Figure 20 et Tableau 12).

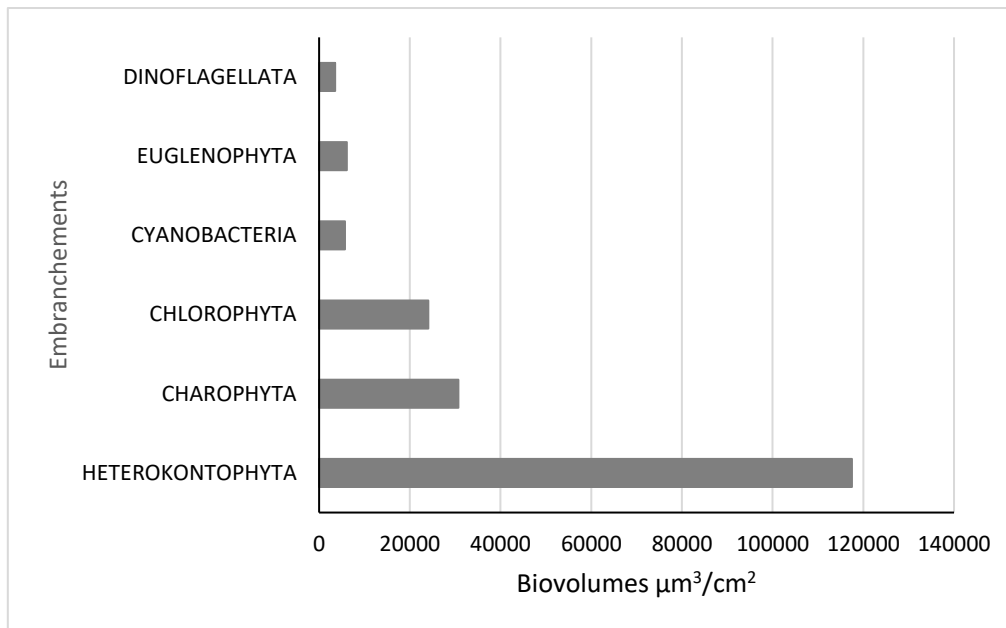


Figure 20: Valeurs des biovolume en $\mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ des embranchements de la communauté des microalgues périphytiques du fleuve Bandama

Tableau 12: Proportion par embranchement des biovolumes de la communauté de microalgues périphytiques

Embranchement	Heterokontophyta	Charophyta	Chlorophyta	Cyanobacteria	Euglenophyta	Dinoflagellata
Biovolumes $\mu\text{m}^3/\text{cm}^2$	$11,74 \cdot 10^4$	$3,07 \cdot 10^4$	$2,41 \cdot 10^4$	$5,70 \cdot 10^3$	$6,11 \cdot 10^3$	$3,53 \cdot 10^3$
Proportions%	62,62	16,37	12,83	3,04	3,26	1,89

III.2.1.3.1 Variation spatiale et temporelle des communautés de microalgues phytoplanctoniques et périphytiques

A l'échelle spatiale, le biovolume des microalgues planctoniques le plus élevé a été obtenu à la station du lac Kossou (S1) ($2,21 \text{ mm}^3/\text{L}$). Tandis que le plus faible ($0,37 \text{ mm}^3/\text{L}$) a été enregistré à la station S6 (confluence). Les biovolumes des stations S2, S5, S3 et S4 ont été respectivement de $1,46 \text{ mm}^3/\text{L}$, $1,38 \text{ mm}^3/\text{L}$, $1,32 \text{ mm}^3/\text{L}$ et $0,75 \text{ mm}^3/\text{L}$. Une différence significative du biovolume a été observée (Kruskal-wallis $p < 0,05$) au niveau des stations. Les biovolumes de la communauté de microalgues planctoniques dans les stations S1, S2, S3 et S5 ont été significativement plus élevés (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) par rapport à ceux des stations S4 et S6 (Figure 21). Relativement aux biovolumes, les stations S1 (lac Kossou), S2, S3 (Bandama blanc) ont été caractérisées par des biovolumes élevés de Chlorophyta et de Charophyta. La station S4 (Bandama rouge) a été co-dominée par les Dinoflagellata et Heterokontophyta. La

station S5 (Bandama rouge) a été caractérisée par une dominance des Euglenophyta. Enfin, la station S6 a été caractérisée par des proportions presque égales de tous les embranchements (Figure 21).

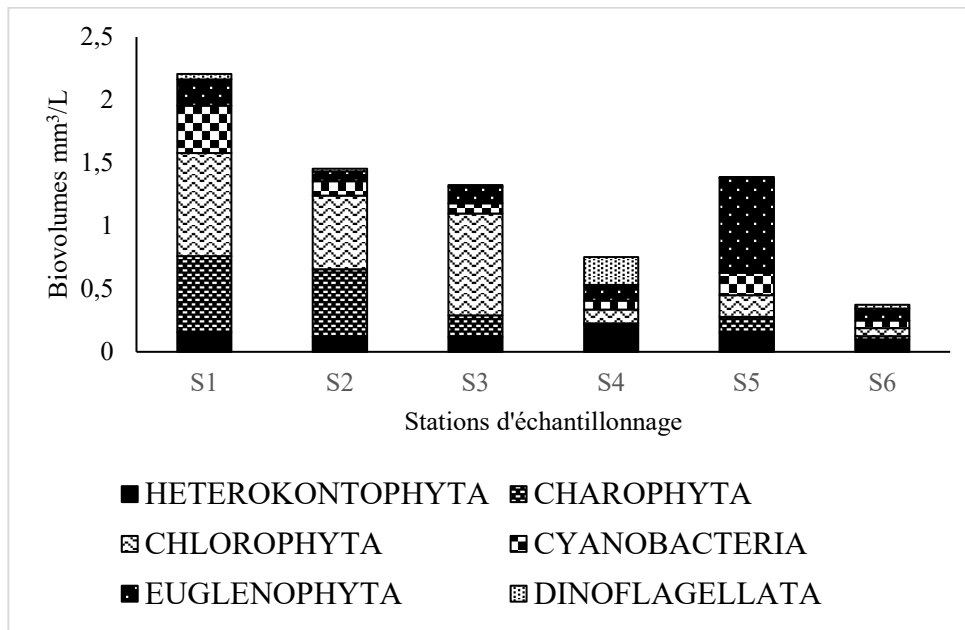


Figure 21: Variation spatiale du biovolume des embranchements des microalgues planctoniques du fleuve Bandama S1 à S6 stations d'échantillonnage

L'évaluation du biovolume total indique que la communauté phytoplanctonique est structurée par un nombre restreint de taxons dominants. Les taxons identifiés comme dominants dans cette analyse ont contribué à eux seuls à 65,93% du biovolume total, tandis que le groupe « autre » regroupant les taxons non dominants ont contribué au biovolume résiduel. Parmi les espèces dominantes, l'espèce *Pediastrum simplex* se distingue particulièrement par sa forte contribution aux stations S3 (0,75 mm³/L), S1 (0,62 mm³/L) et S2 (0,5 mm³/L). Aux stations S4, S5 et S6 les taxons *Peridinium cintum* (0,22 mm³/L), *Euglena polymorpha* (0,64 mm³/L) et *Aulacoseira granulata* (0,67 mm³/L) ont dominé le peuplement. Par ailleurs, à la station S1, les biovolumes des espèces *Closterium ehrenbergii* (0,23 mm³/L) et *Euglena polymorpha* (0,17 mm³/L) ont paru non négligeables. La station S2 a présenté également un biovolume important de *Staurstrum bulbosum* (0,17 mm³/L). En outre, la station S6 a été caractérisée par une codominance de biovolumes des espèces *Aulacoseira granulata* et *Euglena polymorpha* ainsi qu'au faible biovolume de *Pediastrum simplex* (Figure 22).

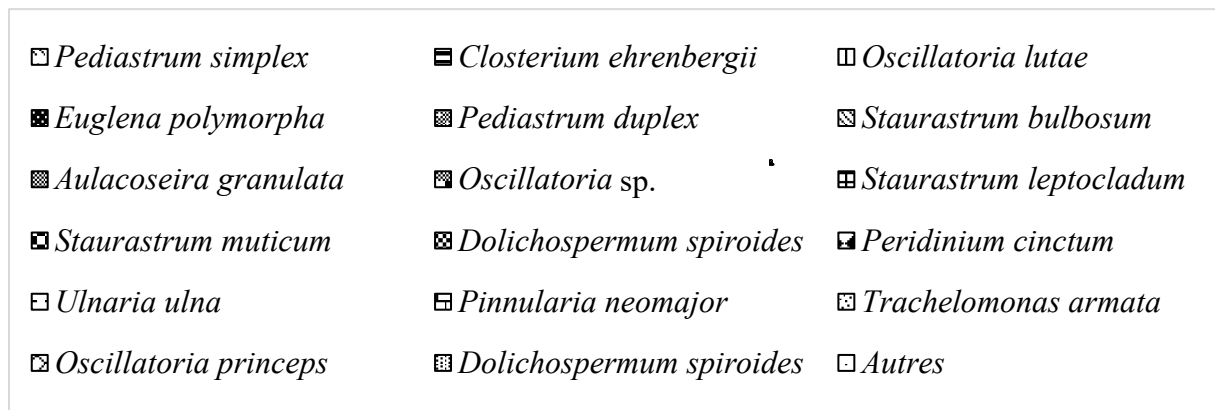
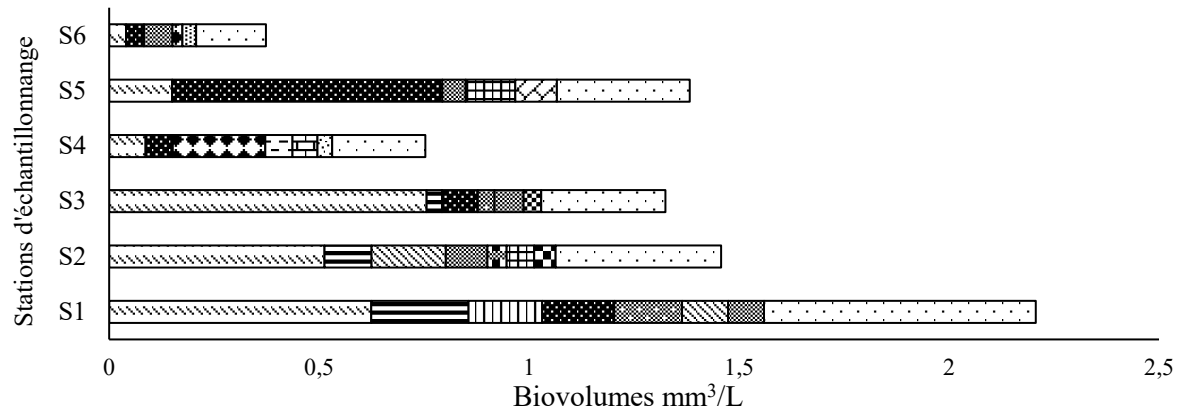


Figure 22: Variation spatiale des espèces dominatrices des microalgues planctoniques de la zone d'étude ; S1 à S6 : stations d'échantillonnage

Au niveau des microalgues périphytiques, le biovolume le plus élevé a été obtenu à la station S5 (Bandama blanc) ($1,27 \cdot 10^2 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et le plus faible à la confluence S6 ($6,26 \cdot 10^1 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). De façon générale, l'embranchement des Heterokontophyta a dominé le biovolume à toutes les stations. Il est suivi par les Charophyta et les Chlorophyta dans la plupart des stations. Aucune différences significative de biovolume des microalgues périphytique au niveau spatial (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) n'a été constatée (Figure 23).

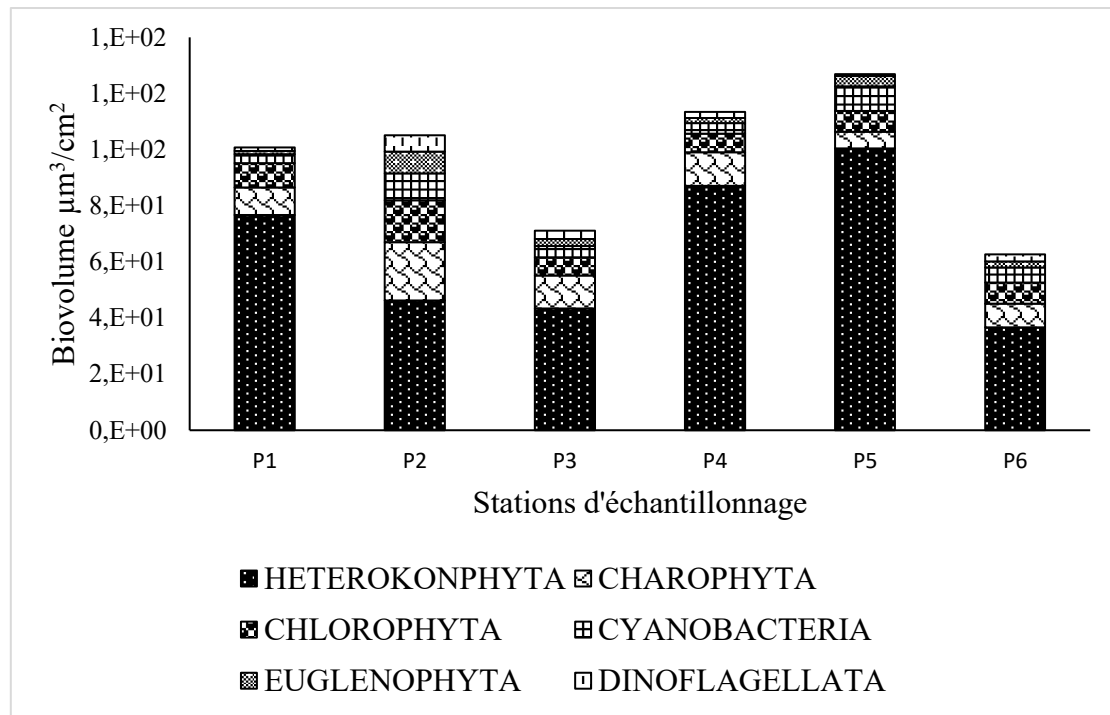


Figure 23: Variation spatiale du biovolume des embranchements des microalgues périphytiques de la zone d'étude

L'analyse de la distribution spatiale des espèces de microalgues périphytique dominantes met en évidence des variations marquées selon les stations échantillonnées. Certaines espèces ont été distinguées par leur présence à toutes les stations. Tel est le cas de *Ulnaria ulna* présente à toutes les stations avec une dominance aux stations S1 (lac Kossou) ($2,29 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), S4 ($2,61 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et S5 ($2,16 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) (Bandama rouge). La station S1, outre la dominance d'*Ulnaria ulna*, a été caractérisée par une contribution importante de plusieurs espèces telles que *Pinnularia* sp. ($1,25 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Aulacoseira granulata* ($1,54 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Gomphonema affine* ($1,66 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Amphora* sp. ($1,45 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Gomphonema auritum* ($1 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). A la station S2, l'espèce la plus prépondérante a été *Pediastrum simplex* avec un biovolume de $4,58 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, suivie de *Aulacoseira granulata* ($1,18 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). La station S3 a été distinguée par des contributions relativement équilibrées entre *Pediastrum simplex* ($2,59 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Cosmarium pseudoretusum* ($1,90 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Amphora* sp. ($1,90 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Pinnularia* sp. ($1,18 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). La communauté de la station S4 a été dominée par *Gyrosigma spencerii* ($1,99 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Aulacoseira granulata* ($1,54 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Ulnaria biceps* ($1,08 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Cosmarium granatum* ($1,04 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Au niveau de la station S5, les plus fortes contributions ont été observées pour les espèces *Gomphonema* sp. ($1,58 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Cocconeis placentula* ($1,30 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$),

Aulacoseira granulata ($1,54 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) qui ont été les plus contributeurs. Enfin, la station S6 a présenté une composition plus homogène, avec des contributions sensiblement équivalentes de biovolumes des taxons *Cosmarium granatum* ($1,01 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) *Gomphonema* sp. ($1,01 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Ulnaria biceps* ($8,93 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Trachelomonas armata* ($6,58 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) (Figure 24).

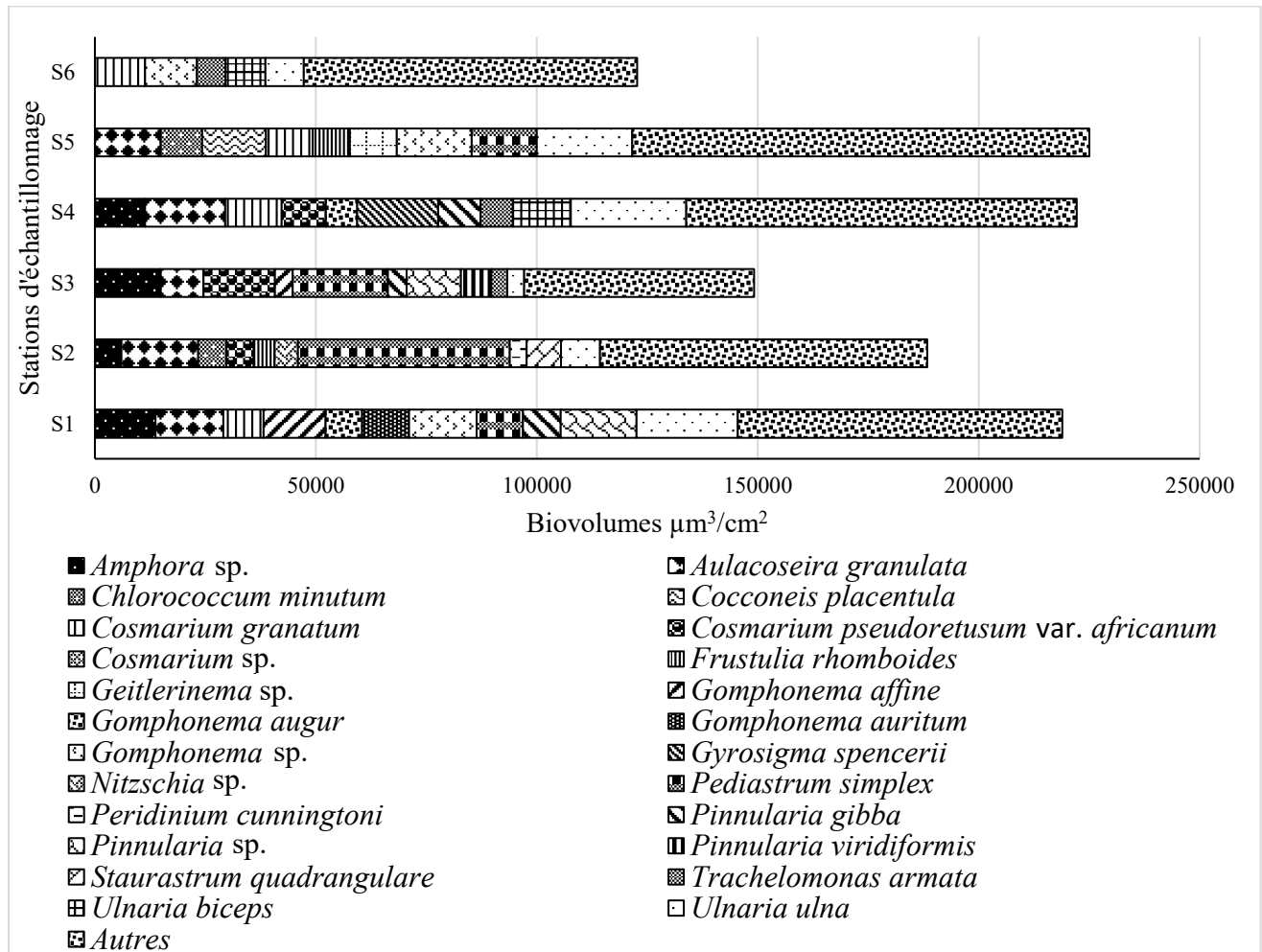


Figure 24 : Variation spatiale des taxons dominants des microalgues périphytiques du fleuve Bandama S1 à S6 Stations d'échantillonnage

Au niveau temporel, le biovolume a oscillé entre $0,56 \text{ mm}^3/\text{L}$ en février et $2,75 \text{ mm}^3/\text{L}$ au mois de juillet, avec des contributions variables des embranchements à chaque mois. Le biovolume phytoplanctoniques a significativement varié à l'échelle mensuelle (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). Les biovolumes des mois d'octobre, juin et juillet ont été significativement élevés par rapport aux biovolumes des autres mois (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (Figure 25). L'embranchement des Chlorophyta a dominé le biovolume aux mois de novembre, avril et juillet avec des proportions allant de 40 % à 80 %. Les Charophyta ont dominé le peuplement aux mois

d'octobre, décembre, janvier et août. Concernant les Euglenophyta, leur biovolume a été élevé au mois de juin. Le biovolume des Cyanobacteria a été plus important aux mois de novembre, février et mars. Le biovolume élevé des Dinoflagellata a été obtenu pendant le mois de mai.

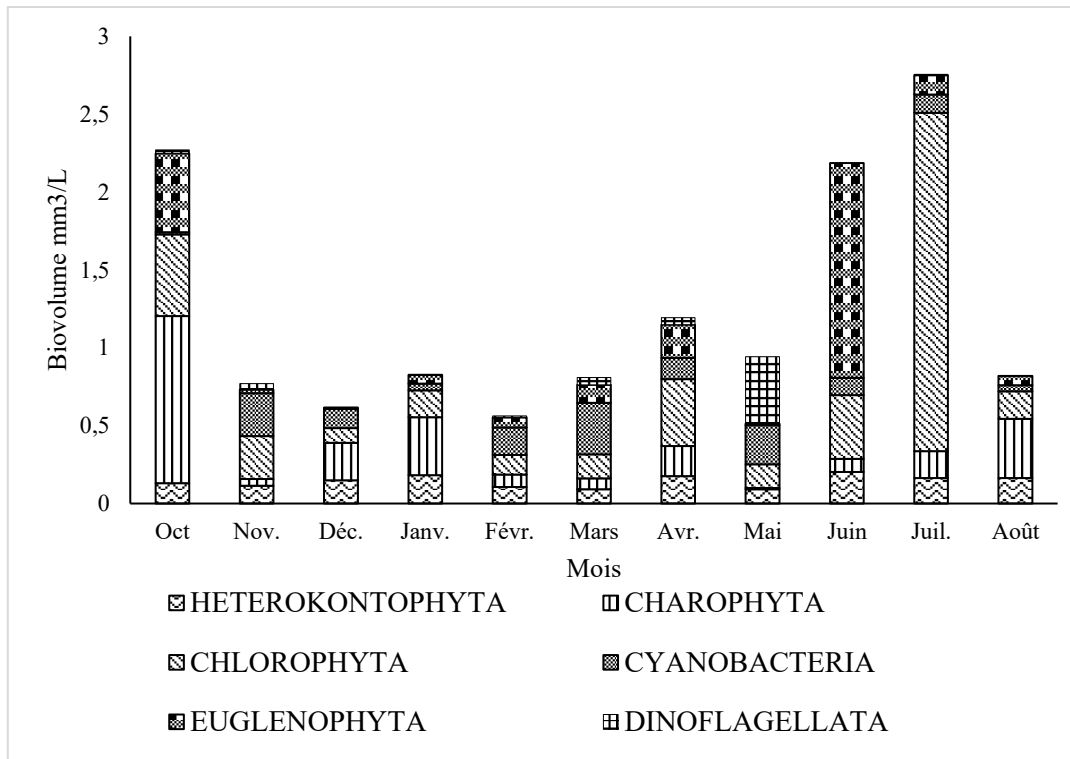


Figure 25: Variation temporelle du biovolume des embranchements des microalgues planctoniques du fleuve Bandama (Oct. : octobre ; Nov. : novembre ; Déc. : décembre ; Févr. : février ; Avr. : avril ; Juil : Juillet)

L'examen de la distribution du biovolume met en évidence une prédominance de certains taxons au niveau mensuel. Au mois d'octobre, l'espèce *Closterium ehrenbergii* ($0,51 \text{ mm}^3/\text{L}$) a prédominé dans le biovolume, suivie par *Euglena polymorpha* ($0,39 \text{ mm}^3/\text{L}$), *Pediastrum simplex* ($0,28 \text{ mm}^3/\text{L}$) et *Pediastrum duplex* ($0,23 \text{ mm}^3/\text{L}$). Les mois de novembre, avril et juillet se sont distingués par des biovolumes importants de l'espèce *Pediastrum simplex* respectivement $0,27 \text{ mm}^3/\text{L}$, $0,39 \text{ mm}^3/\text{L}$ et $2,04 \text{ mm}^3/\text{L}$. En mai, le biovolume de *Peridinium cinctum* ($0,49 \text{ mm}^3/\text{L}$) a été particulièrement élevé. Pour le mois de juin, l'espèce *Euglena polymorpha* a été la plus dominante avec $1,33 \text{ mm}^3/\text{L}$ (Figure 26).

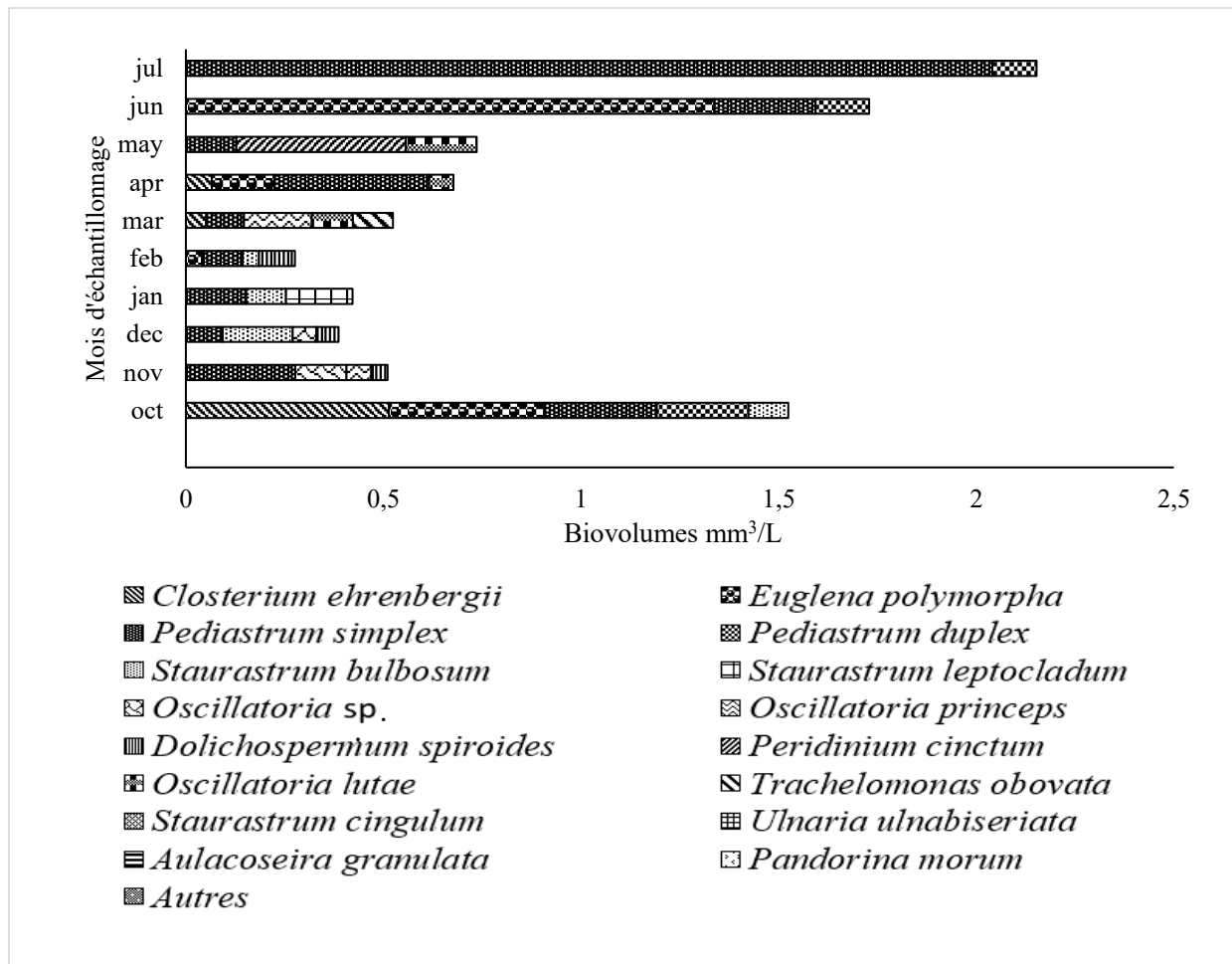


Figure 26: Variation temporelle du biovolume des espèces dominatrices des microalgues planctoniques dans le Bandama

Au niveau mensuel, le plus faible biovolume des microalgues périphytiques ($1,34 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) a été déterminé au mois de juillet et le plus élevé ($4,54 \cdot 10^5 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) en février. Au niveau des embranchements, excepté les mois d'octobre et novembre, les Heterokontophyta ont dominé le peuplement. En octobre, la communauté des microalgues périphytiques a été dominée par les Chlorophyta tandis qu'en novembre les biovolumes des Charophyta, des Chlorophyta et des Heterokontophyta étaient quasiment équivalents. Considérant les mois, une différence significative (Kruskal-Wallis $p < 0,05$) du biovolume périphytiques a été constatée. Les mois de juin, juillet et août se distinguent par des biovolumes significativement plus faibles que ceux enregistrés au cours des autres mois (test post hoc Dunn, $p < 0,05$) (Figure 27).

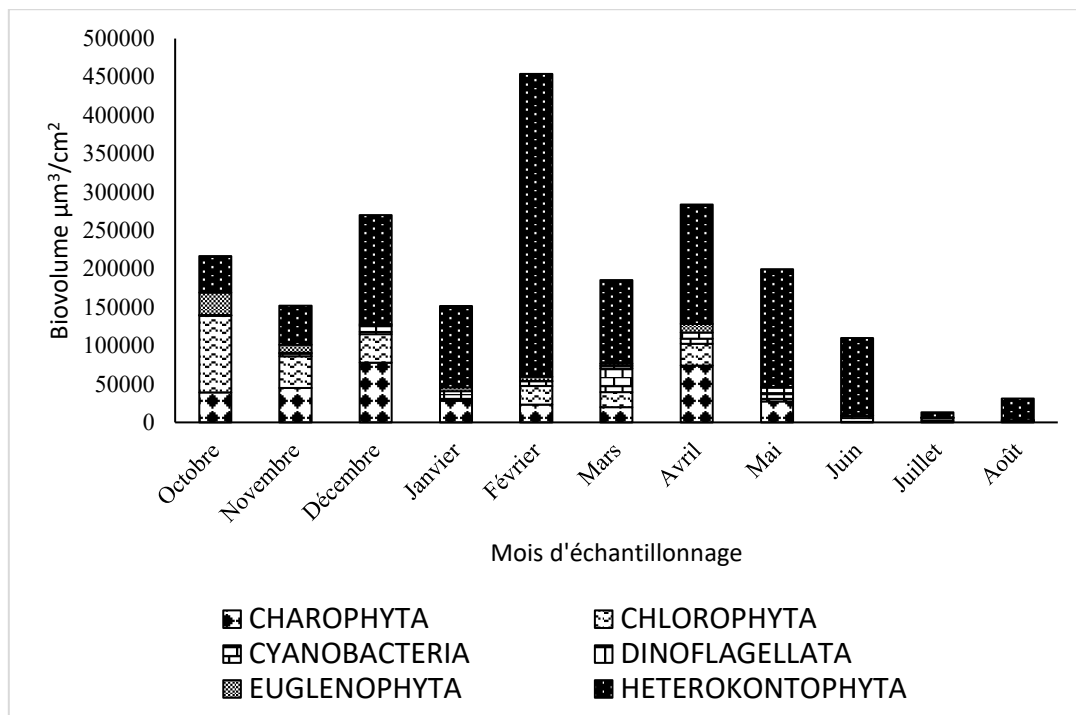


Figure 27: Variation temporelle du biovolume des embranchements de la communauté de microalgues périphytiques du fleuve Bandama

Une dynamique mensuelle marquée caractérisée par une fluctuation d'espèces dominantes au cours de la période d'échantillonnage a été révélée. L'espèce *Pediastrum simplex* ($7,6 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) a été la plus dominante au mois d'octobre. Il a été suivi par *Trachelomonas armata* ($2,0 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Chlorococcum minutum* ($1,89 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). En novembre, la dominance est restée partagée entre *Pediastrum simplex* ($3,82 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Cosmarium granatum* ($2,34 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), accompagnés de contribution notable de *Ulnaria ulna* ($8,67 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et de *Cosmarium pseudoretusum* var. *africanum* ($1,14 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Durant le mois de décembre, le biovolume a été principalement dominé par *Cosmarium granatum* ($2,35 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), suivi de *Ulnaria ulna* ($5,86 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Pediastrum simplex* ($2,14 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). En janvier, la communauté a été marquée par la dominance de *Ulnaria ulna* ($1,62 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), associée à *Cosmarium granatum* ($5,86 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Le mois de février a été prédominé par *Ulnaria ulna* ($6,53 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Gomphonema affine* ($2,22 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). En mars, la communauté a été marquée par la dominance conjointe d'*Ulnaria ulna* ($1,80 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et de *Pediastrum simplex* ($1,64 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). En avril, la dominance a été assurée par *Cosmarium pseudoretusum* var. *africanum* ($2,50 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) accompagné de *Cosmarium granatum* ($2,05 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Ulnaria ulna* ($1,19 \cdot 10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Au mois de mai, la communauté a été

dominée par *Pediastrum simplex* ($2,14.10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et de *Nitzschia* sp. ($1,64.10^4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Pendant les mois de juin *Aulacoseira granulata* ($1,7.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Ulnaria ulna* ($1,3.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) ont co-dominé le biovolume. En juillet, les dominances ont été partagées entre *Pediastrum simplex* ($3. .10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Aulacoseira granulata* ($1.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Enfin, en août, la dominance a été partagée entre *Pediastrum simplex* ($3,34.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$), *Cosmarium granatum* ($1,49.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) et *Aulacoseira granulata* ($1,94.10^3 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) (Figure 28).

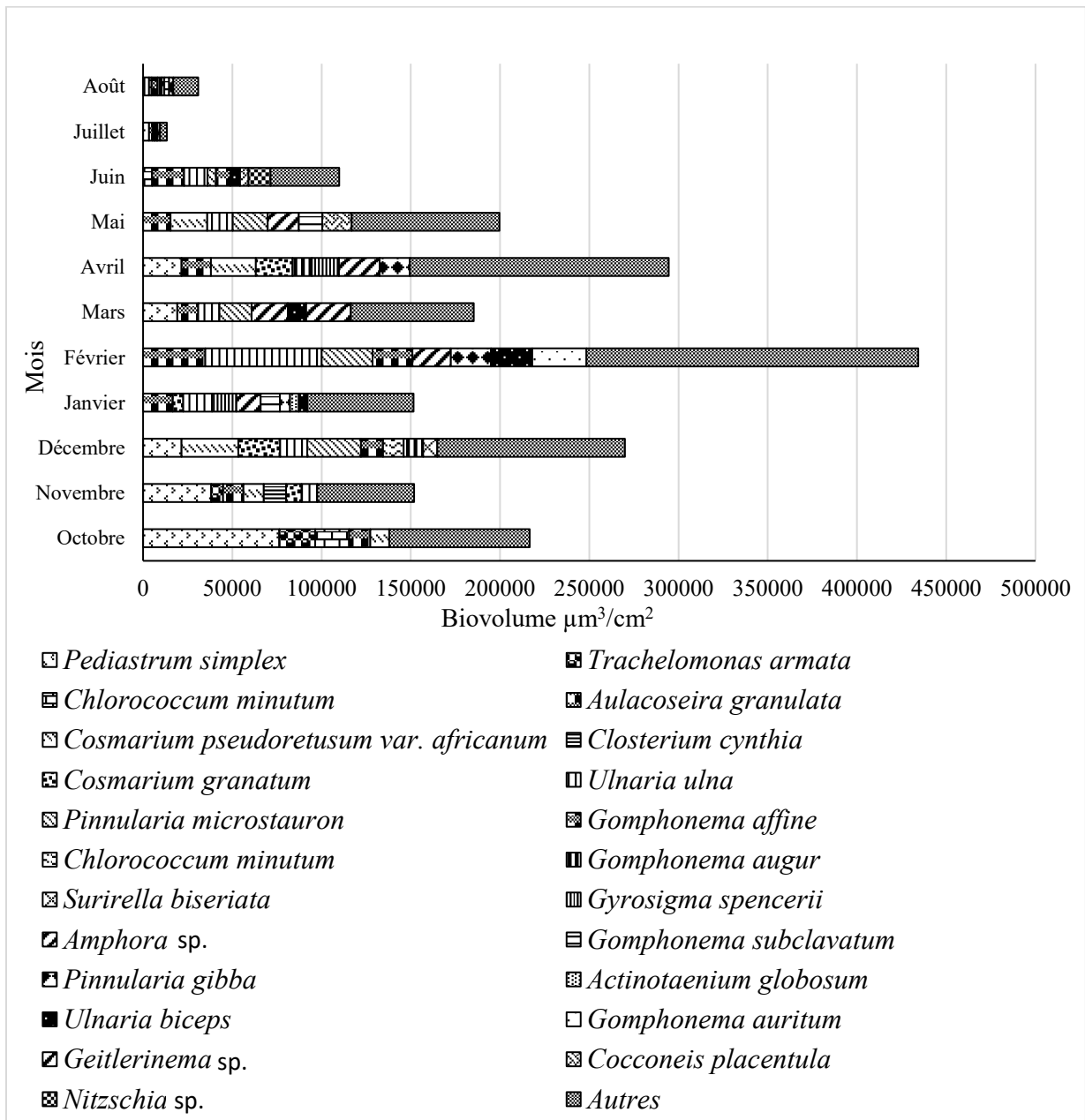


Figure 28: Variation temporelle des biovolumes des taxons dominants des microalgues périphytiques du fleuve Bandama

III.2.1.3.2 Relation entre les paramètres abiotiques et les communautés de microalgues planctoniques et périphytiques

L'analyse de Redondance (RDA) a permis de mettre en évidence l'influence des paramètres abiotiques (température, pH, conductivité, oxygène dissous, transparence, profondeur, nitrite, nitrate, azote total, phosphore total) sur le biovolume phytoplanctonique. Le plan principal de l'analyse exprimant 74,59 % de la variance totale (axe 1 : 48,78 % ; axe 2 : 25,80 %) a été retenu pour l'analyse. L'ordination selon l'axe 1 a présenté dans sa partie positive une forte corrélation de la transparence, la profondeur et oxygène dissous aux stations S1 et S2. Les taxons associés eaux plus profondes et transparente ont été *Pediastrum duplex*, *Aulacoseira granulata* et *Oscillatoria limosa*. Tandis que les taxons *Pediastrum simplex*, *Closterium ehrenbergii*, *Oscillatoria* sp. et *Staurastrum muticum*, ont plus été influencés par des eaux plus oxygénées. Les taxons *Ulnaria ulnabiseriata* et *Dolichospermum spiroides* observées à la station S6 ont été associés aux fortes concentrations de la conductivité et du phosphore total avec une corrélation négative à l'axe 1. Le nitrite est corrélé positivement à l'axe 2 et influence le biovolume de *Peridinium cinctum* aux stations S3 et S4. Quant à la température, elle est corrélée négativement à l'axe 2 et est associée aux biovolumes élevés des taxons *Oscillatoria princeps*, *Staurastrum leptocladum* et *Euglena polymorpha* à la station S5 (Figure 29).

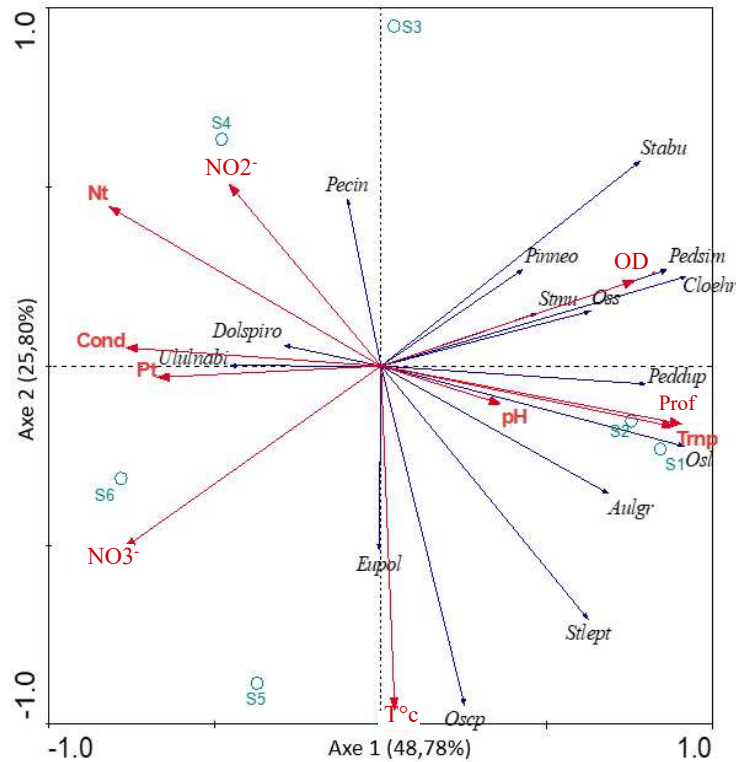


Figure 29: Ordination spatiale en RDA des microalgues planctoniques dominants et des paramètres environnementaux du fleuve.

T.C: Température ; *OD :* Oxygène Dissous ; *Cond :* Conductivité ; *Prof :* Profondeur ; *NO₂⁻ :* Nitrite ; *NO₃⁻ :* Nitrate ; *Nt :* Azote total ; *Pt :* phosphore total ; *pH :* potentiel d'hydrogène ; *Trnp :* Transparence *S1 à S6 :* Station d'échantillonnage ; *Peddup :* *Pediastrum duplex*, *Oss :* *Oscillatoria* sp, *Aulgr :* *Aulacoseira granulata*, *Ulnunabi :* *Ulnaria ulnabiseriata*, *Dolspiro :* *Dolichospermum spiroides*, *Pedsim :* *Pediastrum simplex*, *Cloehr :* *Closterium ehrenbergii*, *OSI :* *Oscillatoria limosa*, *Stmu :* *Staurastrum muticum*, *Stabu :* *Staurastrum bulbosum*, *Pinneo :* *Pinnularia neomajor*, *Eupol :* *Euglena polymorpha* et *Oscp :* *Oscillatoria princeps*, *Stlept :* *Staurastrum leptocladum*.

