



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

**REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

**ANNEE : 2021 - 2022
N° D'ORDRE : 57**

**CANDIDAT
Nom : KOFFI
Prénom : Ahoutou Mathias**

THESE DE DOCTORAT

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

**Qualité écologique de la lagune Aghien (Sud-
Est de la Côte d'Ivoire) : suivi spatiotemporel et
approches expérimentales des facteurs de
régulation du phytoplancton**

JURY

**Président : M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Co-Directeurs : M. KONE Tidiani, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**M. HUMBERT Jean François, Directeur de Recherche,
Université Sorbonne - (INRA) - (iEES-Paris)**

**Rapporteur : M. KOMOE Koffi, Maître de Conférences,
Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY**

**Examineurs : M. BONY Kotchi Yves, Professeur titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**M. ETILE Raphaël N'Doua, Maître de Conférences,
Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY**

**Soutenu publiquement
le : 23 septembre 2022**

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES	I
DEDICACE.....	VI
AVANT-PROPOS	VII
REMERCIEMENTS	VIII
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XII
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : GENERALITES.....	7
1.1- Généralités sur le milieu d'étude.....	8
1.1.1- Présentation de la lagune Aghien.....	8
1.1.2- Climat et végétation.....	10
1.1.3- Bathymétrie de la lagune Aghien.....	11
1.1.4- Activités anthropiques au niveau de lagune Aghien.....	12
1.1.5- Peuplement phytoplanctonique de la lagune Aghien.....	14
1.2- Généralités sur le phytoplancton.....	15
1.2.1- Ecologie et dynamique du phytoplancton.....	15
1.2.2- Diversité taxinomique de la communauté phytoplanctonique.....	16
1.2.4- Phytoplancton : bioindicateur écologique.....	23
1.2.5- Impact environnemental de la prolifération du phytoplancton.....	23
1.2.5.1- Efflorescence et eutrophisation.....	23
1.2.5.2- Phycotoxines.....	24
1.2.5.2.1- Hépatotoxines.....	24
1.2.5.2.2- Neurotoxines.....	24
1.2.5.2.3- Dermatotoxines.....	24
1.3- Généralités sur les expérimentations en mésocosme.....	25
1.3.1- Définition du mésocosme.....	25

1.3.2- Intérêt de l'étude en mésocosme	25
1.4- Généralités sur les sciences participatives.....	26
1.4.1- Définition des sciences participatives	26
1.4.2- Intérêt et originalité	27
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES.....	29
2.1- MATERIEL.....	30
2.1.1- Matériel de localisation des stations et de prise de vues	30
2.1.2- Matériel de prélèvement et de mesure des variables physicochimiques	30
2.1.3- Matériel de dosage des sels nutritifs.....	30
2.1.4- Matériel de prélèvement et de conservation du phytoplancton.....	32
2.1.5- Matériel d'analyse du phytoplancton	33
2.1.6- Matériel biologique	34
2.2- METHODES	34
2.2.1- Choix des stations d'échantillonnage	34
2.2.1.1- Suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique en relation avec les facteurs environnementaux dans la lagune.....	34
2.2.1.2- Analyse de la vulnérabilité de la lagune Aghien en mésocosmes.....	37
2.2.2- Mesure des paramètres abiotiques et biotiques	39
2.2.2.1- Suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique en relation avec les facteurs environnementaux dans la lagune.....	39
2.2.2.1.1- Mesure des paramètres abiotiques	39
2.2.2.1.2- Prélèvement de la communauté phytoplanctonique	40
2.2.2.2- Analyse de la vulnérabilité de la lagune Aghien en mésocosmes	41
2.2.2.2.1- Description et protocole expérimental	41
2.2.2.2.2- Prélèvements des paramètres physicochimiques et biologique	44
2.2.3- Dosage des sels nutritifs	44
2.2.3.1- Dosage de l'azote total	44
2.2.3.2- Dosage de l'ammonium	45

2.2.3.3- Dosage de nitrate	45
2.2.3.4- Dosage du phosphore total	45
2.2.3.5- Dosage de l'orthophosphate (PRD).....	45
2.2.4- Analyse de la communauté phytoplanctonique.....	47
2.2.4.1- Observation et identification des taxons	47
2.2.4.2- Dénombrement des taxons	47
2.2.4.3- Détermination de la chlorophylle <i>a</i>	48
2.2.4.4- Caractérisation de la communauté phytoplanctonique.....	48
2.2.4.4.1- Fréquence d'occurrence	48
2.2.4.4.2- Diversité alpha (α)	49
2.2.4.4.3- Diversité Béta (β).....	50
2.2.4.4.4- Groupes fonctionnels selon Reynolds <i>et al.</i> (2002).....	51
2.2.5- Test de la performance d'une approche participative de surveillance	55
2.2.5.1- Choix des villages pour la mise en place de la surveillance citoyenne	55
2.2.5.2- Ingénierie sociale pour une surveillance participative de la qualité de l'eau	55
2.2.5.3- Protocole d'utilisation de l'application Epicollect 5	57
2.2.6- Traitements statistiques	59
2.2.6.1- Analyses univariées.....	59
2.2.6.2- Analyses multivariées	59
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS	60
3.1- SUIVI SPATIOTEMPOREL DE LA COMMUNAUTE DU PHYTOPLANCTON EN RELATION AVEC LES PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX DANS LA LAGUNE AGHIEN.	61
3.1.1- Résultats	61
3.1.1.1- Caractéristiques physicochimiques de la lagune Aghien	61
3.1.1.1.1- Variations spatiotemporelles des paramètres physicochimiques.....	61
3.1.1.1.2- Différenciation abiotique mensuelle	65
3.1.1.1.3- Profils verticaux de la température et de l'oxygène dissous.....	66

3.1.1.2-	Structure de la communauté phytoplanctonique	70
3.1.1.3-	Dynamique du peuplement phytoplanctonique.....	74
3.1.1.3.1-	Variations spatiotemporelles des biovolumes de la communauté phytoplanctonique	74
3.1.1.3.2-	Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle <i>a</i>).....	79
3.1.1.3.3-	Classification fonctionnelle de la communauté phytoplanctonique.....	79
3.1.1.3.4-	Variations temporelles de la diversité α et β de la communauté phytoplanctonique	82
3.1.1.4-	Relation entre les variables physicochimiques et biologiques dans la lagune d'Aghien.....	85
3.1.2-	Discussion.....	88
3.2-	ANALYSE DE LA VULNERABILITE ET LES POSSIBLES EVOLUTIONS DE LA LAGUNE AGHIEN A PARTIR DES APPROCHES EXPERIMENTALES EN MESOCOSMES	93
3.2.1-	Résultats	93
3.2.1.1-	Caractéristiques physicochimiques des mésocosmes	93
3.2.1.2-	Caractéristiques de la communauté phytoplanctonique dans les mésocosmes ..	97
3.2.1.2.1-	Variations temporelles des concentrations de chlorophylle- <i>a</i> dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation.....	97
3.2.1.2.2-	Composition de la communauté phytoplanctonique au niveau des mésocosmes.....	98
3.2.1.2.3-	Dynamique de la communauté phytoplanctonique selon les traitements dans les mésocosmes	99
3.2.1.2.4-	Variations de la richesse taxonomique et de l'indice de Shannon dans les mésocosmes.....	103
3.2.1.3-	Différenciation au niveau des mésocosmes	104
3.2.2-	Discussion	105
3.3-	APPROCHE PARTICIPATIVE POUR LA SURVEILLANCE DE LA PROLIFERATION DES CYANOBACTERIA DANS LA LAGUNE AGHIEN.....	109

3.3.1- Résultats	109
3.3.1.1- Données collectées au cours de la période d'étude.....	109
3.3.1.2- Suivi participative des efflorescences algales	111
3.3.1.3- Comparaison des données fournies par le suivi participatif à celles du suivi scientifique.....	113
3.3.1.4- Perception de la qualité de l'eau par la population locale en lien avec l'efflorescence algale.....	114
3.3.2- Discussion	117
CONCLUSION	121
REFERENCES.....	126
ANNEXES	148
Annexe 1 : Valeurs moyennes mensuelles (\pm écart-type) des variables chimiques et physiques mesurées dans les six stations d'échantillonnage de la lagune d'Aghien.	149
Annexe 2 : Photo de quelques genres de la communauté phytoplanctonique répertoriés dans la lagunes Aghien au cours du suivi.	150
PUBLICATIONS.....	154

DEDICACE

Au Professeur KONAN K. Félix qui nous a quitté trop tôt.

Qu'il reçoive en guise de reconnaissance ce travail, fruit de son expertise.

Grand merci à vous cher MAITRE. Puisse le Tout Puissant Dieu, vous accorder sa félicité.

A nos Grand-mères Feues DJE Brou et KOUAKOU Ahou qui n'ont pu savourer le fruit de tant de sacrifices, de privations et d'efforts consentis pour nous. Que cet aboutissement soit un symbole de reconnaissant à leurs égards.

AVANT-PROPOS

Le projet de thèse qui a été soumis à notre étude s'inscrit dans le cadre des travaux du projet *Protecting Drinking Surface Water source in Africa* « WaSAf » dirigé par le Professeur Jean François HUMBERT. Initié pour évaluer et proposer une démarche de surveillance de la qualité des eaux, les travaux de ce projet ont été réalisés en parallèle sur trois étendues d'eau africaines à savoir le lac Victoria, le lac Guiers et la lagune Aghien utilisés ou susceptibles de l'être pour l'alimentation en eaux potables de trois capitales africaines que sont de façon respectives Kampala en Ouganda ; Dakar au Sénégal et Abidjan en Côte d'Ivoire.

Il nous est agréable, au moment de présenter ce travail, d'exprimer notre reconnaissance aux nombreuses structures et personnes qui ont, à divers titres, contribué à sa réalisation. Nous nous estimons extrêmement chanceux d'avoir pu travailler sous la supervision de ces institutions reconnues pour leur rigueur et leur abnégation au niveau du travail. Ainsi, nos plus sincères remerciements vont donc à l'endroit des Directeurs et Responsables des institutions suivantes :

- L'Agence Française de Développement (AFD) et le Fonds Français pour l'Environnement (FFEM) pour leurs soutiens financiers.
- L'Institut d'Ecologie et des Sciences Environnementales de Paris (iEES), l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) et le Ministère des Eaux et Forêt (MINEF) pour leurs soutiens et leurs collaborations à la réalisation de ce travail.
- Le Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN), la Représentation en Côte d'Ivoire de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et le Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA) à l'Université Nangui Abrogoua pour leurs confiances en mettant leurs laboratoires à notre disposition et pour leurs encadrements.

REMERCIEMENTS

Le présent mémoire est le fruit d'un travail réalisé à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), en collaboration avec l'Institut Pasteur de Côte d'Ivoire (IPCI). A cet effet, nous nous permettons d'exprimer notre reconnaissance et notre gratitude à la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé le Professeur TIDOU Abiba Sanogo épouse KONE et ses Vice-Présidents les Professeurs KONE Tidiani et AKAFFOU Selastique, ainsi qu'à la Directrice de l'IPCI le Professeur DOSSO Mireille et toute son équipe. Ces institutions nous ont offert un cadre et des facilités de travail remarquables tout au long de cette thèse.

Nous sommes reconnaissants au Directeur de l'UFR Environnement de l'UJLoG, le Professeur KOUASSI Kouakou Lazare de nous avoir accepté au sein de son unité, également pour ses encouragements et ses conseils.

Au Professeur KOFFI Béné Jean Claude, Directeur du Laboratoire Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux (UFR Environnement / UJLoG), nous exprimons notre profonde gratitude pour l'accueil dans son laboratoire.

Nous exprimons notre vive reconnaissance à Monsieur DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire à l'UJLoG, pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Au Professeur KONE Tidiani, Nous témoignons notre profonde gratitude pour avoir accepté d'assurer la co-direction de ce travail dans son achèvement.

Nous tenons à remercier particulièrement le Professeur Jean François HUMBERT (Directeur de Recherche, Université Sorbonne - INRA - iEES-Paris), Directeur du projet WaSAf et Co-Directeur de cette thèse, de nous avoir initié à l'étude de l'écologie et de la dynamique des algues et des Cyanobactéries.

Nous exprimons de façon particulière nos sincères remerciements au Professeur KONAN Koffi Félix qui a guidé nos premiers pas dans la recherche scientifique et dans l'élaboration de cette thèse. Nous sommes très honorés de l'avoir comme le premier Directeur de cette thèse.

Nous remercions également Monsieur KOMOE Koffi, Maître de Conférences à l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, pour avoir accepté de porter ce manuscrit à son regard d'expert en qualité de rapporteur. Merci pour vos conseils avisés qui ont contribué à améliorer la qualité de ce manuscrit.

Nous voudrions aussi remercier le Monsieur BONI Kotchi Yves, Professeur Titulaire à l'UJLoG pour sa grande disponibilité. Nous sommes très honorés, de vous voir comme examinateur de notre travail.

Qu'il nous soit permis à travers ces quelques lignes de témoigner notre estime et notre reconnaissance à Monsieur ETILE Raphaël N'Doua (Maître de Conférences à l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY), pour l'honneur qu'il nous fait de participer à notre jury de thèse en qualité d'examineur de notre travail, pour le temps consacré à la lecture de cette thèse, et pour les suggestions et les remarques judicieuses qu'il nous a indiquées.

Nos remerciements vont également à l'endroit de Monsieur COULIBALY Kalpy Julien, Maître de recherche à l'IPCI et coordinateur national du projet WaSaf, pour sa disponibilité et sa sollicitude.

Une reconnaissance particulière au Madame Catherine QUIBLIER (Maître de Conférences Université Paris Diderot, MNHN) qui a énormément participé à ma formation par sa disponibilité et ses critiques d'une pertinence remarquable.

Un grand merci à Monsieur OUATTARA Allassane (Professeur Titulaire à l'Université Nanguï Abrogoua), pour l'opportunité qu'il nous a donné en nous ouvrant les portes de son laboratoire le LEBA.

Nos remerciements vont également à l'endroit du Professeur Cécile BERNARD (Directeur de recherche au MNHN-UMR MCAM, Paris) de nous avoir accepté dans son laboratoire MCAM. Nous éprouvons un réel plaisir à remercier le Professeur Emérite Alain COUTE pour sa sollicitude et sa disponibilité pendant notre séjour au MNHN à Paris.

Aux Docteurs NIAMIEN-EBROTTIE Julie (Maître de Conférences à l'Université Nanguï Abrogoua) et Sahima HAMLAOUI-REZIG (Chargée de Recherche au MNHN à Paris), qui nous ont fait profiter de leurs grands savoirs scientifiques en matière de systématique de la communauté du phytoplancton. Nous leurs exprimons notre grande considération.

Nous voudrions exprimer notre profonde gratitude aux Docteurs Veronica MITROI et AHI K. Chrislain qui nous ont aidé à réaliser la partie sociologique de cette thèse.

Nous tenons à exprimer notre reconnaissance au collège d'enseignants-chercheurs en hydrobiologie de l'UJLoG qui par des critiques constructives nous a permis de produire ce document. Nous pensons particulièrement aux Docteurs ASSEMIAN N. Emmanuel, ALIKO N. Gustave, BOUSSOU K. Charles, YOBOUE-KOUAME A. Nicole, KOUAME K. Martin, ADON M. Paulette, (Maîtres de Conférences), KONE Mamadou, ADON M. Paulette, DJIRIEOULOU K. Claver (Maîtres-assistants), ATTOUNGBRE Kouakou Sévérin, ASSI S. Romuald et DOFFOU R. Jean-Olive (Assistant).

Nous exprimons toute notre gratitude à toute l'équipe de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), plus particulièrement au Professeur Luc SEGUIS, pour leurs appuis

matériel et technique qui nous ont été d'une grande utilité et au Docteur KOFFI K. Thierry pour sa contribution et sa disponibilité pendant les manipulations.

Nous remercions également le personnel de l'Unité de Chimie et de Microbiologie Environnementale (UCME) de l'Institut Pasteur de Côte d'Ivoire plus particulièrement les Docteurs AMON Lydie, VAKOU Sabine et YAO D. Rosine, Monsieur EHUIE Pierre (Ingénieur des techniques sanitaires) et Mademoiselle OUATTARA Aminata (Secrétaire nationale du projet WaSAf) pour leurs encouragements, leurs critiques constructives et l'esprit d'équipe qui nous a amené à aimer cette aventure.

A tous nos compagnons Doctorants du laboratoire d'hydrobiologie, OUATTARA Moussa, Mme AKATCHI-ZEBO A. Agnès, KOUAME A. Hortense, KOUADIO K. Antoine, AKO D. Marie-Michael et DAGO G. Guy Méline, nous exprimons nos sincères remerciements pour leurs soutiens et leurs encouragements qui nous ont aidé dans la réalisation de ce mémoire.

A nos compagnons de thèse, KONE Mamadou, YAO K. Eric, OUATTARA Y. Kadhy, DIABY S. Aboubakar et collaborateurs de l'UCME GUEU Roméo, Nicolas BERNAUD pour leurs encouragements, leurs critiques très constructives et l'esprit d'équipe qui a prévalu lors des nombreuses missions d'échantillonnage.

Nous tenons à saluer Messieurs Claude YEPREMIAN, Chakib DJEDIAT et Mademoiselle Charlotte DUVAL pour leurs aides et leurs accueils pendant notre séjour au MNHN à Paris.

Aux Pasteurs KRAMO Léonce et YOBOUET Patrick, nous exprimons nos sincères reconnaissances pour leurs actions, leurs soutiens, conseils et leurs prières dans nos moments de faiblesses.

Que nos parents et amis retrouvent en ces mots nos sincères remerciements. Ces reconnaissances vont plus particulièrement à l'endroit de notre père YAO K. Honoré et notre mère KOUAKOU A. Marie pour leurs soutiens moral, financier et matériel.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACC :	Analyse Canonique des Correspondances
ACP :	Analyse en Composantes Principales
AFD :	Agence Française de Développement
AFSSA :	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
AFSSET :	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
DCE :	Directive Cadre européenne sur l'Eau
GPS:	Global Positioning System
IPLAC:	Indice Phytoplancton Lacustre
LPS :	Lipopolysaccharides
MC-LR :	Microcystines LR
MCs:	Microcystines
MINEF :	Ministère des Eaux et Forêts
ONEP :	Office National de l'Eau Potable
PNUD :	Programme des Nations Unies pour le Développement
PSP:	Paralytic Shellfish Poisons
WaSAf:	Protecting Drinking Surface Water source in Africa

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Cyanotoxines et pathologies associées, d'après Chorus & Bartram (1999). 25

Tableau II : Caractéristiques des stations d'échantillonnage..... 36

Tableau III : Guide de référence de kits (LCK) de dosage des sels nutritifs (www.hach-lange.com) 46

Tableau IV : Groupes fonctionnels de phytoplancton séparés par des traits (Reynolds *et al.*, 2002)..... 53

Tableau V : Régression en relation les nutriments (azote total et Phosphore total) et la pluviométrie dans la lagune Aghien. 63

Tableau VI : Liste des genres répertoriés dans les différentes stations de la lagunes Aghien et leurs pourcentages d'apparition. 72

Tableau VII : Distribution mensuelle des genres de phytoplancton au cours du suivi..... 77

Tableau VIII : Habitats et caractéristiques fonctionnelles des genres dominants dans la communauté phytoplanctonique de la lagune Aghien (les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs de biovolume). 81

Tableau IX : Valeurs moyennes mensuelles (\pm écart-type) des sels nutritifs mesurées selon les traitements au niveau des deux sites. 96

Tableau X : Régression mettant en relation la richesse spécifique et de l'Indice de Shannon au niveau des deux sites d'expérimentation (t = coefficient de régression, r^2 = coefficient de détermination, p = probabilité). 103

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la lagune Aghien [Humbert, 2012 (modifié)]	9
Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la zone de Bingerville de 2012-2021.....	11
Figure 3 : Illustration des pressions anthropiques exercées sur la lagune Aghien.....	13
Figure 4 : Bloom de cyanobactéries dans la lagune Aghien (photo : Humbert, 2017).....	14
Figure 5 : Photos de deux Cyanobacteria (filamenteuse, coloniale) illustrant leurs aspects morphologiques et cytologiques	17
Figure 6 : Photos de trois Chlorophyta (coloniale, cénobiale et unicellulaire) illustrant leurs aspects morphologiques et cytologiques.	18
Figure 7 : Photos de trois Bacillariophyta (centrale, pennale) montrant quelques aspects morphologiques et cytologiques.	19
Figure 8 : Photos de deux Dinophyta (cuirassée et nue) illustrant quelques aspects morphologiques et cytologiques.	20
Figure 9 : Photos des genres Euglena et Phacus montrant l'aspects morphologiques des Euglenophyta	21
Figure 10 : Photos de Chrysophyta (coloniale et unicellulaire) montrant quelques aspects morphologiques et cytologiques	21
Figure 11 : Lien entre les grands acteurs susceptibles d'être concernés par des programmes ou projets de sciences citoyennes (Lamiot, 2009).	27
Figure 12 : Présentation d'un GPS de marque GARMIN® (a) et d'un appareil photo numérique de marque OLYMPUS® (b).	30
Figure 13 : Sonde multiparamètres de marque YSI EXO2®.	31
Figure 14 : Préleveur intégré ayant servi à l'échantillonnage de l'eau.	31
Figure 15 : Présentation d'un minéralisateur HT 200 S (a) et d'un spectrophotomètre DR 6000 de marque HACH LANGE (b).	32
Figure 16 : Filet à plancton utilisé pour le prélèvement du phytoplancton.	33
Figure 17 : Microscopes photoniques qui ont servi à l'étude du phytoplancton.	34
Figure 18 : Localisation des stations d'échantillonnage visitées au niveau de la lagune Aghien.	35
Figure 19 : Vues partielles des stations d'échantillonnage de la lagune Aghien.....	37
Figure 20 : Localisation des sites d'expérimentation en mésocosmes sur la lagune Aghien. .	38

Figure 21: Dispositifs expérimentaux implantés sur la lagune Aghien au niveau des sites Débarcadère et Télégraphe.	39
Figure 22 : Schéma descriptif du système et du fonctionnement du préleveur intégré (Laplace-Treuture <i>et al.</i> , 2009).	41
Figure 23: Disposition du système expérimental des mésocosmes au niveau de la lagune Aghien.....	43
Figure 24 : Localisation des trois villages dans lesquels la surveillance citoyenne des Cyanobacteria a été mise en place.	55
Figure 25 : Vue d'ensemble des différentes étapes de la mise en place du suivi citoyen des Cyanobacteria.	57
Figure 26 : Captures d'écran de l'application pour smartphone Epicollect5 avec le projet WaSAf.	58
Figure 27 : Variations spatiotemporelles de la température, de la turbidité et de l'oxygène dissous au niveau de la lagune.	62
Figure 28 : Variations spatotemporelles des concentrations de nutriments au cours des 17 mois de surveillance de la lagune Aghien.	64
Figure 29 : Variations des concentrations de l'azote.	65
Figure 30: Analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs mensuelles moyennes des variables environnementales.	66
Figure 31: Profils verticaux de température de l'eau au niveau des six stations d'échantillonnage de janvier 2017 à avril 2018	68
Figure 32 : Profils verticaux des concentrations d'oxygène dissous dans les six stations d'échantillonnage de janvier à avril 2018	69
Figure 33 : Variation spatiotemporelle du biovolume du phytoplancton dans la lagune Aghien.	75
Figure 34 : Structure générale de la communauté phytoplanctonique dans la lagune Aghien.	75
Figure 35 : Variation spatiotemporelle de la biomasse phytoplanctonique au niveau de la lagune Aghien.....	79
Figure 36 : Variations temporelles de la richesse taxonomique (A) et de l'indice de Shannon (B) de la communauté du phytoplancton de la lagune Aghien.....	82
Figure 37 : Relation entre les valeurs des biovolumes du phytoplancton et celles de l'indice de Shannon obtenues à toutes les stations d'échantillonnage et à toutes les dates.	83

Figure 38 : Variation des valeurs mensuelles moyennes de la diversité β au cours de la période de surveillance.	84
Figure 39 : Relation entre les valeurs moyennes mensuelles de la diversité β et celles du total des biovolumes de la communauté phytoplanctonique de la lagune Aghien.	84
Figure 40 : Analyse en composantes principales effectuée sur les données physicochimiques et les concentrations de Chlorophylle-a recueillies sur les six stations d'échantillonnage de janvier 2017 à avril 2018.	86
Figure 41 : Analyse canonique de correspondances réalisée sur les valeurs des variables physicochimiques et les biovolumes des 10 genres dominants de la communauté phytoplanctonique.....	87
Figure 42 : Variation des paramètres physicochimiques dans les différents mésocosmes.	94
Figure 43 : Variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation.	98
Figure 44 : Variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation.	99
Figure 45 : Variation des biovolumes phytoplanctoniques dans les différents mésocosmes au niveau des deux sites.	100
Figure 46 : Evolution des biovolumes phytoplanctoniques dans les différents mésocosmes à Débarcadère et à Télégraphe.	101
Figure 47 : Variation des biovolumes des Cyanobacteria fixatrices d'azote dans les différents mésocosmes au niveau des sites.	102
Figure 48 : Relation entre les valeurs de la richesse taxonomique de la communauté phytoplanctonique et de l'indice de Shannon obtenues dans tous les mésocosmes.	104
Figure 49 : Analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs de biovolumes enregistrées pour chaque genre de phytoplancton estimé au jour 0 et aux jours 3 et 7.	105
Figure 50 : Evolution du nombre de questionnaires remplis enregistrés sur la plateforme Epicollect 5 du projet WaSAf.....	110
Figure 51 : Répartition géographique des données collectées par les citoyens autour de la lagune d'Aghien (A) ; Détail du suivi des citoyens effectué par la sentinelle du village de Débarcadère (B).	111
Figure 52 : Deux exemples de photos de bloom prises par les participants lors de la surveillance citoyenne de la lagune Aghien d'octobre 2017 à août 2019.....	112

Figure 53: Evolution du nombre de signalements effectués par les citoyens sur la présence potentielle de Cyanobacteria dans la lagune d'Aghien. 113

Figure 54: Biovolumes de Cyanobacteria estimés dans les six stations d'échantillonnage de la lagune d'Aghien pendant le suivi et nombre de rapports mentionnant une couleur verte de l'eau/algues visibles réalisés sur l'application smartphone par les citoyens. 114

Figure 55 : Perception de la qualité de l'eau de la lagune d'Aghien par les habitants des trois villages (Aghien-Télégraphe, Akandjé, Débarcadère). 116

INTRODUCTION

Les lagunes, de par leur situation géographique constituent des sites privilégiés d'implantation et de développement des activités humaines. Face aux exigences du XXI^{ème} siècle, ces hydrosystèmes sont sérieusement affectés par de fortes pressions anthropiques d'origines très diverses. Leurs bassins d'influence sont devenus des zones agricoles et urbaines avec la démographie qui s'accélère, les modes de vie qui changent, les grands travaux et les industries qui s'édifient. Les baies et les lagunes côtières ont ainsi perdues leur état naturel pour devenir des espaces de développement. Ces plans d'eau deviennent donc les réceptacles de l'ensemble des déchets générés par l'homme (Durand & Guiral, 1994 ; Pinay *et al.*, 2017). Ils constituent ainsi les réservoirs ultimes d'effluents et de déchets solides caractérisés par les apports telluriques, des eaux de ruissellement, des lixiviats des dépotoirs et des retombées atmosphériques issues de la pollution de l'aire (Pottier & Anoh, 2008 ; Kouamé *et al.*, 2009 ; Koffi *et al.*, 2014).

Dans les pays en voie de développement, ces déchets sont déversés dans les hydrosystèmes le plus souvent sans traitement préalable. Or, leur déversement massif dans les eaux de surface est source de pollutions organiques et nutritives (azote, phosphore) perturbant ainsi les équilibres naturels des écosystèmes aquatiques (Youmbi *et al.*, 2013 ; Merhabi *et al.*, 2019). Ces actions ont progressivement dépassé les limites des capacités d'épuration naturelles des cours d'eau, induisant la dégradation de leur qualité. La manifestation la plus visible de ces types de pollutions est l'eutrophisation de ces masses d'eau (Pinay *et al.*, 2017).

Processus naturel pouvant se dérouler sur des dizaines de milliers d'années, l'eutrophisation peut être fortement accélérée par l'homme à travers des rejets riches en azote et phosphore qui sont les deux principaux facteurs limitants du développement des organismes photosynthétiques (végétaux aquatiques et phytoplanctons) (Issola *et al.*, 2008, Bejaoui *et al.*, 2010 ; Pinay *et al.*, 2017). Quel que soit l'hydrosystème concerné, le processus d'eutrophisation impacte toujours en premier le compartiment des producteurs primaires aquatiques. Cette division englobe divers organismes à savoir les cyanobactéries, les algues, les bryophytes, les ptéridophytes, les phanérogames. Ces organismes peuvent être scindés en deux groupes distincts : les microphytes et macrophytes. Les premiers sont les producteurs primaires microscopiques et regroupent les cyanobactéries et les microalgues. Ils peuvent se développer librement dans la colonne d'eau (phytoplancton), ou bien attachés à un substrat (phytobenthos) ou à d'autres organismes (épiphytes ou épibiontes) (Pinay *et al.*, 2018).

Le phytoplancton a un impact fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes en assurant une part importante de la production d'oxygène et de la fixation du carbone atmosphérique,

contribuant ainsi à la régulation de la concentration en dioxyde de carbone atmosphérique qui influence l'évolution du climat à moyen et à long termes. De ce fait, les variations de la production biologique ont des conséquences majeures sur les flux de matière à l'intérieur de l'écosystème (Herbland, 2007 ; Latour *et al.*, 2010).

Cependant, les proliférations excessives de la biomasse phytoplanctonique posent plusieurs problèmes majeurs. Elles perturbent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (perturbation des réseaux trophiques, mortalité des animaux aquatiques liée à des phases d'anoxie...) (Mollo & Noury, 2013). De plus, elles détériorent la qualité de l'eau en lui donnant un mauvais goût, une couleur anormale et une mauvaise odeur pouvant affecter les activités récréo-touristiques et socioéconomiques. Elles présentent également un risque pour la santé animale et humaine en raison de leur potentiel irritant, allergène ou toxique (Codd *et al.*, 2005 ; AFSSA-AFSSET, 2006 ; Humbert *et al.*, 2012). Ces conséquences négatives sont provoquées par certaines espèces de cyanobactéries et de microalgues qui synthétisent des toxines qui sont libérées dans l'eau lors de la lyse de la cellule et ayant des cibles diverses telles que le foie (hépatotoxines), le système nerveux (neurotoxines), la peau et les muqueuses (dermatotoxines) (Bertrand *et al.*, 2004 ; Austruy, 2012 ; Humbert *et al.*, 2012). Certaines microalgues (Diatomées, Dinophycées...), notamment dans les milieux marins, sont également capables de produire des substances toxiques qui contaminent la chaîne trophique par accumulation dans les organismes filtreurs (moules, huîtres...). Ces toxines peuvent être transmises à l'homme après ingestion et provoquer vomissements et diarrhées, puis surviennent maux de tête, perte de mémoire, paralysie, la mort dans les cas les plus extrêmes (Funari & Testai, 2008 ; Humbert *et al.*, 2010, Mollo & Noury, 2013).

Selon Kouamé (2007), l'accès à une eau de boisson saine est une condition indispensable et un droit humain élémentaire. Cependant, le PNUD (2006) a rapporté que plus de 300 millions d'africains n'ont pas accès à des services aussi fondamentaux que sont l'eau potable et l'assainissement. Les manques en eau potable et en dispositifs d'assainissement coûtent annuellement la vie à 1,8 millions d'enfants et impactent négativement le développement économique. Ainsi, la qualité, la durabilité des réserves d'eau de surface et l'amélioration de l'approvisionnement en eau potable sont une préoccupation majeure au cours de ces dernières décennies dans le monde entier et en Afrique en particulier dans les grandes villes urbanisées des pays subsahariens telle qu'Abidjan (Nixon, 1995 ; Smith, 2003 ; Quiblier *et al.*, 2008).

En Afrique, l'état trophique et sanitaire de ces ressources est encore mal connu car ces hydrosystèmes ne font pas encore l'objet de surveillance sur le long terme. De même, les actions

engagées pour leur protection et/ou leur restauration sont souvent limitées alors qu'il devient urgent de les mettre en place en raison des signes de dégradation croissante de ces écosystèmes (Olokotum *et al.*, 2020). C'est pourquoi il est nécessaire de mettre en œuvre une surveillance, une gestion et une protection durables des systèmes aquatiques continentaux de surface africains, notamment ceux utilisés pour la production d'eau potable. C'est dans cette optique que le projet *Protecting Drinking Surface Water source in Africa* « WaSAf » a été initié pour évaluer et proposer une démarche de surveillance de la qualité des eaux des lacs Victoria et Guiers et de la lagune Aghien. Ces plans d'eau sont utilisés ou susceptibles de l'être pour l'alimentation en eaux potables de trois capitales africaines respectives que sont Kampala en Ouganda, Dakar au Sénégal et Abidjan en Côte d'Ivoire. Ce projet vise également à identifier et préparer, avec les gestionnaires et décideurs locaux, les premières mesures à prendre pour une gestion durable de ces écosystèmes et pour leur préservation.

En Côte d'Ivoire, le secteur de l'eau potable en milieu urbain a longtemps été considéré comme un modèle en Afrique subsaharienne. Cependant, ce succès a été mis à mal par la crise qu'a connue le pays pendant plus de dix ans. En effet, les retards dans les investissements et la maintenance des infrastructures, les déplacements de population et la désorganisation des activités ont remis en cause le niveau de performances techniques et financières du secteur (AFD, 2015). C'est le cas du district d'Abidjan où le nombre d'habitants est passé de trois à plus de cinq millions au cours des vingt dernières années (DESPSE-CI, 2020). Or son approvisionnement en eau repose jusqu'à présent exclusivement sur le pompage souterrain. Ainsi, la demande en eau a subi une pression croissante engendrée par la forte démographie des populations, l'extension de l'urbanisation et le développement activités industrielles. Cette pression a entraîné également au niveau des différentes zones de la nappe phréatique de la ville d'Abidjan des foyers de pollutions organique et chimique (Kouamé, 2007 ; Ahoussi *et al.*, 2008). La recherche de sources complémentaires d'approvisionnement en eau pour la ville d'Abidjan apparaît donc primordiale. C'est à cet effet qu'en début des années 2010, les institutions locales de l'eau (MINEF et ONEP) et l'Agence française de développement (AFD) ont soulevé la question de la qualité actuelle de l'eau de la lagune Aghien en vue d'une utilisation future comme ressource d'approvisionnement en eau potable.

La lagune Aghien est la plus grande réserve d'eau douce proche de la ville d'Abidjan. Cette caractéristique fait d'elle l'une des alternatives les plus intéressantes pour pallier le problème du déficit en ressource d'approvisionnement en eau potable au niveau du District d'Abidjan (Koffi *et al.*, 2014). Pourtant, son bassin versant abrite de nombreux villages et quartiers, des

plantations et des fermes d'élevage qui pourraient entraîner la dégradation de la qualité de la ressource en eau. En effet, les eaux de lessivage des terres agricoles utilisant des produits phytosanitaires ruissellent vers la lagune (Bédia *et al.*, 2009 ; Traoré *et al.*, 2012 ; Assi *et al.*, 2019). La lagune Aghien reçoit également les rejets domestiques (eaux usées, ordures ménagères, lessives, vaisselles, fèces, etc.) des populations riveraines. Toutes ces pressions d'origine anthropique font de ce plan d'eau lagunaire un milieu dégradé (N'gohesse, 2007 ; Humbert, 2012 ; Assi *et al.*, 2019) potentiellement propice au développement de divers genres de cyanobactéries toxiques pour l'homme tels que *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, *Raphidiopsis* etc. (Humbert, 2012 ; Coulibaly *et al.*, 2014 ; Niamien-Ebrotié *et al.*, 2017).

Si des travaux ont été entrepris ces dernières années sur les caractéristiques physicochimiques, faunistiques et floristiques de la lagune Aghien (N'gohesse, 2007 ; Humbert, 2012 ; Yéo-Soro, 2015 ; Amon *et al.*, 2017 ; Konan *et al.*, 2017 ; Niamien-Ebrotié *et al.*, 2017 ; Koffi *et al.*, 2019...), son statut trophique et son fonctionnement physique, chimique et biologique restent encore assez mal connus. De plus, dans un contexte où les pressions anthropiques qui s'exercent sur cette lagune continue de s'accroître, il est à craindre que la dégradation de son état se poursuive, ce qui pourrait remettre en cause son utilisation pour la production d'eau potable. Dès lors, il s'avérerait nécessaire et primordiale de mettre en place une surveillance en vue d'une gestion et une protection durable de cet écosystème lagunaire. Cette étude se propose alors d'évaluer la qualité écologique de la lagune Aghien en vue de son utilisation pour l'alimentation en eau potable.

Il s'agira plus spécifiquement de :

- effectuer un suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique en relation avec les facteurs environnementaux dans la lagune Aghien ;
- analyser la vulnérabilité et les possibles évolutions de la lagune Aghien à partir des approches expérimentales en mésocosmes ;
- tester la performance d'une approche participative de la surveillance des cyanobactéries dans la lagune Aghien.

Le présent mémoire est organisé en trois chapitres :

- le premier chapitre présente les généralités sur le milieu d'étude, le phytoplancton, les mésocosmes et l'approche participative citoyenne;
- le deuxième est consacrée à la présentation des sites d'étude et des méthodologies utilisées pour répondre aux objectifs de la thèse ;
- le troisième chapitre présente les résultats obtenus et les discussions qui en découlent.

Ce mémoire s'achève par une conclusion qui présente la synthèse de tous les résultats obtenus ainsi que des perspectives de recherche.

CHAPITRE I : GENERALITES

1.1- Généralités sur le milieu d'étude

1.1.1- Présentation de la lagune Aghien

La lagune Aghien a une superficie de 19,5 km² pour un périmètre de 40,72 Km et un volume de 25 Km³ (Koffi *et al.*, 2014). Elle est située à environ 5 km au Nord de Bingerville entre les latitudes 5°21'N et 5°28'N et les longitudes 3°49'W et 3°58'W (Figure 1). Cet hydrosystème lagunaire se trouve à l'extrémité du système lagunaire Ebrié qui est le plus grand système lagunaire de Côte d'Ivoire en termes de superficie (525 Km²). Dans ce réseau lagunaire, Aghien est reliée à la lagune Potou par un canal naturel d'une largeur de 300 mètres environ sur la rive nord de la lagune Ebrié. Ces deux lagunes se situent dans la zone la plus continentale qui constitue le secteur I du système lagunaire Ebrié, ce système étant divisé en six secteurs géographiques en tenant compte des caractéristiques hydrologiques telles que la salinité et la pression anthropique (FAO, 1985 ; Durand & Guiral, 1994). La lagune Aghien est localisée à l'exutoire du bassin versant de la Mé au sud et deux petites rivières (Djibi et la Bété) de son côté nord-ouest. Elle présente des caractéristiques physicochimiques comparables à celles mesurées dans les milieux dulçaquicoles à savoir des valeurs de salinité faibles comprises entre 0 et 4 ‰ et des pH moyens compris entre 6 et 8. La turbidité de ce plan d'eau est fonction des saisons. Elle est plus élevée en période de précipitation (Bédia *et al.*, 2009 ; Ettien, 2010 ; Traoré *et al.*, 2014).

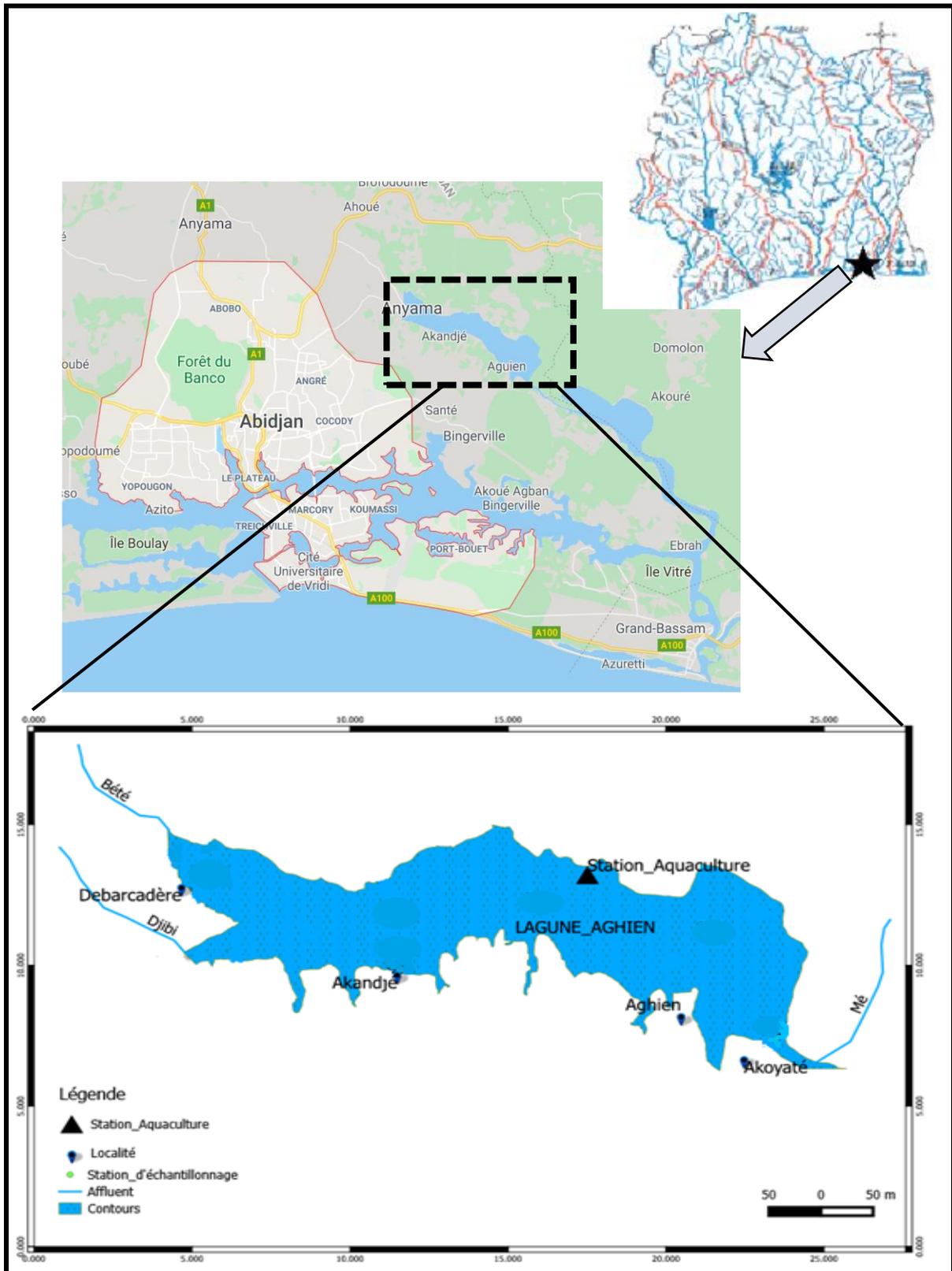


Figure 1: Localisation de la lagune Aghien [Humbert, 2012 (modifié)]

1.1.2- Climat et végétation

La lagune Aghien est située dans une zone soumise au climat du littoral septentrional du Golfe de Guinée qui est un climat subéquatorial. Le taux d'humidité de la région est de l'ordre de 80 à 90% sur l'année, avec des précipitations interannuelles de plus de 1400 à 2500 mm/an (Halle & Bruzon, 2006 ; Traoré *et al.*, 2012). La figure 2 présente deux saisons de pluies interrompues par deux saisons sèches qui caractérisent la zone d'étude dans le cycle annuel, avec une grande saison de pluies de mars à juillet, une petite saison sèche centrée sur le mois d'août, une petite saison de pluies de septembre à novembre et une grande saison sèche de décembre à février. La grande saison des pluies est centrée sur juin et la petite saison l'est sur octobre. Quant à la grande et la petite saison sèche, elles sont centrées respectivement sur janvier et août (Halle & Bruzon, 2006 ; Traoré *et al.*, 2012 ; Niamien-Ebrottié *et al.*, 2017).

La direction des vents sur le plan d'eau de la lagune Aghien est de Sud vers Ouest avec une vitesse moyenne de 1,38 m/s. L'ensoleillement est assez fort toute l'année (> 100 h/j). La quantité d'énergie reçue en moyenne est de l'ordre de 1150 j.cm⁻².L⁻¹ (N'guessan, 2009 ; Ettien 2010). La température atmosphérique est de 24°C en moyenne avec une faible amplitude annuelle de 3,3 °C (Durand & Guiral, 1994).

Située dans la région du Sud-Est de la Côte d'Ivoire, la lagune Aghien appartient au domaine guinéen donc présente une végétation de type forestier. La végétation autour de ladite lagune se présentait sous plusieurs aspects. Le cordon lagunaire était occupé par des forêts denses humides sempervirentes, marécageuses, des mangroves et des sols hydromorphes de dépressions qui se présentent sous la forme de longues bandes étroites parallèles au rivage. Les formations forestières étaient dominées par la forêt dense sempervirente (Durand & Guiral, 1994 ; Hauhouot, 2004). Mais, cette zone favorable à l'agriculture laisse observer d'importantes activités anthropiques en l'occurrence, des plantations de palmiers à huile, d'hévéa, de manioc, de cocotiers et de bananiers (Traoré *et al.*, 2014 ; Eba *et al.*, 2016).

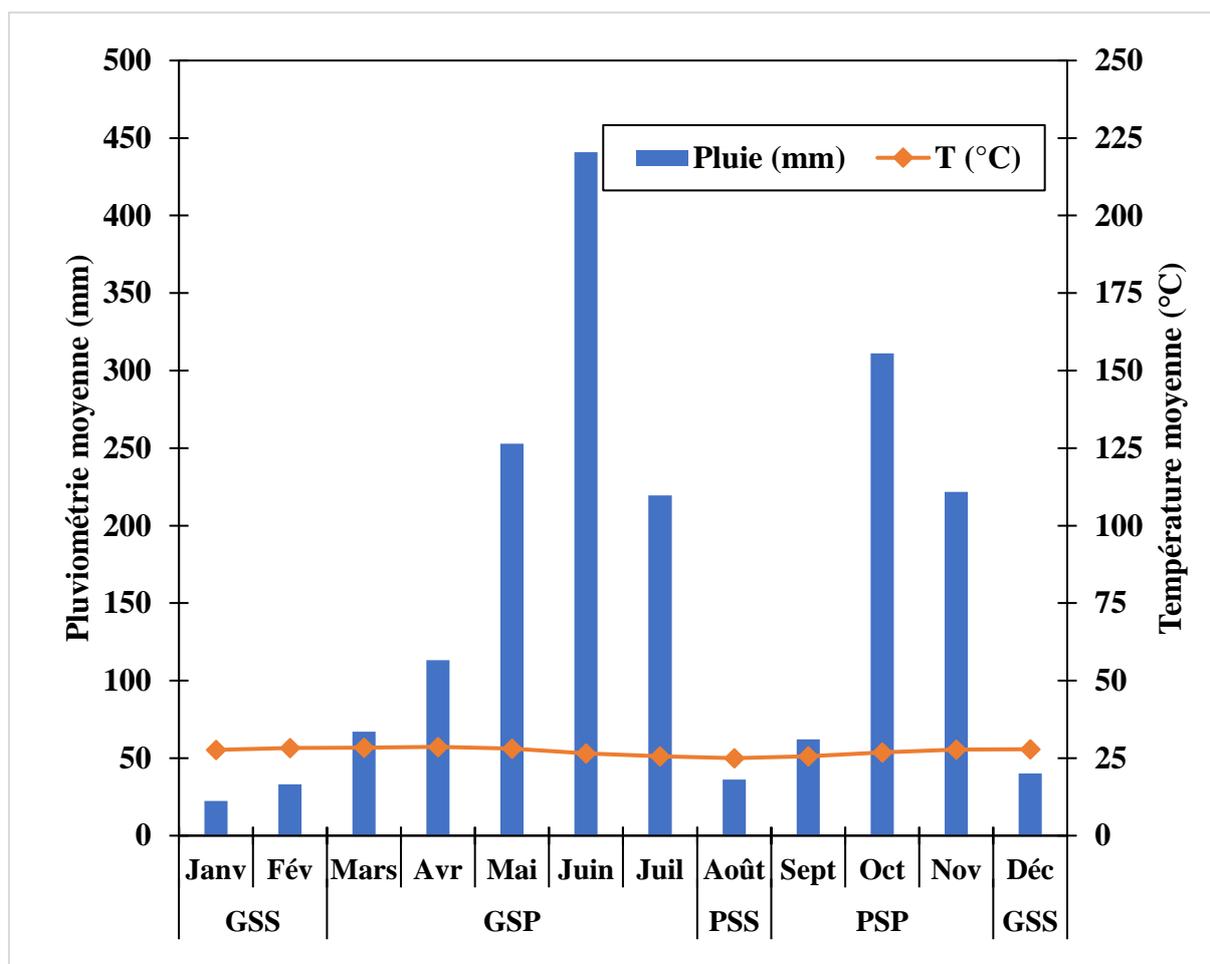


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la zone de Bingerville de 2012-2021.

GSS = grande saison sèche, GSP = grande saison des pluies, PSS = petite saison sèche et PSP = petite saison des pluies (Source : www.tutiempo.com).

1.1.3- Bathymétrie de la lagune Aghien

La lagune Aghien forme avec la lagune Potou un système occupant la même dépression qui a été scindée en deux par les apports de la rivière Mé (Humbert, 2012). Cette position lui donne la possibilité de rester pratiquement isolée des intrusions d'eau saumâtre ou marine pendant les marées. Dans l'ensemble, les profondeurs mesurées sur les 19 Km² de la lagune sont inférieures à 13 m, hormis la zone de l'exutoire du fleuve Mé qui peut atteindre 20 m (N'guessan, 2009 ; Ettien, 2010). Selon ces auteurs, le fond de la lagune Aghien fait apparaître de nombreuses variations morphologiques à savoir des chenaux et des hauts fonds.

1.1.4- Activités anthropiques au niveau de lagune Aghien

Les pressions environnementales qui s'exercent sur la lagune Aghien sont de nature et d'importances diverses. Elles résultent principalement des activités s'exerçant sur ses rives et sur le plan d'eau mais aussi des apports des fleuves ou rivières qui l'alimentent.

Les villages situés sur les rives de la lagune interagissent avec elle et les habitants y déversent les déchets (Figures 3a et 3b). Elle est utilisée par les riverains pour la lessive, la baignade, la vaisselle (Figure 3c et 3d). La lagune Aghien est également le réceptacle des restes d'aliments et les résidus de broyage de manioc dans les villages où existent une broyeuse de manioc et des décharges sauvages (Traoré *et al.*, 2012) (Figure 3g). Elle est aussi utilisée pour la pêche et la production piscicole (N'gohesse, 2007 ; Assi *et al.*, 2019) (Figure 3e et 3f). Par ailleurs, les deux rivières Djibi et Bété, qui s'y jettent, prennent leur source dans des zones agricoles et urbaines. Les eaux de ruissellement issues des zones d'activités anthropiques au niveau du bassin versant (fermes d'élevage, plantations de palmiers à huile, d'hévéa, de manioc et habitats) mettent très peu de temps pour rejoindre la lagune (Koffi *et al.*, 2014 ; Traoré *et al.*, 2014). N'Guessan *et al.* (2011) ont montré que les eaux de ruissellement contiennent plusieurs types de polluants d'origines domestiques, industrielles, agricoles, urbaines, etc. Pour toutes ces raisons, Koffi *et al.* (2014) ont souligné que la lagune Aghien est un écosystème vulnérable.



Figure 3 : Illustration des pressions anthropiques exercées sur la lagune Aghien

a : Dépotoir au bord de la lagune ; b : Urbanisation des berges ; c : Femme faisant la lessive ; d: Point de lavage ; e: Pêcheurs sur la lagune; f : Pièges traditionnels à poissons ; g :Bois morts au bord de la lagune ; h : Champ de palmier à huile.

1.1.5- Peuplement phytoplanctonique de la lagune Aghien

Les études de Iltis (1985), Coulibaly *et al.* (2014), Yéo-Soro (2015) et Niamien-Ebrotié *et al.* (2017) ont montré que dans la lagune Aghien, la densité phytoplanctonique est élevée pendant toute l'année. Ce peuplement est composé majoritairement de cinq embranchements qui sont les Chlorophyta, les Cyanobacteria, les Euglenophyta, les Bacillariophyta et les Dinophyta. Selon Yéo-Soro (2015) et Niamien-Ebrotié *et al.* (2017), le peuplement phytoplanctonique est dominé par les Cyanobacteria appartenant aux genres *Microcystis* et *Anabaena* (*Dolichospermum*) (Figure 4). Par ailleurs, des genres tels que *Trachelomonas* et *Phacus* (Euglenophyta), *Aulacoseira* et *Ulnaria* (Bacillariophyta) et *Peridinium* (Dinophyta) y sont également couramment rencontrés (Yéo-Soro, 2015 ; Niamien-Ebrotié *et al.*, 2017).