Afin d'explorer les relations entre la communauté de microalgues périphytiques et les variables environnementales mesurées, une analyse en Redondance (RDA) a été réalisée. Avec 77,01 % de la variance totale, les axes 1 (46,58 %) et 2 (30,43 %) ont été retenus pour l'analyse de redondance (RDA). Cette analyse permet d'explorer les liens entre les paramètres environnementaux et la distribution des espèces. L'ordination selon l'axe 1 a regroupé la quasi-totalité des taxons tels qu' *Amphora* sp. et *Gomphonema auritum*, *Gomphonema* sp, *Ulnaria ulna* et *Gyrosigma spencerii* dans sa partie négative. Cette partie de cet axe associée aux stations S1, S4 et S5 a été caractérisée par une forte corrélation négative avec le pH, la conductivité, le nitrate, et d'une corrélation positive avec la profondeur, le phosphore total et l'oxygène dissous. Les taxons *Pediastrum simplex* et *Gomphonema* sp. ont été positivement corrélés à l'oxygène dissous, la profondeur et aussi à une faible concentration en phosphore total selon l'axe 1. L'axe

2 a été caractérisé par une forte corrélation positive avec la transparence et d'une forte corrélation négative au nitrite. Les biovolumes élevés des espèces *Gomphonema affine*, *Pinnularia gibba* ont été négativement corrélés par une transparence et des teneurs positivement en nitrite faible suivant l'axe 2. Une forte corrélation négative a été établie entre les concentrations élevées du nitrite dans le milieu et des biovolumes élevés d'*Aulacoseira granulata*, de *Cosmarium granatum* et de *Ulnaria biceps*. Par ailleurs, le taxon *Cosmarium pseudoretusum* a été caractérisé par une forte corrélation positive avec le nitrite selon l'axe 2 (Figure 30).

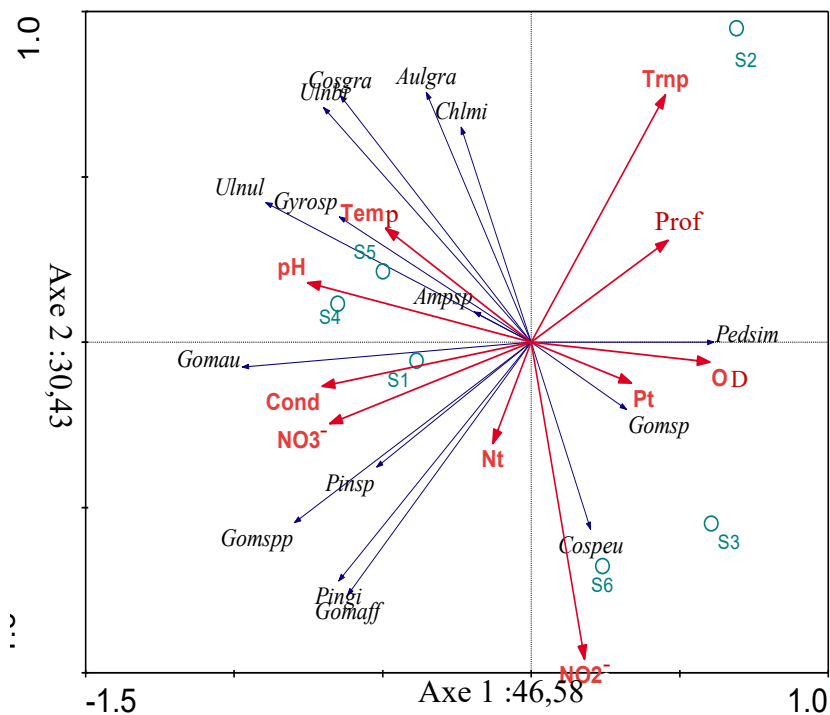


Figure 30: Ordination spatiale en RDA des microalgues périphytiques dominants et des paramètres environnementaux du fleuve.

Temp : Température ; *OD* : Oxygène Dissous ; *Cond* : Conductivité ; *Prof* : Profondeur ; *NO2⁻* : Nitrite ; *NO3⁻* : Nitrate ; *Nt* : Azote total ; *Pt* : phosphore total ; *pH* : Potentiel d'hydrogène ; *Trnp* : Transparence. *S1* à *S6* : stations d'échantillonnage. *Cosgra* : *Cosmarium granatum* ; *Ulnbi* *Ulnaria biceps* ; *Ulnul* : *Ulnaria ulna* ; *Gomaff* : *Gomphonema affine* ; *Gomsp* : *Gomphonema sp.* ; *Pingi* : *Pinnularia gibba* ; *pinsp* : *Pinnularia sp.* ; *Ampsp* : *Amphora sp.* ; *Aulgra* : *Aulacoseira granulata* ; *Gomau* : *Gomphonema auritum* ; *Cospeu* : *Cosmarium pseudoretusum* ; *Pedsim* : *Pediastrum simplex* ; *Gyosp* : *Gyrosigma spencerii*. *Chlmi* : *Chlorococcum minutum*

III.2.2 Discussion

L'étude de la composition taxonomique des communautés de microalgues planctoniques et périphytiques constitue une étape essentielle pour comprendre le fonctionnement écologique des milieux aquatiques. L'analyse des communautés de microalgues de la zone d'étude a permis

de déterminer une diversité et une richesse taxonomique importante tant au niveau des microalgues planctoniques que périphytiques. Il a été inventorié 221 taxons phytoplanctoniques et 145 taxons périphytiques, dont 72 taxons communs aux deux communautés. Le grand nombre de taxons communs résulterait du fait de l'arrachage des algues périphytiques par le courant du fleuve. Ce constat a été fait par Niamien-Ebrottié (2010) dans les rivières du sud-est de la Côte d'Ivoire.

Les résultats de l'analyse quantitative des microalgues planctoniques ont montré une nette dominance du biovolume par les embranchements de Chlorophyta 2,56 mm³/L (34 %), Charophyta 1,48 mm³/L (20 %) et Euglenophyta 1,39 mm³/L (19 %). Cette dominance au biovolume total s'expliquerait d'une part, par les biovolumes individuels relativement élevés de ces taxons et d'autre part, par leur forte diversité spécifique observée lors de cette étude.

En effet, les Chlorophyta et les Charophyta, sont reconnus pour leur plasticité écologique, leur conférant une capacité d'adaptation à des gradients environnementaux variés, y compris des milieux soumis à des fluctuations de lumière (Litchman & Klausmeier, 2008). Ce constat est en cohérence avec les études de Ouattara *et al.* (2024) qui soulignent la capacité des Chlorophyta à dominer une large gamme d'habitats d'eau douce dans les régions tropicales. Quant aux Euglenophyta, leur forte représentation semble être en lien avec leurs préférences écologiques pour les habitats enrichis en matière organique (Mackey *et al.*, 2015). Ce résultat suggère que le système du fleuve Bandama est probablement influencé par des sources externes de nutriments notamment l'azote et le phosphore. Ces résultats vont dans le même sens que celui de Sultana *et al.* (2024), soulignant la forte tolérance des Euglenophyta à la charge organique. Ces constats ont été également révélés dans les travaux de Smith & Schindler (2009) et Kostygov *et al.* (2021) confirmant l'importance des Euglenophyta comme indicateurs d'enrichissement nutritif du milieu. Ces résultats laissent penser que la composition des microalgues planctoniques du fleuve Bandama pourrait refléter un état méstophe à eutrophe. L'analyse quantitative des microalgues périphytiques a fait ressortir une dominance des Heterokontophyta (7,71.10⁶ μm³/cm²) représentant plus de 60 % du biovolume total. Cette prépondérance pourrait s'expliquer par leur capacité à coloniser rapidement les surfaces immergées, en développant des biofilms denses et compétitifs (Lubarsky *et al.*, 2010). Par ailleurs, la dominance des Heterokomphyta est souvent corrélée à une bonne disponibilité en nutriments, en particulier le silicium et l'azote, éléments essentiels à leur développement et à la formation de leurs frustules (Stenger-Kovacs *et al.* 2016). Ces observations rejoignent celles de

Niamien-Ebrottié *et al.* (2013) en milieu tropical, qui avaient déjà souligné la capacité des diatomées à s'imposer face aux autres groupes.

La richesse raréfiée des microalgues planctoniques a montré une forte variabilité spatio-temporelle révélant l'hétérogénéité écologique. Les valeurs élevées enregistrées sur le lac Kossou (S1) traduiraient des conditions plus stables et favorables à la coexistence d'espèces, alors que les stations fluviales, plus soumises aux fluctuations hydrologiques présentent des richesses plus faibles (Reynolds *et al.*, 2002). Sur le plan saisonnier, la période pluvieuse a été marquée par une diminution significative de la diversité, probablement liée à la transparence et aux forts débits, tandis que la saison sèche a favorisé une diversité plus importante qui s'expliquerait par une stabilité de la colonne d'eau et une compétition optimisée pour les ressources (Attoungbré *et al.*, 2020). Le degré d'organisation de la communauté de microalgues planctoniques déterminé à partir des indices de Shannon de Pielou a révélé une variabilité structurelle. Les valeurs élevées de l'indice de Shannon aux stations S1, S2, S4 et S6 ont reflété une diversité spécifique élevée à ces stations. Les stations S3 et S5 avec de faibles valeurs d'indice de Shannon traduiraient une diversité spécifique réduite. Toutefois, les valeurs de l'indice d'équitabilité toutes en dessous de 0,5 témoignent d'un déséquilibre dans l'occupation des niches écologiques, ou d'une dominance d'une ou deux espèces dans les stations prospectées. Les faibles valeurs de l'indice d'équitabilité aux stations S3 et S5, avec des prédominances du *Pediastrum simplex* (0,62 mm³/L) pour la station S3 et de *Euglena polymorpha* pour la station S5 (0,64 mm³/L), confirment cette remarque. Par ailleurs, la station S6, bien qu'ayant le plus faible biovolume, se distingue par des valeurs d'indices de Shannon et d'équitabilité élevées, ce qui suggère une meilleure organisation taxonomique. Cette organisation trouverait son origine d'une communauté cosmopolite de microalgues planctoniques issue de l'effet de brassage des eaux, à la confluence des deux bras. Au niveau mensuel, ce sont les mois de janvier et février correspondant à la saison sèche qui ont présenté les meilleures structures et degrés d'organisation taxonomique. Ce résultat serait la cause du temps d'ensoleillement plus prolongé, ainsi que les températures et la transparence élevées de l'eau pendant les saisons sèches constituent un facteur propice à la croissance des algues, comme le fait remarquer Reynolds *et al.* (2002). La richesse raréfiée des microalgues périphytiques a varié entre 1,97 à la station S6 (confluence) et 7,54 à la station S5 (Bandama rouge) sans différence significative entre les stations, indiquant une distribution relativement homogène des communautés. Sur le plan temporel, les valeurs les plus faibles ont été observées en novembre (saison sèche) et les plus élevées en août (saison de pluie), sans variation

significative entre les mois. Cette tendance suggère que les microalgues périphytiques présentent une certaine résilience aux variations saisonnières, tout en reflétant les apports en nutriments tel que mentionné par Rosemond *et al.* (2000). L'analyse du degré d'organisation des microalgues périphytiques à travers les indices de Shannon et d'équitabilité a révélé des valeurs plus élevées dans les stations S5 et S6 par rapport aux autres stations. Cette situation résulterait de la codominance des biovolumes des taxons à ces stations. Ce constat serait lié à la faible variabilité des paramètres physico-chimiques et la plasticité des espèces périphytiques dans le milieu, tel que mentionné par Jamil *et al.* (2014). Au niveau mensuel, le faible degré d'organisation observé aux mois d'octobre et de juillet serait dû à la prédominance du *Pediastrum simplex* à ces mois. Cependant, les indices d'équitabilités tous inférieurs à 0,5, interpelleraient sur un déséquilibre structural que l'on pourrait imputer à l'intensité des effets des activités humaines sur le milieu, agissant sur la sélection des espèces dans le milieu (Li *et al.*, 2022).

L'analyse du biovolume des microalgues planctoniques met en évidence une variabilité spatiale qui serait liée aux caractéristiques hydrologiques et morphologiques des stations d'échantillonnage. Le biovolume le plus élevé observé à la station S1 (2,21 mm³/L) s'expliquerait par sa localisation dans le lac de Kossou où la stabilité de la masse d'eau favorise une stratification et une disponibilité en nutriments. Dans ces conditions, la pénétration lumineuse est optimale et permet aux microalgues planctoniques d'accomplir efficacement leur cycle de reproduction. Ce phénomène a déjà été souligné par plusieurs études qui montrent que les milieux lenticques, en raison de leur temps de résidence élevé, offrent un environnement propice à la prolifération phytoplanctonique (Reynolds, 2006 ; Cotte *et al.*, 2023). A l'inverse, la station S6, localisée à la confluence, présente un biovolume significativement plus faible (0,37 mm³/L). Ce faible biovolume s'expliquerait par une turbidité élevée résultant du mélange intense des sédiments, particule en suspension et matière organiques. Cette observation est en adéquation avec les travaux de Gao *et al.* (2024) soulignant que la turbidité constitue un facteur limitant pour la croissance des microalgues planctoniques en réduisant la pénétration lumineuse. Par ailleurs, la dynamique hydrologique à la confluence, marquée par un courant rapide et des processus de mélange, crée un environnement instable peu favorable au développement des microalgues planctoniques selon Pesce *et al.* (2008). Ainsi nos résultats s'inscrivent dans une tendance générale rapportée dans les écosystèmes fluviaux tropicaux, où la variabilité hydrologique et la turbidité apparaissent comme des facteurs déterminants dans la structuration des communautés de microalgues planctoniques (Nguyen *et al.*, 2022 ; Cotte *et*

al., 2023). Au plan temporel, le biovolume des microalgues planctoniques a montré une forte variabilité temporelle, oscillant entre 0,56 mm³/L en février et 2,75 mm³/L en juillet. Les pics observés en juin, juillet et octobre, mois pluvieux traduisent l'influence combinée des apports nutritifs issus des ruissèlements des eaux de pluie et d'une intensité lumineuse favorable à la photosynthèse. Ces conditions ont été soulignées par Reynolds (2006) et Kamagaté *et al.* (2024).

Le biovolume des microalgues périphytiques a présenté une variabilité spatiale et temporelle marquée au sein du fleuve Bandama. Sur le plan spatial, la station S5 (Bandama blanc) a enregistré la valeur la plus élevée (1,27.10² µm³/cm²), tandis que la confluence (S6) a présenté le biovolume le plus faible (6,26.10¹ µm³/cm²). Cette hétérogénéité pourrait être attribuée aux différences locales en matière de conditions physico-chimiques, de disponibilité de nutriments et d'hydrodynamisme. En effet, la structure et la biomasse des microalgues périphytiques sont fortement influencées par l'intensité du courant et la disponibilité en substrats colonisable (Larned, 2010). Les zones à écoulements plus modérés, tel que S5, favorisent généralement une accumulation plus importante de biomasse algale, alors que les zones de confluence (S6), soumises à des perturbations hydrodynamiques plus fortes, limitent la croissance et le maintien des organismes périphytiques (Kragh *et al.*, 2020). Sur le plan temporel, le plus faible biovolume a été enregistré en juillet (1,34.10⁴ µm³/cm²) correspondant à la saison de pluie. Cette baisse pourrait s'expliquer par l'augmentation du débit, qui engendre un effet de lessivage et réduit la stabilité des communautés périphytiques (Oberholster *et al.*, 2022). A l'inverse, le maximum observé en février (4,54.10⁵ µm³/cm²) coïncide avec la saison sèche, période généralement marquée par une stabilité hydrologique et une meilleure pénétration lumineuse, conditions favorables à l'accumulation de biomasse algale selon Havens *et al.* (2021).

L'analyse de redondance (RDA) a montré que les biovolumes les plus élevés des microalgues planctoniques aux stations S1 et S2 (*Pediastrum duplex*, *Aulacoseira granulata* et *Oscillatoria limosa*) sont négativement liés aux concentrations élevées de sels nutritifs que sont l'azote total, nitrate et le phosphore total. Cette relation inverse suggère une forte assimilation de ces nutriments par les microalgues dans leurs processus physiologiques et écologiques, tels que la photosynthèse et la croissance cellulaire (Tian *et al.*, 2000 ; Lüring *et al.*, 2018). Une telle dynamique illustre le rôle des microalgues planctoniques dans la régulation naturelle des concentrations excessives en nutriments, contribuant ainsi au maintien de l'équilibre écosystémique. En effet, des niveaux trop élevés en azote et phosphore peuvent induire des phénomènes d'eutrophisation et une perte de biodiversité aquatique (Smayda, 1997 ; Paerl &

Otten, 2013). Par ailleurs, la corrélation positive établie entre les biovolumes élevés de la majorité des taxons dominants à la transparence et l'oxygène dissous traduirait des conditions environnementales optimales à la réalisation de leurs fonctions physiologiques et écologiques. Selon Reynolds (2006), la pénétration de la lumière est un facteur important pour la réalisation de la photosynthèse donc la production d'oxygène et une bonne croissance des microalgues planctoniques. Les stations S1 et S2 seraient donc les plus écologiquement stables et moins impactées par les activités humaines.

Au niveau des microalgues périphytiques, l'analyse de redondance (RDA) a montré diverses corrélations entre les paramètres physicochimiques et le biovolume des microalgues périphytiques. Les biovolumes les plus élevés sont positivement corrélés au pH, à la conductivité, à la température et à la concentration en nitrate. Par ailleurs, la corrélation négative de cette distribution avec la concentration du phosphore, qui selon Reynold (2006) régit la croissance des algues, met en évidence l'utilisation effective du phosphore dans la croissance des microalgues périphytiques entraînant leurs diminutions dans le milieu. Ces propos sont également rapportés par les travaux de Pearce *et al.* (2023). Ces résultats mettent en évidence l'équilibre entre la croissance des microalgues périphytiques et la disponibilité en phosphore dans le milieu dans son rôle de maintien de l'équilibre écologique.

Conclusion partielle

L'étude menée sur la composition et la structure taxonomique des microalgues planctonique et périphytiques dans le Bandama dans la région de la Marahoué a permis d'inventorier 221 taxons de phytoplancton et 145 taxons de microalgues périphytiques, dont 72 communs aux deux communautés. Les embranchements des Chlorophyta, Charophyta, et Euglenophyta ont dominé le biovolume total au niveau des microalgues planctoniques. En revanche au niveau de la communauté des microalgues périphytiques, ce sont les taxons appartenant à l'embranchement des Heterokontophyta qui ont été les plus dominants. Les communautés de microalgues planctoniques de la confluence (S6) paraissent les mieux organisées par rapport aux autres communautés des autres stations. Au niveau des microalgues periphytiques, les stations S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) ont été les mieux structurées que celles des autres stations. Les analyses de redondance ont révélé une interaction complexe entre les biomasses des microalgues planctoniques et périphytiques avec les variables environnementales.

III.3 Caractéristiques morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques et périphytiques et influences des paramètres environnementaux

III.3.1 Résultats

III.3.1.1 Structure morpho-fonctionnelle de la communauté de microalgues planctoniques et périphytiques

III.3.1.1.1 Variation spatiale des traits morpho-fonctionnelles de la communauté de microalgues planctoniques

L'analyse de la communauté de microalgues planctoniques a permis de mettre en évidence son organisation morpho-fonctionnelle, traduisant les stratégies adaptatives des taxons aux conditions environnementales. La forme de vie cellulaire a été la plus dominante du trait forme de vie à toutes les stations à plus de 40 % à toutes les stations, exceptée à la station S3 (30 %) dans laquelle les formes de vie coloniale ont dominé à plus de la moitié du biovolume total. La forme de vie coloniale a un biovolume co-dominant avec les autres formes de vie aux stations S1 (40 %) et S2 (40 %) ; à la station S3, elle a contribué à plus de la moitié du biovolume total. Ce biovolume a baissé considérablement et contribué à moins de 20 % aux biovolumes des stations S4, S5, S6. La forme de vie filament a été la moins contributrice aux biovolumes du trait forme de vie. La plus grande contribution de la forme de vie filament a été observée aux stations S1 (20 %) et S6 (30 %) (Figure 31-A). Au niveau du trait présence de flagelle, la proportion des espèces ne possédant pas de flagelle a dominé à plus de 50 % à toutes les stations, excepté la station S5 dans laquelle la co-dominance d'espèces flagellés et non flagellés a été notée (Figure 31-B). Pour le trait facteur de motilité, les stations S1, S2 et S3 avec plus de 70 % du biovolume, ont présenté des proportions de biovolume élevé d'espèces non motiles. Les stations S4, S5 et S6 ont été caractérisées par des espèces à motilité à plus de 60 % (Figure 31-C). Le biovolume de la communauté de microalgues planctoniques du milieu est dominé à plus de 95% par des microphytoplanctons à toutes les stations (Figure 31-D). Pour ce qui est du trait des formes géométriques, les proportions les plus dominantes sont les formes *Pediastrum* et l'ellipse plate sphérique. La forme *Pediastrum* domine les stations S1 et S2 à environ 40% et S3 à 60%, puis contribue faiblement aux biovolumes des stations S4, S5 et S6 (moins de 20%). Quant à l'ellipse plate sphérique, elle est dominante aux stations S4 et S5. Avec un cumul de plus de 60%, les biovolumes des formes *Pediastrum*, ellipse plat sphérique et cylindre ont été les plus dominants à la station S6 (Figure 31-E). Les espèces ayant des biovolumes individuels [100,1 ; 1000] μm^3 sont faiblement représentées à toutes les stations. En outre, ces espèces ont contribué à près de 40 % du biovolume de la station S4 et à 20 % à la station S6. Les espèces

ayant un biovolume individuel $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ dominant à plus de 50 % le biovolume à toutes les stations, exceptée à la station S5. Enfin, les espèces ayant un biovolume individuel $[10000 ; +\infty [\mu\text{m}^3$ sont présentes à toutes les stations et plus dominantes à la station S5 (60 %). Leurs plus faibles contributions au biovolume total sont notées aux stations S3 (10 %), S4 (12 %) et S6 (12 %) (Figure 31-F).

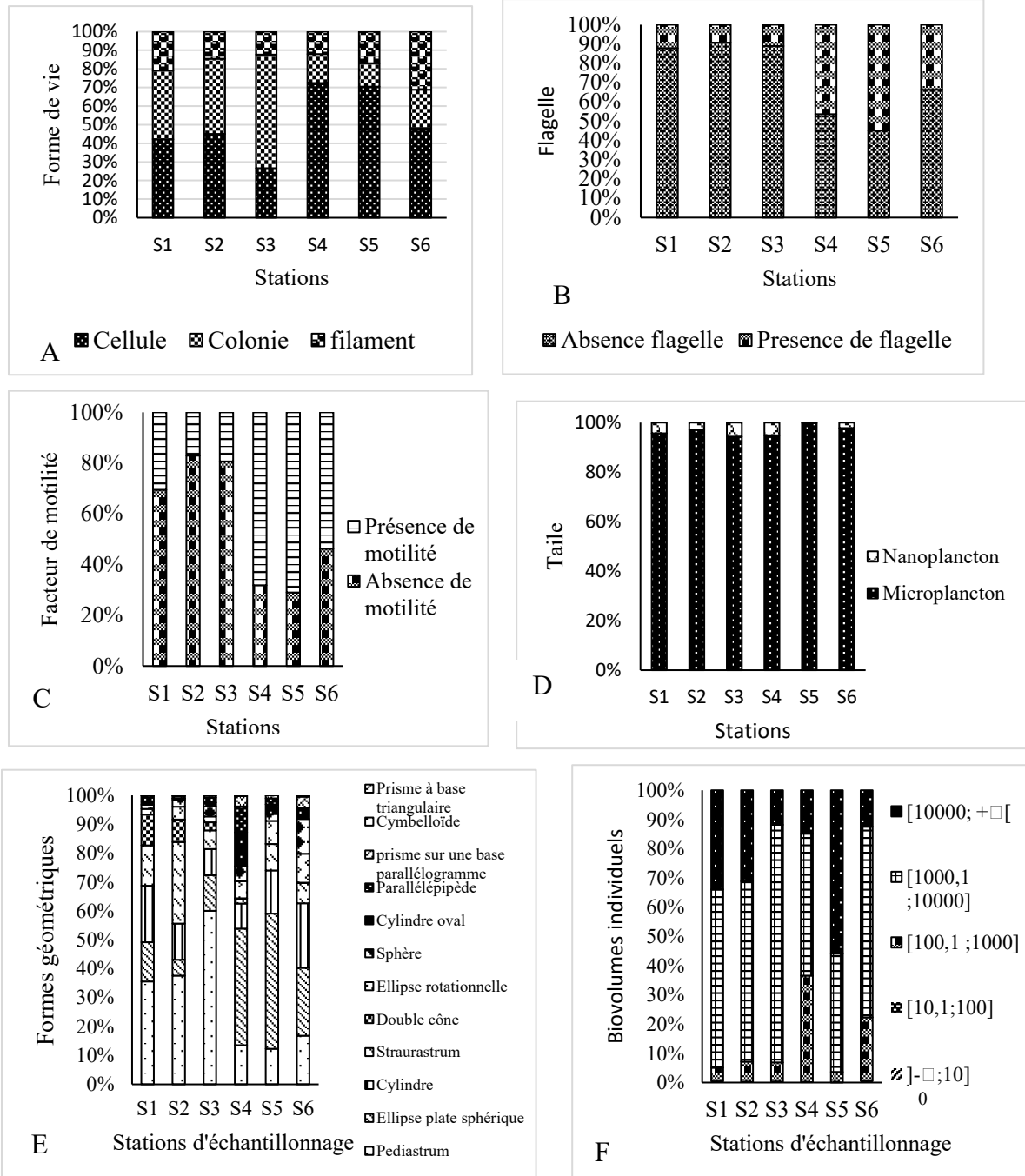


Figure 31: Variation spatiale des traits morpho-fonctionnels des communautés planctoniques dans le fleuve Bandama. A : la forme de vie ; B : flagelle ; C : facteur de motilité ; D : taille ; E : Formes géométriques ; F : biovolumes individuels ; S1 à S6 : S1 à S6 : stations d'échantillonnage.

III.3.1.1.2 Variation temporelle des traits morpho-fonctionnelles de la communauté de microalgues planctoniques

A l'échelle temporelle, dans le trait forme de vie, la forme de vie cellulaire a dominé durant les mois d'octobre, décembre, janvier, mai, juin et août à plus de 50%. En juillet, c'est la forme de vie colonie (80 %) qui a été plus dominante tandis qu'en mars, la forme de vie filamenteuse a été plus dominante (50 %) (Figure 32-A).

En ce qui concerne le trait absence ou présence de flagelle, à l'exception de mai et juin, tous les autres mois d'échantillonnage ont été caractérisés par des biovolumes d'espèces non flagellés à plus de 70 % (Figure 32-B).

Au niveau de la motilité, l'analyse montre une dominance à plus de 50 % des espèces non motiles à tous les mois à l'exception des mois de mars, mai et juin. Toutefois, février a été caractérisé par un biovolume équitable d'espèces non motile et motile (Figure 32-C).

En ce qui concerne la taille, les nanophytoplanctons ont été prédominants tout le long de l'année à plus de 80 % (Figure 32-D).

Concernant la forme géométrique, plusieurs mois ont des proportions presque égales de certaines formes. Le mois d'octobre se distingue par la codominance des espèces présentant la forme doubles cônes, ellipse plat sphérique, *Pediastrum* et *Straurastrum*. Novembre a été marqué par un biovolume majoritairement composé à plus de 80% d'espèces à forme géométrique, *Pediastrum* et cylindrique. Les mois de décembre, janvier et août ont été marqués par des biovolumes élevés de la forme *Straurastrum*. La forme ellipse plate sphérique a été dominante en mai et juin (Figure 32-E).

Les espèces biovolumes individuel $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ ont été dominantes dans presque tous les mois d'échantillonnages. Par ailleurs, le mois de mai a été caractérisé par les espèces à biovolumes $[100,1 ; 1000] \mu\text{m}^3$ et juin par des espèces à biovolumes $[10000 ; +\infty] \mu\text{m}^3$ (Figure 32-F).

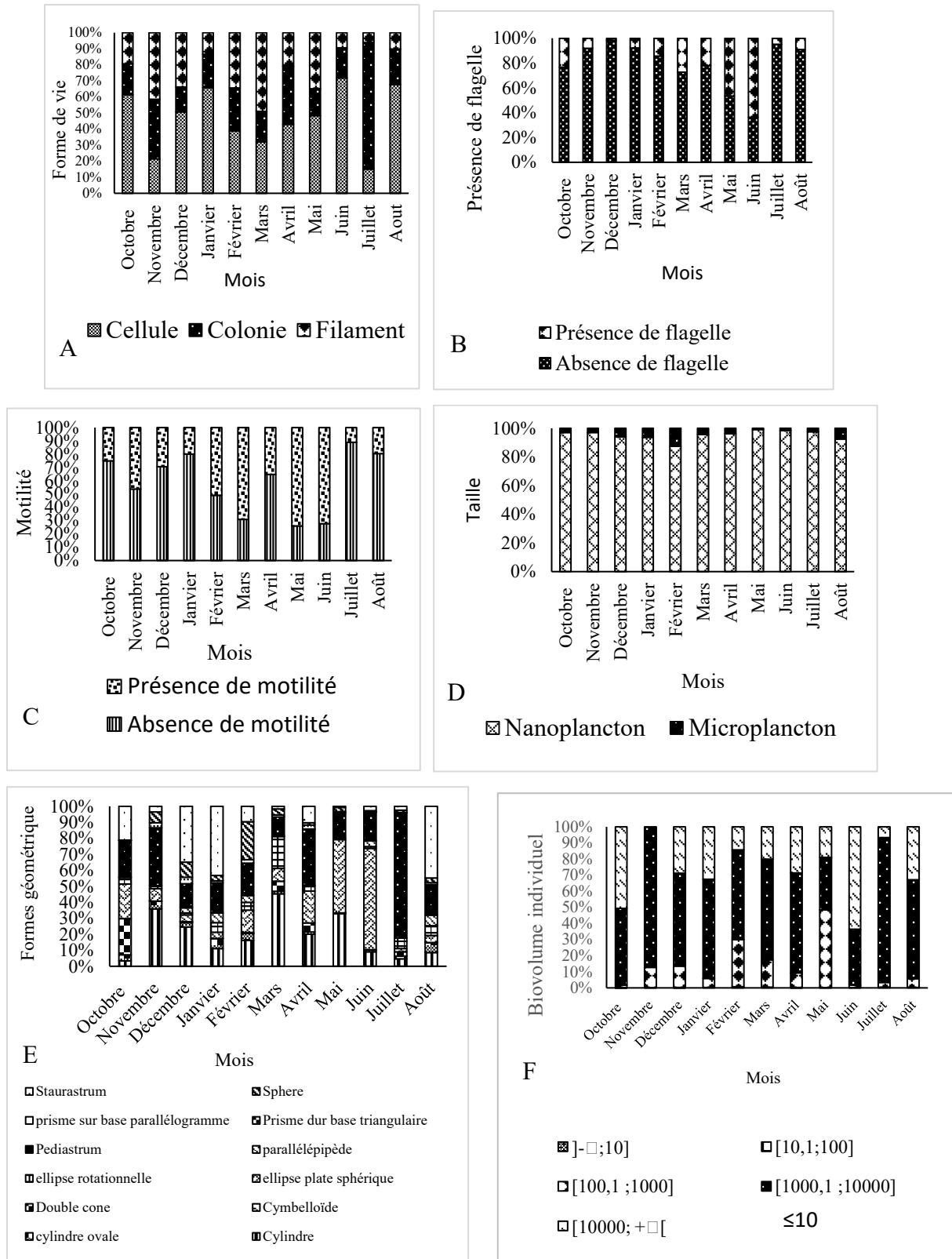


Figure 32: Variation temporelle des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues planctonique du fleuve Bandama. A : forme de vie ; B : Flagelle ; C : facteur de motilité ; D : Taille ; E : Formes géométriques F : Biovolume individuel

III.3.1.1.3 Variation spatiale des traits morpho-fonctionnelles de la communauté de microalgues périphytiques

L'analyse de l'organisation morpho-fonctionnelle des microalgues périphytiques du milieu a révélé une dominance du biovolume par la forme de vie cellulaire sur les formes filamenteuses et coloniales. Les espèces à forme de vie cellulaire sont contributrices à plus de 55 % du biovolume à toutes les stations (Figure 33-A).

Au niveau des flagelles, sur l'ensemble des stations, le biovolume a été dominé par des espèces n'en possédant pas à plus de 85 % (Figure 33-B).

Concernant le facteur de motilité, la station S1 a été caractérisée à 60 % de son biovolume par des espèces effectuant la motilité. La station S2 a été en revanche dominée à 70 % par les espèces non motiles. Les stations S3, S4, S5 et S6 ont été caractérisées par une codominance de biovolume d'espèces motiles et non motiles (Figure 33-C).

La communauté des microalgues périphytiques est largement dominée par des micropériphytons à plus de 90 % à toutes les stations (Figure 33-D).

Au niveau des formes géométriques, une dominance générale du biovolume de la forme cylindre ovale a été déterminée. Cependant, cette dominance a été plus marquée aux stations S1 (40 %), S4 (35 %), S5 (35 %) et S6 (30 %). La station S2 a été dominée à 30% par la forme *Pedistrum*. La station S3 a été caractérisée par un équilibre presque parfait de plusieurs formes géométriques, à savoir les formes cylindre, cylindre ovale, ellipse plate sphérique, *Pediastrum*, parallélépipède. La forme géométrique *Staurastrum* a été la moins représentée dans cette communauté (Figure 33-E).

En ce qui concerne le biovolume individuel, la station S1 a été dominée à 55% d'espèces de biovolume individuel $[10000; +\infty] \mu\text{m}^3$, les espèces de la classe $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ ont été caractérisées par 25 % du biovolume total à cette station. Au niveau de la station S2, les espèces de la classe $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ ont dominé le biovolume à plus de 60%. Les stations S1 et S2 ont été caractérisées par des codominances d'espèces de biovolume individuel de classe $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$. Les stations S3, S4 et S5 ont été dominées par des espèces ayant des biovolumes $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ et $[10000; +\infty]$. La station S6 a été caractérisée par des proportions quasi égales des espèces à biovolumes $[100,1 ; 1000] \mu\text{m}^3$, $[1000,1 ; 10000] \mu\text{m}^3$ et $[10000; +\infty] \mu\text{m}^3$ (Figure 33-F).

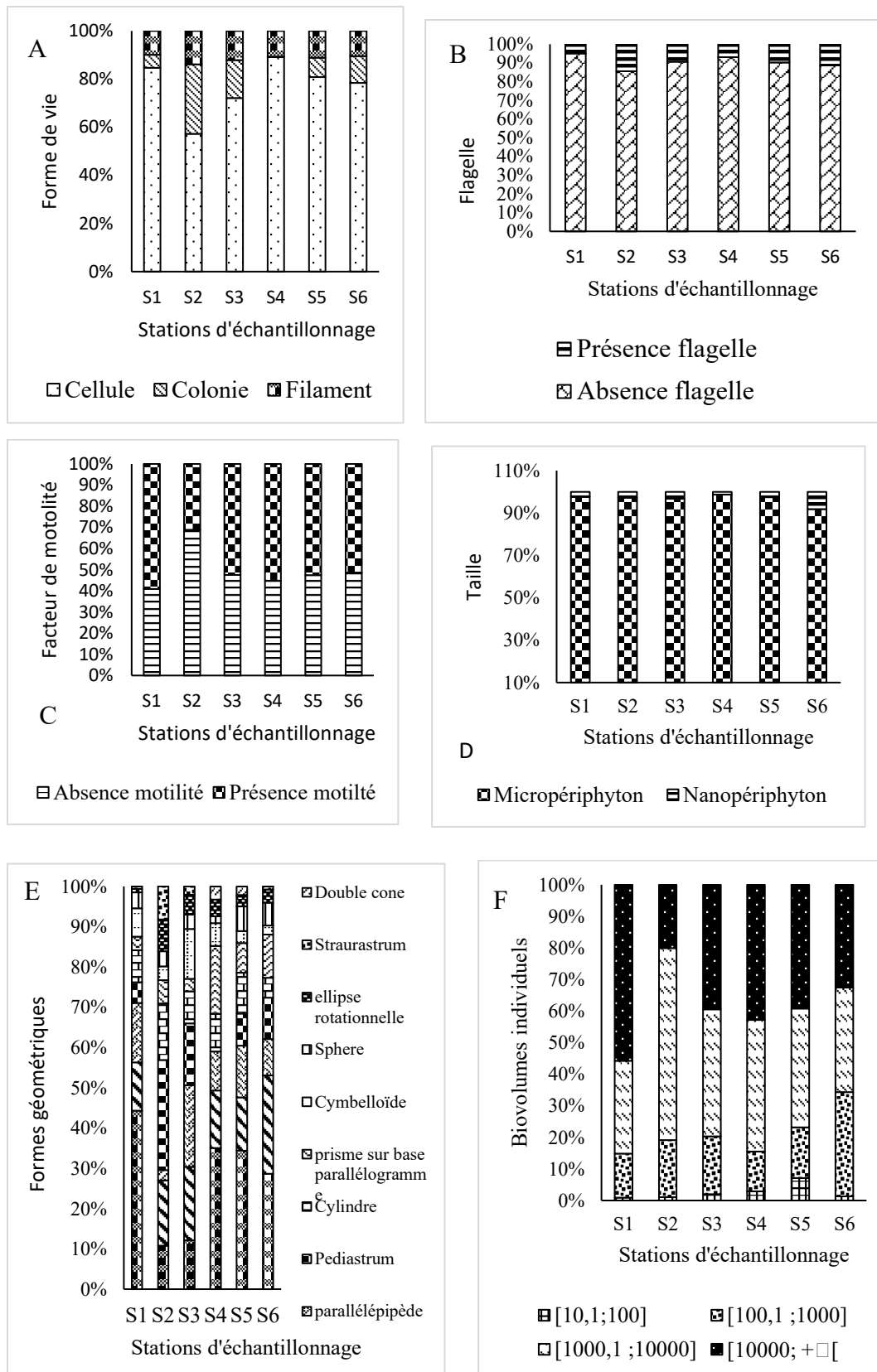


Figure 33: Variation spatiale des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues périphytiques. A : forme de vie ; B : flagelles ; C : facteur de motilité ; D : taille ; E : La forme géométrique ; F : biovolume individuel

III.3.1.1.4 Variation temporelle des traits morpho-fonctionnelles de la communauté de microalgues périphytiques

Au niveau temporel, l'analyse a révélé une prédominance mensuelle des formes de vie cellulaires qui ont prédominé chaque mois, avec une présence supérieure à 50 % (Figure 34-A). Les espèces dépourvues de flagelles ont prédominé à plus de 70 % dans le biovolume total durant la période d'échantillonnage (Figure 34-B).

Pour le facteur de motilité, excepté les mois d'octobre, novembre, mars et juillet qui ont été majoritairement dominés par des espèces non motiles (supérieur à 50 %), les autres mois ont présenté une codominance d'espèces motiles et non motiles. Par ailleurs, les mois de mai et août ont été dominés à plus de 70 % par les espèces motiles (Figure 34-C).

En ce qui concerne la taille des taxons, les microphytoplanctons ont dominé tout au long de la période d'échantillonnage (Figure 34-D).

Pour les formes géométriques, une variabilité mensuelle a été observée. Néanmoins, la forme cylindrique ovale s'est avérée prédominante durant plusieurs mois, notamment en décembre, janvier, février, mai, juin et août. La forme *Pediastrum* a été prédominante en octobre, novembre et juillet (Figure 34-E). L'ensemble de la période d'échantillonnage a été caractérisée par la domination d'espèces caractérisées par un biovolume individuel compris dans la classe [1000,1 ; 10000] (Figure 34-F).

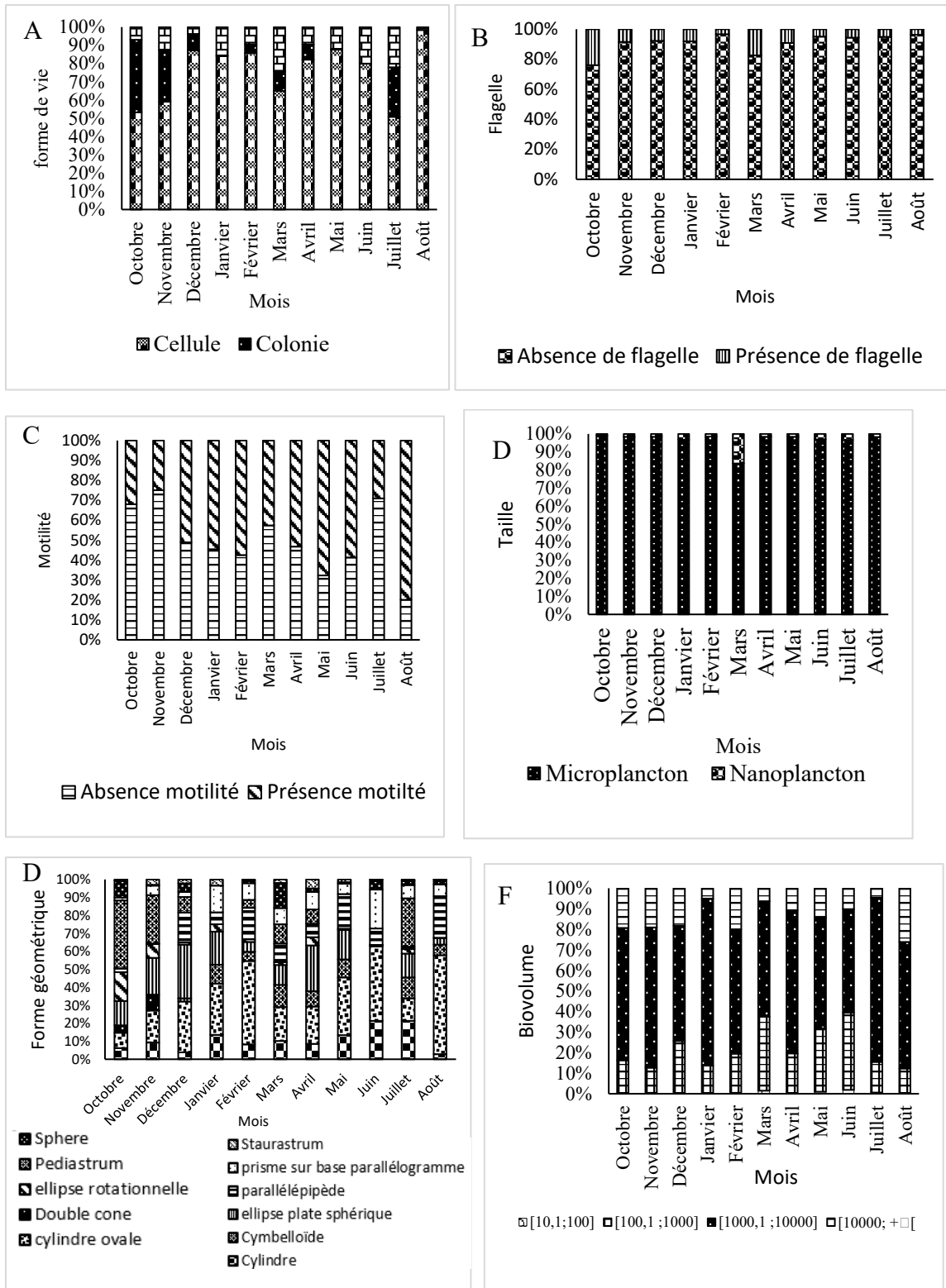


Figure 34: Variation temporelle des traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues périphytiques. A : forme de vie ; B : flagelle ; C : facteur de motilité ; D : taille ; E : forme géométrique ; F : biovolume individuel.