Parmi les cyanobactéries, plusieurs genres potentiellement producteurs de toxines sont observés : *Raphidiopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Aphanocapsa*, *Planktothrix*, *Phormidium*. etc. (Humbert, 2012 ; Coulibaly *et al.*, 2014 ; Niamien-Ebrotié *et al.*, 2017). Ces genres sont couramment rencontrés dans les eaux de la Côte d'Ivoire (Niamien-Ebrotié, 2009 ; Adon *et al.*, 2011 ; Kouassi *et al.*, 2015 ; Coulibaly *et al.*, 2017). Les densités phytoplanctoniques les plus importantes sont enregistrées pendant les saisons sèches avec une dominance de la biomasse par les Cyanobacteria à toutes les saisons. (Niamien-Ebrotié *et al.*, 2017).



Figure 4 : Bloom de cyanobactéries dans la lagune Aghien (photo : Humbert, 2017)

1.2- Généralités sur le phytoplancton

1.2.1- Ecologie et dynamique du phytoplancton

Le phytoplancton est constitué de microorganismes photosynthétiques (cyanobactéries et de microalgues) vivant en suspension dans l'eau et qui dérivent au gré du vent et aux courants de l'eau (Baillot, 2013). La lumière étant indispensable pour la photosynthèse, la majeure partie du peuplement phytoplancton ne vit que dans la couche euphotique. Certaines espèces possédant des flagelles (Bellinger & Sigeo, 2015), ou de vésicules à gaz (Humbert *et al.*, 2010 ; Bernard, 2014) peuvent se déplacer soit par des mouvements hélicoïdaux ou des glissements. Ces déplacements leur permettent de se positionner à des différentes strates du profil de l'eau à la recherche d'un niveau de leur optimum lumineux ou de concentrations plus importantes en nutriments. Ces végétaux microscopiques sont qualifiés d'ubiquistes, car grâce à leur très grandes plasticités écologiques (AFSSA-AFSSET, 2006), ils ont colonisé tous les biotopes aquatiques (eau douce, saumâtre ou salée) à des gammes variées de températures, de pH, d'oxygénation et de luminosités (Morales, 2014 ; Bernard *et al.*, 2019).

Ces organismes autotrophes sont la source d'énergie pour une grande variété d'organismes filtreurs (zooplancton, moules, poissons...). A ce titre, ils constituent le premier maillon du réseau trophique aquatique (Thyssen *et al.*, 2008 ; Broutin *et al.*, 2011).

La communauté phytoplanctonique comporte des organismes qui sont dotés d'une remarquable possibilité d'adaptation aux perturbations et fluctuations qui prévalent au sein des écosystèmes aquatiques. Ces perturbations peuvent être liées aux facteurs abiotiques (variation de la température de l'eau, disponibilité de nutriments et gamme de luminosité), comme biotiques, (capacité d'éviter le broutage des organismes filtreurs ou le parasitisme) (Hamlouï-Rézig, 2001 ; Bertrand *et al.*, 2004 ; Morales, 2014). Cette capacité de résilience peut être reliée à :

- l'organisation de certaines espèces dans la colonne d'eau à la recherche d'un niveau de leur optimum lumineux en cas de fluctuation lumineuse. Le cas des genres de Cyanobactéries filamenteuses *Planktothrix* et *Limnothrix* peut être cité en exemple. Ces êtres sensibles à la forte intensité lumineuse peuvent se développer au niveau de la thermocline où ils absorbent de manière efficace la lumière grâce à leur richesse en phycoérythrine (Brient *et al.*, 2001 ; Martin *et al.*, 2006).
- leur mode de nutrition dont les adaptations palliatives peuvent être la mixotrophie chez les dinophycées et les euglènes dans les milieux pauvres en nutriment par exemple (Reynolds *et al.*, 2002 ; Roostaei *et al.*, 2018 ; Faure *et al.*, 2019) ou par la fixation

d'azote atmosphérique chez les genres de cyanobactéries qui ont des hétérocystes dans les milieux limités en azote (Wilson *et al.*, 2021).

- leur plasticité morphologique (Bertrand *et al.*, 2003) : c'est le cas de la diatomée planctonique, *Asterionella formosa*, qui répond à la perturbation de son milieu de vie par la variation de la longueur de ses cellules et de la taille de sa colonie.

1.2.2- Diversité taxinomique de la communauté phytoplanctonique

Le phytoplancton est un groupe très diversifié d'un point de vue taxinomique. Ainsi sur la base morphométrique et de la biologie moléculaire, environ 159 537 espèces et infra-espèce ont été catalogué à travers le monde dans Algaebase (Guiry & Guiry, 2020). Ces espèces sont distribuées dans des groupes taxinomiques déterminés sur la base des critères morphologiques, cytologiques, génétiques, biochimiques, et reproductifs. Ces microorganismes planctoniques regroupent deux lignées évolutives qui diffèrent au niveau cytologique, essentiellement par l'absence (procaryotes) ou présence (eucaryotes) d'un noyau cellulaire véritable (Prescott *et al.*, 2003 ; Broutin *et al.*, 2011) :

- le groupe des procaryotes phytoplanctoniques appartiennent tous à la classe des Cyanobactéries.
- tous les autres organismes phytoplanctoniques sont des eucaryotes et peuvent être regroupés en deux grands groupes :
 - le premier groupe comprend les espèces qui renferment de la chlorophylle *b*. Il constitue la lignée verte qui fut selon Straub (2010), l'ancêtre des plantes supérieures. La plupart des espèces phytoplanctoniques de la lignée verte appartiennent au groupe des Chlorophyta et des Euglenophyta.
 - le second groupe constitue la lignée rouge. Il comprend les Bacillariophyta, Dinophyta, les Cryptophyta et les Chrysophyta.

Selon Broutin *et al.* (2011), huit (8) principaux groupes sont distingués dans les études de la dynamique du phytoplancton : les Cyanobacteria, les Chlorophyta, les Bacillariophyta, les Cryptophyta, les Dinophyta, les Euglenophyta, les Xantophyta et les Chrysophyta.

- **Cyanobacteria**

Cet embranchement ne comprend qu'une seule classe (Cyanobactérie) subdivisée en huit ordres que sont les *Gloeobacterales*, les *Synechococcales*, les *Spirulinales*, les *Chroococcales*, les *Pleurocapsales*, les *Oscillatoriales*, les *Chroococcidiopsidales* et les *Nostocales* (Komárek *et*

al., 2014). Elles peuvent être sous la formes libres, filamenteuses, ou en colonie et sont composées de trois types de cellules différentes (Figure 5) :

- les cellules végétatives qui sont de formes variées (rondes, ovoïde, oblongues, quadratiques), avec ou sans vésicules à gaz ;
- les hétérocystes qui sont des cellules spécialisées dans la fixation de l'azote atmosphérique, rencontrés uniquement chez les Nostocales ;
- les akinètes qui sont des spores trouvées chez les Nostocales. Elles sont chargées de réserves et résistante aux conditions environnementales défavorables.

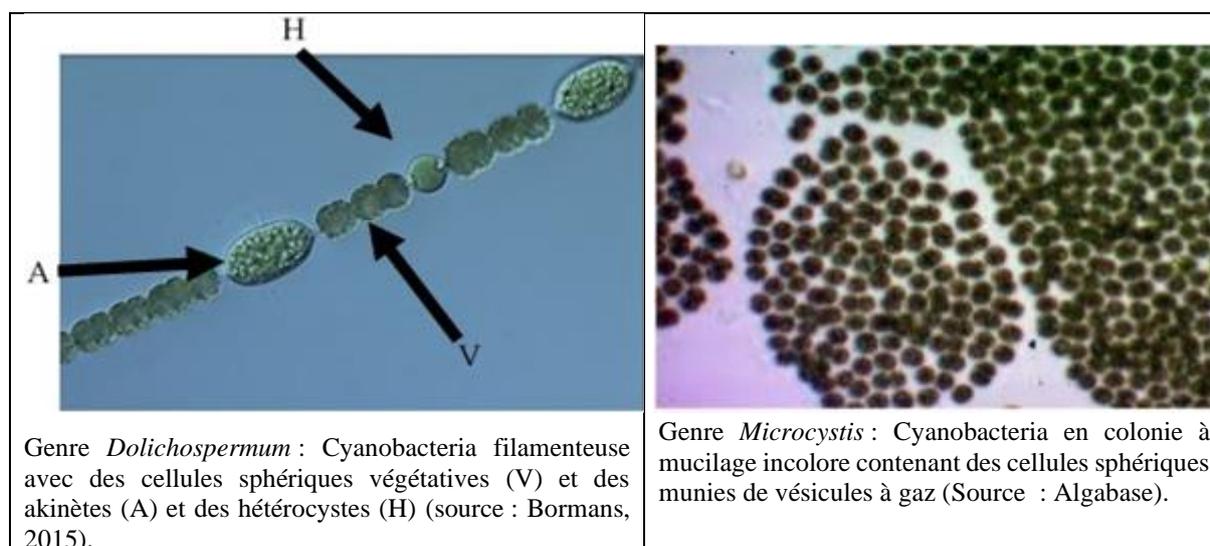


Figure 5 : Photos de deux Cyanobacteria (filamenteuse, coloniale) illustrant leurs aspects morphologiques et cytologiques

Leur prolifération (bloom) dans les plans d'eau est liées à plusieurs facteurs : enrichissement de l'eau en sels nutritifs, insolation, température élevée, stabilité de la colonne d'eau...(Martin *et al.*, 2006 ; Quiblier *et al.*, 2008 ; Humbert *et al.*, 2010 ; Bernard, 2014). Les conséquences qui peuvent découler de ces proliférations sont la production de métabolites telle que la géosmine (métabolite odorante) et des toxines (hépatotoxines, neurotoxines et dermatotoxines) dans le milieu par certaines espèces. Parmi les genres que regroupent les Cyanobactéries, une quarantaine est reconnue comme de potentiels producteurs de toxines (Briand *et al.*, 2003).

• Chlorophyta

Les Chlorophyta se présentent sous forme de cellules solitaires, de colonies, de cénobes ou agrégats, de filaments simples ou ramifiés, unisériés (Figure 6). Ces microalgues poussent dans la majeure partie des hydrosystèmes (douces, saumâtres, salées...), mais prolifèrent plus dans eaux dulçaquicoles (Iltis, 1980 ; Houssou *et al.*, 2018). Les ordres les plus recensés dans les eaux douces sont :

- les Chlorococcales : ils regroupent les espèces des genres *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Selenastrum*..... Ces genres très ubiquistes sont recensés dans les milieux riches en hydrates de carbonés.
- Les Volvocales qui ont une préférence pour les eaux riches en azote (ammonium et nitrates) et en substances organiques (Angeli, 1980). Les genres les plus connus sont *Chlamydomonas*, *Gonium* et *Pandorina* (Houssou *et al.*, 2018).
- Les Zynematales regroupent les genres comme *Cosmarium*, *Closterium*, *Staurastrum*, etc. Ils sont caractéristiques des eaux riches en acides humiques, acides organiques, fer... (Houssou *et al.*, 2018).

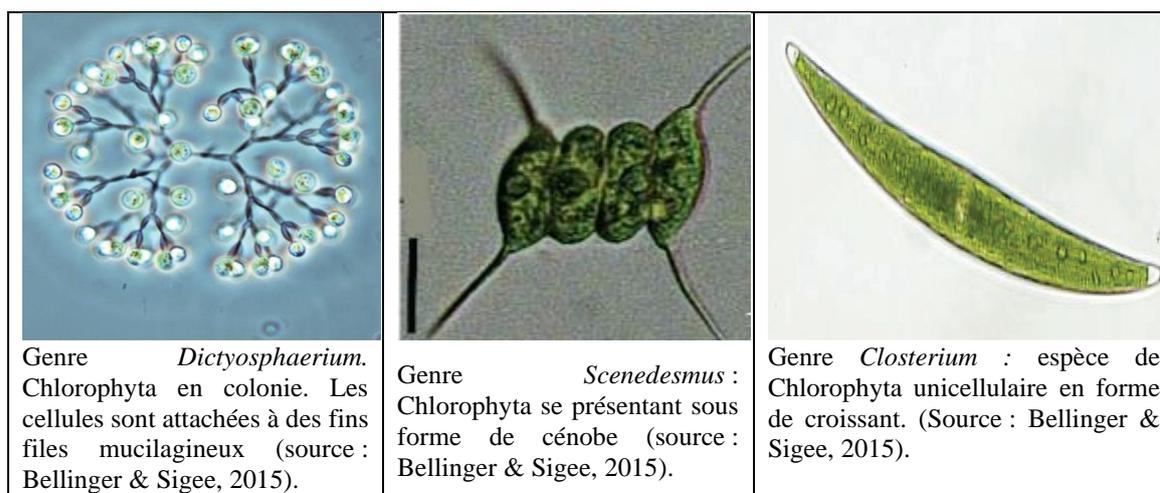


Figure 6 : Photos de trois Chlorophyta (coloniale, cénobiale et unicellulaire) illustrant leurs aspects morphologiques et cytologiques.

• Bacillariophyta

Les Bacillariophyta (ou Diatomées) font partie des groupes les plus importants du phytoplancton. Leur caractéristique principale est la présence d'une paroi cellulaire siliceuse rigide appelée frustule (Kröger *et al.*, 2000 ; Beauger *et al.*, 2020). Ces microorganismes sont unicellulaires ou coloniaux et sont communément divisés en deux groupes (Figure 7) :

- les Diatomées centriques qui ont une symétrie radiale ;

- les Diatomées pennées qui ont une symétrie bilatérale.

Les Diatomées centriques sont essentiellement pélagiques alors que les pennées sont plutôt benthiques (Quéguiner, 2013).

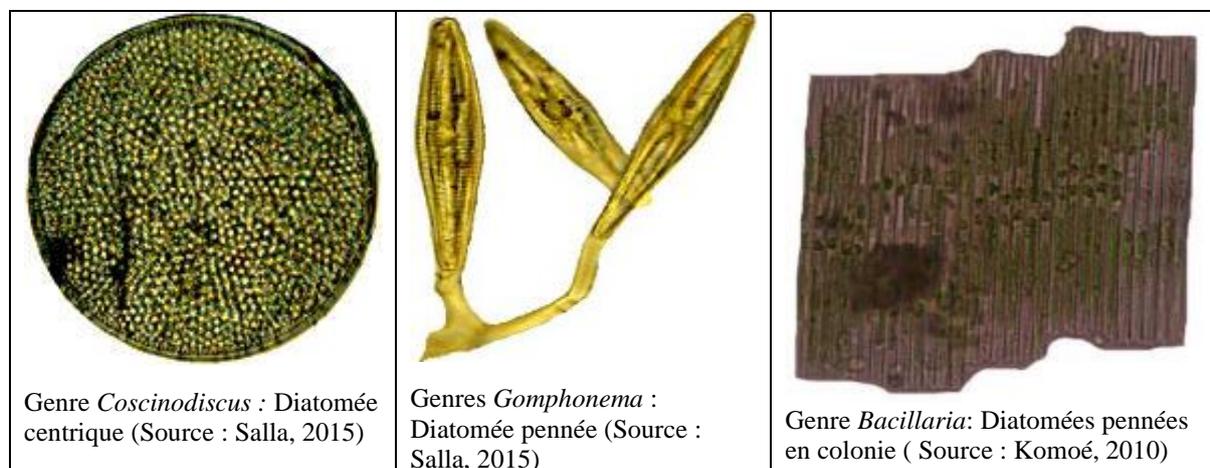


Figure 7 : Photos de trois Bacillariophyta (centrale, pennale) montrant quelques aspects morphologiques et cytologiques.

Les valves des Diatomées pennées présentent des parties de cellules plus épaisses et dilatées. La multiplication des Bacillariophyta se fait le plus souvent par la reproduction végétative par division cellulaire (Canter-Lund & Lund, 1995). Cette reproduction est beaucoup plus influencée par des paramètres tels que des apports minéraux (dont la silice), de gaz carbonique, la température et l'ensoleillement (Mollo & Noury, 2013). Pendant les perturbations écologiques, une diminution de la diversité est constatée et certains genres tels que *Nitzschia*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Aulacoseira* prennent le dessus sur la communauté (Beauger *et al.*, 2020).

• Dinophyta

Les Dinophyta sont des algues flagellées unicellulaires dont la plupart sont mobiles. Leurs deux flagelles leur permettent d'effectuer des déplacements tournoyants et des migrations verticales. Deux groupes selon la morphologie peuvent se distinguer de ces phytoplanctons flagellés (Figure 8) :

- les Dinoflagellés « cuirassés » qui possèdent une thèque cellulosique
- les Dinoflagellés « nus » qui ne possèdent pas de thèque cellulosique.

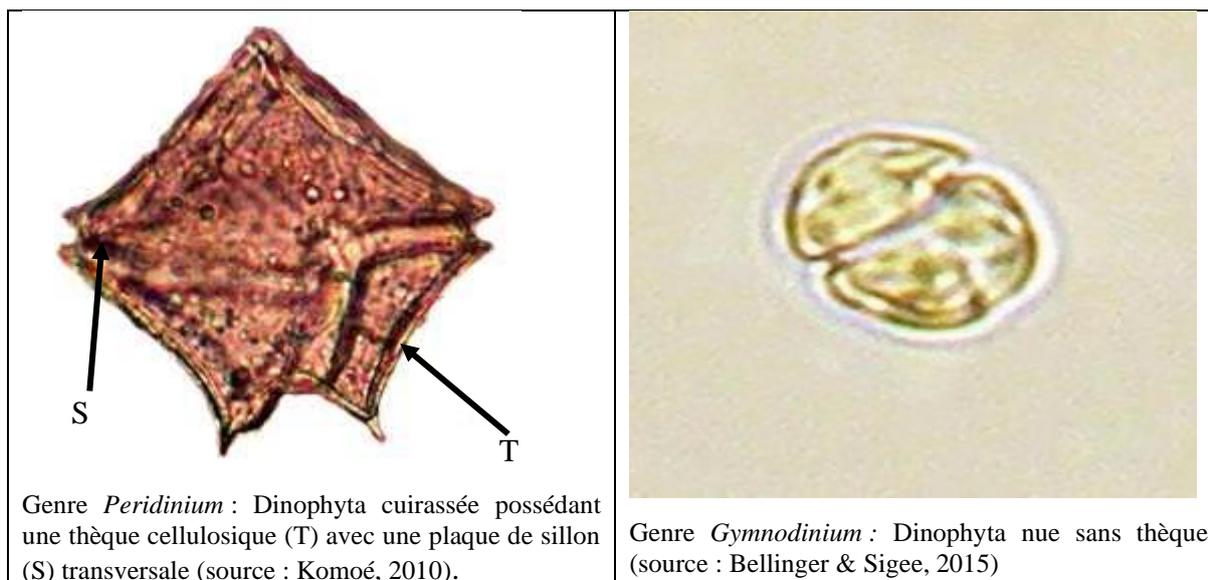


Figure 8 : Photos de deux Dinophyta (cuirassée et nue) illustrant quelques aspects morphologiques et cytologiques.

Leur multiplication est plus basée sur la reproduction asexuée, même si de temps en temps quelques reproductions sexuées se produisent.

Pour s'affranchir des périodes de perturbations de leur milieu de vie (carence de nutriment), certaines espèces pratiquent la mixotrophie (autotrophie et hétérotrophie) en ingérant proies vivantes et matières organiques dissoutes. En plus les Dinoflagellés peuvent être à la base de la production de métabolites, voire des toxines diverses capable de ralentir la multiplication des autres espèces planctoniques (Mollo & Loir, 2009 ; Mollo & Noury, 2013).

- **Euglenophyta**

Les euglènes sont réparties en 13 genres et plus de 2 000 espèces. Ils sont presque tous unicellulaires, sans paroi cellulaire, possédant des flagelles dont le nombre varie d'un à trois selon le genre (Figure 9). Ils possèdent une vacuole contractile et un stigma (eyespot) orange à rouge (Durand & Lévêque, 1980 ; Rosowski, 2003).

Certaines espèces de ce groupe bien qu'autotrophe, deviennent parfois hétérotrophes par la perte de leurs chloroplastes dans certaines conditions (Weil, 1988).

Ce sont des microorganismes caractéristiques des hydrosystèmes riches en matière organique. Elles sont abondantes dans les eaux polluées des égouts et sont capables de se développer en anaérobiose. Les genres comme *Euglena*, *Phacus* et *Trachelomonas* sont indicateurs des milieux aquatiques pollués (Angelli, 1980).

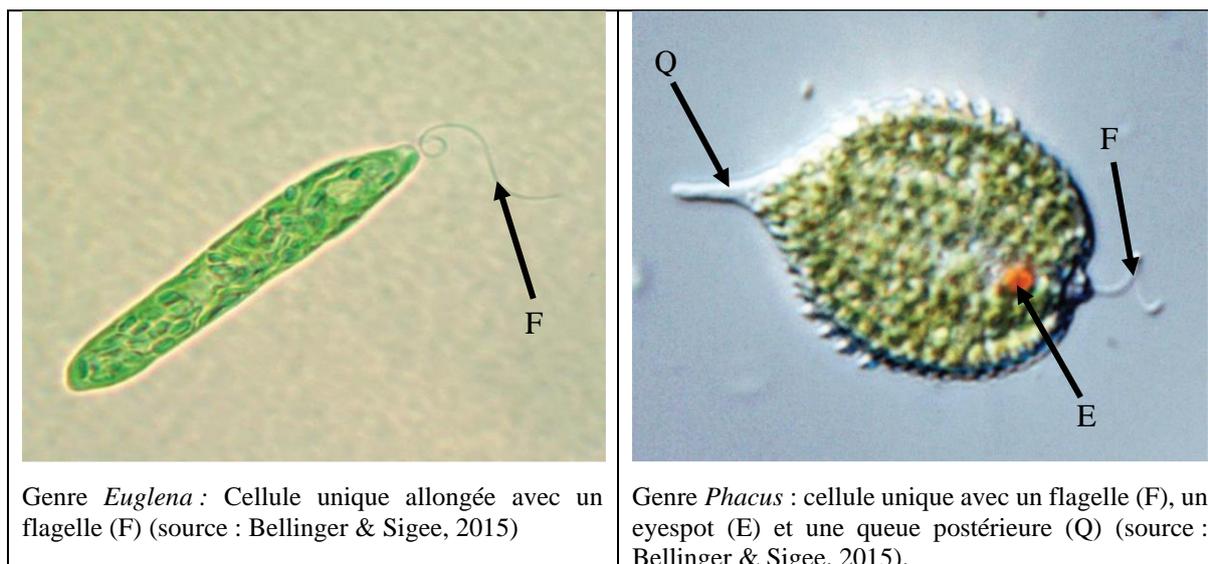


Figure 9 : Photos des genres *Euglena* et *Phacus* montrant l'aspect morphologique des Euglenophyta

- **Chrysophyta**

Les Chrysophyta se présentent sous la forme unicellulaires ou coloniales (rarement filamenteuses), dont certaines vivent dans une enveloppe protectrice appelée lorique (Figure 10). La plupart se nourrit par mixotrophie, c'est à dire qu'elles sont capables d'autotrophie et d'hétérotrophie (Sanders *et al.*, 1990 ; Domaizon *et al.*, 2003). Leur multiplication se fait par fission binaire ou par zoosporulation. Les phénomènes sexuels, rarement signalés, sont de nature isogamique. En période de repos, les chrysophycées s'enkystent dans des enveloppes siliceuses.

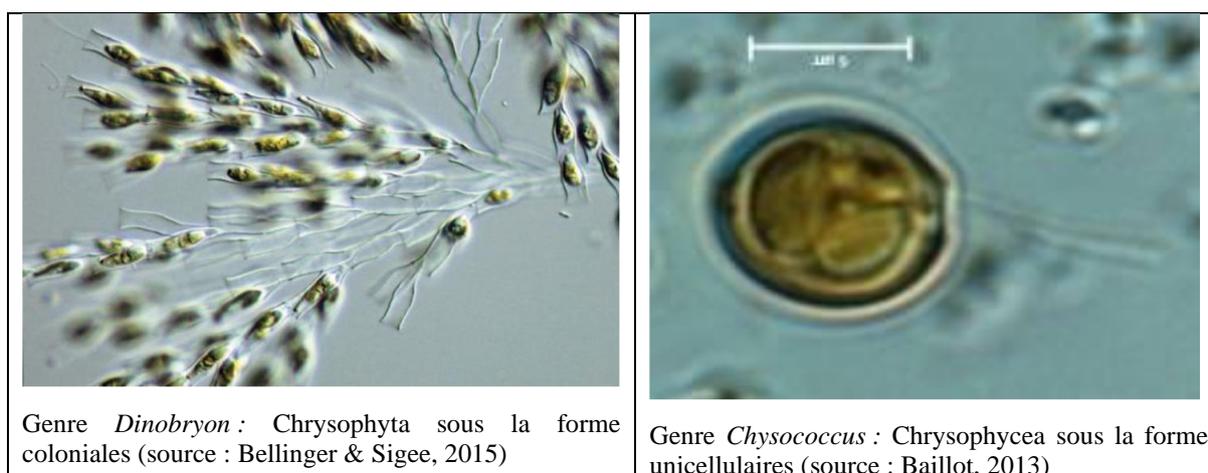


Figure 10 : Photos de Chrysophyta (coloniale et unicellulaire) montrant quelques aspects morphologiques et cytologiques

1.2.3- Facteurs de contrôle de la prolifération du phytoplancton.

Les facteurs qui gouvernent le cycle de vie du phytoplancton sont sous forme abiotiques ou facteurs ascendants (affinité avec les nutriments disponibles, la température, la lumière, la turbulence...), et biotiques ou facteurs descendants (possibilité d'éviter le broutage, le parasitisme...). En plus de ces facteurs, certains paramètres tels que le mode de reproduction et la capacité de stocker des réserves ou de changer le mode alimentaire peuvent également être énumérés (Hutchinson, 1961 ; Lampert, 2001 ; Chapelle, 2016). L'évolution dans le temps de ces phénomènes qui caractérisent la vie des espèces phytoplanctoniques peut être circadienne, saisonnière ou bien interannuelle (Chapelle, 2016). Cette évolution peut être à la base d'une succession de plusieurs espèces dans un même site, ou d'une définition de niche écologique pour des espèces favorisées.

Les facteurs ascendants ou « *bottom-up* » correspondent essentiellement aux ressources nutritives (apports endogènes et exogènes), capables d'agir sur la croissance cellulaire. Selon Planas *et al.* (2014), la croissance des communautés phytoplanctoniques est intimement liée à l'augmentation de la fertilité de l'eau, particulièrement l'apport en phosphore et en azote, deux facteurs limitants importants de leur croissance. Ces nutriments sont présents naturellement dans les milieux aquatiques, cependant certaines activités humaines (usage d'engrais, rejets d'eaux usées, etc.) contribuent à augmenter leur concentration dans les cours d'eau (Issola, 2010). Raison pour laquelle Brient *et al.* (2001) ont suggéré que la première des actions préventives pour limiter les conséquences liées à la prolifération du phytoplancton serait de réduire les apports en nutriments des bassins versants.

En plus des nutriments, la température et la lumière ont également un impact important sur la vie phytoplanctonique. L'augmentation de température stimule les métabolismes du phytoplancton, mais cette augmentation peut être à la base d'une réduction de mixage de la colonne d'eau empêchant l'ascension des nutriments. Ce phénomène est à la base de la pauvreté de la couche supérieure (surface) en nutriments dans les hydrosystèmes de grandes profondeurs (Winder & Sommer, 2012). Quant à la lumière, elle est cruciale pour la réalisation de la photosynthèse chez le phytoplancton (Sandgren, 1988 ; Behrenfeld *et al.*, 2006).

Les facteurs descendants ou « *top-down* » sont essentiellement des activités de broutage (zooplancton et poissons phytophages) ou encore par l'action lytique des virus. Le zooplancton et les poissons phytophages contribuent significativement par le broutage du phytoplancton la réduction de la biomasse phytoplanctonique (Barbe *et al.*, 1999).

1.2.4- Phytoplancton : bioindicateur écologique

La plupart des espèces qui composent le phytoplancton ont la capacité de survivre dans des eaux polluées, cette propriété les rend comme des bioindicateurs de la pollution des eaux. Le terme bioindicateur est attribué aux organismes ou ensembles d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permettent de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible sa modification, naturelle ou provoquée (Blandin, 1986).

La dynamique de phytoplancton dans les hydrosystèmes surtout lenticques est beaucoup influencée par les perturbations environnementales (Anneville *et al.*, 2008 ; Adam *et al.*, 2015). A cet effet le phytoplancton peut être considéré comme le premier être révélateur de l'eutrophisation surtout dans ces écosystèmes (Solheim, 2005 ; Pinay *et al.*, 2017). Pour ce fait, le phytoplancton a été l'objet de plusieurs études dans les plans d'eau, notamment pour son rôle dans les cycles du phosphore, de l'azote et de la silice ainsi que dans les processus d'eutrophisation artificielle. Ainsi la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) se basant sur sa sensibilité aux apports anthropiques de sels nutritifs, a mis en place des indices « Phytoplancton » qui se situent sur la détermination de la biomasse, l'abondance et la composition pour caractériser l'état écologique des masses d'eau (Goffart, 2010). Laplace-Treytore *et al.* (2009) quant eux, ont mis au point l'Indice phytoplancton lacustre (Iplac), un outil d'étude phytoplanctonique qui convient à tous les différents types hydrosystèmes dans l'évaluation de leur état écologique. Ces travaux ont été effectués dans le but de déterminer un protocole standardisé d'échantillonnage et d'observation microscopique en laboratoire du phytoplancton.

Pour une bonne connaissance de ces microorganismes, Reynolds *et al.* (2002) ont également formé 31 groupes fonctionnels (ou codons) de phytoplancton en s'appuyant sur leurs caractéristiques, écologiques et physiologiques similaires (profondeur de la zone de mixage, lumière, température, P, N, Si, CO₂ et pression de prédation). Ces groupes sont constitués d'assemblages phytoplanctoniques établis indépendamment de leurs origines taxonomiques.

1.2.5- Impact environnemental de la prolifération du phytoplancton

1.2.5.1- Efflorescence et eutrophisation

En cas de prolifération accrue (bloom), la surabondance des communautés du phytoplancton peut perturber les réseaux trophiques (par ombrage), et occasionner la mort de plusieurs organismes aquatiques (poissons, coquillages, autres phytoplanctons...) par asphyxie. Car la

respiration en masse pendant la nuit de ces microorganismes phytoplanctoniques et la dégradation par les bactéries de la matière organique laissée après leur mort, entraînent une diminution brutale de l'oxygène dans l'eau qui peut aboutir à une hypoxie voire à une anoxie totale du milieu (Codd *et al.*, 1999 ; Echenique-Subiabre *et al.*, 2018). Par ailleurs, ces proliférations peuvent rendre la production d'eau potable plus coûteuse et également limiter les activités récréatives comme les baignades, les nautiques etc. à cause de la production des métabolites tel que les phycotoxines (Humbert *et al.*, 2012).

1.2.5.2- Phycotoxines

En plus de leur effet néfaste sur l'écosystème aquatique, certaines espèces de cyanobactéries et d'algues (Diatomées, les Dinophycées) libèrent des toxines dans l'eau (Havens, 2008 ; Humbert *et al.*, 2010 ; Quiblier *et al.*, 2013). Ces toxines sont à l'origine de contaminations ou d'empoisonnements des organismes aquatiques (poissons, coquillages...), du bétail et même de l'homme (Codd *et al.*, 2005 ; Bownik, 2010 ; Humbert *et al.*, 2012). Le classement de ces toxines peut se faire selon leur mode d'action. C'est le cas des cyanotoxines (toxines produites par des Cyanobactéries) qui sont regroupées en hépatotoxines (le foie), neurotoxines (le système nerveux) et dermatotoxines (la peau) (Tableau I).

1.2.5.2.1- Hépatotoxines

Ces toxines agissent sur principalement le foie mais aussi sur d'autres organes tels les intestins et les reins (Sivonen & Jones, 1999 ; Ouellet, 2012). Les variantes de ces toxines sont les microcystines, les nodularines (produits par les genres *Microcystis*, *Plankthotrix* et *Dolichospermum*) et la cylindrospermopsine (produits par les espèces *Raphidiopsis raciborskii* et *Aphanizomenon ovalisporum*) (Ostermaier *et al.*, 2012 ; Kuniyoshi *et al.*, 2013 ; Yao, 2020).

1.2.5.2.2- Neurotoxines

Les neurotoxines ont pour cible la jonction neuromusculaire. Elles sont regroupées en deux familles principales : les anatoxines et les saxitoxines. Ces toxines ont été détectées chez des souches de *Dolichospermum*, d'*Aphanizomenon*, de *Phormidium* (Brient *et al.*, 2001).

1.2.5.2.3- Dermatotoxines

Les dermatotoxines peuvent être à la base des irritations (peau, yeux, etc.), des réactions et des problèmes gastro intestinaux après les baignades ou ingestions des eaux contaminées (Funari

& Testai, 2008). Elles sont des lipopolysaccharides (LPS) et des alcaloïdes dermatotoxiques (Sivonen & Jones, 1999 ; Bernard, 2014).

Tableau I : Cyanotoxines et pathologies associées, d'après Chorus & Bartram (1999).

Noms	Types de toxines	Pathologies associées
Microcystines Nodularines Cylindrospermopsine	Hépatotoxines	Troubles hépatiques, vomissements et diarrhées, pouvant entraîner la mort par lyse hépatique
Anatoxine-a et homoanatoxine-a Anatoxine-a (S) Toxines paralysantes (PSP ou Paralytic Shellfish Poisons)	Neurotoxines	Atteinte du système nerveux, induisant une paralysie flasque ou statique pouvant entraîner la mort par arrêt respiratoire
Lyngbyatoxine-a	Dermatotoxines	Dermatoses et désordres gastriques
Lipopolysaccharides (LPS)		Fièvre, frisson et hypertension

1.3- Généralités sur les expérimentations en mésocosme

1.3.1- Définition du mésocosme

Les mésocosmes sont des écosystèmes aquatiques artificiels expérimentaux qui établissent un lien entre les études sur le terrain et les expériences de laboratoire hautement contrôlées. D'une capacité variable selon le type d'expérience, ils peuvent être suspendus à des supports flottants et installés dans des plans d'eau (Odum, 1984 ; Caquet *et al.*, 2001 ; Perceval *et al.*, 2009).

Au niveau de ses enceintes, des études sont effectuées pour faciliter la circonscription des données au niveau des milieux naturels (par exemple les hydrosystèmes) très complexes (soumis à de nombreuses influences environnementales et anthropiques) (Ye *et al.*, 2019). Ces expérimentations consistent en des essais biologiques dans lesquels des échantillons naturels sont soumis à des conditions diverses utilisées pour identifier les facteurs qui pourraient influencer l'évolution des paramètres étudiés (Tang *et al.*, 2019).

1.3.2- Intérêt de l'étude en mésocosme

L'avantage des études en mésocosme tiennent essentiellement à la facilité d'expérimentation en conditions contrôlées plutôt que dans un lac entier qui représente un milieu très complexe

soumis à de nombreuses influences environnementales et anthropiques (Perceval *et al.*, 2009 ; Ye *et al.*, 2019). En plus ils reflètent la réalité écologique grâce à la présence des principaux éléments constitutifs des écosystèmes naturels (sédiment, bactérie, champignons, périphyton, phytoplancton, macrophytes, invertébrés, poissons...) (Brown *et al.*, 2011 ; Piontek *et al.*, 2013 ; Tang *et al.*, 2017 ; Tang *et al.*, 2019 ; Ye *et al.*, 2019). Sur ces éléments naturels « captifs », les paramètres d'intérêt environnementaux tels les différentes gammes températures de réchauffement, les nutriments etc. peuvent être contrôlés pour simuler l'avenir de l'hydrosystème et de prévenir les évènements futurs (Mostajir, 2007 ; Feuchtmayr *et al.*, 2009).

1.4- Généralités sur les sciences participatives

1.4.1- Définition des sciences participatives

Le concept de la science citoyenne a été créé en 1970 aux États-Unis par deux physiciens (Joël Primack et Frank von Hippel) sous le terme « *citizen science* » (Von Hippel, 1991). Lors d'un séminaire en 2002 à Paris, Mycle Schneider a défini de cette science en ces termes (Schneider, 2002) : “La science citoyenne peut être définie comme l'effort participatif et combiné de recherche, d'analyse et d'éducation publique qui poursuit strictement, comme principe de base, l'objectif de bien-être collectif des générations présentes et futures d'êtres humains sur la planète et de la biosphère. Le scientifique citoyen, à travers ses capacités particulières de recherche et d'analyse, doit participer à la protection de la société contre des modes de développement qui placent l'intérêt de l'État ou l'intérêt corporatif au-dessus du bénéfice collectif. Il est donc un contre expert par excellence”.

Les sciences citoyennes sont donc des formes de recherches scientifiques auxquelles des acteurs non-scientifiques sont associés (Houllier *et al.*, 2017). Elles sont fondées sur des collaborations volontaires entre scientifiques professionnels, réseaux organisés d'observateurs amateurs et ONG environnementales (Figure 11) (Salles *et al.*, 2014).

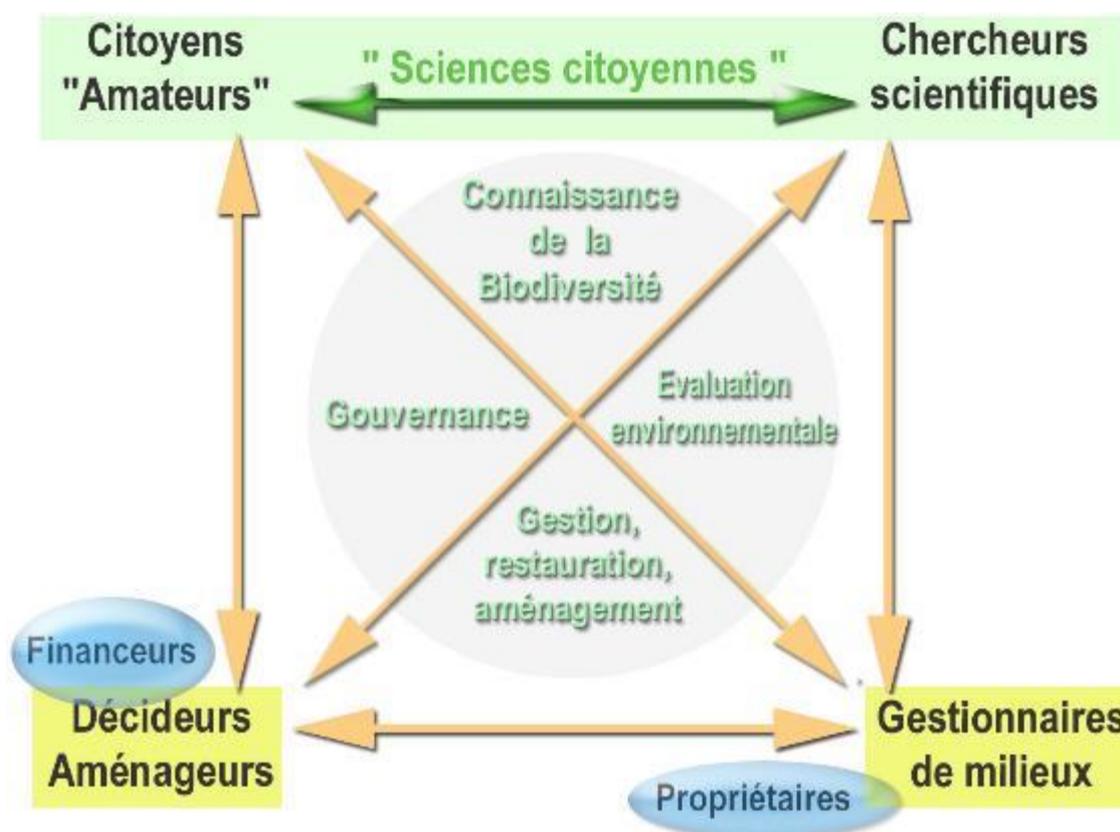


Figure 11 : Lien entre les grands acteurs susceptibles d'être concernés par des programmes ou projets de sciences citoyennes (Lamiot, 2009).

Pour son bon déroulement, la science participative qui réunit plusieurs acteurs de formations diversifiées, doit se baser sur des principes. Et cela passe d'abord par la rigueur dans la méthodologie de travail ; le respect et la reconnaissance mutuels des différents acteurs, la motivation tout au long du projet ; la souplesse des modalités de consultation des données etc (Bœuf *et al.*, 2012 ; Houllier *et al.*, 2017).

1.4.2- Intérêt et originalité

Les intérêts liés aux sciences participatives sont pléthores. Ainsi, (i) pour les sciences de la nature elles restent l'une des meilleures pratiques, car à moindre coût, elles permettent de récolter des informations sur de vastes espaces géographiques et cela sur de longues périodes d'étude (Julliard, 2017). Les sciences citoyennes sont alors une voie importante pour une meilleure connaissance de la dynamique et le cycle de vie des populations des espèces vivantes dans une zone donnée (Bœuf *et al.*, 2012). (ii) Le risque de biais est minime dans ces genres de projet grâce à la motivation des volontaires et leur nombre élevé, ainsi que leur large répartition sur le terrain (Schmeller *et al.*, 2009 ; Bœuf *et al.*, 2012). (iii) Les sciences participatives sont

par excellence un outil de sensibilisation et de formation des populations rurales sur l'importance de la préservation de leurs environnements de vie, puisqu'elles se réalisent pour la plupart dans les zones rurales en collaboration avec des acteurs non-scientifiques venant de la localité (Bauer *et al.*, 2010).

CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

2.1- MATERIEL

2.1.1- Matériel de localisation des stations et de prise de vues

La localisation des stations d'échantillonnages s'est fait au moyen d'un navigateur GPS (*Global Positioning System*) de marque GARMIN® et de modèle SP 12X et les prises de vues, aussi bien sur terrain qu'au laboratoire, ont été réalisées grâce à un appareil photo numérique de marque OLYMPUS® 10X SUPER WIDE (Figure 12).

2.1.2- Matériel de prélèvement et de mesure des variables physicochimiques

Les paramètres physicochimiques tels que la température, l'oxygène dissous et la turbidité ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètres de marque YSI® Exo2 (Figure 13) grâce à des capteurs.

Pour les prélèvements d'eau destinés à l'analyse des sels nutritifs (azote total ; nitrites ; nitrates ; ammonium ; phosphore total ; orthophosphate), un préleveur intégré (Figure 13) d'un mètre de long et de volume d'environ 500 ml a servi à la prise des échantillons d'eau au niveau de la lagune Aghien et des flacons en verre stériles d'un litre de capacité ont servi aux prélèvements des différents échantillons d'eau dans les mésocosmes.

2.1.3- Matériel de dosage des sels nutritifs

Une pompe à vide et des filtres Millipore® de porosité 0,45 µm ont servi à la filtration des échantillons d'eau pour l'analyse des sels nutritifs dissous.

Un minéralisateur HT 200 S (Figure 15 a) a été utilisé pour la digestion des échantillons d'eau pour l'analyse de l'azote total et du phosphore total.

Les nutriments ont été dosés à l'aide d'un spectrophotomètre de marque HACH LANGE et de série DR 6000 (Figure 15 b).



Figure 12 : Présentation d'un GPS de marque GARMIN® (a) et d'un appareil photo numérique de marque OLYMPUS® (b)



Figure 13 : Sonde multiparamètres de marque YSI EXO2®.

a : Connecteur, b : commutateur magnétique ; c : Coupelle de protection des capteurs ; d : Coupelle de calibration ; e : Capteurs ; f : Raclleur central.

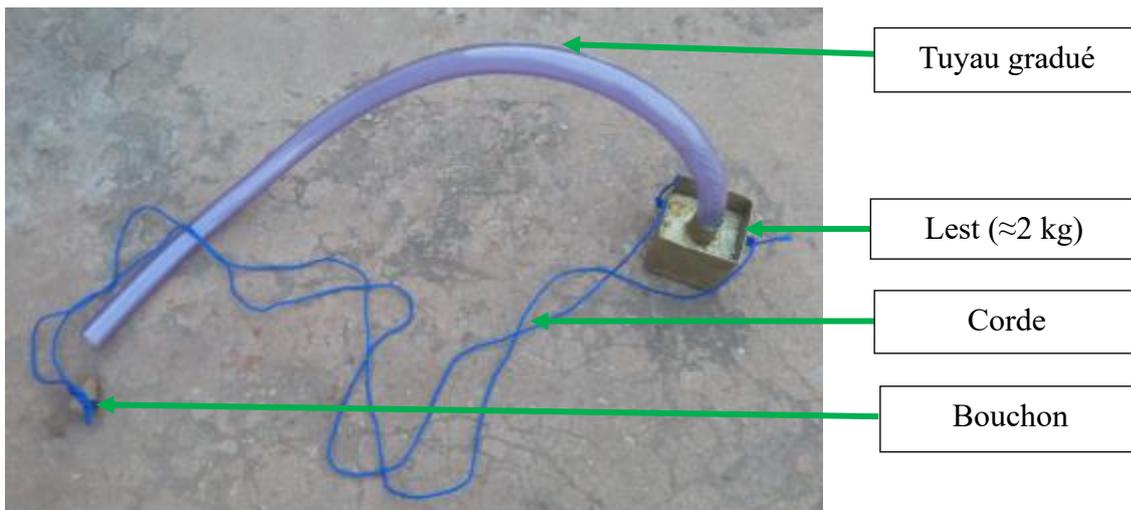


Figure 14 : Préleveur intégré ayant servi à l'échantillonnage de l'eau.

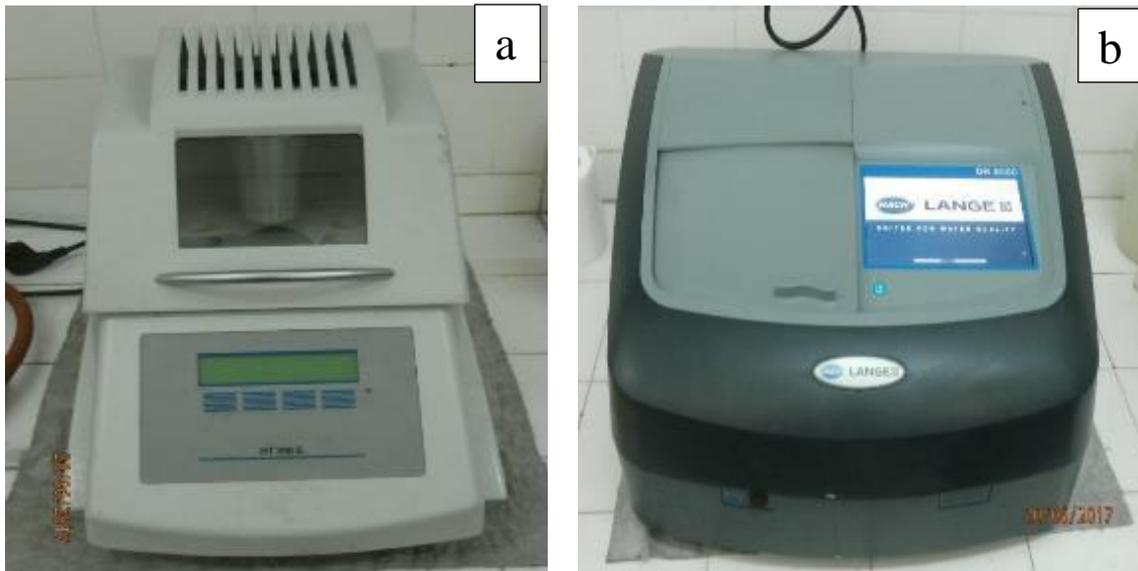


Figure 15 : Présentation d'un minéralisateur HT 200 S (a) et d'un spectrophotomètre DR 6000 de marque HACH LANGE (b).

2.1.4- Matériel de prélèvement et de conservation du phytoplancton

L'échantillonnage de la communauté du phytoplancton dans la lagune été réalisé à partir de deux méthodes :

- un prélèvement quantitatif qui a été effectué à l'aide du préleveur intégré (Figure 14).
- un échantillonnage qualitatif a été fait à l'aide d'un filet à plancton (Figure 16) de 20 μm de vide de maille.

Au niveau des mésocosmes, des flacons en verre stériles de capacité un litre ont servi aux prélèvements des différents échantillons pour le dosage de la chlorophylle *a* et le dénombrement de phytoplancton.

Juste après les échantillonnages :

- des tubes de collecte de type Falcon® de 50 mL ont été utilisés pour la conservation des échantillons.
- une solution de formaldéhyde (5 % de concentration finale) a servi à la fixation des échantillons destinés à l'étude du phytoplancton.
- une glacière contenant des accumulateurs de froid a servi à la conservation des échantillons prélevés pendant le transport.

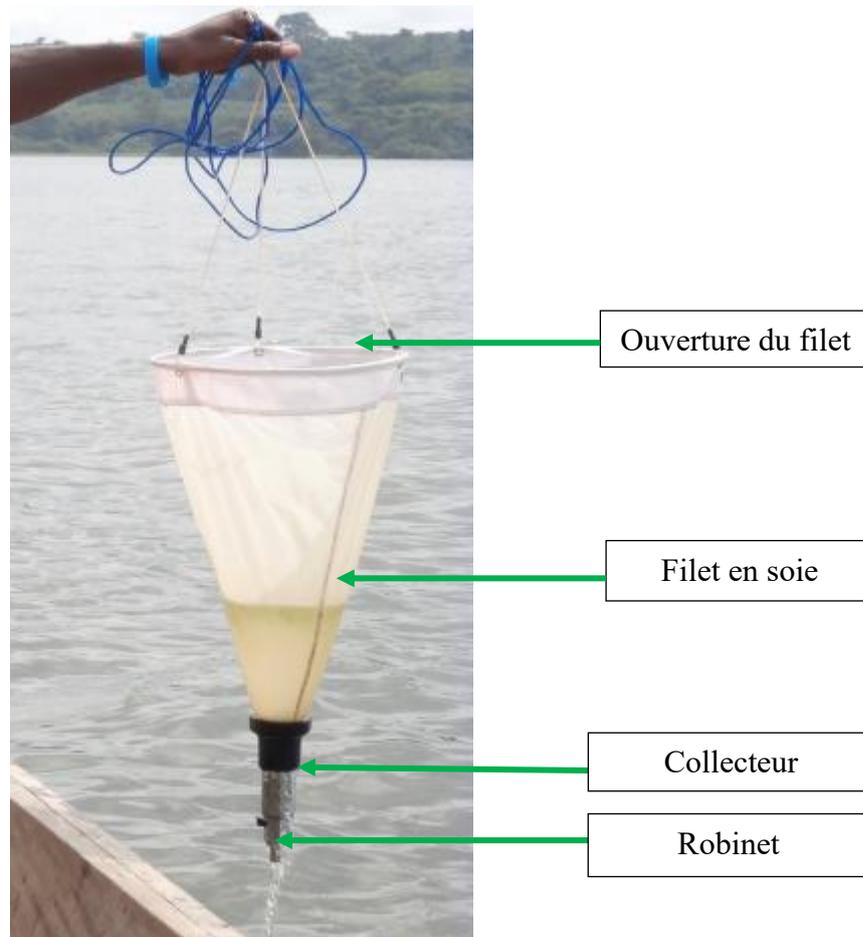


Figure 16 : Filet à plancton utilisé pour le prélèvement du phytoplancton.

2.1.5- Matériel d'analyse du phytoplancton

Le matériel qui a servi à l'observation et au dénombrement du phytoplancton est composé de :

- un microscope de type ZEISS AXIO10 muni d'une caméra associée à un ordinateur a servi à l'observation, à la prise de mesure et de vue des spécimens de phytoplancton (Figure 17 a) ;
- un microscope inversé de type Nikon ELWD0.3/OD75 qui a servi pour le comptage des cellules (Figure 17 b) ;
- une pompe à vide et des filtres Whatman GF/C TM de porosité 1,2 μm ont servi à la filtration des échantillons d'eau ;
- le dosage de la chlorophylle *a* a été réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre de marque HACH LANGE.

Pendant le suivi de la science participative, des smartphones dotés d'une application mobile appelée Epicollect 5 ont servies aux collectes de données. Ce programme a été utile pour générer des questionnaires dédiés aux projets et la collecte de données géoréférencées (photo

de blooms) qui pourraient être affichées par une application web sous forme de cartes, tableaux et graphiques.

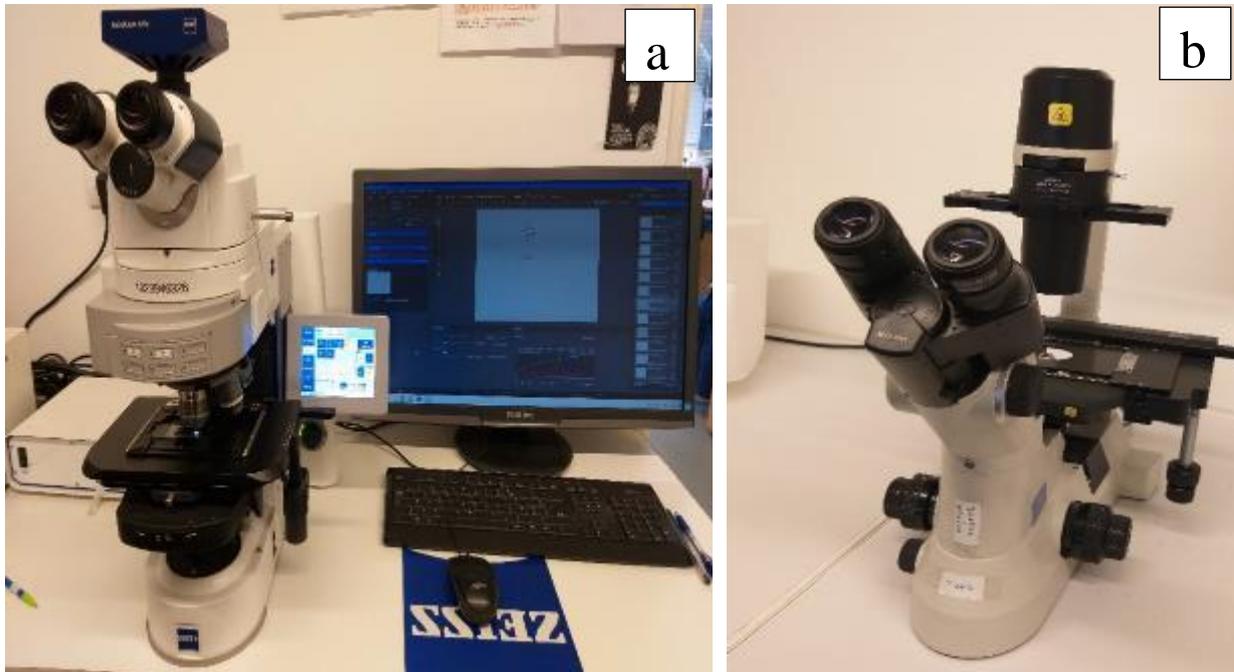


Figure 17 : Microscopes photoniques qui ont servi à l'étude du phytoplancton.

a : Microscope droit de marques ZEISS AXIOA10 muni d'une caméra ; b : microscope inversé de marque Nikon ELWDO.3/OD75.

2.1.6- Matériel biologique

Au cours de cette étude, les 30 poissons (*Oreochromis niloticus*) d'une ferme aquacole située au niveau de la lagune Aghien ont été utilisés pour évaluer l'impact de cette espèce sur la biomasse et la composition du phytoplancton dans des mésocosmes.

2.2- METHODES

2.2.1- Choix des stations d'échantillonnage

2.2.1.1- Suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique en relation avec les facteurs environnementaux dans la lagune.

Pour cette étude réalisée de décembre 2016 à avril 2018, six stations d'échantillonnage ont été identifiées sur la lagune Aghien. Les critères de sélection de ces stations d'échantillonnage ont été effectués sur la base du gradient longitudinal de la lagune ; des effets divers des cours d'eau affluents et des activités anthropiques. La figure 18 présente la carte de la lagune Aghien avec les stations d'échantillonnage. Quant au tableau II et la figure 19, ils décrivent et présentent les

caractéristiques propres à chacune des six stations d'échantillonnage retenues sur ce plan d'eau dans le cadre de cette étude.

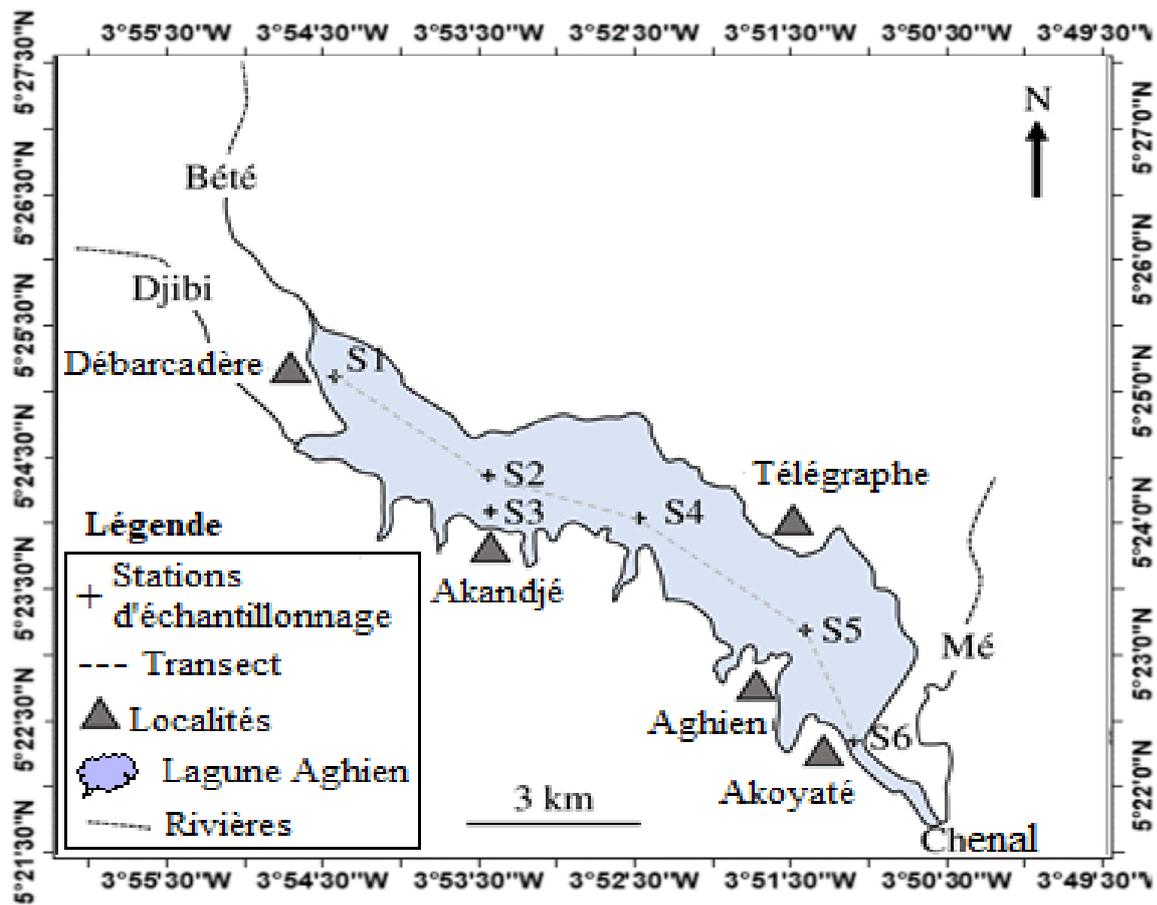


Figure 18 : Localisation des stations d'échantillonnage visitées au niveau de la lagune Aghien.

Tableau II : Caractéristiques des stations d'échantillonnage.

Stations	Coordonnées GPS	Profondeurs moyennes	Description
S1	05°26'173''N 003°55'246''W	2 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Située à proximité du village Débarcadère. - Présence des points de lavage, de dépotoirs d'ordures ménagères et des rejets d'eaux vannes. - Positionnée aux environs de l'embouchure de la rivière Bété. - Sous influence des rivières Bété et Djibi.
S2	05°25'362''N 003°53'746''W	7 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Localisée au milieu de la lagune, face au village d'Akandjé pour voir l'effet des activités des villageois d'Akandjé au-delà des berges
S3	05°25'207''N 003°53,732''W	3 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Localisée près du village d'Akandjé - Présence des points de lavage, de dépotoirs d'ordures ménagères et des rejets d'eaux vannes
S4	05°24'954''N 003°52'570''W	9 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Localisée au milieu de la lagune, loin de toutes activités anthropiques.
S5	05°24'183''N 003°50'913''W	4 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Localisée non loin du village de Télégraphe et - Située entre deux stations d'aquacultures - Présence des macrophytes flottants tel que <i>Pistia stratiotes</i> et <i>Eichhornia crassipes</i>.
S6	05°23'209''N 003°50'486''W	3 mètres	<ul style="list-style-type: none"> - Située à proximité du chenal et proche de l'embouchure de la rivière Mé - Présence de <i>Eichhornia crassipes</i>, des palétuviers et des roseaux - Elle reçoit des courants d'eaux venant de la rivière Mé et de la marée venant de la lagune Potou



Figure 19 : Vues partielles des stations d'échantillonnage de la lagune Aghien.

2.2.1.2- Analyse de la vulnérabilité de la lagune Aghien en mésocosmes

Les sites pour les expérimentations ont été choisis sur la base de leur accessibilité, des contraintes environnementales (vents, vagues...) ; le degré de la pression anthropique et des

apports externes d'eau des affluents. A cet effet deux sites à savoir Débarcadère et Télégraphe ont été répertoriés sur la lagune Aghien (Figure 20 et 21).

Le site de Débarcadère de coordonnées $05^{\circ}26.173'N$, $003^{\circ}55.246'W$ est à proximité du village de Débarcadère aux environs de l'embouchure de la rivière Bété où il reçoit les apports d'eau de ladite rivière. Il est également sous l'influence de la rivière Djibi. La profondeur de la lagune à cet endroit est de 1,5 mètre en moyenne. Il est caractérisé par la présence des points de lavage, de dépotoirs d'ordures ménagère et des rejets d'eaux vannes.

Le site Télégraphe ($05^{\circ}24.183'N$; $003^{\circ}50.913'W$) est localisé au bord du village de Télégraphe, entre deux stations d'aquaculture. Il est marqué par la présence des macrophytes flottants tel que *Pistia stratiotes* et *Eichhornia crassipes*. Située dans la zone ouest de la lagune Aghien, ce site est sous l'influences de la rivière Mé. Les points de lavage et de lessive ont été recensés autour du site.

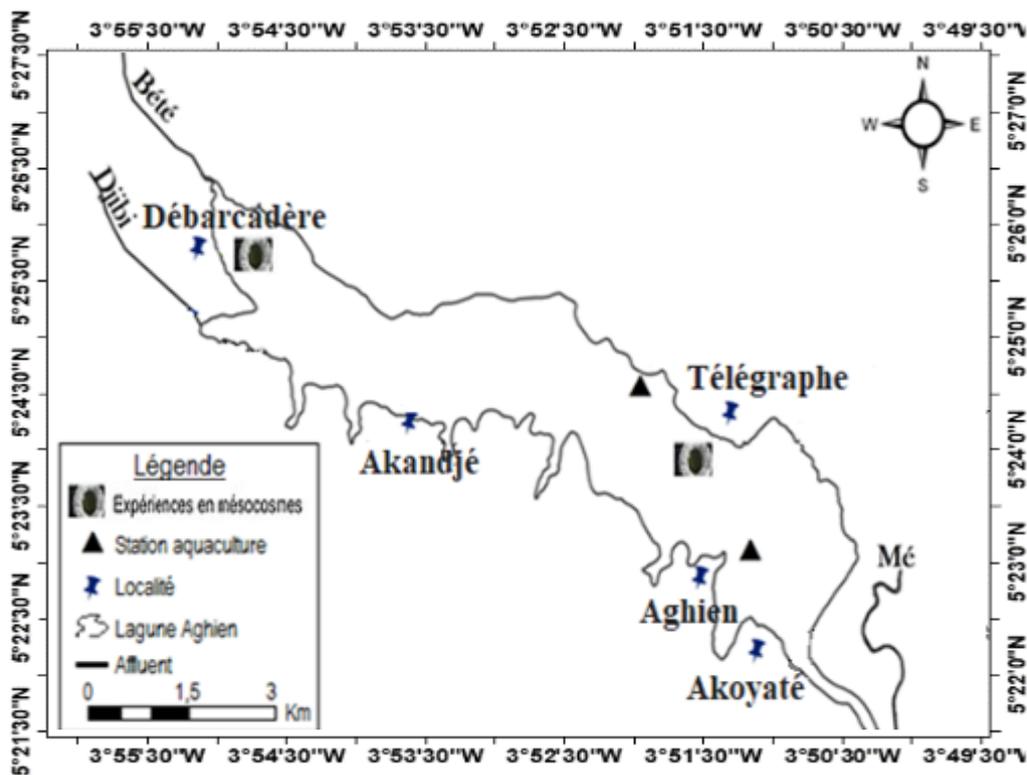


Figure 20 : Localisation des sites d'expérimentation en mésocosmes sur la lagune Aghien.



Figure 21: Dispositifs expérimentaux implantés sur la lagune Aghien au niveau des sites Débarcadère et Télégraphe.

2.2.2- Mesure des paramètres abiotiques et biotiques

2.2.2.1- Suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique en relation avec les facteurs environnementaux dans la lagune.

2.2.2.1.1- Mesure des paramètres abiotiques

Durant cette étude, 17 campagnes d'échantillonnage ont été effectuées, en raison d'une sortie par mois et les mesures ont été réalisées entre 8 heures et 12 heures. Lors de chaque campagne d'échantillonnage, les prélèvements d'eau ont été effectués dans le premier mètre de la colonne d'eau et ont été complétés par un profil vertical de la colonne d'eau réalisé avec une sonde multi paramètres.

Ainsi pour les sels nutritifs (azote total, phosphore totale, nitrate, ammonium et orthophosphate), des prélèvements intégrés d'eau ont été effectués à chaque station entre zéro et un mètre de profondeur. Il a consisté à faire descendre lentement la partie lestée du préleveur intégré dans la colonne d'eau jusqu'à un mètre de profondeur ; ensuite placer le bouchon sur le sommet du tuyau puis tirer sur la corde pour ramener le préleveur à la surface en partant de la partie lestée (Figure 22). L'échantillon ainsi prélevé est renversé dans un seau propre. Cette opération est répétée plusieurs fois afin d'avoir un volume d'eau conséquent (≈ 5 litres) dans le

récepteur (Laplace-Treyture *et al.*, 2009). Après homogénéisation, des sous échantillons ont été prélevés dans des flacons de capacité un litre à partir du seau. Ces sous échantillons ont été conservés au frais ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) et à l'abri de lumière dans une glacière puis transportés au laboratoire pour analyse.

Concernant les variables tels que la température, la turbidité et l'oxygène dissous, les enregistrements ont été faits *in situ* de la surface jusqu'en profondeur de l'eau grâce à une sonde multiparamètres. Pour cette opération, sur la rive de la lagune, un lien est créé entre la sonde et un ordinateur par connexion Bluetooth, puis la valeur de la pression atmosphérique du jour est entrée dans le logiciel KOR de la sonde pour calibrer la profondeur et l'oxygène dissous. A chaque station d'échantillonnage, les paramètres physicochimiques ont été mesurés dans le profil de l'eau de la surface en profondeur à chaque 5 secondes. Avant toute mesure, un processus d'enregistrement des paramètres par la sonde a été lancé au niveau de l'ordinateur. Après le lancement, la sonde attachée à une corde (dont la longueur est supérieure à la profondeur maximale des stations échantillonnées) est mise à l'eau. Puis elle est glissée doucement dans l'eau jusqu'à toucher le fond ; ensuite elle est remontée où l'on arrête l'enregistrement. Les données recueillies par la sonde sont exportées dans l'ordinateur et sont traitées au laboratoire.

2.2.2.1.2- Prélèvement de la communauté phytoplanctonique

Cette opération a été réalisée à partir de deux méthodes :

Un échantillonnage quantitatif qui a consisté à faire un prélèvement intégré (Figure 22) d'eau de zéro à un mètre de profondeur avec le préleveur intégré (Laplace-Treyture *et al.*, 2009). Une partie de cet échantillon fixée à l'aide d'une solution de formaldéhyde 5 % (volume/volume) dans des tubes de collecte de type Falcon® de 50 mL, a servi au comptage du phytoplancton. L'autre partie a été utilisée pour le dosage de chlorophylle *a*.

Un prélèvement qualitatif qui a été réalisé au filet à plancton de porosité 20 μm de vide de maille présentée par la figure 16. Pour ce faire, une traction à partir d'un mètre de profondeur a été effectuée avec le filet. Cette opération permet d'obtenir une concentration algale conséquente. Le contenu est ensuite recueilli dans des tubes de collecte type Falcon® de 50 mL.

Tous les échantillons ont été fixés dans une solution de formaldéhyde 5 % (volume/volume) et conservés dans une glacière contenant des accumulateurs des glaces.

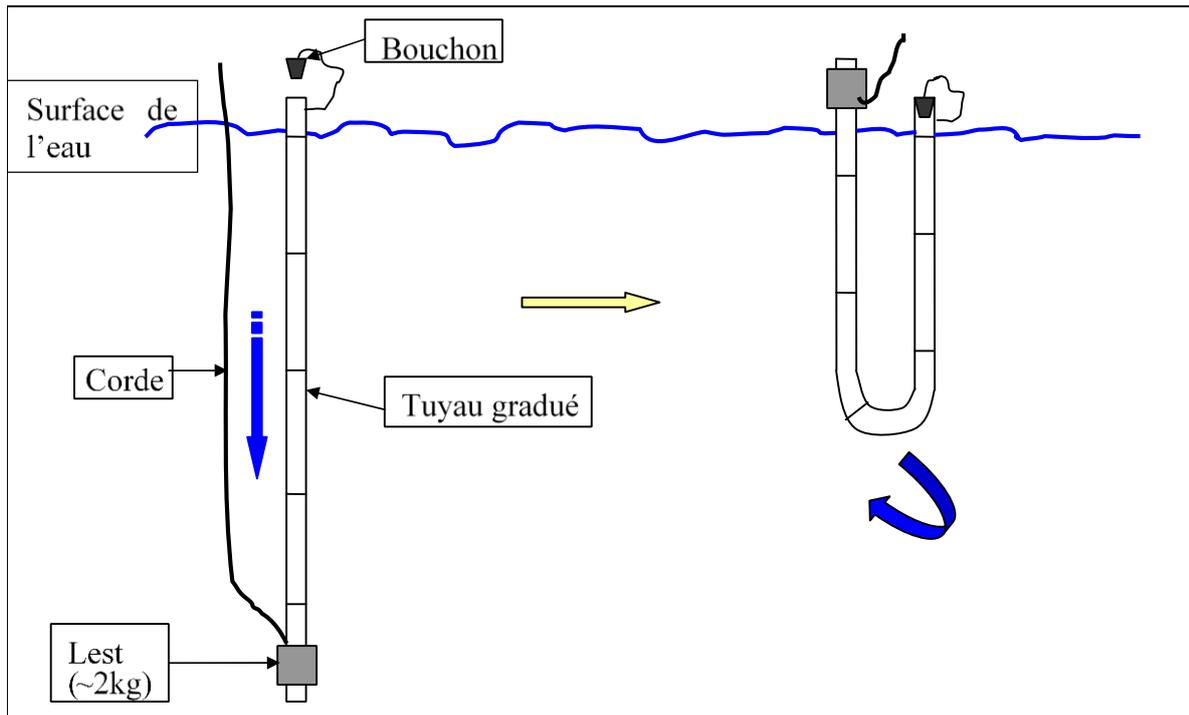


Figure 22 : Schéma descriptif du système et du fonctionnement du préleveur intégré (Laplace-Treyture *et al.*, 2009).

2.2.2.2- Analyse de la vulnérabilité de la lagune Aghien en mésocosmes

2.2.2.2.1- Description et protocole expérimental

Durant la période du 28 février au 07 mars 2018, 30 mésocosmes ont été installés au niveau de la lagune Aghien sur les sites de Débarcadère et de Télégraphe à raison de 15 enceintes par site. Ces enceintes ont été constitués de sacs en polyéthylène transparents montés sur des chambres à air de moto formant ainsi des anneaux de flottaison (Figure 23 a). Dans l'eau, ces milieux expérimentaux ont été fixés à des poteau afin de s'assurer qu'ils ne se déplaceront pas durant les expérimentations. Les cordes ont été attachées de façon flexible pour permettre à la partie flottante de se déplacer sans toutefois compromettre l'intégrité du mésocosme et maintenir son contenu isolé du reste de la lagune (Figure 23 b). Les mésocosmes ont été numérotés de 1 à 15 par site et leurs positions dans le dispositif expérimental ont été déterminées de manière aléatoire afin d'éviter les biais potentiels dus à leur emplacement (Figure 23 c).

Le 28 février 2018 ces milieux expérimentaux ont été remplis d'eau de la lagune Aghien à raison de 160 litres par mésocosme au sein desquels deux facteurs ont été contrôlés : les apports de nutriments (azote et phosphore) d'une part et d'autre part l'influence des poissons phytophages *Oreochromis niloticus* sur le peuplement du phytoplancton. Ainsi, certains de ces mésocosmes ont été enrichis avec une solution d'azote et/ou de phosphore (respectivement une

solution de NaNO_3 pour N avec une concentration de $\text{N} = 11,53 \text{ mg.mL}^{-1}$; une solution de KH_2PO_4 pour P avec une concentration de $\text{P} = 1,59 \text{ mg.mL}^{-1}$). Le volume de chaque solution ajoutée dans les mésocosmes enrichis a été calculé afin de multiplier par dix la concentration initiale de phosphore réactif soluble et de respecter le rapport N/P Redfield entre les volumes des solutions ajoutées.

Cinq traitements ont été effectués au sein des mésocosmes (T, N, P, NP, NPP). Pour chaque traitement, un triplicat a été réalisé (Figure 23 c) :

- T (Témoins) caractérisant les mésocosmes 1, 2 et 13 qui ont servi de témoins,
- N (Azote) caractérisant les mésocosmes 5, 9 et 12 supplémentés avec 16 mL de la solution N,
- P (Phosphore) caractérisant les mésocosmes 6, 10 et 14 supplémentés avec 16 mL de la solution P,
- NP (Azote + Phosphore) caractérisant les mésocosmes 7, 11 et 15 supplémentés avec 16 mL de solution N et 16 mL de solution P,
- NPP (Azote + Phosphore + Poissons) caractérisant les mésocosmes 3, 4 et 8 supplémentés avec 16 ml de la solution N et 16 ml de la solution P et cinq poissons (*Oreochromis niloticus*) ajoutés à chacun de ses enceintes au troisième jour. Tous les poissons utilisés dans l'expérience étaient un mélange de mâles et de femelles ; Ils ont été sélectionnés à la main afin qu'ils aient des longueurs et des masses similaires d'environ 120 mm et 30 g, respectivement.

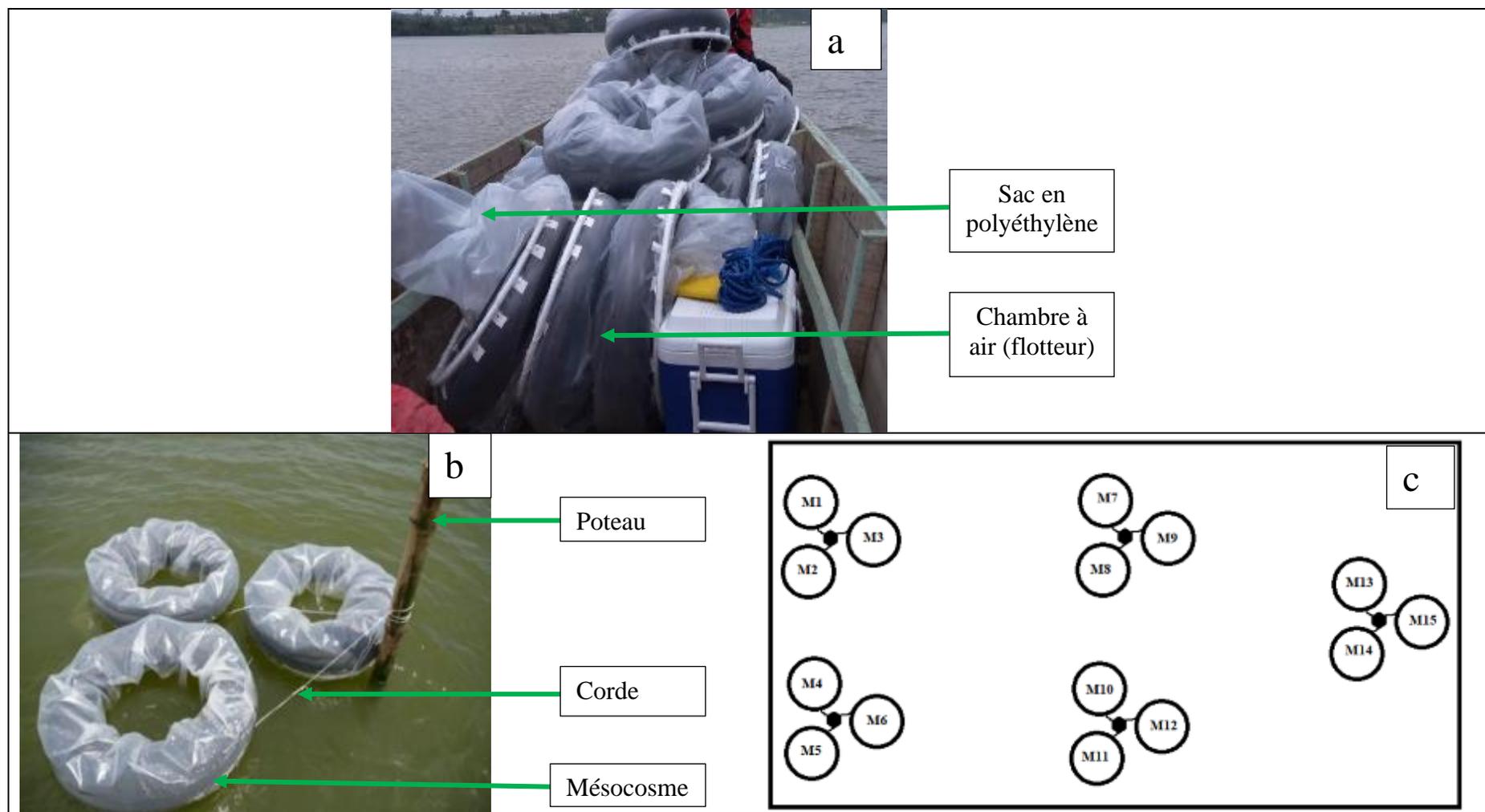


Figure 23: Disposition du système expérimental des mésocosmes au niveau de la lagune Aghien.

a : Dispositif expérimental des mésocosmes ; b : Disposition des mésocosmes dans le système expérimental au niveau de la lagune. ; c : Schéma de la disposition des mésocosmes au niveau des différents sites dans la lagune Aghien

2.2.2.2.2- Prélèvements des paramètres physicochimiques et biologique

Les prélèvements ont été faits chaque jour entre 7 heures 30 min et 10 heures. Les paramètres physicochimiques tels que la température, l'oxygène dissous et la turbidité ont été mesurés *in situ* à l'aide d'une sonde multiparamètres YSI® Exo2 après homogénéisation du contenu du mésocosme.

Concernant les études du peuplement phytoplanctonique et des sels nutritifs, les échantillonnages ont été effectués les 28 février, 03 et 07 mars 2018. A cet effet, des prélèvements de 1 litre d'eau dans chaque mésocosmes ont été réalisés à l'aide des flacons en verre stériles après homogénéisation du contenu du milieu. Une partie de cet échantillon a servi au comptage du phytoplancton. Elle a été fixée à l'aide d'une solution de formaldéhyde 5 % (v/v) dans des tubes de collecte de type Falcon® de 50 mL. Le reste a été utilisé pour le dosage des sels nutritifs et de chlorophylle *a*.

La conservation et le transport de tous ces échantillons prélevés ont été fait à l'aide d'une glacière contenant des accumulateurs de glace.

2.2.3- Dosage des sels nutritifs

C'est au laboratoire de l'IRD / PICASS'EAU à l'Université Nangui Abrogoua que ce sont effectués les dosages des nutriments. Pour chaque opération, des kits ont été utilisés selon un protocole fournit sur le site www.hach-lange.com (Tableau III). Ils ont concerné l'azote total, les nitrites, les nitrates, l'ammonium, le phosphore total et l'orthophosphate. Avant le dosage, les échantillons d'eau ont été filtrés sur des filtres de type Millipore® de porosité 0,45 µm. Les filtrats recueillis ont servi pour les analyses de l'ammonium, des nitrites, des nitrates, et l'orthophosphate.

Les dosages de l'azote total et le phosphore total ont par contre exigé une digestion précédente des échantillons non filtrés dans un minéralisateur de marque HT 200 S (Figure 13a) pendant 15 min avant toute analyse.

2.2.3.1- Dosage de l'azote total

Pour le dosage, 1,3 mL d'échantillon, 1,3 mL de solution A (LCK 138 A) et 1 tablette B (LCK 138/238/338 B) sont dosés à la suite, consécutivement dans une éprouvette de réaction sèche qui est fermé immédiatement après dosage. Le contenu n'est pas mélangé. L'éprouvette est chauffée directement dans un thermostat HT 200S pendant 15 minutes. Après refroidissement, 1 MicroCap C (LCK 138/238/338 C) est ajouté à la solution. L'éprouvette de réaction est fermée et secouée jusqu'à ce que le lyophilisat se soit complètement dissous du MicroCap C et

qu'il n'y ait aucune particule restante. Ensuite 0,5 mL d'échantillon désagrégé et 0,2 mL de solution D (LCK 138/238/338 D) sont pipetés lentement et de façon consécutive dans le Test en Cuve. Elle est fermée immédiatement et le contenu est mélangé en la retournant plusieurs fois de suite jusqu'à qu'aucun dépôt ou agrégat ne soit observable. La mesure a été faite au spectrophotomètre après 15 minutes.

2.2.3.2- Dosage de l'ammonium

Cette opération a été réalisée en pipétant 5,0 mL d'échantillon brut dans le test en cuve après avoir retiré délicatement la feuille de protection et dévissez le DosiCap Zip. La cuve est immédiatement refermée par Le DosiCap Zip, le cannelage dirigé vers le haut et puis secoué énergiquement jusqu'à ce que le lyophilisat se soit complètement dissous. La mesure est faite après 10 minutes au spectrophotomètre.

2.2.3.3- Dosage de nitrate

Pour le dosage des nitrates, 1,0 mL d'échantillon filtré et 0,2 mL de la solution LCK 339 A sont mis respectivement dans la cuve. La cuve est bien fermée et secouée en la retournant plusieurs fois de suite jusqu'à ce que le mélange soit complet. Il faut attendre 15 min, bien nettoyer l'extérieur de la cuve et faire la mesure au spectrophotomètre.

2.2.3.4- Dosage du phosphore total

Après avoir retiré délicatement la feuille de protection et dévissez le DosiCap Zip, 2,0 mL d'échantillon brut sont pipeté dans le test en cuve. Ensuite le DosiCap Zip est vissé fermement en dirigeant le cannelage vers le haut. La cuve est secouée énergiquement puis chauffée dans le thermostat HT 200 S pendant 15 minutes avec le programme standard HT.

Une fois refroidie, la cuve est encore secouée énergiquement puis 0,2 ml de réactif B (LCK 349 B) y sont ajouté. Elle est ensuite refermée un DosiCap C (LCK 349 C) gris et le contenu est mélangé en la retournant plusieurs fois de suite pour une dissolution totale. La mesure est faite au spectrophotomètre 10 minutes après.

2.2.3.5- Dosage de l'orthophosphate (PRD)

Le mode opératoire a été de pipeter 2,0 mL d'échantillon brut dans le test en cuve après avoir retiré délicatement la feuille de protection et dévissez le DosiCap Zip. La cuve est ensuite refermée par le DosiCap Zip, le cannelage dirigé le vers le haut. Elle est secouée énergiquement puis 0,2 ml de réactif B (LCK 349 B) y sont ajouté avant de visser un DosiCap C (LCK 349 C) gris. Le contenu est mélangé en la retournant plusieurs fois de suite pour une dissolution totale. Les mesures sont faites au spectrophotomètre après 10 min.

Tableau III : Guide de référence de kits (LCK) de dosage des sels nutritifs (www.hach-lange.com)

Code du kit	Paramètres	Plages de mesure	Longueurs d'onde de mesure	Noms de la méthode	Références de la méthode
LCK138	Azote total (LATON)	1 - 16 mg/L TN	694 nm	Digestion Koroleff (au peroxydisulfate) et détection photométrique au 2,6-diméthylphénol	EN ISO 11905-1
LCK304	Ammonium	0,015 - 2,0 mg/L NH ₄ -N	694 nm	Bleu d'indophénol	ISO 7150-1, DIN 38406 E5-1
LCK341	Nitrite	0,015 - 0,6 mg/L NO ₂ -N	515 nm	Diazotation	EN ISO 26777, DIN 38405 D10
LCK339	Nitrate	0,23 - 13,5 mg/L NO ₃ -N	345 nm	2,6-diméthylphénol	ISO 7890-1-2-1986, DIN 38405 D9-2
LCK349	Phosphore total et orthophosphate	0,05 - 1,5 mg/L PO ₄ -P	880 nm	Bleu de phosphomolybdène	ISO 6878-1-1986, DIN 38405 D11-4

2.2.4- Analyse de la communauté phytoplanctonique

2.2.4.1- Observation et identification des taxons

Ces opérations ont été réalisées à l'Université Nangui Abrogoua au laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA) et au Muséum National d'Histoire Naturelle Paris (MNHN).

La communauté du phytoplancton a été observée entre lames et lamelles sous un microscope photonique de marque ZEISS AXIO10 muni d'une caméra associée à un ordinateur (Figure 17a). Les observations ont été faites d'abord au grossissement 100 pour une vue d'ensemble, puis au grossissement 400 pour plus de détails. Les taxons observés ont été mesurés puis photographiés pour une identification ultérieure.

L'identification des taxons a été effectuée à l'aide des travaux (clés et/ou description) de Couté & Iltis (1985), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991) et Billinger & Sigeo (2015).

2.2.4.2- Dénombrement des taxons

Le dénombrement a été réalisé au microscope inversé de marque Nikon ELWD0.3/OD75 (figure 17 b) selon la norme AFNOR 15204 qui reprend la méthode d'Utermöhl (1958), après une sédimentation dans des chambres à sédimentation de 10 mL.

Pour chaque chambre de sédimentation utilisée, un minimum de 30 champs sélectionnés aléatoirement a été compté, correspondant à au moins 400 unités de comptage (cellules, colonies ou filaments/trichomes). Les résultats ont ensuite été exprimés en biovolume ($\mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$). Dans le cas des Cyanobacteria coloniales *Microcystis*, deux catégories de colonies ont été considérées en fonction de leur diamètre ($<$ ou $>$ 200 μm). Le nombre moyen de cellules par catégorie a été estimé au microscope droit en comptant le nombre de cellules pour 30 colonies par catégorie après qu'elles aient été doucement écrasées entre les lames et les lamelles. Pour les Cyanobacteria filamenteuses, *Aphanizomenon*, *Raphidiopsis*, *Limnothrix*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* et *Pseudanabaena*, le comptage a pris en compte des longueurs de filaments de 100 μm . Le nombre moyen de cellules par filament de 100 μm a été estimé sous un microscope droit pour 30 filaments pour chacun de ces genres. Les biovolumes cellulaires moyens ont été calculés pour les genres de Cyanobacteria les plus abondantes dans la lagune Aghien (*Microcystis*, *Raphidiopsis*, *Limnothrix*, *Oscillatoria*, *Dolichospermum*) à partir de mesures effectuées sur 30 cellules par genre. Pour chacun des autres genres, des valeurs cellulaires standard définies dans le HELCOM PEG ont été utilisées (<http://www.ices.dk/marine-data/Vocabularies/Pages/default.aspx>).

2.2.4.3- Détermination de la chlorophylle *a*

Au laboratoire, un volume variable de l'échantillon, selon la charge en phytoplancton (généralement 250 ml), a été filtré sur membranes en fibres de verre (Wathman GF/C de porosité 1,2 µm). Après filtration, les filtres obtenus ont été placés dans des tubes de collecte de type Eppendorf® de 2 mL de capacité préalablement emballés avec du papier aluminium puis conservés au congélateur à -20 °C au Centre de Ressources Biologiques de l'IPCI pour les extractions prochaines de la chlorophylle *a*. Sur chaque tube sont marquées des informations suivantes : station et date de prélèvement, volume filtré et code l'échantillon.

Pour l'extraction de la Chlorophylle *a*, les filtres congelés ont été immergés dans 10 mL d'une solution d'acétone à 90% puis homogénéisés pendant une minute. Les tubes ont été placés au réfrigérateur (+ 4°C) à l'obscurité pour une durée de 24 heures.

Le lendemain, les différents extraits ont été centrifugés à 2000 tours / min pendant 15 min puis le surnageant obtenu a été transféré dans une cuve pour spectromètre de 1 cm de trajet optique et analysé par la méthode spectrophotométrie monochromatique décrite par Lorenzen (1967).

Les mesures ont été faites aux longueurs d'ondes suivantes : 665 (Chl-*a*) et 750 nm (particules) dans un premier temps sans acidification, puis après acidification (Aminot & Chaussepied, 1983). L'acidification permet de détruire la chlorophylle *a* sans détruire les autres phéopigments.

Les concentrations de chlorophylle *a* (chl-*a*) ont été calculées selon la formule de Lorenzen, 1967:

$$[\text{Chl-}a] (\mu\text{g.L-}1) = 26,7 (\text{E1} - \text{E2}) \times V / (l \times V)$$

E1= absorbance avant acidification (DO₆₆₅-DO₇₅₀) ; **E2**= absorbance après acidification (DO₆₆₅-DO₇₅₀) ; **V**: volume d'eau filtrée (mL) ; **V**: volume d'acétone (mL) ; **l**: longueur du trajet optique de la cuve (cm) ; **26,7** = A*K avec **A**: coefficient d'absorption de la chlorophylle et **K**: facteur de compensation de la réduction d'absorbance.

NB : L'acidification de l'extrait s'est faite avec 2 gouttes d'acide chlorhydrique à 5 % (v/v).

2.2.4.4- Caractérisation de la communauté phytoplanctonique

2.2.4.4.1- Fréquence d'occurrence

La fréquence d'occurrence ou l'occurrence consiste à relever le nombre d'apparition de l'espèce *i* dans les prélèvements à une station donnée (Dajoz, 2000). Ce nombre est exprimé en pourcentage du nombre total de relevés et donne des informations sur les espèces fréquemment

rencontrées dans un hydrosystème sans aucune indication sur l'importance quantitative des espèces rencontrées (Lauzanne, 1976). Elle a été calculée sur l'ensemble des données à l'aide de la formule suivante :

$$F = F_i/F_{tx} \times 100$$

Avec F_i = nombre de relevés contenant l'espèce i et F_t = nombre total de relevés effectués. Selon l'échelle proposée par Charbonnel *et al.* (1995), sur la base de la fréquence F , quatre groupes d'espèces sont distingués :

- I (75 - 100 %) - Espèces permanentes,
- II (50 - 74,9 %) - Espèces fréquentes,
- III (25 - 49,9 %) - Espèces occasionnelles,
- IV (0 - 24,9 %) - Espèces rares.

2.2.4.4.2- Diversité alpha (α)

La diversité alpha (diversité intrabiotope) représente la diversité des espèces mesurée au niveau d'un biotope déterminé de surface généralement limitée (site, ou écosystème). Elle est aussi dénommée diversité microcosmique (Ramade, 2008).

Elle s'applique en calculant par exemple la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon correspondant (Ramade, 2008).

Richesse spécifique

On entend par richesse spécifique le nombre total d'espèces d'un ou de plusieurs taxons présents dans une aire donnée. Il constitue un bon indicateur de la capacité d'accueil d'une station (Aliaume *et al.*, 1990). Un grand nombre d'espèces fait augmenter la diversité spécifique. Toutefois, cette méthode dépend de la taille des échantillons et ne considère pas l'abondance relative des différentes espèces. Sa valeur écologique est donc limitée (Travers, 1964).

Indice de diversité spécifique de Shannon-Wiener (H')

L'indice de Shannon (Shannon, 1948), aussi appelé indice de Shannon-Weaver ou Shannon-Wiener (H), est dérivé de la théorie de l'information.

Dans ce travail, (H') a permis d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre de genres et du biovolume des individus au sein de chacun de ces genres. L'indice de Shannon-Weaver a été estimé à l'aide du logiciel PAST (V3.24) (Hammer *et al.*, 2001).

La valeur de l'indice varie de 0 (un seul genre, ou bien un genre dominant très largement tous les autres) à $\log S$ (lorsque tous les genres ont même abondance) avec $\log S$ égale H' max et S le nombre total d'espèce (Grail & Coïc, 2006).

Il est fonction de la probabilité p_i de présence de chaque espèce i dans un ensemble d'individus. H' est exprimé en unités d'information par individu ou bits par individu.

H' se calcule selon la formule (1) :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \left(\log_2 \frac{n_i}{N} \right)$$

Où :

p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : $p_i = n_i/N$;

S = nombre total d'espèces ;

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

2.2.4.4.3- Diversité Béta (β)

L'analyse de la diversité bêta dans ce travail a été réalisée à l'aide du logiciel R avec le package betapart (Baselga & Orme, 2012).

La diversité correspond aux taux de remplacement des espèces le long d'un gradient (par exemple climat, spatial, altitude) au sein d'une région donnée (Whittaker, 1960 ; Marcon, 2017) et peut être considérée comme une mesure qui compare la diversité de l'inventaire à deux échelles différentes (diversité alpha et gamma) (Baselga, 2010). Selon Baselga & Orme (2012), cette diversité peut être également le résultat du renouvellement des espèces entre les sites (remplacement) et de la perte d'espèces d'un site à l'autre (nidification).

Dans ces cas, l'indice de dissimilarité de Sørensen (β_{sor}) est l'une des mesures les plus utilisées en raison de sa dépendance à la proportion d'espèces partagées entre deux communautés et de sa relation linéaire avec la diversité bêta de Whittaker (Diserud & Ødegaard, 2007). L'indice de dissimilarité de Sørensen (β_{sor}) est formulé comme suit :

$$(1) \quad \beta_{sor} = \frac{b+c}{2a+b+c},$$

où a est le nombre d'espèces communes aux deux sites, b le nombre d'espèces présentes dans le premier site mais pas dans le second et c le nombre d'espèces présentes dans le second site mais pas dans le premier.

La même partition additive peut être effectuée pour les mesures de dissimilitude de sites multiples, mais seulement si les indices de sites multiples sont formulés en termes de

composantes correspondantes comme des mesures par paires. Dans ce cas contraire, le renouvellement et la nidification ne peuvent être séparés.

Les mesures de dissimilitude de sites multiples (β_{SOR}) qui découle de la dissimilitude de Sørensen par paire compte à la fois du remplacement et de la nidification des espèces répond à l'équation suivante (Baselga, 2010):

$$(2) \quad \beta_{SOR} = \frac{\left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}{2 \left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}$$

Pour décrire le renouvellement spatial sans l'influence de la richesse, l'indice de dissimilarité de Simpson (β_{SIM}) est utilisé (Simpson, 1943 ; Lennon *et al.*, 2001) :

$$(3) \quad \beta_{SIM} = \frac{\left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right]}{\left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right]}$$

où S_i est le nombre total d'espèces dans le site i ,

S_T est le total nombre d'espèces dans tous les sites considérés ensemble,

b_{ij} et b_{ji} sont respectivement le nombre d'espèces exclusives aux sites i et j .

Ainsi $\left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]$ et $\left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right]$ sont les analogues multisites des b et c

les composantes correspondantes des mesures par paires, respectivement $\left[\sum_i S_i - S_T \right]$ est l'analogue du composant **a**.

La dissimilitude des sites multiples, qui ne tient compte que de la nidification, peut être obtenue par simple soustraction :

$$(4) \quad \beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$$

β_{NES} : Indice de dissimilarité multisites décrivant la nidification,

β_{SOR} : Indice de dissimilarité multisites de Sørensen

β_{SIM} : Indice de dissimilarité multisites de Simpson

2.2.4.4.4- Groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002)

Les regroupements fonctionnels considérés dans ce travail sont les groupes fonctionnels élaborés par Reynolds *et al.* (2002). A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, ces auteurs ont regroupé les espèces retrouvées fréquemment ensemble dans un

même milieu et partageant les mêmes exigences écologiques (Tableau IV). Ainsi, les genres dominants trouvés lors de la surveillance de la communauté phytoplanctonique dans la lagune Aghien ont été classés en groupes fonctionnels selon leurs similitudes écologiques et des caractéristiques du milieu. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les mêmes niveaux trophiques (richesse en nutriment...), les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité de la lagune (Reynolds *et al.*, 2002 ; Jacquet *et al.*, 2016). Les groupes sont dénommés sous le terme de codon. Chaque codon est formé d'une lettre ou d'une lettre avec un indice en lettre ou en chiffre (codon A, codon L_M, codon H1,...)

Tableau IV : Groupes fonctionnels de phytoplancton séparés par des traits (Reynolds *et al.*, 2002)

Codon	Habitat	Représentants typiques	Tolérances	Sensibilités
A	Lacs clairs, souvent bien mélangés, pauvres en base	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Carence en nutriments	Augmentation du pH
B	Petits et moyens lacs mésotrophes mélangés verticalement	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>Aulacoseira islandica</i>	Déficit de lumière	Augmentation du pH, épuisement du Si, stratification
C	Petits et moyens lacs mixtes et eutrophes	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Stephanodiscus rotula</i>	Déficiences de la lumière, C	Épuisement Si, stratification
D	Eaux turbides peu profondes et enrichies, y compris les rivières	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Courant d'eau	Appauvrissement en nutriments
N	Epilimnion des milieux mésotrophes	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Carence en nutriments	Stratification, augmentation du pH
P	Epilimnion des milieux eutrophes	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Lumière faible et déficience en C	Stratification, épuisement du Si
T	Epilimnion profonde et bien mélangée	<i>Geminella Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Déficit en lumière	Carence en nutriments
S1	Couches mixtes turbides	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	Conditions de luminosité très déficientes	Courant d'eau
S2	Couches mixtes peu profondes et turbides	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidiopsis</i>	Conditions de luminosité très déficientes	Courant d'eau
SN	couches mélangées chaudes	<i>Raphidiopsis Anabaena</i> <i>minutissima</i>	Conditions de luminosité très déficientes	Courant d'eau
Z	Couches claires et mixtes	Picoplancton du procaryote <i>Synechococcus</i>	Faible teneur en nutriments	Déficience lumineuse
X3	Couches peu profondes, claires et mixtes	<i>Koliella</i> , <i>Chrysooccus</i> picoplancton eucaryote	Stratification	Mélange, broutage
X2	Couches mixtes claires et peu profondes dans les lacs méso-eutrophes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	Stratification	Mélange, broutage
X1	Couches mixtes peu profondes dans des conditions enrichies	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> , <i>Monoraphidium</i>	stratification	Carence en nutriments, broutage
Y	Généralement dans les petits lacs enrichis	<i>Cryptomonas</i>	faible luminosité	phagotrophes !
E	Généralement dans les petits lacs oligotrophes, pauvres en bases ou des étangs hétérotrophes	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	Faible teneur en nutriments (recours à la mixotrophie)	Déficit en CO ₂

Tableau IV : suite et fin

Codon	Habitat	Représentants typiques	Tolérances	Sensibilités
F	Epilimnion clair	Chlorophytes coloniaux par exemple, <i>Botryococcus Pseudosphaerocystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lacustris</i>	Faible teneur en nutriments, forte turbidité	? Déficit en CO ₂
G	Couches peu profondes riche en nutriments	<i>Eudorina</i> , <i>Volvox</i>	Forte luminosité	Carence en nutriments
J	Lacs peu profonds et enrichis Etangs et les rivières	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Golenkinia</i> ,		Faible luminosité
K	Colonne mince, riche en nutriments	<i>Aphanothece</i> , <i>Aphanocapsa</i> ,		Brassage profond de la colonne d'eau
H1	Fixation d'azote,	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Fixation de l'azote à faible teneur en carbone	Brassage, faible luminosité, faible teneur en phosphore
H2	Fixation d'azote des grands lacs mésotrophes	<i>Anabaena lemmermanni</i> ; <i>Gloeotrichia echinulata</i>	Faible teneur en azote	Brassage, faible luminosité
U	Epilimnion d'été	<i>Uroglena</i>	Faible teneur en nutriments	Déficit en CO ₂
LO	Epilimnion d'été des lacs mésotrophes	<i>Peridinium</i> , <i>Woronichinia</i> , <i>Merismopedia</i>	Nutriments isolés	Mixage profond ou prolongé
LM	Epilimnion d'été, les lacs eutrophes	<i>Ceratium</i> , <i>Microcystis</i>	Pauvre en C	Mélange, faible stratification de la lumière
M	De petites couches mixtes des lacs eutrophes de basse latitude	<i>Microcystis</i> , <i>Sphaerocavum</i>	Grande ruissellement	Faible luminosité
R	Métalimnion des lacs mésotrophes, stratifiés	<i>P. rubescens</i> , <i>P. mougeotii</i>	Faible luminosité forte ségrégation	Instabilité
V	Métalimnion des lacs eutrophes stratifiés	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	Très faible luminosité	Instabilité
W1	Petits étangs biologiques	Eugénoïdes, <i>Synura</i> , <i>Gonium</i>	DBO élevée	Broutage
W2	Les lacs mésotrophes peu profonds	<i>Trachelomonas</i> de fonds	?	?
Q	Petits lacs humiques	<i>Gonyostomum</i>	Coloration élevée	?

2.2.5- Test de la performance d'une approche participative de surveillance

2.2.5.1- Choix des villages pour la mise en place de la surveillance citoyenne

Les villages de Débarcadère, Akandjé et Aghien-Télégraphe ont été choisis pour la mise en œuvre du suivi citoyen en raison de (i) leur situation géographique permettant une couverture satisfaisante de la lagune (Figure 24) et (ii) des autorités locales des trois villages qui ont accepté de participer à cette expérience.

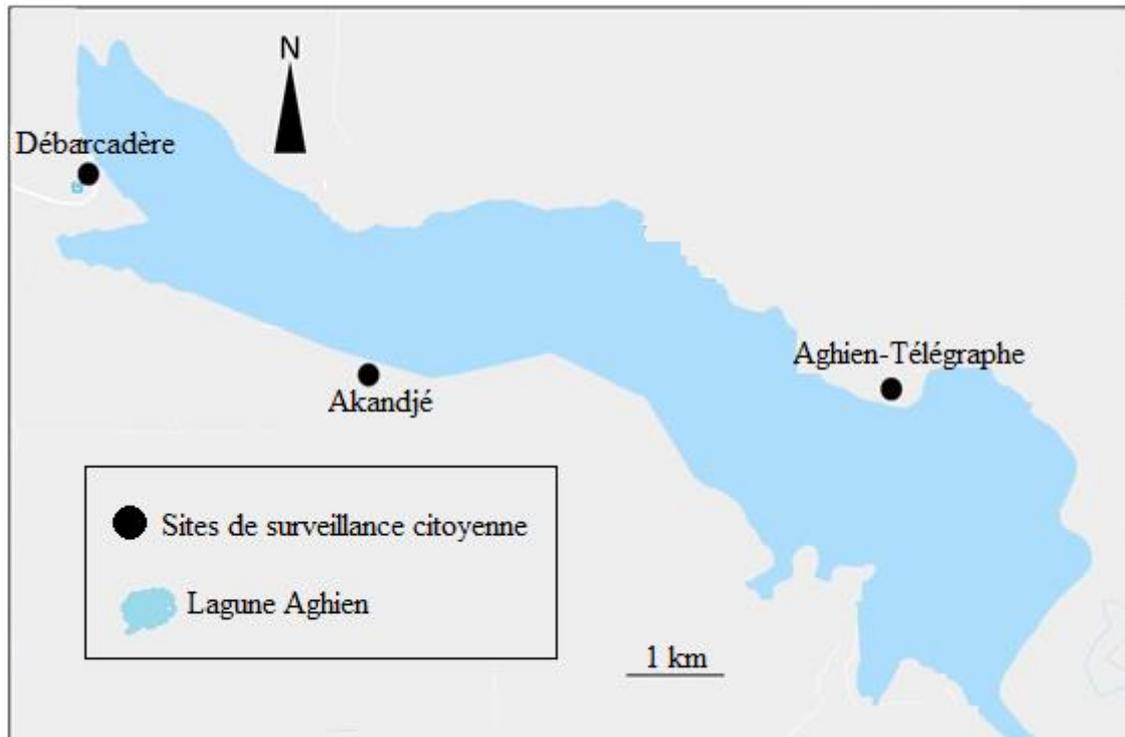


Figure 24 : Localisation des trois villages dans lesquels la surveillance citoyenne des Cyanobacteria a été mise en place.

2.2.5.2- Ingénierie sociale pour une surveillance participative de la qualité de l'eau

Selon les recommandations de Sturm *et al.* (2018), diverses actions ont été menées avec les populations locales dans le but de préparer, de conduire et d'assurer le suivi et enfin de rendre compte des résultats du suivi participatif dans les trois villages (Figure 25).

Le suivi participatif a bénéficié des enquêtes sociologiques menées dans le cadre du programme WaSAf au niveau des villages riverains pour mieux comprendre les pratiques et usages locaux liés à la lagune et à l'organisation sociale locale. Des réunions et des entretiens avec les chefs de communautés et de chefferies locales et avec les habitants des trois villages ont permis de mieux comprendre leurs préoccupations concernant l'état écologique de la lagune et l'intérêt local pour le suivi des Cyanobactéries. Après avoir choisi les trois villages

concernés, des groupes de discussion ont également été organisés avec l'objectif plus spécifique d'identifier les opportunités et les contraintes de la mise en œuvre d'un suivi participatif. Dans chacun des trois villages, trois groupes de discussion différents ont été constitués avec des catégories sociales homogènes en fonction du sexe et de l'âge (femmes, hommes et jeunes), comprenant entre 7 et 12 participants. Ces groupes de discussion ont permis de trouver un langage commun entre les scientifiques et la population locale, de mieux définir le questionnaire dans l'application mobile et de susciter l'enthousiasme des participants à collaborer.