III.3.1.1.5 Organisation morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques et périphytiques des différentes stations

La classification des stations en fonction des traits morpho-fonctionnels a permis de distinguer deux groupes de stations. Le premier groupe, formé des stations S1 (lac Kossou), S2 et S3 (Bandama blanc), se distingue du second constitué des stations S4, S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) par des biovolumes élevés de microplanctons non flagellés, non motiles, de la forme de vie cellulaire et des biovolumes individuels [1000,1 ; 10000] (Figure 35).

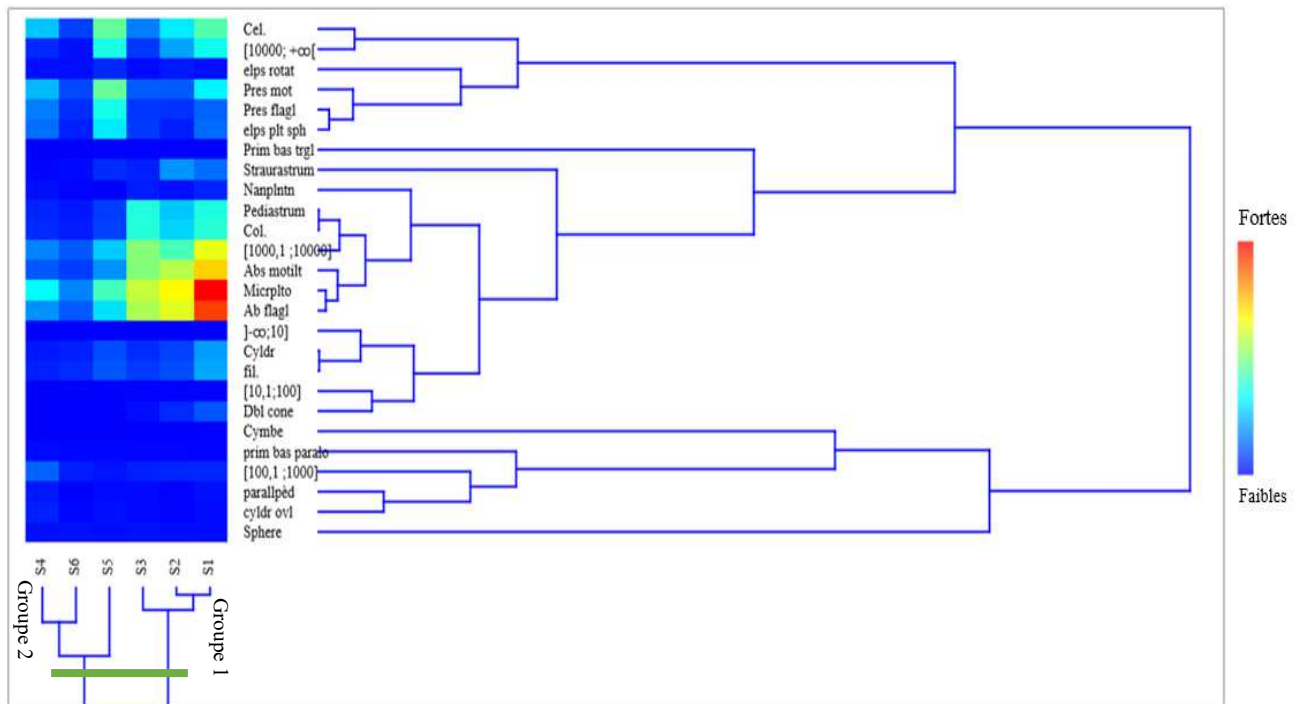


Figure 35: Dendrogramme obtenu par classification hiérarchique des biovolumes des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques du fleuve Bandama.

(Cel.) :cellule ; (Col.) : colonie ; (Fil.) : filament ; (Cyld) : Cylindre ; (cyldr ovl) : cylindre ovale ; (Cymbe) : Cymbelloïde ; (Dbl cone) : Double cone ; (elps plt sph) : ellipse plate sphérique ; (elps rotat) : ellipse rotationnelle ; (parlpipéd) : parallélépipède ; (Prim bas trgl) : Prisme dur base triangulaire; prim bas paralo : prisme sur base parallélogramme ; Sphere (Sphère) ; (Abs flagl) : absence de flagelle ; (Pres flagl) : présence de flagelle ; (Abs motilt) : absence de motilité ; (Pres mot) : Présence de motilité (Micrplto) : microplancton ; (Nanoplntn) : nanoplancton ; classes de biovolume individuel :]- ∞;10] , [10,1;100] , [100,1 ; 1000] , [1000,1 ; 10000] , [10000; +∞ [.

L'analyse de classification hiérarchique a mis en évidence une similarité des traits morpho-fonctionnels au sein de la communauté périphytique (Figure 36). Trois groupes se sont distingués de cette classification, discriminés principalement par la motilité, l'absence de flagelles, la forme de vie cellulaire, la taille et la forme cylindre ovale. Le premier groupe, regroupant les stations S4, S5 et S1, se sont distingués par des biovolumes élevés de

microplancton à forme de vie cellulaire et non flagellés. Le second groupe formé des stations S3 et S6 a été caractérisé par de faibles biovolumes relativement moyens de microplancton à forme de vie cellulaire et non flagellés. Le troisième représenté uniquement par la station S2, a été présente des biovolumes intermédiaires de microalgues non flagellés, associés à de faibles biovolumes de la forme cylindre ovale.

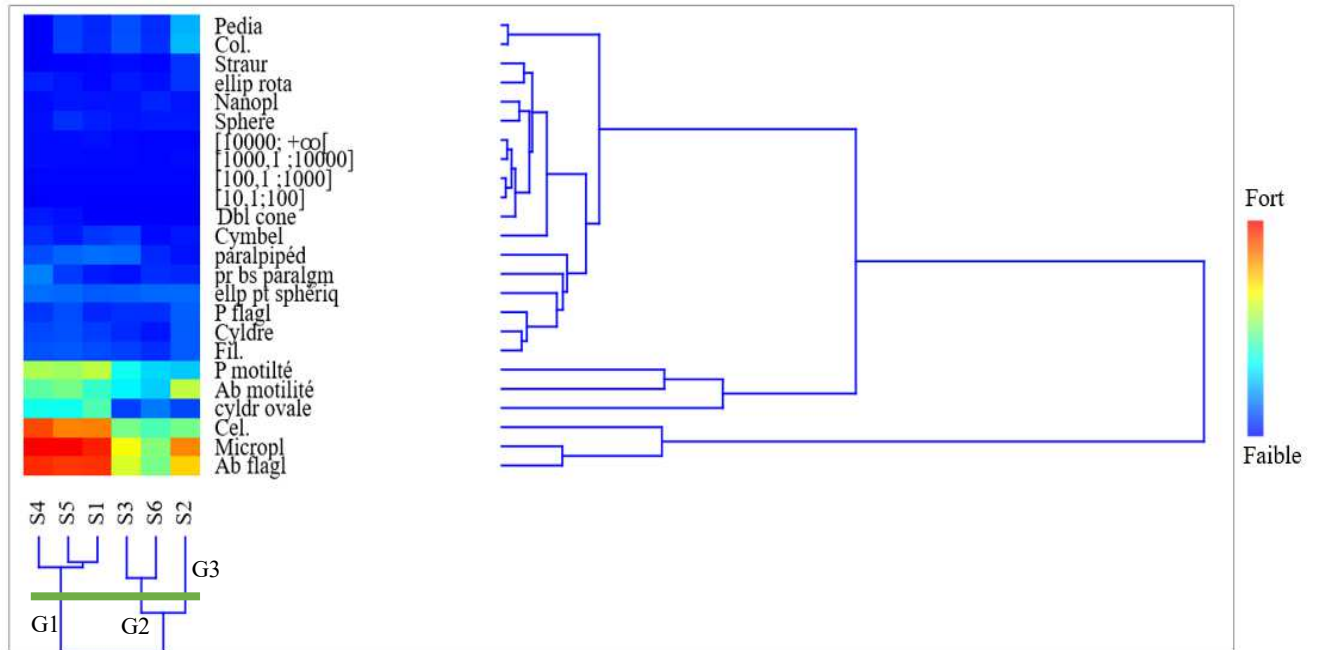


Figure 36: Dendrogramme obtenu par classification hiérarchique des biovolumes des traits morpho-fonctionnels des microalgues périphytiques.

(Cel.) : cellule ; (Col.) : colonie ; (Fil.) : filament ; (Cylindre) : Cylindre ; (cylindr ovale) : cylindre ovale ; (Cymbel) : Cymbelloïde ; (Dbl cone) : Double cone ; (ellip pt sphériq) : ellipse plate sphérique ; (ellip rota) : ellipse rotationnelle ; (paralpipéd) : parallélépipède ; pr bs paralgm : prisme sur base parallélogramme ; Sphere (Sphère) ; (Ab flagl) : absence de flagelle ; (P flagl) : présence de flagelle ; (Ab motilité) : absence de motilité ; (Pr motilité) : Présence de motilité (Micrpl) : microplancton ; (Nanopl) : nanoplancton ; classes de biovolume individuel : $]-\infty;10]$, $[10,1;100]$, $[100,1 ;1000]$, $[1000,1 ;10000]$, $[10000; +\infty [$; G (groupe).

III.3.1.1.6 Variation spatiale et temporelle de la richesse fonctionnelle et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues planctoniques et périphytiques

L'analyse spatiale et temporelle des indicateurs de diversité fonctionnelle des microalgues planctoniques a révélée des contrastes importants. A l'échelle spatiale, la richesse fonctionnelle a présenté une variabilité marquée avec des valeurs allant de 0,34 à la station S5 à 0,93 à la station S1. Une différence significative (Kruskal-wallis $p < 0,05$) confirme cette hétérogénéité de la diversité fonctionnelle (Figure 37-A). Les stations S1, S2 et S3 ont présenté une diversité fonctionnelle plus significativement plus marquée que les autres stations (test post hoc Turkey,

$p < 0,05$). L'indice d'équitabilité fonctionnelle a évolué de 0,44 à la station S3 à 0,64 à la station S6. Globalement, l'équitabilité fonctionnelle n'a pas significativement varié entre les stations (Kruskal-wallis $p > 0,05$) (Figure 37-B).

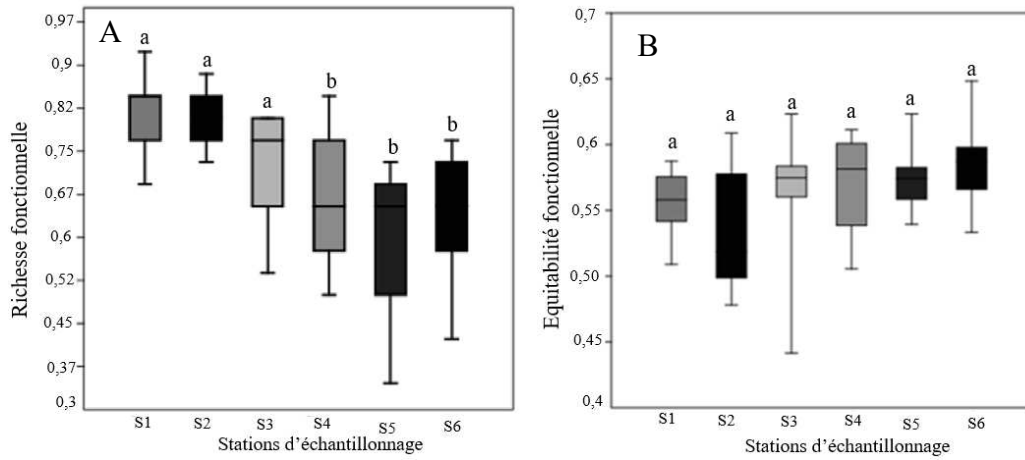


Figure 37: Variation spatiale de la richesse fonctionnelle et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues planctoniques. S1 à S6 : stations d'échantillonnage
Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

A l'échelle temporelle, la plus petite valeur de la richesse fonctionnelle (0,34) a été déterminée en juin tandis que la plus élevée (0,92) en juillet. S'agissant de l'équitabilité fonctionnelle, cet indice a varié de 0,4 (juillet) à 0,64 (novembre). Aucune différence significative de la richesse et de l'équitabilité fonctionnelle n'a été constatée au niveau temporel (Kruskal-wallis $p > 0,05$). (Figure 38).

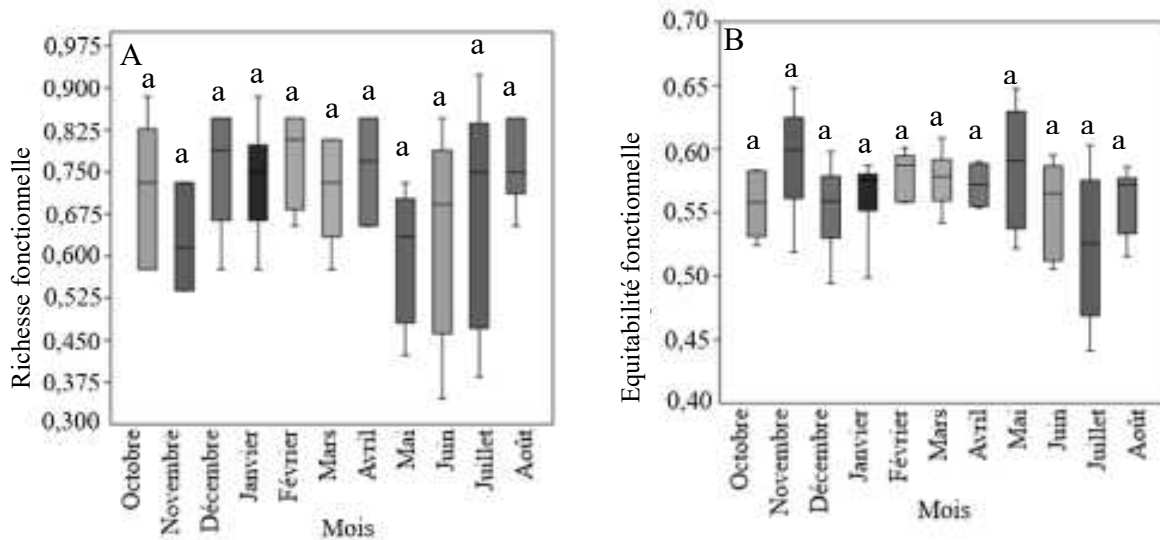


Figure 38: Variation temporelle de la richesse fonctionnelle (A) et de l'équitabilité fonctionnelle (B) de la communauté de microalgue planctonique. Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

La richesse fonctionnelle des microalgues périphytiques a oscillé de entre 0,41 et 0,95, ces deux valeurs extrêmes ayant toutes deux été enregistrées à la station S3 (Figure 39-A). En ce qui concerne l'équitabilité fonctionnelle, la valeur la plus élevée (0,65) a été obtenu à la station S1 et la plus faible (0,50) à la station S2. Aucune variation significative de la richesse ni de l'équitabilité fonctionnelle n'a été mise évidence entre les stations (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) (Figure 39-B).

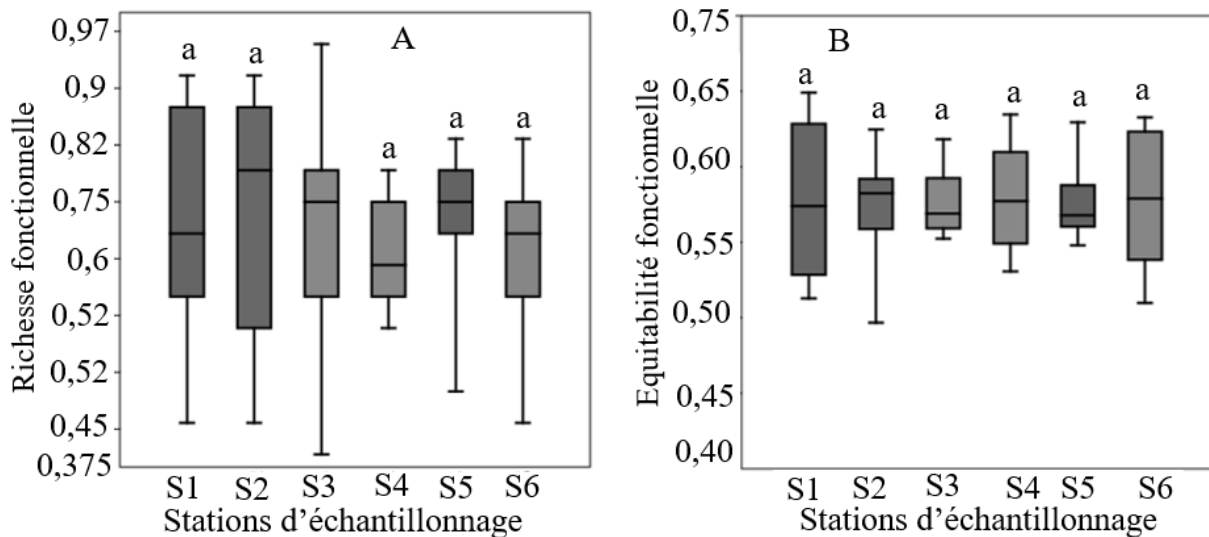


Figure 39: Variation spatiale de la richesse fonctionnelle et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues périphytiques. S1 à S6 stations d'échantillonnage

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

Au niveau temporel, la richesse fonctionnelle a évolué de 0,40 en novembre à 0,974 en juillet, sans aucune différence significative entre les mois (ANOVA $p > 0,05$) (Figure 40-A).

En revanche, l'équitabilité fonctionnelle a évolué de 0,49 en octobre à 0,65 en mars. Cet indice a montré une variation significativement à l'échelle temporelle (ANOVA $p < 0,05$). Les indices des mois octobre, novembre, décembre, août, février, juillet ont été significativement plus faibles que les autres mois (post hoc tukey, $p < 0,05$) (Figure 40-B).

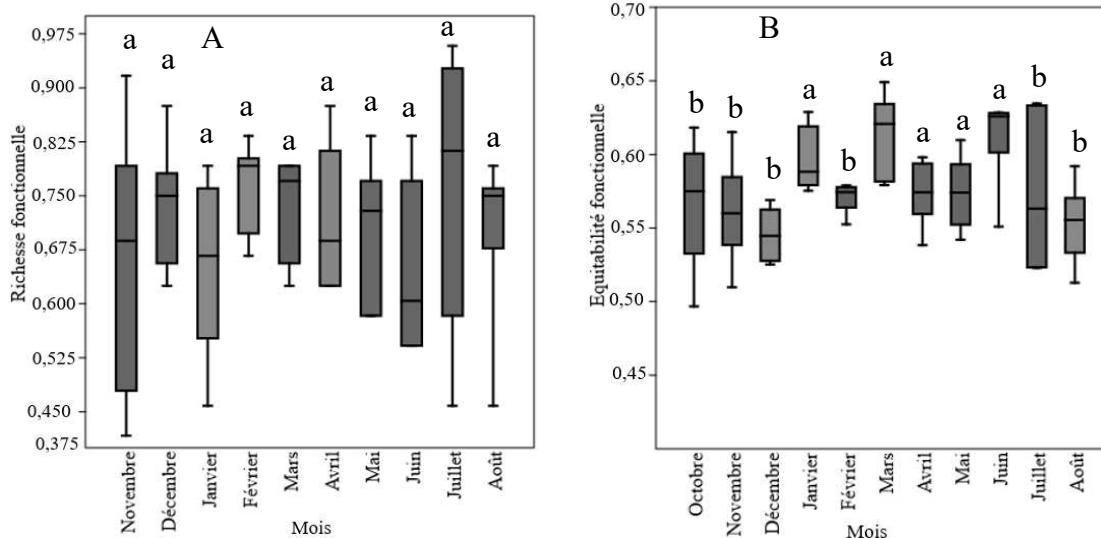


Figure 40: Variation temporelle de la richesse fonctionnelle (A) et de l'équitabilité fonctionnelle des microalgues périphytiques (B)

Les box plots qui ont la lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement

III.3.1.1.7 Relation entre les variables environnementales avec les traits morpho-fonctionnels de la communauté de microalgues planctoniques et périphytiques

La mise en relation traits, facteurs abiotiques et espèces, a été réalisée grâce à une analyse RLQ (Figure 41) et fourth-corner (Figure 42). Le plan principal de l'analyse RLQ est fortement explicatif avec 85,51 % de l'inertie totale expliquée par le premier axe et 10,72 % par le deuxième axe, soit 96,23 % de l'inertie totale (Figure 41-A). L'ordination selon l'axe 1 permet de séparer les stations plus profondes, à transparence et oxygène dissous élevés dans la partie négative (S1, S2), d'avec les stations à température et statut nutritif élevé (azote, nitrate, nitrite, phosphore) et une conductivité plus accrue (S4 et S6). En revanche, le deuxième axe permet de distinguer les stations à pH et à température élevée dans sa partie négative et les stations caractérisées par un taux de nitrite élevé dans sa partie positive (Figure 41-B, C).

Dans les stations profondes et oxygénées (S1, S2), on observe une plus forte représentation des espèces non mobiles (Figure 41-B, D). Les espèces associées à ces caractéristiques morphologiques sont, entre autres, *Desmodesmus maximus* et *Aulacoseira granulata* (Figure 41-E). A l'inverse, les stations nutritivement enrichies (S4 et S6) regroupent davantage de traits liés à une motilité active (flagellés, espèces mobiles) et à des formes morphologiques diversifiées telles que forme géométrique, ellipse rotationnelle, ellipse plat sphérique et prisme sur base sphérique (Figure 41-D). Les espèces qui y sont associées sont entre autres *Trachelomonas volvocina*, *Euastrum denticulatum*, *Synechocystis* sp., *Pachycladella umbrina*,

Eudorina elegans, *Oscillatoria lutea*, *Cosmarium moniliforme*, *Dolichospermum spiroides*, *Pandorina morum* et *Merismopedia punctata* (Figure 41-E).

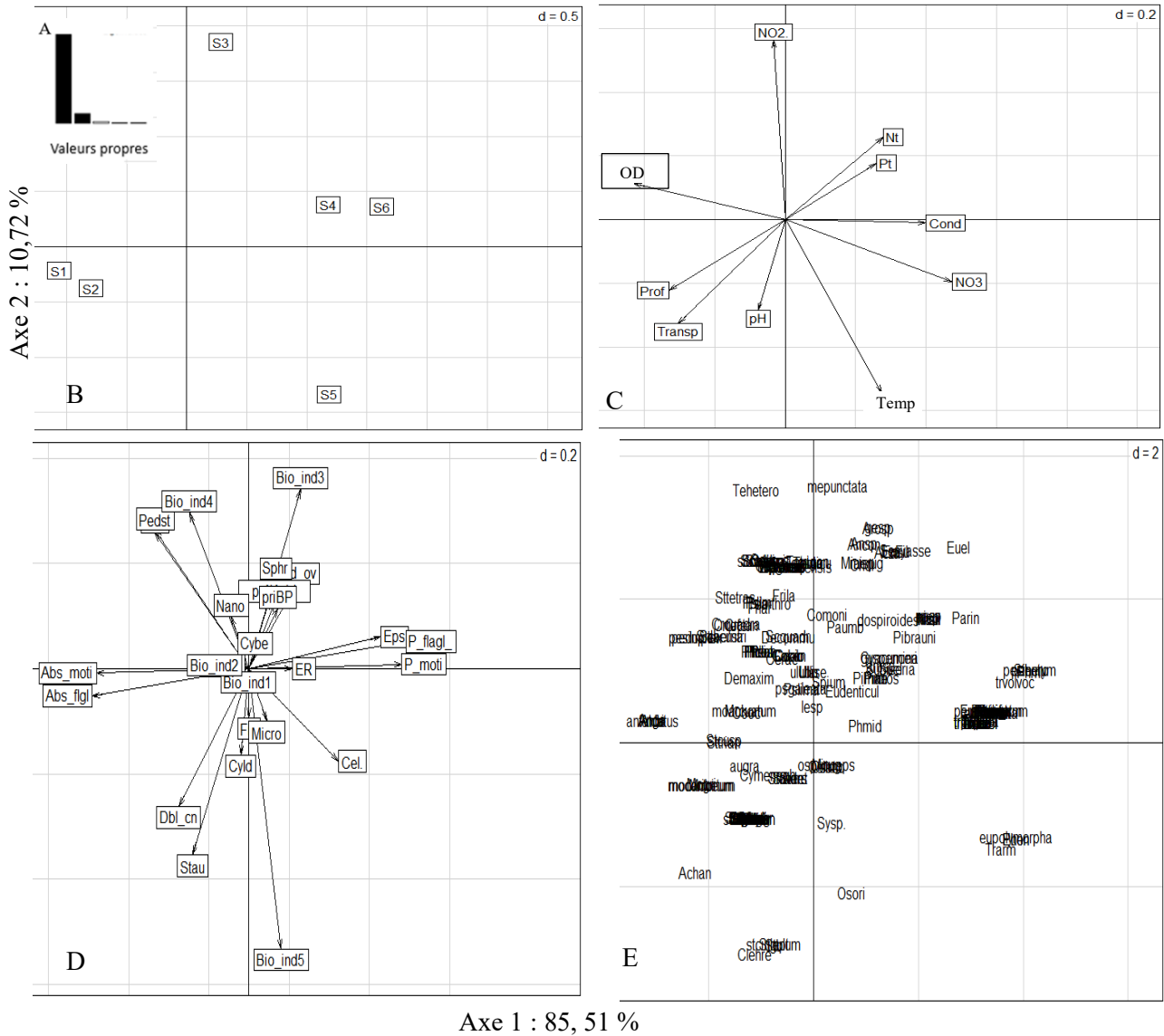


Figure 41: RLQ mettant en relation traits morpho-fonctionnels, facteurs abiotiques et espèces.

(Temp) : la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO²⁻) : nitrites ; (NO³⁻) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l'azote total ; (transp) : transparence ; (Prof) : profondeur ; (A) : valeurs propres des axes ; (B) : Projection des stations ; (C) : Projection des paramètres abiotiques ; (D) : Projection des traits morpho-fonctionnelles ; (E) : Projection des taxons ; (Cel.) : cellule ; (Col.) : colonie ; (Fil.) : (Cyld) : Cylindre ; (cyldov) : cylindre ovale ; (Cymb) : Cymbelloïde ; (Dbl_cn) : Double cone ; (Eps) : ellipse plate sphérique ; (ER) : ellipse rotationnelle ; (parlpipéd) : parallélépipède ; (Pedst) : Pediastrum ; (priBP) : prisme sur base parallélogramme ; Sphr (sphère) ; (Stau) : Straurastrum ; (Abs_flg) : absence de flagelle ; (P_flg) : présence de flagelle ; (Abs_moti) : absence de motilité ; (P_moti) : (Micro) : microplancton ; (Nano) : nanoplancton ; Bio_1]-∞ ; 10] ; (Bio_2) : [10,1;100] ; (Bio_3) : [100,1 ;1000] ; (Bio_4) : [1000,1 ;10000] ; (Bio_5) : [10000 ; +∞ [.

L'analyse fourt-conner a mis en évidence 18 corrélations significatives entre les facteurs environnementaux et les traits morpho-fonctionnels (Figure 42). Ces corrélations significatives ont concerné les formes géométriques, le facteur de motilité, la possession de flagelle et le biovolume cellulaire. Le taux de nitrate a paru positivement corrélé à la forme géométrique ellipse plat sphérique, présence de flagelle et à la possibilité d'effectuer la motilité. Cependant, le nitrite a été négativement corrélé à la forme de vie pediastrum, absence de flagelle et absence de motilité. Les corrélations positives de la conductivité ont été établies avec la forme géométrique ellipse plat sphérique, présence de flagelle et motilité. Les corrélations négatives ont concerné les non flagellés et les non motiles. Les corrélations positives entre l'oxygène dissous et les traits ont concerné l'absence de flagelle et de motilité. En revanche, des corrélations négatives ont été établies avec la forme géométrique ellipse plat sphérique, présence de flagelle et présence de motilité. Des cinq classes de biovolume individuel définies, seule la classe de $[10000 ; +\infty[\mu\text{m}^3$ (Bio_5) a été corrélée à la température. En outre, une corrélation positive entre la transparence et la forme géométrique Staurastrum a été mise en évidence durant cette étude.



Figure 42: Résultats des corrélations trait-environnement par la méthode de Fourt-conner.

(Temp) : la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO2-) : nitrites ; (NO3-) : nitrates ; (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l'azote total ; (trmp) : transparence ; (Prof) : profondeur ; (Cel.) : cellule ; (Col.) : colonie ; (Fil.) : (Cyl) : Cylindre ; (cylnoval) : cylindre ovale ; (Cymb) : Cymbelloïde ; (Dblcon) : Double cone ; (Epllipshérq) : ellipse plate sphérique ; (elliprotationel) : ellipse rotationnelle ; (parallél) : parallélépipède ; (Pedias) : Pediastrum ; (prismsbeparallélo) : prisme sur base parallélogramme ; Sphere (sphère) ; (Staurast) : Straurastrum ; (Absflagelle) : absence de flagelle ; (Pflagelle) : présence de flagelle ; (Absmotilité) : absence de motilité ; (Pmotilité) : (Micro) : microplancton ; (Nano) : nanoplancton ; (Bio_1) : biovolume individuel $]-\infty ; 10]$; (Bio_2) : biovolume individuel $[10,1;100]$; (Bio_3) : biovolume individuel $[100,1 ;1000]$; (Bio_4) : biovolume individuel $[1000,1 ;10000]$; (Bio_5) : biovolume individuel $[10000 ; +\infty [$.

Les relations entre les traits fonctionnels, les facteurs abiotiques et les espèces ont été analysées à travers l'approche RLQ (Figure 43), complétée par le test fourth-corner (Figure 44) permettant de mettre en évidence les relations significatives entre l'environnement et les stratégies fonctionnelles des communautés. Le plan principal avec une inertie totale de 85 % des valeurs explicatives (axe 1 : 70 % ; axe 2 : 15 %) a été retenu pour l'explication de cette analyse (Figure 43-A). L'ordination selon l'axe 1 a permis de distinguer, dans sa partie négative, le regroupement des stations S1, S2 et S3 caractérisées par une corrélation positive avec la profondeur, la transparence et l'oxygène dissous, ainsi qu'à une forte corrélation négative avec des paramètres caractéristiques de charges nutritives élevées tels que la conductivité, le nitrite, le nitrate et l'azote. La partie positive de l'axe 1 regroupant les stations S4, S5 et S6 semble donc se caractériser par un environnement plus enrichi en éléments nutritifs. Les stations S1 et S2 ont été caractérisées par des espèces non motiles à forme de vie *Pediastrum* et *Staurastrum*, à forme géométrique sphérique et cylindrique. Les espèces qui y sont associées sont entre autres les *Pediastrum simplex*, *Placoneis* sp., *Oocystis parva* et *Spondylosium planum* (Figure 43-E, F). Situé dans la partie positive suivant l'ordination de l'axe 1, un second groupe constitué des stations S4 et S6 a été caractérisé par une concentration élevée de nitrate et d'une conductivité élevée. Les traits morpho-fonctionnels caractéristiques de ces stations sont la présence de motilité, la forme de vie cellulaire, la forme géométrique double cône. Les espèces caractéristiques de ces traits sont entre autres *Nitzschia reversa*, *Fragilaria construens*, *Sellaphora* sp. et *Chlorococcum minutum*. L'ordination selon l'axe 2 permet de distinguer dans sa partie positive un troisième groupe formé de la station S3. Une forte corrélation positive est établie entre cette station et le phosphore total. Toujours selon l'axe 2, la station S5, située dans sa partie négative, a été caractérisée par un pH élevé. Cette station est caractérisée par les traits, forme géométrique cylindre ovale et la classe de biovolume [10000 ; +∞ [. Les espèces associées à cette distribution sont entre autres *Ankistrodesmus fusiformis*, *Closterium cynthia*, *Pinnularia viridiformis*, et *Oscillatoria lutea* (Figure 43-B, C, D, E).

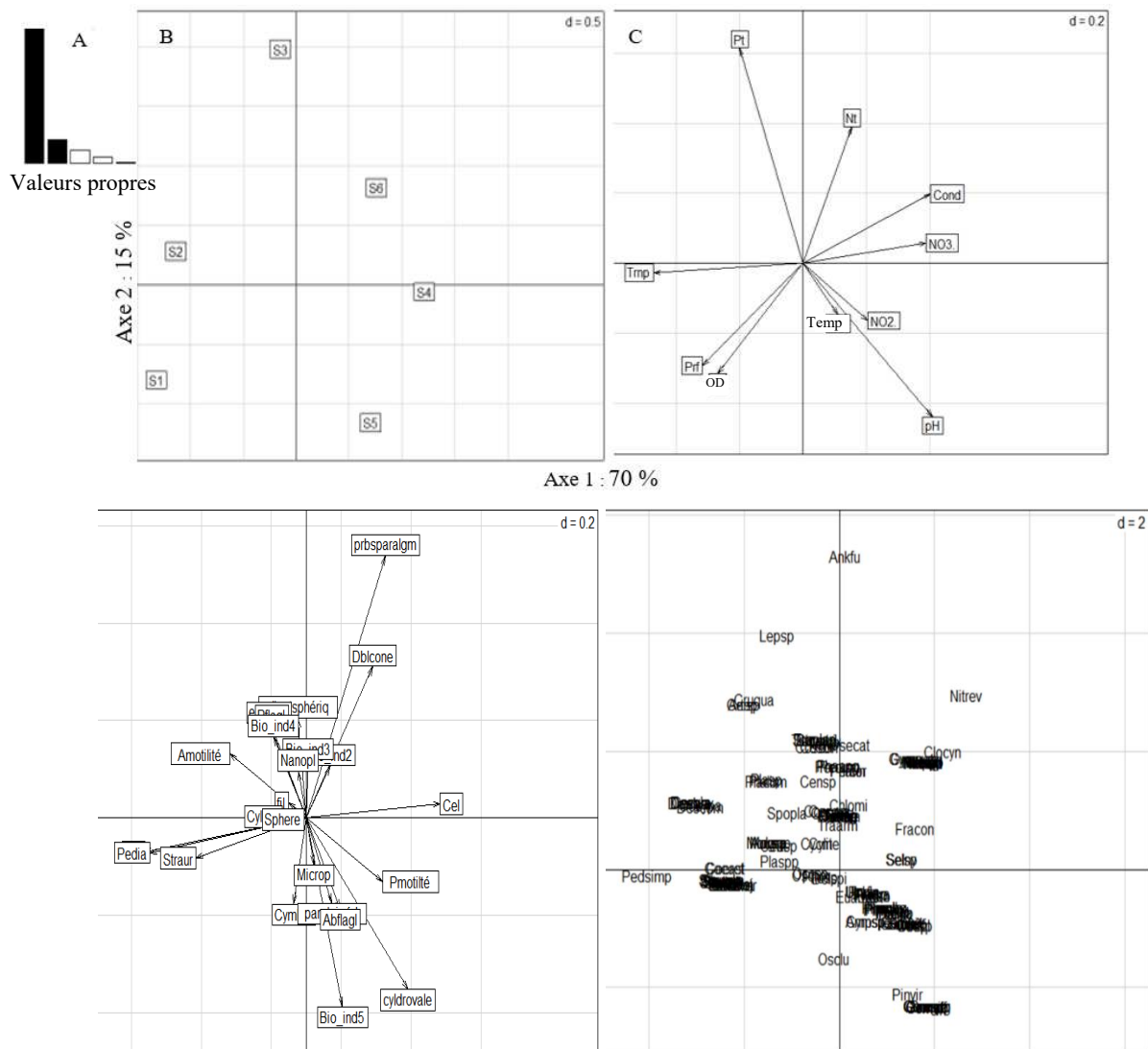


Figure 43 : Résultats de l'analyse RLQ des microalgues périphytiques

(Temp) : la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO²⁻) : nitrites ; (NO³⁻) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l'azote total ; (trasp) : transparence ; (Prf) : profondeur ; (A) : valeurs propres ; (B) : Projection des stations ; (C) : Projection des paramètres abiotiques ; (D) : Projection des traits morpho-fonctionnelles ; (E) : Projection des taxons ; (Cel) : cellule ; (Col.) : colonie ; (Fil.) : (Cyl) : Cylindre ; (cyldrovale) : cylindre ovale ; (Cymb) : Cymbelloïde ; (Dblcone) : Double cône ; (Epsphériq) : ellipse plate sphérique ; (ER) : ellipse rotationnelle ; (parpipéd) : parallélépipède ; (Pedia) : Pediastrum ; (priBP) : prisme sur base parallélogramme ; Sphr (sphère) ; (Straur) : Straurastrum ; (Abflagl) : absence de flagelle ; (Pflagl) : présence de flagelle ; (Amotilité) : absence de motilité ; (Pmotilité) : (Microp) : microplancton ; (Nanopl) : nanoplancton ; Bio_1 : biovolume individuel]-∞ ; 10] ; (Bio_2) : biovolume individuel [10,1;100] ; (Bio_3) : biovolume individuel [100,1 ;1000] ; (Bio_4) : biovolume individuel [1000,1 ;10000] ; (Bio_5) : biovolume individuel [10000; +∞ [.

Les résultats de l'analyse fourth-conner testant la significativité des corrélations entre les traits morpho-fonctionnels des microalgues périphytiques et les paramètres abiotiques ont mis en évidence quatre corrélations significatives. Ces corrélations ont essentiellement été établies entre les paramètres abiotiques et les formes géométriques. Il s'agit d'une forte corrélation

positive entre la transparence et la forme géométrique *staurastrum*, une corrélation positive entre le pH et la forme géométrique cylindre ovale, une corrélation positive entre la conductivité et la forme géométrique double cône. Enfin, une corrélation négative entre l’oxygène dissous et la forme géométrique double cône a été observée (Figure 44).

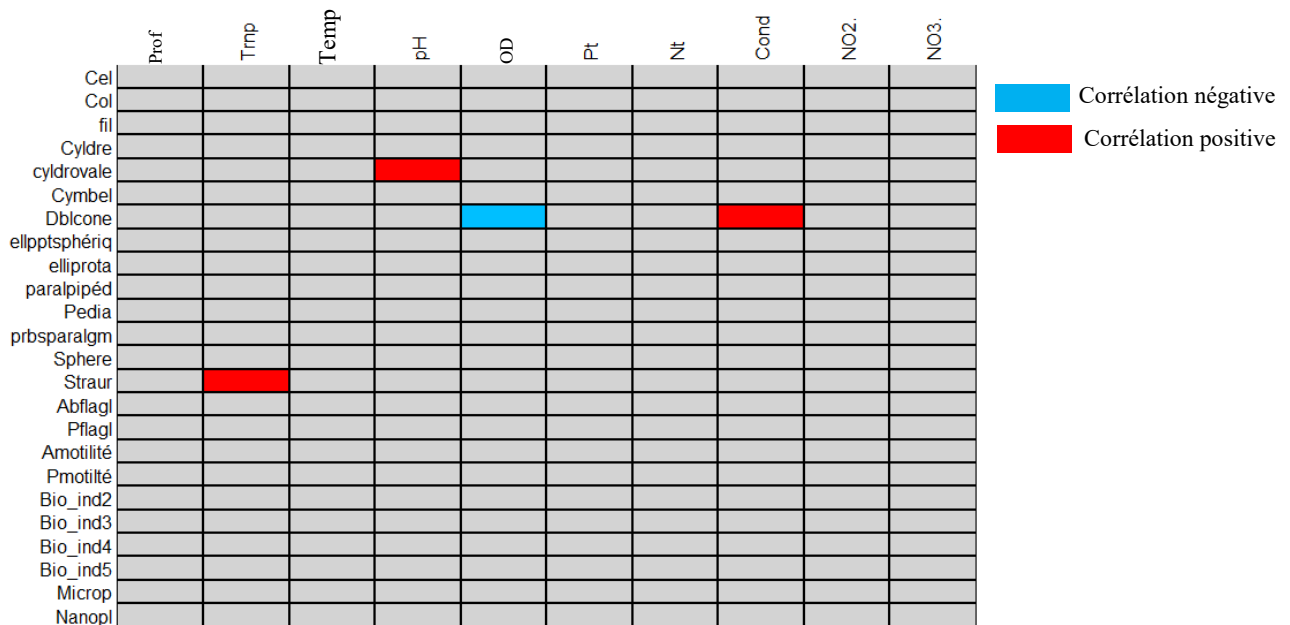


Figure 44 : Résultat des corrélations trait-environnement par la méthode Fourt-coner de la communauté de microalgues périphytiques

(Temp) : température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO2-) : nitrites ; (NO3) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l’azote total ; (transp) : transparence ; (Prof) : profondeur ; (Cel) : cellule ; (Col) : colonie ; (Fil) : (Cyldre) : Cylindre ; (cyldrovale) : cylindre ovale ; (Cymbel) : Cymbelloïde ; (Dblcone) : Double cône ; (ellpptsphériq) : ellipse plate sphérique ; (elliprot) : ellipse rotationnelle ; (paralpipéd) : parallélépipède ; (Pedia) : Pediastrum ; (prbsparalgm) : prisme sur base parallélogramme ; Sphe (sphère) ; (Staur) : Straurastrum ; (Abflagl) : absence de flagelle ; (Pflagl) : présence de flagelle ; (Amotilité) : absence de motilité ; (Pmotilité) : présence de motilité ; (Microp) : microplancton ; (Nanopl) : nanoplancton ; (Bio_1) : biovolume individuel $]-\infty ; 10]$; (Bio_2) : biovolume individuel $[10,1;100]$; (Bio_3) : biovolume individuel $[100,1 ; 1000]$; (Bio_4) : biovolume individuel $[1000,1 ; 10000]$; (Bio_5) : biovolume individuel $[10000 ; +\infty [$.

III.3.2 Discussion

L’analyse de la composition morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques a mis en évidence une prédominance de la forme de vie cellulaires représentant plus de 40 % de l’ensemble des organismes recensés. Cette forte représentation s’expliquerait par la grande plasticité écologique de ces formes, leur permettant de s’ajuster efficacement aux variations des conditions abiotiques. Ces observations rejoignent celles de Weithoff & Beisner (2019), qui soulignent leur capacité d’adaptation et leur succès dans des environnements soumis à des gradients environnementaux marqués.

Le trait flagelle montre une structuration nette des communautés : les espèces non flagellées prédominent l'ensemble des stations, à l'exception notable de S5 où une co-dominance avec les espèces flagellées a été observée. Cette répartition reflète étroitement celle du trait de motilité. En effet, les stations S1, S2 et S3 présentent une forte proportion d'espèces non motiles (plus de 70 %), témoignant de conditions relativement stables et d'une bonne transparence de l'eau, favorisant les formes passives. A l'inverse, les stations S4, S5 et S6 se caractérisent par la prédominance d'espèces motiles (plus de 60 %), mieux adaptées aux environnements fluctuants, où la capacité de déplacement constitue un avantage sélectif pour optimiser l'accès à la lumière et aux nutriments. Ces tendances confirment les conclusions de Wang *et al.* (2020), pour qui la motilité représente un trait fonctionnel clé permettant aux communautés de microalgues phytoplanctoniques de répondre efficacement aux variations abiotiques.

La structure de taille montre une dominance des microplanctons (plus de 95 % du biovolume), typique des milieux tropicaux comme souligné par Litchman *et al.* (2015) dans ses travaux. La distribution des formes géométriques révèle un gradient spatial dominé par la forme *Pediastrum* aux stations S1, S2 et S3 reflétant des eaux bien transparentes, alors que les formes ellipsoïdes et sphériques prédominent aux stations S4 et S5, associées à des milieux plus troubles. La station S6, à la confluence, présentant une co-dominance de plusieurs formes, se traduirait par un environnement instable typique des zones de mélange. Globalement, les stations S1, S2 et S3 se sont distinguées par des espèces de microalgues phytoplanctoniques à formes cellulaires, non motiles et de taille intermédiaire, caractéristique de milieux stables, tandis que les stations S4, S5 et S6 se singularisent par une plus forte proportion d'espèces motiles, de grande taille et morphologiquement diversifiées, témoignant de conditions plus hétérogènes. Ces observations concordent avec les conclusions de Weithoff (2003) qui démontrent que les espèces non motiles et de taille moyenne sont privilégiées dans des environnements stables, tandis que les espèces motiles et de plus grande taille sont mieux adaptées aux milieux dynamiques ou soumis à des variations environnementales importantes. La distribution mensuelle des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques révèle une structuration variable. Les mois de novembre, décembre, janvier, février juillet et août ; correspondant à la saison sèche, ont été dominés (plus de 80 %) par des espèces non motiles et non flagellées, reflétant la stabilité de la colonne d'eau et l'efficacité adaptative pour l'absorption de nutriments. Les fortes représentations des formes géométriques *Pediastrum* et *Staurastrum* en novembre décembre et août témoignent de l'influence des régimes hydrologiques et de la régulation par la lumière sur la morphologie cellulaire. En effet, ces formes sont souvent associées à des conditions de

moindre turbulence et de renouvellement plus lent des masses d'eau (Padisák *et al.*, 2009). Ainsi, la saison sèche favorise des communautés morpho-fonctionnelles spécialisées dans l'exploitation optimale des ressources limitées, témoignant d'une stratégie d'efficacité et de persistance dans des milieux plus stables. Les mois d'avril, mars, mai, juin, septembre et octobre (saison pluvieuse) ont été marqués par la dominance des formes filamenteuses. Cette dominance de la forme filamenteuse serait due à la disponibilité de nutriments dans le milieu par effet de ruissèlements comme mentionné par les travaux de Reynolds (2006), Litchman (2015) et Sun & Wang (2021). Ces travaux soulignent la capacité des formes filamenteuses à prospérer sous forte charge nutritive.

L'organisation morpho-fonctionnelle des microalgues périphytiques a révélé une dominance des formes de vie cellulaires (plus de 55 %) sur les formes filamenteuses et coloniales. Cette prédominance suggère que les espèces unicellulaires constituent les stratégies morphologiques les plus adaptées aux conditions hydrologiques et chimiques locales. En effet, plusieurs travaux ont montré que les cellules isolées possèdent un avantage compétitif dans des environnements caractérisés par une forte variabilité des nutriments et de la lumière, en raison de leur plasticité écologique et de leur capacité de division rapide (Litchman & Klausmeir, 2008 ; Stomp *et al.*, 2022). La très forte proportion d'espèces dépourvues de flagelles (plus de 85 %) traduit une structuration de la communauté adaptée à des conditions où la motilité n'est pas un avantage sélectif majeur. Dans ce contexte, l'acquisition des nutriments serait liée à la diffusion passive du milieu qu'a une capacité de déplacement (Kruk *et al.*, 2010).

La dominance des micropériphytons (plus de 90 % du biovolume) confirme l'importance des petites tailles dans la structuration des communautés. Ces formes, grâce à un rapport surface/volume élevé, disposent d'une meilleure efficacité dans l'absorption des nutriments et d'une plus grande tolérance aux conditions de compétition (Reynolds, 2006 ; Litchman *et al.*, 2010). L'examen des formes géométriques a révélé une prépondérance de la forme cylindre ovales, en particulier aux stations S1, S4, S5 et S6. Cette forme, en raison de son allongement facilite la flottaison et l'efficacité photosynthétique en milieux eutrophes (Stanca *et al.*, 2012). En revanche, la station S2 a été dominée par la forme *Pediastrum* (30 %) et la station S3, caractérisée par une diversité équilibrée de formes géométriques, traduisent des environnements où la compétition interspécifique et la diversité des niches écologiques favorisent une coexistence plus stable (Wentzky *et al.*, 2020). Au niveau des biovolumes individuels, la station S1 a été dominée par des espèces à biovolumes $[10000; +\infty [$, illustrant une tendance compétitive stable. A l'inverse, la station S2 a été caractérisée par des espèces à biovolumes

intermédiaires [1000,1 ; 10000], confirmant que les conditions locales favorisent une stratégie opportuniste capable de croître rapidement mais aussi de résister à des fluctuations environnementales (Naselli-Flores & Barone, 2007). A l'échelle temporelle, la constance de la dominance des formes unicellulaires et non flagellées témoigne d'une stabilité des stratégies dominantes, malgré une variabilité mensuelle des formes géométriques. La prédominance des formes cylindre ovales, associée à une alternance saisonnière avec la forme *Pediastrum*, illustre l'influence combinée des cycles hydrologiques et des apports en nutriments sur la structure fonctionnelle de la communauté (Villéger *et al.*, 2008 ; Wang *et al.*, 2020).

La richesse et l'équitabilité fonctionnelles des microalgues phytoplanctoniques élevées (0,69-0,93) à la station du lac Kossou (S1) traduisent l'existence d'un habitat relativement stable et hétérogène favorable à la coexistence d'un large éventail de traits morpho-fonctionnels. En effet, selon Mouillot *et al.* (2013), de telles conditions reflètent des environnements moins perturbés permettant une coexistence d'espèces. Cette observation rejoint la théorie de l'hétérogénéité environnementale proposée par Tilman (2001) selon laquelle des habitats présentant une plus grande variabilité spatiale et temporelle favorisent le maintien d'une diversité fonctionnelle accrue. Les travaux de Cadotte *et al.* (2017) et Legras *et al.* (2020) confirment que la diversité fonctionnelle est un indicateur sensible de la stabilité et de la résilience des communautés face aux pressions environnementales. En revanche, les stations situées sur le Bandama rouge (S4) et la confluence (S6) présentent une diversité fonctionnelle plus restreinte. Cette variabilité pourrait refléter des conditions environnementales plus homogènes ou soumises à des contraintes anthropiques et naturelles qui limitent la coexistence des traits fonctionnels. A de telles conditions environnementales, seules les espèces possédant des traits adaptés aux conditions locales réussissent à s'établir (Mason *et al.*, 2005). La station S5 (Bandama rouge), se distingue par ses faibles valeurs de la richesse et d'équitabilité fonctionnelle, suggérant un stress environnemental marqué ou des conditions favorisant la dominance de certains traits spécifiques. Ce résultat peut s'interpréter comme la manifestation d'une perte de redondance fonctionnelle et d'une diminution de la résilience des espèces dans le milieu, comme le souligne Eisenhauer *et al.* (2023) dans le cadre de l'évaluation des contributions de la biodiversité au fonctionnement des écosystèmes. Par ailleurs, les valeurs de l'indice d'équitabilité fonctionnelle dans l'ensemble des stations, toutes supérieures à 0,5, traduiraient une distribution relativement uniforme des traits fonctionnels et un partage équilibré des biovolumes entre espèces. Une telle homogénéité fonctionnelle suggère une faible dominance de certains groupes, ce qui est souvent interprété comme un signe de stabilité

écologique et de résilience (Mouillot *et al.*, 2013 ; Wang *et al.*, 2020). Ces auteurs mettent en évidence que les communautés présentant une équitabilité fonctionnelle élevée tendent à mieux résister aux perturbations et à maintenir des services écosystémiques. A l'échelle temporelle, la richesse fonctionnelle a montré une variation allant de 0,34 en juin à 0,92 en juillet, tandis que l'équitabilité a oscillé entre 0,40 (juillet) et 0,64 (novembre). Bien qu'aucune différence significative n'ait été observée, ces fluctuations traduisent une dynamique saisonnière liée aux conditions environnementales variables. Comme le soulignent Villéger *et al.* (2008) et Laliberté & Legendre, (2010), une telle stabilité statistique malgré les variations mensuelles suggère que l'assemblage des communautés repose davantage sur des processus de tolérance fonctionnelle et de résilience écologique que sur des changements brusque de composition.

Concernant les microalgues périphytiques l'analyse de la diversité fonctionnelle a révélé des niveaux d'organisation différenciés selon les échelles spatiales et temporelles, bien qu'aucune différence significative de richesse et d'équitabilité fonctionnelle n'ait été détectée. La station S2 se distingue toutefois par un meilleur degré d'organisation fonctionnelle, probablement en raison de la relative protection qu'elle bénéficie à proximité de la digue limitant les pressions anthropique directes. Enfin, les valeurs d'équitabilités fonctionnelles supérieures à 0,5 observées dans l'ensemble traduisent une occupation homogène de l'espace fonctionnel par les espèces, signe d'une communauté écologiquement stable et résiliente. Les variations mensuelles de cet indice reflètent néanmoins l'influence combinée des pressions anthropiques et des contraintes climatiques, confirmant les observations de Villéger *et al.* (2008) sur la variabilité des réponses fonctionnelles des communautés aquatiques.

Les analyses RLQ et du fourth-conner ont mis en évidence une forte structuration des communautés phytoplanctoniques par les facteurs abiotiques ont révélé que la distribution des traits morpho-fonctionnels répond directement aux gradients environnementaux. Cette approche intégrative reconnue pour sa robustesse, a également été soulignée par Smith *et al.* (2023), qui ont démontré sa capacité à relier de manière cohérente les traits fonctionnels des espèces à leur environnement.

Ainsi, 18 corrélations significatives ont été déterminées. Ces relations ont essentiellement concerné les formes géométriques, la présence ou l'absence de flagelle, le facteur de motilité ainsi que le biovolume individuel. La forte corrélation positive établie entre la présence de flagelle, le facteur de motilité, la forme géométrique ellipsoïdale avec les variables abiotiques telles que la conductivité, le nitrate, le phosphore total et l'azote total traduit clairement une spécialisation adaptative des espèces dans les stations à forte minéralisation (S4 et S6). Ces

stations, caractérisées par une transparence réduite et une concentration élevée en nutriments constituent des environnements contraignants où la capacité de mouvement devient un atout majeur pour optimiser l'acquisition de ressources. En effet, la mobilité conférée par les flagelles permet non seulement de compenser le déficit lumineux, facteur limitant pour la photosynthèse (Field *et al.*, 1998), mais aussi d'exploiter efficacement les micro-habitats riches en nutriments (Fraisie, 2013 ; Lange *et al.*, 2015). Ces traits morpho-fonctionnels sont fréquemment associés à des biovolumes cellulaires plus importants, renforçant leurs avantages compétitifs dans ces environnements (Stomp *et al.*, 2022). Les espèces telles que *Trachelomonas volvocina*, *Eudorina elegans* et *Dolichospermum spiroides* illustrent ces adaptations. A l'inverse, les stations S1 et S2 abritent principalement des espèces dépourvues de flagelles et de motilité, aux formes géométriques caractéristiques comme le double cône, *Pediastrum* adaptées à des environnements oligotrophes et plus stables. Dans ces contextes, la compétition pour les ressources étant moins intense, les espèces adaptant des stratégies de tolérance et de persistance, comme l'ont montré Wentzky *et al.* (2020). De même, la corrélation entre la forme ellipsoïdale aplatie et des paramètres tels que la conductivité et le nitrate confirme que ces morphologies favorisent la prolifération en milieux fortement minéralisés (Stanca *et al.*, 2012). Par ailleurs, la corrélation positive entre la température et les espèces supérieures à $10000 \mu\text{m}^3$ s'accorde avec les travaux de Naselli-flores & Barone (2007), qui soulignent l'influence directe de la température sur l'augmentation du biovolume phytoplanctonique.

L'analyse de la RLQ réalisée au niveau de la communauté de microalgues périphytiques a permis de mettre en relation les traits morpho-fonctionnels avec les facteurs abiotiques. Les stations S1 et S2 ont été caractérisées par des eaux profondes, transparentes et oxygénées. Ces conditions stables et faiblement minéralisées ont favorisé des espèces caractérisées par l'absence de motilité et des formes géométriques *Pediastrum*, *Staurastrum*, sphérique et cylindrique. Ces observations confirment les résultats de Litchman *et al.* (2015) qui soulignent que les espèces non motiles et sphériques prospèrent dans des environnements riches en oxygène et peu perturbés. A l'inverse, les stations S4 et S6 se sont distinguées par des concentrations élevées en nitrates et en conductivité. Elles sont associées à la motilité, aux formes de vie unicellulaires et aux géométries complexes comme le double cône. Ces traits traduiraient une stratégie adaptative permettant l'exploration d'environnements minéralisés et instables. Ces résultats rejoignent ceux de Tapolczai, (2016) qui a montré que la motilité et les formes géométriques complexes sont avantageuses dans des milieux riches en nutriments. De plus, les organismes unicellulaires, souvent liés à des perturbations écologiques (O'Farrell *et al.*,

2007) renforcent l'idée d'un état écologique moins stable de ces stations. L'analyse met également en évidence une corrélation positive entre le pH (proche de la neutralité) et la forme géométrique cylindrique ovale, qui domine largement dans nos relevés. Ce lien traduirait le rôle favorable du pH neutre dans la production primaire et la croissance algale. En parallèle, la conductivité, indicatrice de perturbation anthropique (Kuo *et al.*, 2016), est corrélée positivement aux espèces en double cône, suggérant leur tolérance à des conditions fortement minéralisées et pauvres en oxygène. Ces résultats sont en cohérence avec les travaux de Simonin *et al.* (2021).

L'approche fourth-conner a confirmé ces relations en mettant en évidence quatre corrélations significatives entre traits morpho-fonctionnels et facteurs abiotiques. Par exemple, la corrélation positive entre la transparence et la forme géométrique *Staurastrum* illustre l'affinité de ce trait à des habitats moins troubles. Constat corroboré avec les travaux d' Abonyi *et al.* (2018) et Lengyel *et al.* (2023) qui ont respectivement indiqué, dans leurs travaux l'influence des conditions abiotiques sur les traits morpho-fonctionnels spécifiques et la dominance de cette forme dans des eaux claires. Ces résultats confirment que les traits morpho-fonctionnels constituent d'excellents indicateurs non seulement de l'état trophique, mais également de la capacité d'adaptation des espèces aux contraintes abiotiques propres à une station d'étude.

Conclusion partielle

L'analyse du déterminisme abiotique de la structure fonctionnelle des communautés de microalgues planctoniques et périphytiques a révélé une communauté de microalgues planctoniques dominée par des biovolumes de microplanctons capables d'effectuer des mouvements à forme de vie cellulaire ayant des biovolumes individuels $[100,1 ; 1000] \mu\text{m}^3$, avec une co-dominance des formes sphériques et *Pediastrums*. Un total de 18 corrélations significatives a été établi entre les traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et les paramètres physico-chimiques. Au niveau des traits morpho-fonctionnels des microalgues périphytiques, l'analyse a révélé un biovolume dominé par des microphytoplantons à forme de vie cellulaire et à absence de flagelle. Cette communauté se caractérise aussi par des biovolumes élevés de la forme géométrique cylindre ovale et des espèces ayant des biovolumes individuels $[1000,1 ; 10000]$ et $[10000; +\infty[$. En revanche, l'analyse fourth-conner testant la significativité des corrélations entre les traits morpho-fonctionnels du periphyton et les paramètres abiotiques a mis en évidence 4 corrélations significatives essentiellement avec les formes géométriques. L'analyse RLQ a permis d'établir une corrélation positive des stations S3 (aval du Bandama

blanc), S4, S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) avec des niveaux de minéralisation élevés. Au niveau de la communauté des microalgues planctoniques ces stations ont été corrélées positivement avec les espèces ellipsoïdes plates sphériques et ayant la capacité d'ajuster le positionnement dans le milieu. Les stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue), moins minéralisées, plus transparentes et plus oxygénées, ont eu une corrélation positive avec les traits absence de flagelle et de motilité. Au niveau des microalgues périphtiques, les formes de vie cellulaires étant associées aux milieux plus minéralisés c'est-à-dire les stations S3 (aval Bandama blanc), S4, S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) et les formes géométriques *Pediastrum* et *Staurastrum* aux milieux plus profonds, transparents et plus oxygénés S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue). L'analyse combinée des RLQ appliquée aux communautés de microalgues planctoniques et périphtiques a permis de mettre en évidence une typologie des stations selon la qualité écologique. Les stations S1 (lac) et S2 (après la digue), peu perturbées, se caractérisent par des traits traduisant un bon équilibre écologique, tandis que la station S3 (aval du Bandama blanc) illustre un état écologique transitoire. Par ailleurs les stations S4, S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) ont présenté des traits adaptatifs typiques des milieux instables, riches en nutriments et en stress écologique. Les résultats mobilisant l'approche morpho-fonctionnelle dans la caractérisation écologique et trophique des stations ont paru similaires tant au niveau des communautés de microalgues périphtiques qu'au niveau des microalgues planctoniques. Bien que les traits régissant ce résultat aient été spécifiques par communauté, cette uniformité des résultats confirme la pertinence et la fiabilité de l'approche morpho-fonctionnelle des micro-algues dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques continentaux.

III.4 Evaluation écologique du fleuve basée sur l'indice MBFG (Groupes fonctionnels basés sur la morphologie) des microalgues planctoniques

III.4.1 Résultats

III.4.1.1 Groupes fonctionnels basés sur la morphologie des microalgues planctoniques

Sur les sept groupes MBFG (groupe fonctionnel basé sur la morphologie), six ont été obtenus lors de cette étude. Il s'agit des MBFG I, III, IV, V, VI, VII. Le MBFG le plus dominant en termes de richesse spécifique est le groupe IV avec 82 taxons, il est suivi par ordre décroissant des groupes V, VI, VII, III et I avec respectivement 37, 26, 14, 12 et 1 taxons (Tableau 12).

En termes de contribution au biovolume total, le groupe IV a été le plus dominant avec 4,05 mm³/L soit 53,97 %. Il a été suivi par ordre décroissant des groupes V avec 23,72.10⁶ mm³/L

soit 23%, groupe VI avec 0,85 mm³/L (11,39 %), groupe III avec 0,73 mm³/L (9,79 %). Les biovolumes des groupes VII et I ont été respectivement de 0,13 mm³/L (1,83 %) et 0,02 mm³/L (3,40.10⁻⁵ %) (Tableau 12).

Tableau 13: Biovolumes et taxons dominants à plus de 50 % des MBFG

MBFG	I	III	IV	V	VI	VII
Richesse taxonomique	1	12	82	37	26	14
Biovolume %	3,40.10 ⁻⁵ %	9,79%	53,97%	23%	11,39%	1,83%
Caractéristiques écologiques (Kruk <i>et al.</i> , 2010)	Espèces typiques d'eau oligotrophe et bien mélangées ; forte tolérance à la limitation en nutriments (en particulier azote et le phosphore) croissance rapide en conditions de faible turbidité et de lumière suffisante.	Espèces fréquentes dans les eaux pauvres en nutriments, souvent stratifiées, dominant lors des blooms cyanobactériens. Indiquent une dégradation de la qualité de l'eau et des conditions d'anoxie fréquentes.	Groupe intermédiaire présent dans une large gamme de conditions souvent indicatrices de stabilité écologique et de diversité fonctionnelle équilibrée. Leur présence témoigne d'un état écologique moyen à bon.	Espèces fréquentes dans les eaux stratifiées, capables de migration verticale ; tolérantes à des variations de lumière et d'oxygène. Présentes dans des milieux mésotrophes à eutrophes.	Espèces indicatrices de bonnes conditions écologiques dans des milieux bien mélangés et riches en silice, sensibles à la pollution organique. Leur abondance reflète un bon état écologique	Adaptées aux eaux très eutrophes et stagnantes, dominance en situation de forte charge nutritive, de faible turbulence et de forte température. Indiquent une altération écologique marquée.

III.4.1.2 Variation spatiale et temporelle des biovolumes des MBFG

De façon générale, les six MBFG déterminées ont été présentes à toutes les stations avec des proportions différentes. Le MBFG IV a contribué à plus de 60 % du biovolume dans les stations S1, S2 et S3. Ce biovolume chute jusqu'à avoir environ 20 % du biovolume total dans les stations S4, S5 et S6. Les stations S4 et S5 ont été caractérisées par une dominance du MBFG V (40 %). Au niveau de la station S6, une contribution presque égale des groupes V (32 %) VI (25 %) et IV (25 %) a été déterminée (Figure 45).

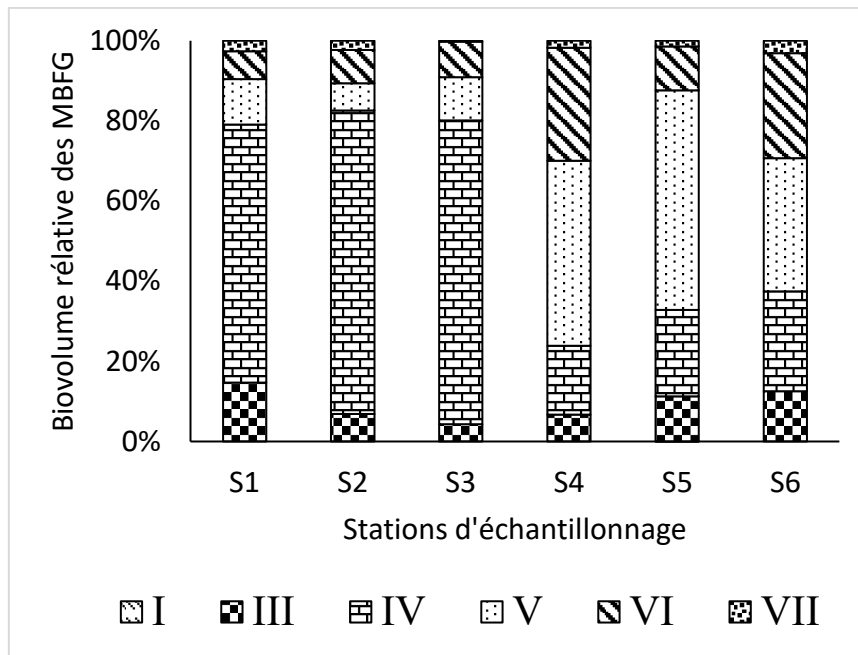


Figure 45: Variation spatiale des biovolumes relatives des MBFG
S1 à S6 : stations d'échantillonnage

A l'échelle temporelle, à l'exception des mois de mars, mai et juin, le groupe IV a dominé les biovolumes mensuels à plus de 40 %. Une augmentation du biovolume du groupe V est également notable du mois de décembre à juin, où il a contribué à plus de 60 % du biovolume (Figure 46).

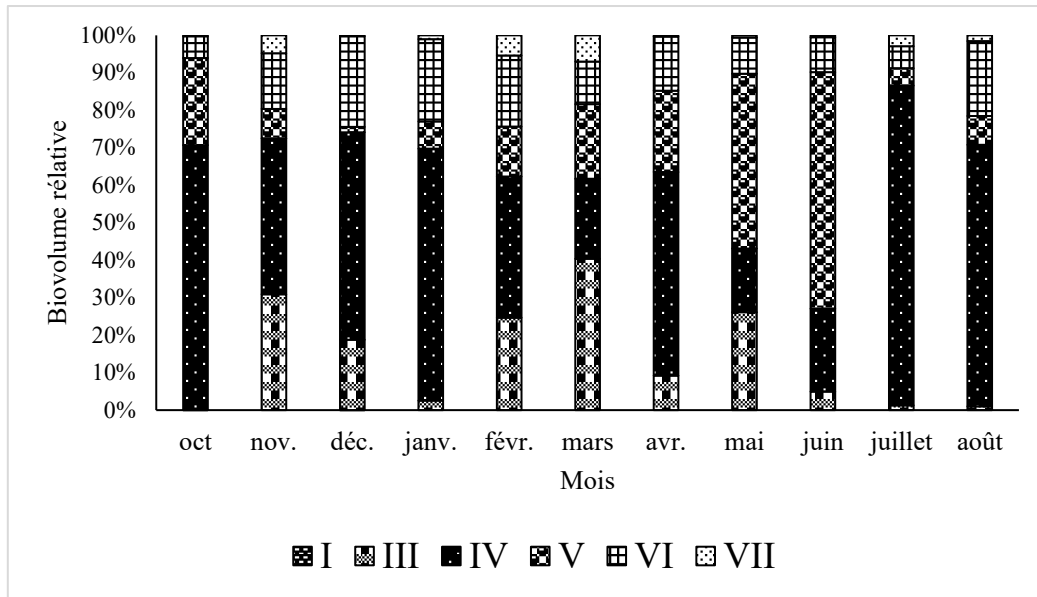


Figure 46: Variation temporelle des biovolumes relatives MBFG

Oct : octobre ; nov. : novembre ; janv. : janvier ; févr. février ; avr. : avril ;

III.4.1.3 Relation entre les MBFG et les paramètres physico-chimiques du milieu

L'analyse a été réalisée en vue d'évaluer l'impact des facteurs abiotiques sur les biovolumes des groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG). Le plan principal de la RDA a été retenu pour l'interprétation de cette analyse, car totalise 81,57 % de l'inertie totale soit 50,2 % pour l'axe 1 et 31,37 % pour l'axe 2. La projection des MBFG a montré une structuration en réponse aux gradients environnementaux. Le groupe fonctionnel basé sur la morphologie IV (groupe caractéristique des milieux oligotrophes à mésotrophes) a été corrélé positivement aux conditions de bonnes oxygénations, aux stations profondes et à des transparences élevées, à la station S2. A l'inverse, ces mêmes groupes sont négativement corrélés aux stations S4 et S6 caractérisées par des teneurs élevées en azote total et phosphore. En revanche, les MBFG I, V et VI présentent une corrélation positive avec des concentrations élevées en nutriments, une conductivité et une température élevées (S5), (Figure 47).

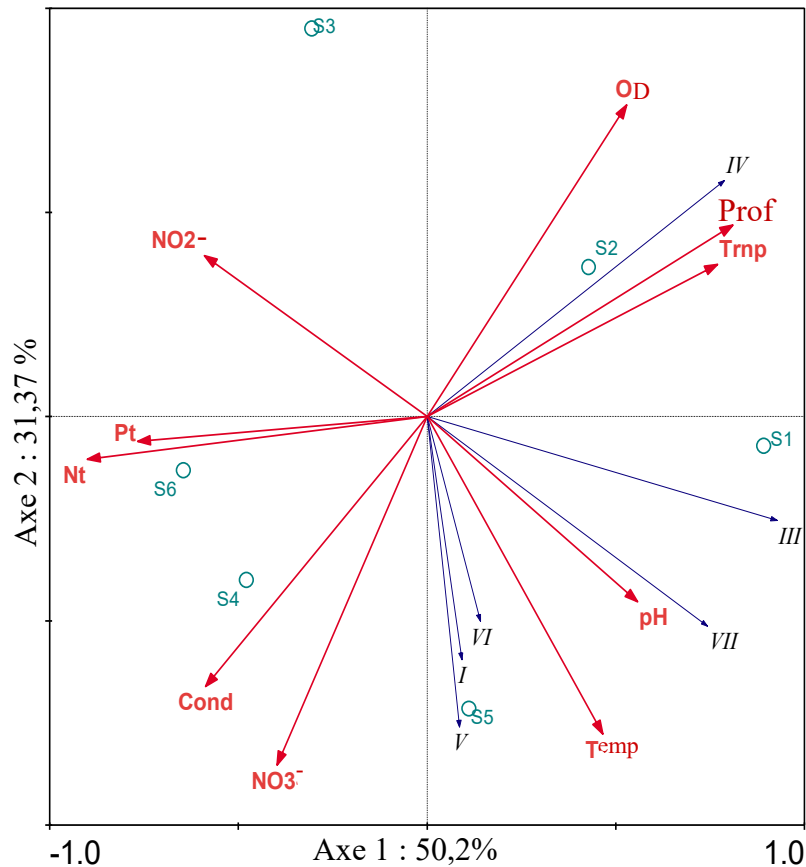


Figure 47 : Résultat de l'ordination spatiale en RDA des MBFG dominants et des paramètres environnementaux du fleuve.

(Temp): la température ; (cond) : conductivité électrique, (OD) : oxygène dissous ; (NO₂⁻) : nitrites ; (NO₃⁻) : nitrates, (Pt) : phosphore total ; (Nt) : l'azote total ; (trnp) : transparence ; (Prof) : profondeur ; MBFG (I ; III ; IV ; VI ; VII) : S : Stations:

III.4.2 Discussion

L'approche basée sur les groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) a permis de mettre en évidence la structuration des communautés de microalgues planctoniques dans le fleuve Bandama. Sur les sept groupes définis par Kruk *et al.* (2010), six ont été observés dans le présent travail (MBFG I, III, IV, V, VI et VII). Cette diversité fonctionnelle témoigne de l'hétérogénéité des conditions écologiques rencontrées, allant de milieux stables et bien oxygénés à des zones instables. Le MBFG IV est ressorti comme le plus riche en termes de taxons (82), ce qui corrobore les travaux de Padisák & Naselli-flores (2021) et Amorim & Moura (2022). Ces études indiquent que ce groupe, composé de microalgues de taille moyenne à grande et dotées d'une plasticité morphologique élevée, tend à dominer dans des milieux présentant un équilibre entre apport en nutriments et stabilité de la colonne d'eau. La présence marquée de ce groupe dans les stations S1, S2 et S3, par rapport aux autres stations, caractérisées par une bonne oxygénation et une forte transparence, suggère que ces milieux

favorisent son développement. En effet, les travaux de (Kruk *et al.*, 2017) ont indiqué que les espèces de ce groupe généralement de grandes tailles, sont efficaces dans l'acquisition de la lumière et reconnues comme de bons indicateurs d'état écologique, confirmant ainsi leur rôle comme indicateur de conditions relativement oligotrophes. A l'opposé, les MBFG V et VI, moins riches en espèces, se sont imposés dans les stations S4, S5 et S6. Ce résultat est en accord avec les observations de Costa *et al.* (2024) qui soulignent que ces groupes comprenant des espèces filamenteuses et de petite taille, prospèrent dans des environnements perturbés riches en nutriments et soumis à des fluctuations hydrologiques. A l'échelle temporelle, le MBFG V, dont la contribution augmente fortement de décembre à juin, apparaît comme un groupe opportuniste capable de tirer profit des apports nutritifs, en particulier lors de la saison sèche et en début de la saison de pluie. Ce comportement a été documenté par Segura *et al.* (2021), qui décrivent le MBFG V comme un compétiteur rapide adapté aux environnements eutrophes et instables. L'analyse par RDA a montré une différenciation fonctionnelle en lien avec les gradients abiotiques. La corrélation positive du MBGF IV avec la transparence, la profondeur et l'oxygène dissous à la station S2 traduit une préférence pour les eaux stables, bien éclairées et peu chargées conformément aux observations de Kruk & Segura (2012), qui ont montré que ce groupe a dominé dans les milieux à faible charge nutritive et à une forte pénétration lumineuse. Cette observation se corrobore avec la corrélation négative du groupe IV aux stations S4 et S6 caractérisées par un niveau nutritif élevé. A l'inverse, les MBFG I, V et VI caractéristiques de la station S5 ont été influencées par la température et les nitrates élevés. Nos résultats sont en adéquation avec les travaux de Segura *et al.* (2021), affirmant que ces groupes sont fréquemment associés à des formes opportunistes, capables de croître rapidement ou de se déplacer dans la colonne d'eau. La correspondance globale entre les tendances observées et le modèle théorique des MBFG suggère que la typologie morfo-fonctionnelle proposée par Kruk *et al.* (2011) est pertinente pour la caractérisation du gradient trophique et écologique du fleuve Bandama. Cette analyse confirme que l'approche fonctionnelle basée sur la morphologie permet de relier efficacement la composition des microalgues planctoniques aux contraintes environnementales et constitue un outil robuste pour l'évaluation écologique des systèmes tropicaux. Cette approche a permis de relier la composition fonctionnelle des microalgues planctoniques aux gradients trophiques et aux conditions de stabilité environnementale du milieu.

Conclusion partielle

L'approche basée sur les groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) s'est révélée pertinente pour l'évaluation de la qualité écologique et trophique du fleuve Bandama. En permettant de relier la composition fonctionnelle des microalgues planctoniques aux gradients environnementaux, cette méthode offre une lecture intégrée des dynamiques écologiques. Les résultats ont mis en évidence une différenciation nette des stations, les stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue) apparaissent globalement stables et en bon état écologique, tandis que les stations S4, S5 et S6 traduisent une tendance marquée à l'eutrophisation et à l'instabilité fonctionnelle. La station S3 occupe une position de transition reflétant une variabilité trophique et écologique. Ainsi, l'utilisation des MBFG se présente comme un outil robuste et opérationnel pour diagnostiquer la qualité des milieux aquatiques, notamment dans des contextes tropicaux.

CONCLUSION

Cette étude portant sur la caractérisation écologique des eaux de la section du fleuve Bandama dans la région de la Marahoué a permis de mettre en évidence la réponse des microalgues planctoniques et périphytiques face aux effets des actions anthropiques à travers une analyse de la structure taxonomique et morpho-fonctionnelle des microalgues planctoniques et du périphytiques

La caractérisation physico-chimique du fleuve révèle qu'à l'exception de l'oxygène dissous, la conductivité et la profondeur, les autres paramètres physico-chimiques n'ont pas significativement varié à l'échelle spatiale. Au niveau temporel, les paramètres tels que le pH et l'azote restent constants pendant toute la période de l'étude. Par ailleurs, le Bandama rouge (stations S4 et S5) et la confluence (S6) a paru plus minéralisé que le Bandama blanc (S2 et S3) et le lac (S1).

La composition taxonomique fait état d'une communauté de microalgues planctoniques et périphytiques assez riche et diversifiée. La communauté de microalgue planctonique est constituée de 221 espèces, issues de 7 embranchements, 13 classes, 26 ordres, 46 familles et 76 genres. L'embranchement des Chlorophyta (24,43 %) est le plus prédominant du biovolume, suivi des Charophyta (23,98 %), des Euglenophyta (21,26 %) des Cyanobacteria (15,38 %) et des Heterokontophyta (10,88%). La biomasse des microalgues planctonique des stations S1 (lac Kossou), S2 (Bandama blanc), S3 (Bandama blanc) et S5 (aval Bandama rouge) est significativement plus élevée que celle des stations S4 (amont Bandama rouge) et S6 (confluence). Cependant, la station S6 (confluence), bien qu'ayant le plus faible biovolume, présente un meilleur degré d'organisation taxonomique comparativement aux autres stations. Au niveau mensuel, ce sont les mois de janvier et février correspondant à la saison sèche qui ont présenté les meilleures structures et degrés d'organisations taxonomiques. La mise en relation des paramètres physico-chimiques et le biovolume des taxons révèle une interaction complexe entre la biomasse des microalgues planctoniques et les variables environnementales. Des corrélations positives sont établies entre les stations S1 (lac de Kossou) et S2 (après la digue) et aux biovolumes élevés des espèces *Pediastrum duplex*, *Pediastrum simplex*, *Closterium ehrenbergii*, *Oscillatoria limosa*, *Staurastrum muticum*, *Staurastrum bulbosum*, *Pinnularia neomajor* et positivement associées aux eaux profondes, transparentes et bien oxygénées. Cette distribution se discrimine aussi par de fortes concentrations avec les sels nutritifs et caractéristiques aux stations S4 (amont Bandama rouge, pont Zuénoula) et S6 (confluence).

Concernant la communauté de microalgues periphytique, la composition taxonomique a fait état de 145 espèces issues de 7 embranchements, 12 classes, 26 ordres, 43 familles et 61 genres. L'embranchement des Heterokontophyta avec 47,58 % des taxons a dominé la diversité taxonomique du milieu suivi par ordre décroissant des Charophyta (18,62 %), Chlorophyta et Cyanobacteria (11,03 %) et Euglenophyta (6,89 %). Il n'y a pas eu de différences significatives entre les biovolumes à l'échelle spatiale. Au niveau mensuel, le biovolume moyen le plus faible a été obtenu en juillet et le plus élevé au mois de février. La communauté périphytique des stations S5 et S6 est mieux diversifiée et mieux structurée que les autres stations. Les biovolumes les plus élevés sont associés aux valeurs élevées du pH, de la conductivité, de la température et de la concentration en nitrate.

L'analyse des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques révèle que le peuplement est dominé par des biovolumes de microphytoplanctons capables d'effectuer des mouvements à forme de vie cellulaire ayant des biovolumes individuels [100,1 ; 1000] μm^3 , avec une co-dominance des formes sphériques et pedicellulés. Les stations S1, S2 et S3 (Bandama blanc) se distinguent des stations S4, S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) par des biovolumes élevés de microplanctons à absence de flagelles, de motilité à forme de vie cellulaire et à des biovolumes individuels [1000,1 ; 10000].

L'analyse RLQ des microalgues planctoniques a permis d'établir une corrélation positive entre les traits absence de motilité et absence de flagelles aux stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue), moins minéralisées, profondes, transparentes et plus oxygénées. Aussi, elle a permis d'établir une forte corrélation positive entre la forme géométrique ellipse plat sphérique avec la conductivité et la concentration en nitrate, traduisant ainsi la capacité des espèces ayant ce trait à proliférer dans un environnement minéralisé (S4 et S6). Un total de 18 corrélations significatives est établi entre les traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et les paramètres physico-chimiques.

Les communautés des microalgues périphytiques ont été dominées par des microplanctons à forme de vie cellulaire et dépourvus de flagelle. Ils se caractérisent également par des biovolumes élevés de la forme géométrique cylindre ovale et des espèces ayant des biovolumes individuels [1000,1 ; 10000] et [10000; +∞]. La similarité fonctionnelle présente trois groupes, dont le premier est formé des stations S4, S5 et S1 caractérisé par des biovolumes élevés de microplancton à forme de vie cellulaire à absence de flagelles. Le second groupe est quant à lui caractérisé par de faibles biovolumes des traits précités et de faibles biovolumes de la forme cylindre ovale. Le troisième groupe constitué de la station S2

se caractérise par des biovolumes moyennement élevés des micro-algues à absence de flagelles, également de faibles biovolumes de la forme cylindre ovale. L'analyse fourchue testant la significativité des corrélations entre les traits morpho-fonctionnels du periphyton et les paramètres abiotiques a mis en évidence quatre corrélations significatives essentiellement établies entre les paramètres abiotiques et les formes géométriques. Au niveau des microalgues périphytiques, la RLQ a également permis d'établir une forte corrélation positive entre une concentration en nitrate élevée et une conductivité élevée avec la forme de vie cellulaire. Ce constat se traduit par un niveau de perturbation de l'état écologique car les organismes unicellulaires sont associés à des environnements perturbés (S4 et S6).

Concernant la classification des microalgues planctoniques en groupes fonctionnels basés sur la morphologie nous a permis d'obtenir six groupes (MBFG I, III, IV, V, VI, VII) sur les sept définis. Il s'agit des MBFG I, III, IV, V, VI, VII. Le MBFG le plus dominant en termes de richesse spécifique est le groupe IV avec 82 taxons ; il est suivi par ordre décroissant des groupes V, VI, VII, III et I avec respectivement 37, 26, 14, 12 et 1 taxons. L'approche basée sur les groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) s'est révélée pertinente pour l'évaluation de la qualité écologique et trophique du fleuve Bandama. En permettant de relier la composition fonctionnelle des microalgues planctoniques aux gradients environnementaux, cette méthode offre une lecture intégrée des dynamiques écologique. Les résultats ont mis en évidence une différenciation nette des stations, les stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue) apparaissent globalement stable et en bon état écologique, tandis que les stations S4, S5 et S6 traduisent une tendance marquée à l'instabilité fonctionnelle. La station S3 occupe une position de transition reflétant une variabilité trophique et écologique. Ainsi, l'utilisation des MBFG se positionne comme un outil robuste et opérationnel pour la caractérisation écologique.

L'étude révèle une variabilité spatiale des conditions écologiques et trophiques entre les stations du fleuve Bandama et du lac Kossou. La démarche intégrée, fondée sur les relations entre traits morpho-fonctionnels et gradients environnementaux, révèle des contrastes marqués en termes de fonctionnement écologique et de niveau trophique. Les stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue) présentent les meilleures conditions écologiques et caractérisé par une bonne oxygénation, une faible concentration en nutriments, une transparence élevée et des valeurs de pH stables, aussi d'espèces non motiles, de petite taille, à géométrie régulière et des MBFG IV. La station S3 hébergeant des groupes fonctionnels modérément tolérants (MBFG III, VII), associés à des environnements de transition. La station S4 caractérisée par

une forte teneur en nutriments (NO_3^- , Nt, Pt) (pont Zuénoula, amont Bandama rouge) caractérisée par des espèces motiles, de grand biovolume, à géométrie complexe, tolérantes aux milieux instables. La dominance des groupes MBFG V et VI indique une adaptation à des conditions eutrophes et déséquilibrées. Les stations S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence) illustrent une forte dégradation écologique. La station S5, en transition, montre une accumulation de nutriments et une baisse de l'oxygène dissous, avec une dominance d'espèces mobiles, flagellées (MBFG V), traduisant une pression anthropique croissante. La station S6 (confluence) est la plus impactée, caractérisée par des concentrations élevées en NO_3^- , Pt, Nt, une faible oxygénation, et une dominance d'espèces de très grand biovolume dotées de vacuoles et flagelles (MBFG VI). Les microalgues périphytiques y reflètent une forte pression organique. Ces résultats soulignent ainsi la pertinence des traits morpho-fonctionnels comme indicateur fiable du niveau écologique, trophique et des dynamiques d'adaptations des communautés algales aux variations des conditions environnementales. La convergence des résultats entre les microalgues planctoniques et périphytiques confirme la pertinence de l'approche fonctionnelle pour la compréhension du fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques.