Des groupes de discussion ont également été organisés pour présenter et tester des applications mobiles sur les téléphones portables avec les volontaires et expliquer son utilisation. Des dépliants expliquant cette utilisation ont été distribués aux participants afin d'encourager une large participation. Pour une garantie des données régulières sur la qualité de l'eau de la lagune, une personne, désignée comme sentinelle, a été choisie dans chaque village par les chefferies traditionnelles. Dans le premier village, la sentinelle était un enseignant, dans le deuxième village, c'était le représentant des jeunes et dans le troisième village, le chef du village a été choisi. Chaque sentinelle est équipée d'un téléphone portable fourni par le programme WaSAf et est encouragée à prendre au moins une photo par semaine de la lagune, toujours au même endroit (choisi avec l'équipe de recherche). La sentinelle est également chargée de faciliter la participation des autres membres de la communauté désireux de participer à la surveillance (en les aidant à installer et à utiliser l'application Epicollect 5, en leur expliquant l'intérêt de la surveillance, etc.)

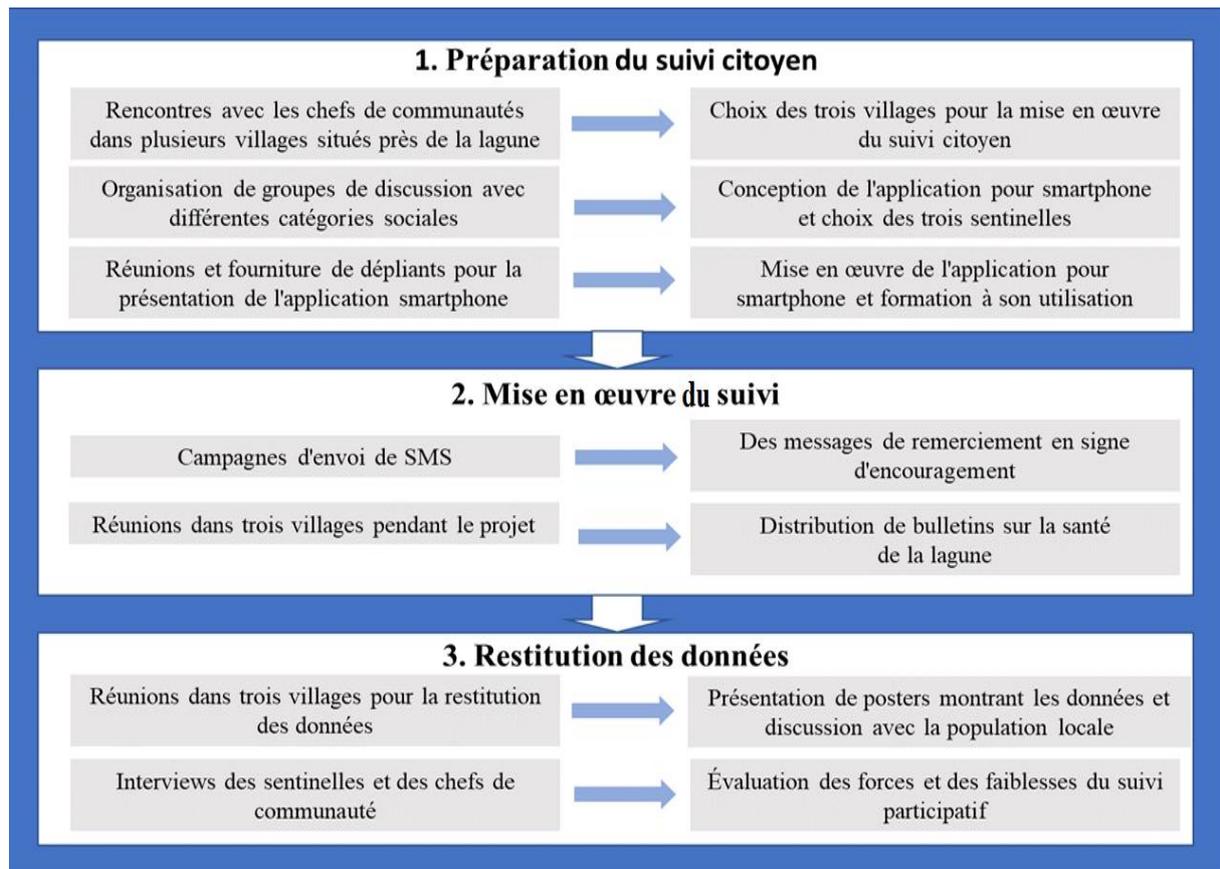


Figure 25 : Vue d'ensemble des différentes étapes de la mise en place du suivi citoyen des Cyanobacteria.

2.2.5.3- Protocole d'utilisation de l'application Epicollect 5

L'accès généralisé aux services de téléphonie mobile dotés de systèmes d'information géographique (SIG) crée de nouvelles possibilités de collecte, d'accès et de partage des données dans le monde entier (Silvertown, 2009 ; Brovelli *et al.*, 2016 ; Mazumdar *et al.*, 2018). Selon les données de la Banque mondiale (2012), l'accès aux réseaux cellulaires a atteint 90 % dans de nombreux pays africains, alors que l'accès à l'eau potable n'est que d'environ 86 % et l'accès à l'assainissement est proche de 60 %. Par conséquent, l'utilisation d'une application pour smartphone semble être un bon outil pour impliquer les communautés locales dans le suivi participatif. Ainsi une application pour smartphone a été adaptée aux besoins spécifiques du suivi. Ce programme informatique fait partie de la plateforme de collecte de données Epicollect 5 (<https://five.epicollect.net/>). Cette solution a permis de générer des questionnaires dédiés aux projets et la collecte de données géoréférencées qui pourraient être affichées par une application web sous forme de cartes, tableaux et graphiques.

Dans le cadre du projet WaSAf (Figure 26), les utilisateurs ont rempli un court questionnaire demandant la présence (i) d'une couleur verte de l'eau et d'une masse visible d'algues en suspension dans l'eau, (ii) de traces de contamination par du carburant, (iii) de poissons morts, (iv) d'une accumulation de déchets et/ou s'ils n'avaient rien à signaler ou s'ils souhaitaient ajouter d'autres observations. Pour chaque questionnaire, il a été demandé aux utilisateurs de mettre à jour leur géolocalisation et d'ajouter une image s'ils le souhaitaient. Les utilisateurs pouvaient également fournir leur numéro de téléphone. Ces informations facultatives pouvaient être utilisées par l'équipe du projet pour les contacter afin de leur demander plus de données ou de leur fournir un retour d'information (deux campagnes de SMS ont été envoyées). A la fin de chaque questionnaire, les données ont été enregistrées et envoyées sur le site web si une connexion internet est disponible. S'il n'y a pas de connexion internet, les données enregistrées pouvaient être envoyées ultérieurement. Dès qu'un questionnaire est envoyé, les données sont disponibles en ligne. Toutes les données collectées dans le cadre de ce projet sont disponibles sur le site web du projet <https://five.epicollect.net/project/wasaf>.

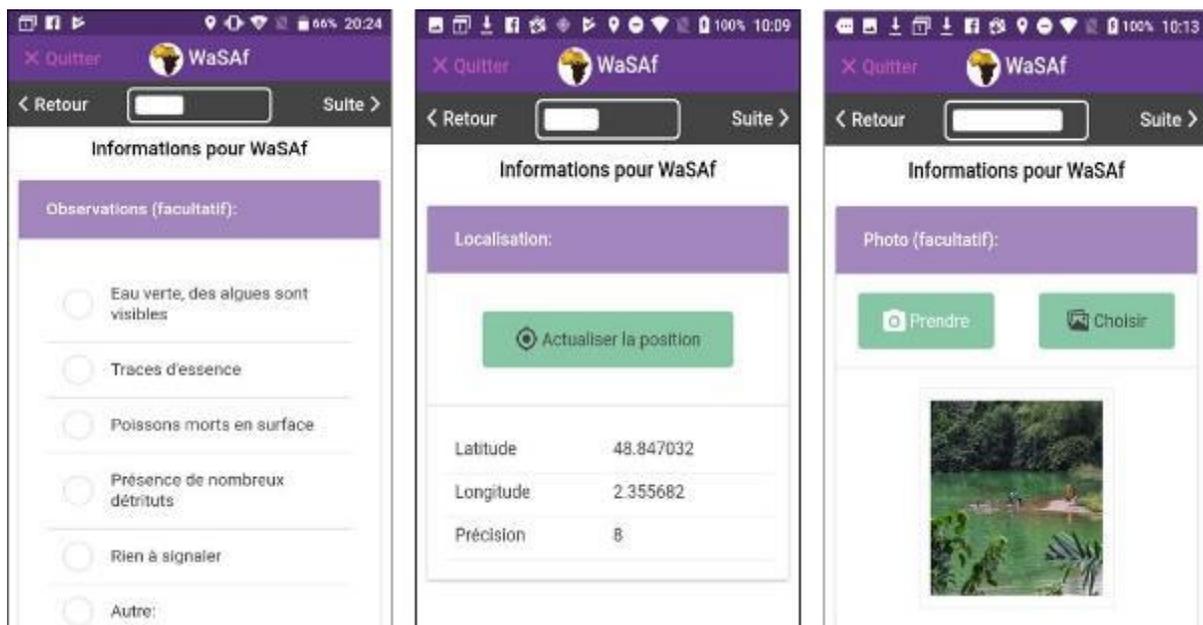


Figure 26 : Captures d'écran de l'application pour smartphone Epicollect5 avec le projet WaSAf.

2.2.6- Traitements statistiques

2.2.6.1- Analyses univariées

- **Test Kruskal-Wallis**

Ce test non paramétrique a permis de tester la variance des paramètres physicochimiques et biologiques entre les différentes stations de prélèvement et entre les différentes saisons. Ce test est significatif pour une valeur de la probabilité inférieure à 0,05 ($p < 0,05$). Le logiciel PAST (3.24) (Hammer *et al.*, 2001) a été utilisé pour cette analyse.

- **Test de Wilcoxon**

Il a été utilisé pour voir la distribution spatiale des biovolumes du phytoplancton dans la lagune Aghien. Ce test non paramétrique a été réalisé à l'aide du logiciel XLStat (V2.01).

- **Test de permutation**

Il a permis de vérifier la significativité entre les valeurs de l'indice de Shannon et le biovolume du phytoplancton avec le logiciel PAST 3.24 (Hammer *et al.*, 2001).

2.2.6.2- Analyses multivariées

- **Analyse en Composantes Principales (ACP)**

Elle a été réalisée à partir du logiciel PAST 3.24 (Hammer *et al.*, 2001) pour la différenciation abiotique et l'ordination des stations en fonction des paramètres physicochimiques. Cette analyse consiste à transformer des variables liées entre elles (dites « corrélées » en statistique) en nouvelles variables décorrélatées les unes des autres. Ces nouvelles variables sont nommées « composantes principales », ou axes principaux. Elle permet au praticien de réduire le nombre de variables et de rendre l'information moins redondante (Kouani *et al.*, 2007).

- **Analyse canonique des correspondances (ACC)**

L'ACC (Legendre & Legendre, 1998) est une analyse des correspondances d'une matrice site / espèce où chaque site a donné des valeurs pour une ou plusieurs variables environnementales. Les axes d'ordination sont des combinaisons linéaires des variables environnementales. Il est donc un exemple d'analyse directe de gradient, où le gradient des variables environnementales est connu a priori et où les abondances (ou présence/absences) des espèces sont considérées comme une réponse à ce gradient. Chaque site doit occuper une ligne dans le tableur.). Cette analyse a permis de faire les corrélations entre le biovolume des taxons pendant les 17 mois d'échantillonnage au niveau de la lagune Aghien et les paramètres environnementaux à l'aide du logiciel XLStat (V2.01).

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1- SUIVI SPATIOTEMPOREL DE LA COMMUNAUTE DU PHYTOPLANCTON EN RELATION AVEC LES PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX DANS LA LAGUNE AGHIEN.

3.1.1- Résultats

3.1.1.1- Caractéristiques physicochimiques de la lagune Aghien

3.1.1.1.1- Variations spatiotemporelles des paramètres physicochimiques

La figure 27 illustre les variations spatiotemporelles de la température, de la turbidité et de l'oxygène dissous au niveau de la lagune Aghien pendant l'étude.

Les valeurs de la température enregistrées ont varié dans l'ordre de 25,94°C à 32,81°C pour une moyenne de 29,13°C \pm 1,65. Ce paramètre a été plus faible à la station 6 plus élevé à la station 1. Au niveau temporelle, les eaux de lagune ont été moins chaudes pendant la période de juin à août 2017 et plus chaudes pendant les périodes de janvier à avril 2017 et 2018 avec des valeurs élevées dans le mois de mars 2017.

Concernant la turbidité, les valeurs ont fluctué de 4,54 NTU à 360 NTU. La moyenne a été de 45,84 NTU \pm 50,43. Au niveau spatiale, la minimale a été enregistrée à la station 4 et la maximale à la station 6. A l'échelle temporelle, les plus faibles valeurs ont été enregistrées de janvier à mars des années 2017 et 2018, par contre d'avril à juin 2017 qui constitue une période de grandes pluies, la lagune a été plus turbide surtout pendant le mois de juin 2017.

Quant à l'oxygène dissous, il a fluctué de 2,74 mg.L⁻¹ à 11,27 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 45,84 6,43 mg.L⁻¹ \pm 2,04. La valeur la plus faible a été observée station 1 en février 2017 et la plus élevée a été mesurée station 2 en avril 2017.

A part la température qui n'a pas varié significativement au niveau des stations (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$), tous les autres paramètres mesurés ont présenté des variations spatiotemporelles très significatives (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,005$)

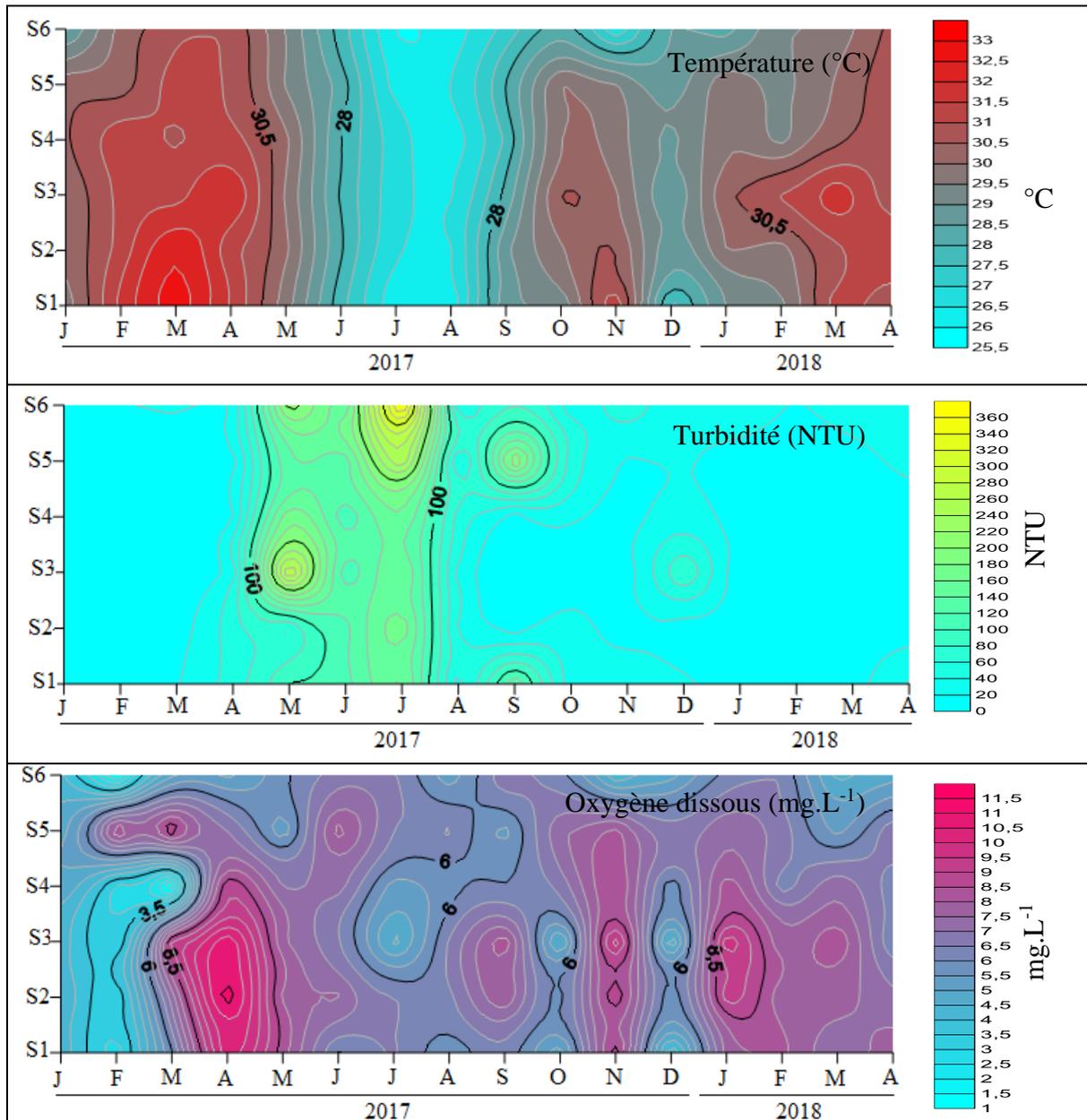


Figure 27 : Variations spatiotemporelles de la température, de la turbidité et de l'oxygène dissous au niveau de la lagune.

La figure 28 présente les fluctuations spatiale et temporelle des principales variables chimiques (azote total, ammonium, nitrate, phosphore total et phosphore réactif dissous).

Les concentrations moyennes d'azote total et de phosphore total se situaient respectivement entre $1,52 \pm 0,4$ et $2,94 \pm 0,3$ mg.L⁻¹ et entre $0,14 \pm 0,01$ et $0,56 \pm 0,36$ mgP.L⁻¹. Ces concentrations ont été minimales en décembre 2017 et plus et maximales en juin 2017. Le rapport Ntot./Ptot estimé sur les valeurs massiques a été toujours ≥ 7 avec une valeur moyenne minimale de 7 ± 2 en mai 2017 et maximale de 14 ± 6 dans les mois de janvier 2017 et 2018.

Au cours de la période du suivi de fortes variations ont été constatées dans les périodes de précipitations avec une faible amplitude en janvier (19 mm) et deux pics qui ont lieu en juin

(566 mm) et en octobre 2017 (386 mm). Une corrélation positive a été observée entre les concentrations des nutriments et les valeurs des précipitations avec des coefficients de détermination de $R^2 = 0,5$ ($P < 0,001$) pour l'azote et de $R^2 = 0,7$ ($P < 0,0001$) pour le phosphore total (tableau V). Les deux pics de précipitations (en juin et octobre 2017) ont joué un rôle majeur dans la charge en azote total et phosphore total dans la lagune. En effet, les stations d'échantillonnage 5 et 6 (sous l'influence de la rivière Mé) ont affiché les plus fortes concentrations de phosphore total pendant les pics de précipitations. En plus le phosphore réactif dissous (PRD) a représenté environ 23 % et 26 % de la phosphore total respectivement en juin et octobre 2017.

Concernant les concentrations d'azote total, elles ont été plus homogènes dans les différentes stations d'échantillonnage pendant les pics de précipitations. Des processus d'ammonification et de nitrification ont été également visibles dans la lagune, respectivement par (i) l'augmentation des concentrations d'ammonium en juillet 2017, juste après le premier pic de précipitation, puis (ii) sa diminution et l'augmentation de celle des nitrates en août 2017.

Enfin, la figure 28 révèle que les faibles plus valeurs du rapport N_{tot}/P_{tot} ont été relevées pendant les périodes de précipitations.

En examinant les données disponibles pour la station d'échantillonnage 3 (figure 29), qui est située à l'extérieur du transect, près de la rive, il apparaît que la charge en azote total est plus élevée dans cette localité de la lagune.

Tableau V : Régression en relation les nutriments (azote total et Phosphore total) et la pluviométrie dans la lagune Aghien.

t = coefficient de régression ; R^2 = coefficient de détermination ; p = probabilité.

Nutriments		t	R^2	p
Azote total	Pluviométrie	4,2	0,5	<0,001
Phosphore total	Pluviométrie	6,2	0,7	<0,0001

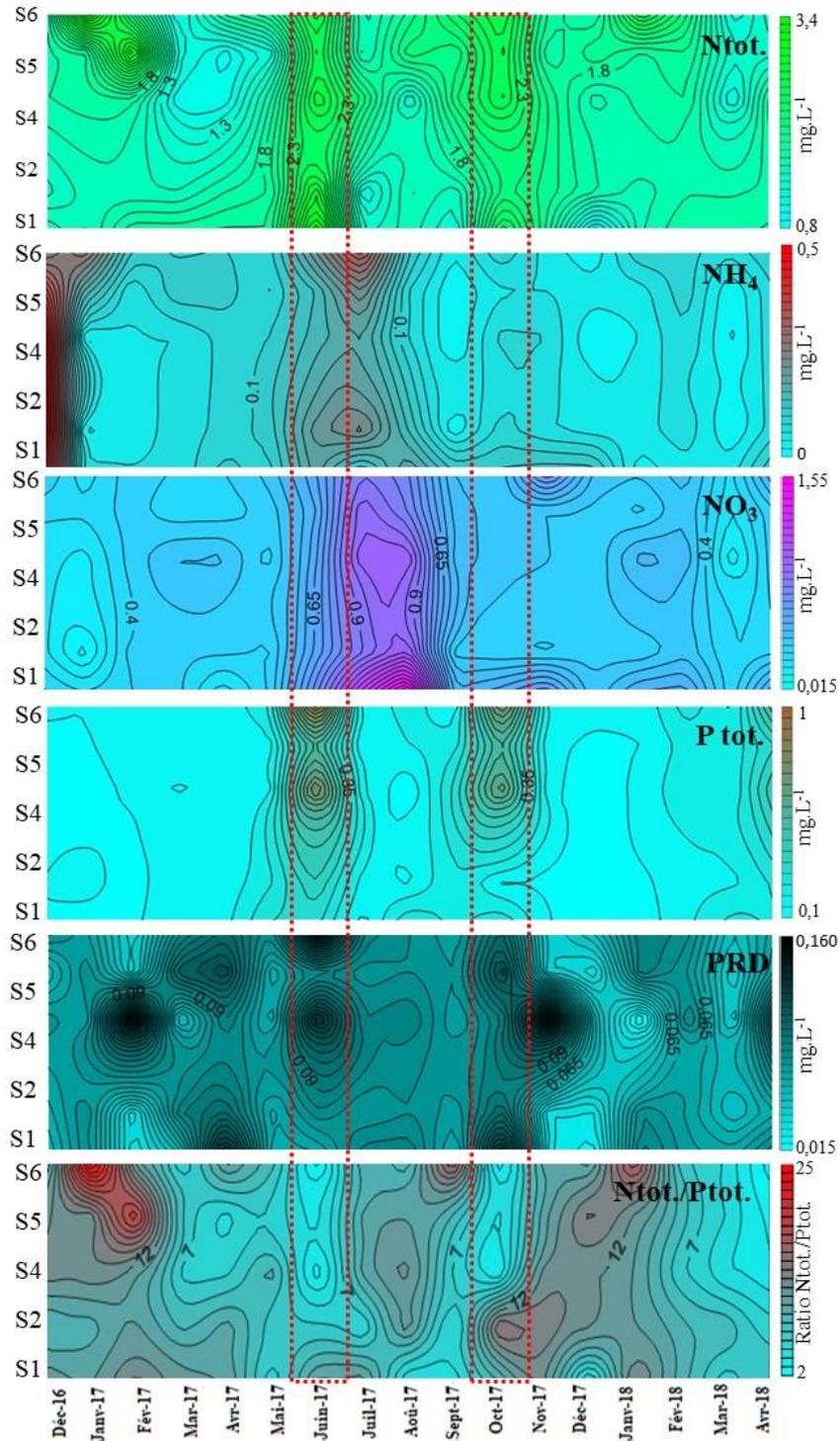


Figure 28 : Variations spatotemporelles des concentrations de nutriments au cours des 17 mois de surveillance de la lagune Aghien.

Seuls les points d'échantillonnage situés sur le transect ont été pris en compte dans cette figure. N tot.= Azote total ; P tot.= Phosphore total ; PRD = Phosphore réactif dissous. Les rectangles en pointillés rouges correspondent aux deux pics de précipitations.

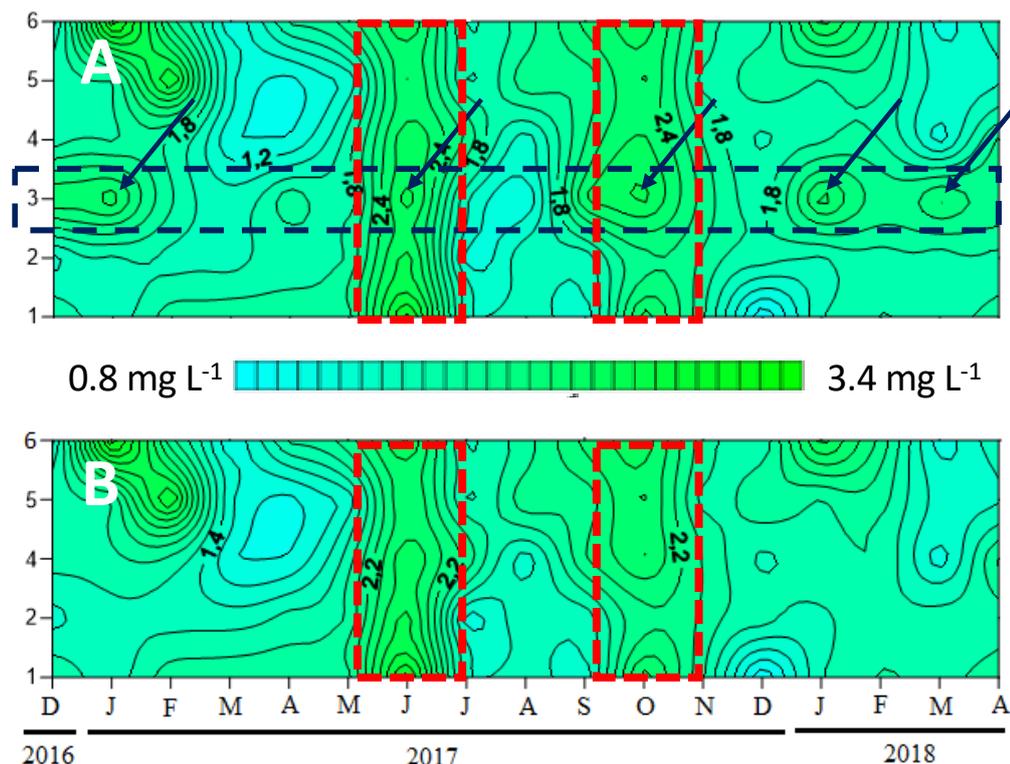


Figure 29: Variations des concentrations de l'azote.

A : dans les six stations de prélèvement, y compris la station 3 (encadrée en bleu) située près du rivage ; B : dans les cinq stations de prélèvement situées le long du transect sans la station 3. Les flèches bleues indiquent des concentrations élevées de l'azote. Les rectangles en pointillés rouges correspondent aux deux pics de précipitations.

3.1.1.1.2- Différenciation abiotique mensuelle

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur les valeurs moyennes mensuelles des variables environnementales (Figure 30). Cette analyse révèle que le premier axe de l'analyse qui affiche plus de 88 % de l'inertie totale, est associé aux précipitations, tandis que le second axe (11,4 % de l'inertie) est associé à la turbidité. Les autres variables environnementales (concentrations de nutriments et température) ont une contribution moins importante dans cette analyse. Trois groupes de dates différentes peuvent être distingués le long du premier axe de l'analyse. Le premier contient les dates d'échantillonnage survenant lors des deux pics de précipitations (précipitations > 200 mm mois⁻¹). Le deuxième, qui a été centré autour de la valeur zéro de l'axe 1, contient les dates d'échantillonnage caractérisées par des valeurs de précipitations intermédiaires (100 mm < précipitations < 200 mm. mois⁻¹). Enfin, le dernier groupe, situé du côté négatif de l'axe 1, contient les dates d'échantillonnage caractérisées par des valeurs de précipitations faibles (précipitations < 100 mm mois⁻¹). La même structure en trois blocs de dates d'échantillonnage en fonction des valeurs de

précipitations a été obtenue en utilisant pour l'ACP, les données brutes obtenues à chaque date dans chaque station d'échantillonnage.

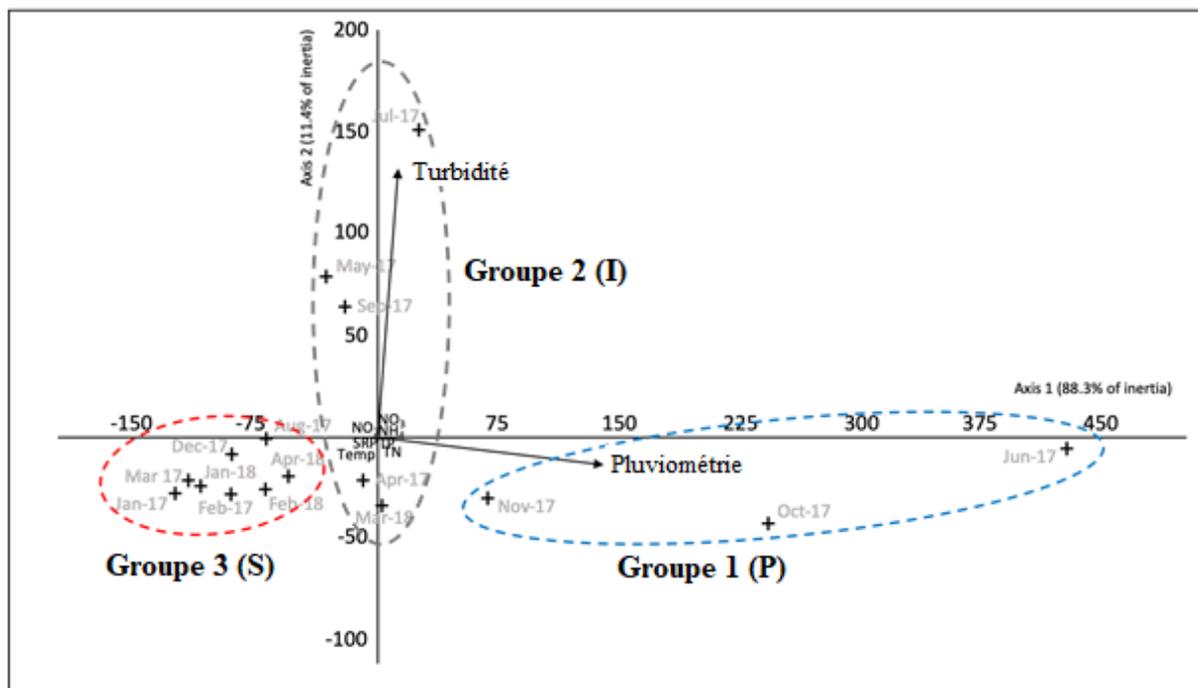


Figure 30: Analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs mensuelles moyennes des variables environnementales.

P = période de pluie ; I = période intermédiaire ; S = période sèche).

3.1.1.1.3- Profils verticaux de la température et de l'oxygène dissous

Les figures 31 et 32 présentent les variations des profils verticaux de la température de l'eau et des concentrations en oxygène dans la colonne d'eau de la lagune d'Aghien.

Le profil vertical de la température (Figure 31) indique deux couches thermiques importantes dans la colonne d'eau en fonction de la période d'échantillonnage avec une thermocline observée à deux mètres de profondeur. Une couche de surface (0 à 2 m) qui a affiché des valeurs plus élevées et une couche de profondeur (2 à 9 m). Les différences thermiques entre ces deux couches varient de 1 à 3 °C surtout au niveau des stations les plus profondes (station 2 et station 4). Il n'y a pas eu de thermocline observée dans la colonne d'eau pendant les campagnes de juillet et août 2017.

En concordance avec la stratification thermique de la colonne d'eau, une diminution significative de la concentration en oxygène dissous de la surface au fond a été observée (Figure 32). Cette chute de concentration a conduit parfois à une hypoxie voire une anoxie au fond de la lagune surtout pour les deux stations d'échantillonnage les plus profondes (stations 2 et 4).

Dans ces stations, l'anoxie a été observée de janvier à avril, la période la plus chaude (Figure 27). Une différence très significative a été observée entre la concentration en oxygène dissous de la surface et celle du fond (Kruskal-Wallis ; $p < 0,005$).

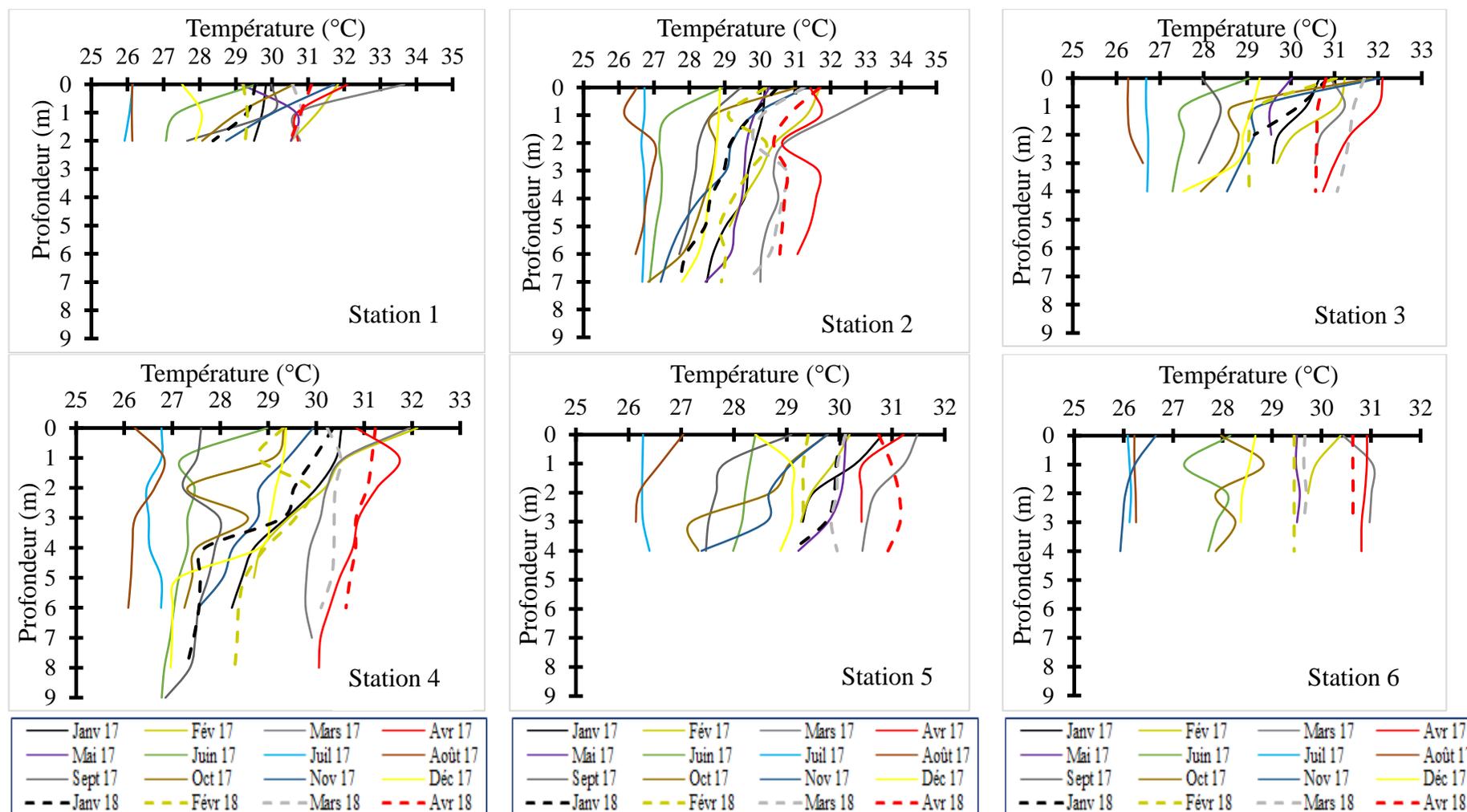


Figure 31: Profils verticaux de température de l'eau au niveau des six stations d'échantillonnage de janvier 2017 à avril 2018

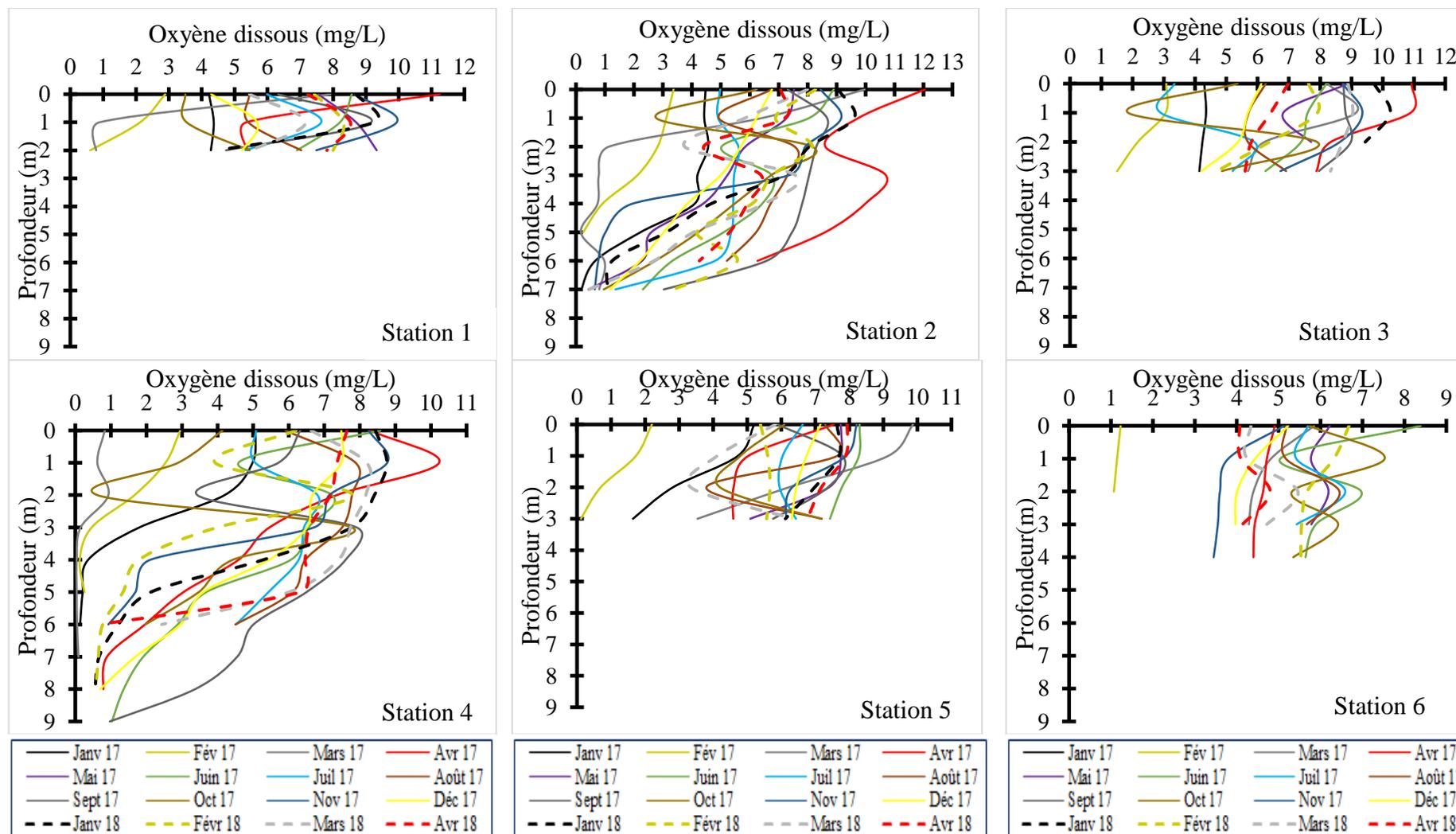


Figure 32 : Profils verticaux des concentrations d'oxygène dissous dans les six stations d'échantillonnage de janvier à avril 2018

3.1.1.2- Structure de la communauté phytoplanctonique

Un total de 52 genres répartis en 10 ordres et 5 embranchements a été inventorié (Tableau VI). Les embranchements concernent les Cyanobacteria, les Chlorophyta, les Bacillariophyta, les Euglenophyta et les Dinophyta.

Les Chlorophyta ont été les plus diversifiées avec 22 genres soit 43 %. Cet embranchement a été ainsi plus représenté (44,4 %) à la station 6, et moins prédominant à la station 2 (40,5 %). Ensuite viennent les Cyanobacteria avec 15 genres (29 %) dont le plus grand pourcentage a été observé à la station 4 avec 31,3 % et le plus petit à la station 3 avec 26,7 %. Les Bacillariophyta qui ont renfermé 9 (16 %) genres, ont été plus diversifiées à la station 3 avec 20 % du phytoplancton échantillonné et moins diversifiées à la station 6 avec 13,3 %. Les Euglenophyta représentés par 5 genres soit 10 % des taxons totaux ont été mieux représentées à la station 6 (11,1 %) et peu représentées à la station 5 avec 8,2 %. Avec 1 genre (2 %), les Dinophyta ont été les moins diversifiées au niveau de la lagune Aghien.

Par ailleurs, l'inventaire du phytoplancton au niveau des six stations a montré que les stations 4 et 5 sont les plus diversifiées avec respectivement 48 et 49 genres. Ensuite vient la station 1 où 46 genres ont été inventoriés. De façon respective, 45 et 43 genres ont été observés au niveau des stations 3 et 6. La station 2 a été la moins diversifiée avec 42 genres inventoriés. Une forte similitude a été observée en termes de phytoplancton au niveau de la lagune avec un total de 35 soit 68,7 % des genres communs à toutes les stations d'échantillonnage.

La fréquence d'apparition des 52 genres de phytoplancton (tableau VI) dans les différentes stations d'échantillonnage de la lagune Aghien a permis de ranger les taxons en quatre catégories : les permanents, les fréquents, les occasionnels et les rares. Parmi ces genres inventoriés, 11 ont été permanents dans au moins quatre stations, au sein desquels ont été répertoriées cinq Cyanobacteria (*Raphidiopsis*, *Dolichospermum*, *Limnothrix* et *Microcystis*, *Oscillatoria*), deux Chlorophyta (*Scenedesmus* et *Staurastrum*), deux Bacillariophyta (*Aulacoseira* et *Nitzschia*), un appartenant aux Euglenophyta (*Trachelomonas*) et un Dinophyta (*Peridinium*). En plus, 9 genres fréquents, 12 occasionnels et 20 rares ont été également retrouvés dans les stations échantillons.

Ainsi au niveau de la station 1, 11 genres permanents ont été enregistrés, contre 9 fréquents, 12 occasionnels et 20 rares. A la station 2, 11 genres ont été permanents, 8 genres ont été apparus de façon fréquente, 14 occasionnels et 19 rares. En ce qui concerne la station 3, 11 genres ont été permanents pour 9 genres fréquents, 10 occasionnels et 22 rares. La station 4 a présenté 10 genres permanents, 10 genres fréquents, 8 genres occasionnels et 22 rares. Quant à la station 5, 11 genres permanents, 8 fréquents, 13 occasionnels et 20 rares ont été

dénombrés. Dans la station 6, 11 genres permanents avec 9 fréquents, 11 occasionnels et 21 occasionnels ont été enregistrés.

Tableau VI : Liste des genres répertoriés dans les différentes stations de la lagunes Aghien et leurs pourcentages d'apparition.

% P = pourcentage de présence ; Oc. = Occurrence. P = Permanent ; F = Fréquent ; O = Occasionnel ; R = Rare.

Taxons	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 5		Station 6	
	% P	Oc.										
CYANOBACTERIA												
Chroococcales												
<i>Aphanocapsa</i>	71	F	71	F	71	F	76	F	76	P	82	P
<i>Aphanothece</i>	12	R	0	R	0	R	41	O	12	R	0	R
<i>Chroococcus</i>	65	F	24	R	24	R	76	P	29	O	41	O
<i>Merismopedia</i>	29	O	0	R	0	R	6	R	6	R	12	R
<i>Microcystis</i>	100	P										
Hormogonales												
<i>Aphanizomenon</i>	47	O	35	O	18	R	29	O	24	R	29	O
<i>Raphidiopsis</i>	100	P										
<i>Dolichospermum</i>	65	F	65	F	53	F	88	P	65	F	59	F
<i>Limnothrix</i>	100	P										
<i>Lyngbya</i>	35	O	18	R	0	R	59	F	6	R	6	R
<i>Oscillatoria</i>	82	P	71	F	59	F	71	F	59	F	59	F
<i>Planktothrix</i>	47	O	24	R	53	F	59	F	41	O	35	O
<i>Pseudanabaena</i>	0	R	0	R	6	R	24	R	12	R	12	R
EUGLENOPHYTA												
Euglenales												
<i>Euglena</i>	29	O	35	O	12	R	24	R	18	R	47	O
<i>Lepocinclis</i>	24	R	29	O	35	O	12	R	29	O	47	O
<i>Phacus</i>	47	O	35	O	53	F	24	R	65	F	59	F
<i>Strombomonas</i>	6	R	0	R	0	R	0	R	0	R	12	R
<i>Trachelomonas</i>	88	P	100	P	100	P	94	P	100	P	100	P
CHLOROPHYTA												
Desmidiiales												
<i>Closterium</i>	47	O	53	F	59	F	59	F	47	O	29	O
<i>Cosmarium</i>	18	R	35	O	24	O	24	R	24	R	18	R
<i>Euastrum</i>	12	R	12	O								
<i>Staurastrum</i>	100	P	82	P	88	P	94	P	100	P	94	P
<i>Staurodesmus</i>	18	R	35	O	24	R	29	O	24	R	24	R
Volvocales												
<i>Eudorina</i>	12	R	29	O	24	R	0	R	24	R	47	O
<i>Golenkina</i>	0	R	0	R	0	R	6	R	12	R	12	R

Tableau VI : Suite et fin

Taxons	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 5		Station 6	
	% P	Oc.										
CHLOROPHYTA												
Chlorellales												
<i>Actinastrum</i>	29	O	29	O	35	O	24	R	29	O	41	O
<i>Crucigenia</i>	29	O	76	P	53	F	41	O	47	O	76	P
<i>Crucigeniella</i>	41	O	0	R	29	O	24	R	65	F	6	R
<i>Dictyosphaerium</i>	82	P	47	O	76	P	65	F	65	F	59	F
<i>Micractinium</i>	12	R	0	R	6	R	12	R	6	R	18	R
<i>Oocystis</i>	65	F	59	F	29	O	41	O	29	O	41	O
Chlorococcales												
<i>Ankistrodesmus</i>	47	O	41	O	12	R	47	O	29	O	24	R
<i>Coelastrum</i>	47	O	76	P	65	F	47	O	59	F	65	F
<i>Kirchneriella</i>	6	R	0	R	0	R	6	R	0	R	0	R
<i>Monoraphidium</i>	65	F	35	O	47	O	59	F	47	O	47	O
<i>Pediastrum</i>	71	F	65	F	47	O	53	F	41	O	53	F
<i>Scenedesmus</i>	100	P	100	P	94	P	100	P	82	P	100	P
<i>Tetraedron</i>	24	R	47	O	29	O	12	R	18	R	6	R
<i>Tetrastrum</i>	6	R	18	R	12	R	0	R	6	R	24	R
<i>Treubaria</i>	0	R	0	R	0	R	12	R	29	O	0	R
BACILLARIOPHYTA												
Centrales												
<i>Aulacoseira</i>	100	P	76	P	88	P	82	P	82	P	100	P
<i>Cyclotella</i>	71	F	35	O	41	O	82	P	53	F	65	F
<i>Melosira</i>	41	R	41	O	29	O	41	O	41	O	71	F
<i>Rhizosolenia</i>	6	R	6	R	6	R	6	R	6	R	0	R
Pennales												
<i>Eunotia</i>	0	R	6	R	12	R	0	R	0	R	24	R
<i>Navicula</i>	0	R	6	R	18	R	6	R	12	R	0	R
<i>Nitzschia</i>	100	P	94	P	94	P	100	P	100	P	82	P
<i>Tabellaria</i>	6	R	0	R	18	R	12	R	35	O	0	R
<i>Ulnaria</i>	71	F	71	F	82	P	65	F	59	F	59	F
DINOPHYTA												
Peridinales												
<i>Peridinium</i>	100	P	88	P	100	P	100	P	88	P	100	P

3.1.1.3- Dynamique du peuplement phytoplanctonique

3.1.1.3.1- Variations spatiotemporelles des biovolumes de la communauté phytoplanctonique

Les biovolumes des communautés phytoplanctoniques ont été faibles à la station 2 avec une valeur de $3,6 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ et plus élevés à la station 1 ($6,0 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$). Au niveau temporel, les valeurs de biovolume les plus élevées ont été observées pendant la saison sèche et en début de saison pluvieuse, en particulier en février-mars 2017 et en août 2017 et février 2018 (Figure 34A). En comparant les valeurs des périodes de décembre à avril des années 2017 et 2018, il apparaît également que ces valeurs de biovolume étaient nettement différentes, car elles étaient beaucoup plus élevées pendant la première période.

Au niveau de la distribution spatiale des biovolumes de phytoplancton, seule la station 1 a affiché une différence significative (test de Wilcoxon ; $p < 0,05$) avec les stations 2, 5 et 6. Les valeurs de biovolumes phytoplanctoniques les plus élevées ont été enregistrées à cette station pendant le pic de biovolume en février ($1,23 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$) et mars 2017 ($1,07 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$) (Figure 33). De grandes variations ont été observées dans la distribution des biovolumes de phytoplancton dans la lagune d'un point d'échantillonnage à l'autre.

Relativement aux différents groupes qui composent le peuplement (Figure 34B), les Dinophyta ont présenté des biovolumes importants ($9,5 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$) soit 34,7 % des taxons échantillonnés avec le genre dominant *Peridinium*. Ce genre a été plus représenté à la station 1 avec un biovolume de $2,5 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$. Cet embranchement a été secondé par celui des Cyanobacteria qui représente plus de 26,3 % des taxons recensés avec un biovolume de $7,2 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$. Les genres *Raphidiopsis*, *Limnothrix*, *Oscillatoria* et *Microcystis* sont apparus la plus abondante dans cet embranchement. Avec un biovolume de $1,6 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$, la station 4 a été le secteur où les Cyanobacteria se sont plus développées. Pour un biovolume de $4,5 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ soit 16,5 % du biovolume total, les Chlorophyta ont occupé la troisième place avec une présence élevée des genres *Pediastrum*, *Scenedesmus* et *Staurastrum*. Ces genres se sont plus exprimés à la station 1 avec un biovolume de $9,9 \text{ E}+07 \mu\text{m}^3/\text{mL}$. Concernant les Bacillariophyta et les Euglenophyta, leurs biovolumes ont été respectivement de $4,1 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (15 %) et $2,1 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (7,6 %). Au niveau spatial, la station 6 a regorgé plus de Diatomées ($1,2 \text{ E}+08 \mu\text{m}^3/\text{mL}$) et d'Euglenophyta que les autres stations. Le genre *Aulacoseira* est apparu le plus abondant chez les Bacillariophyta. Quant aux Euglenophyta, les *Trachelomonas* ont été quantitativement les plus élevées. Les pics de biovolumes ont été

principalement associés à une augmentation des biovolumes de Dinophyta, de Cyanobacteria et, dans une moindre mesure, de Bacillariophyta.

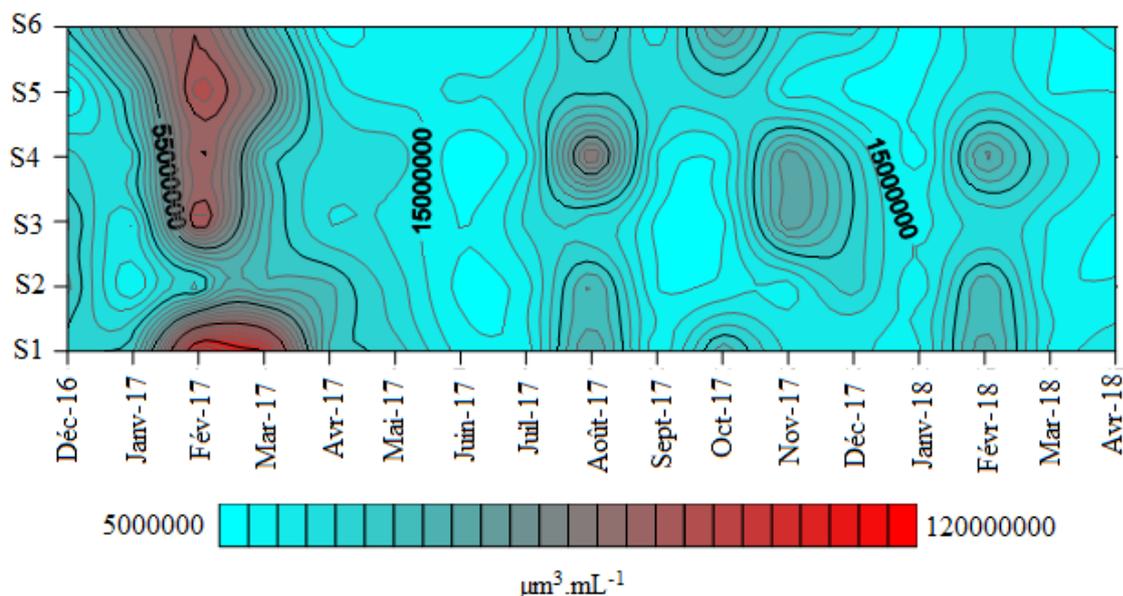


Figure 33 : Variations spatiotemporelles du biovolume du phytoplancton dans la lagune Aghien.