Sur la base des déséquilibres écologiques identifiés, des actions contribuant à la réduction des apports en nutriments en occurrence azote et le phosphore doivent être entreprise. Il s'agit entre autres du contrôle des rejets domestiques et industriels dans le milieu, mise en place d'une zone tampon végétalisée le long des berges pour filtrer les polluants, réduction des pressions physiques des berges et habitats aquatiques. Aussi mobiliser la communauté locale à travers des activités scientifiques citoyennes notamment à l'égard de l'orpillage.

Les résultats de cette étude contribuent fortement à la compréhension des traits morpho-fonctionnels des microalgues planctoniques et périphytiques dans le diagnostic écologique des écosystèmes aquatiques. Ces résultats pourraient être exploités par les gestionnaires de l'environnement pour améliorer les stratégies de surveillance et de restauration des écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, pour des recherches futures, il serait important d'explorer les interactions entre les communautés de microalgues planctoniques et périphytiques avec d'autres groupes biologiques (zooplancton, macroinvertébré et poisson), élaborer des modèles prédictifs de traits selon les variables des facteurs abiotiques, affiner les correspondances écologiques des MBFG en contexte ouest-africain, mettre en œuvre un réseau de surveillance écologique fonctionnel. Enfin, développer des seuils de qualité

environnementale spécifiques au contexte local, basés sur les réponses fonctionnelles des communautés de microalgues planctoniques et périphytiques aux pressions anthropiques.

REFERENCES

- Abonyi A., Horvath Z. & Ptacnik R. (2018). La richesse fonctionnelle surpasse la richesse taxonomique dans la prédiction du fonctionnement des écosystèmes dans les communautés naturelles de phytoplancton. *Freshwater Biology*, 63 : 178-186.
- AFNOR (2011). NF EN 15972 : qualité de l'eau ligne directrices pour l'échantillonnage du phytoplancton dans les masses d'eau. Association Française de Normalisation.
- Adon M.P., Niamien-Ebrottie J.E., Konan K.F., Azah C.N., Ouattara A. & Gourene G. (2017). Qualité des eaux du Bandama-blanc (Côte d'Ivoire) et de ses affluents soumis à de fortes activités anthropique à partir de la microflore. *Agronomie Africaine*, 29(2) : 159-175.
- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. Dordrecht: *Springer 2* : 317-357.
- APHA (American Public Health Association), American Works Association & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater (23 rd.ed)* Washington D.C. American Public USA Health Association 1588 p.
- Amorim C.A. & Moura A.D.N. (2022). Habitat templates of phytoplankton functional groups in tropical reservoirs as a tool to understand environmental changes. *Hydrobiologia*, 849(5) : 1095-1113.
- Argelier C., Logez M. & Lepage M. (2021). Etat écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives. *Sciences Eaux & Territoires*, 37 : 44-47.
- Assoko A.V.S. (2022). Conception d'outils de prévision des extrêmes hydrologiques en région tropicale Ouest Africaine : cas du bassin versant de la Marahoué en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat en géoscience et environnement, École Doctorale Polytechnique, Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (Yamoussoukro, Côte d'Ivoire), 240 p.
- Attoungbré K.S., NiamienEbrottié J.E., Kouamé K.M., Boussou K.C., Aliko N.G. & Konan K.F. (2020). Typology of the phytoplankton community of Dohou Lake, drinking water supply source in Duékoué town (western Côte d'Ivoire). *Journal of Environement and Ecology*, 11(1) : 1-18.
- Avit J.B.L.F., Pédia P.L. & Sankaré Y. (1999). Diversité biologique de la Côte d'Ivoire. Rapport de synthèse. Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 273 p.

- Banas N.S. & Campbell R.G. (2016). Traits controlling body size in copepods: separating general constraints from species-specific strategies. *Marine Ecology-Progress Series* 558 : 21-33.
- Barros de Medeiros V.P., da Costa W.K.A., da Silva R.T., Pimentel T.C. & Magnan M. (2022). Les microalgues comme source d'ingrédients fonctionnels dans les aliments de nouvelle génération : enjeux, effets technologiques, activité biologique et enjeux réglementaires. *Critiques en science de l'alimentation et nutrition*, 62(18) : 4929-4950.
- Barton A.D., Pershing A.J., Litchman E., Record N.R., Edwards K.F., Finkel Z.V., Kiorboe T. & Ward B.A. (2013). "The Biogeography of Marine Plankton Traits." *Ecology Letters*, 16(4) : 522-534.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., van de Bund W., Zampoukas N. & Hering D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18 : 31-41.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H. & Statzner B. (2006). Développements en matière de biosurveillance des insectes aquatiques : une analyse comparative des approches récentes. *Revue annuelle d'entomologie*, 51 : 495-523.
- Bourrelly P. (1966). Les algues d'eau douce. Initiation à la Systématique. Tome I : Les algues vertes. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris (France), 511 p.
- Bourrelly P. (1968). Les algues d'eau douce. Initiation à la Systématique. Tome II. Les algues jaunes et brunes : Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Société nouvelle des éditions Boubée & Cie, Paris (France), 438 p.
- Bourrelly P. (1981). Les algues d'eau douce. Initiation à la systematique. Tome II. Les algues jaunes et brunes : Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et Diatomées. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris (France), 517 p.
- Bourrelly P. (1985). Les Algues d'eau douce. Tome III : Les Algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. Soc. Nouv. Éd. Boubée, Paris, 606 p.
- Bourrelly P. (1990). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I : Les algues vertes. 2è edition, Société nouvelle des éditions Boubée, Paris (France), 572 p.
- Brahiman K.K., Awa N. & Danielle A.B.R. (2021). Caractérisation de la diversité, de la structure des tailles et du stress écologique au niveau du peuplement des poissons sur

- le fleuve Bandama (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *European Scientific Journal*, 17(43) : 19-25.
- Broder A.Z. (1997). On the resemblance and containment of documents. In: Proceedings. Compression and Complexity of sequences Cat. No. 97TB100171. IEEE Computer Society, Los Alamitos, CA, USA, 21-29.
- Buisson L., Grenouillet G., Villéger S., Canal J. & Laffaille P. (2013). Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology*, 19(2) : 387-400.
- Cadotte M.W., Carscadden K. & Mirotchnick N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5) : 1079-1087.
- Cadotte M.W., Livingstone S.W., Yasui S.L.E., Dinnage R., Li, J.T., Marushia R. & Shu W. (2017). Expliquer la multifonction des écosystèmes à l'aide de modèles évolutifs. *Écologie*, 98(12) : 3175-3187.
- Camara M., Ouattara A., Ouattara S. & Gourene G. (2022). Phytoplankton functional groups structures and ecological quality of tropical lake (Taabo, Côte d'Ivoire). *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 26(5) : 955-971.
- Camara M.L. (2016). Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche. Thèse de Doctorat, école doctorale science chimiques et Biologiques pour la santé, Université Montpellier, (Montpellier, France), 191p.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P. & Naeem S. (2012). La perte de biodiversité et son impact sur l'humanité. *Nature*, 486(7401) : 59-67.
- Cellamare M. (2009). Evaluation de l'Etat Ecologique des Plans d'Eau Aquitains à partir des Communautés de Producteurs Primaires. Thèse de doctorat, Ecole doctorale des sciences, "sciences et environnements" spécialité écologie évolutive, fonctionnelle et des communautés, Université de Bordeaux 1 (Bordeaux, France), 328 p.
- Cellamare M., de Tezanos P., Leitão P., Coste M., Boutry M. & Haury J. (2013). Using functional approaches to study phytoplankton communities in a temperate region exposed to tropical species dispersal. *Hydrobiologia*, 702 : 267-282.

- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K. & Ellison A.M. (2014). Raréfaction et extrapolation avec les nombres de Hill : un cadre pour l'échantillonnage et l'estimation dans les études de diversité des espèces. *Monographies écologiques*, 84(1) : 45-67.
- Charollais M.F., Mulhauser G., Gonseth Y. & Person S. (1998). Qualité des surfaces de compensation écologique : un outil d'appréciation à la portée de chacun. *Revue Suisse d'agriculture* 30(3) : 107-114.
- Chenwei L., Xu S., Lianghu S., Jinbang C., Longjiang Z. & Liyun G. (2021). Assessment of phytoplankton community structure and water quality in the Hongmen Reservoir. *Water Quality Research Journal*, 56(1) : 19-30.
- Chevenet F., Doledec S. & Chessel D. (1994). Une approche de codage flou pour l'analyse de données écologiques à long terme. *Freshwater Biology*, 31 : 295-309.
- Chisholm S.W. (1992). Phytoplankton size. In: Falkowski P.G. & Woodhead A.D. (eds), Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea, *Plenum Press*, New York (USA) : pp 213-237.
- Chisholm S.W. (1992). Taille du phytoplancton. *Productivité primaire et cycles biogéochimiques dans la mer*, 213-237.
- Colwell R.K. (2009). Biodiversity: Concepts, Patterns and Measurement. *The Princeton guide to ecology*, 663 : 257-263.
- Compère P. (1986). Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique. Tome 1. Cyanophyceae. Jardin Botanique National de Belgique, Meise (Belgique), 120 p.
- Compère P. (1989). Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique. Tome 2. Pyrrophytes : Cryptophyceae, Dinophyceae ; Raphidophytes : Raphidophyceae ; Euglenophytes : Euglenophyceae. Jardin Botanique National de Belgique, Meise (Belgique), 209 p.
- Costa L.S., Huszar V.L.M. & Ovalle A.R. (2009). Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: hydrological control and nutrient limitation. *Estuaries and Coasts*, 32 : 508-521.
- Costa M.R., Cardoso M.M., Selmeçzy G.B., Padisák J. & Becker V. (2024). Réponses fonctionnelles du phytoplancton induites par des événements hydrologiques extrêmes dans un réservoir tropical. *Hydrobiologia*, 851(4) : 849-867.

- Cotte G., Soullignac F. & Dos Santos C.F. (2023). Facteurs de contrôle de la distribution du phytoplancton dans la zone de transition rivière lac d'un grand lac. *Aquatique Sciences*, 85 : 1-18.
- Dajoz R. (2000). Précis d'Ecologie. 7^{ème} édition, Dunod, Paris, 615 p.
- Delile H., Dendievel A.M., Yari A., Masson M., Miège C., Mourier B. & Coquery M. (2022). Niveaux de contamination par les micropolluants hérités dans les principaux bassins fluviaux d'après les résultats l'Observatoire des sédiments du Rhône. *Processus hydrologiques*, 36(2) : 1-25.
- Diarra A. (2020). Kossou : un pôle de production halieutique en décadence. *Revue Espace Territoire Sociétés et Santé*, 3(5) : 79-91.
- Dodds W.K., Gido K.B., Whiles M.R., Fritz K.M. & Matthews W.J. (2024). Life on the edge : ecology of prairie streams. *BioScience*, 54 : 205-216.
- Dongo K.R., Niamke B.F., Adje A.F., Britton B.G.H., Nama L.A., Anoh K.P. & Atta K. (2013). Impacts des effluents liquides industriels sur l'environnement urbain d'Abidjan-Côte D'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(1) : 404-420.
- Dray S. & Legendre P. (2008). Tester les relations entre les traits de l'espèce et l'environnement : le problème du quatrième angle revisité. *Ecologie*, 89 : 3400-3412.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C. & Sullivan C.A. (2006). Biodiversité d'eau douce : importance, menaces, statut et défis de conservation. *Revue biologique*, 81(2) : 163-182.
- Dufrêne M. (1992). Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Thèse de Doctorat en Science, Université Catholique de Louvain, Belgique, 194 p.
- Eba A.E.L., Kouamé K.S., Balliet R., Anoh A.K. & Jourda J.P.R. (2016). Evaluation de la vulnérabilité à la pollution d'une eau de surface destinée à l'adduction d'eau potable d'une métropole. Cas de la lagune Aghein à Abidjan, (Sud de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 12 : 306-326.
- Edwards K.F., Litchman E. & Klausmeier C.A. (2013). Functional traits explain phytoplankton responses to environmental gradients across lakes of the United States. *Ecology*, 94 : 1626-1635.
- Eisenhauer N., Hines J. Maestre F.T. & Matthias C. R. (2023). Reconsidérer la redondance fonctionnelle dans la recherche sur la biodiversité. *Biodiversity* 2,(9) : 1-4:

- Falkowski P., Barber R. & Smetacek V. (1998). Contrôles biogéochimiques et rétroactions sur la productivité primaire des océans. *Science*, 281 : 200-206.
- Field C.B., Behrenfeld M.J., Randerson J.T. & Falkowski P. (1998). Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281 : 237-240.
- Fraisse S. (2013). Structure de la communauté phytoplanctonique des fleuves côtiers en réponse aux contraintes hydrodynamiques : une approche basée sur les traits morpho-fonctionnels. Thèse de Doctorat en Science et technologie à Université de Rennes 1 (Rennes, France) 168 p.
- Gábor B., Vérone L., Enikő T.K., Stanković I., Pickó L., Béres V. & Várbiro G. (2021). Calculs de biovolume et de surface pour les microalgues, à l'aide de modèles 3D réalistes. *Science of the Total Environment*, 773 : 1-6.
- Gao W., Xiong F. & Lu Y. (2024). Water quality and habitat drive phytoplankton taxonomic and functional group patterns in the Yangtze River. *Ecological Processes*, 13(1) : 1-15.
- Gao W., Xiong F., Lu Y., Xin W., Qu X. & Chen Y. (2023). Elaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur le phytoplancton pour l'évaluation de la santé écologique du fleuve Yangtsé. *Ecological Processes*, 12(1) : 1-15.
- Gilmour D.J. (2023). Diversity of algae and their biotechnological potential. *Advances in microbial physiology*, 82 : 301-321.
- Givan O., Parravicini V., Kulbicki M. & Belmaker J. (2017). Trait structure reveals the processes underlying fish establishment in the Mediterranean: Non-indigenous fish trait structure. *Global Ecology and Biogeography*, 26 : 142-153.
- Gotelli N.J. & Colwell R.K. (2001). Quantification de la biodiversité : procédures et pièges dans la mesure et la comparaison de la richesse des espèces. *Lettres d'écologie*, 4(4) : 379-391.
- Gray S.J. (2000). The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of marine biology and ecology*, 250 : 23-49.
- Guiry M.D & Guiry G.M. (2024). AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway [https : // www.algaebase.org](https://www.algaebase.org) consulté le 01/01/2024
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan R.D. (2011). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1) : 9-18.

- Havens K.E., Hauxwell J., Tyler A.C., Thomas S., McGlathery K.J., Cebrian J. & Hwang S. J. (2001). Interactions complexes entre autotrophes dans les écosystèmes marins et d'eau douce peu profonds : implications pour les réponses des communautés au stress nutritionnel. *Pollution de l'environnement*, 113(1) : 95-107.
- Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K. & Verdonschot P.F. (2006). Évaluation des cours d'eau européens avec des diatomées, des macrophytes, des macroinvertébrés et des poissons : une analyse comparative basée sur des mesures de la réponse de l'organisme au stress. *Biologie d'eau douce*, 51(9) : 1757-1785.
- Hewitt J.W. & Lemoine-Goumard M. (2015). Observations de restes de supernova et de nébuleuses de vent de pulsar aux énergies des rayons gamma. *Comptes Rendus. Physique*, 16(6-7) : 674-685.
- Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U. & Zohary T. (1999). Calcul du biovolume pour les microgues pélagique et benthiques. *Journal of Phycology*, 35 : 403-424.
- Hirst A.G., Glazier D.S. & Atkinson D. (2014). Le changement de forme du corps pendant la croissance permet des tests qui distinguent les théories géométriques concurrentes de la mise à l'échelle métabolique. *Ecology letters*, 17 : 1274-1281.
- Huisman J., Sharples J., Stroom J.M., Visser P.M., Kardinaal W.E.A., Verspagen J.M. & Sommeijer B. (2004). Les changements dans le mélange turbulent déplacent la concurrence pour la lumière entre les espèces de phytoplancton. *Écologie*, 85(11) : 2960-2970.
- Ilarri M.I., Amorim L., Souza A.T. & Sousa R. (2018). Physical legacy of freshwater bivalves : Effects of habitat complexity on the taxonomical and functional diversity of invertebrates. *Science of the Total Environment*, 634 : 1398-1405.
- INS (Institut National de la Statistique). (2021). Rapport sur la situation socio-démographique de la Côte d'Ivoire, Abidjan 202 p.
- ISO (International Organization for Standardization). (2018). *ISO 5667-3 : 2018. Water quality Sampling part 3 Preservation and handling of water samples*. ISO.
- Jamil T., Kruk C., Ter Braak C.J.F. (2014). A Unimodal species response model relation to environment with application to phytoplankton communities. *Plos One*, 9(5) : 1-14.

- John D.M., Whitton B.A. & Brook A.J. (2002). The Freshwater Algal Flora of the British Isles. Cambridge University press, The Natural History Museum, United Kingdom 702p.
- Juan S. & Liu D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research*, 25(11) : 1331-1346.
- Kamagaté M., Komoé K. & Kouassi B.A.T. (2024). Evaluation de l'Etat trophique des Eaux du fleuve Comoe (Côte d'Ivoire) à partir des analyses physico-chimique et Micro-algue. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 41(4), 1286-1297.
- Karr J.R. (1991). L'intégrité biologique : un aspect longtemps négligé de la gestion des ressources en eau. Applications écologiques. *Ecological Society of America*, 1(1), 66-84.
- Kelly M.G. & Whitton B. A. (1995). L'indice trophique des diatomées : un nouvel indice pour le suivi de l'eutrophisation dans les rivières. *Journal de phycologie appliquée*, 7(4) : 433-444.
- Kelly M.G. (2001). Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Water Research*, 35 : 2784-2788.
- Komárek J. & Mares J. (2012). An update to modern taxonomy (2011) of freshwater planktic heterocytous cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 698 : 327-351.
- Komárek J. (2013). Cyanoprokaryota II. Teil/Part 3: Heterocytous Genera. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19 :1-31.
- Komárek J., Anagnostidis K., Pascher A., Ettl H. & Büdel B. (1999). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19 : 1-548.
- Konan K.F., Bony K.Y., Adon M.P. & Potgierter J. (2015). Hydrobiological study of Bandama basin in Yaoure Gold project's of Influence (Yaoure Gold prject, Côte d'Ivoire) report Amara Mining Côte d Ivoire SARL/ Cabinet AMEC foster Wheeler/ Cabinet 2D Consulting Afrique, 99 p.
- Kostygov A.Y., Karnkowska A., Votýpka J., Tashyreva D., Maciszewski K., Yurchenko V. & Lukeš J. (2021). Euglenozoa: taxonomy, diversity and ecology, symbioses and viruses. *Open Biologie*, 11 : 1-47.
- Kouadio A.D., Konan E.S., Grogan N. & Konan S. (2025). Evaluation de l'impacte des produits agricoles sur la dynamique des groupes fonctionnels du phytoplancton dans une ferme rizico-piscicole (Bonoufla, Côte D'Ivoire). *Bio-Recherche*, 23(1) : 2580-2596.

- Kouakou A.C.A., Coulibaly B., Kaba D., Anoh K.P. & Courtin F. (2018). Dynamique de peuplement et modification paysagère dans le parc national de la Marahoué (Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 36(2) : 206-216.
- Kouamé Y. M., Obahoundje S., Diedhiou A, Francois B., Amoussou E., Anquetin S., Didi R. S., Kouassi L. K., Bi V. H. N., Soro E. G. & Yao E. K. (2019). Climate, land use and land cover changes in the Bandama Basin (Cote D'Ivoire, West Africa) and Incidences on hydropower production of the Kossou dam. *Land*, 8 (7) : 103-124.
- Kouamé Y.A., Yao G., Alui A., N'guessan A., Tiemoko T.P. & Kloman Y.K. (2008). Etude morphopédologique du bassin versant du mont Blanguand dans le massif du Yaouré en région Centre de la Côte d'Ivoire. *Afrique Science Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 4(3) :1-16.
- Kouassi B.A.T., Komoé K., Adon M.P. & Ouattara A. (2021). Diatoms flora from a shallow reservoir in Ivory Coast. *Journal of Scientific Research and Reports*, 27 (4), 34-45.
- Kragh T., Martinsen K.T., Kristensen E. & Sand-Jensen K. (2020). De la sécheresse à l'inondation : Un afflux soudain de carbone provoque l'anoxie dans tout le lac et la mort massive de poissons dans un grand lac peu profond. *Science de l'environnement total*, 739 : 1-12.
- Kruk C. & Segura A.M. (2012). The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, 698 :191-202.
- Kruk C., Devercelli M., Huszar V.L., Hernandez E., Beamud G., Diaz M. & Segura A. M. (2017). Classification of reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshwater Biology*, 62(10) :1681-1692.
- Kruk C., Huszar V.L.M., Peeters E.T.H.M., Bonilla S., Costa L., Lüring M., Reynolds C.S. & Scheffler M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55 : 614-627.
- Kruk C., Peeters E.T.H.M., Van Nes E.H., Huszar V.L.M., Costa L.S. & Scheffer M.(2011). Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology and Oceanography*, 56 : 110-118.
- Kruskal W.H., & Wallis W.A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260) : 583-621.
- Kuo Y.M., Yu H.L., Kuan W.H., Kuo M.H. & Lin H. J. (2016). Factors controlling changes in Epilithic algal biomass in the mountain streams of subtropical Taiwan, *PLoS One* 11(11) :1-14.

- Laliberté E. & Legendre P. (2010). Un cadre basé sur la distance pour mesurer la diversité fonctionnelle de plusieurs caractères. *Écologie*, 91(1) : 299-305.
- Lange K., Townsend C.R. & Matthaei C.D. (2015). Un cadre basé sur les traits pour les communautés d'algues de ruisseau. *Ecologie et évolution*, 6(1) : 23-36.
- Laplace Treyturé C., Barbe J., Dutartre A., Druart J.C., Rimet F. & Anneville O. (2009). Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE : version 3.3.1 (Rapport Technique irstea), 44 p.
- Laplace-Treyturé C., Derot J. & Prévost E. (2020). Ensemble de données sur les traits morpho-fonctionnels du phytoplancton des plans d'eau français. *Données scientifiques*, 8(1) : 1-40.
- Larned S.T. (2010). A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1) : 182-206.
- Lavorel S. & Garnier E. (2002). "Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail". *Functional Ecology*, 16 : 545-556.
- Le Mat A. (2018). Etude des communautés phytoplanctoniques dans les grands lacs aquitains : dynamiques temporelles et fonctionnelles. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du titre d'ingénieur en science de l'environnement d'AgroSup (Dijon, France), 65 p.
- Lê S., Josse J. & Husson F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25 : 1-18.
- Leclercq L. & Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de la qualité chimique des eaux courantes comparaison avec différents indices existants. *Le cahier de la biologie marine*, 28 : 303-310.
- Legendre P., Galzin R. & Harmelin-Vivien M.L. (1997). Relier le comportement à l'habitat : solutions au problème du quatrième coin. *Ecologie*, 78 : 547-562.
- Legras G., Loiseau N., Gaertner J.C., Poggiale J.C. & Gaertner-Mazouni N. (2020). Évaluation de la diversité fonctionnelle : l'influence du nombre de traits fonctionnels. *Écologie théorique*, 13(1) : 117-126.
- Leitao M. & Couté A. (2005). Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. DEPEE-DLM Honfleur éd., Agences de l'Eau Seine Normandie, Honfleur France, 64 p.

- Lengyel E., Stenger-Kovács C., Boros G., Al-Imari T.J.K., Novák Z. & Bernát G. (2023). Impacts anticipés des changements climatiques sur la structure et la fonction du phytobenthos dans les lacs d'eau douce. *Recherche environnementale*, 238(2) : 1-12.
- Lévêque C., Dejoux C. & Iltis A. (1983). Limnologie du fleuve Bandama, Côte d'Ivoire. *Hydrobiologie*, 100 : 113-141.
- Lewis D.M., Elliott J., Lambert M.F. & Reynolds C.S. (2002). The simulation of an Australian reservoir using a phytoplankton community model: PROTECH. *Ecological Modelling*, 150 : 107-116.
- Li Z., Ma C., Sun Y., Lu X. & Fan Y. (2022). Ecological health evaluation of rivers based on phytoplankton biological integrity index and water quality index on the impact of anthropogenic pollution: A case of Ashi River Basin. *Frontiers in microbiology*, 13 : 1-16.
- Litchman E. & Klausmeier C.A. (2008). Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics*, 39 : 615-639.
- Litchman E., De Tezanos P.P., Edwards K.F., Klausmeier C.A., Kremer C.T. & Thomas M.K. (2015). Global biogeochemical impacts of phytoplankton: A trait-based perspective. *Journal of Ecology*, 103(6) : 1384-1396.
- Lozo N., Berté S., Komoé K. & Kouamélan P. (2013). Bacillariophyceae (Heterokontophyta) from Bandama River in Côte d'Ivoire, West Africa. *Journal of animal & plant sciences*, 20(2) : 3113-3121.
- Lubarsky H.V., Hubas C., Chocholek M., Larson F., Manz W., Paterson D.M. & Gerbersdorf S.U. (2010). The stabilisation potential of individual and mixed assemblage of natural bacteria and microalgae. *PloS one*, 5(11) : 41-56.
- Lürling M., Eshetu F., Faassen E.J., Kosten S. & Huszar, V.L. (2013). Comparaison des taux de croissance des cyanobactéries et des algues vertes à différentes températures. *Biologie d'eau douce*, 58(3) : 552-559.
- Lürling M., Mello M.M.E., Van Oosterhout F., de Senerpont Domis L. & Marinho M.M. (2018). Réponse des assemblages naturels de cyanobactéries et d'algues à une impulsion nutritive et à une température élevée. *Frontières en microbiologie*, 9 : 1-14.
- Mackey K.R., Bristow L.A., Parks D.R. & Altabet M.A. (2015). *Euglena mutabilis*: a green algae thriving in high concentrations of heavy metals. *Environmental Science & technology*, 49(20) : 12050-12056.

- Magurran A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. Princeton, New Jersey USA, 179 p.
- Markert B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G. (2023). Bioindicators & biomonitoring : principles, concepts, and applications, Amsterdam ; Boston, *Elsevier*, 1(6) : 1000-1014 p.
- Martini S., Larras F., Boyé A., Faure E., Aberle N., Archambault P., Bacouillard L., Beisner B.E., Bittner L., Castella E., Danger M., Gauthier O., Karp-Boss L., Lombard F., Maps F., Stemmann L., Thiébaud E., Usseglio-Polatera P., Vogt M., Laviale M. & Ayata S.-D. (2021). Les approches basées sur les traits fonctionnels comme cadre commun pour les écologistes aquatiques. *Limnologie et océanographie*, 66 : 965-994.
- Mason N.W.H., Moullit D., Lee W.G. & Wilson J.B. (2005). Functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1) : 112-118.
- Matagne P. (2003). Aux origines de l'écologie. *Innovations*, 18 : 27-42.
- Mcgill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4) : 178-185.
- Moitry E. & Legout A. (2024). Les conséquences de l'érosion sur le milieu aquatique. Rendez-vous Techniques de l'ONF, Paris, France, 79 p.
- Mouillot D., Graham N.A., Villéger S., Mason N.W. & Bellwood D.R. (2013). Une approche fonctionnelle révèle les réponses de la communauté aux perturbations. *Tendances en écologie et évolution*, 28(3) : 167-177.
- N'da D.H., Adou Y.C.Y., N'guessan K.E., Kone M. & Sagne Y.C. (2008). Analyse de la diversité floristique du parc national de la Marahoué, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 04(3) : 552-579.
- Naselli-Flores L. & Barone R. (2007). Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (Lake Arancio, Southwestern Sicily). *Hydrobiologia*, 578 : 87-95.
- Naselli-Flores L., Padisák J. & Albay M. (2007). Forme et taille dans l'écologie du phytoplancton : ont-elles de l'importance ? *Hydrobiologia*, 578(1) : 157-161.
- Nguyen A.T., Dao T.S., Strady E., Nguyen T.T., Aimé J., Gratiot N. & Némery, J. (2022). Caractérisation du phytoplancton dans un fleuve tropical à marée impacté par une mégapole : le cas de la rivière Saigon (Sud Vietnam). *Environmental Science and Pollution Research*, 29(3) : 4076-4092.

- Niamien-Ebrottié J.E. (2010). Composition et distribution spatio-temporelle des peuplements d'algues de quatre rivières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire (Soumié, Eholié, Ehania et Noé). Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 117 p.
- Niamien-Ebrottié J.E., Konan K.F., Edia O.E., Ouattara A. & Gourène G. (2013). Composition et variation spatio-saisonnier du peuplement algal des rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire. *Journal des biosciences appliquées*, 66 : 5147-5161.
- O'farrell I., De Tezanos P.P. & Izaguirre I. (2007). Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578 : 64-77.
- Oberholster P.J., Schoeman Y., Truter J.C. & Botha A.M. (2022). Utilisation de l'assemblage de Periphyton et des variables de qualité de l'eau pour évaluer la récupération écologique d'une zone humide écologiquement modifiée touchée par le drainage minier acide après une période de sécheresse. *Processus*, 10(5) : 1-22.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., & Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7*. 2020. Preprint at, 3-1.
- Organisation internationale de normalisation. (2016). Qualité de l'eau, Détermination de la turbidité-Partie1 : Méthodes quantifiées (Norme NF EN ISO 7027-1), Paris : AFNOR.
- Ouattara A. (2000). Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat faculté de Sciences, l'Université Catholique Leuven, (Leuven, Belgique), 200 p.
- Ouattara M., Ouédraogo I., Zongo B. & Zongo F. (2024). Diversité et structure des microalgues et leur utilisation potentielle dans la surveillance de la pollution de l'eau et de l'eutrophisation dans le réservoir de Loumbila (Burkina Faso). *Limnologie fondamentale et appliquée*, 197(3) : 189-202.
- Padisák J. & Naselli-flores L. (2021). Phytoplankton in extreme environment: importance and consequences of habitat permanency. *Hydrobiologia*, 848 : 157-176.
- Padisák J., Crossetti L. O. & Naselli-Flores, L. (2009). Utilisation et mauvaise utilisation dans l'application de la classification fonctionnelle du phytoplancton : un examen critique avec des mises à jour. *Hydrobiologia*, 621(1) : 1-19.

- Padisák J., Grigorszky I., Borics G. & Soroczki-Pinter E. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia*, 553 : 1-14.
- Paerl H.W. & Otten T.G. (2013). Efflorescences cyanobactériennes nuisibles : causes, conséquences et contrôles. *Ecologie microbienne*, 65(4) : 995-1010.
- Paerl H.W. & Paul V.J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5) : 1349-1363.
- Pearce N.J.T., Parsons C.T., Pomfret S.M. & Yates A.G. (2023). Periphyton phosphorus uptake in response to Dynamic concentrations in streams: Assimilation and changes to intracellular speciation. *Environmental science & technology*, 57(11) : 4643-4655.
- Pesce S., Fajon C. & Bardot C. (2008). Longitudinal changes in microbial planktonic communities of a french riven in relation to pesticide and nutrient inputs. *Aquatic Toxicology*, 86(3) : 352-360.
- Pielou E.C. (1966). An introduction to mathematical ecology. Wiley Intersciences, New York USA, 285 p.
- Pomerleau C., Sastri A.R. & Beisner B.E. (2015). Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*, 37 : 712-726.
- Prygiel J. & Coste M. (1993). Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: bilan et perspectives. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 29,(3) : 255-267.
- Qin M., Fan P., Li Y., Wang H., Wang W., Liu H., Messyasz B., Goldyn R. & Li B. (2023). Assessing the Ecosystem Health of Large Drinking-Water Reservoirs Based on the Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI): A Case Study of Danjiangkou Reservoir. *Sustainability*, 15(6) : 5275-5282.
- Quinn G.P. & Keough M.J. (2002). Conception expérimentale et analyse de données pour les biologistes. *Presses de l'université de Cambridge*, United Kingdom, 130 p.
- Raven J. A. (1999). pH regulation of plants with CO₂ concentrating mechanisms. In *Methods in pH Regulation in animals and plants*, (eds S. Egginton A.M., Taylor E.L. & Raven J.A.), Cambridge University Press , United Kingdom 177-192.
- Raven J.A., Gobler C.J. & Hansen J.P. (2020). Dynamic CO₂ and pH levels in coastal, estuarine, and inland waters: Theoretical and observed effects on harmful algal blooms. *Harmful Algae*, 91 : 1-13.

- Reynolds C. (2006). Ecology of phytoplankton, Cambridge University Press, Cambridge, GBR (England), 552 p.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 : 417-428.
- Reynolds L.P., Borowicz P.P., Caton J.S., Vonnahme K.A., Luther J.S., Buchanan D.S. & Redmer D.A. (2010). Développement vasculaire utéroplacentaire et fonction placentaire: une mise à jour. *Revue internationale de biologie du développement*, 54(2) : 320-355.
- Richardson A.E., Barea J.M., McNeill A.M. & Prigent-Combaret C. (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and soil*, 321 : 305-1309.
- Rodier J., Legube B. & Merlet N. (2009). L'Analyse de l'Eau. 9^e édition. Dunod : Paris (France), 1579 P.
- Rosemond A.D., Mulholland P.J. & Brawley S.H. (2000). Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1) : 66-75.
- Rumeau A. & Coste M. (1988). Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Française de Pêche et de Pisciculture*, 309 : 1-69.
- Ryabov A., Kerimoglu O., Litchman E., Olenina I., Roselli L., Basset A., Stanca E. & Blasius B. (2021). La forme compte : la relation entre géométrie cellulaire et la diversité dans le phytoplancton. *Ecology letters*, 24 : 847-861.
- Salmaso N. & Padisák J. (2007) Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578 : 97-112.
- Schmera D., Podani J., Heino J., Erős T. & Poff N. L. (2015). A proposed unified terminology of species traits in stream ecology. *Freshwater. Science*, 34 : 823-830.
- Segura V., Silva R.I., Clara M.L., Martos P., Cozzolino E. & Lutz V. A. (2021). Production primaire et assemblages de plancton dans les zones de pêche autour du golfe de San Jorge (Patagonie) au printemps et en été. *Recherche sur le plancton et le benthos*, 16(1) : 24-39.

- Severiano J.S., Amaral C.B., Diniz A.S. & Moura A.N. (2021). Species-specific response of phytoplankton to zooplankton grazing in tropical eutrophic reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33(17) : 1-23.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1963). The mathematical theory of communication. Urbana University Press, Illinois, USA, 127 p.
- Shapiro S.S. & Wilk M.B. (1965). Une analyse de variance test de normalité (échantillons complets). *Biometrika*, 52(3-4) : 591-611.
- Shaw E.A. & Richardson J.S. (2001). Effets directs et indirects de la durée de l'impulsion sédimentaire sur les assemblages d'invertébrés des cours d'eau et sur la croissance et la survie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadien Journal of Fishery Sciences aquatique*, 58 : 2213-2221.
- Sialve B. & Steyer J.P. (2013). Les microalgues, promesses et défis. *Innovations Agronomiques*, 26 : 71-96.
- Sieburth J.M., Smetacek V. & Lenz J. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, 23(6) : 1256-1263.
- Simonin M., Rocca J.D., Gerson J.R., Moore E., Brooks A.C. & Czaplicki L. (2021). Consistent declines in aquatic biodiversity across diverse domains of life in rivers impacted by surface coal mining. *Ecologie Application*, 31(6) : 1-16.
- Smayda T.J. (1997). Harmful Algal Blooms : Their Ecophysiology and General Relevance to Phytoplankton Blooms in the Sea. *Limnology and Oceanography*, 42(5) : 1137-1153.
- Smayda T.J. (2010). Adaptations et sélection d'espèces nuisibles et d'autres espèces de dinoflagellés dans les systèmes de remontée d'eau 1. Morphologie et polymorphisme adaptatif. *Progrès de l'océanographie*, 85(1-2) : 53-70.
- Smith J., Doe A. & Johnson L. (2023). Integrative analysis of trait-environment relationships using RLQ : Applications and Innovations in ecological Research. *Journal of Ecology and Environement*, 45(2) : 125-140.
- Smith V.H. & Schindler D.W. (2009). Eutrophication science: where do from here? Trends in *Ecology & evolution*, 24(4) : 201-207.
- Soro G.E., Yao A.B., Kouame Y.M. & Bi T.A.G. (2017). Changement climatique et ses impacts sur les ressources en eau dans le bassin de Bandama, Côte d'Ivoire. *Hydrologie*, 4(1) : 1-18.

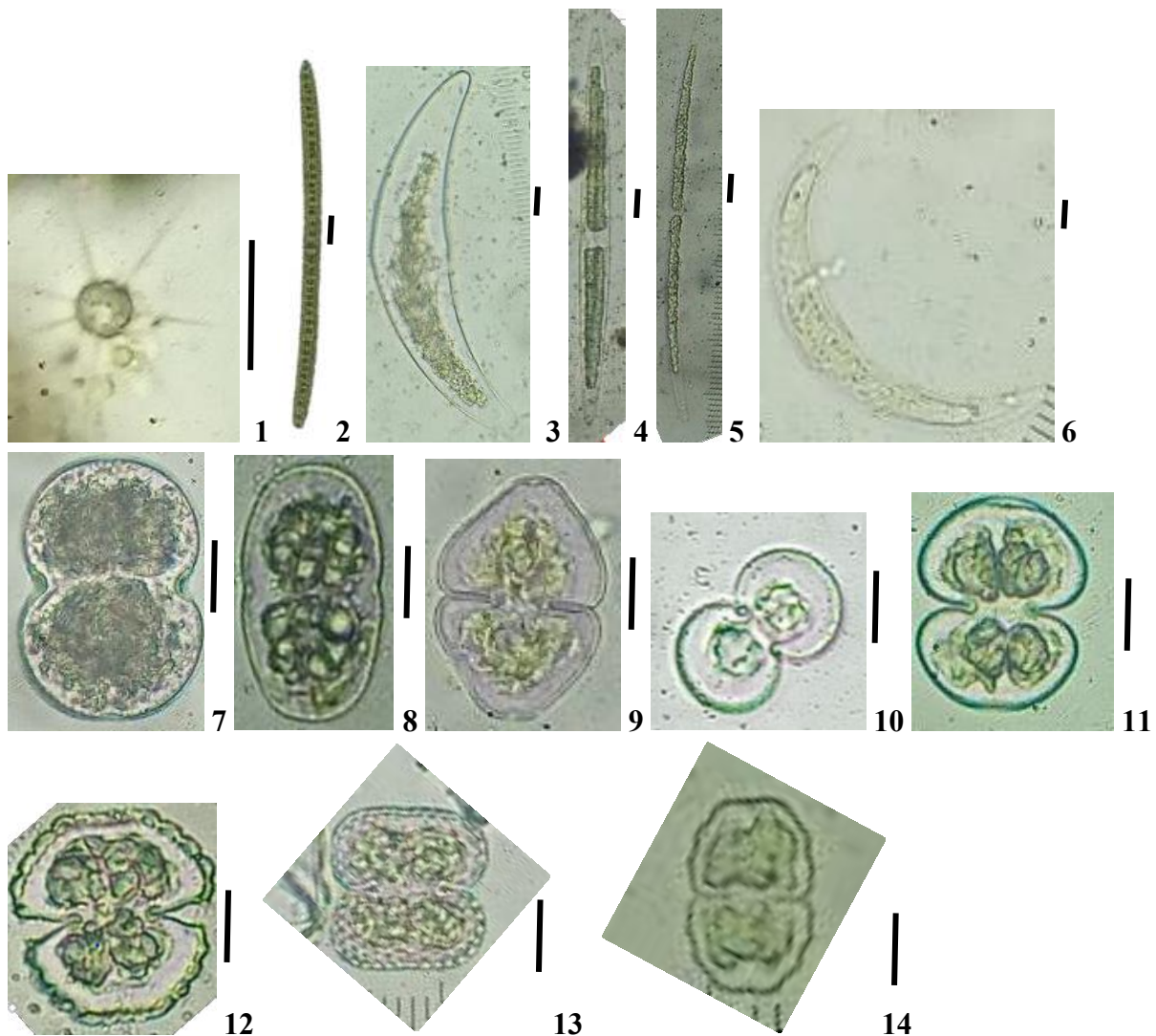
- Soro T.A., Silué K.D., Gogbé Z.M., Coulibaly L. & Gooré B.G. (2021). Paramètres physico-chimiques des eaux du bassin du Haut-Bandama (Côte d'Ivoire). *Revue des Sciences et de la Technologie*, 1 : 33-48.
- Stanca E., Cellamare M. & Basset A. (2012). Geometric shape as a trait to study phytoplankton distributions in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 701 : 99-116.
- Stevenson R.J (1996). An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In R.J Stevenson M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds), *Algal ecology ; Freshwater benthic ecosystems*, San Diego, USA : 3-30.
- Stenger-Kovacs C., Körmendi K., Lengyel E., Abonyi A., Hajnal E., Szabo B., Buczko K & Padisak J. (2016). A test of traditional diversity measures and taxonomic distinctness indices on benthic diatoms of soda pans in the carpathian basin. *Ecological indicators*, 64 : 1-8.
- Stomp M., Huisman J. & Kroon H. (2022). Trait-based approaches to plankton ecology : linking morphology, physiology and behavior to niche differentiation. *Journal of Plankton Research*, 44(3) : 367-385.
- Sultana S., Khan S., Shaika N. A., Hena S. M., Mahmud Y. & Haque M.M. (2024). Écologie des euglénophytes nuisibles d'eau douce : une revue. *Héliyon*, 10(8) : 1-11.
- Sun X. & Wang, W. (2021). L'impact des paramètres environnementaux sur les groupes fonctionnels du phytoplancton dans le nord-est de la Chine. *Génie écologique*, 164 : 1-24.
- Taofeeq D.M., Gusman N. & Fatimah M. (2021). Microalgae biofuels production: A systematic review on socioeconomic prospects of microalgae biofuels and policy implications. *Environmental Challenges*, 5 : 1-13.
- Tapoleczai K., Bouchez A. & Stenger-Kovács C. (2016) Classifications écologiques fondées sur les traits des algues benthiques : revue et perspectives. *Hydrobiologia*, 776 : 1-17.
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002). CANOCO Reference manuel and canoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA, 351 p.
- Thoré E.S.J., Muylaert K., Bertram M.G. & Brodin T. (2023). Microalgae. *Current Biology*, 33(3) : 91-95.
- Tian R.C., Vézina A., Legendre L., Ingram R.G., Klein B., Packard S., Roy S. & Savenkoff N. (2000). Effet des interactions pélagiques dans le réseau trophique et de la reminéralisation des nutriments sur le cycle biogéochimique du carbone : une approche

- de modélisation. Recherche en haute mer, partie II : études thématiques en océanographique, 47(4) : 637-662.
- Tibor E., Heino J., Schmera D. (2009). Characterising functional trait diversity and trait environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater*, 54(8) : 1788-1893.
- Tilman D. (2001). Functional diversity. In : Encyclopedia of Biodiversity. *Academic Press*, 587-596.
- Tilman D., Kilham, S.S. & Kilham P. (1982). Ecologie des communautés phytoplanctoniques : le rôle des nutriments limitants. *Revue annuelle d'écologie et de systématique*, 13 : 349-372.
- Tshibanda J.B., Devarajan N., Birane N., Mwanamoki P.M., Atibu E.K., Mpiana P.T., Prabakar K., Ilunga M.J., Walter W. & Poté J. (2014). Microbiological and physicochemical characterization of water and sediment of an urban river: N'Djili River, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3 : 47-54.
- Utermöhl H. (1958). Zur Ver vollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methodik. *Internationale Vereinigung Fuertheoretische Undamgewandte Limnologie*, 9 : 1-39.
- Villéger S., Masan N.W.H. & Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8) : 290-301.
- Villéger S., Miranda J.R., Hernandez D.F. & Mouillot D. (2012). Low Functional β -Diversity Despite High Taxonomic β -Diversity among Tropical Estuarine Fish Communities. *PLoS ONE*, 7(7) : 1-10.
- Violle C., Bonis A., Plantegenest M., Cudennec C., Damgaard C. & Marion B. (2011). Plant functional traits capture species richness variations along a flooding gradient. *Oikos*, 120 : 389-398.
- Violle C., Navas M.L, Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5) : 882- 892.
- Wang H., Zhao D., Chen L., Giesy J.P, Zhang W., Yuan C., Ni L., Shen H. & Xie P. (2020). Light, but not nutrients, drives seasonal congruence of taxonomic and functional diversity of hytoplankton in a eutrophic highlang lake in China. *Plant science*, 1 : 1-11.

- Weilhoefer C.L. & Pan Y. (2022). Can diatom motility indices reflect excess fine sediment condition. *Ecological indicators*, 140, 109012.
- Weithoff G. & Beisner B.E. (2019). Measures and approaches in trait-based phytoplankton community ecology from freshwater to marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 6 : 1-40.
- Weithoff G. (2003). The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton a new understanding of phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 48 : 1669-1675.
- Wentzky V.C., Tittel J., Jäger C.G., Bruggeman J. & Rinke K. (2020). Succession saisonnière des traits fonctionnels dans les communautés phytoplanctoniques et leur interaction avec l'état trophique. *Journal of Ecology*, 108 : 1649-1663.
- Wetzel R.G. (2001). Limnologie: écosystèmes lacustres et fluviaux. *Gulf Professional Publishing*, 1006 p.
- Wetzel R.G. (2003). Dissolved Organic Carbon: Detrital Energetics, Metabolic Regulators, and Drivers of Ecosystem Stability of Aquatic Ecosystems. *Aquatic Ecosystems*, 3 : 455-477.
- Wilson E.O. (1985). The Biological Diversity Crisis: Despite unprecedented extinction rates, the extent of biological diversity remains unmeasured. *BioScience*, 35(11) : 700-706.
- Zhao L., Xu G., Wang Z. & Xu H. (2016). "Body-Size Spectra of Biofilm-Dwelling Protozoa and Their Seasonal Shift in Coastal Ecosystems. *European Journal of Protistology*, 56 : 32-40.
- Zongo F., Zongo B., Boussim J. & Coute A. (2009) Nouveaux taxons de microalgues dulçaquicoles pour le Burkina Faso (Afrique de l'Ouest) : I-Chlorophyta. *Revue internationale des sciences biologiques et chimiques*, 2 : 508-528.

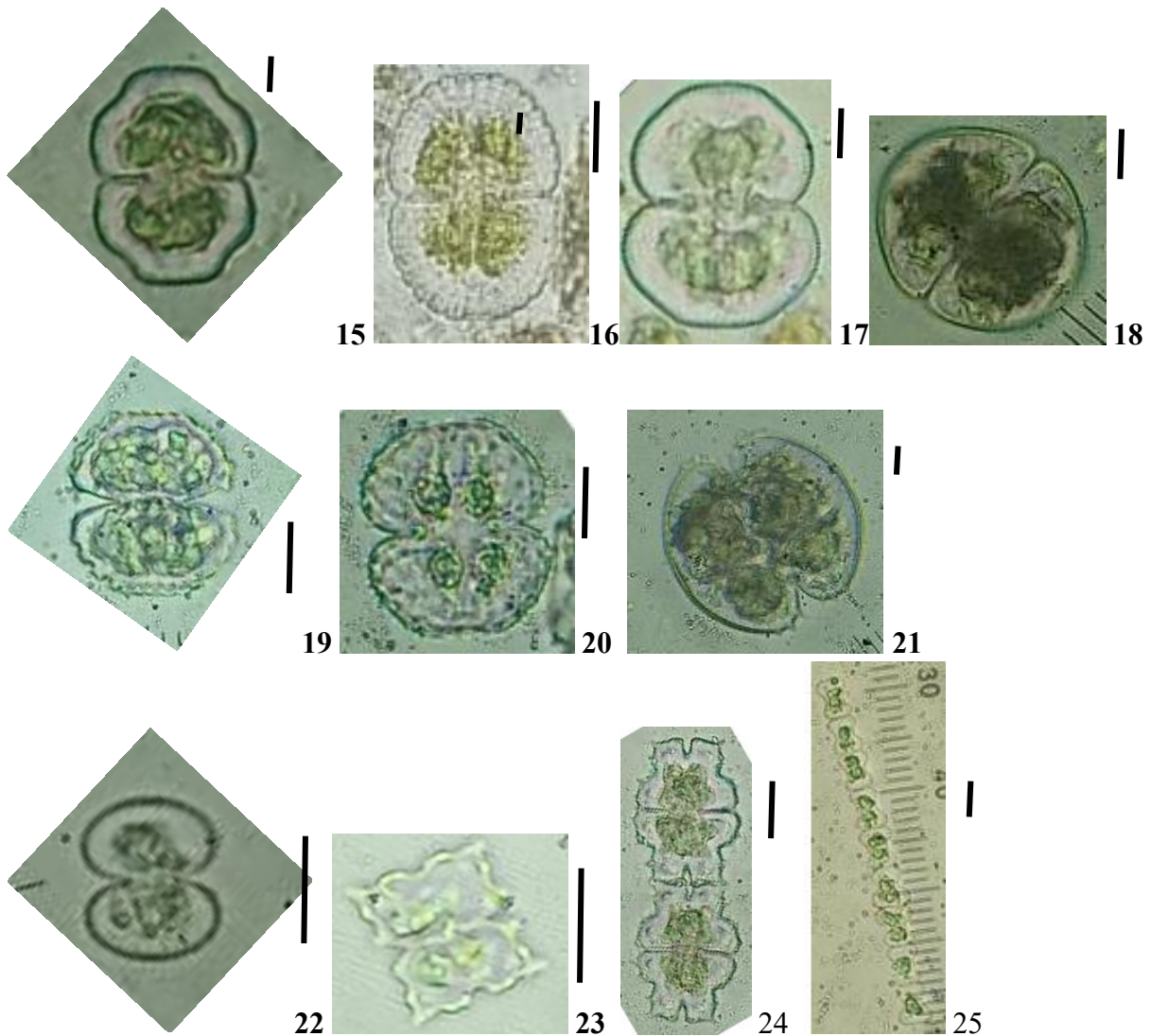
QUELQUES IMAGES
DE MICROALGUES
DU FLEUVE
BANDAMA

Planche I : Embranchement des Charophyta



- 1 : *Acanthosphaera zachariasii* D : 8-10 μm
 2 : *Closterium acerosum* L : 275-400 μm l : 25-40 μm
 3 : *Closterium ehrenbergii* L : 175-250 μm ; l : 25-44 μm
 4 : *Closterium ralfsii* L : 185-300 μm l : 15-45 μm
 5 : *Closterium gracile* L : 200-300 μm l : 7,5-15 μm
 6 : *Closterium* sp. L : 60-100 μm l : 12,5-20 μm
 7 : *Actinotaenium globosum* L : 30-54 μm ; l : 17,5-20 μm
 8 : *Actinotaenium riethii* L : 30-60 μm ; l : 17,5-30 μm
 9 : *Cosmarium granatum* L : 37,5-40 ; μm l : 25-30 μm
 10 : *Cosmarium moniliforme* L : 25-50 μm ; l : 12,5-30 μm
 11 : *Cosmarium contractum* L : 30-50 μm ; l : 17,5-30 μm
 12 : *Cosmarium beatum* f. *achondrum* L : 27,5-32 μm l : 25-30 μm
 13 : *Cosmarium quadrum* L : 27,5-40 l : 25-35 μm
 14 : *Cosmarium isthmochondrum* L : 25-40 μm ; l : 12,5-20 μm

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .



15 : *Cosmarium pseudoretusum* (L: 22,5-70 μm ; l: 12,5-39 μm)

16 : *Cosmarium binum* (L : 45-70 μm ; l : 34-40 μm)

17 : *Cosmarium wembaraëense* (L : 32-52 μm ; l : 17-26 μm)

18 : *Cosmarium ralfsii* (L : 30-40 μm ; l : 24-30 μm)

19 : *Cosmarium vexatum* (L: 32,5-38 μm ; l: 25-38 μm)

20 : *Cosmarium obtusatum* (L : 35-50 μm l : 10-25 μm)

21 : *Cosmarium subauriculatum* (L: 55-81 μm ; l : 42,5-68 μm)

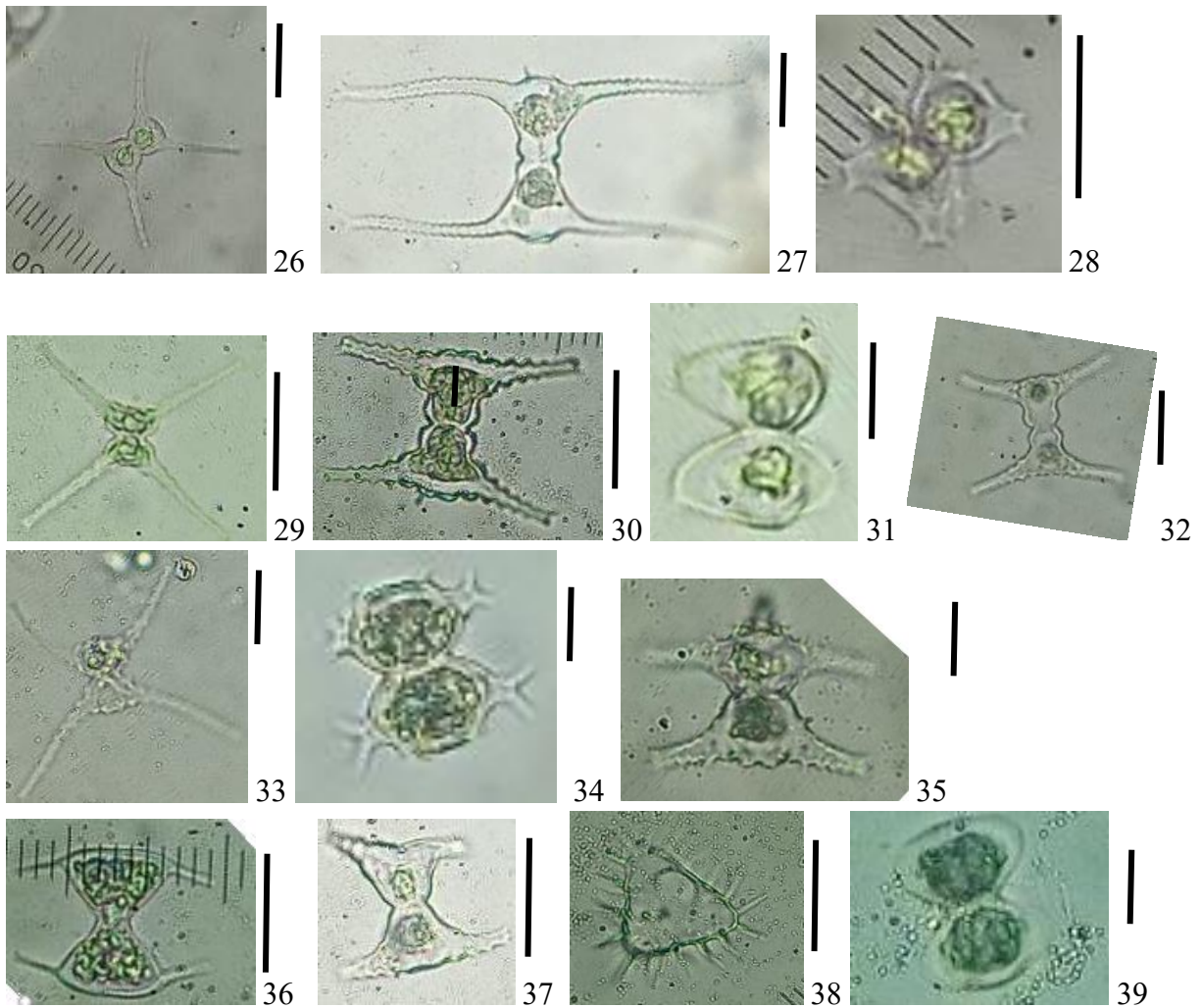
22 : *Cosmarium bioculatum* (L : 13-20 μm ; l : 9-12,5 μm)

23 : *Euastrum denticulatum* (L : 15-24 μm ; l : 12,5-17 μm)

24 : *Euastrum bidentatum* (L 24-80 μm ; l : 17-70 μm)

25 : *Spondylosium planum* (L : 7,5-10 μm ; l : 5-10 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .



26 : *Staurastrum volans* (L: 35-50 μm ; l: 35-50 μm)

27 : *Staurastrum leptocladum* var. *cornutum* (L : 32,5 -50 μm ; l : 30-75 μm ; i : 8 μm)

28 : *Staurastrum laeve* (L : 13-15 μm ; l : 10-15 μm ; i : 3 μm)

29 : *Staurastrum excavatum* (L : 20-50 μm ; l : 15-40 μm ; i : 5 μm)

30 : *Staurastrum planctonicum* L : 25-40 μm ; l: 15-35 μm ; i : 4,5 μm)

31 : *Staurastrum boldtianum* (L: 17,5-22 μm ; l : 15 μm ; i : 4 μm)

32 : *Staurastrum bulbosum* (L : 30-40 ; l : 25-38 ; i : 5 μm)

33 : *Staurastrum chaetoceras* (L: 37,5-50 μm ; l : 27,5-30 μm ; i : 3 μm)

34 : *Staurastrum furcatum* (L : 20-38 μm ; l: 17,5-30 μm ; i : 6 μm)

35 : *Staurastrum boreale* (L : 20-35 μm ; l : 37,5-45 μm ; i : 5 μm)

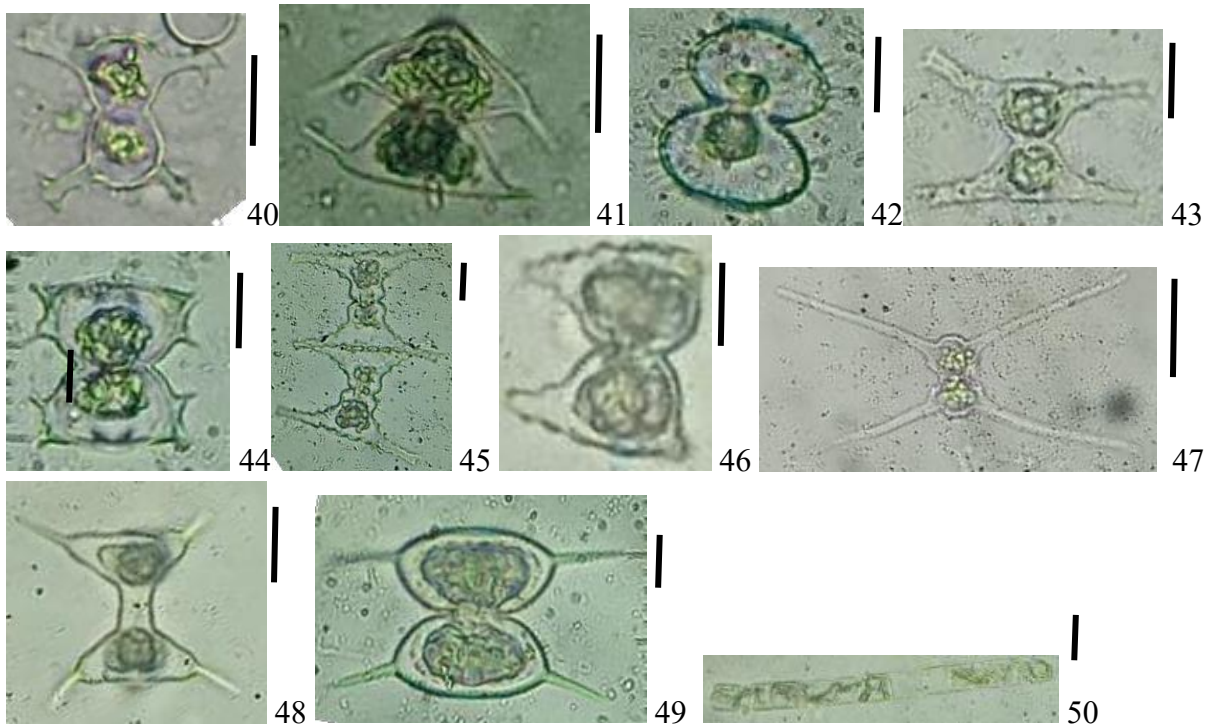
36 : *Staurastrum triangularis* (L : 15-30 μm ; l : 30-35 μm ; i : 7,5 μm)

37: *Staurastrum inflexum* (L : 15-22,5 μm ; l : 22,5-30 μm ; i : 5 μm)

38 : *Staurastrum setigerum* (L : 17-24 μm ; l: 10-15 μm)

39 : *Staurastrum boergesenii* (L : 25-30 μm ; l : 35- 47,5 μm ; i : 5 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .



40 : *Staurastrum* sp. (L : 15-25 μm ; l : 20-30 μm ; i : 10 μm)

41 : *Staurastrum micronatus* (L : 17,5-30 μm ; l : 20-25 μm ; 7 μm)

42 : *Staurastrum gladiusum* (L : 25-38 μm ; l : 20-25 μm ; 9 μm)

43 : *Staurastrum paradoxum* (L : 25-60 μm ; l : 10-50 μm ; i : 5 μm)

44 : *Staurastrum quadrangulare* (L : 20-87 μm ; l : 15-40 μm ; i : 10 μm)

45 : *Staurastrum longibrachiatum* (L : 32,5-40 μm ; l : 42,5-70 μm ; i : 3 μm)

46 : *Staurastrum borgeanum* (L : 27,5- 36 μm ; l : 17,5-22 μm ; i : 10 μm)

47 : *Staurastrum columbetoides* var. *intermediaire* (L : 17,5-20 μm ; l : 10,5-15 μm ; i : 10 μm)

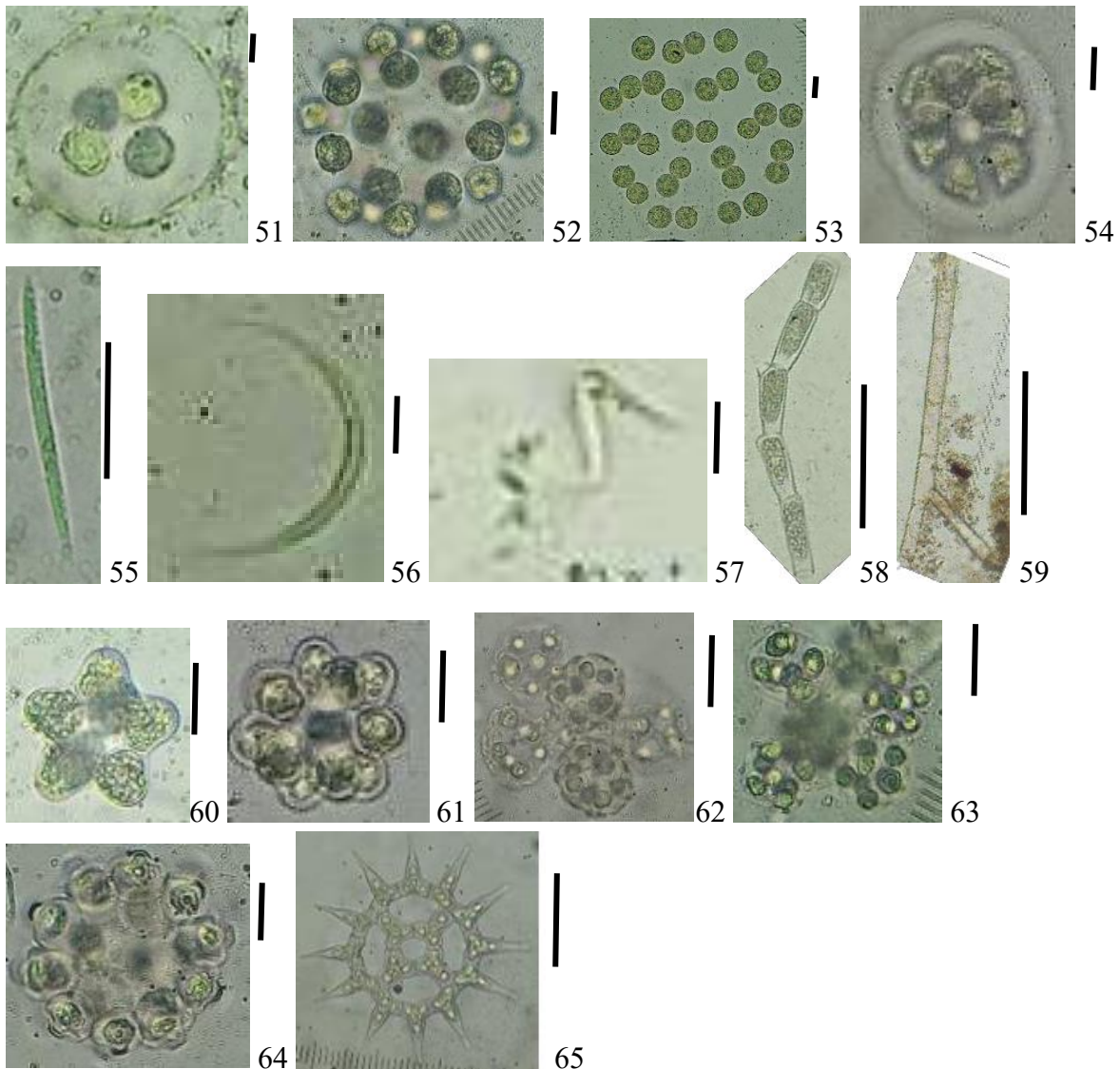
48 : *Staurodesmus cuspidatus* (L : 24-34 μm ; l : 18-30 μm ; i : 5 μm)

49 : *Staurodesmus subulatus* (L : 37,5-49 μm ; l : 25-30 μm ; i : 8 μm)

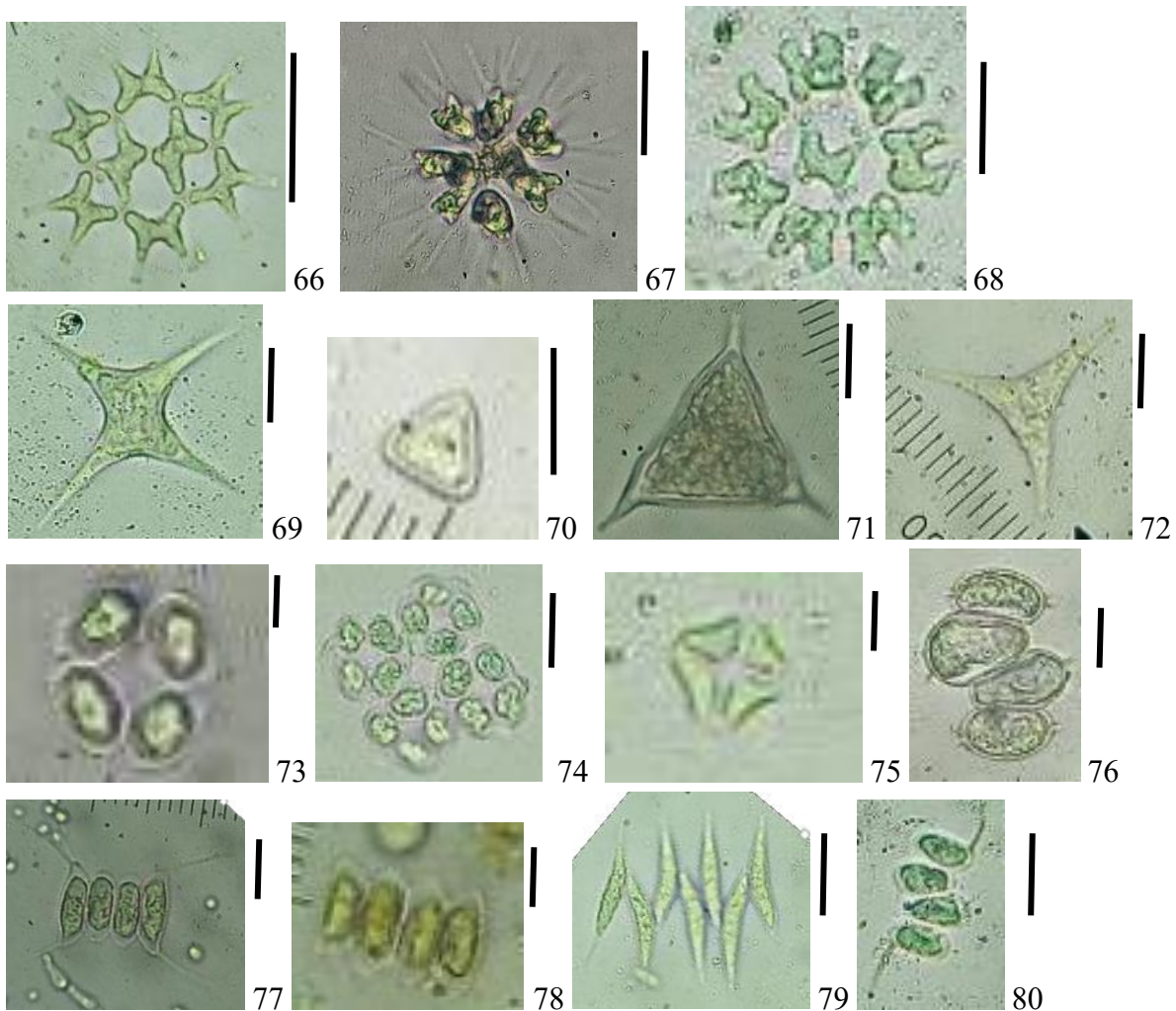
50 : *Gonatozygon monotaenium* (L : 74-110 μm ; l : 7.5-10 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .

Planche II : Embranchement des Chlorophyta

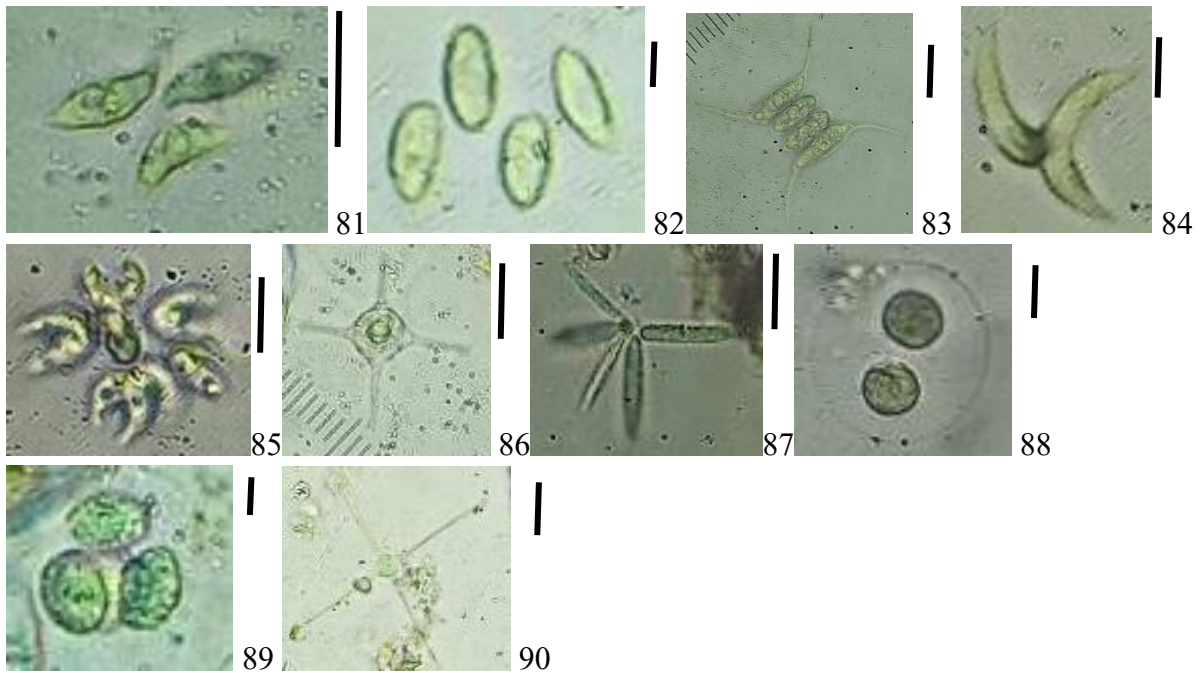


- 51 : *Sphaerocystis planctonica* (Dc : 4-10 μm)
 52 : *Eudorina elegans* (Dc : 7,5-10 μm)
 53 : *Pandorina elegans* (Dc : 10-15 μm)
 54 : *Pandorina morum* (Dc : 8-17 μm)
 55 : *Monoraphidium griffithii* (L : 37- 42,5 μm ; l : 1-5 μm)
 56 : *Monoraphidium arcuatum* (L : 37- 45 μm ; l : 1-3 μm)
 57 : *Monoraphidium contortum* (L : 20-30 μm ; l 2,5-5 μm)
 58 : *Bulbochaete* sp. (L : 15-20 μm ; Dc : 12,5-15 μm)
 59 : *Oedogonium* sp. (L : 15-18 μm ; Dc : 13-15 μm)
 60 : *Coelastrum proboscideum* (Dc : 8-10 μm)
 61 : *Coelastrum astroideum* (Dc : 8-10 μm)
 62 : *Coelastrum reticulatum* (Dc : 5-10 μm)
 63 : *Coelastrum pseudomicroporum* (Dc : 8-12 μm)
 64 : *Coelastrum microporum* (Dc : 5-8 μm)
 65 : *Pediastrum simplex* (L : 25-40 μm ; l : 5-10 μm)



- 66 : *Pediastrum duplex* (Dco : 10-15 μm)
 67 : *Sorastrum americanum* (Dco : 25-30 μm)
 68 : *Stauridium tetras* (Dco : 25-30 μm)
 69 : *Tetraedron arthrodesmiforme* (Dc : 30-32,5 μm)
 70 : *Tetraedron triangulare* (Dc 10-15 μm)
 71 : *Tetraedron trigonum* (Dc : 25- 37,5 μm)
 72 : *Tetraplektron torsum* (Dc : 7,5-37,5 μm)
 73 : *Crucigenia quadrata* (Dco : 5,5-10 μm)
 74 : *Crucigenia rectangularis* (Dco : 5,5-10 μm)
 75 : *Crucigenia tetrapedia* (Dco : 4-8,8 μm)
 76 : *Desmodesmus brasiliensis* (L : 5-15 μm ; l : 3,5-12,5 μm)
 77 : *Desmodesmus communis* (L : 10-15 μm ; l : 3-7,5 μm)
 78 : *Desmodesmus granulatus* (L : 5-10 μm ; l : 5-7,5 μm)
 79 : *Scenedesmus acuminatus* (L : 15-27,5 μm ; l : 5-7,5 μm)
 80 : *Scenedesmus bicaudatus* (L : 5-7,5 μm ; l : 5-7,5 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .



81 : *Scenedesmus dimorphus* (L : 7,5-12,5 μm ; l : 3-5 μm)

82 : *Scenedesmus obtusus* (L : 5-7,5 μm ; l : 4- 5 μm)

83 : *Scenedesmus quadricauda* (L : 6-18 μm ; l : 5-10 μm)

84 : *Ankistrodesmus bibraianus* (L : 7,5-15 μm ; l : 5-7,5 μm)

85 : *Kirchneriella lunaris* (L : 5-12 μm ; l : 3-5 μm)

86 : *Treubaria triappendiculata* (Dc : 12,5 μm)

87 : *Actinastrum hantzschii* (L : 20-25 μm ; l : 2,5-5 μm)

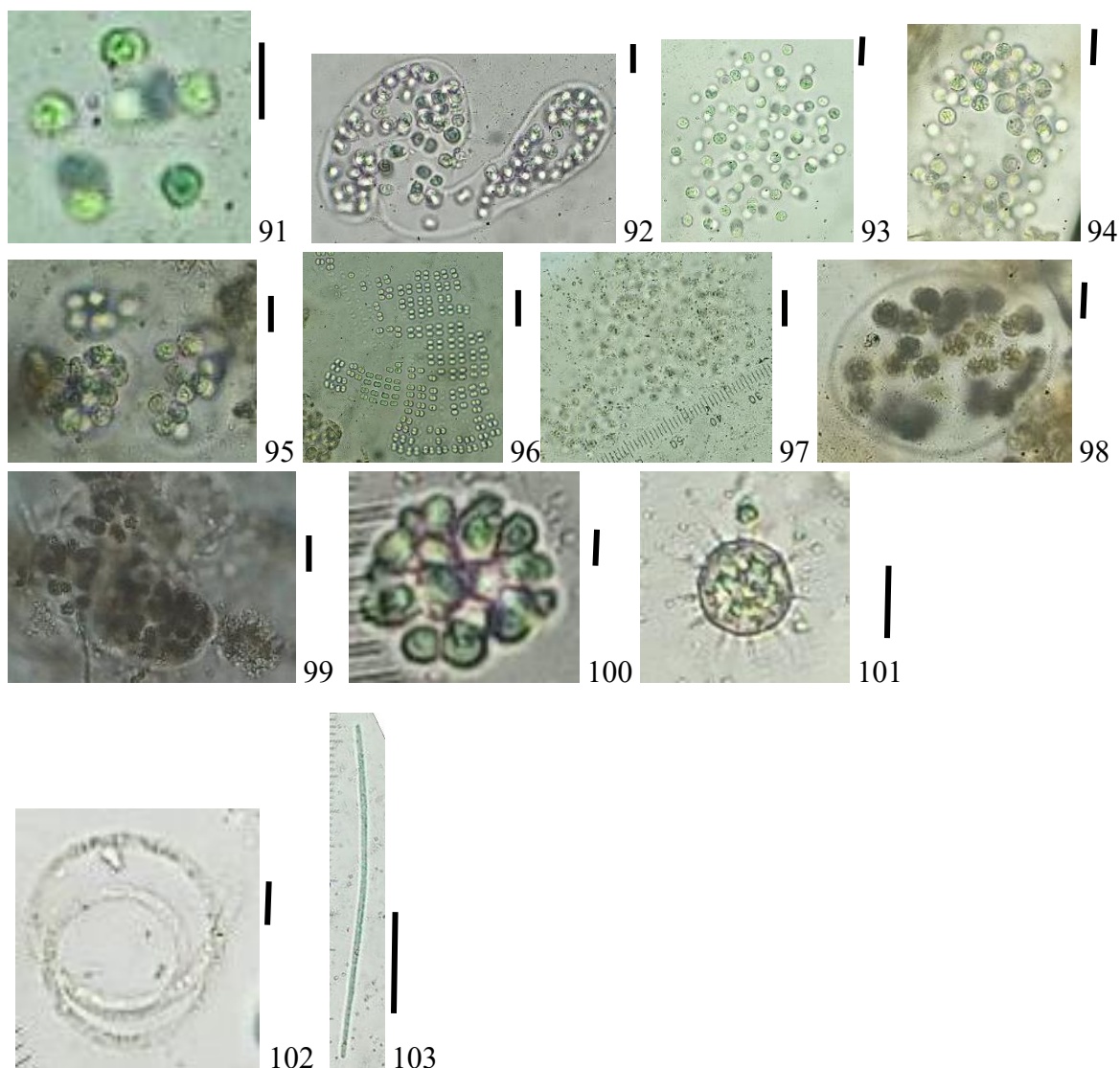
88 : *Oocystis lacustris* (Dc: 5 μm)

89 : *Oocystis parva* (Dc: 5 μm)

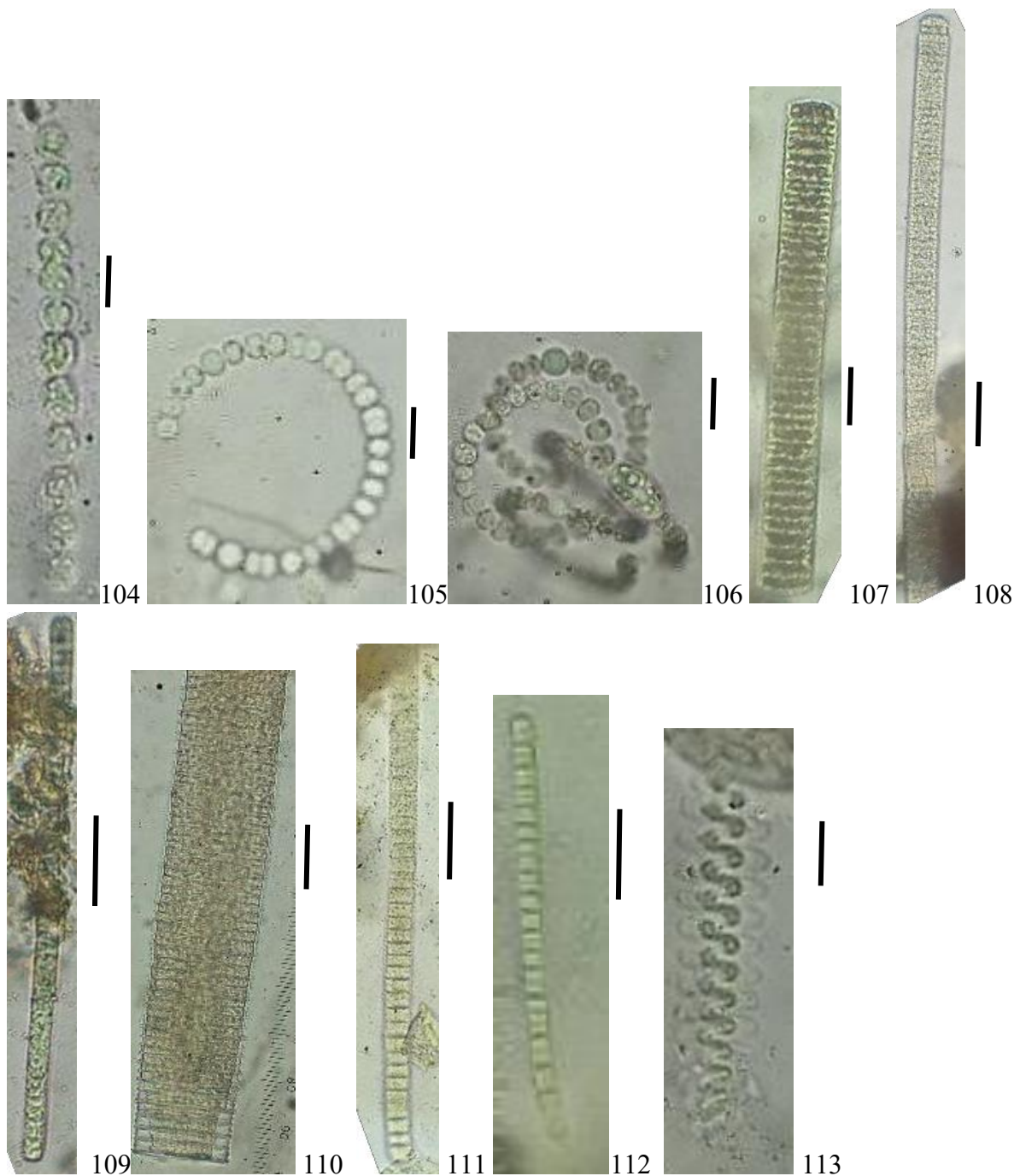
90 : *Pachycladella umbrina* (Dc : 3 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm .