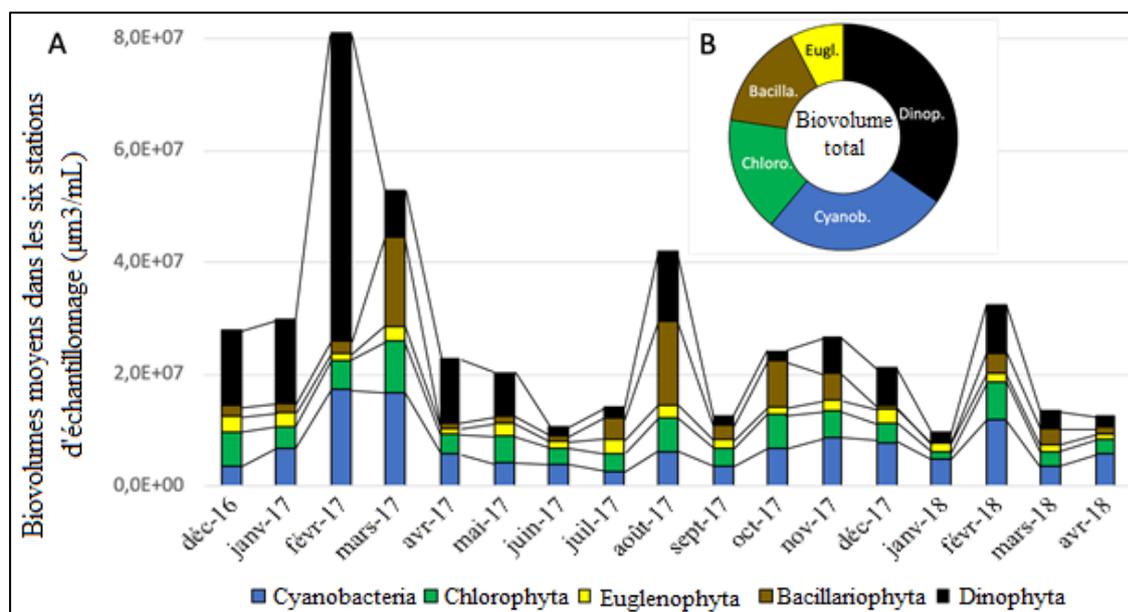


Figure 34 : Structure générale de la communauté phytoplanctonique dans la lagune Aghien. A. Variations mensuelles des biovolumes moyens des cinq principaux groupes phytoplanctoniques lors de la surveillance de la lagune Aghien. B : Contribution relative des cinq principaux groupes de phytoplancton dans le biovolume total de phytoplancton.

En termes de présence à chaque date d'échantillonnage et de biovolume moyen, dix genres ont dominé la communauté et représentant environ 90 % du biovolume total de la communauté phytoplanctonique (Tableau VII). Parmi ces genres dominants :

- cinq appartiennent aux Cyanobacteria potentielles productrices toxines à savoir *Raphidiopsis* et *Dolichospermum* (deux Cyanobacteria fixatrices d'azote), *Oscillatoria*, *Limnothrix* et *Microcystis*,
- deux (*Pediastrum* et *Staurastrum*) sont des Chlorophyta;
- un appartenant au groupe des Bacillariophyta (*Aulacoseira*),
- un appartenant aux Euglenophyta (*Trachelomonas*),
- et enfin, *Peridinium* le genre présentant les valeurs de biovolume les plus élevées, qui a été le seul genre enregistré dans le groupe des Dinophyta.

Tableau VII : Distribution mensuelle des genres de phytoplancton au cours du suivi.

Cellules noires du tableau = présence du genre ; Cellules blanches du tableau = absence du genre, Nom du genre sur fond bleu = Cyanobacteria ; sur fond vert = Chlorophyta ; sur fond gris = Dinophyta ; sur fond jaune = Euglenophyta ; sur fond orange = Bacillariophyta ; % = pourcentage ; Biovol. moy. = Biovolume moyenne.

	déc-16	janv-17	févr-17	mars-17	avr-17	mai-17	juin-17	juil-17	août-17	sept-17	oct-17	nov-17	déc-17	janv-18	févr-18	mars-18	avr-18	Présence	Biovol moy (µm ³ /mL)	%	Cumul %
<i>Peridinium</i>																		17	9,32E+06	39,13	39,13
<i>Raphidiopsis</i>																		17	2,22E+06	9,33	48,46
<i>Pediastrum</i>																		17	2,19E+06	9,19	57,65
<i>Aulacoseira</i>																		17	2,03E+06	8,52	66,17
<i>Oscillatoria</i>																		17	1,67E+06	7,00	73,17
<i>Trachelomonas</i>																		17	1,65E+06	6,93	80,10
<i>Limnothrix</i>																		17	1,42E+06	5,95	86,05
<i>Microcystis</i>																		17	1,02E+06	4,27	90,32
<i>Staurastrum</i>																		17	3,81E+05	1,60	91,92
<i>Dolichospermum</i>																		17	2,81E+05	1,18	93,10
<i>Cyclotella</i>																		17	1,68E+05	0,70	93,81
<i>Scenedesmus</i>																		17	1,34E+05	0,56	94,37
<i>Phacus</i>																		17	1,18E+05	0,50	94,87
<i>Ulnaria</i>																		17	8,24E+04	0,35	95,22
<i>Dictyosphaerium</i>																		17	7,20E+04	0,30	95,52
<i>Aphanocapsa</i>																		17	6,05E+04	0,25	95,77
<i>Coelastrum</i>																		17	4,64E+04	0,19	95,97
<i>Nitzschia</i>																		17	3,96E+04	0,17	96,13
<i>Leptolyngbya</i>																		17	2,27E+04	0,10	96,23
<i>Closterium</i>																		16	8,24E+04	0,35	96,57
<i>Crucigenia</i>																		16	7,20E+04	0,30	96,88
<i>Chroococcus</i>																		16	7,15E+04	0,30	97,18
<i>Oocystis</i>																		16	6,65E+04	0,28	97,46
<i>Monoraphidium</i>																		16	6,56E+04	0,28	97,73
<i>Ankistrodesmus</i>																		16	6,13E+04	0,26	97,99
<i>Melosira</i>																		15	6,05E+04	0,25	98,24
<i>Planktothrix</i>																		15	5,39E+04	0,23	98,47
<i>Lepocinlis</i>																		15	4,81E+04	0,20	98,67
<i>Euglena</i>																		14	4,64E+04	0,19	98,87
<i>Cosmarium</i>																		14	4,24E+04	0,18	99,05
<i>Aphanizomenon</i>																		14	3,96E+04	0,17	99,21
<i>Actinastrum</i>																		14	3,05E+04	0,13	99,34
<i>Eudorina</i>																		13	2,50E+04	0,11	99,45
<i>Crucigeniella</i>																		13	2,27E+04	0,10	99,54
<i>Tetraedron</i>																		13	2,21E+04	0,09	99,63

Tableau VII : Suite et fin

	Déc-16	Janv-17	févr-17	mars-17	avr-17	mai-17	juin-17	juil-17	août-17	sept-17	oct-17	nov-17	déc-17	janv-18	févr-18	mars-18	avr-18	Présence	Moy biovol (µm ³ /mL)	%	Cumul %
<i>staurodesmus</i>																		12	1,94E+04	0,08	99,71
<i>Lyngbya</i>																		12	1,37E+04	0,06	99,77
<i>Aphanothece</i>																		9	1,25E+04	0,05	99,82
<i>Tabellaria</i>																		8	7,78E+03	0,03	99,86
<i>Euastrum</i>																		8	6,84E+03	0,03	99,89
<i>Pseudanabaena</i>																		8	6,58E+03	0,03	99,91
<i>Merismopodia</i>																		7	4,00E+03	0,02	99,93
<i>Navicula</i>																		7	3,49E+03	0,01	99,95
<i>Treubaria</i>																		7	3,10E+03	0,01	99,96
<i>Tetrastrum</i>																		7	2,68E+03	0,01	99,97
<i>Micractinium</i>																		7	2,15E+03	0,01	99,98
<i>Gomphosphaeria</i>																		6	1,45E+03	0,01	99,98
<i>Eunotia</i>																		6	1,14E+03	0,00	99,99
<i>Rhizosolenia</i>																		5	8,89E+02	0,00	99,99
<i>Golenkinia</i>																		4	7,72E+02	0,00	100,00
<i>Strombomonas</i>																		3	4,78E+02	0,00	100,00
<i>Kirchmeriella</i>																		2	4,29E+02	0,00	100,00

3.1.1.3.2- Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle *a*)

La figure 35 montre la variation spatiale et temporelle de la biomasse phytoplanctonique. Les valeurs moyennes enregistrées au cours du suivi par station ont été plus faibles à la station 6 ($42,7 \pm 31,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) et plus élevées à la station 1 ($85 \pm 70,5 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les concentrations enregistrées n'ont pas varié significativement d'une station à l'autre (Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

Quant aux concentrations moyennes mensuelles, elles ont fluctué entre $26,7 \pm 12,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $166,5 \pm 83,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement pendant les mois de juillet 2017 et février 2017. Une variation significative a été observée entre les cinq premiers mois d'échantillonnage et les autres périodes (Man Whitney ; $p < 0,005$).

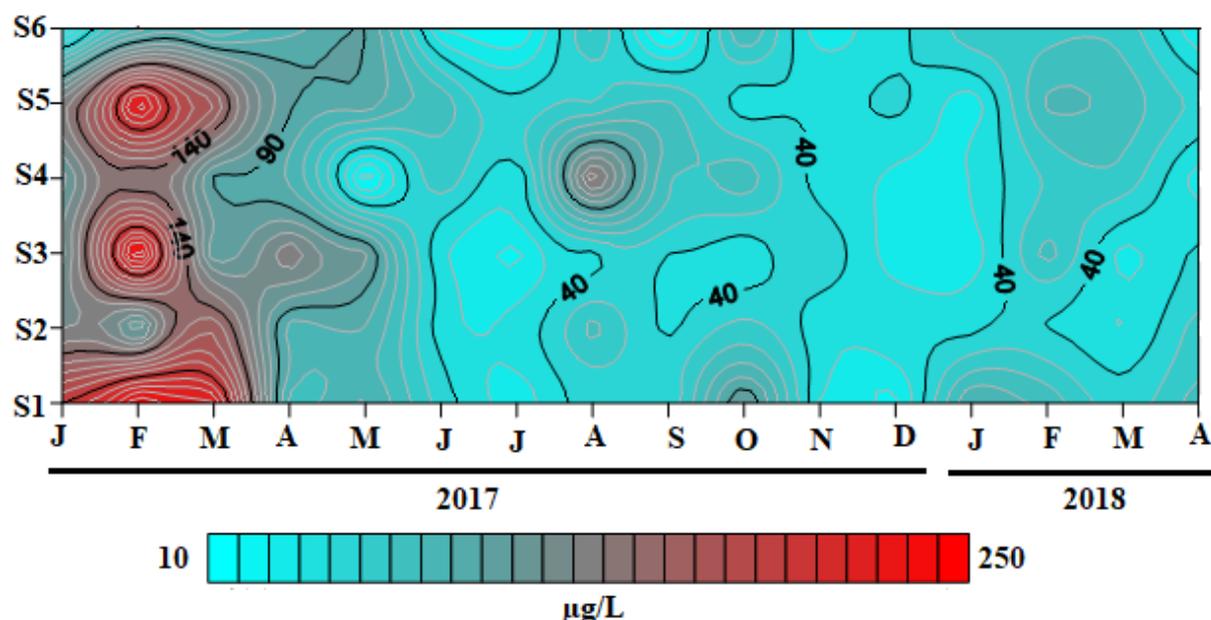


Figure 35 : Variation spatiotemporelle de la biomasse phytoplanctonique au niveau de la lagune Aghien

3.1.1.3.3- Classification fonctionnelle de la communauté phytoplanctonique

Les genres dominants trouvés lors de la surveillance de la communauté phytoplanctonique dans la lagune Aghien ont été classés en groupes fonctionnels (Tableau VIII).

Parmi les 16 genres dominants représentant plus de 95 % du biovolume phytoplanctonique total de la lagune d'Aghien, trois d'entre eux (*Aulacoseira*, *Oscillatoria* et *Cyclotella*) n'ont pas été assignés à un groupe fonctionnel car les espèces appartenant à ces genres sont classées dans des groupes fonctionnels différents. Les 13 autres genres appartiennent à neuf groupes fonctionnels typiques de la couche mixte chaude des lacs peu profonds eutrophes.

- Un premier groupe (Lo) comprenant le genre dominant identifié lors du suivi, *Peridinium* (Dinophyta), ayant une grande affinité pour les écosystèmes bien approvisionnés en matière organique.
- Les Cyanobacteria appartiennent à plusieurs groupes fonctionnels : le groupe S_N, qui contient des fixatrices d'azote tels que *Raphidiopsis* et *Dolichospermum*, le groupe S1 avec les genres *Limnothrix* et *Planktothrix*, qui est initialement considéré par Reynolds *et al.* (2002) comme un groupe d'espèces vivant sous un climat tempéré, et enfin (iii) le groupe M avec le genre *Microcystis*, qui contient des espèces vivant dans les couches mixtes de petits lacs eutrophes sous de basses latitudes.
- Les genres dominants chez les Chlorophyta appartiennent au groupe J et P, qui contient des espèces vivant dans des lacs peu profonds eutrophes ou dans la couche épilimnique de lacs stratifiés.
- Enfin, si le comportement nutritionnel de ces genres dominants est pris en compte, trois d'entre eux représentant plus de 40 % de la biomasse phytoplanctonique totale (*Peridinium*, *Trachelomonas* et *Euglena*) sont connus pour être mixotrophes alors que tous les autres sont phototrophes.

Tableau VIII : Habitats et caractéristiques fonctionnelles des genres dominants dans la communauté phytoplanctonique de la lagune Aghien (les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs de biovolume).

Cyanobacteria (15 genres)	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Limnothrix</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Dolichospermum</i>	<i>Planktothrix</i>
(%) dans la communauté totale	8,3	5,2	3,8	6,2	1,0	0,7
Groupe fonctionnel	S _N	S1	M	*	H1/H2	S1
Habitat	Couches chaudes mixtes	Couches mixtes turbides	Petites couches brassées, lacs eutrophes		Couches chaudes mixtes	Couches chaudes mixtes
Tolérance	Azote et luminosité déficients	Très faible luminosité	Grande ensoleillement		Manque d'azote et de lumière	Manque d'azote et de lumière
Sensibilité	Instabilité t	Instabilité	Faible luminosité, instabilité		Instabilité t	Instabilité
Source d'énergie et de carbone	Autotrophe/N fixatrice	Autotrophe	Autotrophe	Autotrophe	Autotrophe/N fixatrice	
Chlorophyta (22 genres)	<i>Pediastrum</i>	<i>Closterium</i>	<i>Staurastrum</i>	<i>Scenedesmus</i>		
(%) dans la communauté totale	8,1	4,4	1,4	0,5		
Groupe fonctionnel	J	P	P	J		
Habitat	Lacs peu profonds et enrichis	Épilimnion eutrophe	Épilimnion eutrophe	Lacs peu profonds et enrichis		
Tolérance	Forte luminosité	Faible Luminosité et déficience en C	Faible Luminosité et déficience en C	Forte luminosité		
Sensibilité	Faible luminosité	Stratification, épuisement du Si	Stratification, épuisement du Si	Faible luminosité		
Source d'énergie et de carbone	Autotrophe	Autotrophe	Autotrophe	Autotrophe		
Euglenophyta (5 genres)	<i>Trachelomonas</i>	<i>Euglena</i>	<i>Phacus</i>			
(%) dans la communauté totale	6,1	0,8			5	
Groupe fonctionnel	W2	W1	W1			
Habitat	Lacs et étangs peu profonds méso-eutrophes	Petits étangs riches en matière organique	Petits étangs riches en matière organique			
Tolérance		DBO élevé	DBO élevé			
Sensibilité		Broutage	Broutage			
Source d'énergie et de carbone	Mixotrophe	Mixotrophe	Mixotrophe			
Bacillariophyta (9 genres)	<i>Aulocoseira</i>	<i>Melosira</i>	<i>Cyclotella</i>			
(%) dans la communauté totale	7,5	6,1	0,6			
Groupe fonctionnel	*	P	*			
Habitat		Épilimnion eutrophe				
Tolérance		Lumière douce et carence en carbone				
Sensibilité						
Source d'énergie et de carbone	Autotrophe	Autotrophe	Autotrophe			
Dinophyta (1 genres)	<i>Peridinium</i>					
(%) dans la communauté totale	34,6					
Groupe fonctionnel	Lo					
Habitat	Lacs profonds et peu profonds, oligo à eutrophes,					
Tolérance	Nutriments isolés					
Sensibilité	Mixage profond ou prolongé					
Source d'énergie et de carbone	Mixotrophe					

3.1.1.3.4- Variations temporelles de la diversité α et β de la communauté phytoplanctonique

Le nombre moyen de genres (S) trouvés dans les différentes stations d'échantillonnage à chaque date d'échantillonnage était de $22,3 \pm 4,5$. Cette richesse taxonomique a varié de 16,6 en janvier 2017 à 26,4 en septembre 2017. Quant aux valeurs moyennes de l'indice de Shannon (calculé au niveau du genre sur les valeurs du biovolume), elles ont été proches de 2 ($H = 1,98 \pm 0,37$). Cet indice a été faible (1,6) en février 2017 et élevée (2,3) en septembre 2017.

Les évolutions de la richesse et de la diversité de la communauté phytoplanctonique n'ont pas montré de tendance marquée au cours du suivi (Figure 36).

Enfin, une relation négative significative (test de permutation ; $p = 0,0003$) a été observée entre le biovolume et les valeurs de Shannon (Figure 37).

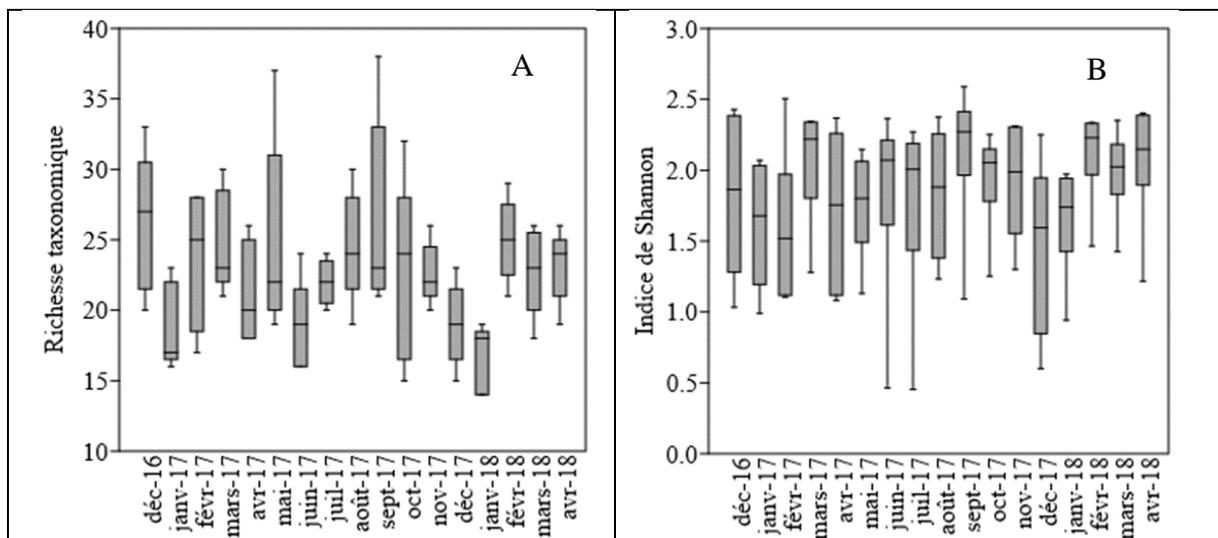


Figure 36 : Variations temporelles de la richesse taxonomique (A) et de l'indice de Shannon (B) de la communauté du phytoplancton de la lagune Aghien.

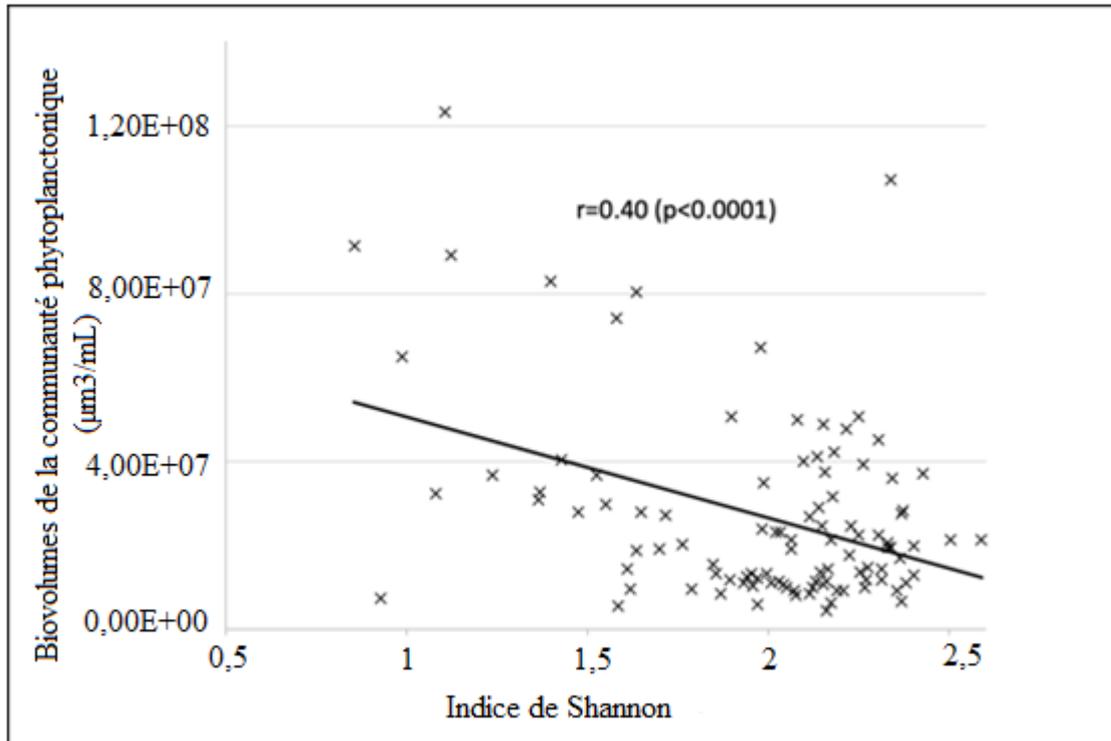


Figure 37 : Relation entre les valeurs des biovolumes du phytoplancton et celles de l'indice de Shannon obtenues à toutes les stations d'échantillonnage et à toutes les dates.

La moyenne des valeurs de la diversité β totale estimée chaque mois dans les six stations d'échantillonnage s'est située entre 0,27 et 0,38 respectivement pendant les mois mars 2017 et décembre 2017 avec une valeur moyenne globale qui est égale à 0,32 (Figure 38). Ces valeurs globales de la diversité β toujours inférieur à 0,4. Ces valeurs moyennes sont négativement corrélées à la moyenne mensuelle des valeurs totales des biovolumes de la communauté phytoplanctonique ($r^2 = 0,20$; $p < 0,07$; Figure 39) montrant ainsi une homogénéité spatiale au sein de la communauté phytoplanctonique lorsque les biomasses phytoplanctoniques étaient élevées.

L'examen des deux composantes de la diversité β (Figure 38) a révélé que la composante "renouvellement" a été en moyenne près de quatre fois supérieure à la composante "nidification".

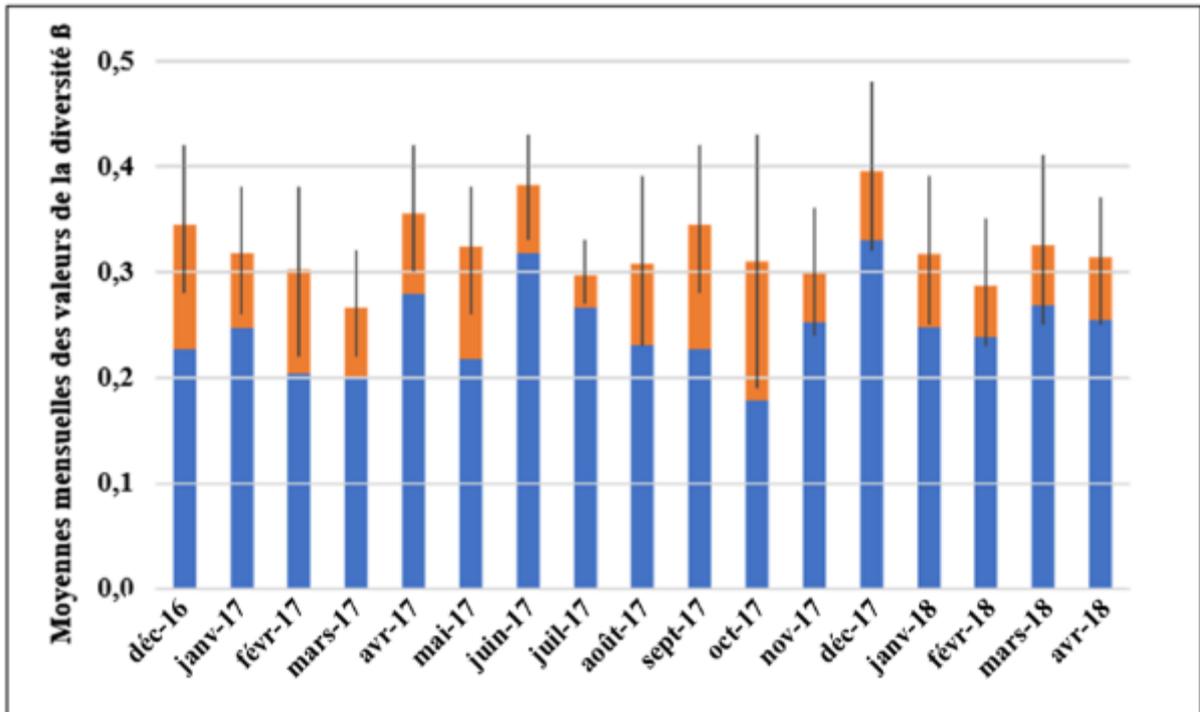


Figure 38 : Variation des valeurs mensuelles moyennes de la diversité β au cours de la période de surveillance.

Barre bleue = Composante "renouvellement" de la diversité β ; barre orange = Composante "nidification" de la diversité β ; ligne noire = Écart-type autour de la valeur moyenne mensuelle de la diversité β totale

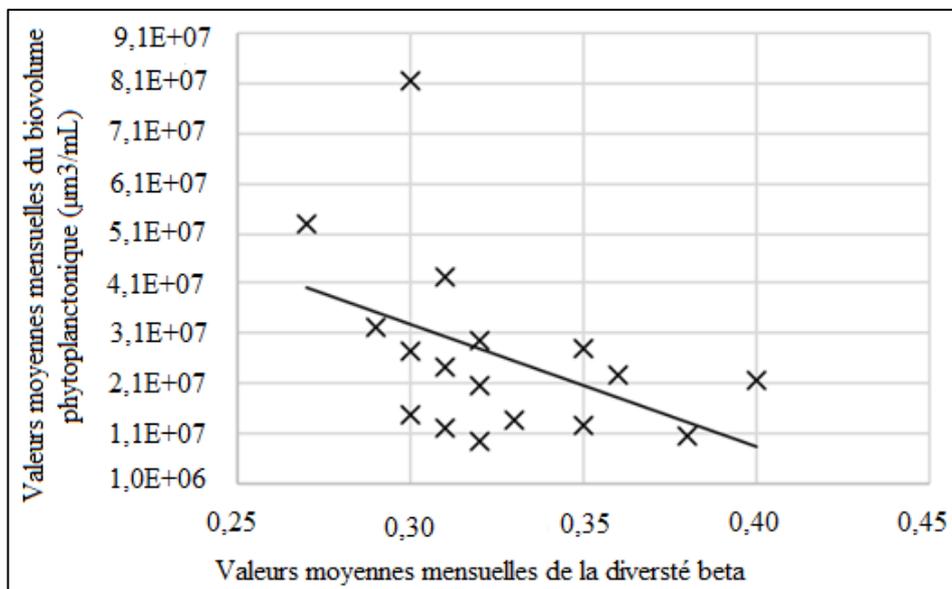


Figure 39 : Relation entre les valeurs moyennes mensuelles de la diversité β et celles du total des biovolumes de la communauté phytoplanctonique de la lagune Aghien.

Enfin, concernant la dimension temporelle de la diversité β , la valeur moyenne a été de 0,15, tandis que les valeurs minimale et maximale ont été respectivement de 0,08 et 0,24. Ce résultat montre que la structure de la communauté phytoplanctonique dans l'ensemble de la lagune, estimée sur la base des biovolumes de chaque genre, a été très stable pendant la période du suivi.

3.1.1.4- Relation entre les variables physicochimiques et biologiques dans la lagune d'Aghien

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur les variables physicochimiques et les valeurs de la chlorophylle *a* enregistrées au cours de cette étude dans les six stations d'échantillonnage (Figure 40). Les valeurs d'inertie des trois premiers axes ont été de 25 %, 18,2 % et 11,8 %. Les variables contribuant principalement aux trois premiers axes ont été l'ammonium, les précipitations, la température de l'eau, le nitrate et le phosphore total (19,2 %, 19 %, 15,9 %, 13,3 % et 11,4 respectivement) pour l'axe 1, le nitrate, l'azote total, la température de l'eau et le phosphore total (16,5 %, 15,5 %, 13,3 % et 12,8 %, respectivement) pour l'axe 2 et le nitrite, la Chlorophylle-*a* et l'oxygène dissous (42,5 %, 25,9 % et 11,5 %, respectivement) pour l'axe 3.

Les précipitations sont corrélées positivement ($p < 0,05$) avec le phosphore total ($r = 0,6$ de Pearson) et l'azote total ($r = 0,5$ de Pearson) et négativement corrélée ($p < 0,05$) avec la température de l'eau ($r = -0,22$ de Pearson ; $p < 0,05$). Elles apparaissent ainsi comme un moteur majeur du fonctionnement physicochimique et biologique de la lagune d'Aghien. Les concentrations de NH_4^+ et NO_3^- ont été toutes deux négativement corrélées ($p < 0,05$) avec la température de l'eau ($r = -0,42$ et $r = -0,72$ de Pearson, respectivement). Il n'y a pas eu de corrélation significative entre la Chlorophylle-*a* et les autres variables incluses dans cette analyse. Le premier plan factoriel a montré que les plus grandes variations entre les stations d'échantillonnage à chaque date d'échantillonnage ont été enregistrées en juin et juillet 2017 et dans une moindre mesure en octobre 2017. A ces trois dates d'échantillonnage, la station 6 est apparue différente des autres stations.

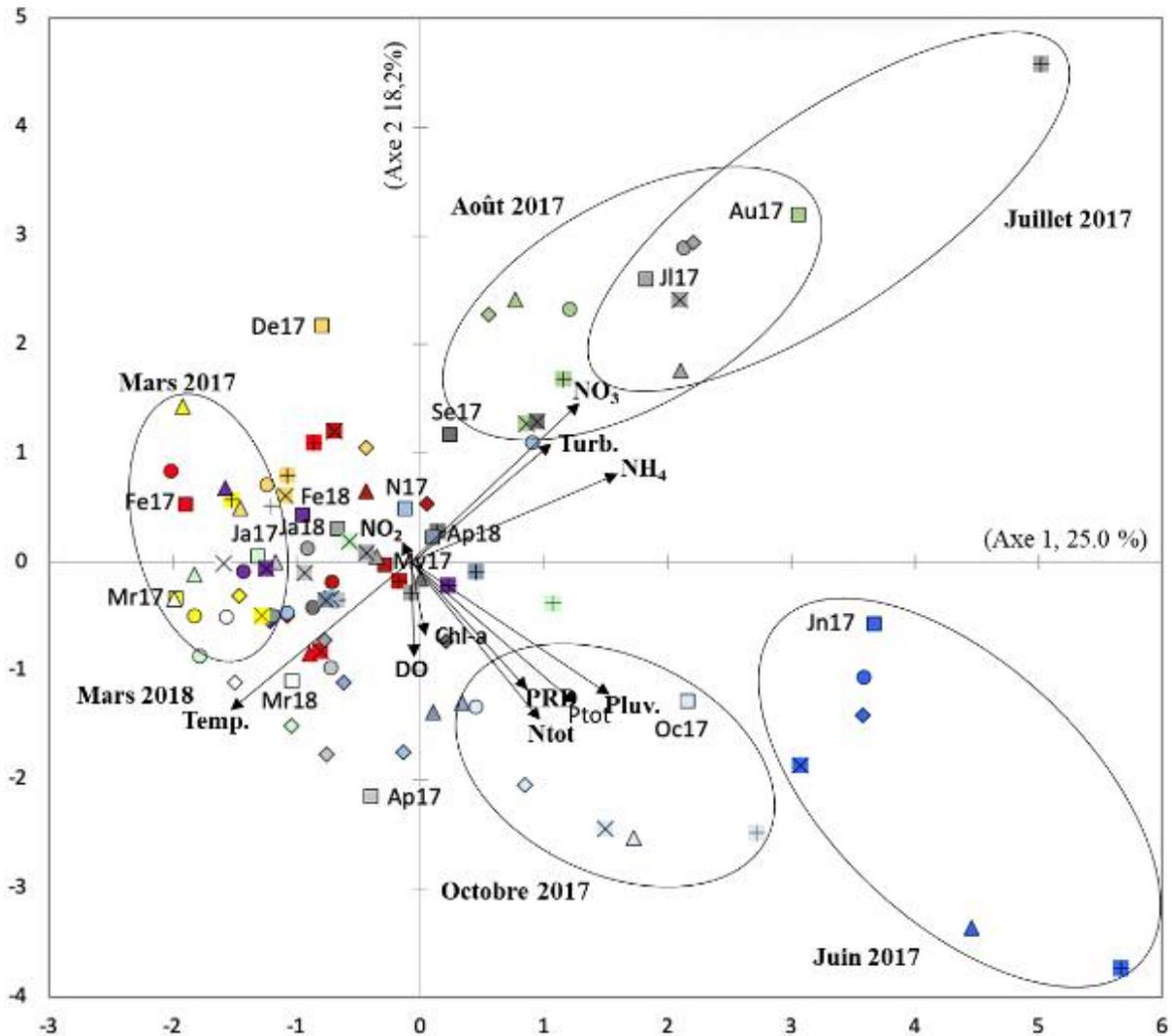


Figure 40 : Analyse en composantes principales effectuée sur les données physicochimiques et les concentrations de Chlorophylle-a recueillies sur les six stations d'échantillonnage de janvier 2017 à avril 2018.

Signification des symboles : Symbole carré=station 1 ; Cercle=station 2 ; Diamant=station 3 ; Triangle=station 4 ; "x"=station 5 ; "+"=station 6.

Couleurs des symboles : Jan 17 = bleu gris ; fév 17 = gris 2 ; mars 17 = bleu foncé ; avr 17 = vert ; mai 17 = or ; juin 17 = bleu ; juil 17 = vert clair ; août 17 = marron ; sept 17 = blanc ; oct 17 = noir ; nov 17= rouge ; déc 17= orange ; jan 18 = bleu clair ; fév 18 = gris 3 ; mars 18 = jaune ; avr 18 = gris1

Une analyse canonique des correspondances (ACC) a été effectuée sur les variables physicochimiques et sur les valeurs du biovolume des 10 genres phytoplanctoniques dominants (contenant > 90 % du biovolume total du phytoplancton) (Figure 41). Comme le montre le partage de l'inertie totale entre l'ACC contrainte et non contrainte, les variations des données physiques et chimiques n'expliquent qu'une petite partie (22 %) des variations des valeurs du biovolume des dix genres phytoplanctoniques dominants. Les principaux contributeurs aux trois premiers axes sont (i) pour le premier axe (inertie = 60,0 %), le genre *Peridinium* avec une contribution de 39 % et les genres *Aulacoseira* et *Trachelomonas* dont leurs contributions ont

été respectivement de 29,6 % et de 11,5 %, (ii) pour le second axe (inertie = 15,3 %), le genre *Aulacoseira* (contribution = 44,8 %) et les genres *Raphidiopsis* et *Limnothrix* (contributions F2 = 22,9 % et 22,8 %), et (iii) pour le troisième axe (inertie = 10,5 %), *Trachelomonas* (contribution = 32,3 %), *Aulacoseira* (contribution = 22,2 %) et *Oscillatoria* (contribution = 19,5 %). Le genre *Peridinium* a été associé aux périodes sèches et chaudes (décembre 2017-février 2017), contrairement à tous les autres genres. La position du genre *Aulacoseira* dans la projection s'explique par ses valeurs élevées de biovolume enregistrées à la station 6 en mars, août et octobre 2017 et en avril 2018.

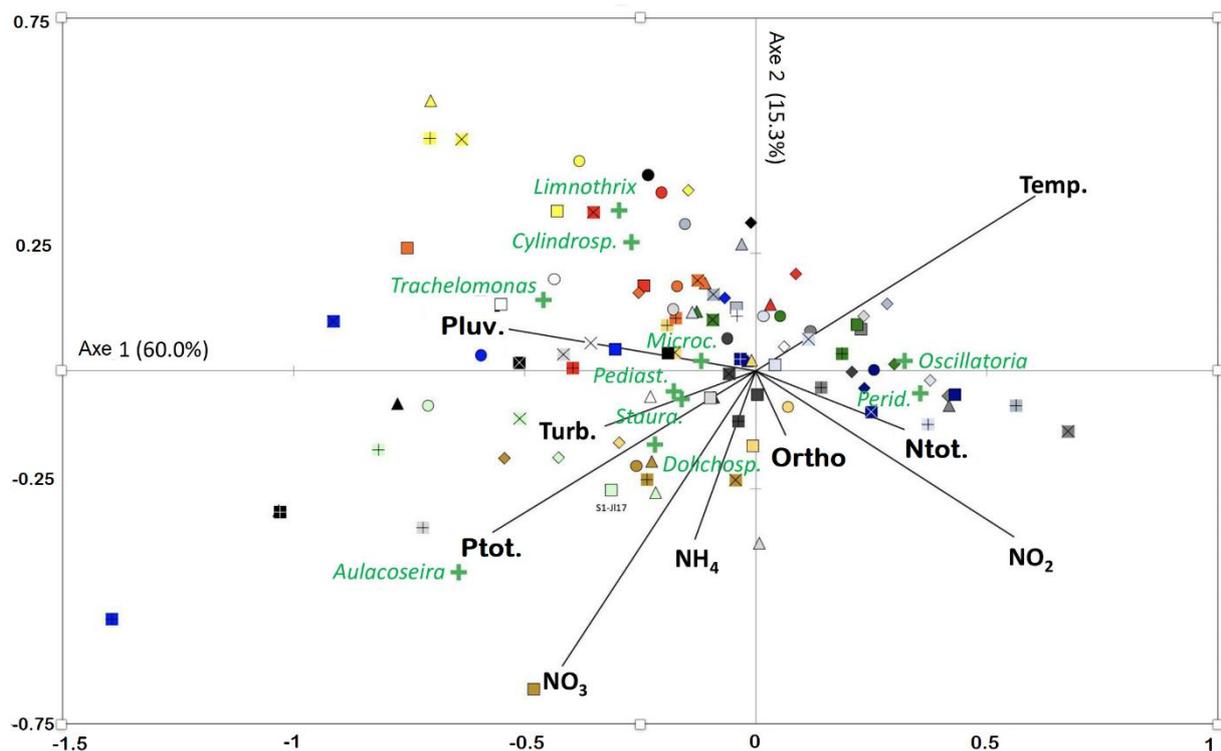


Figure 41 : Analyse canonique de correspondances réalisée sur les valeurs des variables physicochimiques et les biovolumes des 10 genres dominants de la communauté phytoplanctonique.

Cylandrosp. = *Raphidiopsis* ; *Microc.* = *Microcystis* ; *Pediasp.* = *Pediastrum* ; *Staura.* = *Staurastrum* ; *Dolichosp.* = *Dolichospermum* ; *Perid.* = *Peridinium* ; PRD = phosphore réactif dissous ; N tot. = azote total ; P tot. = phosphore total ; NH₄ = ammonium ; NO₂ = nitrite ; NO₃ = nitrate ; Turb = turbidité ; Temp. = température de l'eau ; Pluv = Pluviométrie ;

Signification des symboles : Symbole carré = station 1 ; Cercle = station 2 ; Diamant = station 3 ; Triangle = station 4 ; "x" = station 5 ; "+" = station 6.

Couleurs des symboles : Jan 17 = bleu gris ; fév 17 = gris 2 ; mars 17 = bleu foncé ; avr 17 = vert ; mai 17 = or ; juin 17 = bleu ; juil 17 = vert clair ; août 17 = marron ; sept 17 = blanc ; oct 17 = noir ; nov 17 = rouge ; déc 17 = orange ; jan 18 = bleu clair ; fév 18 = gris 3 ; mars 18 = jaune ; avr 18 = gris1

3.1.2- Discussion

Les données recueillies au cours de cette étude, concernant le fonctionnement écologique de la lagune, ont fourni plusieurs indications sur la question de la dynamique des nutriments dans la lagune. Elles ont permis d'identifier quatre processus principaux sur l'origine des nutriments. Premièrement, l'observation des fluctuations spatiale et temporelle des nutriments, a montré que les deux pics de précipitations (en juin et octobre 2017) ont joué un rôle majeur dans la charge en azote total et phosphore total dans la lagune. En outre, les concentrations de ces sels nutritifs pendant ces périodes étaient plus homogènes dans les différentes stations d'échantillonnage. Ces remarques indiquent que la majeure partie des nutriments provenant du bassin versant seraient fournies par les trois principaux affluents de la lagune (Djibi, Bété et Mé) lors des deux pics de précipitations annuels. En effet, de fortes concentrations en azote total et phosphore total ont été enregistrées en juin et octobre 2017 dans les stations d'échantillonnage 1, 2, 5 et 6, qui sont situées à proximité des embouchures de ces trois affluents. Ces données sont en accord avec celles de Koffi *et al.* (2019), qui ont enregistré des flux élevés d'azote total et de phosphore total dans les trois rivières pendant les périodes de pluie. L'examen du rapport N_{tot}/P_{tot} dans la lagune fait apparaître qu'il a été plus faible pendant les périodes de pluie (environ 7-8) que pendant les autres périodes (jusqu'à environ 14), ce qui laisse entendre que les charges de phosphore pendant les périodes de pluie ont été proportionnellement plus élevées que les charges d'azote. Sachant que les bassins versants des rivières Bété et Mé sont principalement naturels et agricoles, on pourrait s'attendre proportionnellement plus d'apports d'azote dans la lagune. Toutefois, comme l'ont montré Chianu *et al.* (2012) et Masso *et al.* (2017), l'utilisation d'engrais azotés est généralement très faible en Afrique subsaharienne, ce qui entraînerait un bilan azoté fortement négatif dans les sols. Enfin, si l'on considère les formes dissoutes d'azote et de phosphore, les faibles concentrations enregistrées en ammonium, nitrites et nitrates pendant les précipitations et la faible contribution de l'orthophosphate au phosphore total, il semble que la plupart de ces nutriments s'écoulent dans la lagune sous forme de particules.

Deuxièmement, outre le déversement de nutriments par les rivières, les données recueillies à la station 3 suggèrent que le ruissellement de surface et les activités humaines sur le rivage de la lagune (baignade, lavage de la vaisselle et de la lessive, préparation du manioc, etc.) peut également contribuer de manière significative à l'enrichissement en nutriments de la lagune, en particulier lors des précipitations. Dans la partie sud du bassin versant de la lagune d'Aghien où se trouve la station 3, la pente est raide et une récente déforestation a laissé les sols à nu.

Selon Mahamane *et al.* (2020), ces deux facteurs entraînent un ruissellement supplémentaire et une érosion des sols.

Troisièmement, les données ont montré que la colonne d'eau présente une stratification thermique à certaines périodes au niveau certaines stations. Il n'était pas possible, avec un suivi mensuel, d'évaluer s'il s'agissait seulement d'une stratification journalière ou d'une stratification sur plusieurs jours, mais les gradients de température enregistrés dans la lagune étaient typiques des lacs tropicaux peu profonds (Talling, 2001). Cette stratification s'accompagne d'une diminution des concentrations en oxygène de la surface vers le fond dans la colonne d'eau, des valeurs de concentration en O₂ proches de zéro étant trouvées en profondeur de certaines stations d'échantillonnage (stations 2 et 4). Ce phénomène d'anoxie serait probablement gage d'un rejet de phosphate dans ces zones (Rapin *et al.*, 2017). En plus de ce processus, on peut également mentionner que la lagune est très fréquemment soumise à des vents thermiques pendant la saison chaude, ce qui entraînerait la formation de vagues et de cellules de Langmuir. Comme Arfi & Bouvy (1995) l'ont montré dans la lagune Ebrié. Selon ces auteurs, ces processus sont impliqués dans la remise en suspension des sédiments dans les zones peu profondes, ce qui peut également contribuer à la libération de phosphore dans la colonne d'eau. Enfin, l'inventaire du peuplement phytoplanctonique de la lagune Aghien a révélé que la communauté de Cyanobacteria contenait plusieurs genres comme *Raphidiopsis* et *Dolichospermum* qui sont connus pour leur capacité de fixer l'azote atmosphérique. Sachant que le biovolume de ces deux genres représente en moyenne, pour toute la lagune et toute la période d'échantillonnage, 10 % \pm 7 du biovolume phytoplanctonique total et jusqu'à 26 % en décembre 2017, on peut s'attendre à ce que la fixation de l'azote contribue de manière significative à l'enrichissement en azote de l'eau. Dans le grand lac Victoria en Afrique de l'Est, il a même été démontré par Muggide *et al.* (2003) que la fixation de l'azote dépasse les dépôts atmosphériques et les apports fluviaux de ce nutriment.

À partir de nos données, il ne serait pas possible d'estimer la part relative de ces quatre processus dans les charges en nutriments de la lagune, mais il est probable que les apports fluviaux et le ruissellement sont les principaux contributeurs, au moins pour le phosphore. Ces deux processus sont principalement associés aux événements pluvieux. La libération de nutriments par les sédiments et la fixation de l'azote par contre se produisent probablement pendant les saisons sèches, lorsque le biovolume des Cyanobacteria fixatrices d'azote est élevé et que la colonne d'eau est stratifiée, entraînant une hypoxie voire une anoxie au fond de la lagune.

Le suivi a révélé que les biovolumes phytoplanctoniques les plus élevées ont été atteintes pendant la saison sèche et en début de la saison de pluie, en particulier en février et mars 2017, tandis que les plus faibles ont été constatées pendant les deux saisons des pluies. Ceci est en accord avec une autre étude réalisée dans un autre lac peu profond ivoirien où les plus faibles densités de cellules phytoplanctoniques ont également été trouvées pendant la longue saison des pluies (Adon *et al.*, 2011). Ces données révèlent également une grande variabilité interannuelle des biovolumes de phytoplancton, avec par exemple des résultats très contrastés entre les deux longues saisons sèches de 2017 et 2018. Enfin, en ce qui concerne la répartition spatiale du phytoplancton dans la lagune, la seule différence significative constatée entre les stations d'échantillonnage concerne la station 1 où les biovolumes sont généralement plus élevés que dans le reste de la lagune. Par rapport aux autres, cette station très peu profonde est située à proximité de l'embouchure de deux affluents de la lagune (Bété et Djibi) et est abritée des vents. Ces caractéristiques pourraient favoriser la croissance et/ou l'accumulation du phytoplancton dans cette zone. Puisque (i) ces deux affluents selon Koffi *et al.* (2019) alimentent la lagune en sels nutritifs, en plus (ii) la faible profondeur favorise le mixage de l'eau, rendant ainsi le profil de l'eau riche en azote et phosphore essentiels au développement phytoplanctonique (Winder & Sommer, 2012).

Au cours de cette étude, l'une des remarques est qu'il n'y a pas eu de saisonnalité marquée dans la structure de la communauté phytoplanctonique, comme le montrent les petites variations constatées dans la richesse et la diversité des genres (indice de Shannon) et aussi les valeurs de la diversité β . Sur les 52 taxons inventoriés, 19 ont été trouvés à toutes les dates d'échantillonnage dans la lagune et parmi eux, 10 ont représenté environ 90 % du biovolume total de la communauté phytoplanctonique. Les variations de la structure de la communauté phytoplanctonique enregistrées entre les stations d'échantillonnage et entre les dates d'échantillonnage pourraient être dues à la fois aux variations relativement importantes des genres dominants et à la présence ou absence d'un nombre restreint de genres présentant de faibles biomasses (El Saadi & Bah, 2007). Car la corrélation négative ($r^2 = 0,20$; $p < 0,07$) entre la moyenne mensuelle des valeurs de la diversité β et la moyenne mensuelle des valeurs totales des biovolumes de la communauté phytoplanctonique fait apparaître une homogénéité spatiale dans la communauté phytoplanctonique lorsque les biovolumes phytoplanctoniques étaient élevés. En plus l'examen des deux composantes de la diversité β a montré que la composante "renouvellement" a été en moyenne près de quatre fois supérieure à la composante "nidification". Cela signifie que les changements survenus dans la communauté

phytoplanctonique entre les stations d'échantillonnage ont été principalement dus au remplacement de certains genres par d'autres (Baselga, 2010). Cette absence de saisonnalité marquée dans la communauté pourrait s'expliquer en partie par le fait que l'identification taxonomique a été effectuée au niveau du genre, cachant peut-être des variations saisonnières au niveau de l'espèce. Néanmoins, un tel manque de saisonnalité dans la communauté phytoplanctonique a déjà été constaté dans d'autres écosystèmes d'eau douce tropicaux. Par exemple, la dominance permanente de *Raphidiopsis raciborskii* dans un petit réservoir brésilien a été associée aux températures élevées de l'eau enregistrées pendant toute l'année (Figueredo & Giani, 2009). De même, la dominance permanente de *Botryococcus* et *Peridinium* dans une communauté phytoplanctonique d'un réservoir tropical situé en Australie tropicale s'expliquait par l'existence potentielle d'un état d'équilibre dans la communauté phytoplanctonique, dans un environnement stable (Townsend, 2001).

L'examen de la diversité fonctionnelle de la communauté phytoplanctonique (Reynolds *et al.*, 2002), a montré que tous les genres dominants sont associés à des conditions d'eutrophisation, ce qui est en accord avec nos valeurs de phosphore total et d'azote total. Cette communauté contient (i) un mélange de genres typiques des lacs peu profonds et des lacs stratifiés, en accord avec son statut polymictique, et (ii) un mélange de genres présentant diverses préférences trophiques. En effet, parmi les genres dominants, il y a eu un ensemble de genres autotrophes, autotrophes/N₂-fixatrice et mixotrophes, tels que *Peridinium*, *Trachelomonas*, *Euglena* et *Phacus*, ces derniers Euglenophyta étant très communs dans les lacs peu profonds de Côte d'Ivoire (Kouassi *et al.*, 2013) et du Burkina Faso (Zongo *et al.*, 2019). Ces données suggèrent que cette communauté phytoplanctonique serait bien adaptée pour une utilisation optimale des différentes sources de nutriments disponibles dans la lagune Aghien (nutriments organiques et inorganiques) et pour faire face aux conditions limitatives de l'azote.

Enfin, les variables chimiques et biologiques étudiées indiquent que la lagune d'Aghien serait eutrophe. En effet, les concentrations de phosphore total et d'azote total ont été toujours supérieures à 140 µg/L et à 1,36 mg/L respectivement, les concentrations moyennes de la Chlorophylle-a ont fluctué entre 26 et 167 µg L⁻¹ et les genres dominants de la communauté phytoplanctonique sont typiques des écosystèmes eutrophes. En tenant compte de ces indicateurs par rapport à ceux des documents de Søndegaard *et al.* (2005) et Filstrup & Downing (2017) pour les lacs profonds et peu profonds sous les latitudes tempérées, un mauvais état écologique devrait être attribué à la lagune Aghien. En outre, Jeppesen *et al.* (2010) ont montré qu'en raison des températures élevées de l'eau et des caractéristiques des communautés de poissons,

les écosystèmes subtropicaux sont plus sensibles que les écosystèmes tempérés à l'ajout de nutriments, ce qui entraîne la production de biomasses phytoplanctoniques élevées.

En conséquence de l'état eutrophique de la lagune, parmi les 10 genres dominants qui composaient la communauté phytoplanctonique, cinq d'entre eux (*Raphidiopsis*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Limnothrix*) sont des Cyanobacteria, et connues pour être des producteurs potentiels de différentes cyanotoxines (Bernard, 2014). Une telle production de toxines, déjà mise en évidence dans la lagune d'Aghien (Coulibaly *et al.*, 2014 ; Yao, 2020), peut constituer un risque sanitaire pour la population (Pinay *et al.*, 2017 ; Boutray *et al.*, 2017) et rendre la production d'eau potable plus difficile et plus coûteuse comme le montre par exemple le lac Victoria (Oyoo, 2015).

L'ensemble des données suggère que l'utilisation de la lagune d'Aghien pour l'approvisionnement en eau potable sera coûteuse en termes de traitement de l'eau en raison des quantités élevées de matière organique et de l'apparition potentielle de proliférations de Cyanobacteria et d'une éventuelle production de toxines, comme cela a déjà été observé dans cette lagune. En outre, la durabilité de l'approvisionnement en eau est douteuse, sachant qu'il est probable que l'eutrophisation soit amplifiée dans un avenir proche en raison de l'urbanisation croissante de la partie sud du bassin versant, sans planification ni infrastructure pour la collecte et le traitement des déchets.

3.2- ANALYSE DE LA VULNERABILITE ET LES POSSIBLES EVOLUTIONS DE LA LAGUNE AGHIEN A PARTIR DES APPROCHES EXPERIMENTALES EN MESOCOSMES

3.2.1- Résultats

3.2.1.1- Caractéristiques physicochimiques des mésocosmes

Les paramètres physicochimiques enregistrés au cours des sept jours d'expérimentation (du 28 février au 07 mars 2017) au sein des mésocosmes sont illustrés par la figure 42.

Les températures moyennes de l'eau enregistrées dans les mésocosmes varient de $29,7 \pm 0,0$ °C à $33,8 \pm 0,0$ °C au cours de cette expérimentation.

Dans les mésocosmes témoins et enrichis à l'azote (+N) et au phosphore dissous (+P) uniquement, il y n'a pas eu de différence significative dans l'évolution des paramètres physicochimiques du jour 0 au jour 7 de l'expérimentation sur les deux sites à savoir Débarcadère et Télégraphe (Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

Au niveau des enceintes où le N et P ont été ajouté (+NP), une augmentation significative de la concentration de la phycocyanine a été observé pendant les expérimentations du premier au cinquième jour à Débarcadère ($J0 = 0,7$ RFU ; $J5 = 9,2$ RFU) et du premier jour (0 RFU) au jour 4 (9,3 RFU). Il a été également remarqué une augmentation non significative des valeurs de la turbidité du jour 0 au jour 7.

Dans les milieux expérimentaux NPP, l'ajout des poissons au troisième jour a eu un effet significatif sur les paramètres abiotiques étudiés. Ainsi pour la concentration de la phycocyanine, l'accroissement des valeurs amorcé au jour 0 a été interrompu au troisième jour. Une chute de cette concentration a été notée depuis ce jour jusqu'au dernier jour des expériences. Quant à la matière organique dissous (fDOM), une augmentation de la concentration a été observée à partir du troisième jour au niveau des deux sites. Elle a varié de 32,6 QSU (Mésocosmes NPP au jour 3) à 65 QSU dans les mésocosmes NPP au jours 5 à Débarcadère. A Télégraphe, les valeurs ont fluctué entre 40,4 QSU (Témoins au jours 7) et 72,4 QSU (NPP au jours 4). La turbidité a également chuté à partir du jour 3 à Débarcadère. La saturation en oxygène dans ces milieux a aussi baissé significativement. Elle est passée de 171,9 % au Jour 3 à 35,7 % au jour 5 à Débarcadère et de 99,3 % (jour 3) à 36,1 % (au jour 7) à Télégraphe. Une variation significative été observé entre les jours 3 et les jours 4, 5, 6 et 7 au niveau des enceintes N+P+ Poissons (Mann-Whitney ; $p < 0,05$).

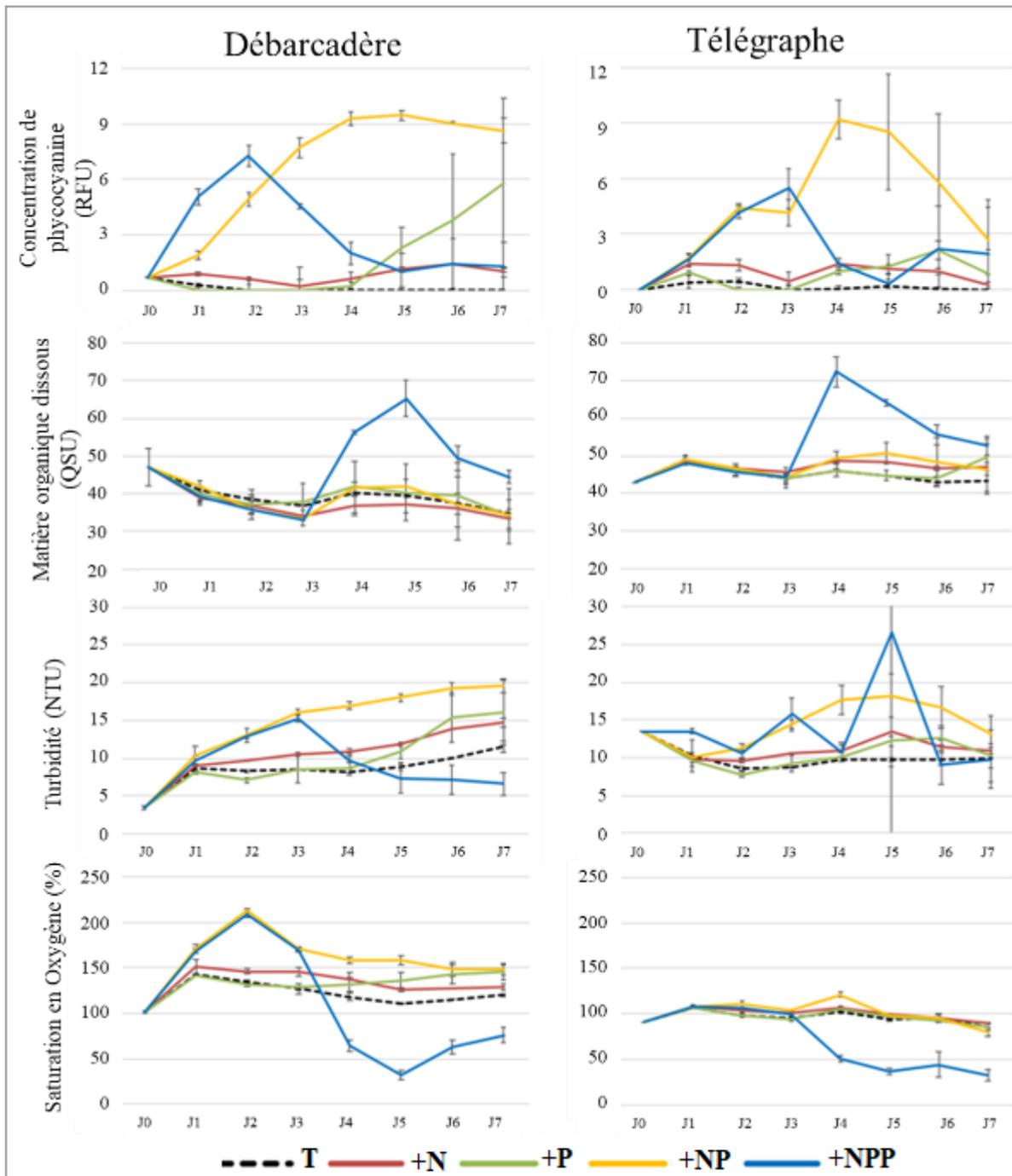


Figure 42 : Variation des paramètres physicochimiques dans les différents mésocosmes.

Les variations des sels nutritifs dans les mésocosmes à Débarcadère et Télégraphe sont illustrées par le tableau IX.

A Débarcadère, les moyennes de concentration de tous les nutriments azotés (azote total, ammonium, nitrate) ont été faibles dans les mésocosmes témoins au jour 0 (T0) avec des valeurs respectives de $1,45 \pm 0,21 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,04 \pm 0,03 \text{ mgN.L}^{-1}$ et $0,12 \pm \text{mgN.L}^{-1}$. Ces moyennes ont

été plus élevées dans les milieux NPP7 avec des valeurs $4,97 \pm 0,7$ mg/L pour l'azote total (N tot.), $1,44 \pm 0,08$ mgN.L⁻¹ et $1,33 \pm 0,17$ mgN.L⁻¹ respectivement pour l'ammonium (NH₄⁺) et le nitrate (NO₃⁻). Pour le phosphore total (P tot.), les concentrations ont été plus faibles dans les enceintes T0 ($0,05 \pm 0$ mgP.L⁻¹) et plus élevées dans les mésocosmes NPP3 ($0,25 \pm 0,1$ mgP.L⁻¹). La concentration de Phosphore réactif dissous (PRD) ont été minimales dans les mésocosmes T0 et maximales au niveau des NPP7 avec des valeurs respectives de $0,01 \pm 0$ mgP.L⁻¹ et de $0,11 \pm 0,04$ mgP.L⁻¹.

Au niveau de Télégraphe, les concentrations de tous les dérivés de l'azote ont été plus faible dans les témoins au jour 0 et élevés au jour 7 dans les NPP. Les valeurs moyennes varient de $1,04 \pm 0,05$ mg.L⁻¹ à $4,48 \pm 0,4$ mg.L⁻¹ pour le Ntot. de $0,04 \pm 0,03$ mgN.L⁻¹ à $1,22 \pm 0,08$ mgN.L⁻¹ pour NH₄⁺ et de $0,13 \pm 0,02$ mgN.L⁻¹ à $1,05 \pm 0,09$ mg N.L⁻¹.

L'azote minéral dans les mésocosmes est essentiellement sous la forme de nitrates. Cette forme représente environ 75 % de la totalité dans la plupart des mésocosmes sauf dans tous les enceintes (NPP7) où les poissons ont été ajouté. Dans ces milieux c'est l'ammonium qui a été plus dosé représentant ainsi 52 % l'azote minérale à débarcadère et 67 % à Télégraphe au niveau des NPP au jour 7. En comparant l'évolution de l'azote totale et du phosphore total, la remarque est que le mimima du phosphore total coïncide avec le maxima de l'azote total et vice versa dans la plupart des enceintes et sur les deux sites. Les concentrations moyennes du phosphore total sont plus élevées dans différents traitements au jour 3 de l'expérimentation par contre celle de l'azote sont plus élevées le 7^{ème} jour.

Tableau IIX : Valeurs moyennes mensuelles (\pm écart-type) des sels nutritifs mesurées selon les traitements au niveau des deux sites.

N tot. : Azote total, NH_4^+ : Ammonium ; NO_3^- : Nitrates ; P tot. : Phosphore total ; PRD : Phosphore réactif dissous. T= Témoin ; N= milieu traité à l'azote, P=milieu traité au phosphore, NP = milieu traité à l'azote et au phosphore, NPP= milieu traité à l'azote, au phosphore avec des poissons ; (0 ; 3 ;7) = jours d'expérimentation.

Codes Mésocosmes	Débarcadère					Télégraphe				
	N tot. (mg.L ⁻¹)	NH_4^+ (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	P tot. (mgP.L ⁻¹)	PRD (mgP.L ⁻¹)	N tot (mg.L ⁻¹)	NH_4^+ (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	P tot. (mgP.L ⁻¹)	PRD (mgP.L ⁻¹)
T0	1,45 \pm 0,21	0,04 \pm 0,03	0,12 \pm 0	0,05 \pm 0	0,01 \pm 0	1,04 \pm 0,05	0,04 \pm 0,03	0,13 \pm 0,02	0,06 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01
T3	3,16 \pm 1,85	0,08 \pm 0,04	0,16 \pm 0,03	0,05 \pm 0,01	0,03 \pm 0,02	2,33 \pm 1,12	0,09 \pm 0,03	0,13 \pm 0,01	0,11 \pm 0,12	0,06 \pm 0,01
T7	3,54 \pm 0,19	0,06 \pm 0,01	1,2 \pm 0,03	0,11 \pm 0,1	0,05 \pm 0,02	3,44 \pm 0,01	0,06 \pm 0,01	1,05 \pm 0,09	0,05 \pm 0,04	0,02 \pm 0,02
N3	1,84 \pm 0,19	0,05 \pm 0,01	0,16 \pm 0,04	0,18 \pm 0,1	0,06 \pm 0,02	2,32 \pm 0,2	0,23 \pm 0,01	0,18 \pm 0,2	0,14 \pm 0,01	0,12 \pm 0,01
N7	3,22 \pm 0,46	0,06 \pm 0,02	0,2 \pm 0,03	0,22 \pm 0,06	0,05 \pm 0,01	2,98 \pm 0,4	0,07 \pm 0,01	0,53 \pm 0,04	0,32 \pm 0,1	0,08 \pm 0
P3	3,46 \pm 0,35	0,07 \pm 0,01	0,23 \pm 0,01	0,24 \pm 0,09	0,08 \pm 0,01	3,84 \pm 0,4	0,06 \pm 0,31	0,58 \pm 0,04	0,26 \pm 0,12	0,04 \pm 0,06
P7	3,2 \pm 1,01	0,06 \pm 0,0&	0,65 \pm 0,4	0,1 \pm 0,01	0,04 \pm 0,02	1,43 \pm 0,3	0,05 \pm 0,01	0,4 \pm 0,06	0,07 \pm 0,09	0,05 \pm 0,05
NP3	4,36 \pm 0,48	0,06 \pm 0,01	1,28 \pm 0,03	0,08 \pm 0,04	0,05 \pm 0,01	4,02 \pm 1,37	0,07 \pm 0,01	0,62 \pm 0,03	0,13 \pm 0,1	0,05 \pm 0,05
NP7	3,81 \pm 0,24	0,05 \pm 0,01	0,7 \pm 0,04	0,18 \pm 0,03	0,07 \pm 0,02	2,23 \pm 1,07	0,06 \pm 0,01	0,46 \pm 0,04	0,12 \pm 0,05	0,07 \pm 0,02
NPP3	3,79 \pm 0,7	0,04 \pm 0,02	0,69 \pm 0,04	0,25 \pm 0,01	0,1 \pm 0,03	2,68 \pm 0,6	0,06 \pm 0,02	0,54 \pm 0,02	0,23 \pm 0,01	0,09 \pm 0,02
NPP7	4,97 \pm 0,7	1,44 \pm 0,08	1,33 \pm 0,14	0,19 \pm 0,06	0,11 \pm 0,04	4,48 \pm 0,4	1,22 \pm 0,08	0,61 \pm 0,09	0,12 \pm 0,03	0,08 \pm 0,01

3.2.1.2- Caractéristiques de la communauté phytoplanctonique dans les mésocosmes

3.2.1.2.1- Variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation

Les variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes ont été globalement similaires sur les deux sites (Débarcadère et Aghien-Télégraphe) (Figure 43). Aucune variation significative n'a été observée dans les concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes témoins et N au cours de l'expérience. En revanche, une forte augmentation de la biomasse a été observée dans le NP et le NPP entre J0 et J3. Mais après l'ajout des poissons au troisième jour de l'expérimentation dans les mésocosmes NPP, une forte diminution des concentrations de chlorophylle-a été remarquée dans ces enceintes jusqu'à la fin des expérimentations au J7. Alors que dans les mésocosmes NP, les concentrations de chlorophylle-a sont restées inchangées. Sur chaque site, une variation très significative de la biomasse a été observée entre chaque mésocosme (Kruskal-Wallis ; $p < 0,0005$). Mais il n'y a eu de variation temporelle significative qu'au sein des mésocosmes NP et NPP (Kruskal-Wallis ; $P < 0,05$). La biomasse dans les enceintes contenant l'azote minéral et du phosphate (NP) a augmenté du premier jour jusqu'au cinquième jour à télégraphe et au sixième jour à débarcadère puis une déchéance les derniers jours. Pour les mésocosmes contenant les poissons, la différence n'est observée qu'au troisième jour de l'expérimentation, car après une croissance jusqu'au troisième jour, chute à partir du quatrième jour jusqu'au septième jour. Même s'il n'y a pas de variation significative dans les mésocosmes P, néanmoins une augmentation de la biomasse est observée à partir du quatrième jour de l'expérience.

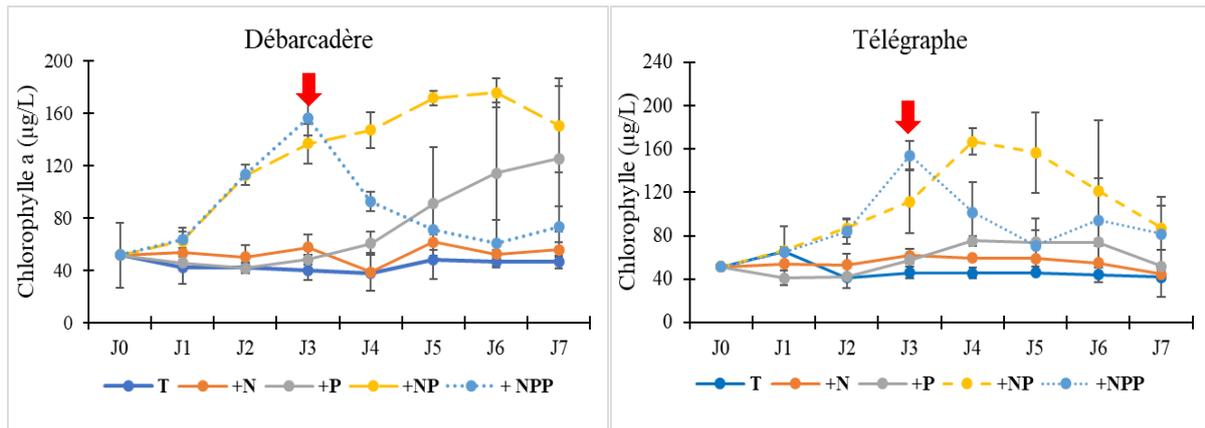


Figure 43 : Variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation.

J= jours d'expérimentation ; +N= milieu traité à l'azote, +P= milieu traité au phosphore, +NP = milieu traité à l'azote et au phosphore, +NPP= milieu traité à l'azote, au phosphore avec des poissons. Flèche rouge= ajout de poissons dans les mésocosmes NPP

3.2.1.2.2- Composition de la communauté phytoplanctonique au niveau des mésocosmes.

L'étude de la composition du peuplement phytoplanctonique a permis de retrouver les cinq groupes principaux recensés pendant le suivi (Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta et Dinophyta). Le nombre de genres a varié de 27 à 43 à Débarcadère et de 31 à 39 au niveau de Télégraphe. Les mésocosmes témoins ont été les moins diversifiés et les mésocosmes supplémentés à la fois de l'azote et du phosphore (NPP) ont été les plus diversifiés au niveau des deux sites d'expérimentations (Figure 44).

Concernant les différents groupes qui composent la communauté du phytoplancton, les Chlorophyta ont été les plus diversifiés au niveau des deux sites suivis des Cyanobacteria, des Bacillariophyta, des Euglenophyta et des Dinophyta

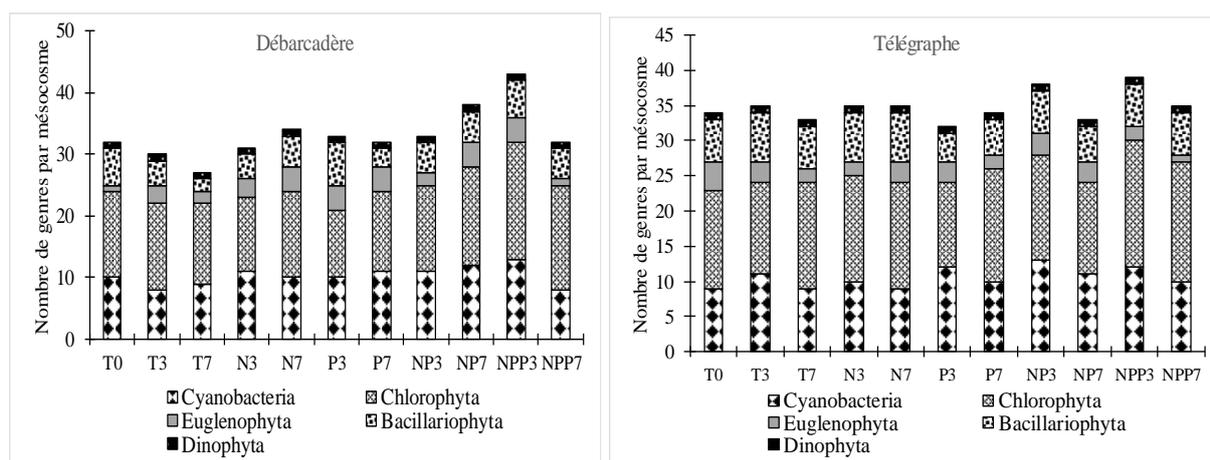


Figure 44 : Variations temporelles des concentrations de chlorophylle-a dans les mésocosmes des deux sites d'expérimentation.

J= jours d'expérimentation ; +N= milieu traité à l'azote, +P=milieu traité au phosphore, +NP = milieu traité à l'azote et au phosphore, +NPP= milieu traité à l'azote, au phosphore avec des poissons. Flèche rouge= ajout de poissons dans les mésocosmes NPP

3.2.1.2.3- Dynamique de la communauté phytoplanctonique selon les traitements dans les mésocosmes

La figure 45 présente les variations globales des biovolumes phytoplanctonique en fonction des traitements appliqués dans les mésocosmes.

Le biovolume de la communauté phytoplanctonique est resté presque inchangé dans les mésocosmes témoins durant l'expérimentation au niveau des deux sites (Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$). A Débarcadère, le volume biologique a été plus élevé au troisième jour de l'expérience et plus faible au septième jour. Les moyennes ont été de façon respective de $1,3 \text{ E}+07 \pm 1,4 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ et de $1,2 \text{ E}+07 \pm 8,2 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$. Au niveau de Télégraphe les moyennes ont fluctué de $1,2 \text{ E}+07 \pm 9,9 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $1,6 \text{ E}+07 \pm 2 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ respectivement au jour 3 et au jour 7 de l'expérience.

Au sein des mésocosmes enrichis à l'azote, il y a eu une augmentation du biovolume du phytoplancton du début jusqu'à la fin de l'expérimentation sur les deux sites (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Au niveau des deux sites (Débarcadère et Télégraphe) les moyennes les plus importantes de biovolume ont été enregistrées le septième jour de l'expérimentation, et la moyenne moins élevée a été observée au jour 0. Elles ont varié de $1,2 \text{ E}+07 \pm 8,5 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $2 \text{ E}+07 \pm 2,6 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et de $1,5 \text{ E}+07 \pm 2,4 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $1,9 \text{ E}+07 \pm 2,6 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphe.

Les biovolumes dans les milieux contenant le phosphore dissous ont eu les mêmes allures que ceux des enceintes contenant l'azote à Débarcadère et Télégraphe (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

Ils ont fluctué entre $1,2 \text{ E}+07 \pm 8,5 \text{ E}+05 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $2,2 \text{ E}+07 \pm 2,6 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et de $1,5 \text{ E}+07 \pm 2,4 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $2,1 \text{ E}+07 \pm 4,4 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphe. La combinaison de l'azote et du phosphore dissous (+NP) a affecté positivement et de façon très significative les biovolumes du phytoplancton (Kruskal-Wallis, $p < 0,005$). Ces biovolumes ont atteint des valeurs moyennes maximales au jour 7 au niveau des deux sites. Les minimums observés ont été $1,2 \text{ E}+07 \pm 8,5 \text{ E}+05 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (Débarcadère) et $1,5 \text{ E}+07 \pm 2,5 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (Télégraphe), quant aux maximums, ils ont été de $3,1 \text{ E}+07 \pm 1,5 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et de $2,7 \text{ E}+07 \pm 1,1 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ au niveau de Télégraphe.

Les poissons ajoutés dans les milieux expérimentaux NP au jour 3 ont un effet négatif sur le biovolume de la communauté phytoplanctonique. Une chute exponentielle du biovolume a été observée du jour 3 au jour 7 de l'expérimentation sur les deux sites. Une différence significative a été observée entre le troisième et septième jour (Mann – Whitney, $p < 0,05$).

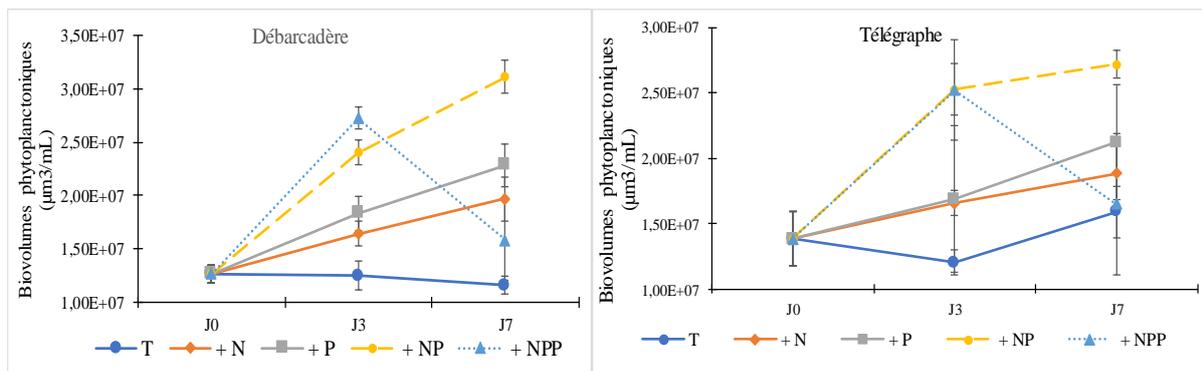


Figure 45 : Variation des biovolumes phytoplanctoniques dans les différents mésocosmes au niveau des deux sites.

J= jours d'expérimentation ; T= Témoin ; N= milieu traité à l'azote, P=milieu traité au phosphore, NP = milieu traité à l'azote et au phosphore, NPP= milieu traité à l'azote, au phosphore avec des poissons.

L'évolution de la structure globale de la communauté phytoplanctonique dans les différents milieux expérimentaux ont été très similaire sur les deux sites (Figure 46).

Le dénombrement a montré qu'à l'exception des mésocosmes NPP au jours 7 (avec des biovolumes moyennes $1,29 \text{ E}+07 \pm 1,52 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et $2,30 \text{ E}+06 \pm 3,13 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphe), les Cyanobacteria ont été dominantes quel que soit le mésocosme considéré et sur les deux sites. Leurs volumes biologiques ont été plus élevés dans les enceintes enrichies à la fois au phosphore et à l'azote surtout au jour 7. Dans ces milieux expérimentaux, elles ont représenté 45 % du biovolume total à Débarcadère et 62 % à Télégraphe, avec des moyennes respectives de $1,29 \text{ E}+07 \pm 6,29 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$ et de $1,67 \text{ E}+07 \pm 2,38 \text{ E}+06 \text{ } \mu\text{m}^3/\text{mL}$.

Cette domination a été liée à la substitution des genres *Limnothrix* et *Raphidiopsis* représentant à eux deux plus de 60% du biovolume des Cyanobacteria. Le genre *Limnothrix* a plus proliféré dans les témoins et les mésocosmes enrichies seulement à l'azote minéral jusqu'au troisième jour de l'expérimentation. Ils ont représenté plus de 45 % de la totalité de biovolumes des Cyanobacteria dans ces milieux expérimentaux. Le genre *Raphidiopsis* a par contre pris le dessus au septième jour au niveau des enceintes traitées au P, NP avec plus de 50 % du biovolumes des Cyanobacteria. Il faut noter que les genres *Limnothrix* et *Raphidiopsis* font parties des 10 genres dominants dans la lagune Aghien (représentant environ 14 % du biovolume total et environ 52% des Cyanobacteria).

Après ces bactéries photosynthétiques, viennent les Chlorophyta qui ont été moins représentatives dans les mésocosmes T3 avec des biovolumes moyens de $2,39 \text{ E}+06 \pm 1,22 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et $4,17 \text{ E}+05 \pm 2,78\text{E}+04 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphe. Par contre dans les mésocosmes traités au N et P où les poissons *Oreochromis niloticus* ont été ajoutés au 3^{ème} jour (NPP7), ces algues vertes ont pris le dessus sur toute la communauté du phytoplancton avec plus de $1,30 \text{ E}+07 \pm 3,22 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à débarcadères et $1,09 \text{ E}+07 \pm 8,19\text{E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphes soit 82 % et 66 % des biovolumes respectifs. Cette domination a été dédiée à la prolifération du genre *Scenedesmus* qui a représenté plus de 35 % des biovolumes dans ces mésocosmes.

Les Dinophyta, les Bacillariophyta et les Euglenophyta ont moins proliféré, avec des pourcentages biovolumiques respectifs de moins 10 % dans tous les mésocosmes au niveau des deux sites.

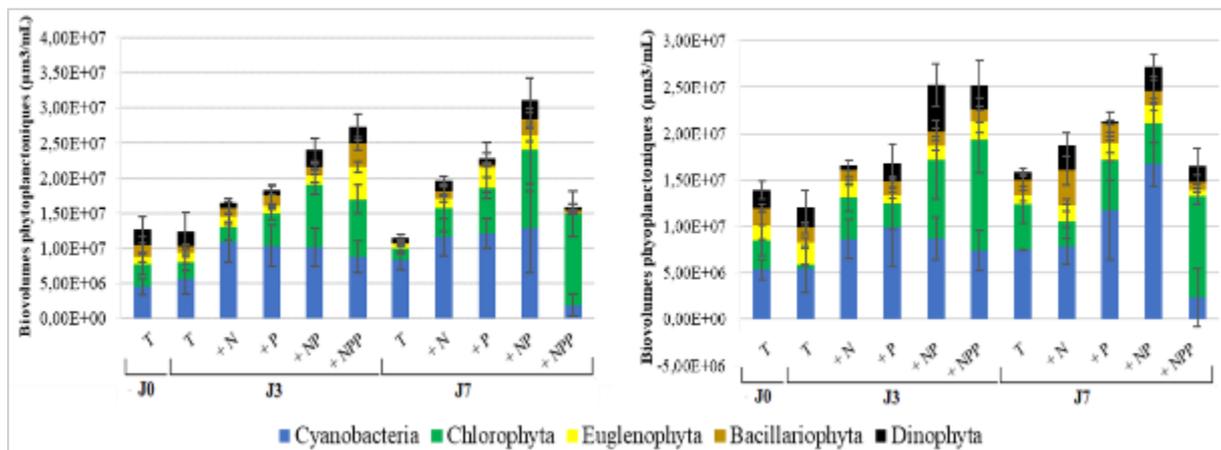


Figure 46 : Evolution des biovolumes phytoplanctoniques dans les différents mésocosmes à Débarcadère et à Télégraphe.

T= Témoin ; N= milieu traité à l'azote ; P=milieu traité au phosphore, NP = milieu traité à l'azote et au phosphore ; NPP= milieu traité à l'azote ; au phosphore avec des poissons ; J0, J3, J7 = jours d'expérimentation.

Dans la communauté des Cyanobacteria, trois genres à savoir *Raphidiopsis* ; *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* sont fixateurs d'azote atmosphérique. En comparant leur évolution dans les différentes enceintes expérimentales (Figure 47), il s'est avéré que le phosphore a eu un effet très significatif sur la prolifération (Kruskal-Wallis ; $p < 0,005$). En effet dans les mésocosmes enrichis au phosphore, la variation des biovolumes moyens de ces microorganismes du jour 3 au jour 7 ont été de $3,7 \text{ E}+06 \pm 8,3 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $4,3\text{E}+06 \pm 2,4 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Débarcadère et de $2,6 \text{ E}+06 \pm 1,1 \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $6,2 \text{ E}+06 \pm 1,6. \text{ E}+06 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à Télégraphe. Soit une fluctuation de pourcentages respectifs de 10 à 14 % et de 9 à 21 % des biovolumes des Cyanobacteria. En plus les genres *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* qui étaient en nombre réduit voir absents dans les témoins et les milieux traités à l'azote ont proliféré de façon significative dans ceux enrichis au phosphore (Figure 47). Par contre le constat qui a été fait est que l'ajout de l'azote n'a pas eu grands effets sur les biovolumes des Cyanobacteria fixatrices d'azote atmosphériques. Car du 3^{ème} au 7^{ème} jour, une faible augmentation (Débarcadère) et une décroissance de biovolumes moyens (Télégraphe) ont été enregistrées dans les enceintes traités au N. Les fluctuations observées ont été de $2 \text{ E}+06 \pm 9,5 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $3,8 \text{ E}+06 \pm 9,3 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (7 à 12 % des Cyanobacteria) à Débarcadère et de $1,9 \text{ E}+06 \pm 5,4 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $1,4 \text{ E}+06 \pm 2,4 \text{ E}+05 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ (6 à 5 % des Cyanobacteria) à Télégraphe. En plus des milieux traités au phosphore, ces bactéries chlorophylliennes ont eu aussi des augmentations très significative de biovolumes moyens au niveau des mésocosmes N+P surtout au 7^{ème} jour.

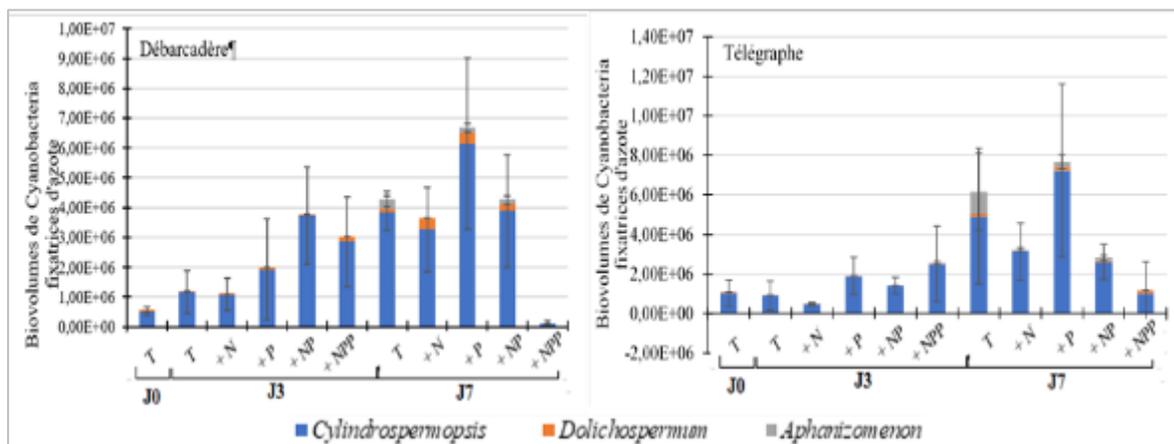


Figure 47 : Variations des biovolumes des Cyanobacteria fixatrices d'azote dans les différents mésocosmes au niveau des sites.

T= Témoin ; N= milieu traité à l'azote ; P= milieu traité au phosphore, NP = milieu traité à l'azote et au phosphore ; NPP= milieu traité à l'azote ; au phosphore avec des poissons ; J0, J3, J7 = jours d'expérimentation.

3.2.1.2.4- Variations de la richesse taxonomique et de l'indice de Shannon dans les mésocosmes

Les moyennes des richesses taxonomiques (S) dans les différents mésocosmes ont varié de 19 ± 1 à $31,67 \pm 0,5$ respectivement dans les mésocosmes T (Jour3) et NPP (Jour 3) au niveau de débarcadère et de $17 \pm 0,5$ (T au jour 3) à 31 ± 2 (NPP au Jour3) à Télégraphe. Aucune différence significative n'a été observée dans l'évolution de la richesse dans les différents milieux expérimentaux (ANOVA ; $p > 0,05$).

Concernant l'indice de Shannon, les valeurs moyennes calculées dans tous les mésocosmes tourne autour de 2. A Débarcadère, elle a fluctué respectivement de $1,99 \pm 0,05$ dans les mésocosmes T au 7^{ème} jour à $2,66 \pm 0,03$ dans les mésocosmes NPP au 3^{ème} jour. Au niveau de Télégraphe, elle a été plus faible dans les enceintes P au jour 3 avec une valeur moyenne de $1,95 \pm 0,05$ et élevée dans les milieux NPF au jour 3 avec la valeur moyenne $2,53 \pm 0,19$. Une différence significative a été observée à Débarcadère entre le jour 0 et jour 7 (Mann-Whitney, $p = 0,002$).

Le tableau X et la figure 48 mettent en exergue une relation significative positive dans l'évolution de la richesse et de la diversité de la communauté phytoplanctonique dans les mésocosmes au cours l'expérimentation.

Tableau X : Régression mettant en relation la richesse spécifique et de l'Indice de Shannon au niveau des deux sites d'expérimentation (t = coefficient de régression, r^2 = coefficient de détermination, p = probabilité).

Sites	r^2	t	P (Permutation)
Débarcadère	0,44	4,52	0,0001
Télégraphe	0,68	7,3	0,0001

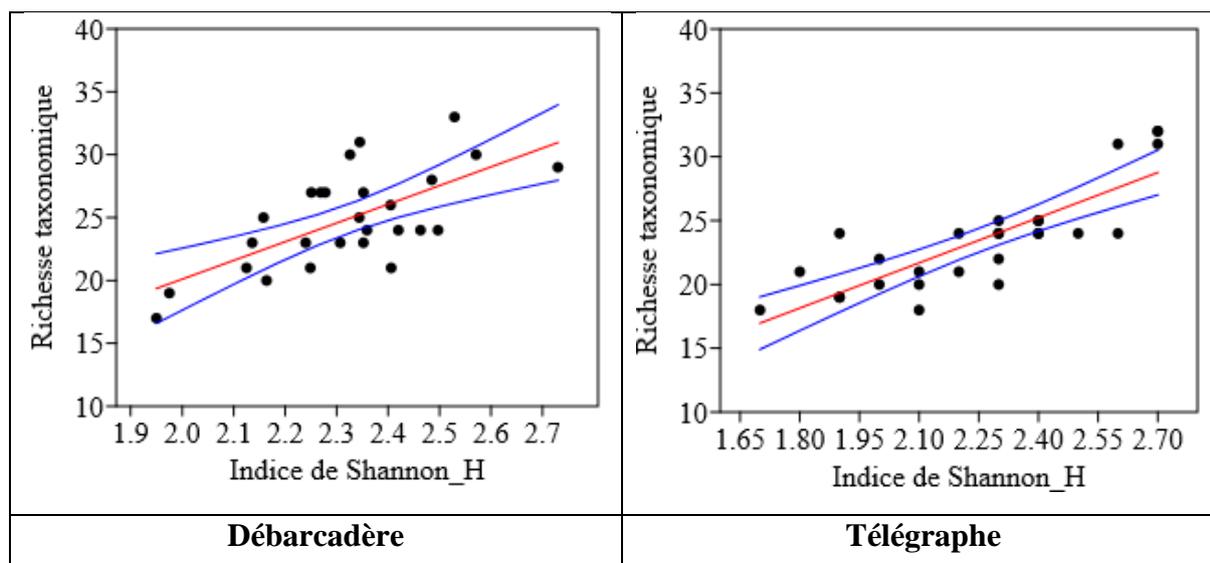


Figure 48 : Relation entre les valeurs de la richesse taxonomique de la communauté phytoplanctonique et de l'indice de Shannon obtenues dans tous les mésocosmes.

3.2.1.3- Différenciation au niveau des mésocosmes

Les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur les valeurs des biovolumes estimées au jour 0 (uniquement pour les témoins) puis au jour 3 et au jour 7 (pour toutes les conditions) sont présentés par la figure 49. Les deux premiers axes exprimant 55,3 % de l'inertie totale avec 33,5 % pour l'axe 1 et 21,8 % pour l'axe 2 ont été retenus pour l'expression des résultats de l'ACP. L'axe 1 est corrélé négativement aux genres *Oscillatoria* et *Limnothrix*. À l'opposé, les genres *Pediastrum* et *Scenedesmus* sont positivement corrélés à cet axe. L'axe 2 est expliqué positivement par les genres *Raphidiopsis* et *Peridinium*.

L'ACP montre par la superposition des coques convexes des mésocosmes témoins que la structure des communautés phytoplanctoniques dans les mésocosmes témoins a été très stable au cours de l'expérience du jour 0 au jour 7. Seuls quelques changements ont eu lieu dans les mésocosmes N à jour 3 et jour 7 et dans les mésocosmes P au jour 3, par rapport aux mésocosmes témoins, comme le montre la superposition partielle de leurs coques convexes avec celles des mésocosmes de contrôle. Au jour 7, dans les mésocosmes P, des changements plus marqués se sont produits dans les communautés phytoplanctoniques de certains mésocosmes, illustrés par la plus grande surface de leurs coques convexes (par rapport à celles des mésocosmes N). Des changements plus ou moins marqués sont apparus dans les communautés phytoplanctoniques des mésocosmes NP et NPP au Jour 3 par rapport aux mésocosmes témoins.

La grande surface de la coque convexe des mésocosmes NP au jour 7 montre qu'il y a eu une grande hétérogénéité dans la structure des communautés phytoplanctoniques au niveau de ces enceintes. Le peuplement du phytoplancton dans les mésocosmes NPP au jour 7 a été différent de ceux trouvés dans tous les autres mésocosmes, et la surface de la coque convexe correspondante est beaucoup plus petite que celle des mésocosmes NP au jour 7.

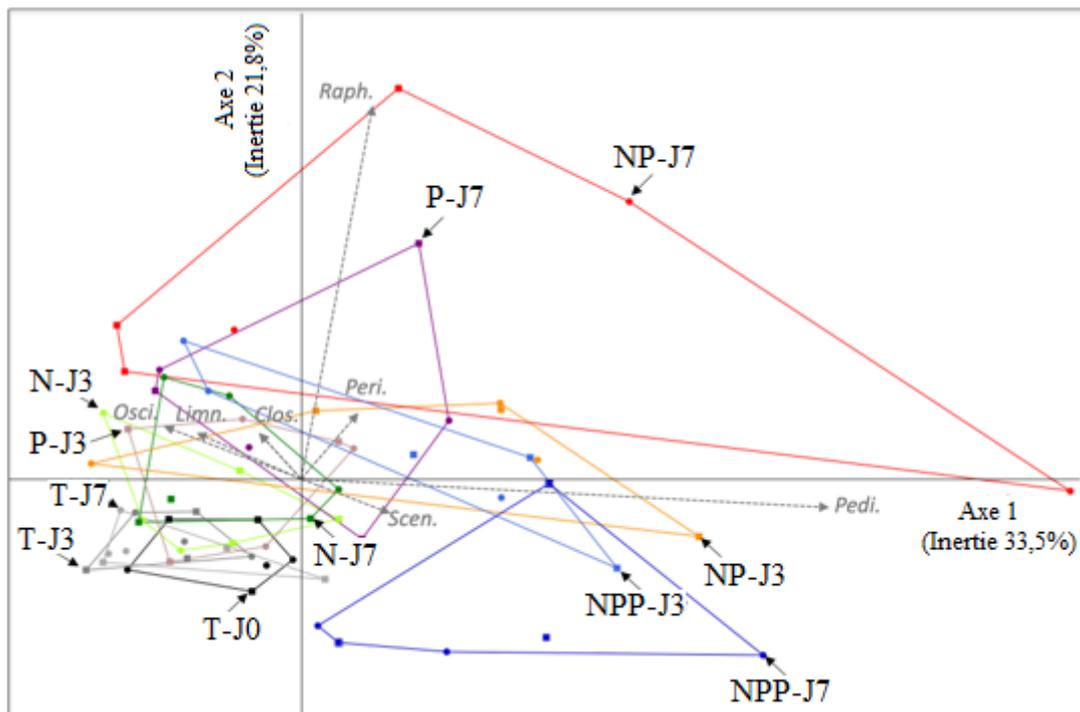


Figure 49 : Analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs de biovolumes enregistrées pour chaque genre de phytoplancton estimé au jour 0 et aux jours 3 et 7. Coques convexes = condition dans chaque mésocosme à chaque jour pris ensemble ; Carré = données de biovolumes estimés à Télégraphe ; Cercle = biovolumes estimés à Débarcadère. T-J0, -J3 & -J7=Mésocosmes de contrôle aux jours 0, 3 et 7 ; N-J3, -J7=Mésocosmes d'azote aux jours 3 et 7 ; P-J3, -J7=Mésocosmes de phosphore aux jours 3 et 7 ; NP-J3, -J7=Mésocosmes d'azote et de phosphore aux jours 3 et 7 ; NPP-J3, -J7=Mésocosmes d'azote, de phosphore et de poissons aux jours 3 et 7. Raph. = genre *Raphidiopsis/Raphidiopsis* ; Osc. = genre *Oscillatoria* ; Limn.= genre *Limnotherix* ; Peri. = genre *Peridinium* ; Pedi. = genre *Pediastrum* ; Clo. = genre *Closterium* ; Scen. = genre *Scenedesmus*.

3.2.2- Discussion

Cette étude a été menée afin de déterminer si l'augmentation prévisible des apports nutritifs dans les années futures dans la lagune Aghien favoriserait l'installation de blooms de Cyanobacteria et microalgues potentiellement toxiques. Outre les nutriments, un autre facteur notamment la présence de certaines espèces de poissons (*Oreochromis niloticus*) intervenant dans le déclenchement des proliférations a été également testés. Elle a permis d'explorer les

effets des facteurs limitants (N, P et poissons) sur la communauté phytoplanctonique dans des mésocosmes au niveau de la lagune Aghien.

Dans les mésocosmes où les essais biologiques ont impliqué l'apport des sels nutritifs (azote (N) et phosphore (P)), une co-limitation de l'azote et le phosphore a été observé, bien qu'une légère préférence pour le phosphore ait été détectée. Ainsi le N semblerait être le deuxième facteur limitant, car il limiterait la croissance du phytoplancton une fois les besoins en P seraient satisfaits. Ces résultats sont conformes à ceux de Austruy (2012) qui stipulent que le phosphore est le principal facteur limitant de la prolifération du phytoplancton en eau douce. Ce nutriment est même vu par certains auteurs (Arrignon, 1976 ; Barroin, 2004) comme l'élément nutritif augmentant le rendement du phytoplancton et qui stimulent le processus de fixation d'azote qu'il soit algal ou bactérien. Ce qui expliquerait le recrutement des genres de Cyanobacteria fixatrices d'azote tels que *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* dans les mésocosmes enrichis au phosphore au jour 7, absents dans les mésocosmes témoins et dans les milieux traités avec l'azote uniquement. Raison pour laquelle Barroin (2004) citant Sawyer (1952) a montré que le seul facteur de maîtrise des proliférations algales serait le phosphore et que toute intervention sur l'azote serait vouée à l'échec, puisque l'atmosphère constitue un réservoir inépuisable en azote. Alors que les observations faites par Quiblier *et al.* (2008) dans la région du Delta inférieur du fleuve Sénégal prouvent le contraire. Ces auteurs ont montré que l'azote est le premier nutriment limitant de la biomasse du phytoplancton après vient le phosphore.

L'ajout des poissons *Oreochromis niloticus* dans les mésocosmes enrichis au N et au P au jour 3 a provoqué une chute significative du biovolume au jour 7 de l'expérimentation sur les deux sites. La présence de ces poissons phytophages (Blé *et al.*, 2008 ; Elegbe *et al.*, 2015) a eu un effet négatif sur la prolifération de la communauté phytoplanctonique. En effet selon Paquette (2017), la concentration du phytoplancton dans un système ne dépend pas uniquement de sa limitation en termes de ressources, mais aussi du niveau de prédation auquel elle est soumise.

Le dénombrement des principaux genres de phytoplanctons dans les mésocosmes a permis de recenser les cinq groupes (les Cyanobacteria, les Chlorophyta, les Bacillariophyta, les Euglenophyta et les Dinophyta) observés pendant le suivi. Dans ces milieux expérimentaux, à l'exception des mésocosmes NPP au jours 7, les Cyanobacteria ont été dominantes (< 50 % du biovolumes) quel que soit le mésocosme considéré et sur les deux sites. Ce résultat suggère que les conditions écologiques (température moyenne $29,7 \pm 0,0^{\circ}\text{C}$, N_{tot} moyenne = $3,3 \pm 0,05$ mg/L et P_{tot} moyenne = $1 \pm 0,05$ mgP/L) de ces enceintes sont favorables au développement

de cet embranchement. Les Cyanobacteria sont en effet particulièrement compétitives pour accéder aux ressources azotées et phosphorées ainsi qu'à la lumière, du fait de nombreuses stratégies adaptatives. Elles présentent une forte affinité pour le phosphore et certains genres rencontrés (*Raphidiopsis* ; *Dolichospermum* ; *Aphanizomenon*) sont capables de fixer l'azote atmosphérique, d'autres ont la capacité d'utiliser les formes organiques d'azote et de phosphore (Blais, 2002 ; Pinay *et al.*, 2017).

Mais les biovolumes de ces bactéries chlorophylliennes ont chuté au jour 7 dans les mésocosmes NPP contenant des poissons *Oreochromis niloticus* ajoutés au troisième jour de l'expérimentation. Ce qui montrerait que l'espèce *O. niloticus* a une préférence pour les Cyanobacteria. Cette suggestion est soutenue par les études de Mukankomeje *et al.* (1994) dans le lac Muhazi au Rwanda et de Blé *et al.* (2008) dans les étangs d'élevage en Côte d'Ivoire qui ont montré que les Cyanobacteria constituent une proie importante pour *O. niloticus*. En plus cette présence de poissons bien qu'elle ait eu un effet négatif sur le biovolume des Cyanobacteria, a été favorable à l'augmentation du biovolume des Chlorophyta. L'impact négatif des poissons sur la prolifération des Cyanobacteria serait favorable au développement des autres algues, puisqu'elles sont plus compétitives. Ainsi les Chlorophyta ont profité des conditions qui prévaut au sein des mésocosmes. Cette observation fait ressortir le « paradoxe du phytoplancton » (Hutchinson, 1961 ; Lampert, 2001) qui stipule que l'adaptation de certaines espèces de phytoplancton à des conditions données du milieu passent par leur affinité avec les nutriments disponibles, la possibilité d'éviter le broutage, leur capacité de stocker des réserves ou de changer leur mode alimentaire. Il faut souligner que la déjection des poissons a augmenté la concentration de l'ammonium au sein des enceintes NPP au jour 7. Or Soares *et al.* (2017) par la culture du genre *Scenedesmus*, ont montré que l'ammonium est une source importante d'azote minéral pour le développement des Chlorophyta. Ainsi dans les enceintes expérimentales NPP, la prolifération des Chlorophyta serait liée au fait qu'après le broutage des Cyanobacteria par les poissons *O. niloticus*, ils ont utilisé les ressources disponibles (NH_4^+) pour croître sans grande compétition. Dans ces cas, la présence des poissons phytophages peut réguler la prolifération des Cyanobacteria mais provoquer même temps la croissance d'autres groupe d'algues telles que les Chlorophyta.

En ce qui concerne l'évolution de la composition de la communauté phytoplanctonique de la lagune Aghien par rapport à l'augmentation des nutriments, les analyses des résultats obtenus au niveau des mésocosmes suggèrent que l'augmentation des concentrations en nutriments dans la lagune Aghien due aux activités anthropiques (Traoré *et al.*, 2012) et aux apports des rivières

tributaires (Eba *et al.*, 2016 ; Koffi *et al.*, 2019) pourraient conduire à une prolifération de phytoplancton surtout de Cyanobacteria appartenant aux genres *Raphidiopsis*, *Limnothrix*, *Dolichospermum*, *Oscillatoria* et *Microcystis*. Alors que le développement de ces différents genres pourrait entraîner des risques pour la santé, car ils sont producteurs potentiels de toxines (Quiblier *et al.*, 2008 ; Humbert *et al.*, 2010 ; Bernard, 2014).

3.3- APPROCHE PARTICIPATIVE POUR LA SURVEILLANCE DE LA PROLIFÉRATION DES CYANOBACTERIA DANS LA LAGUNE AGHIEN

3.3.1- Résultats

3.3.1.1- Données collectées au cours de la période d'étude

Cette étude pilote a été réalisée en deux phases. Pendant la première période (d'octobre 2017 à août 2018), 443 rapports ont été enregistrés dans le cadre du projet WaSAf sur la plateforme Epicollect5. Parmi ces rapports, les numéros de téléphone n'ont été fournis que dans 37 d'entre eux. Au cours de la deuxième phase de l'étude (de septembre 2018 à août 2019), 171 questionnaires ont été collectés et les numéros de téléphone n'ont été fournis que dans 7 d'entre eux. Pendant toute la période de l'étude, il apparaît que 92,8 % des données collectées avec l'application pour smartphone étaient anonymes, ce qui rend impossible l'estimation du nombre de participants ayant contribué au suivi.

Chaque mois en moyenne 44 informations ont été recueillies pendant la première période de l'étude sur le site web de l'application du projet, tandis qu'à la deuxième période, 13 en moyenne ont été enregistrées chaque mois (Figure 50). Cette différence dans le nombre d'informations collectées au cours des deux périodes était attendue puisque la recommandation pour les sentinelles a été modifiée. Cette modification stipule que les photos ne doivent plus être envoyées par semaine, mais seulement s'il y a observation des Cyanobacteria ou d'autres signes de dégradation au sein de la lagune.