Planche III : Embranchement des Cyanobacteria

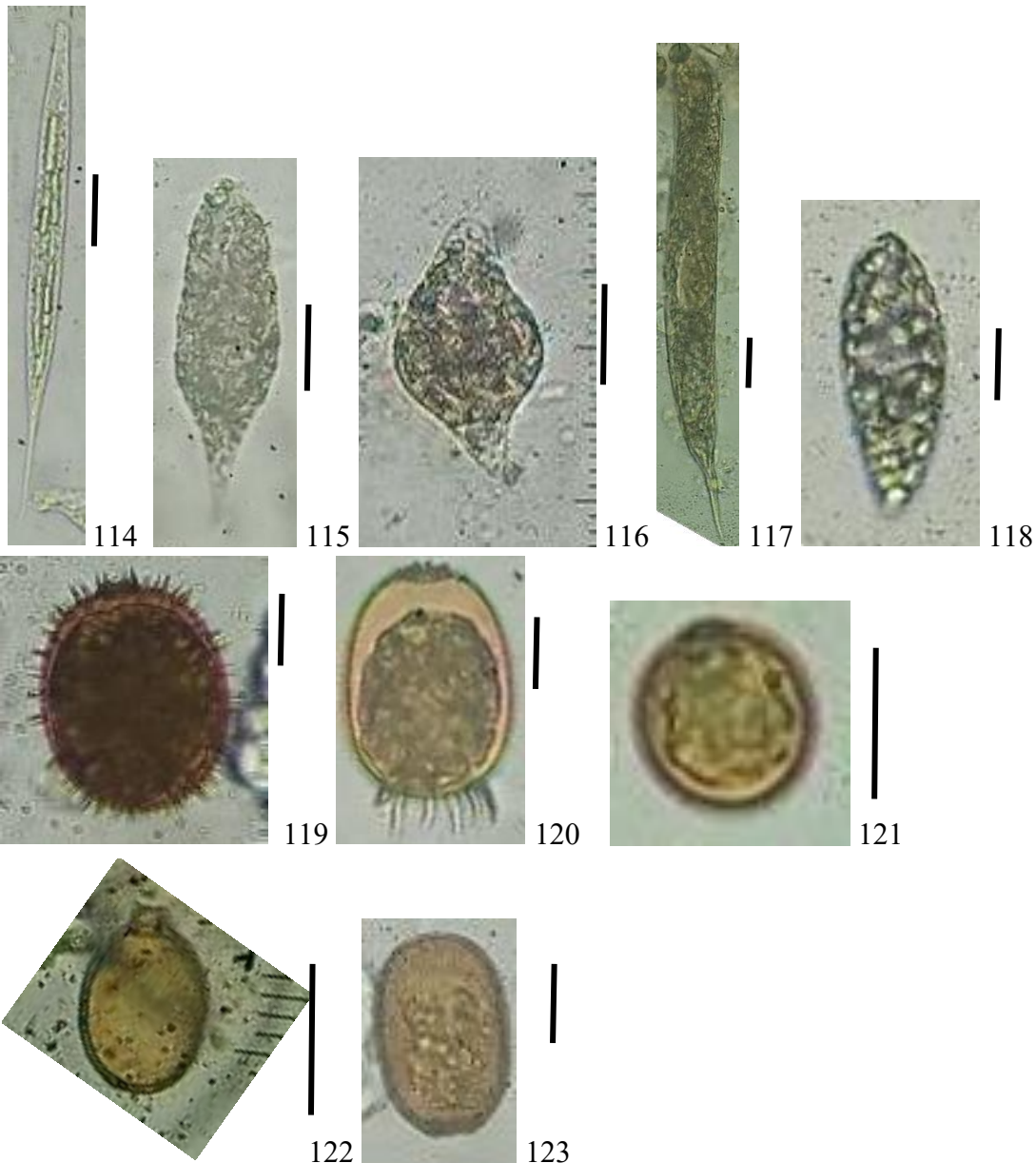


- 91 : *Chroococcus dispersus* (Dc: 2,5-3 μm)
 92 : *Aphanocapsa annulata* (Dc : 2,5-3 μm)
 93 : *Aphanocapsa delicatissima* (D : 2,5-3 μm)
 94 : *Aphanocapsa grevillei* (Dc : 5-10 μm)
 95 : *Coelomoron microcystoides* (Dc : 5-7,5 μm)
 96 : *Merismopedia punctata* (Dc : 2,5 μm)
 97 : *Microcystis aeruginosa* (Dc : 2,5- 5 μm)
 98 : *Microcystis novacekii* (Dc : 7,5 μm)
 99 : *Microcystis wesenbergii* (Dc : 5-7,5 μm)
 100 : *Snowella lacustris* (Dc: 5 μm)
 101 : *Golenkinia paucispina* (Dc :10 μm)
 102 : *Planktolyngbya contorta* (L : 62,5-100 μm ; l : 2,5 μm)
 103 : *Planktolyngbya limnetica* (L : 60-115 μm ; l : 2,5 μm)



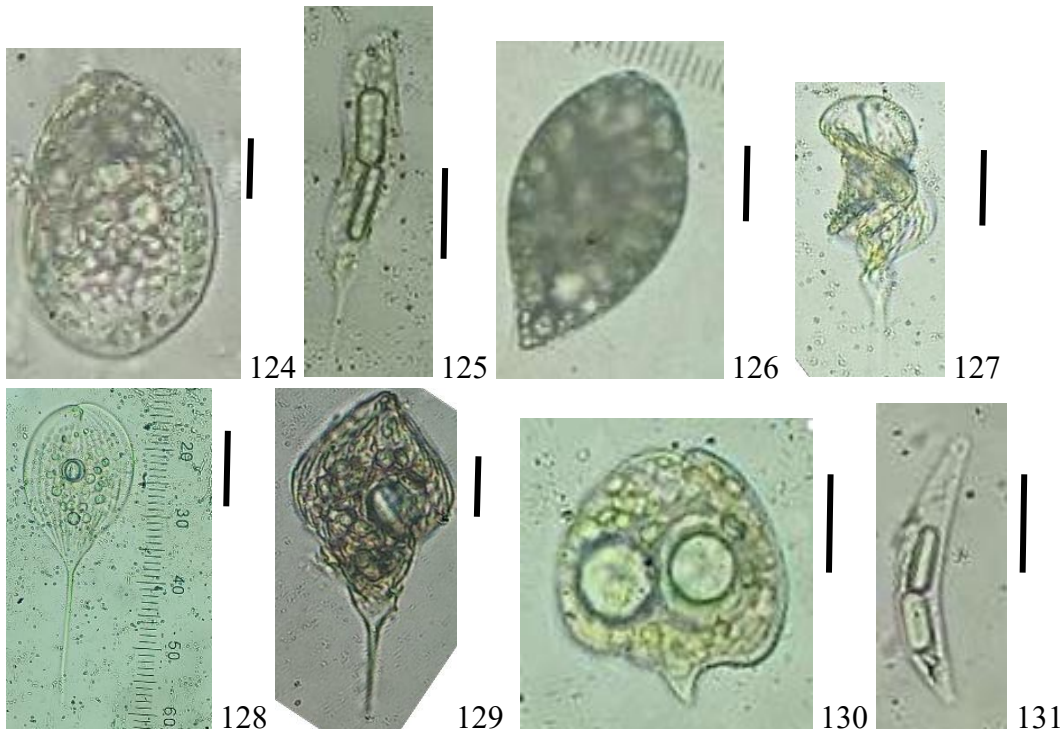
- 104 : *Anabaena constricta* (L : 75-80 μm ; l : 5 μm)
 105 : *Anabaena spiroides* (L : 75-80 μm ; l : 2,5 μm)
 106 : *Dolichospermum spiroides* (L : 75-80 μm ; l : 2,5 μm)
 107 : *Planktothrix compressa* (L : 80-125 μm ; l : 7,5-12,5 μm)
 108 : *Oscillatoria limosa* (L : 100-270 μm ; l : 12,5-15 μm)
 109 : *Oscillatoria lutea*. (L : 132,5-140 μm ; l : 7,5 μm)
 110 : *Oscillatoria princeps* (L : s 132,5-140 μm ; l : 15-30 μm)
 111 : *Phormidium* sp. ((L : 132,5-170 μm ; l : 7,5-10 μm)
 112 : *Pseudanabaena catenata* (L : 55-70 μm ; l : 3-5 μm)
 113 : *Spirulina* sp. (L : 55-70 μm ; l : 5-7,5 μm)

Planche IV : Embranchement des Euglenophyta



- 114 : *Euglena acus* (L : 92,5-100 μm ; l : 5-7,5 μm)
 115 : *Euglena caudata* (L : 45-57,5 μm ; l : 15-20 μm)
 116 : *Eugleniformis proxima* (L : 38-45 μm ; l : 25-30 μm)
 117 : *Euglena oxyuris* (L : 100-175 μm ; l : 15-17,5 μm)
 118 : *Euglena proxima* (L : 42,5-50 μm ; l : 15-17,5 μm)
 119 : *Trachelomonas superba* (L : 30-37,5 μm ; l : 20-27,5)
 120 : *Trachelomonas armata* (L : 32,5-37 μm ; l : 20-27,5 μm)
 121 : *Trachelomonas volvocina* (Dc : 15-18 μm)
 122 : *planctonica* sp. (L : 18-25 μm ; l : 15-17,5 μm)
 123 : *Trachelomonas abrupta* (L : 27,5-30 μm ; l : 15-17,5 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm



124 : *Lepocinclis texta* (L : 40-45 μm ; l : 25-30 μm)

125 : *Lepocinclis tripteris* (L : 37,5-40 μm ; l : 10-15 μm)

126 : *Lepocinclis ovum* (L : 30-35 μm ; l : 18-22,5 μm)

127 : *Phacus helicoides* (L : 65-75 μm ; l : 18-22,5 μm)

128 : *Phacus longicauda* (L : 35-50 μm ; l : 18-25 μm)

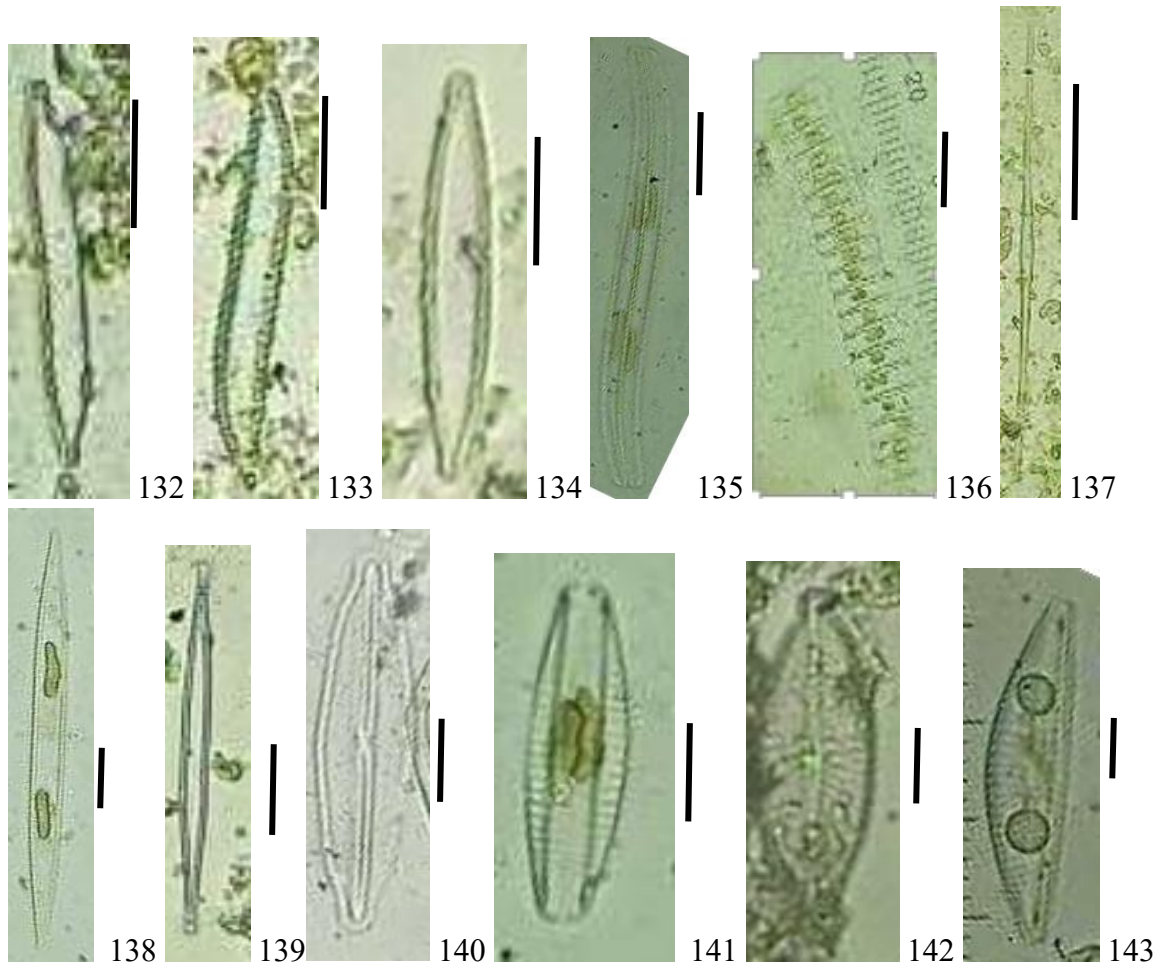
129 : *Phacus tortus* (L : 50-75 μm ; l : 30-37,5 μm)

130 : *Phacus angulatus* (L : 27,5-32,5 μm ; l : 25-30 μm)

131 : *Menoidium gracile* (L : 45-50 μm ; l : 5-7,5 μm)

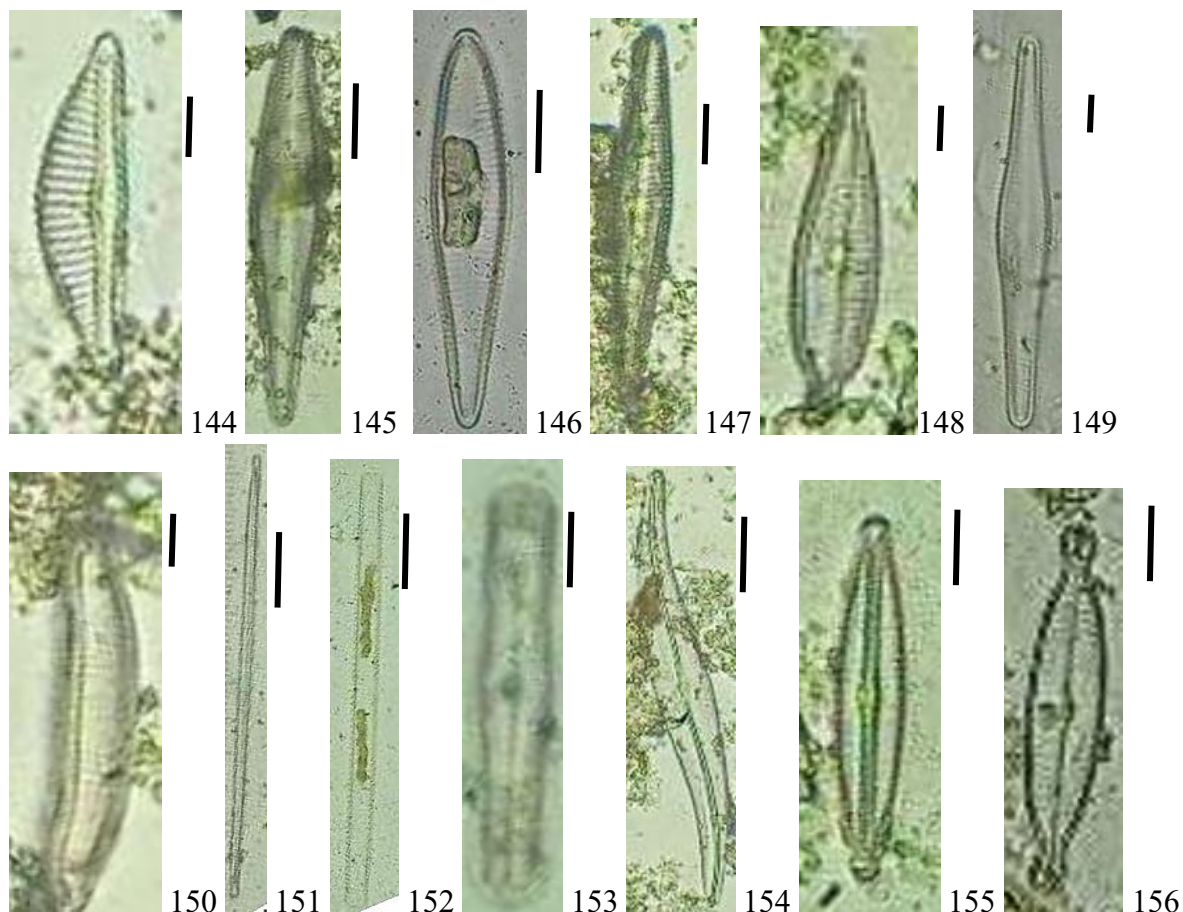
NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm

Planche V : Embranchement des Heterokonphyta



- 132 : *Hantzschia amphioxus* (L : 30-35 μm ; l : 5-7,5 μm)
 133 : *Nitzschia clausii* (L : 37,5, 40 μm ; l : 5-7,5 μm)
 134 : *Nitzschia palea* (L : 25-30 μm ; l : 5-10 μm)
 135 : *Nitzschia sigmoidea* (L : 155-170 μm ; l : 18,75-20 μm)
 136 : *Fragilaria construens* (L : 12,5-15 μm , l : 5-10 μm)
 137 : *Fragilaria crotonensis* (L : 35-55 μm ; l : 3,75-5 μm)
 138 : *Fragilaria gracilis* (L : 75-98 μm ; l : 7,5-10 μm)
 139 : *Fragilaria tenera* (L : 42,5-60 μm ; larg: 5-7,5 μm)
 140 : *Frustulia crassinerva* (L : 50-75 μm ; l : 15-30 μm)
 141 : *Amphora* sp. (L: 35-40 μm ; l : 7,5-10 μm)
 142 : *Placoneis clementis* (L : 25-30 μm ; l : 12,5-15 μm)
 143 : *Encyonema minutum* (L : 40-45 μm ; l : 12,5-15 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm



144 : *Encyonema silesiacum* (L : 31,25-35 μm ; l : 11,25-15 μm)

145 : *Gomphonema affine* (L : 75-85 μm ; l : 15-20 μm)

146 : *Gomphonema augur* (L : 75-85 μm ; l : 17,5-20 μm)

147 : *Gomphonema gracile* (L : 77,5-90 μm ; l : 12,5-15 μm)

148 : *Gomphonema parvulum* (L : 20-30 μm ; l : 8,75-10 μm)

149 : *Gomphonema vibrio* (L : 70-85 μm ; l : 12,5-15 μm)

150 : *Eunotia minor* (L : 30-37,5 μm ; l : 5-7,5 μm)

151 : *Ulnaria biceps* (L : 100-251,25 μm ; larg: 5-8,75 μm)

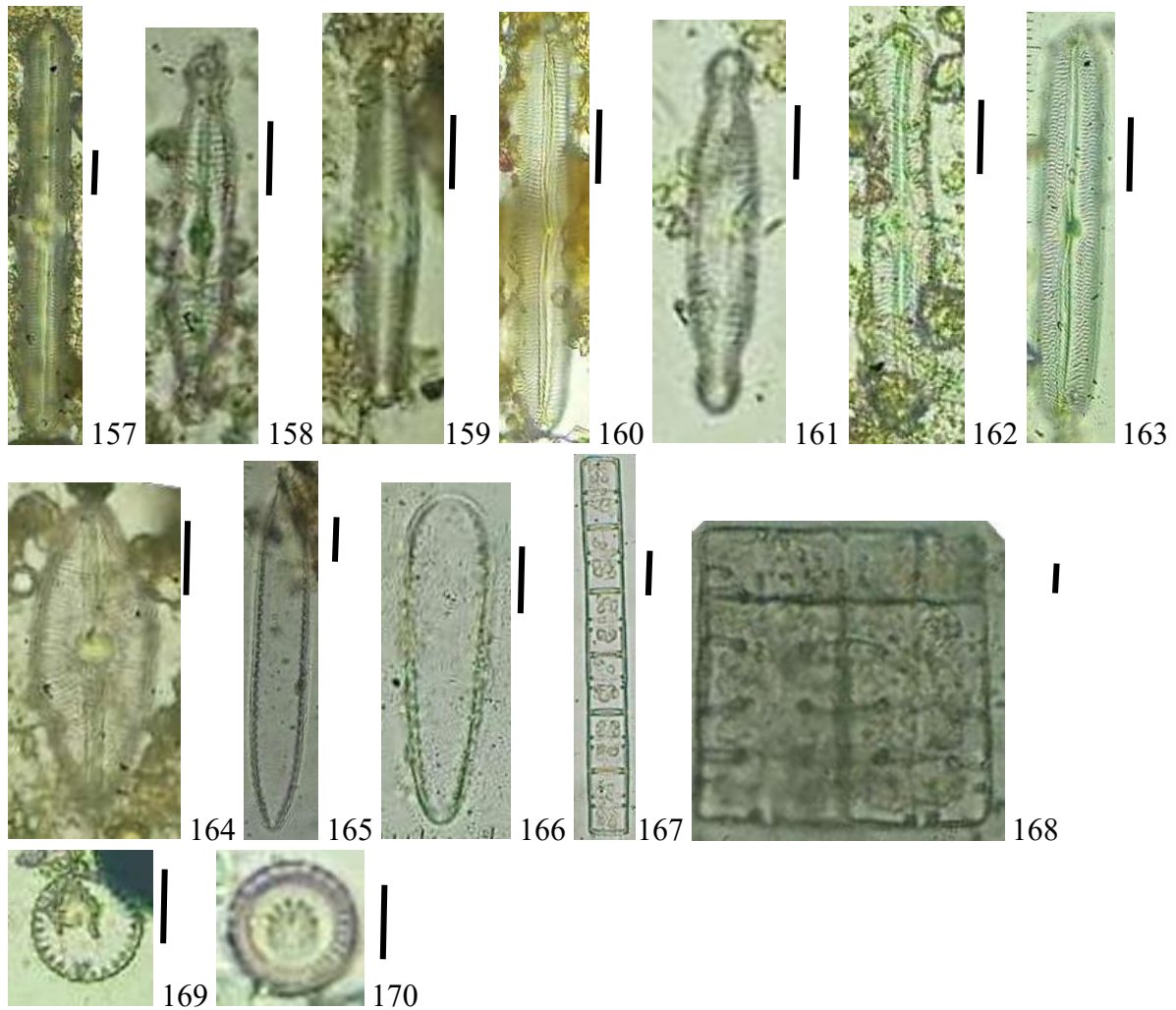
152 : *Ulnaria ulna* (L : 155-200 μm ; larg: 10-12,5 μm)

153 : *Caloneis undulata* (L : 40-50 μm ; l : 8,75-10 μm)

154 : *Gyrosigma spenceri* (L : 112,5 μm ; l : 10-15 μm)

155 : *Navicula radiosa* (L : 15-25 μm ; l : 5-10 μm)

156 : *Pinnularia braunii* (L : 35-40 μm ; l : 10-15 μm)



157 : *Pinnularia gibba* (L : 105-200 μm ; l : 15-18,5 μm)

158 : *Pinnularia mayeri* (L : 47,5-60 μm ; l : 10-15 μm)

159 : *Pinnularia microstauron* (L : 55-70 μm ; l : 11,25-15 μm)

160 : *Pinnularia neomajor* (L : 112,5-130 μm ; l : 18,75-30 μm)

161 : *Pinnularia subanglica* (L : 37,5-50 μm ; l : 6,25-10 μm)

162 : *Pinnularia subgibba* (L : 75-150 μm ; l : 15-20 μm)

163 : *Pinnularia viridiformis* (L : 105-120 μm ; l : 15-16,25 μm)

164 : *Sellaphora nyassensis* (L : 40-52,5 μm ; l : 18,75-20 μm)

165 : *Surirella biseriata* (L : 145-150 μm ; l : 15-25 μm)

166 : *Surirella minuta* (L : 50-67,5 μm ; l : 17,5-20 μm)

167 : *Aulacoseira granulata* (L : 75-200 μm ; l : 12,5-15 μm)

168 : *Terpsinoe musica* (L : 100 μm ; l : 100 μm)

169 : *Cyclotella litoralis* (Dc : 12,5-15 μm)

170 : *Cyclotella meneghiniana* (Dc : 12,5-15 μm)

NB : Dc : diamètre des cellules ; Dco : diamètres des coenobium ; L : largeur des cellules ; l : longueur des cellules ; i : isthme ; la mesure du trait d'échelle est de 10 μm

PUBLICATIONS

Publication 1

AKO D.M.M., KOFFI B.C., NIAMIEN-EBROTTIE J.E & KOUAME K.M. (2024). Spatio-temporal characterization of the ecological state of the Bandama River in the Marahoué region using diatomic indices. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 22(3) : 1575-1581.

Spatio-temporal characterization of the ecological state of the Bandama River in the Marahoué region using diatomic indices

AKO Djiproh Marie-michael ^{1,*}, BOUSSOU Koffi Charles ¹, NIAMIEN-EBROTTIE Julie Estelle ² and KOUAME Kouamé Martin ¹

¹ *Laboratory of tropical biology and ecology, UFR environment, UNIVERSITE JEAN LOROUGNON GUEDE, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire*

² *Laboratory of Environment and Aquatic Biology University NANGUI ABROGOUA UFR Science and Environmental Management, Laboratory of Environment and Aquatic Biology, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire*

World Journal of Advanced Research and Reviews, 2024, 22(03), 1575–1581

Publication history: Received on 20 April 2024; revised on 13 June 2024; accepted on 15 June 2024

Article DOI: <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.22.3.1651>

Abstract

This study aims to know the ecological quality and the level of organic pollution of the waters of the Bandama River under high anthropogenic pressure. Benthic diatoms were collected from six stations from October 2019 to August 2020 due to one campaign per month in the Bandama River portion covering the Marahoué region. After analysis of the samples the specific pollution sensitivity index (SPI) and the diatom trophic index (TDI) were determined according to the spatiotemporal scale. The results of the IPS and TDI indices indicate average water quality. TDI results indicated that river trophic level varied from oligo-mesotrophic to mesotrophic at both spatial and temporal scales. Concerning the IPS index, the results reveal a moderate organic pollution to raise both on the spatial and temporal scale. This result challenges us on the need to put in place sustainable water resources management strategies that will take into account the physico-chemical quality of water and the preservation of biodiversity in order to guarantee health security, and food to populations directly and indirectly dependent on the Bandama.

Keyword: Organic pollution; Bandama river; Diatomic index; Gold panning; Eutrophication

1. Introduction

Access to water being a vital need, hydro-systems, particularly continental ones, are increasingly being attacked by the effects of human activities [1]. The Bandama River with its watershed entirely on ivoirien territory occupies a special place in the socio-economic development of Côte d'Ivoire. On this river, numerous hydro-agricultural dams and two large hydro-electric dams (Kossou and Taabo) are built there, thus contributing to the development of agriculture and energy autonomy. Fishing is also practiced, particularly on Lake Kossou and Lake Taabo, contributing to food self-sufficiency in Côte d'Ivoire [2,3]. However, in addition to being the receptacle of various types of waste generated by human activities carried out in its watershed, this river faces intense gold panning activity [4,5]. From there, the ecological health assessment of this environment is necessary. Indeed, the impact of anthropogenic activities on hydrosystems has direct repercussions on the quality of the structure and the degree of organization of the species that live there [6]. This scenario therefore gives bioindication a prominent place in determining the quality of functioning of ecosystems. Benthic diatoms are commonly used in bioindication because they react differently to environmental conditions [7]. On the Bandama, studies on limnology, taxonomic knowledge of Bacillariophyceae (diatoms) were carried out by Lévêque *et al.* [8]. Furthermore, the determination of water quality using diatomic indices was made in the hydro-biological study in the zone of influence of the Yaouré gold project by Konan *et al.* [4]. However, the determination of the ecological state of the two arms of the Bandama River covering the Marahoué region, an area

* Corresponding author AKO Djiproh Marie-michael

strongly impacted by gold panning activity and a receptacle for domestic and industrial waste, has not yet been carried out. The objective of this study is to evaluate the ecological quality of the waters of the Bandama river, subject to strong anthropogenic pressure, in order to ensure rational management of this watercourse.

2. Materials and methods

2.1. Sampling stations

Sampling was carried out monthly from October 2019 to August 2020. Six (6) stations were sampled on two tributaries of the Bandama River (Bandama Blanc and Bandama Rouge) covering the Marahoué region and at their melting zone. The sampling stations were chosen taking into account the accessibility, the anthropization level of the riverbanks, and human activities in the vicinity of the river, such as gold panning and presence of industrial or domestic waste. Sampling station S1 is located on Lake Kossou, close to the Kossou hydroelectric dam. This station is bordered by fishing camps and is subject to domestic activities. Station S2 is located on the riverine section just after the dam of Kossou hydroelectric dam. This station is overgrown with more or less well-preserved vegetation. There are also plantations and gold panning activities on the left bank downstream of this station. Station S3 is located near the village of Bambakro. In addition to the domestic activities that take place there (washing, doing the dishes) and bathing, this station is also the site of intense gold panning activity. These three stations (S1, S2 and S3) are located on the Bandama Blanc tributary. Stations S4 and S5 are located on the Bandama Rouge tributary. Station S4 is located near Zuénoula beneath the bridge settled on the Bandama river. Plantations and sparse forest can be seen all along this station. This station has received industrial discharges further in upstream. Station S5 is located between Zuenoula and Bouaflé. The banks of this station are occupied by stretches of forest and plantations. No gold-panning activity was noted at this station, station S6 is located at the confluence of the two tributaries (Bandama Blanc and Bandama Rouge). This site is bordered by an open forest and an area developed for leisure activities. However, on the opposite bank to this recreation area, gold-panning activities have been carried out on the riverbank. The study area and stations are shown in Figure 1.

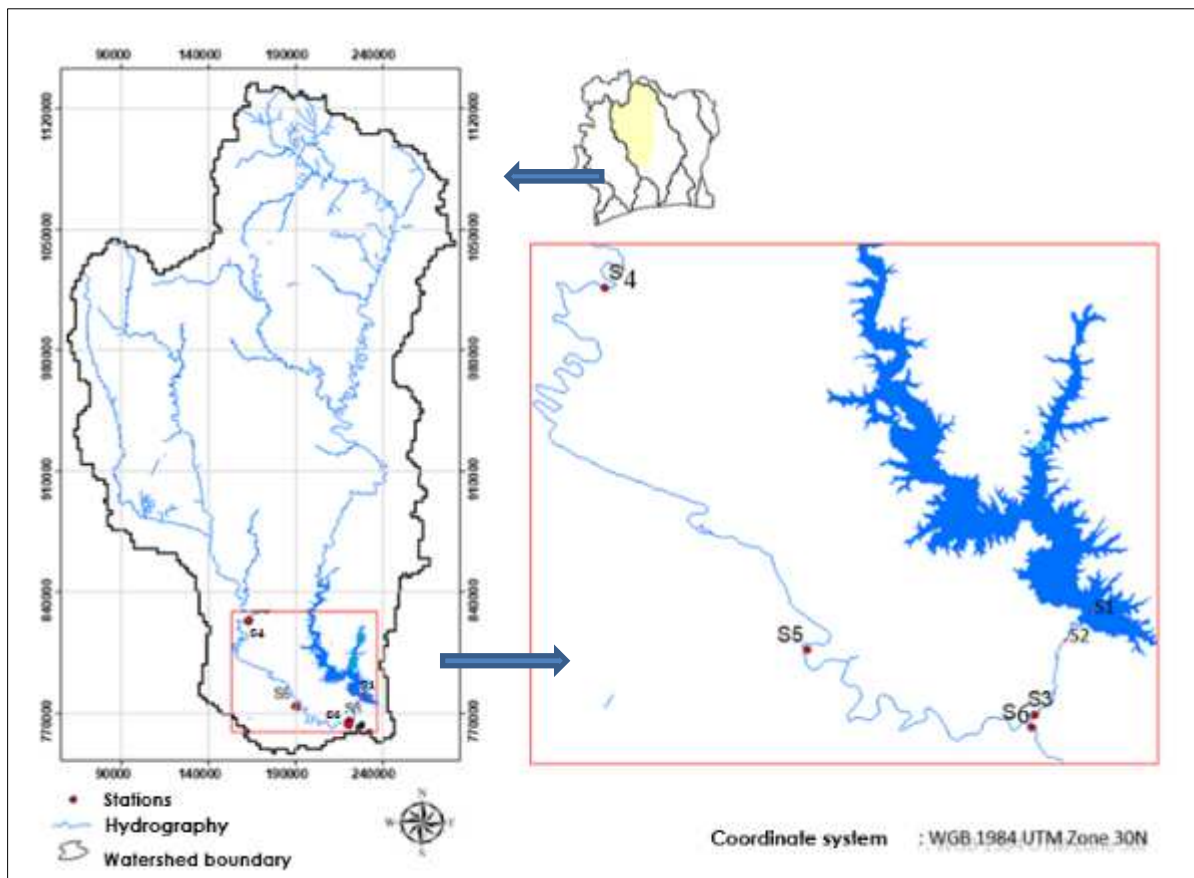


Figure 1 Map showing sampling stations

2.2. Diatoms sampling

Benthic diatoms were obtained from periphyton sampling carried out on submerged and fixed tree trunks from the Bandama River. It consisted of brushing a surface area equivalent to 20 cm², rinsed with distilled water then collected in a 120 ml pill bottle. These collected periphytic samples were identified and fixed with formalin at the final concentration of 5% [10].

2.3. Identification and enumeration of diatoms

In the laboratory, the identification and enumeration of taxa were carried out using an inverted microscope according to the [11] method by the combination of identification works by [12, 13, 14], on the IBD guide by [10]. For easy identification of diatoms, a 25 ml subsample and the same quantity of 65% nitric acid was added. After homogenization, the mixture obtained is put in a heat-resistant bottle then brought to the boil on the hot plate until the observed brown vapor disappears. This step aims to destroy any organic matter present in the sample in order to better reveal the details of the ornamentation of the siliceous shell of the diatom [15, 16]. After cooling, the solution obtained was centrifuged three times at a minimum speed of 2,000 rpm for 15 min interspersed with rinsing with distilled water. A few drops of the final suspension were placed on a coverslip and heated. The blade and the coverslip are brought together by applying a drop of highly refractive resin (Naphrax™IR = 1.74) then observed under an upright AFNOR NF T 90-354 microscope (December 2007).

2.4. Determination of diatomic indices

The specific pollution sensitivity index (IPS) defined by [17], which makes it possible to integrate the effects of organic pollution, was calculated using the formula updated by [18].

$$IPS = \frac{\sum A_j V_j S_j}{\sum A_i V_i} * 4.75 - 3.75$$

A_j: the density of species j in the sample; V_j indicator value (1-3); S: sensitivity to pollution (1-5) of species i.

Table 1 Classes of the specific pollution sensitivity index

Index value (IPS)	Ecological status
17-20	Very good
16,9-15	Good
14,9-12	Moderate
11,9-8	Poor
<7,9	Bad

The diatom trophic index (TDI) defined by [19] makes it possible to evaluate the sensitivity of taxa in relation to nutrient salt concentrations (soluble phosphate, total phosphorus, nitrate and ammonia) and therefore eutrophication. It uses indicator taxa and is calculated using the formula:

$$TDI = \frac{\sum A_j V_j S_j}{\sum A_i V_i} * 25 - 25$$

With A_j: the density of species j in the sample; V_j value of the index indicator (1-3); S: sensitivity to pollution (1-5) of species j. The interpretation scale for this index is presented in Table 2

The spatiotemporal variations of the results of these indices were presented in the form of a contour curve using the Surfer 20 software.

Table 2 Diatom Trophic Index (TDI) Classes

Index value (TDI)	Pollution degree TDI
TDI<35	Oligotrophic state
35-50	Oligo-mesotrophic
50-60	Mesotrophic state
60-75	Eutrophic state
75-100	Hypertrophic state

3. Results

The ecological and trophic quality of the waters was determined through a spatio-temporal analysis of the IPS and TDI indices. The smallest value of SPI (5.87) was obtained at station S2 in the month of August and the highest (14.88) at station S6 in May. The TDI values varied from 10.48 (S3-April) to 100 (S2-March). Spatially, stations S2, S3, S4 and S5 with respective SPIs of 9.50, 11.18, 11.59 and 11.73 falling between 8 and 11.9 are classified as poor quality. The SPI of stations S1 (13.06) and S6 (12.77), in the range of 12 to 14.9, undergo moderate organic pollution. For the TDI index the stations S1, S2, S3, S5 and S6 with respective values of 38.39, 47.44, 34.41, 47, 96 and 47.87 all in the range of 35-50 are oligo-mesotrophic state. Station S4 with a TDI value of 58.25, values within the margin of 50-60, is qualified as a mesotrophic state. Based on the IPS and TDI indices, stations S1 and S6 characterized by a moderate pollution and oligo-mesotrophic ecological status appear to be the best preserved compared to the others. The station S4 with a poor quality and mesotrophic ecological state is the most disturbed table 3.

At the monthly level, the values of IPS for the months October (10.66), November (8.15), December (10.58), February (10.44) March (10.34) June (11.6) and July (10.81) were all within the range of 8 to 11.9, qualifying them as poor ecological status. For the months of January, April December May and August with respective SPIs of 12.11, 15.23, 14.07 and 13.77 have moderate pollution. For the TDI, the months of October (37.74), December (48.50), February (49.01), April (30.97) May (37.04), June (42.73), July (46 .76) August (38.65) this classifies in the oligo-mesotrophic category. As for the months of November (57.50), January (52.77) and March (58.59) their TDI values lying between 50 and 60 are qualified as mesotrophic state. Figure 2 presents the spatio-temporal variation of the two classes obtained from the two diatomic indices, that is to say poor and moderate (orange and yellow) for the IPS (figure 2-A) and oligo-mesotrophic and mesotrophic (green and yellow) for TDI (Figure 2-B).

Table 3 IPS and TDI index results

Stations	IPS	TDI
S1	Moderate	Oligo-mesotrophic
S2	Poor	Oligo-mesotrophic
S3	Poor	Oligo-mesotrophic
S4	Poor	Mesotrophic state
S5	Poor	Oligo-mesotrophic
S6	Moderate	Oligo-mesotrophic

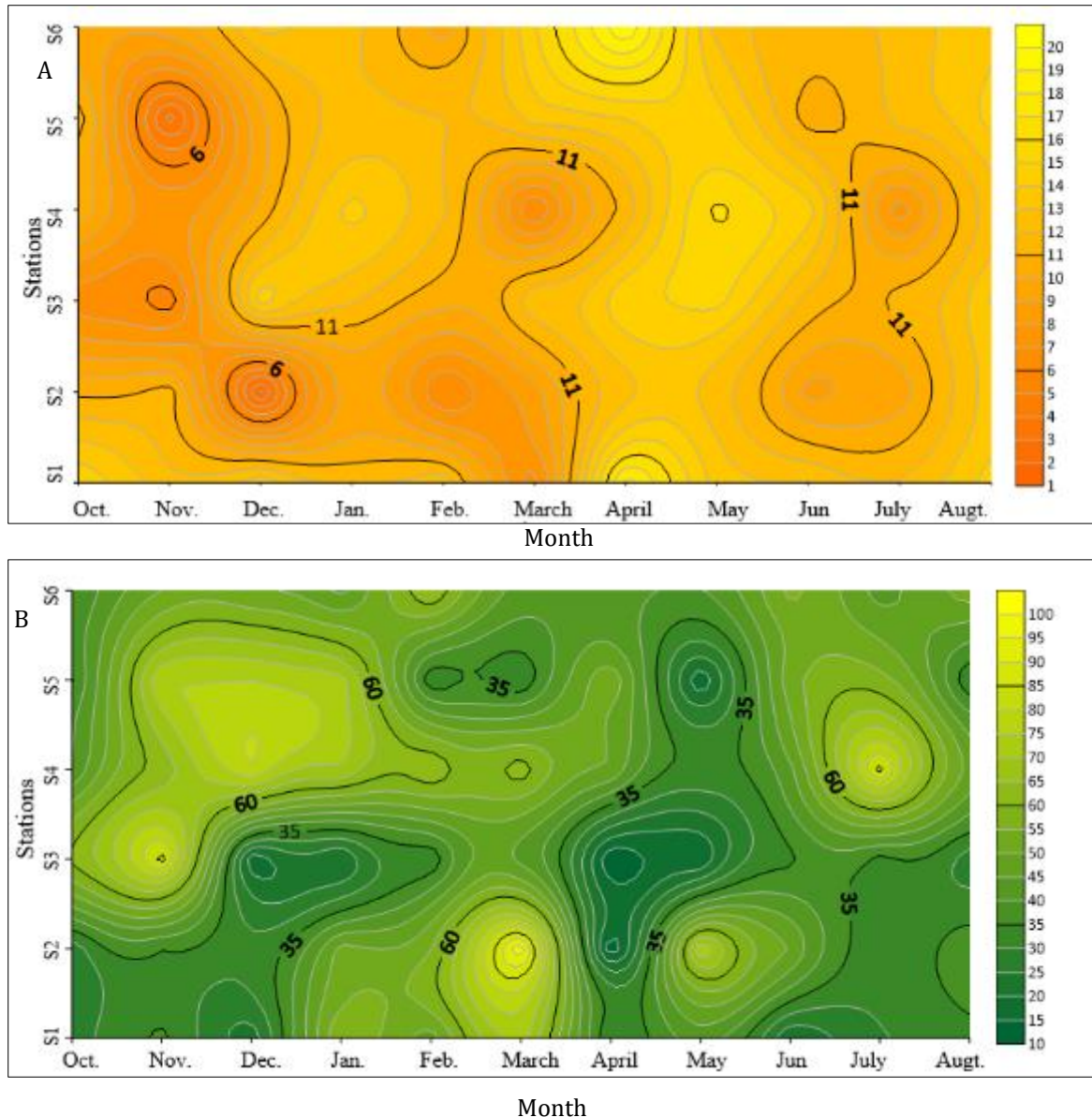


Figure 2 Spatiotemporal variations of the specific pollution-sensitivity index (A) and the diatom trophic index (B) of the waters of the Bandama River.

4. Discussion

The understanding of the ecological health of the waters of the Bandama River through the calculation of the IPS and TDI indices reveals a water quality below the average. The TDI results indicated that river trophic level varied from oligo-mesotrophic to mesotrophic, both spatially and temporally based on classes defined by Kelly [19]. Concerning the IPS index, the results indicate a moderate pollution to raise both on the spatial and temporal scale according to the classes defined by Descy [18]. The moderate organic pollution determined at station S1 would be due to factors such as external inputs and water mass of the lake. Indeed, this station located on the lake of the hydroelectric dam of Kossou is subject to the effects of domestic activities of the camps of fishermen. Thus, due to the large area of this lake, the concentration of organic pollution would tend to dilute. The dilution effect of organic pollution on the Great Lakes was also observed by Gao [20] in Dragon Lake in China and by Minor [21] in Baikal, Tanganyika, Superior, Malawi and Michigan highlighted this dilution effect of large lakes in organic pollution.

At the S6 station constituting the confluence of the Bandama rouge and the Bandama blanc, moderate organic pollution is explained by the mixing of the waters of these two branches of the river. According to Wang *et al.* [22], the mixing of water at the confluence leads to dilution or concentration of organic matter. Starting from the fact that the stations S2, S3, S4 and S4, upstream of the confluence presented a high organic pollution (poor water quality), we can deduce from

the dilution effect of the organic pollution by the action of water mixing at the confluence. This result corroborates that of Yuan [23].

Eutrophication of rivers results from the accumulation of nutrients in the environment. This phenomenon is the result of the effects of nutrients from intensive agriculture, discharges of domestic and industrial wastewater without prior treatment in the environment [24]. The mesotrophic state determined at station S4, seems to result from these accumulations. Indeed, although the other stations are subject to anthropogenic activities as mentioned above, the S4 station would also suffer the impact of an agro-food industry of its upstream plantations [25]. At the monthly level, the peaks in the IPS and TDI indices did not systematically coincide with the seasons. However, out of the eleven months of sampling, seven showed high organic pollution, which shows a constant aggression of the river at all times of the year. However, the trophic state oligo-mesotrophic determined in all months of sampling would attest to a remarkable resilience of the river waters which would be linked to the self-purifying power of microalgae when assimilating nutrients for their physiological functions inducing their decrease in the environment [26].