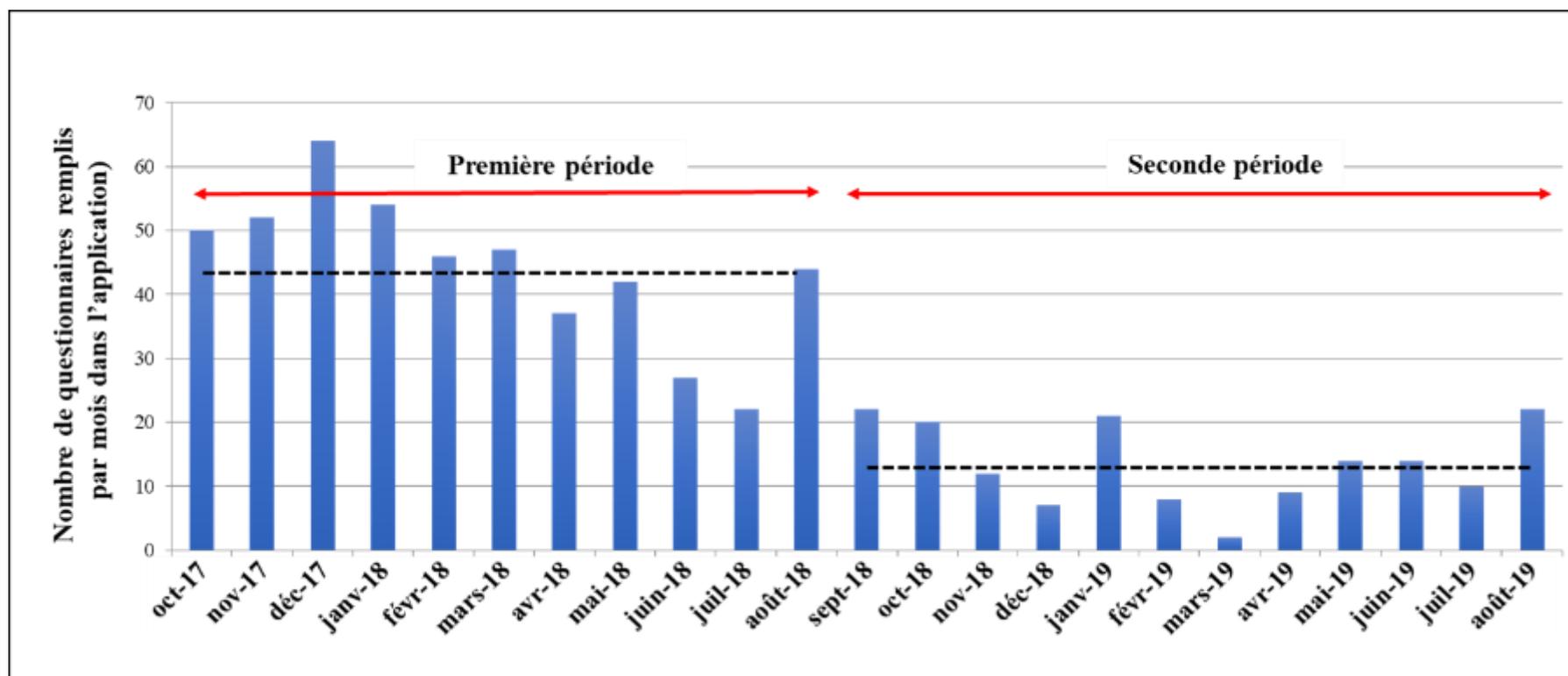


Figure 50 : Evolution du nombre de questionnaires remplis enregistrés sur la plateforme Epicollect 5 du projet WaSAf.
Ligne pointillée : Moyenne mensuelle des questionnaires collectés au cours de chaque période.

Les origines géographiques des données collectées au cours de cette étude ont été réparties tout autour de la lagune et pas seulement à proximité des trois villages (Figure 51 A). De nombreux points de données ont été collectés dans la partie ouest de la lagune par la sentinelle du village de Débarcadère (Figure 51 B). Cette sentinelle a effectué une surveillance visuelle en quatre points de cette partie de la lagune. Enfin, il apparaît également sur la carte que certaines des données n'ont pas été localisées sur le littoral de la lagune.

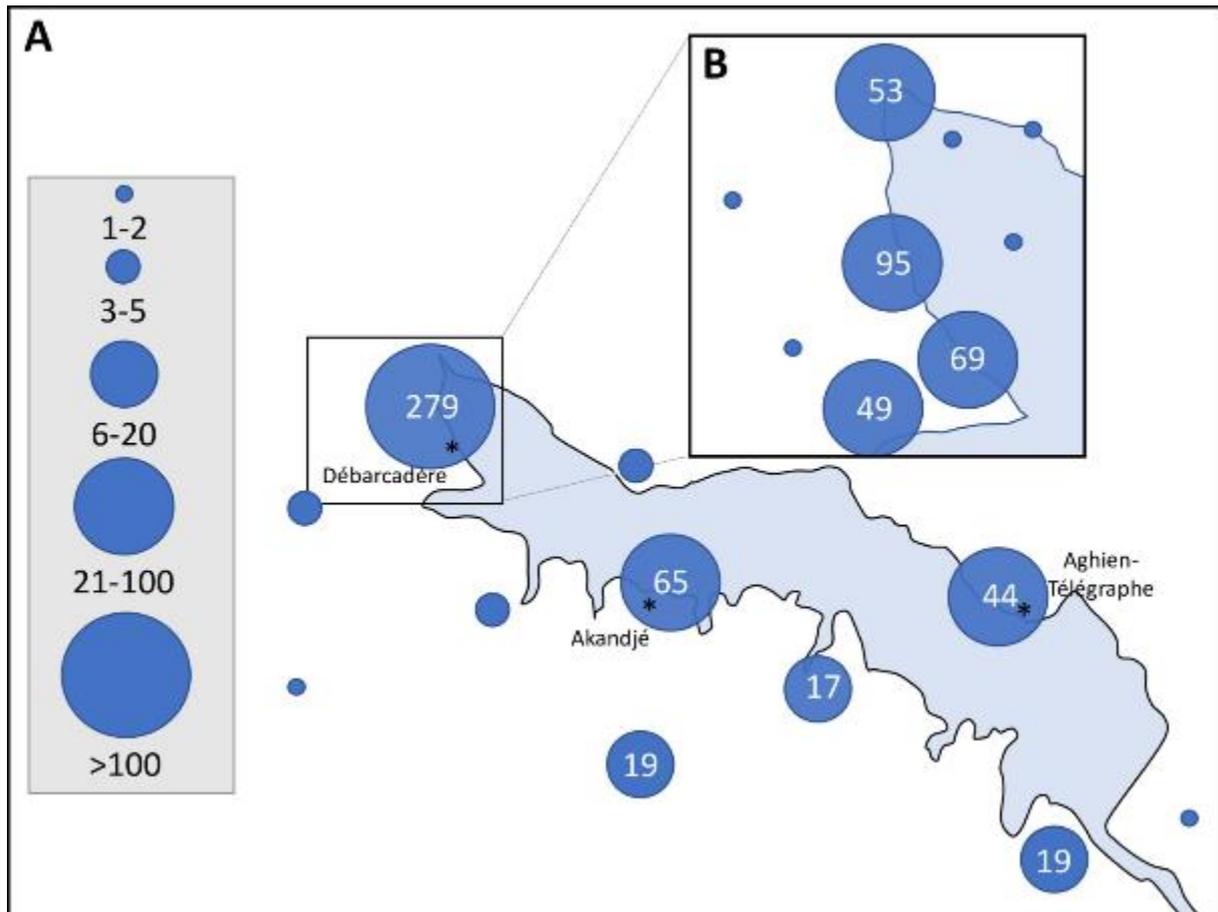


Figure 51 : Répartition géographique des données collectées par les citoyens autour de la lagune d'Aghien (A) ; Détail du suivi des citoyens effectué par la sentinelle du village de Débarcadère (B).

3.3.1.2- Suivi participative des efflorescences algales

La présence potentielle de bloom de Cyanobacteria dans la lagune a été signalée dans l'application pour smartphone par la réponse "eau verte/algues visibles" du questionnaire. Ces réponses ont été parfois étayées par les images associées au questionnaire (Figure 52), mais fréquemment, la mauvaise qualité des images n'a pas permis de confirmer la présence de Cyanobacteria.

Les proliférations de Cyanobacteria ont été signalées principalement au cours de quatre périodes (Figure 53). Le premier pic de signalement a eu lieu en novembre 2017, suivi d'un petit pic en février 2018, d'un troisième pic en mai-juin 2018 et enfin d'un quatrième grand pic de mai à août 2019.

Les emplacements géographiques des efflorescences algales potentielles indiqués par la présence d'une couleur verte de l'eau ou d'algues visibles au cours des trois périodes n'étaient pas les mêmes. Pour le premier pic, la quasi-totalité des signalements provenait du village de Débarcadère, tandis que pour les deux autres pics, la majeure partie des signalements de prolifération d'algues provenait du Village d'Aghien-Télégraphe.



Figure 52 : Deux exemples de photos de bloom prises par les participants lors de la surveillance citoyenne de la lagune Aghien d'octobre 2017 à août 2019.

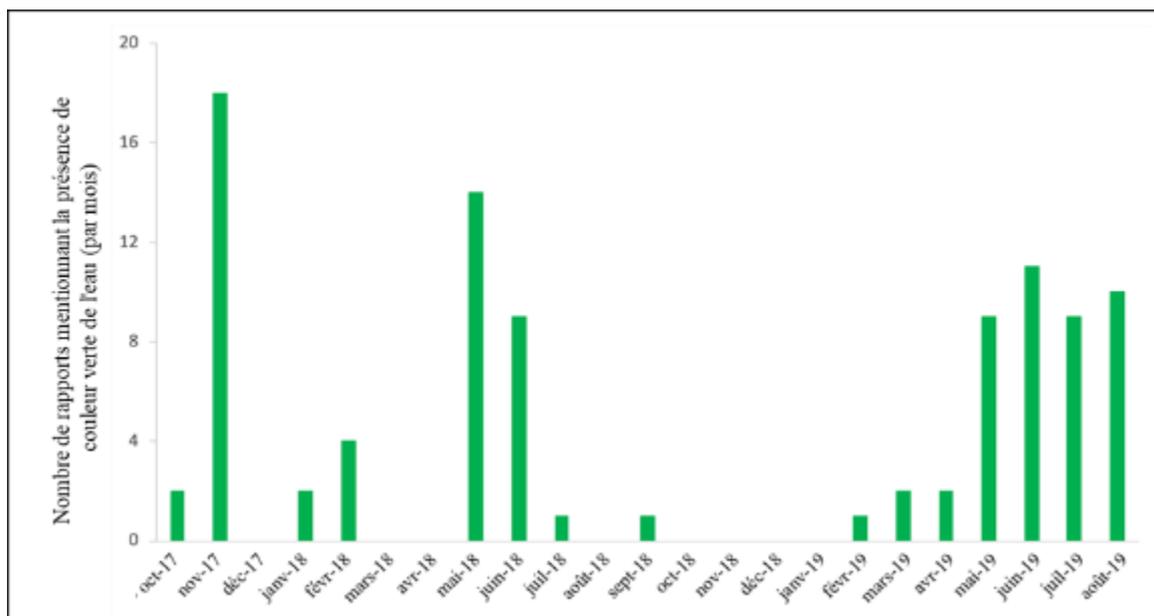


Figure 53: Evolution du nombre de signalements effectués par les citoyens sur la présence potentielle de Cyanobacteria dans la lagune d'Aghien.

3.3.1.3- Comparaison des données fournies par le suivi participatif à celles du suivi scientifique

Il a été difficile de comparer les données scientifiques avec celles recueillies par les citoyens. En effet, le suivi citoyen a été effectué sur les rives de la lagune tandis que le suivi scientifique des Cyanobacteria a été effectué dans six points de prélèvement situés à plus de 150 m des rives (sauf pour le S3). En outre, des échantillons d'eau au cours du suivi ont été prélevés une fois par mois, tandis que les rapports sur smartphone ont été envoyés par les citoyens au fil des jours. Pour ces raisons, la comparaison a été seulement fait entre le nombre mensuel de rapports mentionnant la présence d'une couleur d'eau verte ou d'algues visibles avec les variations mensuelles des biovolumes totaux de Cyanobacteria estimés à chaque station d'échantillonnage.

Deux augmentations des biovolumes de Cyanobacteria ont été observées lors de la surveillance scientifique effectuée d'octobre 2017 à avril 2018. La première a été enregistrée en novembre 2017, et la seconde en février 2018 (Figure 54). Pendant ces deux augmentations de biovolumes de Cyanobacteria, il a été également constaté une augmentation du nombre de rapports de citoyens mentionnant la couleur verte de l'eau ou d'algues visibles. Au cours de ces sept mois de surveillance scientifique, les Cyanobacteria ont dominé la communauté phytoplanctonique, représentant en moyenne 40 % (± 18) du total des biovolumes phytoplanctoniques estimés à chaque date et station d'échantillonnage, alors que les

Dinophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta et Euglenophyta représentaient respectivement 19 % ± 14, 17 % ± 11, 15 % ± 17 et 9 % ± 6 de ces biovolumes. Enfin, les données recueillies au cours du suivi pendant les 17 mois ont également mis en évidence de grandes variations des biovolumes Cyanobacteria. Les biovolumes les plus importants ont été enregistrés pendant cette période d'étude à la station 4 et les plus faibles à la station 6.

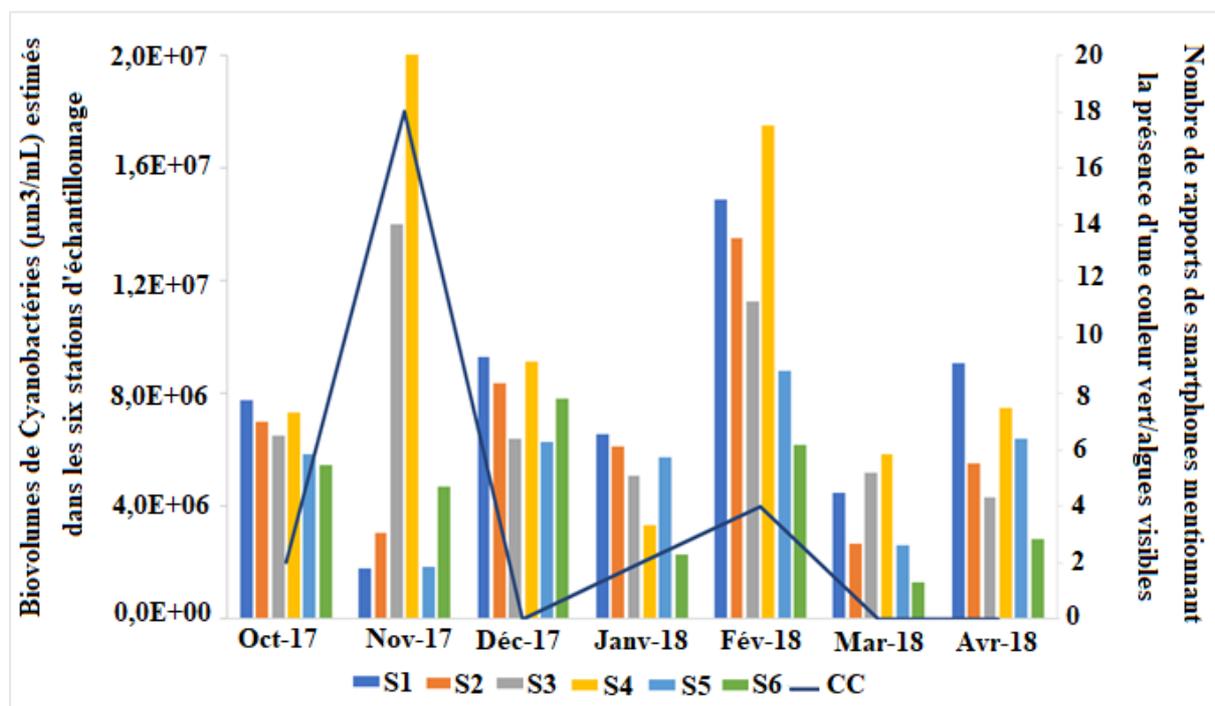


Figure 54: Biovolumes de Cyanobactéries estimés dans les six stations d'échantillonnage de la lagune d'Aghien pendant le suivi et nombre de rapports mentionnant une couleur verte de l'eau/algues visibles réalisés sur l'application smartphone par les citoyens. CC = Contrôle citoyen. S1 à S6 = Stations d'échantillonnage 1 à 6

3.3.1.4- Perception de la qualité de l'eau par la population locale en lien avec l'efflorescence algale.

L'enquête sociale menée avant la mise en place du suivi citoyen a révélé des différences significatives (test du Chi2, $p < 0,0001$) dans les opinions sur la qualité de l'eau de la lagune dans les trois villages (Figure 55 A). Près de 90 % des personnes interrogées du village d'Akandjé et 56 % d'Aghien-Télégraphe ont dit que la lagune était "de bonne et très bonne qualité". En revanche, la perception de la qualité est plus négative dans le village de Débarcadère (72 % des personnes interrogées pensent que la lagune est dans un mauvais ou très mauvais état).

Des différences significatives ont également été constatées entre les trois villages au niveau des critères utilisés par les populations locales pour qualifier l'évolution récente de la qualité de l'eau

dans la lagune (test du Chi2 ; $p < 0,001$). Ces différences concernent principalement la prolifération des roseaux et les mauvaises odeurs, qui ont été plus spécifiquement associées à la dégradation de la qualité de l'eau à Aghien-Télégraphe et Débarcadère respectivement (Figure 55 B). D'autre part, les deux critères les plus cités pour qualifier la récente dégradation de la qualité de l'eau dans les trois villages sont les captures de pêche (en baisse depuis 20 ans selon leur perception) et les changements de couleur de l'eau (Figure 55 B). L'importance relative de ces deux critères varie selon les villages, avec des différences significatives entre Akandjé et les deux autres villages (test du Chi2 ; $p < 0,05$).

Enfin, les groupes de discussion et les entretiens qualitatifs ont révélé que deux changements principaux de la couleur de l'eau sont identifiés par les populations locales : (i) l'eau brune (boueuse, rougeâtre) observée principalement pendant les saisons des pluies (de mai à juillet et de septembre à novembre), et (ii) l'eau verte observée avant et/ou après les saisons des pluies. La couleur brune était (principalement) associée aux "eaux sales" provenant du bassin versant pendant les périodes pluvieuses. Pendant ces périodes, les habitants prennent des précautions, et la lagune est moins utilisée pour les activités domestiques afin d'éviter les maladies liées à l'eau comme la diarrhée. La couleur verte de la lagune n'a été associée à aucun risque sanitaire ou environnemental. En revanche, certains participants ont remarqué une coïncidence entre la couleur verte de l'eau et l'abondance des poissons : "*Quand l'eau devient verte, elle sent le poisson, c'est du caca de poisson, c'est un signe pour les pêcheurs qu'il y a beaucoup de poissons et qu'ils peuvent aller pêcher*" (Focus des groupes de femmes, Akandjé, novembre 2017). Seuls quelques villageois ont remarqué que les activités de baignade pendant ces périodes d'eau verte pouvaient générer des irritations de la peau et des yeux. Par conséquent, aucune ou très peu de précautions liées aux usages domestiques de l'eau ne sont prises pendant les périodes de prolifération des Cyanobacteria. Enfin, de nombreux participants aux groupes de discussion ont fait un lien entre la couleur brune (pollution par les eaux de ruissellement) et la couleur verte (eutrophisation), la première couleur précédant souvent la seconde.

Les groupes de discussion initiaux et les événements de restitution ont été des occasions importantes afin de faire comprendre les raisons pour lesquelles les chercheurs et les membres de l'Institut Pasteur étaient si intéressés par la surveillance des "points verts", comme la population locale les appelaient. D'une part, les observations locales sont pertinentes (la production de biomasse phytoplanctonique favorise les populations de poissons), mais il faut préciser et expliquer qu'un développement massif de Cyanobacteria représente également

un risque sanitaire pour les activités humaines et peut être considéré comme un bon indicateur de l'évolution globale de la qualité de l'eau dans la lagune. D'autre part, de tels moments d'échange sont nécessaires pour motiver les communautés locales et susciter l'inquiétude de la population locale face à la prolifération des Cyanobacteria, qui était auparavant considérée comme un phénomène naturel.

Enfin, les groupes de discussion initiaux et les événements de restitution ont joué le rôle d'"arènes hybrides" permettant aux communautés et aux scientifiques de discuter des causes et des conséquences de la dégradation de la qualité de l'eau dans la lagune. Les chefferies locales étaient très disposées à discuter de la contribution à la pollution de la lagune par les populations vivant à proximité de la lagune par rapport à celle provenant du reste du bassin versant et des actions et programmes qui pourraient être mis en œuvre pour protéger ou restaurer la qualité de l'eau dans la lagune.

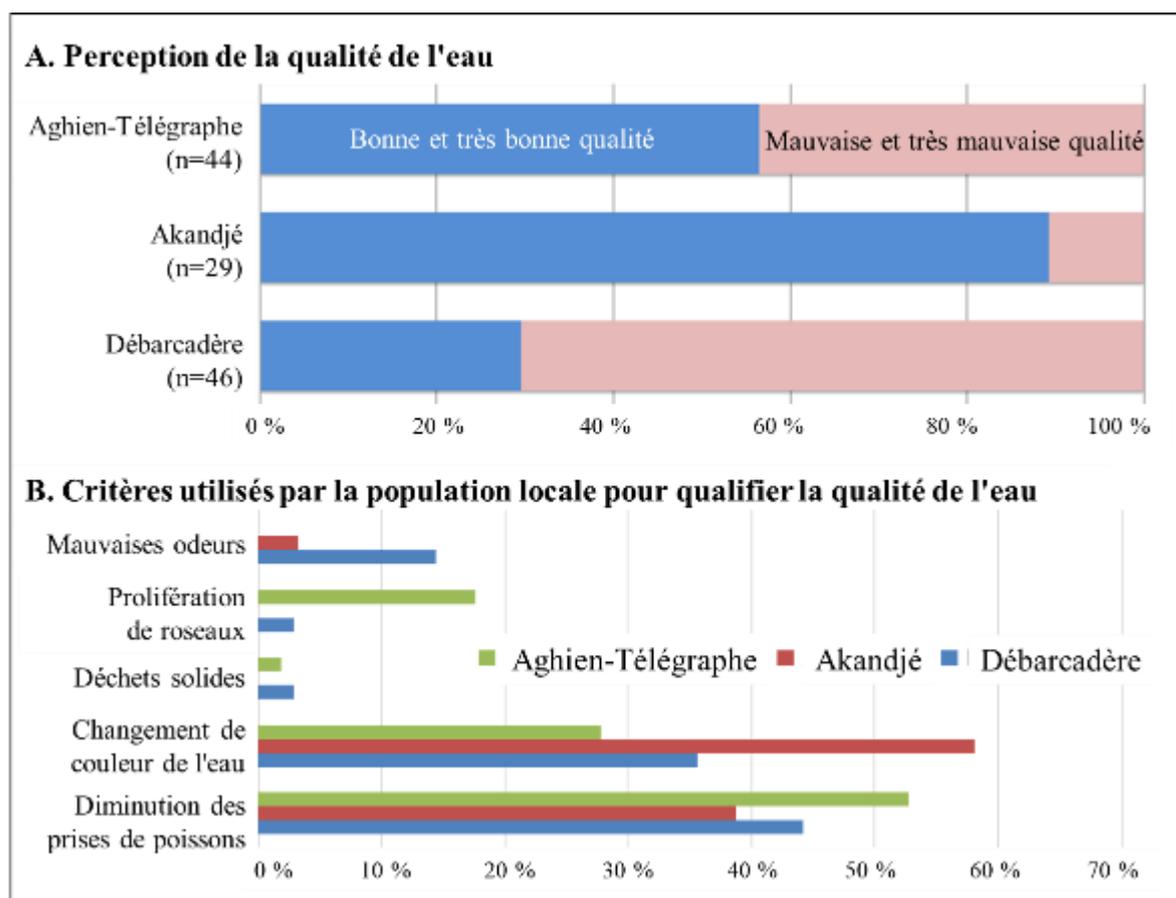


Figure 55 : Perception de la qualité de l'eau de la lagune d'Aghien par les habitants des trois villages (Aghien-Télégraphe, Akandjé, Débarcadère).

3.3.2- Discussion

Ce premier projet citoyen basé sur l'utilisation d'une application pour smartphone pour la surveillance des proliférations de Cyanobacteria en Afrique plus précisément en Côte d'Ivoire montre qu'il existe une opportunité pour de telles approches à la fois pour (i) l'amélioration de la surveillance des Cyanobacteria en plus de la surveillance effectuée par les institutions concernées et (ii) l'amélioration de la sensibilisation et des apprentissages sociaux pour les communautés locales concernant les risques sanitaires associés aux Cyanobacteria et plus globalement sur la dégradation de la qualité de l'eau.

En ce qui concerne l'amélioration de la surveillance institutionnelle, il est bien connu que la surveillance précise des proliférations de Cyanobacteria est très coûteuse. Ce coût financier est une contrainte majeure pour la mise en œuvre de la surveillance à long terme dans les pays en développement en raison de la difficulté à obtenir un financement à long terme dans ces pays. La meilleure illustration de ce problème est que la surveillance mensuelle effectuée pendant le suivi scientifique sur la lagune, en même temps que la mise en œuvre de la surveillance participative, a été arrêtée au bout de 17 mois en raison du manque de ressources financières pour la poursuivre. Cette étude pilote a montré qu'il est possible de mobiliser les populations locales vivant à proximité d'un écosystème d'eau douce pour le surveiller. Dans ce contexte, il serait intéressant de soulever la question de la place de ce suivi participatif dans un système global de la surveillance de la lagune Aghien. Primo, il pourrait être un système d'alerte précoce pour les proliférations de Cyanobacteria, pouvant déclencher des prélèvements et des analyses d'eau. Ce qui pourrait considérablement (i) améliorer l'efficacité de la surveillance institutionnelle basée, par exemple, sur une fréquence d'échantillonnage mensuelle dans un nombre limité de points d'échantillonnage et (ii) réduire le coût de la surveillance institutionnelle si ces deux approches sont bien coordonnées. Secundo, cette science, associée à des programmes d'éducation et de renforcement des capacités, pourrait également améliorer les connaissances de base sur la dynamique et la toxicité des proliférations de Cyanobacteria et, plus globalement, la connaissance de la qualité de l'eau, lorsqu'elle est associée à un échantillonnage de l'eau par des bénévoles non formés et équipés, comme cela a été fait dans d'autres projets participatifs (Bos *et al.*, 2019).

En ce qui concerne la sensibilisation locale et l'apprentissage social sur les Cyanobacteria, les groupes de discussion ont montré que les populations locales vivant autour de la lagune Aghien pouvaient spontanément identifier la pollution visible, ainsi que les changements des paramètres physiques et biologiques (tels que la couleur de l'eau, les macrophytes et les

efflorescences algales). En même temps, ces groupes de discussion ont également révélé la faible sensibilisation de ces populations aux risques sanitaires associés aux efflorescences Cyanobacteria. Lors des réunions de préparation et de retour d'information organisées dans les trois villages, il y a eu également de nombreuses discussions sur les causes des proliférations de Cyanobacteria dans les écosystèmes d'eau douce. La question de l'eutrophisation a été bien comprise par la plupart des participants, avec des débats intéressants sur la contribution relative du rejet de nutriments dans la lagune par la pollution locale par rapport à la "pollution lointaine" des autres parties du district d'Abidjan situées dans le bassin versant. Ces discussions ont, par exemple, conduit les représentants de la chefferie d'un village à interdire la défécation dans la lagune par les habitants de ce village et à demander aux autorités régionales des investissements en matière d'assainissement. Enfin, il apparaît que les bénéfices sociaux associés à la démarche de suivi citoyen sont à la fois directs (nouveaux apprentissages et compréhension du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et de la problématique de l'eutrophisation et de ses conséquences sur les proliférations de Cyanobacteria ; nouvelles capacités d'identification des sources de pollution et des risques sanitaires et écologiques, etc.).

Plusieurs limites ont été également identifiées au cours de cette première étude pilote sur la surveillance citoyenne des Cyanobacteria en Côte d'Ivoire. Ces limites peuvent être qualifiées de (i) limites techniques ; (ii) limites participatives ; (iii) limites de précision et de validation des données et (iv) limites institutionnelles.

Les premières limites techniques sont liées à l'exactitude des données produites. Certaines données ont été affectées par les géolocalisations approximatives de plusieurs rapports, qui n'étaient pas situés sur le littoral de la lagune. Ces erreurs de géolocalisation étaient probablement dues à la mauvaise utilisation ou à la mauvaise qualité du GPS de certains smartphones, sachant que l'amélioration rapide de la qualité des smartphones permettra probablement de réduire ce problème dans les années à venir. De même, la mauvaise qualité de certaines des images associées aux questionnaires n'a pas permis de confirmer visuellement la présence des "algues vertes" indiquées dans le questionnaire. Une fois de plus, l'amélioration rapide de la qualité des images dans les smartphones (Coccia, 2018) permettra probablement de résoudre ce problème à l'avenir. Enfin, la remarque faite au cours des réunions est que la plupart des jeunes hommes et femmes (<45 ans) avaient des smartphones équipés d'un appareil photo, ce qui n'était pas le cas pour les personnes de plus de 45 ans, qui n'avaient qu'un petit

téléphone portable sans appareil photo. Il est probable que la baisse des prix des smartphones se traduira à l'avenir par une plus grande disponibilité de ces appareils dans les populations.

La limite participative de cette étude pilote a concerné aussi le fait que malgré un nombre très important de données enregistrées, la plupart d'entre elles étaient censées être envoyées par les sentinelles locales. Il était rarement possible de savoir qui avait envoyé les rapports car peu de personnes ont indiqué leur numéro de téléphone dans les rapports. Cependant, lorsque le numéro de téléphone a été fourni, il est apparu que les sentinelles des trois villages ont envoyé la plupart des rapports. Il semblerait ainsi que certaines catégories sociales/genres n'ont pas contribué à la surveillance citoyenne. On peut citer en exemple les femmes, bien qu'elles soient en contact étroit avec la lagune. Cependant, d'après les entretiens avec les sentinelles, il est apparu que certains villageois qui ont observé des changements dans la couleur de l'eau ont demandé aux sentinelles de créer un rapport sur l'application. Ainsi, le rôle des sentinelles était très important dans les villages, ce qui a rendu leur sélection très importante. Dans cette expérience, le meilleur contributeur en tant que sentinelle était un instituteur du village de Débarcadère, qui avait lui-même prévu de mener une surveillance multipoint. Comme l'ont signifié Requier *et al.* (2020), la question de la participation à long terme et l'amélioration de la participation volontaire sont facilitées par des acteurs clés (tels que les sentinelles) qui peuvent servir d'intermédiaires entre les scientifiques et les populations locales.

Plusieurs limites ont été également observées dans le processus de validation des données fournies par le suivi des citoyens. Une certaine congruence a été constatée entre ces données et celles collectées pendant les 17 mois de suivi scientifique, mais cette comparaison n'était pas pleinement satisfaisante. Il serait préférable d'effectuer un suivi de l'eau dans les mêmes zones où la couleur verte de l'eau/algues visibles ont été signalées par les citoyens. Pour atteindre cet objectif, il serait recommandable d'utiliser deux méthodes différentes pour la validation des données collectées par les citoyens. La première basera sur l'utilisation d'un spectromètre pour smartphone par les sentinelles évaluer certains paramètres de qualité de l'eau (Mc Gonigle *et al.*, 2018), tandis que la seconde consistera à collecter l'eau et à la fixer avec une solution d'iode de Lugol, puis à la faire examiner au microscope par des scientifiques. Ces deux méthodes seront testées en France au cours de l'été 2020 dans le cadre d'un suivi citoyen des Cyanobacteria avec la même approche qu'en Côte d'Ivoire.

La limite institutionnelle de cette approche de surveillance des citoyens concerne aussi l'intégration des données collectées par les citoyens dans le cadre de la surveillance institutionnelle de la lagune, qui fait actuellement défaut. Les deux ministères en charge de la

gestion des ressources en eau et de la production d'eau potable ont exprimé un grand intérêt pour cette approche participative mais n'ont pas vu comment les données collectées pourraient être intégrées par leurs institutions. Ce résultat n'est pas dû au fait que les données participatives ont été jugées inutiles ou pas assez précises, mais au fait que les institutions ne consacrent pas les ressources financières et humaines nécessaires à la surveillance à long terme des ressources en eau douce. Il reste encore beaucoup à faire pour sensibiliser ces institutions afin de montrer comment l'autonomisation des citoyens pourrait être intégrée dans le cadre de la mise en œuvre du suivi à long terme des ressources en eau douce. Dans ce but, les différentes institutions de l'eau de Côte d'Ivoire (Ministère des Eaux et Forêts et Ministère de l'Hydrologie) ont été sollicitées pour ce programme de surveillance afin de mettre en place un observatoire environnemental de lagune Aghien, dans lequel le suivi participatif prendrait sa place en tant que système d'alerte précoce des proliférations de Cyanobacteria.

Enfin, les aspects sociaux de la science participative ont été pris en compte, en plus de la conception de l'application smartphone et la collecte de données sur la prolifération des Cyanobacteria. Ces facteurs sociaux sont cruciaux car ils sont à la fois une condition pour un suivi participatif efficace et une condition pour maximiser l'utilité sociale de la procédure. De ce point de vue, la science participative est bien plus que le recrutement de volontaires pour la collecte de données. L'autonomisation de citoyens bien informés, l'adoption de compétences de pensée critique liées à l'environnement et le renforcement de la relation science-société sont reconnus comme un point crucial des projets de science participative, même si ces points sont parfois marginaux dans la conception des projets de science participative (Dickinson *et al.*, 2012).

CONCLUSION

Ce travail de thèse réalisé sur la lagune Aghien avait pour but de cerner l'état écologique de ladite lagune en vue d'une gestion et une protection durable de cet écosystème lagunaire. Il a s'est déroulé en trois grandes étapes : (i) un suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique de la lagune effectué en 17 mois et deux approches expérimentales des facteurs de régulation du phytoplancton à savoir (ii) une étude expérimentale en mésocosmes pour évaluer la vulnérabilité et les possibles évolutions de cette lagune et (iii) tester l'efficacité d'une approche participative de la surveillance des cyanobactéries. L'ensemble de ses investigations sur les paramètres physiques, chimiques et phytoplanctoniques a permis de d'évaluer la qualité des eaux et de dresser un bilan écologique de la lagune Aghien à partir de la composition, de la structure des peuplements du phytoplancton, ainsi que de leurs variations saisonnières.

Le suivi de l'état écologique de lagune Aghien a permis de mettre en évidence, du point de vue physicochimique quatre processus principaux sur l'origine des nutriments : (i) la majeure partie des nutriments provenant du bassin versant a été fournie par les trois principaux affluents de la lagune (Djibi, Bété et Mé) lors des deux pics de précipitations annuelles (juin et octobre 2017), (ii) le ruissellement de surface lors des précipitations, (iii) le relargage de phosphate dans ces zones d'anoxie pendant les périodes de stratification de la colonne de l'eau, (iv) la fixation de l'azote atmosphérique par certains genres de Cyanobacteria fixatrices d'azote (*Raphidiopsis* et *Dolichospermum*). Par ailleurs, le rapport N_{tot}/P_{tot} estimé sur les valeurs massiques a été toujours de ≥ 7 , suggérant ainsi que le facteur limitant de la production primaire serait le phosphore.

L'étude de la composition taxonomique de la lagune au cours du suivi a révélé que la communauté phytoplanctonique est constituée de cinq embranchements subdivisés en 52 genres. Les groupes de phytoplancton représentés dans les peuplements sont par ordre d'importance les Chlorophyta, les Cyanobacteria, les Bacillariophyta, les Euglenophyta et les Dinophyta. Au sein de cette structure, 11 genres ont été dominants avec cinq Cyanobacteria potentielles productrices de toxines. Parmi ces dernières deux (*Raphidiopsis* et *Dolichospermum*) sont fixatrices d'azote. Au cours de cette période, aucune saisonnalité marquée n'a été observée au sein de ce peuplement.

Relativement à l'aspect quantitatif du phytoplancton, les données ont révélé une grande variabilité interannuelle des biovolumes, avec des résultats très contrastés entre les deux grandes saisons sèches de 2017 et 2018. Les biovolumes les plus élevées ont été obtenus en février et mars 2017, tandis que les plus faibles ont été constatées pendant les deux saisons des pluies.

Au niveau spatial, la station 1 a été le point d'échantillonnage où les biovolumes enregistrés ont été généralement plus élevés que dans le reste de la lagune. Cette étude menée sur le statut trophique de la lagune Aghien a montré à travers les résultats obtenus sur les variables chimiques et biologiques que la lagune d'Aghien est eutrophiée.

Les résultats obtenus dans les mésocosmes ont permis d'avancer sur une question très importante dans la gestion et protection durable des ressources hydriques de la lagune Aghien : l'évaluation de la vulnérabilité et des possibles évolutions de la lagune si la pollution par les nutriments continue d'augmenter.

Ce chapitre a révélé par des bio-essais, une co-limitation de la croissance du phytoplancton par l'azote (N) et le phosphore (P) dans les milieux expérimentaux au niveau des deux sites (Débarcadère et Télégraphe). Ces résultats ont montré également qu'en plus de la co-limitation de N+P, il y a une légère préférence pour le phosphore chez le phytoplancton. De par ces résultats, il s'est avéré que l'eutrophisation croissante peut favoriser le maintien d'un niveau élevé de biomasse. Ainsi, dans la lagune Aghien, l'augmentation de l'apport des nutriments liée au quatre processus principaux à l'origine des apports en nutriments énumérés plus haut pourrait à l'avenir entraîner des proliférations de phytoplancton comme simulé dans les mésocosmes. En plus, en regard (i) de la domination des Cyanobacteria potentielles productrices de toxines (*Raphidiopsis*, *Limnothrix*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Dolichospermum*,) dans les enceintes expérimentales, (ii) du recrutement des genres de Cyanobacteria fixatrices d'azote dans les mésocosmes enrichis au phosphore et (iii) la présence élevée de ces genres dans la communauté phytoplanctonique dans le plan d'eau, les conditions écologiques de lagune Aghien dans l'avenir risquent devenir très inquiétante. Par ailleurs, l'ajout des poissons phytophage dans les mésocosmes a mis en évidence leur importance dans l'évolution de la structure du phytoplancton. En effet, en plus de leurs actions inhibitrices sur la croissance des Cyanobacteria (chute du biovolume du 3^{ème} au 7^{ème} jour), ces brouteurs ont favorisé l'augmentation des Chlorophyta.

L'étude pilote menée en Côte d'Ivoire au niveau de la sciences participative a montré qu'il est possible de mobiliser les populations locales non scientifiques des pays africains pour la surveillance des Cyanobacteria et surtout si pour ces investigations, le choix est porté sur une sentinelle référente par village.

Concernant la sensibilisation locale et l'apprentissage social sur les Cyanobacteria, cette approche a révélé la potentialité de la population locale vivant autour de la lagune Aghien d'identifier la pollution visible, ainsi que les changements des paramètres physiques et

biologiques. En plus, depuis sa préparation initiale avec ces riverains jusqu'à sa réalisation, cette étude a amélioré leur sensibilisation à la question globale de la qualité de l'eau.

Au niveau social, cette approche a permis aux participants d'adopter des compétences de pensée critique liées à l'environnement. Elle a également renforcé la relation entre les scientifiques et la société non scientifiques habitant autour de la lagune.

Comme tout projet dans son début, cette première étude pilote sur la surveillance citoyenne au niveau de la lagune Aghien a eu plusieurs limites identifiées au niveau techniques, participatives, validation des données et institutionnelles.

L'ensemble de ces données obtenues au niveau de ces trois axes de recherche suggère que l'utilisation de la lagune d'Aghien pour l'approvisionnement en eau potable serait coûteuse en termes de traitement de l'eau en raison des quantités élevées de matière organique et de l'apparition potentielle de proliférations de Cyanobacteria et d'une éventuelle production de toxines. En outre, la durabilité de l'approvisionnement en eau est douteuse, sachant qu'il est probable que l'eutrophisation soit amplifiée dans un avenir proche en raison de l'urbanisation croissante de la partie sud du bassin versant, sans planification ni infrastructure pour la collecte et le traitement des déchets.

Les résultats obtenus à partir de cette étude amènent à réfléchir sur les travaux de recherche à venir concernant la gestion et protection durable de la lagune Aghien. Ainsi les thématiques de recherches qui peuvent se dégager sont : le suivi en continu de la qualité écologique de lagune Aghien et des rivières tributaires ; l'évolution de la concentration des nutriments, du biovolume phytoplanctonique et de la concentration des toxines dans le profil de la lagune ; l'analyse de la carotte des sédiments dans le lit de la lagune Aghien.

En plus de ses perspectives de recherche, ces travaux suscitent des recommandations. Ainsi pour la protection de l'intégrité de la lagune Aghien, il serait souhaitable que les Institutions des Eaux et Forêts classent la zone où se situe le bassin d'influence de la lagune Aghien dans le patrimoine des réserves de la Côte d'Ivoire.

Pour les bio-essais dans les mésocosmes, il serait recommandable d'étendre la recherche à d'autres variables de qualité des eaux au niveau de lagune, en plus augmenter les jours des expérimentations pour plus de compréhension des phénomènes qui prévalent dans le milieu.

Afin de repousser les limites de la science participative, il serait mieux de tester deux stratégies de validation des données, qui nécessiteront une collaboration entre les sentinelles et les scientifiques. Enfin, le plus grand défi de la surveillance des Cyanobacteria par les citoyens, mais aussi plus généralement de toutes les approches participatives, concerne leur durabilité,

sachant que cette question sera traitée différemment dans les pays développés et en développement. Dans de nombreux pays développés où il existe déjà un suivi institutionnel des Cyanobacteria, le défi de la durabilité du suivi citoyen est de montrer comment il peut contribuer à améliorer le suivi institutionnel des Cyanobacteria afin de légitimer sa place. Pour la plupart des pays en développement où il n'existe pas de surveillance institutionnelle, le défi consiste à coordonner la mise en œuvre conjointe de ces deux approches (institutionnelle et citoyenne) afin de maximiser leur efficacité et de minimiser le coût global de la surveillance, ce qui est un point clé pour sa durabilité.

REFERENCES

- Adam Y., Béranger C., Delzons O., Frochot B., Gourvil J., Lecomte P. & Parisot-Laprun M. (2015). Guide des méthodes de diagnostic écologique des milieux naturels - Application aux sites de carrière. UNPG, Paris (France) Cedex 17, 363 p.
- Adon M.P., Ouattara A. & Gourène G. (2011). Seasonal variation in the diversity and abundance of phytoplankton in a small African tropical reservoir. *African Journal of Microbiology Research*, 5 : 2616–2626.
- AFD. (2015). Vers un meilleur service urbain d'eau potable en Côte d'Ivoire. Fiche du projet AFD 2 p. afdabidjan@afd.fr. (Consulté le 22/08/2019.)
- AFSSA-AFSSET. (2006). Evaluation des risques liés à la présence de Cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Rapport commun de l'Afssa et de l'Afsset, 227 p.
- Ahoussi K.E., Soro N., Soro G., Lasm T., Oga M.S. & Zade S. (2008). Groundwater Pollution in Africans Biggest Towns: Case of the Town of Abidjan (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 20 (2): 302-316.
- Aliaume C., Lasserre G. & Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à Thalassia du Grand Cul-de-sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 23 : 231-250.
- Aminot A. & Chaussepied M. (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Éditions Jouve, Paris, France, 395 p.
- Amon L.N., Konan L.K., Coulibaly S., Andji J.Y.Y., Coulibaly J.K., Oyetola. S. & Dosso M. (2017). Characterization and Typology of Aghien Lagoon waters (South-East of Côte d'Ivoire): Potential Resources for Drinking Water Production. *Journal of Applied Chemistry*, 10 (1) : 01-07.
- Angeli N. (1980). Interactions entre la qualité de l'eau et les éléments de son plancton. In : La pollution des eaux continentales, incidence sur les biocénoses aquatiques. Edition Gautier-Villars, Paris (France) : 97-146.
- Anneville O., Kaiblinger C., Tadonlélé R.D., Druart J.C. & Dokulil M.T. (2008). Contribution of Long-Term Monitoring to the European Water Framework Directive

- Implementation. *Proceedings of the 12th World Lake Conference*, 28 October – 2 November 2007, Taal, India, pp 1122-1131.
- Arfi R. & Bouvy M. (1995). Size, composition and distribution of particles related to wind-induced resuspension in a shallow tropical lagoon. *Journal Plankton Research*, 17 : 557-574.
- Arrignon J. (1976). Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Edition Gauthier-Villars, Paris (France). 320 p.
- Assi S.R., Konan K.F., Kouamé K.M., Boussou K.C., Aliko N.G. & Gourène G. (2019). Diversity and trophic guild structure of fish assemblage from Aghien lagoon (Côte d’Ivoire). *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 12 (3) : 977-988.
- Austruy E. (2012) : Apports de phosphore et proliférations de Cyanobactéries dans le Lac au Duc (Morbihan) : Diagnostic et propositions d’actions préventives et curatives potentielles. Rapport d’étude, 135 p.
- Baillot S. (2013). Utilisation des groupes morpho-fonctionnels du phytoplancton pour le diagnostic écologique des plans d’eau du bassin Loire Bretagne. Mémoire du diplôme de l’École Pratique des Hautes Études, Option Sciences de l’environnement, INRA, Thonon (France), 102 p.
- Banque mondiale (2012). Water Hackathon-Lesson learned.; Available on https://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/2012_world_bank_water_hackathon_lessons.pdf).
- Barbe J., Schlumberger O. & Bouretz N. (1999). Utilisation du phytoplancton pour estimer la production piscicole potentielle des étangs. *Bulletin France Pêche Pisciculture*, 355 : 387-402.
- Barroin G. (2004). Phosphore, azote, carbone... du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Courrier de l’Environnement*, 52 : 23-30.
- Baselga A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19 : 134–143.

- Baselga A. & Orme C.D.L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3 : 808-812.
- Bauer A., Girand R., LE Thiec E., Malfray C., Viven M., Barbeau E., Thubé F. & Hortolan M. (2010). Sciences participatives et biodiversité, implication du public, portée éducative et pratiques pédagogiques associées. *Les livrets de l'Ifrée 2*, 105 p.
- Beauger A., Voldoire O., Wetzel C.E., Allain E., Millan F., Breton V., Kolovi S. & Ector L. (2020). Biodiversity and ecology of diatoms in mineral springs of the area of Sainte Marguerite (Saint-Maurice-ès-Allier, Massif central, France). *Revue scientifique pour la biodiversité du Massif central*, 1 : 21-34
- Bédia A.T., N'zi K.G., Yao S.S., Kouamélan E.P., N'douba V. & Kouassi N.J. (2009). Typologie de la pêche en lagune Aghien-Potou (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest): acteurs et engins de pêche. *Agronomie Africaine*, 21(2) : 197-204
- Behrenfeld M.J., O'Malley R.T., Siegel D.A., McClain C.R., Sarmiento J.L., Feldman G.C., Milligan A.J., Falkowski P.G., Letelier R.M. & Boss E.S. (2006). Climate driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444: 752-755.
- Bejaoui B., Ferjani D., Zaaboub, N., Chapelle, A. & Moussa M. (2010). Caractérisation hydrobiologique saisonnière de la lagune de bizerte (Tunisie). *Journal of Water Science*, 23 (3) : 215–232.
- Bellinger E.G. & Sigeo D C. (2015). Freshwater Algae. Second Edition: Identification, Enumeration and Use as Bioindicators. *Blackwell Publishers*, John Wiley & Sons, Oxford (United Kingdom), 269 p.
- Bernard C. (2014). Les Cyanobacteria et leurs toxines, Molécules de communications et adaptation des micro-organismes. *Revue Francophone des Laboratoires*, 460 : 53-68.
- Bernard C., Escalas A., Villeriot N., Agogué H., Hugoni M., Duval C., Carré C., Got P., Sarazin G., Jézéquel D., Leboulanger C., Grossi V., Ader M. & Troussellier M. (2019). Very Low Phytoplankton Diversity in a Tropical Saline-Alkaline Lake, with Co-dominance of *Arthrospira fusiformis* (Cyanobacteria) and *Picocystis salinarum* (Chlorophyta). *Microbial Ecology*, 78 : 603-617.

-
- Bertrand C., Franquet E., Fayolle S. & Cazaubon A. (2003). Une nouvelle approche de la biodiversité : plasticité morphologique chez une diatomée d'eau douce. *Compte Rendu Biologies*, 326 : 107–120.
- Bertrand F., Dunand A., Fosse J., Fradin N., Liger D. & Keck G. (2004). Les intoxications par les Cyanobactéries, Toxicologie environnementale. *Le Point Vétérinaire*, 250 : 46-50.
- Blais S. (2002). La problématique des Cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosolution*, 13 (2) : 103-110.
- Blandin P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17: 215-307.
- Blé M.C., Alla Y.L. & Kervarec, F. (2008). Régimes alimentaires de trois principales espèces piscicoles élevées en Côte d'Ivoire. *Fiches Techniques & Documents de Vulgarisation* : 10-14
- Bœuf G., Allain Y.M. & Bouvier M. (2012). L'apport des sciences participatives à la connaissance de la biodiversité en France. *La Lettre de l'OCIM*, 144 : 8-18
- Bormans M. (2015). Les causes des proliférations du phytoplancton d'eau douce et impacts sur la vie aquatique. Poster UMR 6553 CNRS ECOBIO, OSUR, Université de Renne (France), 28 p.
- Bos J.S., Nanayakkara L., Hulbert M. & Finlay K. (2019). Citizen science for Saskatchewan lakes: a pilot project. *Lake and Reservoir Management Journal*, 35 : 77-89.
- Boutray M.L., Maghsoudi E., Ndong M. & Dorner S. (2017). Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d'eau douce : leurs effets potentiels sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë. Programme de recherche en partenariat sur les Cyanobactéries, 222 p.
- Bownik A. (2010). Harmful algae: effects of alkaloid cyanotoxins on animal and human health. *Toxin Review*, 29 : 99–114.
- Briand J.F., Jacquet S., Bernard C., & Humbert J.F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research* 34: 361–377.

- Brient L., Vézic C. & Bertru G. (2001). Evaluation des efflorescences à Cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. Rapport réalisé pour la DIREN Bretagne Université de Rennes Cedex (France), 82p.
- Broutin M., Caffier G., Madi F. & Artigas L.F. (2011). Synthèse bibliographique sur les techniques de suivi de l'abondance, biomasse et diversité du phytoplancton en eaux marines. Note de synthèse, Convention CNRS-IFREME, 26 p.
- Brovelli M.A., Minghini M. & Zamboni G. (2016). Public participation in GIS via mobile applications. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114: 306-315.
- Brown L.E., Edwards F.K., Milner A.M., Woodward G. & Ledger M.E. (2011). Food web complexity and allometric scaling relationships in stream mesocosms. *Journal of Animal Ecology*, 80: 884–895.
- Canter-Lund H. & Lund J.W.G. (1995). Freshwater Algae: Their Microscopic World Explored. First edition, *Biopress limited company*, Bristol (England), 380 p.
- Caquet T., Lagadic L., Monod G., Lacaze J.C. & Couté A. (2001). Variability of physico-chemical and biological parameters between replicated outdoor freshwater lentic mesocosms. *Ecotoxicology*, 10 : 51-66.
- Chapelle A. (2016). Modélisation du phytoplancton dans les écosystèmes côtiers, Application à l'eutrophisation et aux proliférations d'algues toxiques. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université de Bretagne Occidentale (Brest, France), 121p.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.G. & Ody D. (1995). Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichthyologique dans les récifs artificiels. *Biologia Marina Mediterranea*, 2 (1) : 85–90.
- Chianu J.N., Chianu J.N. & Mairura F. (2012). Mineral fertilizers in the farming systems of sub-Saharan Africa – a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 :545–566.
- Chorus I. & Bartram J. (1999). Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. *E & FN Spon*, London (United Kingdom), 400 p.
- Coccia M. (2018). Functionality development of product innovation: An empirical analysis of

- the technological trajectories of smartphone. *Journal of Economics Librairy*, 5 : 241-258.
- Codd G. A., Morrison L. F., & Metcalf J. S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203 (3) : 264-272.
- Codd G.A., Bell S.G., Kaya K., Ward C.J., Beattie K.A. & Metcalf J.S. (1999). Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal Phycology*, 34 : 405–415.
- Coulibaly K.J, Grogga N., Soumahoro M.K., Koudougou M., Ebrotie-Brou J.E., Kouassi-Haoulley M.T., Ouattara A., Faye-Kette H. & Dosso M. (2014). Essai préliminaire de mise en oeuvre de culture de Cyanobactéries en Côte d’Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(2) : 551-565
- Coulibaly K.J., Soumahoro M.K., Niamien-Ebrottié J.E., Yéo K., Amon L., Djaman A.J. & Dosso M. (2017). Déterminisme de la prolifération des Cyanobactéries toxiques en Côte d’Ivoire. *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 11 : 266 - 279.
- Couté A. & Iltis A. (1985). Étude au microscope électronique à balayage de quelques Algues (Dinophycées et Diatomophycées) de la lagune Ébrié (Côte d’Ivoire). *Nova Hedwigia*, 41 : 69-79.
- Dajoz R. (2000). Précis d’écologie. 7ème Edition, *Dunod*, Paris (France). 615p.
- DESPSE-CI, (2020). Annuaire statistique d’état civil 2019. République de Côte d’Ivoire. *Intelligence multimédia*, 175 p.
- Dickinson J.L., Sirk J., Bonter D., Bonney R., Crain R.L., Martin J., Phillips T. & Purcell K. (2012). The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and Environment*, 10: 291-297.
- Diserud O.H. & Ødegaard, F. (2007). A multiple-site similarity measure. *Biology Letters*, 3 : 20–22.
- Domaizon I., Viboud S. & Fontvieille D. (2003). Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy - importance of mixotrophy. *Microbiology Ecology*, 46 : 317-329.

-
- Durand J.R. & Lévêque C. (1980). Flore et Faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Edition ORSTOM, Paris (France), 389 p.
- Durand J.R., & Guiral D. (1994). Hydroclimat et Hydrochimie. *In* Environnement et Ressources Aquatiques de Côte d'Ivoire : Les Milieux Lagunaires (Tome II). Éditions ORSTOM : Paris (France) : 59-90
- Eba A.E.L., Kouamé K.J., Deh S., Balliet R., Touré M., Anoh A.K., & Jourda J.P.R. (2016). Évaluation 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 Aghien à Abidjan, (sud de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal Edition*, 12 (36) : 306-326
- Echenique-Subiabre I., Zancarini A., Heath M.W., Wood S.A., Quiblier C. & Humbert J. F, (2018). Multiple processes acting from local to large geographical scales shape bacterial communities associated with *Phormidium* (Cyanobacteria) biofilms in French and New Zealand rivers. *Scientific REportS*, 8 (14416) : 1-12.
- El Saadi O. & Bah A. (2007). An individual-based model for studying the aggregation behavior in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 204 (1-2) : 193-212.
- Elegbe H.A., Toko I.I., Agbohessi P., Blé C., Banag A., Chikou A., Tomedi E.M. & Laleye P. (2015). Co-culture *Clarias gariepinus-Oreochromis niloticus* : quels avantages pour l'amélioration des performances zootechniques et économiques des poissons élevés dans les « whedos » du delta de l'Ouémé au Bénin ? *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(4) : 1937-1949.
- Ettien B.F.E. (2010). Etude de faisabilité de l'utilisation de la lagune Aghien pour l'alimentation en eau potable du district d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Mémoire de Master Option Eau et Assainissement, Fondation 2ie. 54p.
- Falkowski P.G. & Raven J.A. (1996). Aquatic Photosynthesis. *Blackwell Publishers*, Oxford (United Kingdom), 384 p.
- Faure E., Not F., Benoiston A.S., Labadie K., Bittner L. & Ayata S.D. (2019). Mixotrophic protists display contrasted biogeographies in the global ocean. *The ISME Journal*, 13 : 1072–1083.

- Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K., Connor L., Heyes T., Moss B., Harvay I. & Atkinson D. (2009). Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46 : 713–723.
- Figueredo C.C. & Giani A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Raphidiopsis raciborskii*. *Limnologica*, 39 : 264-272.
- Filstrup C.T. & Downing J.A. (2017). Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Water*, 7 : 385-400.
- F.A.O. (1995). Code de conduite pour une pêche responsable. Rome, 46 p.
- Funari E. & Testai E. (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 38 (2) : 97-125.
- Goffart A. (2010). Mise au point de l'indice composition dans le cadre de l'indicateur phytoplancton. Les indices de composition phytoplanctonique en eaux côtières. Université de Liège Belgique et STARESO Calvi Corse Synthèse bibliographique, CONVENTION ONEMA – IFREMER, 36p.
- Grail J. & Coïc N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut universitaire Européen de la Mer, Université de Bretagne Occidentale (Brest, France). Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin, 90 p.
- Guiry M.D & Guiry G.M. (2020). Algaebase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; (consulté le 12/11/2020)
- Halle B. & Bruzon V. (2006). Profil Environnemental de la Côte d'Ivoire, rapport final, 133 p.
- Hamlaoui-Rézig S. (2001). Rôles de nutriments et des poissons dans la structure du peuplement phytoplancton d'un écosystème lentique peu profond : étude expérimentale en mésocosme. Thèse de doctorat en Algologie au Muséum National d'Histoire Naturelle (Paris, France), 204 p.

- Hammer Ø., Harper D.T. & Ryan P.D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1) :01-09
- Hauhouot C. (2004). Les pressions anthropiques sur les milieux naturels du sud-est ivoirien. *Revue internationale de Géologie, de Géographie et d'Ecologie Tropicale*, 28(1-2) : 69-82.
- Havens K.E. (2008). Cyanobacterial Blooms: Effects on aquatic ecosystems. In : Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs. Kenneth H.H. Edition, New York (USA) : 733-747.
- Hays G.C., Richardson A.J. & Robinson C. (2005). Climate change and marine plankton. *Ecology and Evolution*, 20 (6): 337–344.
- Herbland A. (2007). La culture du phytoplancton dans les bassins aquacoles, aspects théoriques et applications pratiques. Ifremer, Département Aquaculture en Calédonie, 22 p.
- Houllier F., Joly P.B. & Merilhou-Goudard J.B. (2017). Les sciences participatives : une dynamique à conforter. *Natures, Sciences, Sociétés*, 25 (4) : 42-418.
- Houssou A.M., Montchowi E. & Bonou A.C. (2018). Composition and structure of phytoplankton community in Ouémé River basin, Republic of Benin. *International Journal of Aquatic Biology*, 5 (6): 413-424.
- Humbert J.F. (2012). Lagune Aghien. Rapport sur la mission, p. 25
- Humbert J.F., Boileau C., Briand E., Sabart M., Straub C., Bormans M., Hoffmann L., Latour D., Quiblier C., Quillardet P., Renaut J. & Zhang C.C. (2012). *Microcystis aeruginosa*, un modèle pour étudier le déterminisme de la toxicité chez les Cyanobacteria. Programme MATRICS, 7 p.
- Humbert J.F., Quiblier C. & Gugger M. (2010). Molecular approaches for monitoring potentially toxic marine and freshwater phytoplankton species. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397 (5): 1723–1732.
- Hutchinson G.E. (1961). The paradox of the phytoplankton. *American Naturalist*, 95 : 137-147.

-
- Iltis A. (1980). Les algues. *In*: Flore et Faune aquatiques de l’Afrique Sahelo-Soudanienne. Durand J.R. & Lévêque C., Editions ORSTOM, Paris (France) : 9-61.
- Iltis A. (1985). Biomasses phytoplanctoniques de la lagune Ebrié (Côte d’Ivoire). *Hydrobiologia*, 118 : 153-175.
- Issola Y., Kouassi A.M., Dongui B.K. & Biemi J. (2008). Caractéristiques physicochimiques d’une lagune côtière tropicale : lagune de Fresco (Côte d’Ivoire). *Afrique Science*, 4(3) : 368–393
- Jacquet S., Barbet D., Barbier C., Cachera S., Colon M., Espinat L., Girel C., Guillard J., Hamelet V., Hustache J.C, Lacroix D., Laine L., Leberre B., Neasat J., Paolini G., Perga M., Perney P. & Rimet F. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l’année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 p.
- Jeppesen E., Meerhoff M., Holmgren K., Gonzalez-Bergonzoni I., Teixeira de Mello F., Declerck S.A.J., De Meester L., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Bjerring R., Conde-Porcuna J.M., Mazzeo N., Iglesias C., Reizenstein M., Malmquist H.J., Liu Z., Balayla D. & Lazzaro X. (2010). Impact of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646 : 73-90.
- Julliard R (2017). Science participative et suivi de la biodiversité : l’expérience Vigie-Nature. *Natures, Sciences, Sociétés*, 25(4) : 412-417.
- Koffi S.E., Koffi T.K., Perrin J.L., Seguis L., Guilliod M., Goné D.L., & Kamagaté B. (2019). Hydrological and water quality assessment of the Aghien Lagoon hydrosystem (Abidjan, Côte d’Ivoire). *Hydrological Sciences Journal*, 64 : 1893-1908.
- Koffi K. J.P., N’go Y.A., Yeo K.M., Koné D. & Savané I. (2014). Détermination des périmètres de protection de la lagune Aghien par le calcul du temps de transfert de l’eau jusqu’à la lagune. *Larhyss Journal*, 19 : 19-35.
- Komárek J., Kaštovský J., Mareš J. & Johansen J.R. (2014): Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera), using a polyphasic approach. *Preslia* 86 : 295–335.

- Komoé K. (2010). Diversité du phytoplancton du complexe lagunaire de Grand-Lahou, en Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat, Option : Algologie, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 274 p.
- Konan K.S., Kouakou K.B., Ohou M.J., Konan K.F. & Dongui B.K. (2017). Variation saisonnière des paramètres abiotiques de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 120 : 12042-12052.
- Kouamé K., Jourda J.P, Leblanc Y., Deh S., Anani A., Biémi J. (2009). Implication of Hydrogeologic Modeling in the Estimate of Pollutants Transfer Time Towards Groundwater of Abidjan District : Case of Toxic Waste. *European Journal of Scientific Research*, 32(1) : 6-24.
- Kouamé K.J. (2007). Contribution à la Gestion Intégrée des Ressources en Eaux (GIRE) du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire) : Outils d'aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 225 p.
- Kouani A., Jamali S.E. & Talbi M. (2007). Analyse en composantes principales. Une méthode factorielle pour traiter les données didactiques. *Radisma*, 2 : 1-18.
- Kouassi B.A.T., Adon M. P., Komoé K. & Ouattara A. (2015). Cyanobacteria from a shallow reservoir in Côte d'Ivoire. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 7 : 136-49.
- Kouassi B.A.T., Ouattara A. & Da K.P (2013). Euglenozoa occurring in Adzope´ reservoir, Côte d'Ivoire. *Turkish Journal of Botany*, 37: 1176–1187.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1986). Bacillariophycées.1. Teil:Naviculaceae. *In*: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1, Ettl H. Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (Eds.). Gustav fischer, Stuttgart, 876 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae Epithemiaceae, Surirellaceae. *In* : Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Ettl H., Gerloff J., Heynig & Mollenhauer D. (Eds.). Gustav fischer, Stuttgart, 576 p.

- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991). Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Ettl H, Gerloff J, Heynig H. & Mollenhauer D. (Eds.). Gustav Fischer, Stuttgart, 576 p.
- Kröger N., Deutzmann R., Bergsdorf C. & Sumper M. (2000). Species-specific polyamines from diatoms control silica morphology. *National Academy of Sciences*, 97 : 14133–14138.
- Kuniyoshi T.M., Sevilla E., Bes M.T., Fillat M.F. & Peleato M.L. (2013). Phosphate deficiency (N/P 40: 1) induces *mcyD* transcription and microcystin synthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806. *Plant Physiology and Biochemistry*, 65 : 120-124.
- Lamiot F. (2009). Colloque sciences citoyennes et biodiversité de Montpellier (France).
WWW.Tela Botanica.org.
- Lampert L. (2001). Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'atlantique nord (Golfe de Gascogne). Biodiversité et Ecologie. Thèse de Doctorat à l'Université de Bretagne occidentale (Brest, France), 282 p.
- Laplace-Treytore C., Barbe J., Dutarte 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. Cemagref, 44 p.
- Laplace-Treytore C., Derot J., Morin S. & Tison-Rosebery J. (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, irstea, 79.p.
- Laplace-Treytore C. & Feret T. (2016). Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators*, 69 : 686-698.
- Latour D., Robin A., Sabart M., Thouvenot A. & Giraudet H. (2010). PRédiction du pOtentiel toxique de proliFérations CYanobactériennes à l'échelle du bassin Loire dans un contexte de réchauffement climatique (PROFECY). Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand (France), 27p.

-
- Lauzanne L. (1976). Régimes alimentaires et relations trophiques des poissons du lac Tchad. *Hydrobiology*, 4 : 267-310.
- Legendre P. Legendre L. (1998). Numerical ecology. *Developments in Environmental Modelling*; 20: 45-235.
- Lennon J.J., Koleff P., Greenwood J.J.D. & Gaston K.J. (2001). The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70 : 966–979.
- Lorenzen C.J. (1967). Determination of chlorophyll-and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and oceanography*. 12:343-346.
- Mahamane M., Matchi I.I., Hochschild V. & Mahamane A. (2020). Evaluation du risque d'érosion du sol au sahel : cas du paysage de Tillabéry. *Afrique Sciences*, 16(5) : 235-248.
- Marcon E. (2017). Mesures de la Biodiversité. Latex, Paris, 276 p.
- Martin J., Ruaud J.P. & Steinmann D. (2006). Cyanobacteria : synthèse bibliographique et outils de gestion sur le bassin de la Dordogne. Rapport de Master Pro , Université de Limoges (France), 47 p.
- Masso C., Baijukya F., Ebanyat P., Bouaziz S., Wendt J., Bekunda M. & Vanlauwe B. (2017). Dilemma of nitrogen management for future food security in sub-Saharan Africa. *Soil Research*, 55 : 425–434.
- Mazumdar S., Ceccaroni L., Piera J, Hölker F., Berre A. J., Arlinghaus R. & Bowser A. (2018). Citizen science technologies and new opportunities for participation. *In: Citizen Science: Innovation in Open Science, Society and Policy*. Hecker, S., Haklay, M., Bowser, A., Makuch, Z., Vogel, J. & Bonn, A. UCL Press, London, 21 : 303-320.
- Mc Gonigle A. J. S., Wilkes T. C , Pering T. D. , Willmott J. R., Cook J. M. , Mims F. M. & Parisi A. V. (2018): Smartphone Spectrometers. *Sensors review*, 18 : 223 p.
- Merhabi F., Amine H., Halwani J. (2019). Evaluation de la qualité des eaux de surface de la rivière Kadicha. *Journal Scientifique Libanais*, 20 (1) : 10-34.

- Mollo P. & Loir M., (2009). Plancton. <http://www.placton-du-monde.org/documents-html>, 25p.
- Mollo P. & Noury A (2013). Le Manuel du plancton. Essai n° 195. Éditions Charles Léopold Mayer, Paris (France), 175 p.
- Morales J.S. (2014) Liens entre la météorologie et l'abondance de phytoplancton dans l'océan à partir d'images satellites. Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke (Québec, Canada), 43p.
- Mostajir B. (2007). MEDIMEER : MEDiterranean platform for Marine Ecosystem Experimental Research. In : Les dossier d'AGROPOLIS international, Ecosystèmes aquatiques : Ressources et Valorisation n°6, Montpellier CEDEX 5, Montpellier (France) : 18-19.
- Muggide R., Heck R.E., Hendzel L.L. & Taylor W.D. (2003). Pelagic nitrogen fixation in Lake Victoria (East Africa). *Journal Great Lakes Research*, 29 : 76-88.
- Mukankomeje R., Laviolette F. & Descyi J.P. (1994). Régime alimentaire de Tilapia, *Oreochromis niloticus*, du Lac Muhazi (Rwanda). *Annales de Limnologie*, 30 (4) : 297-312.
- Niamien-Ébrottié J.E. (2009). Composition et distribution spatiotemporelle des peuplements d'algues de quatre rivières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire (Soumié, Éholié, Éhania et Noé). Thèse de Doctorat, Option Écologie et aménagement des écosystèmes aquatiques, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 117 p.
- Niamien-Ebrottié J.E., Mouso H.G., Coulibaly K.J., Ouattara A., Gourène G. & Dosso M. (2017). Spatial and seasonal dynamic of phytoplankton abundance in Aghien lagoon, Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 20(4) : 1198-1209.
- Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41 : 199–219.
- N'Gohesse K.E. (2007). Caractérisation phytoplanctonique et bactériologique des eaux de la Lagune Aghien (Cote d'Ivoire). Mémoire de DEA, Université Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 60 p.

- N'guessan A. (2009). Analyse morphologique, sédimentologique et paléoenvironnementale des sédiments superficiels des lagunes Adjin et Potou (zone littorale de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 216 p.
- N'guessan K.A., Konan K.F., Bony K.Y., Edia O.E., Gnagne T., Traore S., Houenou P.V. (2011). Prospects for rehabilitation of manmade lake system of Yamoussoukro (Ivory Coast). *Procedia Environmental Sciences*, 9 : 140-147.
- Odum E.P. (1984). The mesocosm. *BioScience*, 34 : 558-562.
- Olokotum M., Mitroi V., Trousselier M., Semyalo R., Bernard C., Montuelle B., Okello W., Quiblier C. & Humbert J.F. (2020). A review of the socioecological causes and consequences of cyanobacterial blooms in Lake Victoria. *Harmful Algae*, 96 (101829) : 1-14.
- Ostermaier V., Schanz F., Köster O. & Kurmayer R. (2012). Stability of toxin gene proportion in red-pigmented populations of the cyanobacterium *Planktothrix* during 29 years of re-oligotrophication of Lake Zürich. *BioMed Central Biology*, 10(1): 1-100.
- Ouellet M. (2012). Ecotoxicologie des toxines des Cyanobactéries. Essai en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke (Québec, Canada), 59 p.
- Oyoo R. (2015). Deteriorating water quality in the Lake Victoria Inner Murchison Bay and its impact on the drinking water supply for Kampala, Uganda. http://wldb.ilec.or.jp/data/ilec/WLC13_Papers/others/3.pdf.
- Paquette C. (2017). Interaction du zooplancton et du CO₂ sur la composition du phytoplancton et sur le maximum de chlorophylle en profondeur. Mémoire de Maitrise Université de Montréal (Québec, Canada), 84 p.
- Perceval O., Caquet T., Lagadic L., Bassères A., Azam D., Lacroix G. & Poulsen V. (2009). Les mésocosmes : des outils pour les gestionnaires de la qualité des milieux aquatiques ? Document de synthèse du séminaire d'écotoxicologie, *Le Croisic* : 14–16.
- Pinay G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Etrillard C., Moatar F., Pannard A. & Souchu P. (2017). L'eutrophisation : manifestations, causes,

- conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA – Irstea, Paris (France), 148 p.
- Pinay G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Étrillard C., Moatar F., Pannard A. & Souchu P. (2018). L'eutrophisation : Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Editions Quæ, Paris (France), 176 p.
- Piontek J., Borchard C., Sperling M., Schulz K. G., Riebesell U., & Engel A. (2013). Response of bacterioplankton activity in an Arctic fjord system to elevated pCO₂ : results from a mesocosm perturbation study. *Biogeosciences*, 10 : 297–314.
- Planas D., Vanier C. & Lavirotte E. (2014). Méthodologie générale utilisée au lac Bromont. Le programme de recherche sur les Cyanobactéries au lac Bromont (Cahier 3). Service aux collectivités, Université de Montréal (Québec, Canada), 15 p.
- PNUD (2006). Au-delà de la pénurie : Pouvoir, pauvreté et la crise mondiale de l'eau. Human Development report, 422 p.
- Pottier P. & Anoh K.P. (2008). Géographie du littoral de Côte d'Ivoire : Eléments de réflexion pour une politique de gestion intégrée. Coopération interuniversitaire Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire) / Nantes (France), La Clonerie, 325 p.
- Prescott L.M., Harley J.P. & Klein D.A., (2003). Microbiologie. 2ème édition, De Boeck, université de Bruxelles (Belgique), 992 p.
- Quéguiner B. (2013). Structure et Fonctionnement des Ecosystèmes Pélagiques Marins. Centre d'Océanologie de Marseille, Aix-Marseille Université ; CNRS ; LOBUMR 6535, Laboratoire d'Océanographie et de Biogéochimie, OSU/Centre d'Océanologie de Marseille, 93 p.
- Quiblier C., Leboulanger C., Sane S., & Dufour P., (2008). Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal River delta region. *Journal of Water Research*, 42 : 1023–1034.
- Quiblier C., Wood S., Eschenique-Subiabre I., Heath M, Villeneuve A, & Humbert J.F. (2013). A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria - ecology, toxin production and risk management. *Journal of Water Research*. 47 : 5464–5479.

-
- Ramade F. (2008). Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. *Dunod*, Paris (France), 729 p.
- Rapin A., Rabiet M., Grybos M., Mourier B., Fay A., Kestens T. & Deluchat V. (2017). Distribution spatiale et mobilité du phosphore sédimentaires dans une retenue hydroélectrique. *Journal of Water Science*, 30 (1) : 71–76.
- Requier F., Andersson G.K.S., Oddi F.J. & Garibaldi L.A. (2020). Citizen science in developing countries: how to improve volunteer participation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18 : 101-108.
- Reynolds C.S., Huszar V. L.M., Kruk C., Nasseli-Flores L. & Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 : 417- 428.
- Roostaei J., Zhang Y., Gopalakrishnan K. & Ochocki A. J. (2018): Mixotrophic Microalgae Biofilm: A Novel Algae Cultivation Strategy for Improved Productivity and Costefficiency of Biofuel Feedstock Production. *Scientific Reports*, 8 (12528) : 1-10.
- Rosowski J.R. (2003). Photosynthetic Euglenoids. *In* : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification. Wehr J.D. & Sheath R.G. (eds.). Academic Press, Paris (France) : 79-175.
- Salla M. (2015). Taxinomie, composition et distribution spatio-saisonnière du phytoplancton des rivières tropicales côtières Boubo et Mé (Côte d’Ivoire). Thèse de Doctorat, Spécialité : Systématique, Écologie et Biologie Végétale ; Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY (Abidjan, Côte d’Ivoire), 215 p.
- Salles D., Bouet B., Larsen M. & Sautour B. (2014). A chacun ses sciences participatives : les conditions d’un observatoire participatif de la biodiversité sur le Bassin d’Arcachon. *Journal for Communication Studies*, 7(1) : 93-106.
- Sanders R.W., Porter K.G. & Caron D.A. (1990). Relationship between phototrophy and phagotrophy in the mixotrophic chrysophyte *Poterioochromonas malhamensis*. *Microbial Ecology*, 19 : 97-109.

- Sandgren C.D. (1988). The ecology of chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. *In: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Sandgren C.D. (Ed), Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) : 9–104.
- Sawyer C.N. (1952). Some new aspects of phosphates in relation to lake fertilization. *Sewage and industry wastes*, 24 (6): 768-776.
- Schmeller D.S., Henry P.Y., Julliard R., Gruber B., Clobert J., Dziock F., Lengyel S., Nowicki P., Deri E., Budrys E., Kull T., Tali K., Bauch B., Settele J., Van Swaay C., Kobler A., Babij V., Papastergiadou E. & Henle K. (2009). Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology*, 23 (2) : 307-316.
- Schneider M. (2002). De l'expertise indépendante à la science citoyenne. Contribution au séminaire "Expertise et principe de précaution", de l'AITEC (Association Internationale de Techniciens, Experts et Chercheurs), Global Chance et SOLAGRAL, 5 mars 2002, Paris (France), 4 p.
- Sew G. & Todd P. (2020). Effects of Salinity and Suspended Solids on Tropical Phytoplankton Mesocosm Communities. *Tropical Conservation Science*, 13: 1–11,
- Shannon C.E. (1948). A Mathematical Theory for Communications. *Bell Systems Technology Journal*, 27 : 379–423.
- Silvertown J. (2009). A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 467-471.
- Simpson G.G. (1943). Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science*, 241, 1–31.
- Sivonen K. & Jones G. (1999). Cyanobacterial Toxins. *In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Chorus I. & Bartram J. (Eds.), SPON Press, London (United Kingdom) : 41-111.
- Smith V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Sciences Pollution Research*, 10 : 126–139.

- Soares J., Loterio R.K., Rosa R.M., Santos M.O., Nascimento A.G., Santos N.T., Williams T.C.R., Nesi A.N. & Martins M.A. (2017). *Scenedesmus* sp. cultivation using commercial-grade ammonium sources. *Annals of Microbiology* : 1-11
- Solheim A.L. (2005). Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. Version 5. REBECCA Working Group. 105 p.
- Søndegaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. & Amsinck S.L. (2005). Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal Applied Ecology*, 42 : 616-629.
- Straub F. (2010). Les algues. In : Flores neuchâtelaises au cœur de l'arc jurassien Druart, Ph. *et al.* (Eds). Association Neuchâteloise Flore & Nature, La Chaux-de-Fonds : 83-97.
- Sturm U., Schade S., Ceccaroni L., Gold M., Kyba C.M.K., Claramunt B., Haklay M., Kasperowski D., Albert A., Piera J., Brier J., Kullenberg C. & Luna S. (2018). Defining principles for mobile apps and platforms development in citizen science. *Research Ideas and Outcomes*, 4 : 1-13.
- Talling J.F. (2001). Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes *Hydrobiologia*, 458 : 1-8.
- Tang Y., Fu B., Zhang X. & Liu Z. (2019). Nutrient addition delivers growth advantage to *Hydrilla verticillate* over *Vallisneria spiralis*: a mesocosm study. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 420(12) : 1-6.
- Tang Y., Su Y., Sun H., Liu Z., Dumont H.J., Hu J., Zhang Y. & Yu J. (2017). Carbon transfer from dissolved organic carbon to the cladoceran *Bosmina*: a mesocosm study. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 420(24) : 1-4.
- Thyssen M., Mathieu D., Garcia N. & Denis M. (2008). Short-term variation of phytoplankton assemblages in Mediterranean coastal waters recorded with an automated submerged flow cytometer. *Journal of Plankton Research*, 30(9) : 1027-1040.
- Townsend S.A. (2001). Perennial domination of phytoplankton by *Botryococcus* and *Peridinium* in a discontinuously polymictic reservoir (tropical Australia). *Archiv für Hydrobiologie*, 151: 529-548.

-
- Traoré A., Soro G., Ahoussi K.E., Bamba S.B., Soro N. & Biemi J. (2014). Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune tropicale : la lagune Aghien (Sud-est de la Côte d'Ivoire). *Afrique Science* 10(3) : 73 – 88.
- Traoré A., Soro G., Kouadio E.K., Bamba B.S., Oga M.S., Soro N. & Biemi J. (2012). Evaluation des paramètres physiques, chimiques et bactériologiques des eaux d'une lagune tropicale en période d'étiage : la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biology and Chemical Sciences*, 6(6): 7048-7058.
- Travers M. (1964). Diversité du microplancton du Golf de Marseille. Station Marine d'Endoume et Centre d'Océanographie (Marseille France) : 308-343.
- Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton- Methodik. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9 : 1–38.
- Von Hippel J.F. (1991). Scientist as citizen. *In: Citizen scientist Washington, Obituary for Agency, Communication of the Association for Computing Machinery*, 38 (9) : 29-32.
- Weil J.H. (1988). Organisation et expression du génome chloroplastique, Bulletin de la Société Botanique de France. *Actualités Botaniques*, 135 (2): 39-48.
- Whittaker R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30 : 280–338.
- Wilson S.T., Caffin M., White A.E. & Karl D.M. (2021). Evaluation of argon-induced hydrogen production as a method to measure nitrogen fixation by cyanobacteria. *Journal of phycology*, 57: 863-873.
- Winder M. & Sommer U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698: 5–16.
- Yao D.A.R. (2020). Etude des Cyanobacteria de la lagune Aghien et leur potentialité à produire des métabolites secondaires. Thèse de Doctorat, Option Biologie Fonctionnelle et Moléculaire, Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY (Abidjan, Côte d'Ivoire), 145 p.

- Ye J., Tang Y., Zhang X., Zhong P. & Liu Z (2019) Omnivorous shrimp *Neocaridina denticulata sinensis* enhances the growth of submerged macrophyte. *Vallisneria denseserrulata*. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 420 (32) : 1-6.
- Yéo-Soro K.M. (2015). Dynamique spatiale et temporelle des caractéristiques chimiques des eaux et des sédiments, et statut trophique du système lagunaire périurbain Adjin-Potou (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Option Géosciences et Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 170 p.
- Youmbi J.G.T., Feumba R., Njitat V.T., De Marsily G., & Ekodeck G.E. (2013). Pollution de l'eau souterraine et risques sanitaires à Yaoundé au Cameroun. *Comptes Rendus. Biologies*, 336 : 310–316.
- Zongo B., Zongo F., Thiombiano A. & Boussim J.I. (2019). Phytoplankton assemblages and community structure in tropical temporary freshwater ponds in sub-saharan Africa. *Journal Phycology*, 55 : 789-800.

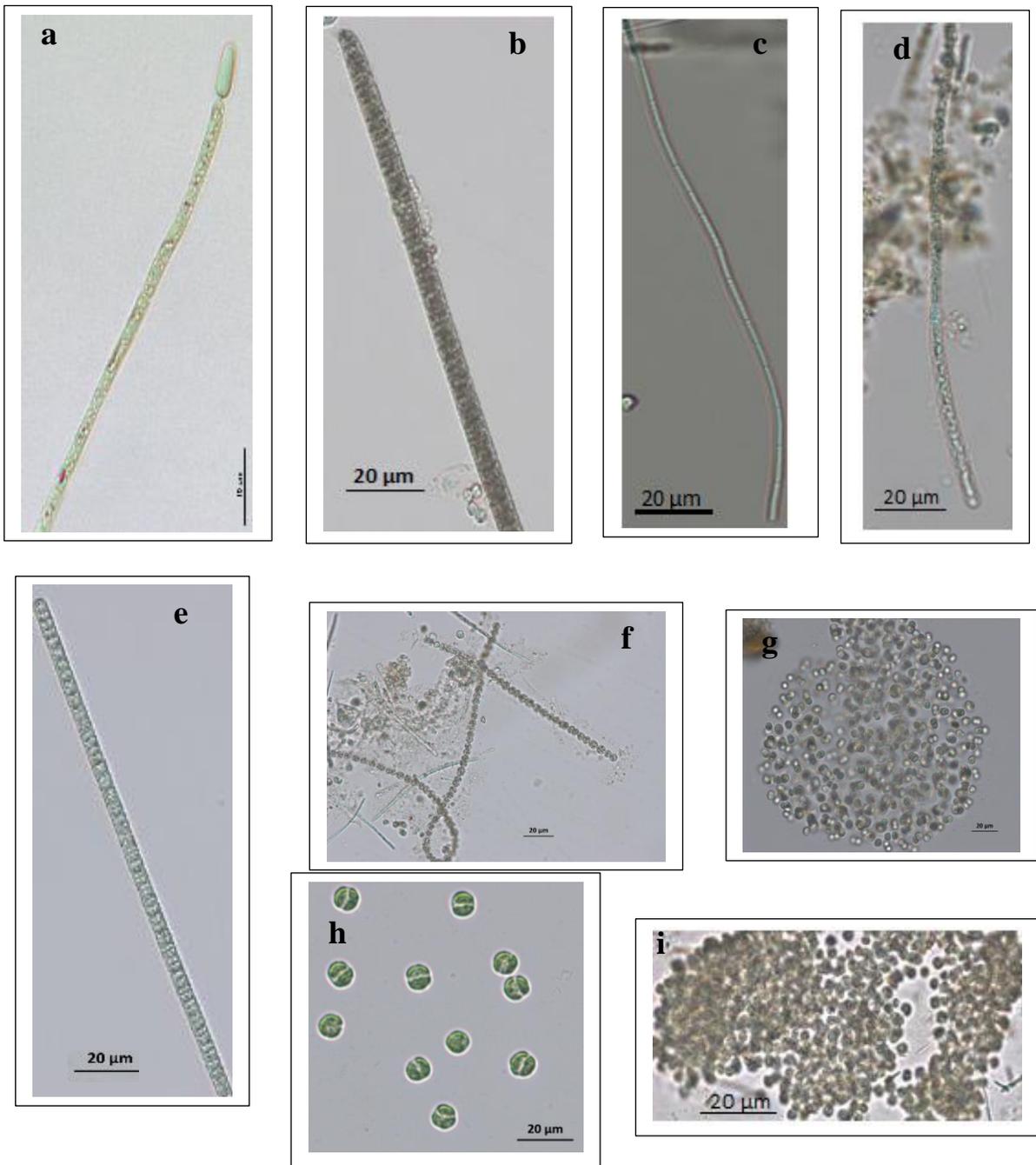
ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs moyennes mensuelles (\pm écart-type) des variables chimiques et physiques mesurées dans les six stations d'échantillonnage de la lagune d'Aghien. N tot. : Azote total, NH_4^+ : Ammonium ; NO_2^- : Nitrites ; NO_3^- : Nitrates ; P tot.: Phosphore total; PRD: Phosphore réactif dissous; Turb: Turbidité; Pluv: pluviométrie; Temp : Température

	N tot. (mg L ⁻¹)	NH_4^+ (mg N-NH ₄ L ⁻¹)	NO_2^- (mg N-NO ₂ L ⁻¹)	NO_3^- (mg N-NO ₃ L ⁻¹)	P tot. (mg P.L ⁻¹)	PRD (mgP-PO ₄ L ⁻¹)	Ntot/Ptot	Turb (NTU)	Pluv (mm)	Temp (°C)
Déc-16	1,73±0,46	0,46±0,15	0,05±0,00	0,38±0,08	0,15±0,01	0,07±0,02	11±3		98	
Janv-17	2,18±0,92	0,11±0,12	0,03±0,01	0,29±0,08	0,15±0,01	0,08±0,01	14±6	7,2±2,4	19	30,2±0,2
Févr-17	2,06±0,63	0,07±0,03	0,08±0,01	0,41±0,02	0,16±0,02	0,08±0,07	13±3	10,3±4,2	54	31,0±0,6
Mar-17	1,36±0,35	0,08±0,02	0,08±0,01	0,43±0,05	0,16±0,01	0,08±0,03	8±2	13,2±6,9	28	31,6±0,8
Avr-17	1,58±0,47	0,09±0,02	0,07±0,01	0,40±0,09	0,17±0,01	0,12±0,02	9±2	24,8±2,1	136	31,3±0,4
Mai-17	1,73±0,3	0,09±0,02	0,08±0,03	0,4 0±0,04	0,26±0,08	0,06±0,01	7±2	121,7±103,5	104	29,8±0,4
Juin-17	2,94±0,3	0,19±0,04	0,06±0,01	0,66±0,07	0,56±0,36	0,12±0,05	8±7	85,2±32,4	566	28,0±0,2
Juil-17	1,52±0,37	0,23±0,10	0,05±0,00	1,03±0,15	0,16±0,03	0,08±0,01	10±2	198,0±239,3	150	26,4±0,3
Aoû-17	1,59±0,43	0,12±0,05	0,05±0,00	1,06±0,35	0,21±0,08	0,08±0,01	9±4	38,4±8,9	72	26,3±0,2
Sep-17	2,00±0,56	0,05±0,04	0,04±0,00	0,51±0,05	0,23±0,06	0,07±0,01	10±5	109,0±154,2	115	28,1±0,7
Oct-17	2,62±0,25	0,09±0,02	0,04±0,00	0,47±0,11	0,47±0,3	0,12±0,02	8±5	29,1±11,4	386	29,6±0,8
Nov-17	1,91±0,14	0,07±0,03	0,04±0,00	0,57±0,23	0,16±0,01	0,08±0,07	12±2	24,2±17,0	213	29,6±1,7
Déc-17	1,52±0,48	0,07±0,05	0,04±0,00	0,44±0,04	0,14±0,01	0,04±0,02	11±4	28,5±27,1	54	28,4±0,6
Janv-18	2,05±0,61	0,05±0,03	0,05±0,00	0,49±0,10	0,15±0,02	0,07±0,04	14±3	12,1±8,6	35	29,6±0,8
Févr-18	1,91±0,18	0,08±0,02	0,05±0,00	0,53±0,06	0,22±0,04	0,08±0,01	9±1	14,1±4,8	75	29,7±0,7
Mar-18	1,56±0,53	0,03±0,02	0,01±0,00	0,32±0,06	0,22±0,04	0,05±0,01	7±2	13,8±7,3	148	30,7±0,8
Avr-18	1,80±0,3	0,09±0,02	0,05±0,02	0,51±0,16	0,36±0,18	0,10±0,03	7±4	22,1±15,0	89	30,8±0,3

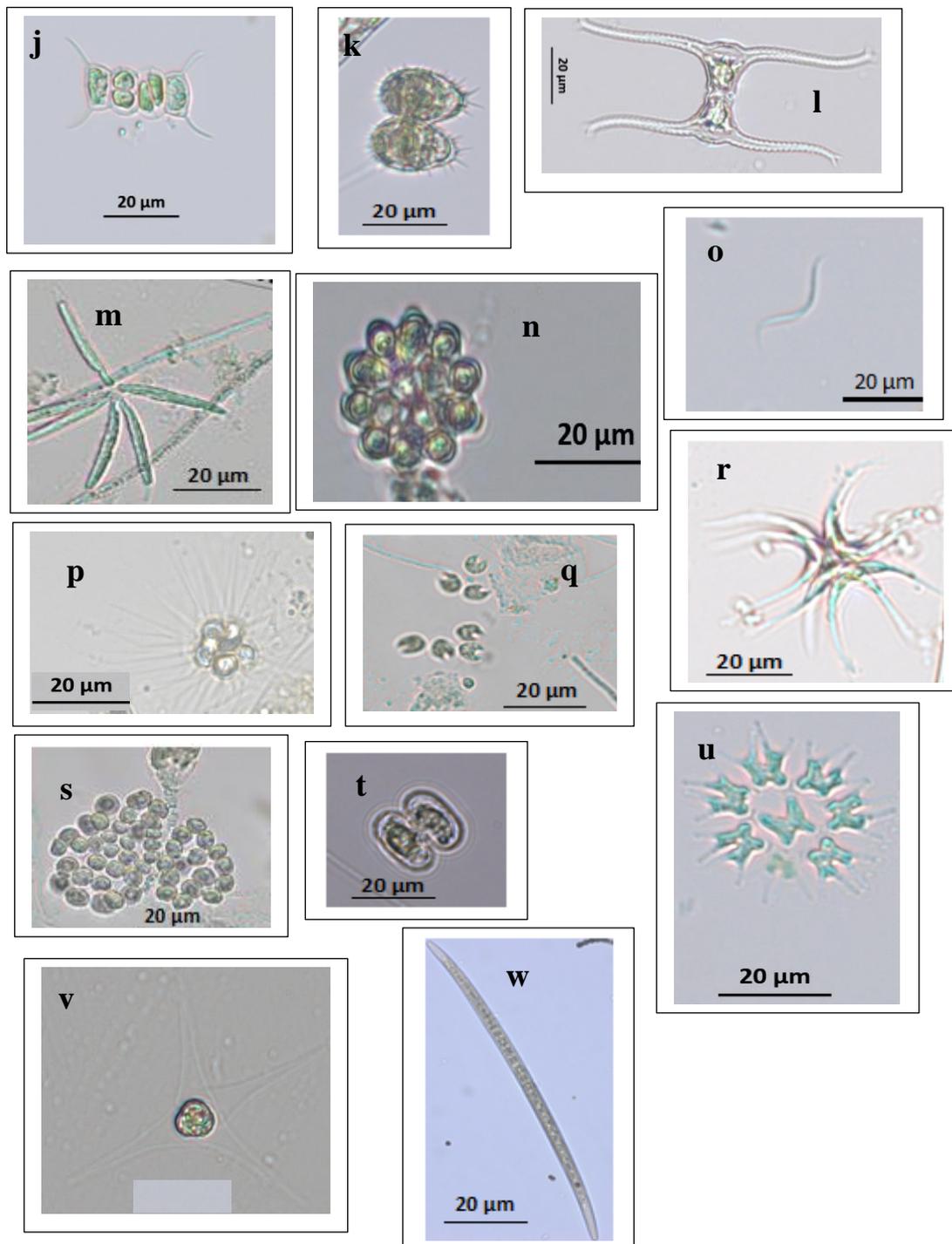
Annexe 2 : Photo de quelques genres de la communauté phytoplanctonique répertoriés dans la lagunes Aghien au cours du suivi.

I- Cyanobacteria



Quelques genres de Cyanobacteria observés au niveau de la lagunes Aghien pendant le suivi
 a- *Raphidiopsis* ; b- *Oscillatoria* ; c- *Limnothrix* ; d- *Aphanizomenon* ; e- *Planktothrix* ; f- *Dolichospermum* ; g- *Aphanocapsa* ; h- *Chroococcus* ; i- *Microcystis*

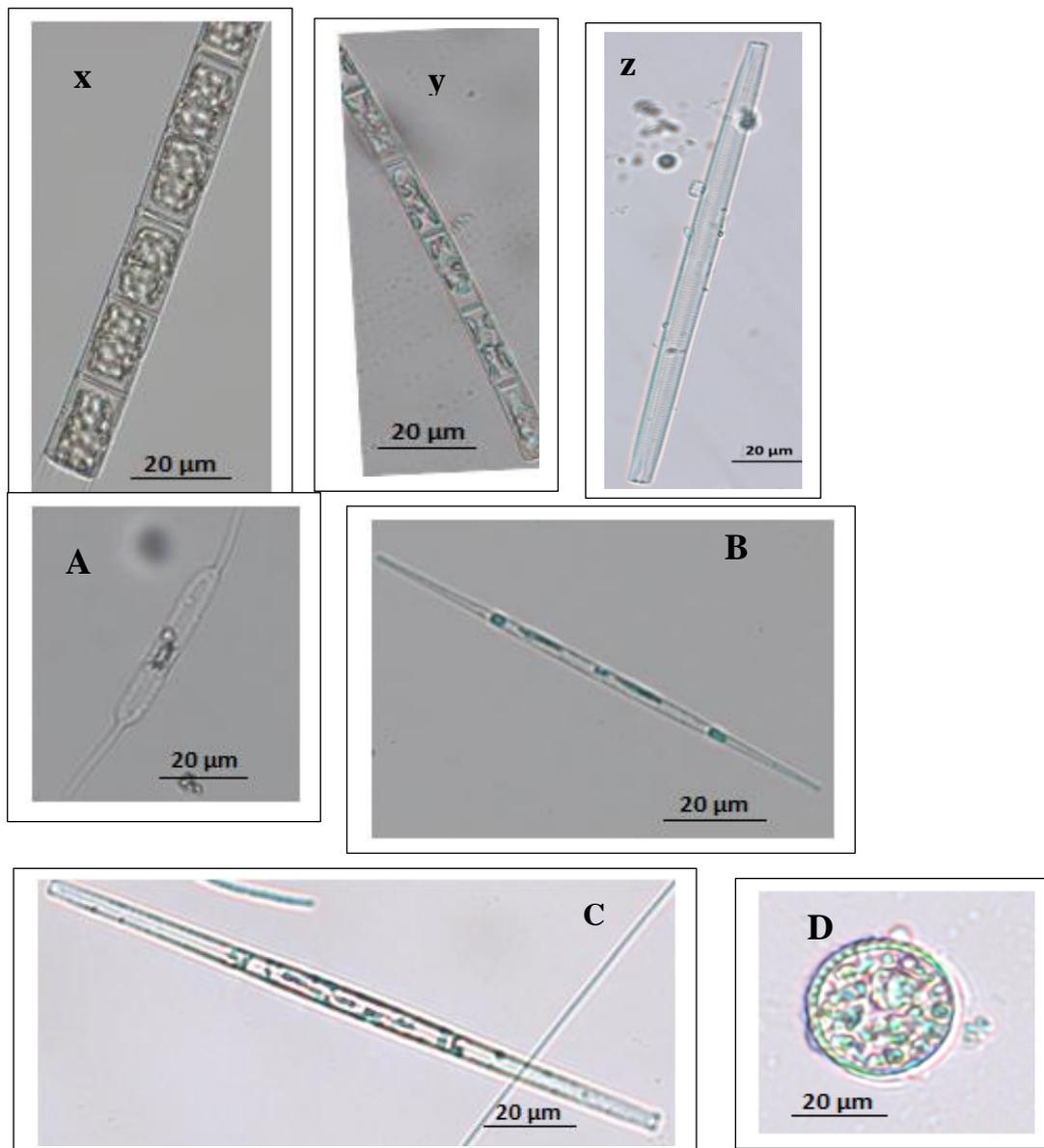
II- Chlorophyta



Quelques genres de Chlorophyta échantillonnés au niveau de la lagunes Aghien.

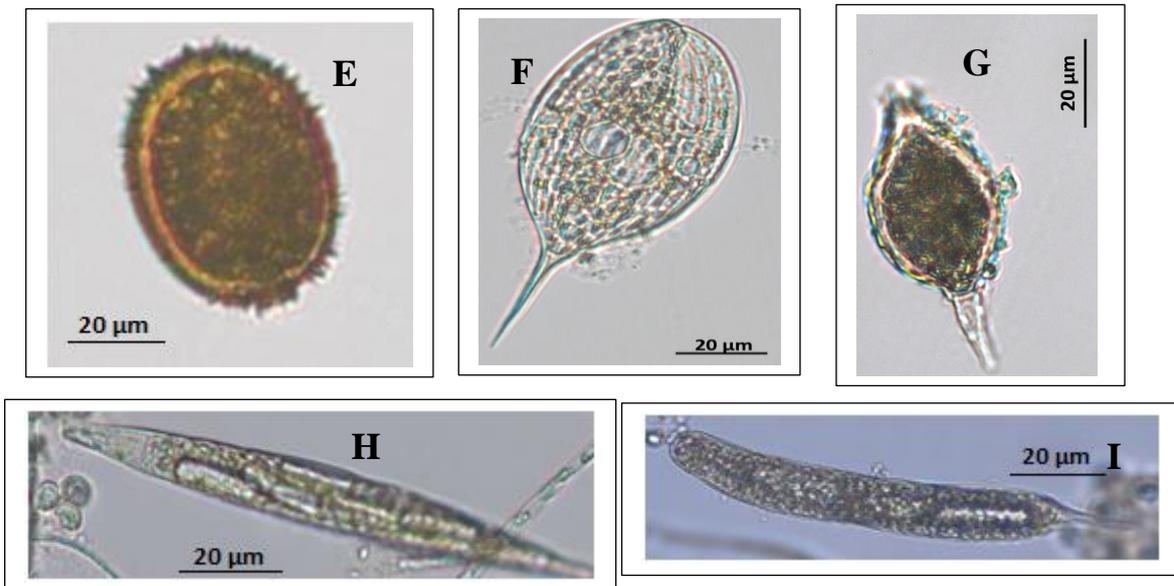
j- *Scenedesmus*; k- *Staurodesmus* ; l- *Staurastrum* ; m- *Actinastrum* ; n- *Coelastrum* ; o- *Monoraphidium*; p- *Micractinium* ; q- *Kirchneriella* ; r- *Ankistrodesmus* ; s- *Dictyosphaerium* ; t- *Cosmarium* ; u- *Pediastrum* ; v- *Treubaria* ; w- *Closterium*

III- Bacillariophyta



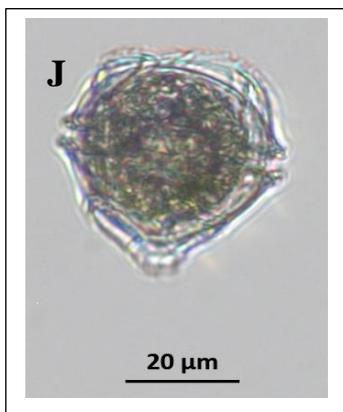
Quelques genres de Bacillariophyta échantillonnés au niveau de la lagunes Aghien.
 x- *Melosira*; y- *Aulacoseira* ; z- *Fragilaria* ; A- *Rhizosolenia* ; B- *Nitzschia* ; C- *Ulnaria*;
 D- *Cyclotella*

IV- Euglenophyta



Quelques genres de Euglenophyta échantillonnés au niveau de la lagunes Aghien.
 E- *Trachelomonas*; F- *Phacus* ; G- *Strombomonas* ; H- *Lepocinclis* ; I- *Euglena*.

V- Dinophyta



Seul genre de Dinophyta échantillonnés au niveau de la lagunes Aghien cours de cette étude.
 J- *Peridinium*

PUBLICATIONS

Résumé

Les travaux présentés ici ont été réalisés dans le cadre d'un projet international portant sur la surveillance et la gestion durables des ressources en eau de surface utilisées pour la production d'eau potable dans trois capitales africaines dont Abidjan. La surveillance de la lagune d'Aghien a été effectuée pendant 17 mois (décembre 2016 à avril 2018) dans six stations d'échantillonnage. Cette étude a eu pour objectif d'évaluer l'état écologique de la lagune Aghien en vue de son utilisation pour l'alimentation en eau potable. Elle a été effectuée à travers un suivi spatiotemporel de la communauté phytoplanctonique et deux approches expérimentales que sont des expérimentations en mésocosmes et une approche participative citoyenne de la surveillance des cyanobactéries dans la lagune Aghien. Ce travail s'est appuyé sur la dynamique spatiotemporelle du phytoplancton en relation avec les facteurs environnementaux. Ainsi des paramètres physicochimiques ont été mesurés et la communauté phytoplanctonique a été inventoriée et son biovolume a été calculé selon la méthode d'Utermöhl.

Des flux importants de nutriments ont été enregistrés dans la lagune Aghien. Ce processus est principalement associé aux rivières tributaires (Djibi, Bété et Mé) et le ruissellement des berges qui contribuent fortement à l'apport de nutriments dans la lagune pendant les saisons de pluie. Concernant le peuplement phytoplanctonique, au total 52 genres repartis en 5 embranchements ont été identifiés, regroupant 43 % de genres de Chlorophyta, 29 % de Cyanobacteria, 16 % de Bacillariophyta, 10 % d'Euglenophyta et 2 % de Dinophyta. Les concentrations moyennes de la Chlorophylle-a ont fluctué entre 26 et 167 $\mu\text{g L}^{-1}$. Les biovolumes ont été plus élevés pendant la saison sèche et plus faibles pendant les saisons des pluies avec Dinophyta et Cyanobacteria plus abondantes. De plus, parmi les genres dominants, cinq (*Raphidiopsis*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Limnothrix*) sont des cyanobactéries potentielles productrices de toxines. Les études en mésocosmes ont révélé une co-limitation de la croissance du phytoplancton par l'azote et le phosphore. Ainsi, dans la lagune Aghien, l'augmentation probable de l'apport des nutriments (eutrophisation) en raison de l'urbanisation croissante du bassin versant pourrait dans l'avenir entraîner des proliférations de phytoplancton comme simulé dans les mésocosmes. Pour la surveillance des proliférations de cyanobactéries, les données recueillies par les citoyens concordaient avec celles obtenues par une surveillance classique des cyanobactéries. Cette approche participative a également permis d'améliorer considérablement la compréhension et la sensibilisation des populations locales aux problèmes de qualité de l'eau et de prolifération des cyanobactéries. Malgré les difficultés rencontrées, ce travail suggère que la surveillance citoyenne est une approche prometteuse qui pourrait compléter l'approche classique de la surveillance durable des cyanobactéries dans les pays en développement.

En raison des quantités élevées de matières minérales et organiques, de l'apparition d'efflorescences de cyanobactéries potentiellement toxiques, cette étude a suggéré que la lagune Aghien serait eutrophe et qu'il serait coûteux de l'utiliser comme source d'eau potable en termes de traitement de l'eau. Vu l'état de la lagune, un suivi en continu de la qualité écologique de la lagune Aghien et des rivières tributaires serait nécessaire.

Mots clés : Approche citoyenne ; biovolume ; communauté phytoplanctonique ; Cyanobacteria ; lagune Aghien ; mésocosmes ; qualité écologique.

Abstract

The work presented here was carried out as part of an international project on the sustainable monitoring and management of surface water resources used for drinking water production in three African capitals including Abidjan. The monitoring of the Aghien lagoon was carried out over 17 months (December 2016 to April 2018) at six sampling stations. The objective of this study was to assess the ecological status of the Aghien lagoon in view of its use for drinking water supply. It was carried out through spatio-temporal monitoring of the phytoplankton community and two experimental approaches, namely mesocosm experiments and a participatory citizen approach to monitoring cyanobacteria in the Aghien Lagoon. This work was based on the spatio-temporal dynamics of phytoplankton in relation to environmental factors. Thus, physico-chemical parameters were measured and the phytoplankton community was inventoried and its biovolume was calculated using the Utermöhl method.

Significant nutrient flows have been recorded in the Aghien Lagoon. This process is mainly associated with the tributary rivers (Djibi, Bété and Mé) and the runoff from the banks, which strongly contribute to the input of nutrients into the lagoon during the rainy seasons. Concerning the phytoplankton population, 52 genera divided into 5 phyla were identified, including 43% of Chlorophyta genera, 29% of Cyanobacteria, 16% of Bacillariophyta, 10% of Euglenophyta and 2% of Dinophyta. Mean concentrations of Chlorophyll-a fluctuated between 26 and 167 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Biovolumes were higher in the dry season and lower in the rainy seasons with Dinophyta and Cyanobacteria more abundant. Furthermore, of the dominant genera, five (*Raphidiopsis*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Limnothrix*) are potential toxin-producing cyanobacteria. Mesocosm studies have revealed a co-limitation of phytoplankton growth by nitrogen and phosphorus. Thus, in the Aghien lagoon, the probable increase in nutrient input (eutrophication) due to the increasing urbanization of the catchment area could in the future lead to phytoplankton blooms as simulated in the mesocosms. For the monitoring of cyanobacterial blooms, the data collected by the citizens were consistent with those obtained by classical cyanobacterial monitoring. This participatory approach also greatly improved local understanding and awareness of water quality and cyanobacterial bloom issues. Despite the difficulties encountered, this work suggests that citizen monitoring is a promising approach that could complement the conventional approach to sustainable cyanobacteria monitoring in developing countries.

Due to the high amounts of mineral and organic matter, the occurrence of potentially toxic cyanobacteria blooms, this study suggested that the Aghien lagoon would be eutrophic and that it would be costly to use it as a drinking water source in terms of water treatment. Given the state of the lagoon, continuous monitoring of the ecological quality of the Aghien lagoon and its tributaries would be necessary.

Keywords: Citizen approach; biovolume; phytoplankton community; cyanobacteria; Aghien lagoon; mesocosms; ecological quality.