5. Conclusion

The study of the water quality of the Bandama River reveals a worrying situation that requires special attention. Diatomic indices, although varying in space and time, indicate below average water quality. Although the resilient capacity of the waters allowed to maintain an acceptable ecological level. It is imperative to put in place strategies for the sustainable management of water resources that will take into account the physico-chemical quality of water and the preservation of biodiversity in order to guarantee health security, and food to populations directly and indirectly dependent on the Bandama. This study highlights the importance of aquatic ecosystem monitoring and calls for cross-sectoral collaboration to implement effective solutions.

Compliance with ethical standards

Disclosure of conflict of interest

No conflict of interest to be disclosed.

References

- [1] Qin M., Fan P., Li Y., Wang H., Wang W., Liu H., Messyas B., Goldyn R. & Li B. Assessing the Ecosystem Health of Large Drinking-Water Reservoirs Based on the Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI): A Case Study of Danjiangkou Reservoir. *Sustainability* 2023, 15, 5282. <https://doi.org/10.3390/su15065282>
- [2] Avit J.B.L.F., Pédia P.L. & Sankaré Y. Biological diversity of Côte d'Ivoire. Synthesis report. Ministry of Environment and Forestry. 1999; 273 pp.
- [3] Brahiman K.K., Awa N., & Danielle A.B.R. Characterization Of Diversity, Size Structure And Ecological Stress At The Level Of Fish Population On The Bandama River (Ivory Coast, West Africa) *European Scientific Journal*, 2021; 17(43), 260. <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n43p260>
- [4] Konan K.F., Bony K.Y., Adon M.P. & Potgierter J. Hydrobiological study of Bandama basin in Yaoure Gold project's of Influence (Yaoure Gold prject, Côte d'Ivoire) report Amara Mining Côte d'Ivoire SARL/ Cabinet AMEC foster Wheeler/ Cabinet 2D Consulting Afrique 2015; 99p
- [5] Adon M.P., Niamien-Ebrottie J.E., Konan K.F., Azah C.N., Ouattara A. & Gourene G. Water quality of the Bandama-blanc (Ivory Coast) and its tributaries subjected to strong anthropic activities from the African Agronomy microflora, 2017; 29 (2): 159-175
- [6] Violle C., Navas M. L, Vile D. Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 2007; 116(5), 882-892.
- [7] Campeau, S. & Lacoursière, S. Biological monitoring of rivers in the Haute Yamaska RCM using the IDEC index (2023). Report submitted to the Haute Yamaska RCM. Department of Environmental Sciences, Université du Québec à Trois-Rivières, 2023; 8 p.
- [8] Lévêque C., Dejoux C. & Iltis A.. Limnology of the Bandama River, Côte d'Ivoire. *Hydrobiologia*. 1983; 100: 113-141.

- [9] Lozo N, Berté S, Komoé K. & Kouamélan P.. Bacillariophyceae (Heterokontophyta) from Bandama River in Côte d'Ivoire, West Africa. *Journal of animal & plant sciences*. 2013; 20 (2): 3113-3121.
- [10] Prygiel J. & Coste M. Methodological guide for the implementation of the Diatomaceous Biological Index NF T 90-354. Water agencies. 2000. 134 pp. 89 lp. cd rom TAXIBD.
- [11] Utermöhl H. Zur Ver vollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methodik. Internationale Vereinigung Fuertheoretische Undeangewandte Limnologie. 1958; 9 : 1-39.
- [12] Krammer, K. & Lange-Bertalot H. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1. Bacillariophyceae 1. Teil : Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 1986; 876 pp.
- [13] Krammer, K. & Lange-Bertalot H. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Bacillariophyceae 2. Teil : Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 1988; 596 pp.
- [14] Krammer, K. & Lange-Bertalot H. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Bacillariophyceae 3. Teil : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 1991; 600 pp.
- [15] Leclercq L. & Maquet B. Two new chemical and diatomic indices of the chemical quality of current waters compare with different existing indices. *The marine biology notebook*. 1987; 28: 303-310.
- [16] Rumeau A. & Coste M. Introduction to Freshwater Diatom Systematics. For the practical use of a generic diatomic index. *Bulletin Française de Pêche et de Pisciculture*. 1988; 309: 1-69
- [17] Prygiel J. & Coste M. Diatoms and the Diagnosis of Continental Current Water Quality: The Main Index Methods. *Life and Environment/ Life & Environment*, 1995; pp.179-186. fihal-03051958eDescy JP. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*. 1979; 64: 305-323.
- [18] Kelly MG. Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Water Research*. 2001; 35: 2784- 2788.
- [19] Gao X.P, Li G.N, Li G.R & Zhang C. Modélisation des effets de la pollution ponctuelle et diffuse sur un canal de dérivation du fleuve Jaune vers un lac artificiel en Chine. *Water Science Technologie*. 2015 ;71(12):1806–1814. doi : <https://doi.org/10.2166/wst.2015.161>
- [20] Minor E.C., Oyler, A.R. Matière organique dissoute dans les grands lacs : une composante clé mais sous-étudiée du cycle du carbone. *Biogéochimie*. 2023 ; 164 : 295–318 <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00733-z>
- [21] Wang M, Chen, X., Lin X., Wang, P. Study on river channel characteristics of confluence of main and branch streams in the upper reaches of the Yangtze River. *Hydrologic-Science* 2014, 4, 58-64.
- [22] Yuan S.Y., Xu, L., Tang, H.W. The dynamics of river confluences and their effects on the ecology of aquatic environment: A review. *Journal of Hydrodynamics* 34, 1–14 (2022). <https://doi.org/10.1007/s42241-022-0001-z>
- [23] Paerl H.W. Physiological and ecological micro-scale studies of aquatic cyanobacteria: macroscopic involvement. *Microscopy research and technology*. 1996; 33 (1), 47-72,1996. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0029\(199601\)33:1<47::AID-JEMT6>3.0.CO;2-Y](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0029(199601)33:1<47::AID-JEMT6>3.0.CO;2-Y).
- [24] Pinay G., Gascuel, C., Menesguen A., Souchon Y., Moal L.S.. Eutrophication. Manifestations, causes, consequences and predictability. Report of the collective scientific expertise. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA); Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER); Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA); Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). 2017. fihal-02791790
- [25] Raven J. A pH regulation of plants with CO₂ concentrating mechanisms. In *Methods in pH Regulation in animals and plants* (eds S. Egginton A. M., Taylor E. L. & Raven J. A.) pp. 177-192 Cambridge University Press, Cambridge. Rumeau A. & Coste M. (1988). Introduction to the systematics of freshwater diatoms. For the practical use of a generic diatomic index. *French Fishing and Fish Farming Bulletin*. 1999; 309:1-69.

Publication 2

AKO D.M.M., Niamien-Ebrottie J.E., KOFFI A.M., KOUAME K. M. & BOUSSOU K.C. (2024). Structure and determinism of phytoplankton of the Bandama river in the Marahoué region (West-central, Côte d'Ivoire). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 24(5) : 71-79.



Structure and determinism of phytoplankton of the Bandama River in the Marahoué region (West-central, Côte d'Ivoire)

Ako Djiproh Marie-michael¹, Niamien-Ebrottie Julie Estelle²,

Koffi Ahoutou Mathias¹, Kouame Kouamé Martin¹, Boussou Koffi Charles¹

¹*UFR Environnement, Laboratoire Biodiversité et Ecologie Tropical,*

Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire

²*UFR Sciences et Gestion de L'Environnement, Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA), Université Nangui, Côte D'Ivoire*

Article published on May 10, 2024

Key words: Phytoplankton, Bandama, Biovolume, Nutrients, Gold panning

Abstract

The high anthropogenic pressure Bandama River is undergoing is relatively of concern. Considering that the aforementioned actions could constitute a factor of imbalance in the functioning of the ecosystem, this study was carried out with the aim of determining the effect of anthropogenic pressure on the phytoplankton community. We analyzed the spatial variation of phytoplankton biovolume and its relationship with abiotic factors by sampling in six stations established on the two mains tributaries of Bandama river once a month from October 2019 to August 2020. The results showed that except dissolved oxygen, conductivity and water depth, the other physicochemical parameters did not vary significantly from one station to another. The total biovolume was dominated by the phyla of Chlorophyta $2.81.10^7\text{mm}^3/\text{L}$, Charophyta and Euglenozoa $1.63.10^7\text{mm}^3/\text{L}$ and $1.53.10^7\text{mm}^3/\text{L}$ respectively. The lowest average biovolume ($5.34.10^4 \pm 3.67.10^4\text{mm}^3/\text{L}$) was determined at station S6 and the highest ($3.15.10^5 \pm 3.03.10^5\text{mm}^3/\text{L}$) at the station of lake Kossou upstream of the dike (S1). Station S6, which is located at the confluence of the two arms of Bandama river although having the lowest biovolume, presents the greatest regularity and stability of phytoplankton communities. From the redundancy analysis (RDA), it appears that the largest biovolumes are weakly linked to the high concentrations of nitrogen, phosphorus, nitrate and nitrite in the environment. However, the transparency of the water and the dissolved oxygen are the factors discriminating the quantity of biomass. Phytoplankton, although having environmental preferences, this study made it possible to establish a negative correlation between a high phytoplankton biomass and the concentration salts.

*Corresponding Author: Ako Djiproh Marie-michael ✉ dmariemichael@yahoo.com

Introduction

Aquatic ecosystems are essential components of the global environment. In addition to being essential contributors to biodiversity and ecological productivity, they also provide various services to humans, including drinking water, agricultural irrigation water, fisheries as well as recreational opportunities. Unfortunately, this system is increasingly threatened by anthropogenic industrial and urban activities leading to an imbalance in its functioning (Riquier *et al.*, 2015). In Côte d'Ivoire, the Bandama river does not remain isolated from these anthropogenic pressures. Indeed, housing two large hydroelectric dams (Kossou and Taabo) as well as numerous hydro-agricultural dams, this river is among the natural environments strongly participating in the socio-economic development of Côte d'Ivoire thanks to the development of fishing activities and agriculture (Avit *et al.*, 1999). The part of this river in Marahoué region, is particularly subject to acute anthropogenic activities such as clandestine gold panning, industrial and domestic discharges. Moreover, the Kossou hydroelectric dam is settled on this region (Konan *et al.*, 2015). For such a crucial ecosystem in the socio-economic development of Côte d'Ivoire, continuous and sufficient monitoring seems important for its preservation. Indeed, several studies, including those related to the phytoplankton community have been carried out in this watershed Lozo *et al.* (2013), Konan *et al.* (2015) and Adon *et al.* (2017). The trophic status and biological functioning still remain relatively poorly to characterize the structure of phytoplankton assemblages and determine the effect of anthropogenic pressure on this phytoplankton community.

Materials and methods

Sampling stations

Sampling was carried out monthly from October 2019 to August 2020. Six (6) stations were sampled on two tributaries of the Bandama river (Bandama Blanc and Bandama Rouge) covering the Marahoué region and at their melting zone. The sampling stations were

chosen taking into account the accessibility, the anthropization level of the streambanks, and human activities in the vicinity of the stream such as gold panning and presence of industrial or domestic waste. Sampling station S1 is located on Lake Kossou, close to the Kossou hydroelectric dam. This station is bordered by fishing camps and is subject to domestic activities. Station S2 is located on the riverine section just after the dam of Kossou hydroelectric dam. This station is overgrown with more or less well-preserved vegetation. There are also plantations and gold panning activities on the left bank downstream of this station. Station S3 is located near the village of Bambakro. In addition to the domestic activities that take place there (washing, doing the dishes) and bathing, this station is also the site of intense gold panning activity. These three stations (S1, S2, S3) are located on the Bandama Blanc tributary. Stations S4 and S5 are located on the Bandama Rouge tributary. Station S4 is located near Zuénoula beneath the bridge settled on the Bandama river. Plantations and sparse forest can be seen all along this station. This station is receiving industrial discharges further in upstream. Station S5 is located between Zuénoula and Bouaflé. The banks of this station are occupied by stretches of forest and plantations. No gold-panning activity was noted at this station, station S6 is located at the confluence of the two tributaries (Bandama Blanc and Bandama Rouge). This site is bordered by an open forest and an area developed for leisure activities. However, on the opposite bank to this recreation area, gold-panning activities have been carried out on the streambank. The study area and stations are shown in Fig. 1.

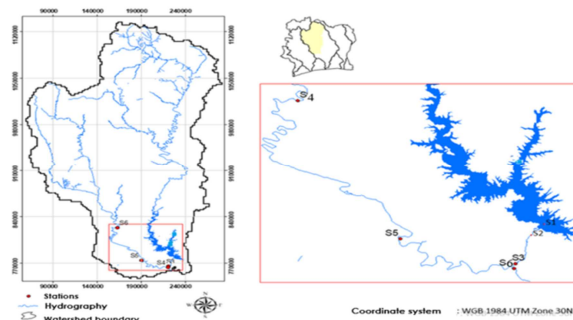


Fig. 1. Map showing sampling stations

Measurement of abiotic parameters

Temperature (°C), pH, conductivity (µS/cm), and oxygen (mg/l) were measured *in situ* at each station using a Hanna multiparameter. Water transparency was determined using a Secchi disc. The depth of the stations was estimated using a graduated weighted rope. The water samples for the nutrients analysis were taken in 1L polypropylene bottles at each station, carefully labelled and kept cool in a cooler containing ice so that they could be kept at optimum temperature in the field. These samples were then sent to the laboratory for determination of the nutrients such as nitrite (mg/l), nitrate (mg/l), total phosphorus (mg/l) and ammonium (mg/l) in accordance with AFNOR standards (1997).

Phytoplankton sampling

The integrated sampling using device has been used applying the pipe technique in the euphotic zone. All the samples taken were collected and stored in pillboxes, then identified and fixed with formaldehyde at a final concentration of 5% before being sent to the laboratory for further analysis (Laplace-Treytore *et al.*, 2009).

Phytoplankton analysis in the laboratory

In the laboratory, the analysis consisted in identifying and counting the phytoplankton in water samples. In order to determine the phytoplankton diversity, slides were mounted and observed under an Optika upright optical microscope. The taxa observed were measured with a micrometer, then identified and photographed to validate the identification. Counting was carried out under an Optika inverted optical microscope using the Utermöhl method (1958) after sedimentation of the samples in 10 and 25 ml tanks with sedimentation times of 12 and 24 hours respectively. Individuals were counted in 35 randomly selected fields without repetition. In accordance with AFNOR standard NF EN 15204/T 90-379, a counting accuracy of 5% was achieved by counting at least 400 algal individuals, wherever possible. Taxa were identified using a combination of identification books and scientific articles: Bourrelly

(1981, 1985, 1990), Compère (1974, 1975, 1977), Couté and Bernard (2001), Couté and Chauveau (1994) Komárek and Anagnostidis (2000, 2005), John *et al.* (2002) and a taxonomic check on the Algaebase website consulted on 21 June 2023.

Determination of biovolume

Biovolume was obtained using the following formula: Biovolume (mm³/L) = (specific biovolume (µm³/ind) x density (ind/mL))*10⁻⁶. It reflects the occupancy of the different species in the environment (Laplace-Treytore *et al.*, 2009). Individual biovolume was calculated using the method of Gábor *et al.* (2021).

Determination of the Shannon diversity index and the Pielou equitability index

The Shannon diversity index (H') for measuring the degree of organization of the population, it calculated according to the relation

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} * \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \right)$$

S: the species richness of the sample; N: total biovolume; n_i: biovolume of species i, the Pielou evenness it calculated to the relation

$$E = \frac{H'}{\ln(S)}$$

H': Shannon diversity index; S: the species richness It is between 0 and 1. It tends towards 0 when almost all the numbers are concentrated on one species and towards 1 when all the species have the same abundance.

Statistical treatments

Descriptive analyzes were carried out on abiotic parameters, biovolumes as well as alpha diversity indices for their spatial characterizations. Subsequently, a Redundancy Analysis (RDA) was carried out to relate the phytoplankton biovolumes to environmental variables. Statistical analyzes were carried out using Paleontological Statistics (PAST) v4.11 software and CANOCO for Windows 4.5.

Results

Physico-chemical analysis results

The physicochemical data recorded during this study did not vary significantly with the exception of dissolved oxygen, conductivity and depth. Stations S1, S2 and S3 were significantly more oxygenated than stations S4, S5 and S6 (Kruskal-Wallis $p > 0.05$). For conductivity, stations S1, S2, S6 and S3 have significantly lower conductivity than stations S4 and S5 (Kruskal-Wallis $p < 0.05$). Regarding depth, the stations with significantly higher depths were S1 and S2 (Kruskal-Wallis $p < 0.05$) (Table 1).

Analysis of total phytoplankton biovolume in the whole study area

The total biovolume of phytoplankton determined was $7.54 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$. The Chlorophyta phylum with $2.81 \cdot 10^7 \text{ mm}^3/\text{L}$ (34,07%) dominate the total phytoplankton biovolume. they followed by

Charophyta and Euglenozoa with $1.63 \cdot 10^7 \text{ mm}^3/\text{L}$ and $1.53 \cdot 10^7 \text{ mm}^3/\text{L}$ respectively (20% and 19%). The Cyanobacteria phylum, with $9.71 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$, contribute to 11,76% of the total biovolume. The biovolume of Bacillariophyta is $9.39 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$ (11,33%). The lowest biovolumes were obtained from Miozoa $3.62 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$ (4,38%) and Ochrophyta $4.77 \cdot 10^4 \text{ mm}^3/\text{L}$ (0,05%) (Fig. 2).

Spatial variation of phytoplankton biovolume in Bandama river

There is no significant difference between the phytoplankton sample medians (Kruskal-Wallis $p > 0.05$). The highest median biovolume was obtained at station S1 ($2.30 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$). This was followed by stations S5, with biovolume of $1.66 \cdot 10^6 \text{ mm}^3/\text{L}$. The lowest average biovolume was recorded at station S6 ($6.66 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$) (Fig. 3).

Table 1. Spatial variation in physico-chemical parameters

Parameters	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	P	Significantly (K-W)
O ₂ (mg /L)	5,93 ^a	5,60 ^a	5,47 ^a	4,36 ^b	4,44 ^b	4,98 ^a	0,007442	SD
Cond(μS/cm)	30,63 ^a	28 ^a	36,36 ^a	58,27 ^b	51,72 ^b	40,54 ^b	0,000206	SD
Depth (m)	5,23 ^a	5,06 ^a	3,47 ^a	1,63 ^b	3,06 ^c	3,09 ^c	0,00001	SD
T°C	26,87	27,05	26,52	26,60	27,07	26,87	0,98	NSD
Transparency (m)	0,65	0,82	0,557	0,40	0,55	0,33	0,56	NSD
pH	6,97	6,81	6,85	6,90	6,84	6,78	0,39	NSD
NO ₂ ⁻ (mg /L)	0,04	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,1	NSD
NO ₃ ⁻ (mg /L)	4,52	3,54	4,19	6,11	7,93	6,22	0,35	NSD
Pt (mg /L)	7,30	11,25	10,51	12,69	11,29	14,47	0,49	NSD
Nt (mg /L)	23,54	29,45	41,76	51,34	43,38 ^a	42,36	0,3166	NSD

Median values with the same letters do not differ significantly (a, b, c) (Mann-Whitney $p > 0.05$); P: probability; SD: significant difference; NSD not significant difference; K-W: (Kruskal-Wallis)

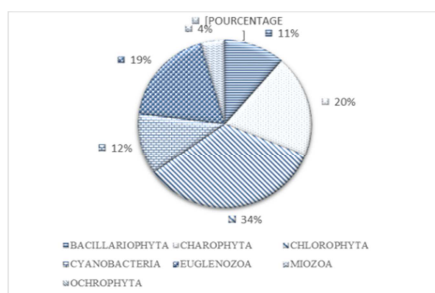


Fig. 2. Contribution of phytoplankton phyla at total biovolume

Spatial distribution of dominant species

The species used (*Pediastrum simplex*, *Peridinium cinctum*, *Euglena polymorpha*, *Aulacoseira granulata*, *Closterium ehrenbergii*, *Staurstrum*

bulbosum *Pediastrum duplex*) in this analysis are contributing to 65.93% of the total biovolume and those put in the “other” group are the contributors to the remaining biovolume. The species *Pediastrum simplex* appeared more dominant respectively at stations S3 ($7.56 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$), S1 ($6.24 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$) and S3 ($5.12 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$). At stations S4, S5 and S6 its biovolume decreased to the advantage of the species *Peridinium cinctum* ($2.21 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$) at station S4, *Euglena polymorpha* ($6.44 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$) at station 5 and *Aulacoseira granulata* ($6.75 \cdot 10^4 \text{ mm}^3/\text{L}$) at station S6. Furthermore, at station S1, the biovolumes of the species *Closterium ehrenbergii* ($2.32 \cdot 10^5 \text{ mm}^3/\text{L}$), *Euglena polymorpha* ($1.72 \cdot 10^5$

mm³/L) appeared non-negligible despite the dominance of the species *Pediastrum simplex* (Fig. 4). Station S2 also has a slightly larger biovolume of *Staurstrum bulbosum* (1.75.105mm³/L) (Fig. 5). In addition, S6 is characterized by a codominance of biovolumes of the species *Aulacoseira granulata* and *Euglena polymorpha* as well as the low biovolume of *Pediastrum simplex* (Fig. 4).

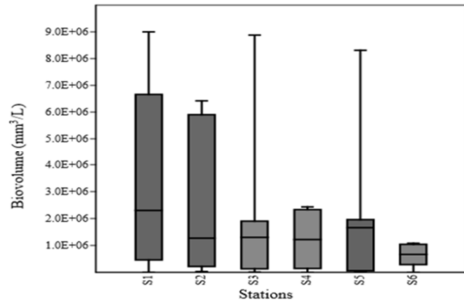


Fig. 3. Spatial variation of phytoplankton biovolume in Bandama river

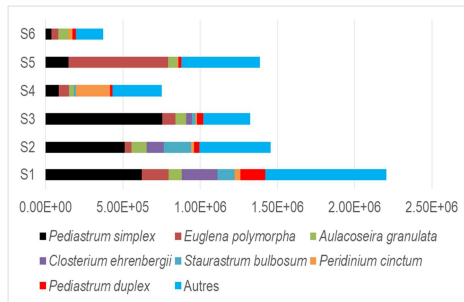


Fig. 4. Spatial variation of dominant species

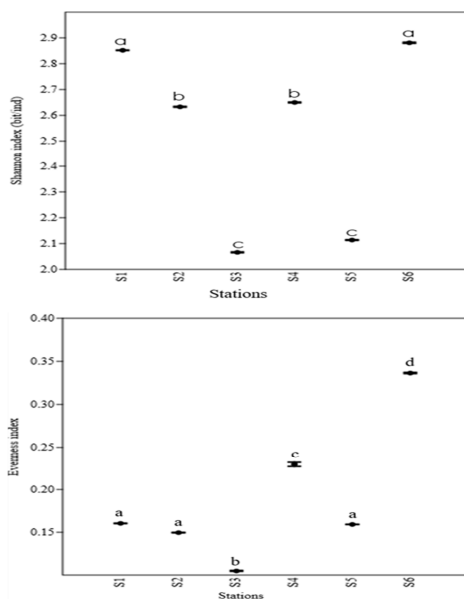


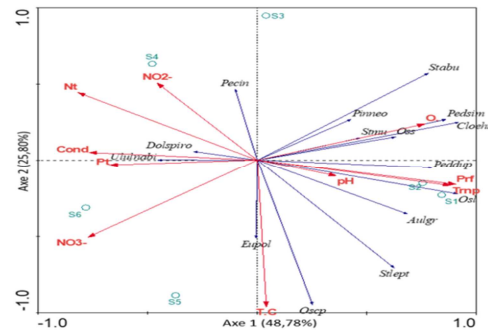
Fig. 5. Spatial variation of Shannon index (a) and Pielou index (b) based on phytoplankton in Bandama River.

Diversity analysis

The structure and specific diversity of phytoplankton were determined through the Shannon and equitability indices. The Shannon index is varied from 2.06 bits/ind (S3) to 2.88 bits/ind (S6). The indices of stations S1, S2, S4 and S6 are significantly higher (Kruskal-Wallis $p > 0.05$) than those of stations S3 and S5 (figure 5-A). The fairness index varied from 0.14 (S3) to 0.33 (S6). A significant difference in the index was determined between stations. The equitability indices at stations S4 and S6 are significantly higher than those at other stations (Kruskal-Wallis $p > 0.05$). Generally, the fairness index is closer to 0 than 1 (Fig. 5-B).

Relationship between phytoplankton and abiotic parameters

A Redundancy Analysis (RDA) allowed us to highlight the influence of abiotic parameters (temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, transparency, depth, nitrite, nitrate, total nitrogen, total phosphorus) on the phytoplankton biovolume. The main plan of the analysis expressing 74.59% of the total variance (axis 1: 48.78%; axis 2: 25.80%) was retained for the analysis (Fig. 6).



T.C : Temperature ; O. : oxygen ; Cond : Conductivity ; Prof : Depth ; NO₂⁻ : Nitrite ; NO₃⁻ : Nitrate ; Nt : Total nitrogen, Pt: Total phosphorus, Trnp: transparency
 Pedsim : *Pediastrum simplex* ; Peddup : *Pediastrum duplex* ; Cloehr : *Closterium ehrenbergii*, Oss : *Oscillatoria sp.* ; Osl : *Oscillatoria limosa* ; Aulgr : *Aulacoseira granulata* ; Stmu : *Staurastrum muticum* ; Stabu : *Staurastrum bulbosum* ; Pinneo : *Pinnularia neomajor* ; Ulnnabi : *Ulnaria ulnabiseriata* ; Dolspiro : *Dolichospermum spiroides* ; Oscp : *Oscillatoria princeps* ; Eupol : *Euglena polymorpha* ; pecin : *Peridinium cinctum*.

Fig. 6. Redundancy Analysis (RDA) of dominant phytoplankton biovolumes and river environmental parameters.

The ordination along axis 1 presents in its positive part a strong positive correlation with transparency, depth and dissolved oxygen. In its negative part, a strong correlation is established with conductivity, total phosphorus and total nitrogen. Associated with high transparencies and depths and dissolved oxygen, as well as low conductivity concentrations of total phosphorus and total nitrogen along axis 1. Stations S1 and S2 favored high biovolumes of the species *Pediastrum duplex*, *Oscillatoria* sp, *Aulacoseira granulata*, to the detriment of *Ulnaria ulnabiseriata*, *Dolichospermum spiroides*. Species such as *Pediastrum simplex*, *Closterium ehrenbergii*, *Oscillatoria limosa*, *Staurastrum muticum*, *Staurastrum bulbosum*, *Pinnularia neomajor* in addition to being associated with high depth and transparency, are also distinguished by a high level of dissolved oxygen, also d a lesser presence of the nitrate level in the environment according to axis 1. A strong positive correlation was established between high temperatures and *Euglena polymorpha* and *Oscillatoria princeps* according to axis 2 unlike the species *Peridinium cinctum* characterized by low temperatures and high nitrite concentrations along axis 2.

Discussion

The results of this study show a spatial variation of a few physico-chemical parameters between the stations. The low variability in physico-chemical parameters is thought to be due to the more or less homogeneous climatic and anthropogenic factors affecting this environment. The average temperatures observed (26.5°C to 27.07°C) in the waters of the Bandama river during this study are thought to be due to the influence of ambient temperature. In fact, several studies carried out in the waters of warm tropical regions have shown that the average annual temperature of the rivers is about 28°C and rarely falls below 25°C (Konan *et al.*, 2008). The waters of the river appeared very turbid, with average transparencies of less than one meter. This low water transparency is thought to be due to anthropogenic activities such as gold panning on the banks and in the riverbed, which cause sediments to be suspended.

This range of variation is similar to the measurements made by Lozo (2019) and Soro *et al.* (2021) in Bandama river. Concerning pH, the values show that the water in the river is close to neutral and therefore optimal for the development of aquatic communities. According to Blinda (2007), pH values between 5 and 9 allow normal development of flora and fauna. For dissolved oxygen which is an important parameter in the evaluation of water quality, stations S1, S2, S3 presenting relatively high values than the others would indicate good photosynthetic activity of aquatic plants and micro-algae in the environment (Rodier 1984). The electrical conductivity, reflecting the level of mineralization of the medium, oscillated from 28µS/cm (S1) to 58.27 µS/cm (S4). The higher electrical conductivity of stations S4, S5 (Red Bandama) and station S6 (confluence) testifies to a higher level of mineralization of this arm compared to the Red Bandama. This high mineralization would come from exogenous inputs from surrounding agrosystems and also from industrial discharges along this arm, therefore leading to high concentrations of ions dissolved in the water (Tshibanda *et al.*, 2021, Yao *et al.*, 2022). From the analysis of the structure and phytoplankton composition, it emerged that the species *Pediastrum simplex*, *Peridinium cinctum*, *Euglena polymorpha*, *Aulacoseira granulata*, *Closterium ehrenbergii*, *Staurastrum bulbosum* and *Pediastrum duplex* were dominant with varying proportions depending on the stations. These variable dominances per station, as well as the significant differences in biovolume observed between stations would be linked to the variability of environmental conditions which, according to Padiál *et al.* (2014) affects the composition and abundance of taxa in an environment. The specific diversity and equitability of the distribution of species determined using the Shannon de Pielou indices revealed significant differences. The low values of the equitability index at stations S3 and S5 would be due to the dominance of *Pediastrum simplex* for station S3 and *Euglena polymorpha* for station S5. However, the values of the equitability index are all close to 0 and 1 testify to an inequality in the distribution of species in the environment.

Furthermore, station S6, although having the lowest biovolume, gives the greatest values of these indices, thus presenting greater specific diversity. The redundancy analysis (RDA) showed that each species reacts differently to environmental variations and that the highest biovolumes in our study are negatively linked to the high concentrations of nutrient salts such as nitrogen, nitrate, nitrite, phosphorus. This observation would reflect the use of these nutrients by phytoplankton in their proliferations, hence their low concentration (Tian *et al.*, 2000). Furthermore, a positive correlation of this distribution is favored by high temperatures, transparencies, dissolved oxygen and pH. In addition, the grouping of these species at stations S1 and S2, more transparent with the greater rate of dissolved oxygen, reassures this observation because it appeared to be the least impacted by human activities than the others. Indeed, studies by Reynolds (1984) demonstrated that the penetration of light would be an important factor for the achievement of photosynthesis and therefore good growth of phytoplankton. The “alpha” diversity indices calculated using the Shannon diversity index and Pielou equitability index presented different degrees of organization of the phytoplankton population. Stations S1, S2, S4 and S6 have higher taxonomic diversity than stations S3 and S5. Furthermore, the regularity of this taxonomic distribution is highest at station S6 and very low at station S3. In addition, the low values of the equitability index demonstrate an irregularity in the biovolume occupied by the species in the environment. This low degree of organization would find its origin in the cumulative effects of human activities, notably the domestic activities of villages and fishing camps, exogenous effluent from plantations and strong gold panning activity at this station as well as upstream.

Conclusion

In this work on the structure and determinism of the phytoplankton community in the waters of the Bandama River in the Marahoué region. The physicochemical parameters of the Bandama River present a certain homogeneity probably due to the

combined influence of climatic conditions and human activities on the environment. However, the study of the structure and composition of phytoplankton as well as the redundancy analysis revealed dynamics and taxonomic complexity influenced by these parameters. The high phytoplankton biomass was positively influenced by transparency and dissolved oxygen and water depth as well as low nutrient salt concentrations. This sensitivity of phytoplankton species to react to environmental changes therefore offers a monitoring tool for environmental management.

References

Adon MP, Niamien -Ebrottie JE, Konan KF, Azah CN, Ouattara A, Gourene G. 2017. Qualité des eaux du Bandama-blanc (Côte d’Ivoire) et de ses affluents soumis à de fortes activités anthropiques à partir de la microflore algale. *Agronomie Africaine* **29**(2), 159-175.

AFNOR. 2006. Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl) – NF EN 15204. 39p.

Avit JBLF, Pédiá PL, Sankaré Y. 1999. Diversité biologique de la Côte d’Ivoire. Rapport de synthèse. Ministère de l’Environnement L. Krienitz, G. Gärtner, M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, **19** (2), 1- 759.

Blinda M. 2007. Pollution tellurique du littoral nord-ouest du Maroc entre Tanger et Tétouan : caractérisation, impact sur l’environnement et proposition de solutions [Land pollution of the northwest coastline of Morocco between Tangier and Tetouan: Characterisation, impact on the environment and proposed solutions]. PhD Thesis. Rabat. University of Mohammed V pp. 75.

Bourelly P. 1981. Les algues d’eau douce. Initiation à la systématique. Tome II. Les algues jaunes et brunes : Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et Diatomées. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris (France), 517 p.

- Bourrelly P.** 1990. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes. 2^e édition, Société nouvelle des éditions Boubée, Paris (France): 1-572.
- Bourrelly P.** 1985. Les Algues d'eau douce. Tome III : Les Algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris, 606p.
- Compère P.** 1974. Algues de la région du lac Tchad. II: Cyanophycées. Cahiers O.R.S.T.O.M., série Hydrobiologie **8** (3/4), 165-198.
- Compère P.** 1975. Algues de la région du lac Tchad. III: Rhodophycées, Euglénophycées, Cryptophycées, Dinophycées, Chrysophycées, Xanthophycées. Cahiers O.R.S.T.O.M., série Hydrobiologie **9** (3), 167-192.
- Compère P.** 1977. Algues de la région du lac Tchad. VII: Chlorophycophytes (3ième partie : Desrniidiées) (I). Cahiers O.R.S.T.O.M., série Hydrobiologie **11** (2), 77-177.
- Couté A, Bernard C.** 2001. Les cyanobactéries toxiques. In : Toxines d'algues dans l'alimentation. Ifremer, Brest (Biélorussie): 21-37.
- Couté A, Chauveau O.** 1994. Algae. Encyclopaedia Biospeologica I. Edition Société de Biopédologie: 371-380.
- Gábor Borics, Vérone Lerf, Enikó T-Krasznai, Igor Stanković, Levente Pickó, Viktória Béres, Gábor Várбірó.** 2021. Calculs de biovolume et de surface pour les microalgues, à l'aide de modèles 3D réalistes. Science of the Total Environment **773** (2021), 145538.
- John DM, Whitton BA, Brook AJ.** 2011. The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Second Edition. Cambridge University Press. 878 p.
- Komárek J, Anagnostidis K.** 2000. Cyanoprocaryota-1. Teil: Chroococcales Berlin: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg; ISBN 3-8274-0890-3p.
- Komárek J, Anagnostidis K.** 2005. Cyanoprocaryota 19/2. teil: Oscillatoriales. Elsevier GmbH 759p.
- Konan KF, Bony KY, Adon MP, Potgieter J.** 2015. Hydrobiological study of the Bandama Basin in Yaoure Gold Project's Area of Influence (Yaoure Gold Project, Côte d'Ivoire). Study report - Amara Mining Côte d'Ivoire SARL / Cabinet AMEC Foster Wheeler /Cabinet 2D Consulting Afrique, 99p.
- Laplace TC, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, Rimet F, Anneville O.** 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE : version 3.3.1. Cemagref, 44p.
- Laplace TC, Derot J, Morin S, Tison JR.** 2019. Bioindication d'état et de fonctionnement en plan d'eau : Utilisation des traits morpho-fonctionnels du phytoplancton pour définir des métriques de diagnostic Rapport final. IRSTE 79pp.
- Lozo RN, Berté S, Ouattara NI, Kouamélan EP.** 2019. Variation spatio-saisonnière des paramètres physico-chimiques des eaux du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire) Revue de l'Environnement et de la Biodiversité -Pasres **4** (1), 34-43.
- Lozo N, Berté S, Komoé K, Yao S, Kouamélan P.** 2013. Bacillariophyceae (Heterokontophyta) from Bandana River in Côte d'Ivoire, West Africa. Journal of animal & plant sciences **20** (2), 3113 -3121.
- Riquier J, Piégay H, Sulc MM.** 2015. Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: Linking patterns to processes. Freshwater Biology **60**, 1085-1103.

- Rodier J.** 1984. L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie. Édition Dunod Paris, (1984) 1356p.
- Soro TA, Silué KD, Gogbé ZM, Coulibaly L, Gooré BG.** 2021. Paramètres physico-chimiques des eaux du bassin du Haut-Bandama (Côte d'Ivoire). Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie **1**, 33-48.
- Utermöhl H.** 1958. Zur Ver vollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methodik. Internationale Vereinigung Fuertheoretische Undeamgewandte Limnologie **9**, 1-39.
- Tshibanda JB, Malumba AM, Mpiana TP, Crispin K Mulaji, Jean-Paul Otamonga JP, Poté WJ.** 2021. Influence of watershed on the accumulation of heavy metals in sediments of urban rivers under tropical conditions: Case of N'djili and Lukaya rivers in Kinshasa Democratic Republic of the Congo. Watershed Ecology and the Environment **3**, 30-37.
- Yao Y, Vanderkelen I, Lombardozi D, Swenson S, Lawrence D, Jägermeyr J, Grant L, Thiery W.** 2022. Implementation and evaluation of irrigation techniques in the Community Land Model. Journal of Advances in Modeling Earth Systems **14(12)**, e2022MS003074. DOI: 10.1029/2022MS003074.
- Koné N, Amalan Sylvie N'da AS, Kien KB, Boguhé GFDH, Berthé S.** 2022. Caractérisation physico-chimique des eaux du lac du barrage hydroélectrique de Kossou, fleuve Bandama, Côte d'Ivoire. Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie. 39, 55 - 69.
- Padial JM, Grant T, Frost D.** 2014. Molecular systematics of terraranas (Anura: Brachycephaloidea) with an assessment of the effects of alignment and optimality criteria. Zootaxa **3825** (1), 1-132. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3825.1.1>.
- Tian RC, Vézina AF, Legendre L, Ingéram RG.** 2000. Effects of pelagic food-web interactions and nutrient remineralization on the biogeochemical cycling of carbon: a modeling approach. Deep-Sea Res II **47**, 637-662.

Résumé

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet « évaluation de la qualité écologique des eaux du fleuve Bandama au centre ouest de la Côte d'Ivoire dans une zone de forte activité anthropique ». Des échantillonnages mensuels de phytoplanctons et périphytons ont été réalisés d'octobre 2019 à août 2020 à six (6) stations sur les deux affluents du fleuve Bandama (Bandama blanc et Bandama rouge) couvrant la région de la Marahoué et à leur confluence. En plus de la caractérisation physico-chimique et taxonomique, cette évaluation a mobilisé une approche basée sur les traits morpho-fonctionnels du phytoplancton et périphyton. Il en ressort de la caractérisation physico-chimique que les stations S4 et S5 (Bandama rouge) se distinguent par de fortes valeurs de conductivité et d'azote total, constituant ainsi les stations les plus minéralisées. Par ailleurs, seules l'oxygène dissous, la conductivité et la profondeur, n'ont pas significativement varié. L'étude de la composition du phytoplancton et du périphyton fait état de 366 espèces regroupées en six embranchements avec des structures variables discriminées par les paramètres physico-chimiques tant à l'échelle spatiale que temporelle. L'analyse des traits morpho-fonctionnels du phytoplancton a permis de discriminer trois groupes de stations. Les stations S1 (lac Kossou) et S2 (après la digue) présentent une bonne qualité écologique et une tendance oligotrophe à mésotrophe. Elles sont caractérisées par des eaux bien oxygénées, à faibles charges en nutriments, transparentes et dominées par des espèces sensibles. Leurs traits fonctionnels, formes compactes, absence de motilité, faible biovolume, traduisent une stratégie adaptée à des milieux stables. Les stations S3 (Bandama blanc) et S4 (sous le pont de Zuénoula, Bandama rouge) occupent une position intermédiaire, indiquant un état mésotrophe à légèrement perturbé. En revanche, les stations S5 (Bandama rouge) et S6 (confluence), révèlent une forte dégradation écologique et un état eutrophe prononcé, marqué par une conductivité élevée, des concentrations importantes en azote et phosphore. La communauté est dominée par des espèces tolérantes associées à des traits de motilité, de flagellation et de morphologie favorisant la compétitivité dans les environnements instables. La cohérence des résultats entre les deux communautés (phytoplancton et périphyton), bien que régie par des traits spécifiques, confirme la robustesse de l'approche morpho-fonctionnelle pour l'évaluation de la qualité écologique et trophique des eaux.

Mots clés : traits morpho-fonctionnels, adaptation environnementale, orpaillage, qualité écologique, qualité trophique

Abstract

This study is part of the project "evaluation of the ecological quality of the waters of the Bandama River in the central-western region of Côte d'Ivoire in an area of high anthropogenic activity." Monthly sampling of phytoplankton and periphyton was conducted from October 2019 to August 2020 at six (6) stations on the two tributaries of the Bandama River (Bandama blanc and Bandama rouge) covering the Marahoué region and at their confluence. In addition to physico-chemical and taxonomic characterization, this assessment employed an approach based on the morpho-functional traits of phytoplankton and periphyton. From the physico-chemical characterization, it emerges that stations S4 and S5 (Bandama rouge) are distinguished by high values of conductivity and total nitrogen, thus constituting the most mineralized stations. Only dissolved oxygen, conductivity, and depth have not significantly varied. The study of phytoplankton and periphyton composition reports 366 species grouped into six phyla with variable structures discriminated by physicochemical parameters at both spatial and temporal scales. The analysis of the morpho-functional traits of phytoplankton has allowed for the discrimination of three groups of stations. Stations S1 (Lake Kossou) and S2 (after the dam) show good ecological quality and an oligotrophic to mesotrophic trend. They are characterized by well-oxygenated waters, low nutrient loads, transparency, and a dominance of sensitive species. Their functional traits, compact forms, lack of motility, and low biovolume reflect a strategy adapted to stable environments. Stations S3 (White Bandama) and S4 (under the Zuénoula bridge, Red Bandama) occupy an intermediate position, indicating a mesotrophic to slightly disturbed state. In contrast, stations S5 (Red Bandama) and S6 (confluence) reveal high ecological degradation and a pronounced eutrophic state, marked by high conductivity, and significant concentrations of nitrogen and phosphorus. The community is dominated by tolerant species associated with traits of motility, flagellation, and morphology that promote competitiveness in unstable environments. The consistency of the results between the two communities (phytoplankton and periphyton), although governed by specific traits, confirms the robustness of the morpho-functional approach for assessing the ecological and trophic quality of water.

Keywords: morpho-functional traits, environmental adaptation, gold panning, ecological quality, trophic quality